



Informe del estado de los **ambientes** y **recursos marinos** y costeros de Colombia

2022

Serie de Publicaciones Periódicas
Número 3 | ISSN: 1692-5025
Año 2023 | Santa Marta | Colombia

Director General
Francisco A. Arias Isaza

Subdirector Coordinación Científica (SCI)
Jesús Antonio Garay Tinoco

Subdirectora Administrativa (SRA)
Sandra Rincón Cabal

Coordinadora
 Coordinación de Investigación e Información
 para la Gestión Marina y Costera (GEZ)
Paula Cristina Sierra Correa

Coordinador
 Programa de Biodiversidad y Ecosistemas Marinos (BEM)
David Alonso Carvajal

Coordinadora
 Programa de Geociencias Marinas y Costeras (GEO)
Constanza Ricaurte Villota

Coordinadora
 Programa Calidad Ambiental Marina (CAM)
Luisa Fernanda Espinosa Díaz

Coordinador
 Programa Valoración y Aprovechamiento
 de Recursos Marinos (VAR)
Mario E. Rueda Hernández

Coordinador (e)
 Coordinación de Servicios Científicos (CSC)
Juan Carlos Márquez Hoyos

Calle 25 # 2 - 55, Playa Salguero

Santa Marta D.T.C.H. • 2017

PBX (575) 432 8600 • Fax (575) 4328694

www.invemar.org.co

ISSN: 1692-5025

Citar la obra completa:

INVEMAR. 2023. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2022. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 313 p.

Citar capítulos:

Autores. 2023. Título capítulo. (Intervalo de páginas ej: Pp. 10-20). En: INVEMAR. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2022. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. -313p.

Palabras clave: Ambientes marinos, Recursos marinos, Ecosistemas, Aguas marinas, Zona costera, Colombia.

Coordinación General

Jesús Antonio Garay Tinoco

Subdirector Coordinación Científica - SCI

AUTORES

Capítulo 1

Milena Hernández-Ortiz, Carolina García-Valencia, Diana Carolina Romero D'Achiardi, Anny Paola Zamora Bornachera.

Capítulo 2

Constanza Ricaurte-Villota, David Fernando Morales Giraldo, Edna Mileidy Pinzón Rodríguez, Johan Camilo Casadiego Estévez, Marco Elias González Arteaga, Jessy Johana Lambis Orobajo, Juan Fernando Cortina Múnera, Andrés Felipe Rosado Tapia, Margyet Sofia Daza Villanueva, Magnolia Murcia Riaño, Lorenzo Portillo, Wilmar Mosquera, Wilberto Pacheco, María Camila Bernal, Laura Martínez, Gustavo Adolfo Legarda Bermúdez, Juan Carlos Gómez Lara, Juan Pablo Sarmiento Díaz Granados, Tania Cóboda Meza, Lizbeth Janet Vivas-Aguas, Paola Sofía Obando-Madera, Luisa Fernanda Espinosa, Cristian Camilo Ruiz, Derly Yurani Rojas, Andrés Acosta Chaparro, Elizabeth Galeano Galeano, Diana Isabel Gómez López, Raúl Navas Camacho, Laura Sánchez Valencia, Amanda Selene Rojas Aguirre, David A. Alonso.

Capítulo 3

Fabián D. Escobar Toledo, Juan Pablo Álvarez, Alexander Girón, Efraín Viloria Maestre, Jorge Viana Tous, José Alexander Romero, Daniel Guerrero-Bedoya, Janwar Moreno, Johann López, Alvaro Salazar, Mario Rueda, Anny Paola Zamora Bornachera, Desireé María Hernández Narváez.

Capítulo 4

Milena Hernández Ortiz, Anny Paola Zamora Bornachera.

Capítulo 5

Andrés Acosta Chaparro, Elizabeth Galeano Galeano, Raúl Navas Camacho, Laura Sánchez Valencia, Amanda Selene Rojas Aguirre, Diana Isabel Gómez López, David A. Alonso, Edgar Arteaga, Julián Franco, Juan Fernando Saldarriaga, Paola Sofía Obando Madera, Carlos Andrés Pacheco, Luisa Fernanda Espinosa Diaz, Janwar Moreno, David Sánchez-Núñez, Daniel Guerrero-Bedoya, Javier Gómez-León, Ana Zuleta-Correa, Mario Rueda, Anny Paola Zamora Bornachera, Desireé María Hernández Narváez.

Capítulo 6

Christian Camilo Montes-Chaura, Diana Carolina Romero-D'Achiardi, Lina Paola Vasquez-Prieto, Carolina García-Valencia

Capítulo 7

Andrés Acosta Chaparro, Elizabeth Galeano Galeano, Raúl Navas Camacho, Laura Sánchez Valencia, Amanda Selene Rojas Aguirre, Diana Isabel Gómez López, David A. Alonso, Juan Fernando Saldarriaga, Paola Sofía Obando Madera, Luisa Fernanda Espinosa Diaz, Constanza Ricaurte Villota, Wilmar Andrés Mosquera Ardila, María Camila Bernal, Magnolia Murcia Riaño, David Fernando Morales Giraldo, Juan Fernando Cortina-Munera, Carlos Hernando Quilindo

Capítulo 8

Anny Paola Zamora, Joaquín Torres, Tania Hoyos

Compilación y edición

Milena Hernández-Ortiz

Cartografía

Diana Romero- LABSIS

Diseño

INVEMAR

Foto portada

Archivo INVEMAR.

PRESENTACIÓN

El Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andréis” – INVEMAR en cumplimiento de sus misión y funciones, presenta la versión 2022 del Informe del Estado de los Recursos Marinos y Costeros de Colombia en el que reporta información científica marina y costera actualizada, en concordancia con las políticas del país, articulando su gestión con el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible – Minambiente, Parques Nacionales Naturales – PNN, Corporaciones Autónomas Regionales y de Desarrollo Sostenible – CAR con incidencia en las zonas marino-costeras, Autoridad Nacional de Licencias Ambientales – ANLA y demás instituciones del SINa, así como algunas universidades y centros de investigación. Desde 1998 se genera anualmente este reporte, inicialmente a partir de datos recogidos en las diversas investigaciones del instituto y la información aportada por diferentes instituciones. A partir del año 2011, el contenido y estructura del informe se modifica con el fin de ofrecer a los lectores una información contextualizada y de fácil comprensión, basada en indicadores de Estado, Presión y Respuesta reportados casi exclusivamente por el INVEMAR, pretendiendo describir aquellos asuntos ambientales estratégicos que explican la situación actual y ciertas tendencias de cambio de los ecosistemas marinos y costeros y sus servicios ecosistémicos, relacionándolos con las causas y tensores que inciden de manera directa e indirecta sobre estos. Con el tiempo, se conformó una batería de índices e indicadores muchos de los cuales han alcanzado robustez y series históricas importantes e interesantes. Este informe reporta el balance anual sobre el estado de la naturaleza y el medio ambiente marino y costero, considerando que el año 2021 presento un periodo de reactivación económica, social y ambiental en muchas regiones del país, después de pasado mas de un año de restricciones marcadas por la pandemia de Covid-19, lo cual permitió en los últimos meses del año 2021 el levantamiento de datos en campo de los monitoreos del medio marino y costero. Considerando lo anterior, esta edición mantiene el reporte basado en indicadores incorporados gracias a la actualización, ajuste y estrategias de análisis de información del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros de los últimos años. El informe está compuesto por 8 capítulos, donde el primero incluye la descripción de los espacios oceánicos y zonas costeras e insulares de Colombia, las unidades de gestión ambiental, establecidas por la Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los Espacios Oceánicos y las Zonas Costeras e Insulares de Colombia. El capítulo II presenta avances en el conocimiento del medio abiótico, a partir de estudios de sistema de carbonatos, sólidos suspendidos, Clorofila-a (Chl-a), condiciones oceanográficas, dinámica litoral en tres sitios, caracterización general y geomorfológica de la plataforma continental al norte del departamento del Magdalena y del Pacífico colombiano, así como la calidad de las aguas marinas y costeras que incluye un análisis en playas turísticas, y también los indicadores de “salud” para arrecifes coralinos, pastos marinos y manglares. En el capítulo III, se describen las causas y tensores del cambio en los ecosistemas marinos y costeros, así como sus servicios de provisión de alimento y aprovechamiento por la pesca artesanal o industrial, incluyendo la operación estadística de presión pesquera artesanal. El capítulo IV contiene el tema de instrumentos de gestión, en el cual se describen los avances en el manejo integrado de la zona costera desde ejercicios de planificación espacial marina desarrollados a escala regional, el avance en el fortalecimiento de capacidades en manejo integrado de zonas costeras y el estado de la gestión de las áreas marinas protegidas. El

capítulo V describe y analiza el estado del conocimiento y los vacíos de información que se tienen sobre los ecosistemas marinos y costeros de Colombia, para este año se incluyeron 3 nuevos capítulos que ilustran el primer mapa oficial de manglares, la comparación entre los eventos climáticos extremos huracán Iota (2020) y Julia (2022), sobre las islas de Providencia y Santa Catalina. Y por último avances en las estimaciones de carbono azul en la zona costera colombiana. De este modo, el INVEMAR continúa generando y divulgando conocimiento para la formulación de políticas y la toma de decisiones que conduzcan al mejoramiento de la calidad de vida de los colombianos.

JESUS A. GARAY TINOCO

Subdirector de Coordinación Científica

TABLA DE CONTENIDO

PRESENTACIÓN.....	2
TABLA DE CONTENIDO	4
BATERÍA DE INDICADORES	8
LISTADO DE FIGURAS	10
LISTA DE TABLAS.....	22
LOS ESPACIOS OCEÁNICOS Y ZONAS COSTERAS E INSULARES DE COLOMBIA.....	26
CAPÍTULO I.....	26
MARCO GEOGRÁFICO	27
UNIDADES DE GESTIÓN	32
Región Caribe insular	34
Región Caribe y Pacífico continental y oceánica.....	34
ESTADO DEL AMBIENTE Y LOS ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS: INDICADORES DE ESTADO	37
CAPÍTULO II	37
INTRODUCCIÓN	38
EL AMBIENTE ABIÓTICO	38
Comparación de bases de datos para el análisis de corrientes superficiales en la cuenca del Caribe colombiano	38
Condiciones ambientales en los departamentos de La Guajira y Magdalena bajo condiciones La Niña (2020-2022).....	41
Condiciones Ambientales en el Pacífico colombiano (Tumaco, Gorgona y Pacífico norte) bajo condiciones de La Niña 2020-2022	44
Evolución litoral en las costas Caribe, Pacífico y territorios insulares (Monitoreo y alternativas de adaptación)	48
Playas del departamento del Magdalena (C199)	48
La zona costera del departamento de Córdoba (Caribe)	54
El caso de playas en Buenaventura (Pacífico)	55
Soluciones Basadas en Naturaleza para la mitigación de las geoamenazas	62
Fondos marinos.....	68
Cordillera Beata.....	68

Colinas y lomas del Pacífico colombiano.....	72
Soluciones tecnológicas para optimizar la gestión y generación de datos para el estudio del ambiente abiótico	75
Restauración de boya oceanográfica mediante integración tecnológica	76
Diseño y desarrollo de una plataforma web para la gestión de datos y validación funcional de la red de estaciones meteomarinas del INVEMAR.....	78
Índice de erosión costera de Colombia - IECC.....	80
ESTADO DE LA CALIDAD AMBIENTAL DEL RECURSO HÍDRICO MARINO Y COSTERO EN EL CARIBE Y PACÍFICO COLOMBIANOS.....	86
Índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM.....	86
Calidad microbiológica del agua de baño en las playas turísticas	96
Coliformes termotolerantes.....	97
Enterococos fecales.....	100
ECOSISTEMAS Y HÁBITATS	103
Arrecifes coralinos.....	103
Localización y distribución	104
Pastos marinos	111
Localización y distribución	112
Manglares.....	122
Localización y distribución	123
CAUSAS Y TENSORES DEL CAMBIO EN LOS ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS Y SUS SERVICIOS: INDICADORES DE PRESIÓN.....	131
CAPÍTULO III	131
INTRODUCCIÓN	132
TENSOR DIRECTO	132
Aprovechamiento de recursos pesqueros	132
INSTRUMENTOS DE GESTIÓN DE LOS ESPACIOS OCEÁNICOS Y ZONAS COSTERAS E INSULARES DE COLOMBIA: INDICADORES DE RESPUESTA.....	161
CAPÍTULO IV.....	161
INTRODUCCIÓN	162
MANEJO INTEGRADO DE ZONAS COSTERAS Y PLANIFICACIÓN ESPACIAL MARINA	165
Estrategia de capacitaciones	168
SUBSISTEMA DE ÁREAS COSTERAS Y MARINAS PROTEGIDAS	172

CAPÍTULO V.....	179
ESTADO DEL CONOCIMIENTO Y VACÍOS DE INFORMACIÓN	179
ESTADO DEL CONOCIMIENTO Y VACÍOS DE INFORMACIÓN SOBRE LOS ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS.....	180
Microalgas potencialmente nocivas.....	180
Dinoflagelados bentónicos.....	185
Conclusiones y recomendaciones	189
Contaminación por basura marina plástica	190
Bioprospección marina.....	196
Servicios Ecosistémicos	204
ESTADO DEL CONOCIMIENTO Y VACÍOS DE INFORMACIÓN SOBRE CAUSAS Y TENSORES DEL CAMBIO DE LOS ECOSISTEMAS	210
Causas y tensores directos	210
Enfermedades, síntomas y signos asociados	210
Pérdida de hábitat.....	216
Causas y tensores indirectos	219
Cambio climático	219
MAPA OFICIAL DE MANGLAres	226
CAPÍTULO VI.....	226
INTRODUCCIÓN	227
Descripción metodológica para la construcción del mapa oficial de manglares	227
MONITOREO CONDICIONES POST-JULIA	231
CAPÍTULO VII.....	231
INTRODUCCIÓN	232
COMPARACIÓN POST-IOTA VS POST-JULIA	233
Condiciones océano-atmosféricas	233
Manglares.....	235
San Andrés Isla	235
Bahía Hooker	236
El Cove	237
Smith Channel	237
Sound Bay	238

Salt Creek	239
Cocoplum	240
Providencia y Santa Catalina	242
Corales	246
San Andrés Isla.....	248
Providencia y Santa Catalina.....	253
Pastos marinos.....	257
San Andrés Isla.....	257
Providencia y Santa Catalina.....	261
Playas.....	261
Basura marina	267
AVANCES EN LAS ESTIMACIONES DE CARBONO AZUL EN LA ZONA COSTERA COLOMBIANA	272
CAPÍTULO VIII.....	272
INTRODUCCIÓN	273
POTENCIAL DE CARBONO AZUL EN COLOMBIA.....	273
LITERATURA CITADA	280

BATERÍA DE INDICADORES

1. Indicador de áreas perdidas y ganadas por cambios en la línea de costa.....	51
2. Indicador de erosión costera de Colombia - IEEC.....	82
3. Índice de calidad aguas marinas y costeras – ICAM	87
4. Indicador Condición-Tendencia de Áreas Coralinas - ICTAC	105
5. Indicador de condición tendencia de pastos marinos ICTPM	112
6. Indicador de Integridad biológica de Manglares – IBIm para la Ciénaga Grande de Santa Marta	126
7. Indicador de captura total y captura por especie (nacional)	133
8. Indicador de captura total anual y composición por especies para la pesca artesanal de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM.....	135
9. Indicador de abundancia relativa de la pesca artesanal en la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta - GCSM	137
10. Indicador de talla media de captura para la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM.....	139
11. Indicador de proporción de pesca incidental y descartes para la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM	141
12. Indicador de fracción desovante/juvenil de las capturas para la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM.	142
13. Indicador de renta económica de la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM.....	143
14. Indicador de la presión pesquera artesanal sobre el tamaño de las principales especies de peces de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM	145
15. Indicador de captura total y captura por especie: pesca nacional industrial de camarón	146
16. Indicador de abundancia relativa del camarón: pesca industrial nacional	149
17. Indicador de talla media de captura (TMC): pesca industrial nacional de camarón.....	151
18. Indicador de proporción de pesca incidental y descartes: pesca industrial nacional de camarón	153
19. Indicador de fracción desovante/juvenil de las capturas: pesca industrial nacional de camarón	155
20. Indicador de rentabilidad económica: pesca industrial nacional de camarón.....	157
21. Indice de precios de comercialización primaria de la pesca artesanal.....	158

22. Indicador de número de personas capacitadas: fortalecimiento de capacidades en manejo integrado costero	169
23. Indicador de proporción de áreas marinas protegidas con plan de manejo vs total de áreas marinas protegidas	177
24. Indicador de especies bioprospectadas (ensayadas)	201
25. Indicador de organismos marinos con estructura química determinada/ elucidada	203
26. Índice de estado de conocimiento de ecosistemas y servicios ecosistémicos	205
27. Índice de priorización de necesidades de investigación en ecosistemas y servicios ecosistémicos.....	208

LISTADO DE FIGURAS

Figura 1. Fronteras nacionales e internacionales de la zona marino – costera del territorio colombiano (modificado de IGAC, 2002).	30
Figura 2. Localización de las Unidades Ambientales Oceánicas y Costeras (modificado de INVEMAR, 2000).	33
Figura 3. Circulación superficial en el mar Caribe colombiano extraída de 4 bases de datos para el mes de enero de 2022, a) Ocean Surface Current Analyses Real-Time “OSCAR” V2; b) Multiobs_Glo_Physics_Nrt_015_003; c) Global_Analysisforecast_Physics_001_024; d) Hybrid Coordinate Ocean Model “HYCOM”; y e) la batimetría asociada al lecho marino de la cuenca Caribe GEBCO 2022.	39
Figura 4. Circulación superficial en el mar Caribe colombiano extraída de 4 bases de datos para el mes de julio de 2022, a) Ocean Surface Current Analyses Real-Time “OSCAR” V2; b) Multiobs_Glo_Physics_Nrt_015_003; c) Global_Analysisforecast_Physics_001_024; d) Hybrid Coordinate Ocean Model “HYCOM”; y e) la batimetría asociada al lecho marino de la cuenca Caribe GEBCO 2022.	40
Figura 5. Circulación superficial en el mar Caribe colombiano extraída de 4 bases de datos para el mes de octubre de 2022, a) Ocean Surface Current Analyses Real-Time “OSCAR” V2; b) Multiobs_Glo_Physics_Nrt_015_003; c) Global_Analysisforecast_Physics_001_024; d) Hybrid Coordinate Ocean Model “HYCOM”; y e) la batimetría asociada al lecho marino de la cuenca Caribe GEBCO 2022.	40
Figura 6. Comportamiento de las variables ambientales para las condiciones Niña de 2011 y 2020-2022 en la zona costera departamento de La Guajira y Magdalena. A) Promedio anual de la magnitud y dirección de viento, B) Anomalia estandarizada de la magnitud del viento, C) Promedio anual de TSM, y D) anomalía anual de la TSM.....	42
Figura 7. Comportamiento de las variables ambientales para las condiciones Niña de 2011 y 2020-2022 en la zona costera departamento de La Guajira y Magdalena. A) Precipitación acumulada anual, B) Anomalia estandarizada de la precipitación anual, C) Promedio anual de SST, y D) anomalía anual de la SST.	43
Figura 8. Precipitaciones en el Pacífico centro-sur colombiano – Estación IDEAM Aeropuerto Buenaventura [53115010], Mosquera [53010020] y Salahonda [52090010] para los años 2020-2022.	45
Figura 9. Vientos, TSM y SST en el Pacífico Norte – Buenaventura - Málaga para los años 2011,2020-2022.....	46
Figura 10. Viento, TSM y SST en el Pacífico centro – Gorgona para los años 2011,2020-2022.....	47
Figura 11. Vientos, TSM y SST en el Pacífico Sur – Tumaco para los años 2011,2020-2022.....	48

Figura 12. Ubicación de la zona de estudio al sur de la bahía del Rodadero, sector Playa Salguero. (Invemar, 2022a).....	50
Figura 13. Tasa de regresión lineal para el periodo comprendido entre junio 2017 y diciembre 2022.	52
Figura 14. Variación del volumen de playa entre 2020 y 2022.....	53
Figura 15. Localización de las playas estudiadas en el Pacífico Colombiano: La Bocana, Piangüita y Punta Soldado.	56
Figura 16. Valores de precipitación acumulada mensual para el 2022, medidos con las estaciones meteorológicas del IDEAM cercanas a la bahía de Buenaventura.....	56
Figura 17. Cambios intra-anuales de la línea de costa en La Bocana durante el año 2022. Se muestran las líneas de costa y transectos de tendencia durante: A) época seca, B) época húmeda menor, C) época húmeda mayor, y D) año completo (total por meses).	58
Figura 18. Cambios intra-anuales de la línea de costa en Piangüita durante el año 2022. Se muestran las líneas de costa y transectos de tendencia durante: A) época seca, B) época húmeda menor, C) época húmeda mayor, y D) año completo (total por meses).	59
Figura 19. Cambios intra-anuales de la línea de costa en Punta Soldado durante el año 2022. Se muestran las líneas de costa y transectos de tendencia durante: A) época seca, B) época húmeda menor, C) época húmeda mayor, y D) año completo (total por meses).	61
Figura 20. Localidades evaluadas por medio del sistema de monitoreo socio-ambiental de la erosión costera y su mitigación a través de alternativas AbE en el Caribe colombiano. Los números en rojo corresponden a aquellas localidades en las cuales se levantó información, pero que no cuentan con alternativas AbE aprobadas por este proyecto. (Ricaurte-Villota & Cortina-Munera, 2022).....	65
Figura 21. Resultados del Índice de Cambio de Línea de Costa (ICLC) para las localidades evaluadas en el proyecto AbE KFW FASE 1. Color azul: estado deseable, verde: bueno, amarillo: regular, naranja: alerta, y rojo: no deseable.	66
Figura 22. Resultados de la Clasificación de la Altura del Oleaje (CAO) para las localidades evaluadas en el proyecto AbE KFW FASE1. El color rojo representa un oleaje alto, el naranja un oleaje medio, el amarillo un oleaje bajo, y el verde un oleaje mínimo.	66
Figura 23. Resultados del Índice de Vulnerabilidad por Erosión Costera (IVEC) para las localidades evaluadas en el proyecto AbE KFW FASE 1. El color rojo representa un grado muy alto de vulnerabilidad, el naranja un grado alto, el amarillo un grado medio, y el verde un grado bajo.....	67
Figura 24. Resultados del Indicador de Condición-Tendencia de pastos marinos (ICTpm) para las localidades evaluadas en el proyecto AbE KFW FASE 1. Color azul: estado deseable, verde: bueno, amarillo: regular, naranja: alerta, y rojo: no deseable.....	67
Figura 25. Resultados del Indicador de Integridad Biológica de manglar (IBIm) para las localidades evaluadas en el proyecto AbE KFW FASE 1. Color azul: estado deseable, verde: bueno, amarillo: regular, naranja: alerta, y rojo: no deseable.....	67

Figura 26. Resultados del Indicador de Estado de playas y dunas (IEpd) para las localidades evaluadas en el proyecto AbE KFW FASE 1. Color azul: estado deseable, verde: bueno, amarillo: regular, naranja: alerta, y rojo: no deseable.	68
Figura 27. Relieve y morfología de la cordillera Beata en territorio marítimo colombiano. Arriba: modelo 3D batimétrico del área estudiada, con una exageración vertical x6. Abajo: perfil asimétrico E-W con exageración vertical x23.5.	69
Figura 28. Mapa de unidades morfológicas de la cordillera Beata en territorio marítimo colombiano.	71
Figura 29. Modelo de elevación digital de la zona a partir de datos batimétricos de GEBCO y GMRT.	72
Figura 30. Mapa morfológico del área de estudio. Interpretación basada en el modelo batimétrico de GMRT y GEBCO.....	74
Figura 31. Fotografía de la boya oceanográfica restaurada.....	76
Figura 32. Diagrama esquemático de las conexiones eléctricas de la boya.	77
Figura 33. Geovisor del portal web REMO.	78
Figura 34. Arquitectura empleada para el desarrollo del portal web REMO.....	79
Figura 35. Módulo de visualización de datos.	79
Figura 36. Mapa del sitio WEB.	80
Figura 37 Índices del IECC.....	85
Figura 38 Índices de proporción del IECC.....	85
Figura 39. Porcentaje (%) de estaciones de monitoreo de aguas marinas y costeras evaluadas con el índice ICAM en los años 2018, 2019 y 2020 (A). Tendencia en la proporción de las categorías de calidad (B) en el periodo 2018 a 2021.....	89
Figura 40. A) Porcentajes de calidad del agua marina y costera y B) valor del ICAM (promedio ± desviación estándar) obtenidos en los departamentos de las costas del Caribe y Pacífico de Colombia en 2021.....	90
Figura 41. Representación del índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM evaluado en los departamentos costeros de los litorales Caribe y Pacífico colombianos en el año 2021. Elaborado por Darwin Torres Labsis-INVEMAR.....	91
Figura 42. Tendencia del número de playas turísticas evaluadas en el período 2001 y 2022 en Colombia y su porcentaje de cumplimiento, de acuerdo con el criterio de calidad para coliformes termotolerantes para uso recreativo de contacto primario (200 NMP/100 mL, Minambiente, 2015). Las líneas punteadas representan la tendencia histórica.....	97
Figura 43. Gráfico de caja y bigotes de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE; NMP/100 mL) medido en las playas evaluadas por departamento en las regiones del Caribe y Pacífico, en el año 2022.	98

- Figura 44. Muestreos realizados en el año 2022 en las playas turísticas de los departamentos del Caribe y Pacífico colombianos y estado de cumplimiento (cumple / no cumple) del criterio de calidad de coliformes termotolerantes para aguas de baño de uso recreativo de contacto primario (200 NMP/100 mL, Minambiente, 2015). 99
- Figura 45. Tendencia del número de playas turísticas evaluadas en el período 2001 y 2022 en Colombia y su porcentaje de cumplimiento de acuerdo al valor de referencia para enterococos fecales para aguas de baño de uso recreativo bandera azul (<100 UFC/100 mL EFE; Unión Europea, 2006). Las líneas punteadas representan la tendencia histórica. 100
- Figura 46. Gráfico de caja y bigotes de las concentraciones de Enterococos fecales (EFE) (UFC/100 mL EFE) medido en las playas evaluadas por departamento en las regiones del Caribe y Pacífico, en el año 2022..... 101
- Figura 47. Muestreos realizados en el 2022 en las playas turísticas de los departamentos del Caribe y Pacífico colombiano y estado de cumplimiento (cumple / no cumple), de acuerdo al valor de referencia para enterococos fecales para aguas de baño de uso recreativo bandera azul (<100 UFC/100 mL EFE; Unión Europea, 2006). 102
- Figura 48. Localidades de monitoreo coralino y el estado de sus estaciones en el año 2022 según el índice de condición tendencia ICTAC para el Caribe colombiano: A. Old Providence McBean Lagoon, B. Providencia-Coralina, C. Parque Tayrona, D y E. PNN Corales del Rosario e islas de San Bernardo y F. Chocó Darién. Elaborado por LABSIS (2023). 107
- Figura 49. Localidades de monitoreo coralino y el estado de sus estaciones en el año 2022 según el índice de condición tendencia ICTAC para el Pacífico colombiano: A. PNN Utría, B. SFF Malpelo y C. PNN Gorgona. Elaborado por LABSIS (2023)..... 108
- Figura 50. Tendencia promedio general observada a través del tiempo de las condiciones ICTAC observadas en la totalidad de las estaciones de la región Caribe continental entre los años 2014 y 2022. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable. 109
- Figura 51. Tendencia promedio general observada a través del tiempo, del ICTAC observados en la totalidad de las estaciones de la región Pacífico entre los años 2014 y 2022. Representación de los colores: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable. ... 110
- Figura 52. Estaciones de monitoreo de pastos marinos y el estado de sus estaciones según el indicador de condición- tendencia ICTPM Densidad de vástagos en el Caribe colombiano durante el 2022. A) PNN Bahía Portete-Kaurrele (Portete), B) Guajira (Cabo Nuevo, Carrizal, Manaure, Ballena) C) PNN Tayrona (Chengue, Neguanje y Cinto) D) PNN Corales del Rosario y San Bernardo (Rosario, Isla Mangle y Playa Blanca) y Darién (Pinorroa y Triganá) (LABSIS-INVEMAR, 2022b). 115
- Figura 53. Estaciones de monitoreo de pastos marinos y el estado de sus estaciones según el indicador de condición- tendencia ICTPM Presencia del hongo *Labyrinthula* sp. en el Caribe colombiano durante el 2022. A) PNN Bahía Portete Kaurrele (Portete), B) Guajira (Cabo Nuevo, Carrizal, Manaure, Ballena) C) PNN Tayrona (Chengue, Neguanje y Cinto) D) PNN Corales del Rosario y San Bernardo (Rosario, Isla Mangle y Playa Blanca) y Darién (Pinorroa y Triganá) (LABSIS-INVEMAR, 2022b). 116

Figura 54. Tendencia promedio de las variables de densidad de vástagos y presencia de <i>Labyrinthula</i> sp. del ICTPM a lo largo de los años de monitoreo para el PNNCRSB	117
Figura 55. Tendencia de las valrialbes de densidad de vástagos y presencia de <i>Labyrinthula</i> spp. del ICTPM a lo largo de los años de monitoreo para el PNNT	117
Figura 56. Tendencia de las valriables de densidad de vástagos y presencia de <i>Labyrinthula</i> sp. del ICTPM a lo largo de los años de monitoreo para el PNNBPK.....	118
Figura 57. Tendencia de las valriables de densidad de vástagos y presencia de <i>Labyrinthula</i> sp. del ICTPM a lo largo de los años de monitoreo para la Guajira.....	119
Figura 58. Tendencia de las variables de densidad de vástagos y presencia de <i>Labyrinthula</i> sp. del ICTPM a lo largo de los años de monitoreo para el Darién.....	119
Figura 59. Distribución de los manglares en Colombia en el litoral Caribe, en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina y en el litoral Pacífico. Esta imagen es una representación gráfica de la ubicación de los manglares en el país y los límites de las Unidades Ambientales Costeras, y tiene únicamente fines ilustrativos (Imagen elaborada por LABSIS-INVEMAR en 2023).	123
Figura 60. Serie histórica (2010 - 2021) del Indicador de Integridad Biológica de manglares para las estaciones de monitoreo en la Ciénaga Grande de Santa Marta.	128
Figura 61. Captura industrial y artesanal desembarcada para el Caribe y Pacífico colombiano. *Los datos publicados en el SEPEC no cuentan con información para algunos meses del año, por tanto, esta información es subestimada	133
Figura 62. Captura artesanal en peso por especie desembarcada para el Caribe (izquierda) y Pacífico colombiano (derecha). *Los datos publicados en el SEPEC no cuentan con información para algunos meses del año, por tanto, esta información es subestimada.	133
Figura 63. Captura industrial en peso por especie desembarcada para el Caribe (izquierda) y Pacífico colombiano (Derecha). *Los datos publicados en SEPEC tienen vacíos de información para algunos meses del año, por tanto, esta información es subestimada	134
Figura 64. Captura total anual y por grupo de especies desembarcada de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM.	135
Figura 65. Composición anual de la captura desembarcada por especies de peces de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM.....	135
Figura 66. Abundancia relativa de peces (A) y crustáceos y moluscos (B) por arte de pesca en la ecorregion Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM.	137
Figura 67. Variación interanual de la talla media de captura (TMC) para las principales especies en la CGSM y su ubicación con respecto a la talla de madurez sexual (TM). En el caso de las Jaibas (B y C) la medida es el ancho del caparazón.	139
Figura 68. Composición porcentual de las capturas en peso por arte de pesca para 2022, discriminando las capturas objetivo, incidental y descartes en la CGSM.	141
Figura 69. Fracción desovante (color claro) y juvenil (color oscuro) de los principales recursos pesqueros en la CGSM durante 2022.....	142

Figura 70. Variación interanual de la renta económica promedio mensual (+/- EE) por pescador para los principales artes de pesca (Arriba: Peces y Abajo: Invertebrados) en la CGSM y su ubicación con respecto a una renta umbral equivalente a un SMMLV por año (en el 2022 SMMLV = \$ 1.000.000).	143
Figura 71. Indicador de la presión pesquera artesanal sobre la estructura de tallas capturadas de las principales especies de peces de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta-CGSM. Indicador certificado por el DANE.	145
Figura 72. Variación interanual de la captura objetivo en las pesquerías industriales de camarón del Pacífico (CAS y CAP) y su relación con la cuota global de pesca anual (punto de referencia límite; PRL).....	146
Figura 73. Variación interanual de la captura objetivo en la pesquería de camarón industrial del Caribe y su relación con la cuota global de pesca anual (punto de referencia límite; PRL).	147
Figura 74. Variación interanual de la captura por unidad de esfuerzo (kg/h) estimada en las pesquerías de camarón del Pacífico (A) y Caribe (B).....	149
Figura 75. Variación interanual de la talla media de captura (TMC) de las hembras de las principales especies en las pesquerías de camarón del Pacífico con respecto al punto de referencia límite (PRL) que es la talla de madurez sexual (TM).....	151
Figura 76. Variación interanual de la talla media de captura (TMC) de las hembras de camarón rosado <i>Farfantepenaeus notialis</i> , principal especie en la pesquería de cas del caribe colombiano con respecto al punto de referencia límite (prl).....	152
Figura 77. Variación interanual de la relación fauna acompañante/captura objetivo (FA/CO) en las pesquerías de camarón del Pacífico (A) y el Caribe colombiano (B).....	153
Figura 78. Estructura de tallas para las hembras de la principal especie objetivo en las pesquerías de CAS (izquierda) y de CAP (derecha) del Pacífico colombiano durante 2022, indicando la fracción juvenil y adulta de las capturas y el valor de la talla de madurez (TM).	155
Figura 79. Estructura de tallas para las hembras de la principal especie objetivo en la pesquería de CAS del Caribe colombiano durante 2022, indicando la fracción juvenil y adulta de las capturas y el valor de la talla de madurez (TM).	156
Figura 80. Variación interanual de la renta promedio por faena (\pm DE) en las pesquerías de CAS (A) y CAP (B) en el Pacífico colombiano. CT = Costos totales. (--- PRL = 15% más de los CT).....	157
Figura 81. Variación mensual de precios enero 2000 – diciembre 2021 (diciembre 2018=100) ...	159
Figura 82. Variación anual de precios enero 2000 – diciembre 2021 (diciembre 2018=100)	160
Figura 83. Esquema de las acciones desarrolladas para la planificación ambiental y la gestión integrada de los ambientes marinos y costeros en Colombia.	163
Figura 84. Metodología COLMIZC. Tomado de (Rojas-Giraldo <i>et al.</i> , 2010).	164
Figura 85. Áreas marinas Protegidas que integran el SAMP de Colombia. Fuente: elaboración con base en datos del RUNAP (2022).	172

Figura 86. Línea de tiempo de la declaratoria de las AMP que integran el SAMP. Fuente: elaboración con base en datos del RUNAP (2022).....	175
Figura 87. Número de áreas marinas protegidas con/sin plan de manejo. Fuente: elaboración propia con base en consultas a las entidades competentes.	177
Figura 88. Densidades fitoplanctónicas (cél. L-1) medidas mensualmente entre octubre de 2021 y septiembre de 2022, en las estaciones de Boca de la Barra-LBA y Ciénaga la Luna- CLU en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM).....	181
Figura 89. Abundancias relativas (%), medidas mensualmente en BLA y CLU (CGSM) entre octubre de 2021 y septiembre de 2022.....	182
Figura 90. Densidad y abundancia relativa del fitoplancton registrado en la Bahía Chengue (BCH) y Bahía de Santa Marta (Boya 2) en el 2022.....	184
Figura 91. Abundancia relativa (%) del fitoplancton en bahía Chengue y Boya en el 2022.....	184
Figura 92. Abundancia general por estación y relativa por género de dinoflagelados bentónicos entre octubre de 2021 y agosto de 2022 en Bahía Chengue.....	186
Figura 93. Abundancia general por estación y relativa por morfotipo de dinoflagelados bentónicos entre octubre de 2021 y agosto de 2022 en Bahía Chengue.....	187
Figura 94. Abundancia general por estación y relativa por género de dinoflagelados bentónicos entre octubre de 2021 y agosto de 2022 en Laguna Chengue.	187
Figura 95. Abundancia general por estación y relativa por morfotipo de dinoflagelados bentónicos entre octubre de 2021 y agosto de 2022 en Laguna Chengue.	188
Figura 96. Gráfico representativo del flujo y dinámica de la contaminación por basura marina y los plásticos en los océanos. Tomado de PNUMA (2021).	190
Figura 97. Estaciones de monitoreo REDCAM de microplásticos año 2021. (INVEMAR, 2023)	191
Figura 98. Proporción de los tipos de microplásticos en las muestras de arena de las playas de Colombia, colectadas en el año 2021. (INVEMAR, 2023).....	192
Figura 99. Abundancia de microplásticos en las playas turísticas del Caribe, registradas en los muestreos realizados en el mes de marzo (época seca) y septiembre y octubre (época lluviosa) en 2021. (INVEMAR, 2023).....	193
Figura 100. Proporción de los tipos de microplásticos en las muestras de arena de las playas del Caribe, colectadas en: Magdalena (marzo, septiembre y octubre), La Guajira (marzo), Bolívar (abril) y Antioquia (junio) del 2021 (INVEMAR, 2023)	194
Figura 101. Abundancia de microplásticos en las playas turísticas del Pacífico, registradas en los muestreos realizados en el mes de agosto y octubre (Bajas precipitaciones) y noviembre (Altas precipitaciones) en 2021(INVEMAR, 2023)	195
Figura 102. Proporción de los tipos de microplásticos en las muestras de arena de las playas del Pacífico, colectadas en: Cauca (agosto), Nariño (octubre) y Valle del Cauca (noviembre) del 2021 (INVEMAR, 2023).....	195

Figura 103. Hoja de ruta para la caracterización y seguimiento de la problemática ambiental marina por residuos plásticos y microplásticos en Colombia. Tomado de INVEMAR (2017).	196
Figura 104. Porcentaje de especies ensayadas por grupo de organismo para evaluar su bioactividad.	201
Figura 105. Número de ensayos biológicos evaluados en especies por grupo de organismo marino y sus derivados.....	202
Figura 106. Especies de organismos marinos cuyos extractos han sido caracterizados químicamente.	203
Figura 107. Índice del estado del conocimiento de ecosistemas y servicios ecosistémicos en Colombia.	206
Figura 108. Índice de priorización de necesidades de investigación en ecosistemas y servicios ecosistémicos (PNIiek) en Colombia.	208
Figura 109. Enfermedades de coral registradas en los arrecifes colombianos durante el 2022. A. lunares oscuros, B. banda amarilla, C. banda negra, D. plaga blanca, E. White pox y F. banda blanca.	212
Figura 110. Colonia de <i>Orbicella faveolata</i> afectada por la enfermedad de perdida de tejido coralino en la isla de San Andrés.....	212
Figura 111. Colonias de <i>Agaricia lamarcki</i> y <i>O. annularis</i> con un blanqueamiento superior al 50 y cercano al 100% respectivamente, registradas en el PNN Tayrona durante el 2022.....	213
Figura 112. Esponjas que afectan principalmente a <i>O. faveolata</i> en la región del Choco caribe (Capurganá). A. <i>Svenzea zeai</i> , B. <i>Mycale laevis</i> , C. <i>Ectyoplasia ferox</i> y D. <i>Cliona aprica</i>	214
Figura 113. A. colonia afectada por el impacto de un tajo de dinamita, partida por el medio y desplazada de su sitio de origen. B. colonia afectada por un ancla que la aplasta y mata parcialmente.	214
Figura 114. Foto Izq. Hojas de los pastos marinos <i>Thalassia testudinum</i> (hojas laminares gruesas) y <i>Syringodium filiforme</i> (hojas delgadas cilíndricas) afectadas por el hongo <i>Labyrhintula</i> spp que genera la mancha oscura hasta degradar toda la hoja. Foto der. Hojas de <i>T. testudinum</i> con distintas formas de afectación por el hongo.	215
Figura 115. Colonia de gran tamaño de la especie <i>O. faveolata</i> volteada por la acción del huracán Iota en la isla de Providencia durante el año 2020.	217
Figura 116. Efectos del paso de huracanes durante los últimos años, sobre las praderas de pastos marinos de la isla de Providencia.....	217
Figura 117. Destapamiento de un amplio sector del arrecife de La Chola, en el PNN Utría, Pacífico colombiano, debido a mareas extremas o pujas astronómicas durante el 2022.	218
Figura 118. Escenario de ascenso del nivel del mar (2081 – 2100) en el Distrito de Turbo. Fuente: INVEMAR (2021)....	219

Figura 119. Escenario de erosión costera (2040) en el Distrito de Turbo. Fuente: INVEMAR (2021e).	220
Figura 120. Escenario de ascenso en el nivel del mar año 2100 en el Distrito de Barranquilla. Fuente: INVEMAR (2020b).	220
Figura 121. Escenario de erosión costera al año 2040 en el Distrito de Barranquilla. Fuente: INVEMAR (2020b).	220
Figura 122. Escenario de ascenso del nivel del mar (izquierda) y erosión costera (derecha) al año 2100 para el municipio de Santiago de Tolú. Fuente: INVEMAR, 2019b.	221
Figura 123. Escenario de ascenso del nivel del mar (izquierda) y erosión costera (derecha) al año 2100 para el municipio de Bahía Solano. Fuente: INVEMAR (2018).	221
Figura 124. Escenario de ascenso del nivel del mar urbano al año 2100 para el Distrito de Buenaventura. Fuente: INVEMAR (2017b).	221
Figura 125. Escenario de ascenso del nivel del mar rural al año 2100 para el Distrito de Buenaventura. Fuente INVEMAR, 2017b.	222
Figura 126. Escenario de erosión costera al año 2100 para el Distrito de Buenaventura. Fuente: INVEMAR (2017b).	222
Figura 127. Escenario de ascenso del nivel del mar al año 2040 para el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Fuente: INVEMAR (2014).	222
Figura 128. Escenario de inundación fuerte por ANM + lluvias fuertes proyectado al año 2040. Fuente: INVEMAR <i>et al.</i> , 2012.	223
Figura 129. Áreas de inundaciones por ANM al año 2040. Fuente: INVEMAR (2010).	223
Figura 130. Represenación de la inundación por ANM bajo un escenario extremo al año 2100 en Tumaco. Fuente: Vides <i>et al.</i> , 2008.	223
Figura 131. Recolección de información biofísica para la cuantificación de carbono en manglares (A) y pastos marinos (B). Fuente: Arhivo fotográfico del INVEMAR.	224
Figura 132. Mapa nacional de manglares 2020 (INVEMAR, 2022c).	228
Figura 133. Esquema sintetizado de flujo metodológico para la construcción semiautomatizada del mapa nacional de manglares.	229
Figura 134. a) Cantidad de ciclones tropicales presentados en un radio de 500 km del archipiélago de San Andrés y Providencia durante los años 2000-2021. Fuente de datos NOAA. b) Ruta de ciclones durante el año 2022 dentro de un radio de 300 km desde la isla de San Andrés.	233
Figura 135. Promedio horario de: a) magnitud y dirección del viento (estación Jhonny Cay del INVEMAR), b) magnitud del viento y presión atmosférica (estación Jhonny Cay del INVEMAR) y c) altura significante del oleaje en un punto cercano a San Andrés y Providencia (fuente de datos CMEMS).	234
Figura 136. Variación de la temperatura superficial del mar antes, durante y después del paso del huracán Julia en octubre del 2022. Fuente de datos: Copernicus Marine Service (CMEMS).	235

- Figura 137. Mapa de la isla de San Andrés con la localización espacial de las estaciones de monitoreo de manglar de CORALINA y que han sido evaluadas por el INVEMAR en los últimos siete años y visitadas después del paso del huracán Julia (Mapa de cobertura de manglar LABSIS- INVEMAR 2022). 236
- Figura 138. Fotografías del paisaje interno del manglar con evidencia de la caída de ramas dentro de las parcelas de monitoreo (Fotos archivo INVEMAR-BEM 2022)..... 237
- Figura 139. Paisaje interno del manglar de Smith Channel en donde se evidencian árboles de mangle de gran porte en general en buen estado, pero algunos caídos y con signos de defoliación leve en las copas de los árboles principalmente (Fotos archivo INVEMAR-BEM 2022). 237
- Figura 140. Paisaje interno del manglar de Smith Channel donde se encontraron durante el recorrido del 14 de octubre de 2022 árboles partidos y caídos de *Rhizophora mangle* (A y B) y de *Laguncularia racemosa* (C y D) (Fotos INVEMAR-BEM 2022). 238
- Figura 141. Paisaje interno del manglar de la estación de monitoreo de Sound Bay con la evidencia de algunos árboles de *L. racemosa* caídos (A, B y C) y algunas ramas con hojas sobre el suelo (D) (Fotos archivo INVEMAR-BEM 2022). 239
- Figura 142. Paisaje interno del manglar de la estación de monitoreo de Salt Creek con la evidencia de muchas ramas grandes partidas y caídas sobre el agua que estaba con un nivel alto de inundación (A) y algunos árboles caídos de *Rhizophora mangle* (B) y de *Laguncularia racemosa* (C) (Fotos archivo INVEMAR-BEM 2022). 240
- Figura 143. Paisaje interno del manglar de la estación de monitoreo de Cocoplum con la evidencia de árboles caídos de *Laguncularia racemosa* (A, B y C) y algunas ramas con hojas sobre el suelo (D) (Fotos archivo INVEMAR-BEM 2022). 241
- Figura 144. Porcentaje de defoliación en los árboles de mangle en las estaciones de monitoreo evaluadas en la isla de San Andrés después del paso del huracán JULIA 241
- Figura 145. Mapa de la isla de Providencia y Santa Catalina con la cobertura actualizada de manglar vivo a 2021 (14 ha) y la localización de las parcelas permanentes de monitoreo de las estaciones de manglar en donde se realizaron los recorridos de evaluación después del paso del huracán JULIA (Mapa elaborado por LabSIS-INVEMAR 2022). 243
- Figura 146. Porcentaje de defoliación en los árboles de mangle en las estaciones de monitoreo evaluadas en la isla de Providencia y Santa Catalina después del paso del huracán JULIA. (Elaborado por INVEMAR-BEM 2022)..... 244
- Figura 147. Paisaje interno dentro de las estaciones de monitoreo de manglar de Santa Catalina (A y B), de Old Town (C y D) y de McBean Lagoon (E y F). 245
- Figura 148. Sectores de evaluación y zonas de interés a lo largo de la isla de San Andrés. Mapa cobertura de Corales y pastos marinos LABSIS-2022..... 247
- Figura 149. Antes (izquierda) y después (derecha) del huracán Julia en el costado nororiental de la cuenca lagunar de San Andrés. Triángulos rojos: parches coralinos y Triángulos amarillos: cambios aparentes en la cobertura..... 249

Figura 150. Ramas de <i>A. palmata</i> y fragmentos de <i>M. complanata</i> encontrados en el borde del parche coralino.....	249
Figura 151. Colonias de <i>A. palmata</i> y colonias fracturadas y dispersas en la zona de Little Reef .	250
Figura 152. Colonias de <i>Diploria labyrinthiformis</i> , <i>O. faveolata</i> , <i>P. strigosa</i> en el sector de Acuario al Noreste de la Isla de San Andrés.....	251
Figura 153. Colonias de <i>M. complanata</i> y algas pétreas en la cresta arrecifal ubicada al noreste de la Isla de San Andrés	251
Figura 154. Colonia de <i>M. cavernosa</i> y <i>O. annularis</i> volcadas en el sector Noreste de la Isla de San Andrés	252
Figura 155. Cambio de cobertura en el punto 45 reportado en campo, sector noroccidente. La imagen de la izquierda corresponde a una fecha anterior al paso del huracán y la imagen de la derecha a una fecha posterior al paso del huracán.....	253
Figura 156. Identificación de cubierta perdida después del huracán Julia, en la zona norte de la isla de Providencia.....	254
Figura 157. Porcentaje de estaciones presentando alguno de los estados de condición del indicador ICTAC. Se observa la mejoría que se viene dando a partir del año 2017.....	255
Figura 158. Tendencia registrada para las estaciones ubicadas en la isla de Providencia	255
Figura 159. Porcentaje de estaciones del PNN McBean Lagoon presentando alguno de los estados de condición del indicador ICTAC. Se observa la mejoría dada en 2022.	256
Figura 160. A y B) Exposición de raíces y rizomas de <i>S. filiforme</i> en la zona. C) Enterramiento de los pastos marinos.	257
Figura 161. Cambio de cobertura de pequeñas praderas de pastos marinos entre una imagen anterior al huracán Julia (izquierda) y una posterior (derecha). La fecha roja indica a Haynes Cay y las flechas verdes indican los cambios en la cobertura de pastos marinos.....	258
Figura 162. Cambio de cobertura post Julia en puntos planeados (P_SAI_11, P_SAI_13 y P_SAI_14), sector oriente de la isla. En la imagen de la derecha (con fecha posterior al paso del huracán) se puede observar que aparentemente algunas coberturas disminuyeron su extensión, especialmente donde se encontraban los puntos planeados para visitar.	259
Figura 163. Cambios en la cobertura de pastos marinos en el sector de El Cove, La imagen de la izquierda corresponde a una imagen previa al paso del huracán y la imagen en de la derecha a una imagen posterior al paso del huracán.....	260
Figura 164. Raíces y rizomas expuestos en las zonas de la Bahía el Cove y frente el hoyo soplador.	260
Figura 165. A) Desprendimiento de raíces de <i>H. wrightii</i> en la zona de San Felipe y B) Erosión y pérdida de cobertura de pastos marinos en la zona de la estación McBean-Coralina.....	261
Figura 166 Modelo de Elevación Digital (DEM) de las playas de A) Spratt Bay, B) Sound Bay, C) Rocky Cay, D) Johnny Cay. Datos no corregidos a nivel del mar.	264

Figura 167 Modelos de Elevación Digital (DEM) de la Isla de Providencia y Santa Catalina. A) playa de Manzanillo. B) Playa de South West C) Playa de Fresh Water bay. D) Playa de Fort Bay. Datos no corregidos a nivel del mar.....	266
Figura 168. (A) Pesaje de basura marina recolectada durante las actividades de limpieza con el programa de limpieza de playas de la Secretaría de Servicios Públicos y Medio Ambiente (B). Presentación de la EER adelantada por el INVEMAR y apoyo y recomendaciones técnicas en relación a la recolección de basura marina.	270
Figura 169. Actividades de limpieza y remoción de sargazo durante las jornadas de limpieza de playas llevadas a cabo en el sector de San Luis.	271
Figura 170. (A) Guardaparques del Parque Regional de Mangle Old Point en la jornada de limpieza. (B). Residuos Sólidos recolectados durante la jornada de limpieza adelantada	271
Figura 171. Áreas de manglar donde se han realizado estimaciones de carbono azul: Providencia y Santa Catalina, San Andrés, Atlántico, Sucre, Córdoba y Valle del Cauca. Elaborado por: LabSis-INVEMAR.....	274
Figura 172. Áreas de pastos marinos donde se ha realizado estimaciones de carbono azul: San Andrés y La Guajira. Fuente: Proyecto MAPCO (INVEMAR-Fundación Natura, 2019).	275
Figura 173. Manglares: Medición de diámetro a la altura del pecho (DAP)- biomasa aérea (Izq). Fragmentos caídos de madera y arboles muertos en pie- necromasa (cen). Muestra de suelo recuperado hasta 50 cm (der)). Fuente: Archivo INVEMAR.....	275
Figura 174. Pastos marinos: obtención muestra de suelo (Izq). Nuecleador (cen). Núcleo extraído con muestra de suelo (der). Fuente: Informe MAPCO (INVEMAR-Fundación Natura 2019).....	276
Figura 175. Línea de tiempo de las investigaciones en Carbono azul para manglares y pastos marinos. Fuente: Elaboración propia.....	277

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Áreas y longitudes aproximadas de la zona marina y costera de Colombia. Los vectores fueron reproyectados de Magna Colombia Bogotá a Lambert Azimutal Colombia para estimar áreas y distancias.....	27
Tabla 2. Autoridades ambientales regionales y locales de la zona costera colombiana	31
Tabla 3. Comisiones Conjuntas de las Unidades Ambientales Costeras – UACs (elaboración en el marco de las actividades de la Resolución 478 de 2016 con el Minambiente, Actividad “Incorporar dentro del ordenamiento ambiental del territorio los ecosistemas marinos, costeros e insulares con consideraciones de cambio climático”).	35
Tabla 4. Características de las bases de datos de circulación superficial.	39
Tabla 5. Localidades seleccionadas para el monitoreo de la erosión costera.	54
Tabla 6. Resultados del análisis estadístico de cambio de línea de costa intra-anual del año 2022 para el sector de La Bocana.....	57
Tabla 7. Resultados del análisis estadístico de cambio de línea de costa intra-anual del año 2022 para el sector de Piangüita.....	58
Tabla 8. Resultados del análisis estadístico de cambio de línea de costa intra-anual del año 2022 para el sector de Piangüita.....	60
Tabla 9. Resumen técnico-económico de los proyectos formulados en Barú y Nuquí en el marco del proyecto MADS 805. (INVEMAR-MADS, 2022).	63
Tabla 10. Índices de la operación estadística IECC.....	82
Tabla 11. Interpretación de los resultados.	82
Tabla 12. Resultados del IECC, 2016-2020.	83
Tabla 13. Variables para el cálculo del ICAM de acuerdo al tipo de agua	87
Tabla 14. Escala de valoración del índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM. Fuente: Vivas-Aguas, 2011.	88
Tabla 15. Número de registros del índice de calidad de aguas marinas y costeras con fines de preservación de fauna y flora - ICAM calculados por departamentos en la región Caribe y Pacífico y total nacional.....	89
Tabla 16. Contribución del ICAM a los instrumentos de política nacional.....	90
Tabla 17. Principales tensores antropogénicos relacionados con las condiciones inadecuadas y pésimas de calidad del agua marina y costera determinadas en los departamentos del Caribe y Pacífico colombianos en el periodo 2018 - 2021. Los números representan la cantidad de sitios por departamento y el color de la celda la categoría de calidad según el ICAM. Naranja (inadecuada) y rojo (pésima).	93

Tabla 18. Opciones de medidas de seguimiento que se puedan adoptar según la valoración del índice ICAM. Tomado de Vivas-Aguas, 2011, modificado de Marín, 2001.....	94
Tabla 19. Valores de referencia para las variables del índice de condición-tendencia de áreas coralinas – ICTAC (Rodríguez-Rincón <i>et al.</i> , 2014) en la región Caribe - Referencias de McField <i>et al.</i> , 2020).	105
Tabla 20. Valores de referencia para las variables del índice de condición-tendencia de áreas coralinas – ICTAC (Rodríguez- Rincón <i>et al.</i> , 2014) en la región Pacífico (tomado de SISMAC- INVEMAR).....	105
Tabla 21. Valores de referencia finales para definir el Índice de condición-tendencia de áreas coralinas – ICTAC (Rodríguez-Rincón <i>et al.</i> , 2014).	106
Tabla 22. Condición de estado según el ICTAC de los valores registrados para cada una de las variables del índice, observadas por áreas de la región Caribe continental en el año 2022. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable.....	109
Tabla 23. Condición de estado según el ICTAC de los valores registrados para cada una de las variables del índice, observadas por áreas de la región Pacífico en el año 2022. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable.	109
Tabla 24. Criterios de condición tendencia con respecto a la densidad (Vástagos/m ²) para praderas de pastos marinos monoespecíficas o mixtas con mayor proporción de <i>Thalassia testudinum</i> . ..	113
Tabla 25. Criterios de condición tendencia con respecto a la densidad (vástagos/m ²) para praderas de pastos marinos mixtas dominadas por <i>Syringodium filiforme</i>	113
Tabla 26. Escala de valoración preliminar de referencia para la afectación de <i>Labyrinthula</i> spp. del indicador de condición- tendencia pastos marinos– ICTPM.....	113
Tabla 27. Escala ejemplo de valoración integral del indicador de condición-tendencia de pastos marinos – ICTPM.	114
Tabla 28. Resultados de la valoración de estado para las variables densidad de vástagos y afectación del hongo <i>Labyrinthula</i> sp. en las praderas de pastos marinos del PNNCRSB colombiano durante el 2022.....	116
Tabla 29. Resultados de la valoración de estado para las variables densidad de vástagos y afectación del hongo <i>Labyrinthula</i> sp. en las praderas de pastos marinos del PNNT colombiano durante el 2022	117
Tabla 30. Resultados de la valoración de estado para las variables densidad de vástagos y afectación del hongo <i>Labyrinthula</i> sp. en las praderas de pastos marinos del PNNBPK colombiano durante el 2022.....	118
Tabla 31. Resultados de la valoración de estado para las variables densidad de vástagos y afectación del hongo <i>Labyrinthula</i> sp. en las praderas de pastos marinos de la Guajira colombiano durante el 2022.....	118

Tabla 32. Resultados de la valoración de estado para las variables densidad de vástagos y afectación del hongo <i>Labyrinthula</i> sp. en las praderas de pastos marinos del Darién colombiano durante el 2022	119
Tabla 33. Distribución de las especies de mangle en el Caribe y Pacífico colombiano. Datos tomados de Sánchez-Páez <i>et al.</i> (1997); Spalding <i>et al.</i> (2010), Duke, 2020; Blanco-Libreros y Ramírez-Ruiz, 2021; Rodríguez-Rodríguez <i>et al.</i> , 2022). SAI: Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, GUA: La Guajira, MAG: Magdalena, ATL: Atlántico, BOL: Bolívar, SUC: Sucre, COR: Córdoba, ANT: Antioquia, CHO: Chocó, VCAU: Valle del Cauca, CAU: Cauca, NAR: Nariño. NC. No confirmado. (Tabla actualizada por Selene Rojas en 2023).....	125
Tabla 34. Intervalos de referencia para calcular el IBIm para la Ciénaga Grande de Santa Marta. Los intervalos se construyeron para cada variable, teniendo en cuenta reportes de diferentes fuentes bibliográficas y de los mismos datos obtenidos en el proyecto de monitoreo del bosque de mangle de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Ibarra <i>et al.</i> , 2014).	127
Tabla 35. Escala de interpretación del indicador de integridad biológica de manglares (IBIm) de la Ciénaga Grande de Santa Marta.	127
Tabla 36. Listado de áreas marinas protegidas del SAMP. Fuente: SSD-SAMP (2022).	173
Tabla 37. Presencia y abundancia (cél. L ⁻¹) de géneros con especies potencialmente nocivas en la Boca de la Barra (LBA) durante el periodo octubre 2021 a septiembre 2022).....	183
Tabla 38. Presencia y abundancia (cél. L ⁻¹) de géneros con especies potencialmente nocivas en la Ciénaga la Luna (CLU) durante el periodo octubre 2021-a septiembre 2022.....	183
Tabla 39. Presencia y abundancia (cél. L-1) de géneros con especies potencialmente nocivas en la Bahía Chengue (BCH) en 2022	185
Tabla 40. Presencia y abundancia (cél. L-1) de géneros con especies potencialmente nocivas en la Bahía de Santa Marta (Boya2) en 2022.....	185
Tabla 41. Densidades máximas (cél. g ⁻¹ p.h) y meses en que registraron de dinoflagelados potencialmente nocivos registrados entre los meses de octubre de 2021 a agosto de 2022.	189
Tabla 42. Consolidado de especies marinas por grupo de organismo con al menos un ensayo de bioactividad evaluado hasta 2021, las que se han caracterizado químicamente hasta el 2021 y las publicadas en 2022.	199
Tabla 43. Casos de estudio realizados por el Invemar durante los últimos 14 años sobre vulnerabilidad e impactos del cambio climático a nivel marino costero en Colombia.....	219
Tabla 44 Resumen de los principales rasgos geomorfológicos exhibidos en las playas evaluadas en la isla de San Andrés.	262
Tabla 45 Resumen de los principales rasgos geomorfológicos exhibidos en las playas evaluadas en la isla de Providencia.....	265
Tabla 46. Observación en campo de la presencia de basura marina en los manglares del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina producto del paso del Huracán Julia	267

Tabla 47. Observación en campo de la presencia de basura marina en las playas del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina producto del paso del Huracán Julia	269
Tabla 48. Carbono orgánico (Mg/ha) almacenado en la biomasa aérea (Ba), necromasa (Ne) y árboles muertos en pie (AMP) en las localidades de muestreo de manglares en Colombia.	278
Tabla 49. Carbono orgánico (g C/m ²) almacenado en la biomasa aérea (Ba) en las localidades de muestreo de pastos marinos en Colombia.	278

CAPÍTULO I

LOS ESPACIOS OCEÁNICOS Y ZONAS COSTERAS E INSULARES DE COLOMBIA



Costa de Santa Marta, Bahía de Santa Marta. Foto por: INVEMAR.

MARCO GEOGRÁFICO

Colombia es un país con 1'137.814 km² de área continental, que cuenta aproximadamente con 3.531 km de costa sobre el océano Pacífico y el mar Caribe, que le otorgan otros 892.102 km² de aguas jurisdiccionales, según el mapa Ecosistemas Continentales, Costeros y Marinos (IDEAM et al., 2007), para una extensión total de cerca de 2'070.408 km². Es así como Colombia tiene un área marino costera relativamente igual a la de su territorio continental y de ahí el origen del lema institucional del INVEMAR: "Colombia 50% Mar".

La zona costera definida por la Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los Espacios Oceánicos y las Zonas Costeras e Insulares de Colombia PNAOCI, corresponde a la franja del litoral de 2 km atrás de los ecosistemas de influencia marina, de las áreas marinas protegidas y de los centros poblados costeros, y tiene una extensión emergida (continental e insular) de 16.128 km² (aprox. 1,5% del territorio emergido), pero la extensión de la zona costera también va hasta la plataforma continental mar adentro. La mayor parte del límite exterior de la plataforma continental coincide con la isóbata de los 200 m y en general la zona costera marina representa un 6% de las aguas jurisdiccionales.

El Caribe colombiano está localizado en el sector más septentrional de Suramérica, en su extremo noroccidental. Debido a la ubicación del Archipiélago de San Andrés, Providencia, Santa Catalina y los cayos e islotes asociados, Colombia tiene fronteras internacionales con Jamaica, Haití y República Dominicana al norte, con Costa Rica y Nicaragua al noroccidente, hacia el oriente limita con Venezuela, en donde la frontera cruza la línea de costa en el sector de Castilletes (N 11°50', W 71°20') y al occidente comparte frontera con Panamá, cruzando la zona costera en cabo Tiburón (N 08°41'7,3" W 77°21'50,9"). Tiene una zona costera emergida de 7.673 km² y una superficie de aguas jurisdiccionales de 532.154 km² (Tabla 1). Para efecto de una mejor comprensión de los datos de línea de costa debido a factores de escala y criterios geomorfológicos, en la Tabla 1, se describe la longitud a escala 1.30.000, 1:100.000 y 1:500.000.

Tabla 1. Áreas y longitudes aproximadas de la zona marina y costera de Colombia. Los vectores fueron reproyectados de Magna Colombia Bogotá a Lambert Azimutal Colombia para estimar áreas y distancias.

		REGIÓN		TOTAL
		Caribe	Pacífico	
Línea de costa (km) Escala: 1:30.000 ¹	Continental	1.980	1.779 8	3.859
	Insular del margen continental	35 γ	γ	
	Insular oceánico	65	γ	
	Subtotal	2.080	1.779	
	Continental	2.070 *	4.684 ♀	6.969

¹La línea de costa escala 1:30.000 para el año 2020 es el resultado de la digitalización semiautomatizada utilizando el algoritmo CoastSat con imágenes Sentinel 2 de 10 m de resolución por pixel (INVEMAR, 2022a), esta línea de costa no incluye algunos sectores insulares del margen continental dada la resolución del análisis y de los requerimientos de la operación estadística a la cual pertenece; tampoco incluye los esteros o zonas internas del Pacífico contrario a la línea de costa escala 1:100.000 (INVEMAR e IDEAM, 2017), de ahí las diferencias en el reporte de extensión por regiones y totales.

		REGIÓN		TOTAL
		Caribe	Pacífico	
Línea de costa (km) Escala: 1.100.000 ²	Insular del margen continental	100 •	24 ©	3.531
	Insular oceánico	84 ✕	7 ✤	
	Subtotal	2.253	4.715	
Línea de costa (km) Escala: 1.500.000 ³	Continental	1.785 ✕	1.545 ♀	16.128
	Insular del margen continental	86 •	50 ©	
	Insular Oceánico	60 ✕	4 ✤	
	Subtotal	1.932	1.599	
Área emergida de la zona costera (km ²)	Continental	7.594	8.435	892.102
	Insular del margen continental	30	20	
	Insular Oceánico	49	1	
	Subtotal	7.673	8.456	
Extensión de aguas jurisdiccionales (km ²)	Extensión de aguas costeras	30.219	21.205	892.102
	Extensión de aguas oceánicas	501.935	338.744	
	Subtotal	532.154	359.948	

Condiciones para medición de línea de costa: © Insular del margen continental Pacífico incluye isla Gorgona, • Insular del margen continental Caribe incluye islas Tierra Bomba, Fuerte, Arena e islas del Rosario y San Bernardo. ✕ Insular oceánico Caribe incluye islas de San Andrés y Providencia. ✤ Insular oceánico Pacífico incluye isla Malpelo. ✕ Continental Caribe borde litoral externo, contando con los límites internos de lagunas costeras. ♀ Continental Pacífico borde litoral externo, contando con los límites internos de los esteros e incluyendo San Andrés de Tumaco. Tí Por la resolución del análisis no se incluyó la línea de costa insular de las de Gorgona y Malpelo. y Insular del margen continental Caribe solo incluye la isla de Tierra Bomba. 8 Continental Pacífico no incluye el borde interno de zonas de esteros, bocas y sistemas deltáticos.

Colombia es un país con 1'137.814 km² de área continental, que cuenta aproximadamente con 3.531 km de costa sobre el océano Pacífico y el mar Caribe, que le otorgan otros 892.102 km² de aguas jurisdiccionales, según el mapa Ecosistemas Continentales, Costeros y Marinos (IDEAM *et al.*, 2007), para una extensión total de cerca de 2'070.408 km². Es así como Colombia tiene un área marino costera relativamente igual a la de su territorio continental y de ahí el origen del lema institucional del INVEMAR: "Colombia 50% Mar".

La división político administrativa de la costa continental del Caribe colombiano está conformada por los departamentos de La Guajira, Magdalena, Atlántico, Bolívar, Sucre, Córdoba, Antioquia y Chocó que agrupan a su vez con 45 municipios. La autoridad marítima está presente con 7 Capitanías

² Los datos de longitud de línea de costa (km), escala: 1:100.000 de esta tabla tiene como fuente principal la base de datos geográfica del proyecto de Elaboración del Análisis de Vulnerabilidad Marino Costera e Insular ante el Cambio Climático para el país (INVEMAR e IDEAM, 2017) y fueron ajustados acorde a las condiciones descritas en la nota al pie de la tabla. Esta línea de costa fue generada con base a criterios geofísicos en donde se incluyeron de manera completa las zonas de esteros, bocas, islas barreras y sistemas deltaicos que tienen una mayor influencia de la marea; de por más se encontrará que la longitud en kilómetros excede la de reportes generados anteriormente.

³ Los datos de áreas y longitud de línea de costa escala 1:500.000 de esta tabla tienen como fuente principal la base de datos geográfica del Mapa de Ecosistemas Continentales Costeros y Marinos, (IDEAM *et al.*, 2007) y fueron ajustados acorde a las condiciones descritas en la nota al pie de la tabla.

de Puerto y las autoridades ambientales regionales y locales están conformadas por 11 instituciones entre Corporaciones Autónomas Regionales – CAR, Establecimientos Públicos Ambientales – EPA y un Departamento Administrativo Distrital del Medio Ambiente, encargados de la gestión ambiental (Tabla 2). Desde el punto de vista fisiográfico costero predomina la llanura Caribe, que se extiende hacia el norte de las estribaciones de las cordilleras Occidental y Central (serranías de Abibe y San Jerónimo). Resaltan el relieve de la Sierra Nevada de Santa Marta que se levanta desde el nivel del mar hasta 5.770 m, como un macizo aislado, los paisajes desérticos de La Guajira, los deltas de los ríos Magdalena, Sinú y Atrato, así como los golfo de Morrosquillo en Sucre y de Urabá en Antioquia (Steer et al., 1997; Maldonado et al., 1998; INVEMAR et al., 2002; Correa y Restrepo, 2002; Posada y Henao, 2008). Los archipiélagos de las islas del Rosario y de San Bernardo, ambos originados por diapirismo de lodo, colonizados por formaciones arrecifales (Vernette, 1985; Maldonado et al., 1998), pertenecen al Caribe insular continental y se localizan en la plataforma continental frente a los departamentos de Bolívar y Sucre.

La costa Caribe insular oceánica está conformada por el archipiélago de San Andrés, Providencia, Santa Catalina y sus islotes y cayos asociados; se ubica al noroeste del país, en la llamada zona de elevación de Nicaragua, entre las coordenadas 10°49' y 16°10' de latitud Norte y 78° 00' y 82°14' de longitud Oeste (Figura 1). Tiene una extensión de línea de costa de 100 km aproximadamente y un área terrestre de 49 km² (Posada et al., 2011) (Tabla 1). Administrativamente está conformada por un solo departamento, con presencia de 2 Capitanías de Puerto y por la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (CORALINA) encargada de la gestión ambiental en todo el Archipiélago (Tabla 2). El litoral Pacífico está integrado por los departamentos de Chocó, Valle del Cauca, Cauca y Nariño, que agrupan 16 municipios costeros. La autoridad marítima tiene presencia con 4 Capitanías de Puerto, y la gestión ambiental regional y local, está a cargo de 4 CAR y 1 EPA (Tabla 2). La costa del Pacífico se divide en dos regiones fisiográficamente diferentes: la zona norte, entre Panamá y cabo Corrientes, de aproximadamente 375 km de longitud, constituida por costas acantiladas muy accidentadas, correspondientes a la serranía del Baudó. Hacia el sur de cabo Corrientes hasta el límite con el Ecuador la costa es baja, aluvial, con planos inundables cubiertos por manglares, una red de drenaje densa conformada por ríos y esteros y sólo interrumpidos por pequeños tramos de acantilados en bahías de Málaga, Buenaventura y Tumaco (Maldonado et al., 1998; Posada et al., 2009; Posada et al., 2011).

Desde el punto de vista hidrográfico 99 ríos principales desembocan en las costas colombianas, de los cuales 43 tributan en el mar Caribe y 56 en el océano Pacífico, siendo los principales aportes de aguas dulces en el Caribe el río Magdalena - Canal del Dique, el río Atrato y el río Sinú; En el Pacífico los ríos San Juan, Mira y Micay (IDEAM, 2014). En general, los ecosistemas dominantes son las playas de arena, acantilados y manglares.

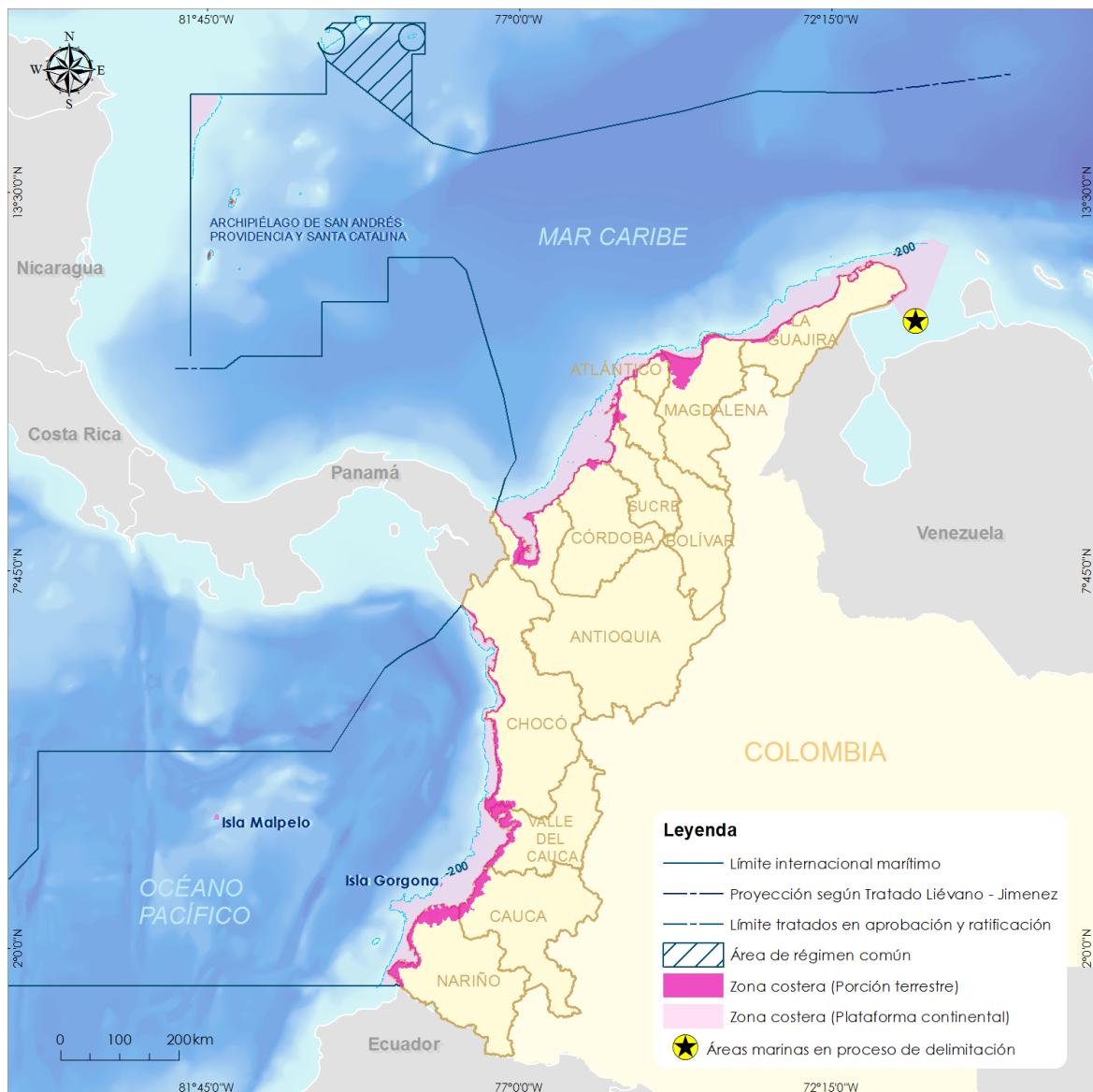


Figura 1. Fronteras nacionales e internacionales de la zona marino – costera del territorio colombiano (modificado de IGAC, 2002).

La zona costera colombiana se constituye en el principal eje de desarrollo económico del país, donde sobresalen las actividades portuarias, turísticas, pesqueras y minero-energéticas, especialmente en la región Caribe; esto a pesar las brechas sociales con respecto al territorio nacional, resaltando en este sentido la región Pacífico (Banrep, 2017). Es importante destacar el aporte de los 12 departamentos costeros al Producto Interno Bruto (PIB) nacional, cuya participación durante el 2016-2020 se ha mantenido cercana al 41,3% en promedio, y para el año 2020 reportó \$417.643,2 (miles de millones de pesos) (DANE, 2021). En Colombia se han delimitado diez zonas portuarias marítimas ubicadas en nueve departamentos: La Guajira, Magdalena, Atlántico, Bolívar, Sucre, Antioquia, San Andrés Isla, Valle del Cauca y Nariño, por las cuales se movilizó durante el año 2021 el 98,4% de carga, con una variación negativa del 0,43% con respecto al año 2019, alcanzando los 4,5 millones de contenedores (SuperTransporte, 2021).

La población residente en las zonas costeras e insulares para el año 2021 es cercana a los 6.573.642 habitantes, de los cuales cerca del 87,4% se encuentra en la región Caribe, principalmente en los centros urbanos de Barranquilla, Cartagena y Santa Marta; por su parte, los mayores núcleos urbanos del Pacífico colombiano son el Distrito de Buenaventura y el municipio de San Andrés de Tumaco (DANE, 2018a).

Tabla 2. Autoridades ambientales regionales y locales de la zona costera colombiana

DEPARTAMENTOS		MUNICIPIOS COSTEROS	AUTORIDADES AMBIENTALES	CAPITANÍAS DE PUERTO
Costa Caribe	Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina	Isla San Andrés Isla Providencia	CORALINA	San Andrés Providencia
	La Guajira	Uribia Manaure Riohacha Dibulla		Puerto Bolívar Riohacha
		Santa Marta Ciénaga Zona Bananera Puebloviejo El Retén Pivijay SitioNuevo Remolino Salamina	DADMA CORPAMAG	Santa Marta
		Barranquilla Puerto Colombia Tubará Juan de Acosta Soledad Piojó Luruaco		
	Atlántico	Cartagena de Indias María la Baja Santa Catalina Santa Rosa Turbaco Turbaná Arjona	EPA CRA	Barranquilla
		San Onofre Tolú Coveñas Palmito		
		San Antero San Bernardo del Viento Lorica Moñitos Puerto Escondido Los Córdobas	CARDIQUE	Cartagena
		Apartadó Arboletes Carepa San Juan de Urabá Necoclí		
			CARSUCRE	Coveñas
Costa Pacífico	Córdoba		CVS	Coveñas
	Antioquia		CORPOURABA	Turbo

DEPARTAMENTOS		MUNICIPIOS COSTEROS	AUTORIDADES AMBIENTALES	CAPITANÍAS DE PUERTO
Costa del Pacífico	Chocó	Turbo		
		Unguía	CODECHOCÓ	
		Acandí		
	Chocó	Juradó	CODECHOCÓ	Bahía Solano
		Bojayá		
		Bahía Solano		
		Nuquí		
		Bajo Baudó		Buenaventura
	Valle del Cauca	Buenaventura	CVC	
			EPA	
		López de Micay	CRC	Guapi
	Cauca	Timbiquí		
		Guapi		
	Nariño	Santa Bárbara	CORPONARIÑO	Tumaco
		El Charco		
		La Tola		
		Olaya Herrera		
		Mosquera		
		Francisco Pizarro		
		San Andrés de Tumaco		

UNIDADES DE GESTIÓN

Según el (DNP, 2007a) el ordenamiento territorial (OT) se refiere, por una parte, a la organización y la estructura político administrativa del Estado: funciones, competencias, interrelaciones entre los niveles de gobierno, etc. Y por la otra, a la relación de la sociedad con el territorio, que se evidencia a través de diferentes dinámicas y prácticas políticas, sociales, económicas, ambientales y culturales, generadoras de condiciones específicas de desarrollo territorial. Ambos elementos del OT son interdependientes y de su adecuada regulación y planificación depende la posibilidad de administrar y gestionar eficientemente el territorio tanto continental como marino y aprovechar sus potencialidades en procura de un desarrollo equilibrado y sostenible, una mayor integridad territorial, un fuerte sentido de cohesión social y, en general, un mayor nivel de bienestar para la población.

En este contexto, la PNAOCI (MMA, 2001), estableció las tres grandes regiones oceánicas y costeras del país (Caribe Continental y Oceánico, Caribe Insular y Pacífico Continental), como regiones integrales de planificación del desarrollo y ordenamiento territorial, reconociendo que cada una de ella tiene dinámicas y características particulares que ameritan reconocer en estos procesos particulares.

Según la PNAOCI, esta estrategia permite establecer diferentes niveles o instancias dentro del proceso de administración de las zonas costeras. Hace énfasis en la escala de las grandes regiones para mostrar la necesidad de agrupar administrativamente y para efectos de planificación estratégica a todas las unidades administrativas de cada costa, con base en el argumento de que cada una de ellas tiene su propia base ecosistémica, problemática y diagnóstica.

Por otra parte, al interior de cada una de las Regiones Integrales de Planificación, se definieron unidades ambientales y geográficas continuas, con ecosistemas claramente definidos, que requieren una visualización y manejo unificado. Se establecieron 12 unidades ambientales, unas de carácter costero y otras oceánicas –UACO's, que constituyen los espacios oceánicos y la zona costera nacional. La delimitación de la zona costera del país inicialmente se realizó según los criterios definidos por la PNAOCI (MMA, 2001), y posteriormente según lo definido por la Ley 1450 de 2011 (Congreso de Colombia, 2011), Decreto 1120 de 2013 (Minambiente, 2013) y el Decreto único reglamentario 1076 de 2015 (Minambiente, 2015). Esta delimitación sectoriza las zonas costeras del país en unidades ambientales homogéneas. Su descripción y localización (Figura 2), es la siguiente:

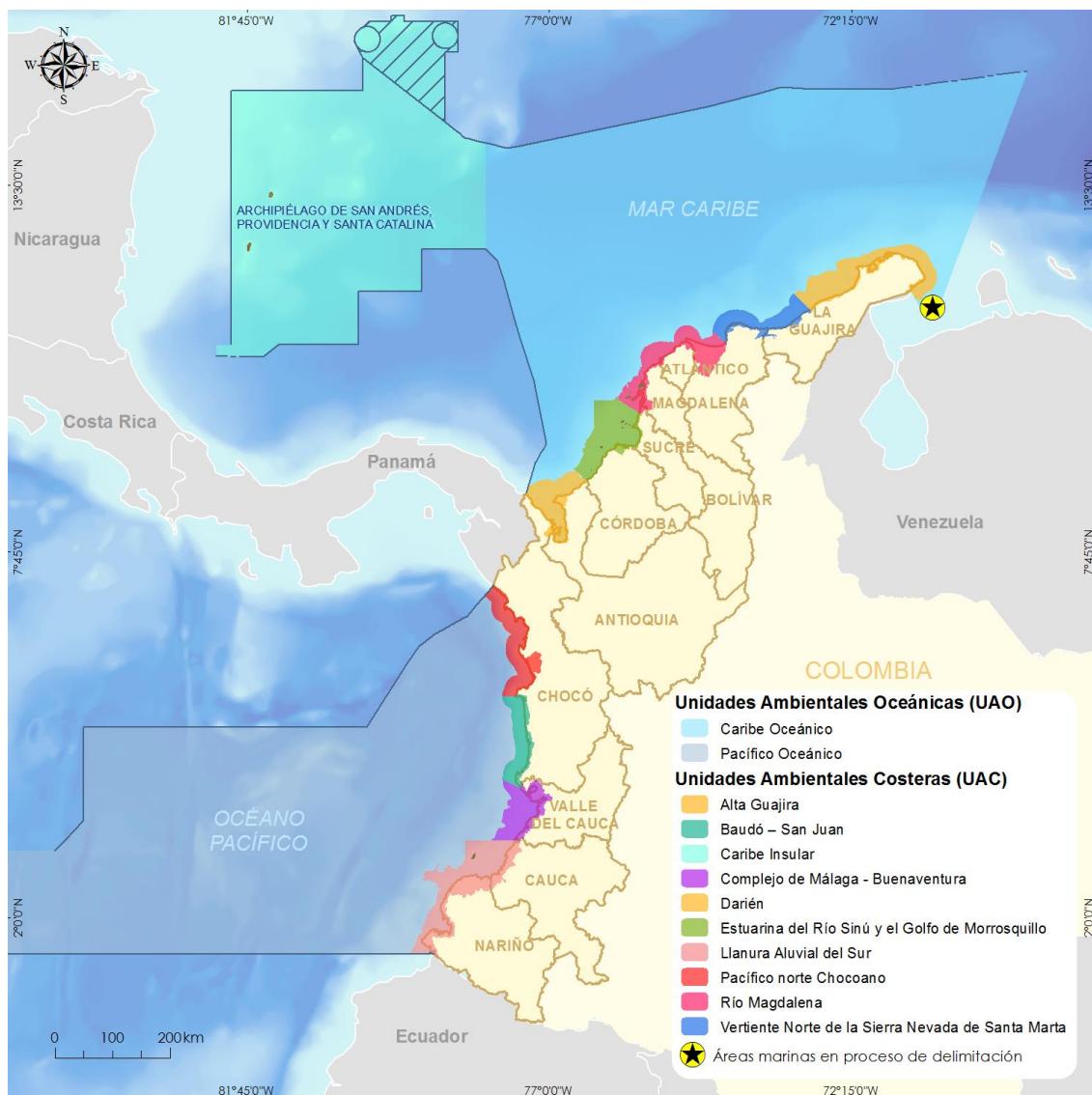


Figura 2. Localización de las Unidades Ambientales Oceánicas y Costeras (modificado de INVEMAR, 2000).

Región Caribe insular

- **Unidad Ambiental Caribe Insular – Reserva de Biósfera SEAFLOWER:** Comprende el territorio del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, incluyendo su territorio emergido y sumergido.

Región Caribe y Pacífico continental y oceánica

- **Unidad Ambiental Costera de la Alta Guajira:** desde Castilletes (frontera con Venezuela) hasta la margen noreste del río Ranchería en el departamento de La Guajira.
- **Unidad Ambiental Costera de la Vertiente Norte de La Sierra Nevada de Santa Marta:** desde la margen boca del río Ranchería (incluyéndola) hasta la boca del río Córdoba (incluyéndola) en el departamento del Magdalena.
- **Unidad Ambiental Costera del Río Magdalena complejo Canal del Dique – sistema lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta:** desde la boca del río Córdoba hasta punta Comisario. Incluye isla Tierra Bomba, isla Barú, y el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario.
- **Unidad Ambiental Costera Estuarina del Río Sinú y el Golfo de Morrosquillo:** desde punta Comisario hasta punta del Rey, límites de los departamentos de Antioquia y Córdoba. Incluye el archipiélago de San Bernardo, isla Palma, isla Fuerte e isla Tortuguilla.
- **Unidad Ambiental Costera del Darién:** desde punta del Rey, límite de los departamentos de Antioquia y Córdoba hasta cabo Tiburón (frontera con Panamá) en el departamento del Chocó.
- **Unidad Ambiental Caribe Oceánico:** representada por todas las áreas marinas jurisdiccionales de Colombia en el mar Caribe a partir de la isóbata límite convencional de la plataforma continental o insular.
- **Unidad Ambiental Costera Pacífico Norte Chocoano:** desde la frontera con Panamá (Hito Pacífico) hasta cabo Corrientes en el departamento del Chocó.
- **Unidad Ambiental Costera del Baudó - San Juan:** desde cabo Corrientes hasta el delta del río San Juan (incluyéndolo), en el departamento del Chocó.
- **Unidad Ambiental Costera del Complejo de Málaga - Buenaventura:** desde el delta del río San Juan hasta la boca del río Naya en el departamento del Cauca.
- **Unidad Ambiental Costera de la Llanura Aluvial Sur:** desde la boca del río Naya en el límite del departamento del Cauca, hasta la boca del río Mataje (Hito Casas Viejas - Frontera con Ecuador) en el departamento de Nariño. Incluye las islas de Gorgona y Gorgonilla.
- **Unidad Ambiental Pacífico Oceánico:** representada por todas las áreas marinas jurisdiccionales de Colombia en el océano Pacífico a partir de la isóbata límite convencional de la plataforma continental o insular.

Así mismo, el Decreto 1120 de 2013, compilado en el Decreto Único Reglamentario del sector ambiente 1076 de 2015 (Minambiente, 2015), establece la creación de las comisiones conjuntas para cada UAC (Tabla 3), cuyo objeto es concertar y armonizar el proceso de ordenación y manejo de estas áreas. El Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible – Minambiente, es quien preside las comisiones conjuntas y ha venido realizando una importante labor con las entidades competentes, las cuales están en la facultad para crear comités técnicos encargados de suministrar

el soporte para la formulación de los Planes de Ordenación y Manejo Integrado de las Unidades Ambientales Costeras – POMIUAC y la toma de decisiones.

Por su parte el INVEMAR en el marco de sus actividades ha venido acompañando y trabajando con el Minambiente y las comisiones conjuntas en temas de planificación y ordenamiento para fortalecer sus actividades misionales en el ámbito marino (Tabla 3).

Tabla 3. Comisiones Conjuntas de las Unidades Ambientales Costeras – UACs (elaboración en el marco de las actividades de la Resolución 478 de 2016 con el Minambiente, Actividad “Incorporar dentro del ordenamiento ambiental del territorio los ecosistemas marinos, costeros e insulares con consideraciones de cambio climático”).

UNIDAD AMBIENTAL +COSTERA	INTEGRANTES DE LA COMISIÓN CONJUNTA
UAC Alta Guajira	<ul style="list-style-type: none"> • Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), quien la presidirá. • Director(a) de la Corporación Autónoma Regional (CAR) de La Guajira (CORPOGUAJIRA), o su delegado. • Director(a) PNN (en el acta de creación de la Comisión Conjunta no figura, pero fue incluida en un acta posterior).
UAC Vertiente Norte de la Sierra Nevada de Santa Marta	<ul style="list-style-type: none"> • Ministro(a) de Ambiente y Desarrollo Sostenible, o su delegado (el Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del MADS), quien la presidirá. • Director(a) de la Corporación Autónoma Regional (CAR) de La Guajira (CORPOGUAJIRA), o su delegado. • Director(a) de la CAR del Magdalena (CORPAMAG), o su delegado. • Director(a) de la Dirección Territorial Caribe de Parques Nacionales Naturales de Colombia, o su delegado. • Director(a) del Departamento Administrativo Distrital para la Sostenibilidad Ambiental (DADSA), o su delegado.
UAC del Río Magdalena, complejo Canal del Dique – Sistema Lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta	<ul style="list-style-type: none"> • Ministro(a) de Ambiente y Desarrollo Sostenible, o su delegado (el Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del MADS) quien la presidirá. • Director(a) Territorial Caribe de Parques Nacionales Naturales de Colombia, o su delegado. • Director(a) de la CAR del Atlántico (CRA), o su delegado. • Director(a) de la CAR del Canal del Dique (CARDIQUE), o su delegado. • Director(a) de la CAR del Magdalena (CORPAMAG), o su delegado. • El director(a) de la CAR de Sucre (CARSUCRE), o su delegado. • Director(a) del Establecimiento Público Ambiental de Cartagena (EPA), o su delegado. • Director(a) del Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente de Barranquilla (DAMAB), o su delegado.

UNIDAD AMBIENTAL +COSTERA	INTEGRANTES DE LA COMISIÓN CONJUNTA
UAC Estuarina del Río Sinú y el Golfo de Morrosquillo	<ul style="list-style-type: none"> Ministro(a) de Ambiente y Desarrollo Sostenible, o su delegado (el Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del MADS, quien la presidirá). Director(a) de la Dirección Territorial Caribe de Parques Nacionales Naturales de Colombia, o su delegado. El director(a) de la CAR de Sucre (CARSUCRE), o su delegado. Director(a) de la CAR del Canal del Dique (CARDIQUE), o su delegado. Director(a) de la CAR de los Valles del Sinú y San Jorge (CVS), o su delegado.
UAC del Darién	<ul style="list-style-type: none"> Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del MADS, quien la presidirá. Director(a) de la CAR para el Desarrollo Sostenible de Chocó (CODECHOCÓ), o su delegado. Director(a) de la CAR para el Desarrollo Sostenible del Urabá (CORPOURABÁ), o su delegado. Director(a) de la Dirección Territorial Caribe de Parques Nacionales Naturales de Colombia, o su delegado.
UAC Caribe Insular	<ul style="list-style-type: none"> Decreto 415 de 2017.
UAC Pacífico Norte Chocoano	<ul style="list-style-type: none"> Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del MADS, quien la presidirá. Director(a) de la CAR para el Desarrollo Sostenible de Chocó (CODECHOCÓ), o su delegado. Director(a) de la Dirección Territorial Pacífico de Parques Nacionales Naturales de Colombia.
UAC Baudó-San Juan	<ul style="list-style-type: none"> Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del MADS, quien la presidirá. Director(a) de la CAR para el Desarrollo Sostenible de Chocó (CODECHOCÓ), o su delegado.
UAC del Complejo de Málaga - Buenaventura	<ul style="list-style-type: none"> Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del MADS, quien la presidirá. Director(a) de la CAR del Valle del Cauca (CVC), o su delegado. Director(a) de la Dirección Territorial Pacífico de Parques Nacionales Naturales de Colombia.
UAC de la Llanura Aluvial del Sur	<ul style="list-style-type: none"> Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del MADS, quien la presidirá. Director(a) de la CAR de Nariño (CORPONARIÑO), o su delegado. Director(a) de la CAR del Cauca (CRC), o su delegado. Director(a) de la Dirección Territorial Pacífico de Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Nota: Todas las comisiones fueron conformadas mediante actas, la información correspondiente a los integrantes de las mismas fue extraída de dichas actas.

CAPÍTULO II

ESTADO DEL AMBIENTE Y LOS ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS: INDICADORES DE ESTADO



Nombre foto, Nombre lugar/sitio de la foto, Foto por: Nombre autor

INTRODUCCIÓN

EL AMBIENTE ABIÓTICO

Comparación de bases de datos para el análisis de corrientes superficiales en la cuenca del Caribe colombiano

La circulación marina es uno de los principales moduladores de los procesos costeros e insulares en el Caribe colombiano, siendo útil para poder entender procesos asociados a la dispersión de sedimentos, larvas, contaminantes, entre otros (Ricaurte-Villota *et al.*, 2017). Los patrones de circulación en el Caribe se ven influenciados principalmente por el cambio en el patrón de viento predominante durante el ciclo anual y el desplazamiento norte-sur de la zona de convergencia intertropical “ZCIT” (Ricaurte-Villota y Bastidas 2017).

En ese sentido, los principales patrones de circulación que se presentan en la cuenca Caribe son la Corriente Sur-Ecuatorial, la cual se dirige en dirección este-oeste, parte de ella se divide al pasar por las Antillas menores ingresando del Océano Atlántico al Mar Caribe, cambiando de nombre a Corriente del Caribe. Por otro lado, el Giro Panamá-Colombia, el cual se desarrolla de forma ciclónica principalmente en el golfo de Mosquitos y la contracorriente Panamá-Colombia que surge en la parte oceánica del golfo del Darién y recircula de forma anticiclónica en esa zona o se extiende cercana a la costa de Colombia, logrando latitudes norte cercanas a La Guajira, dependiendo de la época climática (Andrade, 2001; Andrade, 2015; Brown *et al.*, 2001; Correa-Ramirez *et al.*, 2020).

En la costa continental de Colombia, la Corriente del Caribe se manifiesta principalmente en la zona norte, hacia el departamento de La Guajira, logrando en algunas ocasiones llegar al departamento del Magdalena (Andrade, 2015), presentando valores intensos (superiores a 0.6 m s^{-1} aproximadamente) los cuales influyen incluso en las áreas cercanas al continente, como es el caso de Punta Gallinas, en donde debido al fenómeno de surgencia estacional causado por el transporte de Ekman representa un impulso a estas velocidades, que en temporada seca se incrementan por el forzante ocasionado de los vientos Alisios (Montoya-Sánchez *et al.*, 2018; Orfila *et al.*, 2021; Santos *et al.*, 2016).

En cuanto a la contracorriente Panamá-Colombia, esta registra una menor intensidad en época seca con valores inferiores a 0.1 m s^{-1} cerca de la zona costera del departamento de Antioquia, Córdoba y Sucre, debido a la influencia de los vientos Alisios que frena su avance hacia el norte, mientras que en temporada humeda intensifica sus valores (0.5 m s^{-1}) debido al desplazamiento hacia el sur de la zona de convergencia intertropical y debilitamiento de los vientos Alisios, la cual juega un papel importante en la circulación costera logrando llegar a la península de La Guajira (Murcia-Riaño *et al.*, 2017; Orfila *et al.*, 2021).

No obstante, obtener series de tiempo de datos *in situ* para caracterizar la circulación superficial suele ser costoso y no permite conocer la información en tiempo real o de manera rápida, por esta razón se han creado bases de datos de modelos, encargados de calcular la circulación (Tabla 4) los cuales están basados en observaciones satelitales y de reanálisis obtenidas a partir de modelos como NEMO (Brankart *et al.*, 2015). ROOMS (Moore *et al.*, 2011), entre otros.

Tabla 4. Características de las bases de datos de circulación superficial.

PRODUCTO	FUENTE	RESOLUCIÓN ESPACIAL	EXTENCIÓN TEMPORAL	RESOLUCIÓN TEMPORAL	INSTITUCIÓN
Global_Analysisforecast_Phys_001_024 (Monitoring y Center 2019)	Modelos numéricos	0.083° x 0.083°	29/11/2020	Horario - Diario - Mensual	COPERNICUS
Ocean Surface Current Analyses Real-Time "OSCAR" V2 (ESR, 2021)	Observaciones satelitales	0.25° x 0.25°	1/01/2021	Diario-mensual-anual	NASA
Hybrid Coordinate Ocean Model "HYCOM" (Chassignet, et al., 2017)	Modelos numéricos	0.08° lon x 0.04° lat	1/07/2014	3 horas	FSU - COAPS
Multiobs_Glo_Phys_Nrt_015_003 (Etienne, 2019)	Modelos numéricos y observaciones satelitales	0.25° x 0.25°	1/01/2020	Horario - Diario - Mensual	COPERNICUS

Al analizar épocas contrastantes (Figura 3, Figura 4 Figura 5), de acuerdo a condiciones climáticas que se registran en la Cuenca Caribe colombiana como las sugeridas por Ricaurte-Villota y Bastidas (2017). Se observan patrones similares en la circulación superficial en las 4 bases de datos lo cual concuerda con lo descrito por Andrade (2015) y Jouanno *et al.* (2012).

Para el mes de enero, las 4 bases de datos muestran la presencia de 2 giros, uno ciclónico referido al Giro Panamá-Colombia "GPC" el cual se localizó en el golfo de Mosquito y otro anticiclónico al norte del Golfo del Darién (Figura 3), que es formado por la presencia de vientos Alisios que modulan la dinámica local durante esa época (Barrientos y Mosquera, 2019). Para julio el esfuerzo en los vientos cambia, modificando la longitud del GPC (Figura 4), extendiéndose a lo largo de Panamá y finalmente en octubre el GPC se encuentra totalmente relajado (Figura 5).

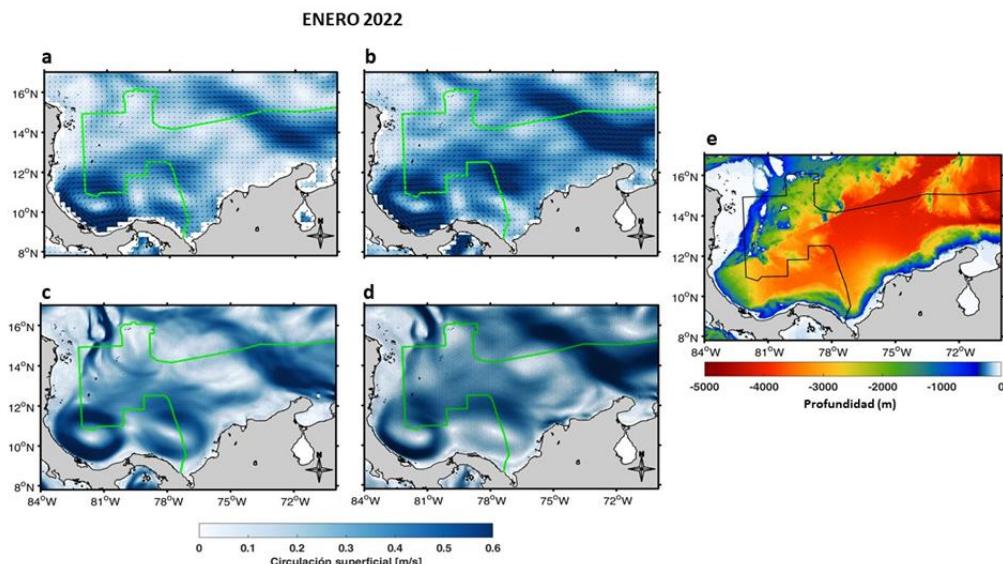


Figura 3. Circulación superficial en el mar Caribe colombiano extraída de 4 bases de datos para el mes de enero de 2022, a) Ocean Surface Current Analyses Real-Time "OSCAR" V2; b) Multiobs_Glo_Phys_Nrt_015_003; c) Global_Analysisforecast_Phys_001_024; d) Hybrid Coordinate Ocean Model "HYCOM"; y e) la batimetría asociada al lecho marino de la cuenca Caribe GEBCO 2022.

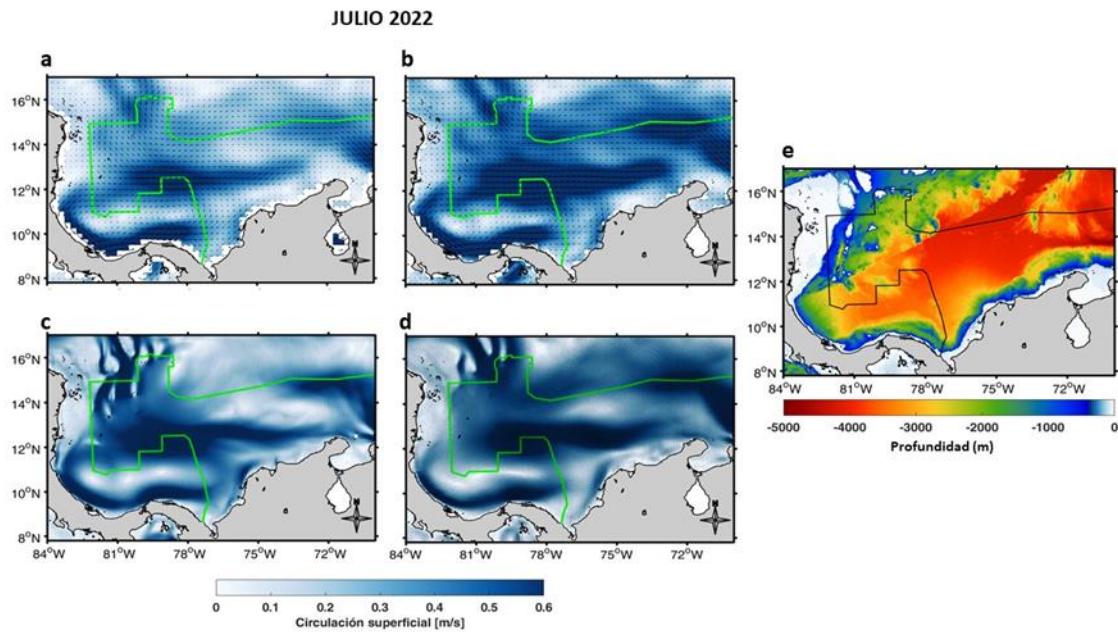


Figura 4. Circulación superficial en el mar Caribe colombiano extraída de 4 bases de datos para el mes de julio de 2022, a) Ocean Surface Current Analyses Real-Time “OSCAR” V2; b) Multiobs_Glo_Physics_Nrt_015_003; c) Global_Analysisforecast_Physics_001_024; d) Hybrid Coordinate Ocean Model “HYCOM”; y e) la batimetría asociada al lecho marino de la cuenca Caribe GEBCO 2022.

A diferencia del GPC, la Contracorriente Panamá-Colombia “CCPC” intensifica sus esfuerzos en época húmeda (Figura 5), este pulso que ha sido reportado por Correa-Ramírez *et al.* (2020); Murcia-Riaño *et al.* (2017), Orfila *et al.* (2021), entre otros, es más notorio en las bases de datos de mayor resolución espacial como un incremento en la circulación superficial bordeando Colombia para el mes de octubre logrando llegar a zonas aledañas a La Guajira, mientras que en enero este pulso se pierde integrándose a los giros en la cuenca media.

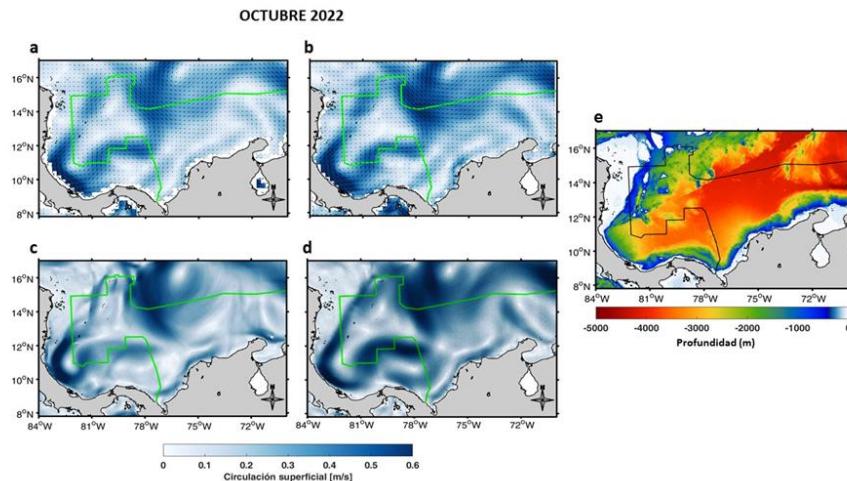


Figura 5. Circulación superficial en el mar Caribe colombiano extraída de 4 bases de datos para el mes de octubre de 2022, a) Ocean Surface Current Analyses Real-Time “OSCAR” V2; b) Multiobs_Glo_Physics_Nrt_015_003; c) Global_Analysisforecast_Physics_001_024; d) Hybrid Coordinate Ocean Model “HYCOM”; y e) la batimetría asociada al

lecho marino de la cuenca Caribe GEBCO 2022.

La Corriente Caribe (CC) se mantiene de forma constante al norte de Colombia, en enero esta se intensifica mostrando un flujo ascendente lejos de la parte insular colombiana. Durante julio, en las 4 bases de datos se observa su recorrido de manera longitudinal entre las latitudes 12° y 14°, llegando a tener influencia sobre la parte insular colombiana, pero es más evidente su intensificación al pasar por el Alto de Nicaragua para seguir en latitudes mas al norte, como se observa en la base de datos *Global_Analysisforecast_Phy_001_024*, seguida de la base de datos HYCOM, las cuales diferencian muy bien como se canaliza la circulación, intensificando sus valores en sectores específicos asociados a las islas, debido además a la disminución de la profundidad, como se puede apreciar en la batimetría (Weatherall *et al.*, 2015). Para el mes de octubre, el pulso se relaja y pierde intensidad sobre la cuenca Caribe asociado al cambio en el patrón de vientos.

De las bases de datos se puede concluir que describen bien los procesos de circulación a gran escala en la cuenca Caribe colombiana, siendo la base de datos de COPERNICUS: *Global_Analysisforecast_Phy_001_024* una de las mas robustas, debido que en ella se describe muy bien los procesos, teniendo en cuenta que la resolución es fina y que la batimetría es la más actualizada. La base de datos HYCOM a pesar de ser una de las mas antiguas en comparación a las demás, tiene una resolución fina que permite describir procesos mas cercanos a la costa.

Aunque la información de estos modelos es útil porque da una aproximación al patrón de circulación de gran escala, todavía se requiere implementar alternativas para validar con información *in situ* actualizada para el Caribe colombiano, los datos obtenidos de estas bases de datos globales.

Condiciones ambientales en los departamentos de La Guajira y Magdalena bajo condiciones La Niña (2020-2022)

De acuerdo a la clasificación del ONI (índice Oceánico del Niño) dado por el Centro de Predicción Climática de la NOAA, se presentan condiciones de la fase cálida del ENOS-El Niño cuando las anomalías de la Temperatura Superficial del Mar (TSM) son iguales o superiores a los 0.5 °C en el Pacífico sur y condiciones de fase fría La Niña cuando es igual o inferior a los -0.5 °C. Los valores diferentes a esta clasificación se denominan neutros. Los eventos ENOS se subclasifican de la siguiente forma; débiles (+/- 0.5 a +/- 0.9 °C), moderado (+/- 1.0 a +/- 1.4 °C), fuertes (+/- 1.5 a +/- 1.9 °C) y muy fuertes (≥ 2.0).

Este fenómeno del ENOS en sus distintas fases tiene una incidencia importante en la variabilidad climática de la zona norte de Sudamérica (como la zona Caribe de Colombia), debido a que desequilibra el normal acoplamiento del sistema océano-atmósfera (Serna *et al.*, 2018). Dando lugar, a una variación interanual que provoca cambios de intensificación o disminución de distintos procesos océano atmosféricos como el viento, la precipitación, caudales, temperatura superficial del mar y sólidos suspendidos totales (Poveda y Mesa, 2016; Bastidas-Salamanca *et al.*, 2016; Serna *et al.*, 2018; Pérez *et al.*, 2022).

Para determinar las condiciones ambientales derivadas de La Niña del periodo 2020-2022 en los departamentos de La Guajira y el Magdalena, se utilizó datos de viento y precipitación del re-análisis de Era-5 con una resolución espacial de 0.25°, TSM satelital con una resolución de 5 km y Sólidos Suspendidos Totales (SST) con una resolución espacial de 25 km extraídos de la plataforma de

Copernicus. A los datos se les aplicó promedios anuales y se calcularon anomalías estandarizadas con un periodo de 13 años (2010-2022). Así mismo, se comparó estas variables ambientales con el periodo moderado de la Niña de 2011 antecedida por la Niña fuerte de 2010.

Los procesos hidroclimatológicos costeros y oceánicos en la zona norte (departamento del Magdalena y departamento de La Guajira) del Caribe colombiano son modulados principalmente por la migración estacional de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT), sin embargo, estas variaciones presentan interferencias bajo la influencia de las fases del ENOS. Así, durante el desarrollo de la fase fría La Niña, las condiciones de viento presentan una atenuación en las magnitudes de velocidad del viento (Figura 6A) registrando en un promedio anual valores entre 3 y 6 m s⁻¹ en las zonas costeras, alcanzando mayores anomalías para el año 2011 (Figura 6B) en la zona del departamento de La Guajira, resaltando que, aunque entre 2021 y 2022 las condiciones de La Niña han predominado, las anomalías han sido menores con respecto a las condiciones presentadas durante el año 2011.

La Temperatura Superficial del Mar (TSM) en la cuenca norte del Caribe de Colombia está influenciada por la magnitud del viento, teniendo un comportamiento inversamente proporcional. En la Niña de 2011 se observó que los valores en la TSM fueron superiores a la Niña de 2020-2022, esto debido a que La Niña de 2011 estuvo antecedida por La Niña fuerte de 2010, periodo en el cual ocurrió una disminución prolongada del viento, el cual es el principal forzante de la surgencia costera de La Guajira, al debilitarse la surgencia costera predominan aguas cálidas en la superficie (Figura 6C-D). En La Niña moderada del periodo 2020-2022 la temperatura anual osciló entre los 25 a 28.8 °C para La Guajira y osciló entre los 26.8 a 29 °C para el Magdalena.

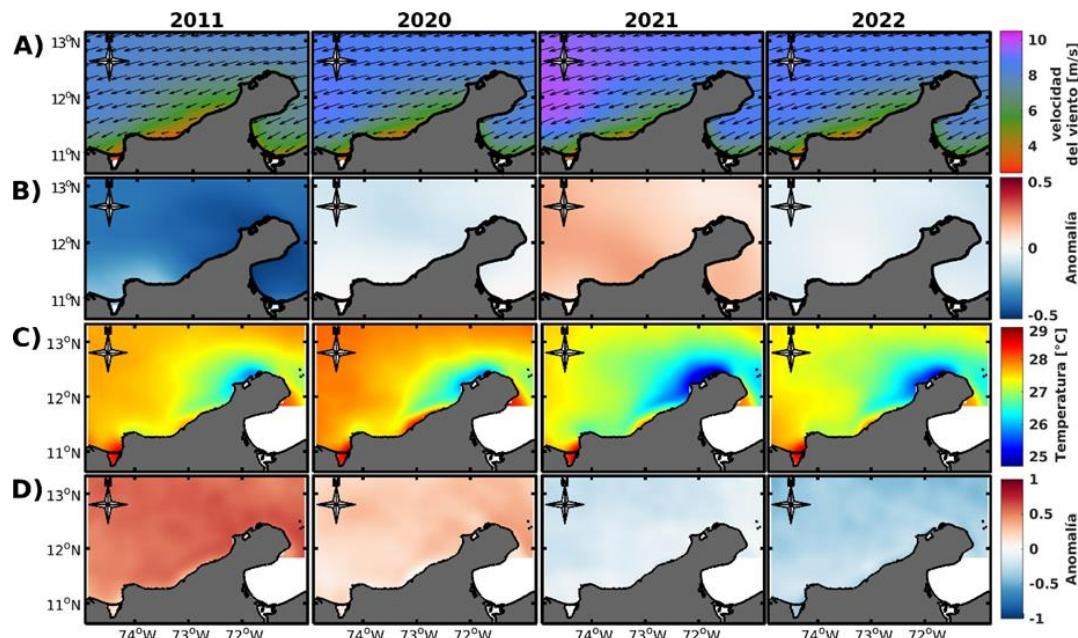


Figura 6. Comportamiento de las variables ambientales para las condiciones Niña de 2011 y 2020-2022 en la zona costera departamento de La Guajira y Magdalena. A) Promedio anual de la magnitud y dirección de viento, B) Anomalía estandarizada de la magnitud del viento, C) Promedio anual de TSM, y D) Anomalía anual de la TSM.

En el caso de la precipitación acumulada anual (Figura 7A) se registró un aumento durante el desarrollo de la fase fría de La Niña, siendo más intensa en la zona continental del departamento del Magdalena, alcanzando valores de hasta 572 mm de precipitación para 2011, esto causó que se presentaran anomalías altas debido a que este periodo representó condiciones de La Niña fuertes. Para el año 2022, las condiciones de la fase fría del ENOS representó condiciones moderadas que también registrarón anomalías positivas (Figura 7B), lo que representó un aumento en las precipitaciones locales, siendo menores en comparación a 2011.

Por otro lado, los SST para el periodo de La Niña 2020-2022 tuvieron un aumento en zonas donde se registran descargas continentales, siendo más notable en la zona costera del Magdalena, frente a la Ciénaga Grande de Santa Marta, que además tiene influencia del río Magdalena, donde las concentraciones de SST oscilaron entre los 5 a 90 g m⁻³. No obstante, las anomalías evidenciaron que este aumento en el departamento del Magdalena fue superior en 2011, seguido por 2020 y 2022, de acuerdo al aumento en la precipitación. En el caso de los SST, en La Guajira oscilaron entre los 1 a 5 g m⁻³, siendo similar para todos los años analizados.

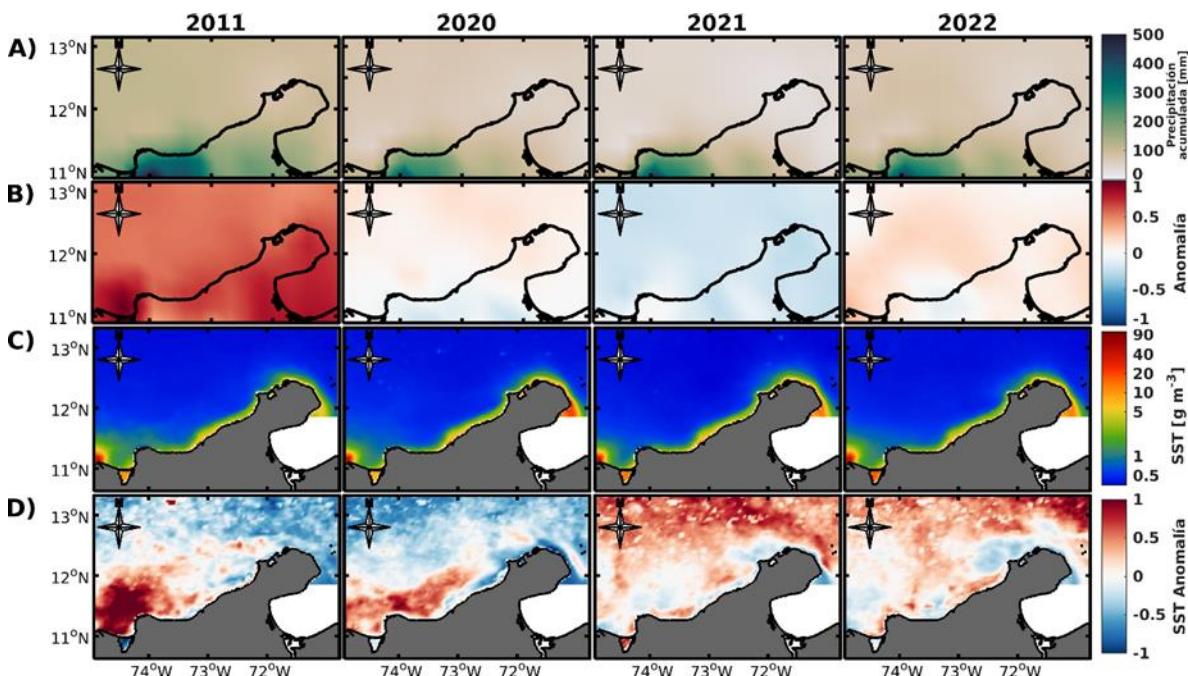


Figura 7. Comportamiento de las variables ambientales para las condiciones Niña de 2011 y 2020-2022 en la zona costera departamento de La Guajira y Magdalena. A) Precipitación acumulada anual, B) Anomalia estandarizada de la precipitación anual, C) Promedio anual de SST, y D) anomalía anual de la SST.

En conclusión, las condiciones ambientales para el periodo de la Niña de 2020-2022 en la zona norte del Caribe colombiano (La Guajira y Magdalena) estuvieron moduladas por la disminución de la magnitud del viento, el cual reduce los eventos de surgencia costera y, en consecuencia, el aumento de la TSM. Del mismo modo, el aumento de la precipitación ocasionó un incremento en los SST en cercanías de las descargas continentales. Sin embargo, estas condiciones no superaron a La Niña moderada el 2011 debido a que fue antecedida por La Niña fuerte de 2010.

Condiciones Ambientales en el Pacífico colombiano (Tumaco, Gorgona y Pacífico norte) bajo condiciones de La Niña 2020-2022

La cuenca del Pacífico colombiano (CPC) está ubicada en el extremo oriental del Pacífico ecuatorial, es una región que alberga una gran diversidad de ecosistemas costeros y oceánicos, con clima tropical lluvioso y un régimen de mareas semidiurno (IDEAM 2019). Además, presenta una intensa interacción entre el océano, la atmósfera y el continente modulados por la influencia de la zona de convergencia intertropical (ZCIT), el Chorro de Chocó, el chorro de bajo nivel de Panamá y la oscilación del sur (ENSO). En los primeros meses del año, cuando la influencia de los vientos Alisios del NO y el chorro de bajo nivel de Panamá dominan en la zona, se produce la surgencia costera, que, a su vez, causa bajas temperaturas superficiales del mar (TSM) y una alta productividad primaria. En contraste, los últimos meses del año, con el ascenso de la ZCIT, se presenta un aumento en la precipitación y un aumento en la TSM (Devis-Morales *et al.*, 2008).

Igualmente, los patrones de circulación superficial de la CPC están caracterizados principalmente por la dinámica de la corriente Colombia (CCol), la contracorriente Ecuatorial Norte (CCEN), la contracorriente Ecuatorial Sur (CCES), la corriente Ecuatorial del Norte (CEN) y la corriente Ecuatorial del Sur (CES), así como por la influencia de corriente de Humboldt o corriente de Perú (CP) (Caicedo-Laurido *et al.*, 2020).

El fenómeno del ENSO es una variación en el sistema océano-atmósfera en el Pacífico tropical, que produce una alteración (anomalías) en la temperatura superficial del mar, concentrándose en dos fases; una fase de calentamiento (El Niño) y una fase fría (La Niña) con una periodicidad de 3 a 7 años, teniendo un impacto ambiental asociado con inundaciones, sequías y otras perturbaciones globales, afectando directamente al ecosistema y los asentamientos humanos (Devis-Morales *et al.*, 2008).

Para estudiar el efecto de la fase fría del ENSO (La Niña) sobre la dinámica océano-atmosférica en la zona centro-sur de la CPC, la zona se dividió en 3 subregiones geográficas, una zona norte; representado por Buenaventura y Bahía Málaga. Una zona centro; representado por la isla Gorgona y las cuencas del río Guapi y por último una región sur representada por Tumaco. Para esto, se utilizaron las variables atmosféricas de viento y precipitación obtenidas de la base de datos del IDEAM de diferentes estaciones del Aeropuerto de Buenaventura [53115010], Mosquera [53010020] y Salahonda [52090010], además, el reanálisis ERA 5 con una resolución espacial de $0,25^\circ \times 0,25^\circ$ y temporal diario. Así mismo, para las condiciones oceanográficas se utilizó el producto OSTIA para el análisis de la temperatura superficial del mar y el producto Global Ocean Colour para entender la variabilidad en la concentración de sólidos suspendidos de la base de datos Copernicus.

Las precipitaciones en la zona Norte presentaron una distribución monomodal (Figura 8A), con un régimen promedio de lluvias menor a 400 mm en los primeros meses del año (enero a marzo), cuando la ZCIT se ubica al sur del Pacífico (Guzmán *et al.*, 2014) y valores máximos promedio hasta 900 mm de precipitación para los meses de agosto a noviembre. Por otro lado, la subregión denominada Centro registró una distribución bimodal débil (Figura 8B), con primer pico de precipitaciones entre noviembre-febrero con cerca de 400 mm; luego un mínimo entre marzo-abril con un promedio de 250 mm; para luego presentar un pico máximo promedio mayo-julio con 450 mm; y finalmente otro descenso en las lluvias durante agosto-octubre; el valor máximo registrado

para esta zona se alcanzó en junio de 2020 con cerca de 1200 mm. Finalmente, la zona Sur cuenta con una distribución bimodal (Figura 8C), con menores niveles de precipitación, donde los valores más bajos se presentaron en los últimos meses del año, esto debido a la ubicación latitudinal de la ZCIT, la cual se encuentra más al norte del país para dicha época del año. En los registros de los últimos tres años, para esta subregion se observó una anomalía en el mes de abril del año 2022, registrándose la precipitación máxima de estos tres años, no obstante, se observó un patrón similar en los meses de mayo a agosto en los años 2020 y 2022, donde se presentan los mayores niveles de precipitación. Así mismo, la distribución de la precipitación anual en los últimos tres años para las 3 subregiones de la zona centro-sur del Pacífico colombiano no presenta una marcada variación bajo la evaluación de la fase fría del ENOS, siendo mucho más estable la variación de la precipitación en la zona norte.

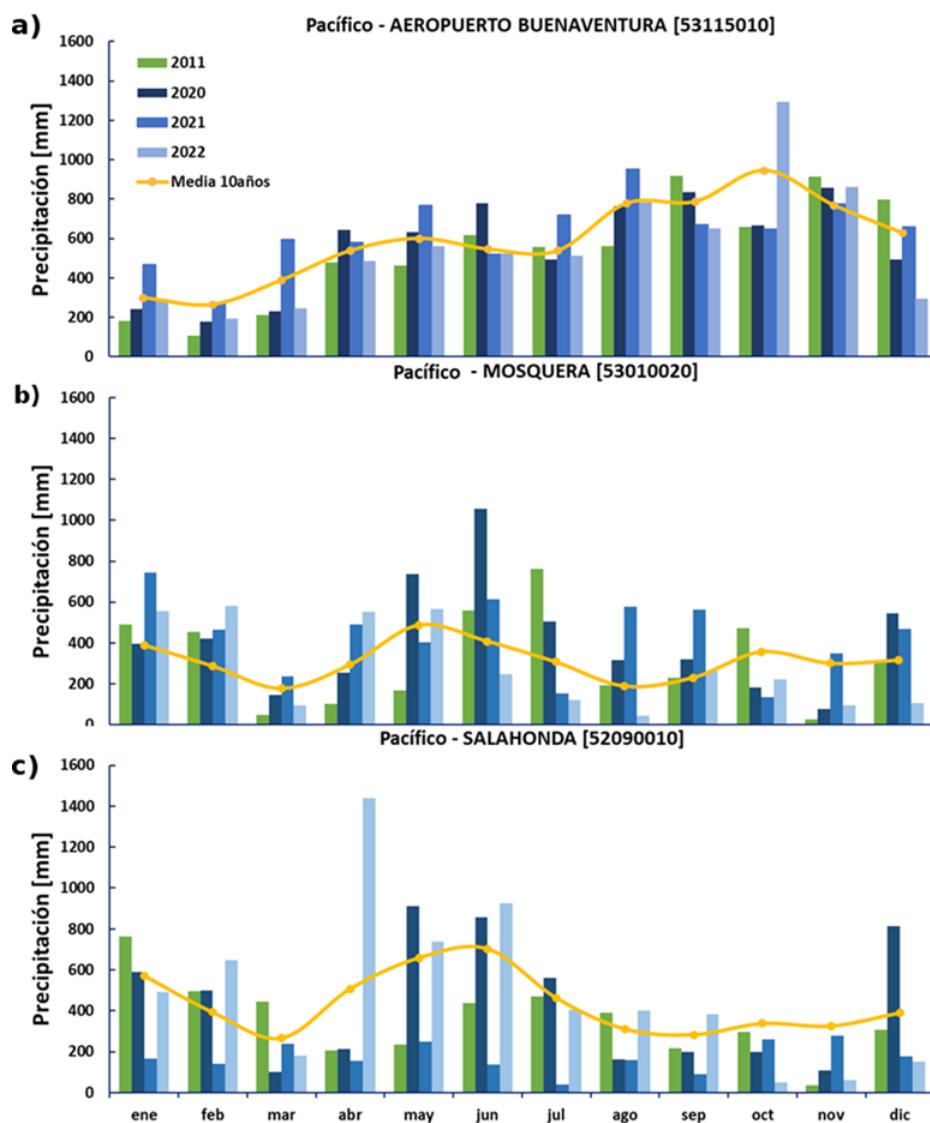


Figura 8. Precipitaciones en el Pacífico centro-sur colombiano – Estación IDEAM Aeropuerto Buenaventura [53115010], Mosquera [53010020] y Salahonda [52090010] para los años 2020-2022.

La variación del promedio anual de la magnitud del viento para la suregión Norte (Figura 9), no presenta una variabilidad significante durante los últimos tres años; alcanzando valores promedio entre 0.6 y 3 ms^{-1} para la zona costera y oceánica respectivamente, con vientos predominantes del suroeste. Sin embargo, se logra ver una importante diferencia con el promedio anual de 2011, que presenta menores magnitudes de viento en la zona debido a que ese año el fenómeno del ENSO presento una fase La Niña Fuerte, mientras que en los últimos tres años La Niña ha sido moderada.

La temperatura promedio anual para las 3 subregiones estudiadas en la CPC tuvieron una variación entre los 27 °C y 28.5 °C y la concentración de sólidos suspendidos totales entre los 0.6 g m^{-3} hasta los 45 g m^{-3} . El comportamiento de la TSM para la zona Norte, Centro y Sur fue similar (Figura 9), con mayores temperaturas en los años 2020 y 2021, con un núcleo de altas temperaturas en el área costera y las zonas de influencia de las descargas fluviales, por el contrario, los años 2011 y 2022 se presentaron las menores TSM.

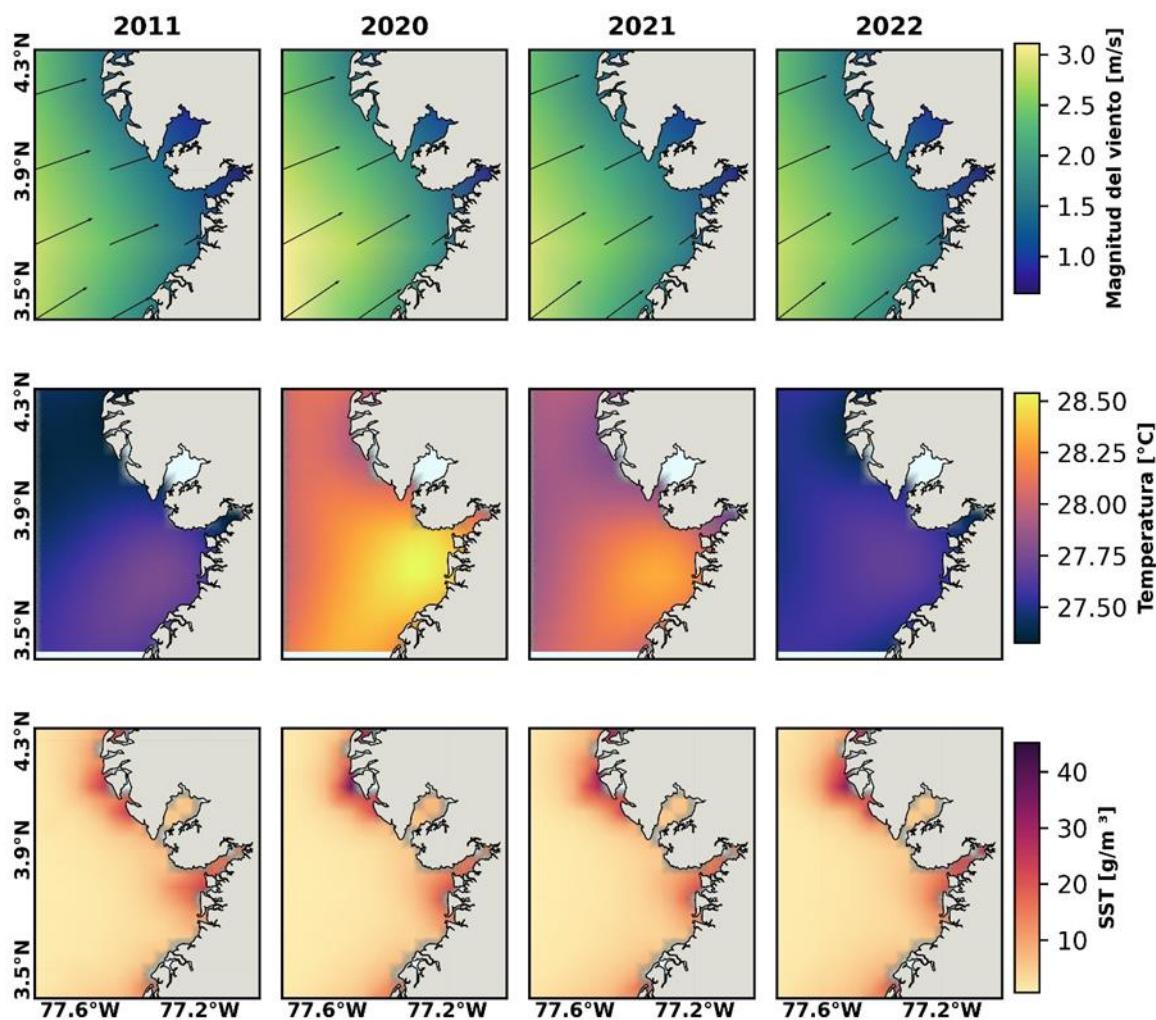


Figura 9. Vientos, TSM y SST en el Pacífico Norte – Buenaventura - Málaga para los años 2011,2020-2022.

La variación del promedio anual de la magnitud del viento para la zona centro (Figura 10), tuvo un comportamiento similar con la zona norte. Los vientos tuvieron una magnitud entre 0.8 y 3.1 ms^{-1} desde la zona costera hasta la zona oceánica abierta, con dirección predominante proveniente del suroeste, con una tendencia al oeste suroeste. Presentando la mayor velocidad de viento para el año 2020 en el sector oceánico de Isla Gorgona.

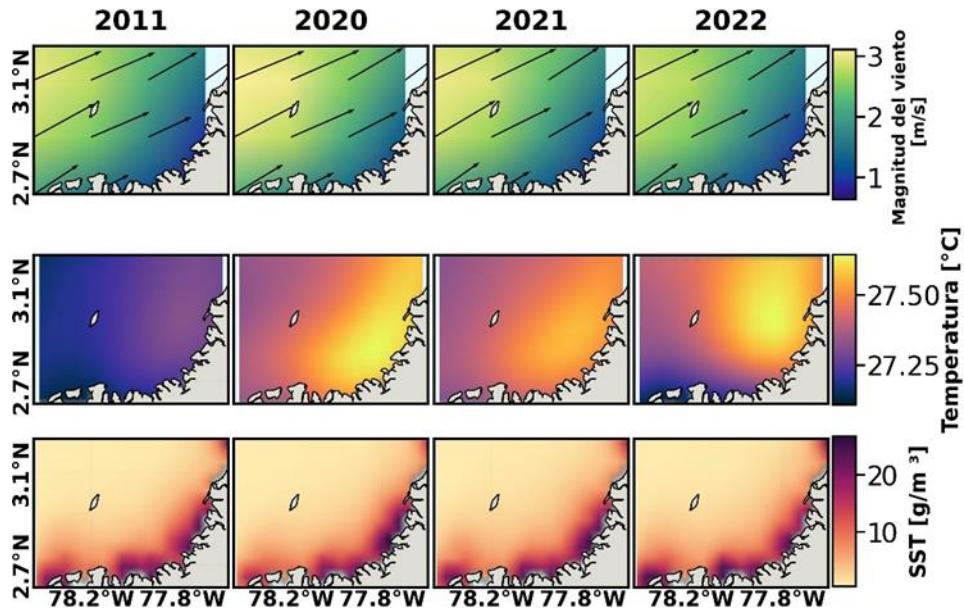


Figura 10. Viento, TSM y SST en el Pacífico centro – Gorgona para los años 2011,2020-2022.

Por otro lado, la zona sur del Pacífico colombiano (Figura 11) presentó las mayores variaciones del promedio anual de la magnitud del viento, registrando valores entre 1.5 y 4.5 m s^{-1} entre la zona al interior de la bahía de Tumaco y la zona oceánica adyacente, con vientos dominantes del suroeste. Bajo el análisis de influencia del evento ENOS durante la fase fría, la zona sur del Pacífico presentó menores magnitudes durante la Niña fuerte de 2011.

En cuanto a la distribución de SST, las mayores concentraciones se evidencian dentro de la bahía de Buenaventura (Figura 9) para toda la región estudiada de la CPC, igualmente las mayores concentraciones para todas las subregiones se presentaron en la zona costera disminuyendo hacia la zona oceánica con concentraciones $>10 \text{ g m}^{-3}$; sin embargo, la concentración de SST en los años 2021 y 2022 evidencian una aumento paulatino hacia la zona oceánica debido al aporte de sedimentos de los ríos en toda la CPC estudiada, causada por el aumento de la precipitación para estos años, este incremento puede presentar alteraciones en la dinámica oceanográfica y ecológica de la zona en especial en la Isla Gorgona donde se encuentran las formaciones de arrecifes coralinos más desarrollados del Pacífico colombiano.

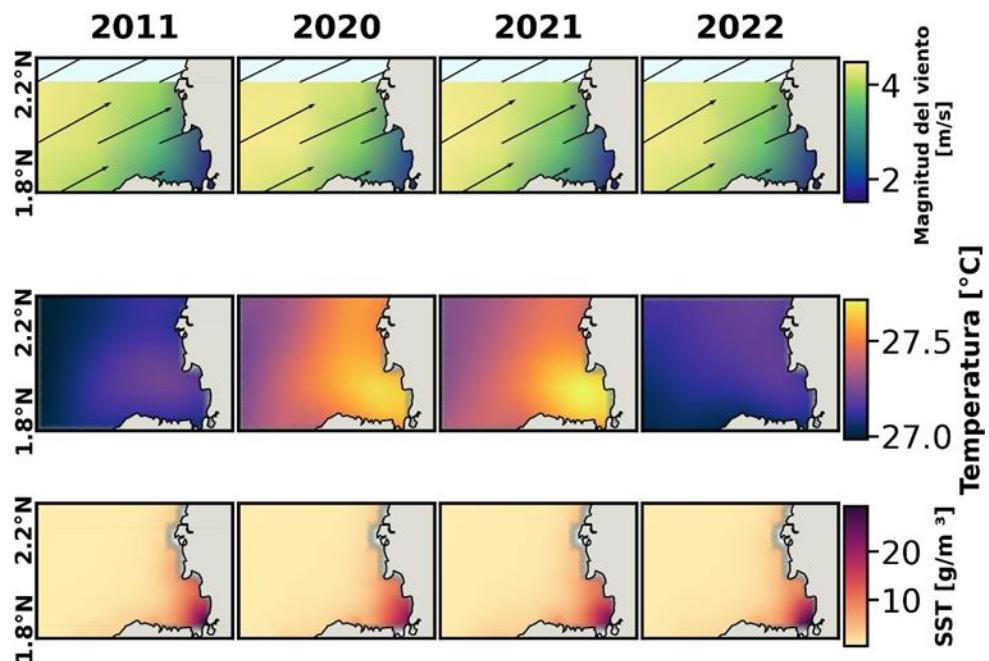


Figura 11. Vientos, TSM y SST en el Pacífico Sur – Tumaco para los años 2011,2020-2022.

Evolución litoral en las costas Caribe, Pacífico y territorios insulares (Monitoreo y alternativas de adaptación)

Playas del departamento del Magdalena (C199)

La modificación morfológica de las playas arenosas en el departamento del Magdalena ha sido objeto de estudio en los últimos años para generar conocimiento científico y evaluar el estado e intensidad de los procesos de acreción y/o erosión alrededor del litoral, dado a que la ocurrencia de procesos erosivos afecta de manera directa a la población y ecosistemas marino-costeros convirtiendo la erosión en una problemática social con múltiples actores involucrados. Por ello, a partir del 2015, INVEMAR y CORPAMAG han coordinado esfuerzos para realizar el monitoreo de las condiciones en los perfiles de playa, línea de costa y registro sedimentario de manera trimestral en estaciones de monitoreo ubicadas en los municipios de Pueblo Viejo, Ciénaga y Santa Marta con el fin de establecer las variaciones interanuales e intranuales.

Boca de la Barra

La estación de monitoreo se encuentra ubicada en el sector conocido como Isla del Rosario, municipio de Pueblo Viejo, al borde occidental de la desembocadura de la Ciénaga Grande de Santa Marta. El análisis histórico de los perfiles de playa permitió identificar una perdida en el volumen de sedimentos y un importante retroceso en la ubicación del frente de playa de aproximadamente 15 m a partir de noviembre de 2015 hasta la actualidad, generando un perfil de playa con pendientes pronunciadas provocando una tendencia disipativa. Lo anterior, se relaciona con el estado de la línea de costa, teniendo en cuenta que se registró para el periodo 2022 retrocesos de hasta -4,73 m/año.

Costa Verde

La estación de monitoreo se encuentra ubicada al este del casco urbano del municipio de Ciénaga, al margen occidental de la desembocadura del río Córdoba. El comportamiento histórico del perfil topográfico de Costa Verde ha presentado un comportamiento estable y los cambios se encuentran relacionados principalmente a la variación estacional de las temporadas estacionales (seca y húmeda). Por último, en el periodo 2021-2022 se destaca el aumento en la elevación del frente de playa y su desplazamiento hacia el perfil sumergido disminuyendo significativamente la pendiente del perfil de playa.

Playa Ciénaga

La estación de monitoreo se encuentra ubicada en el casco urbano del municipio de Ciénaga, específicamente en el barrio Kennedy. En los perfiles históricos se observó el desarrollo de bermas en el frente de playa y altas pendientes, mientras para el periodo 2022 se identificó un incremento en la elevación ($> 0,7$ m) en el frente de playa. Además, en la playa sumergida se identificó una acumulación de sedimentos, la cual ha permitido la extensión del perfil ~ 20 m. Sin embargo, el incremento en la sedimentación se produjo de manera artificial, dado que se observó la construcción de una batería de espolones que ha generado sedimentación, pero a su vez ha producido la fragmentación de la dinámica en la celda litoral e interrumpido procesos biológicos ocurridos en la zona costera.

Playa Los Cocos

La estación de monitoreo de Playa Los Cocos se encuentra ubicada en el casco urbano de Santa Marta, específicamente en la Bahía de Santa Marta. Los perfiles topográficos medidos han mostrado una playa estable con el desarrollo de superficies cóncavas asociadas a bermas en el frente de playa, mientras en la zona sumergida se observó un talud ligeramente convexo con baja pendiente. En resumen, los cambios producidos en el perfil de playa proceden de la dinámica estacional en los periodos húmedos y secos, por ende, se considera como un perfil en equilibrio dinámico.

El caso de Playa Salguero (Caribe)

El Invemar a través del programa Geociencias Marinas y Costeras – GEO, las alianzas estratégicas con la Corporación Autónoma Regional del Magdalena - CORPAMAG y en ejecución del proyecto “BPIN: Investigación científica hacia la generación de información y conocimiento de las zonas marinas y costeras de interés de la nación”, el cual tiene como objetivo “Ampliar el conocimiento científico acerca del entorno biofísico y socioeconómico de las zonas marinas y costeras”, viene desarrollando actividades de monitoreo e investigación en el área de Playa Salguero, ubicada en la zona sur de la Ciudad de Santa Marta, departamento del Magdalena (Figura 120), con la finalidad de ampliar el conocimiento relacionado con la morfodinámica de las playas y los procesos costeros que intervienen estacionalmente; esto, dada la importancia paisajística y económica derivada de los servicios ecosistémicos que playa Salguero provee, y que se han visto amenazadas por el aumento en las altas tasas de erosión costera registradas los últimos años.

En este orden de ideas también se busca contribuir con información que permita evaluar soluciones ambientales para la mitigación frente a este fenómeno y fortalecer los criterios técnicos frente a posibles intervenciones que no se ajusten a las condiciones actuales.

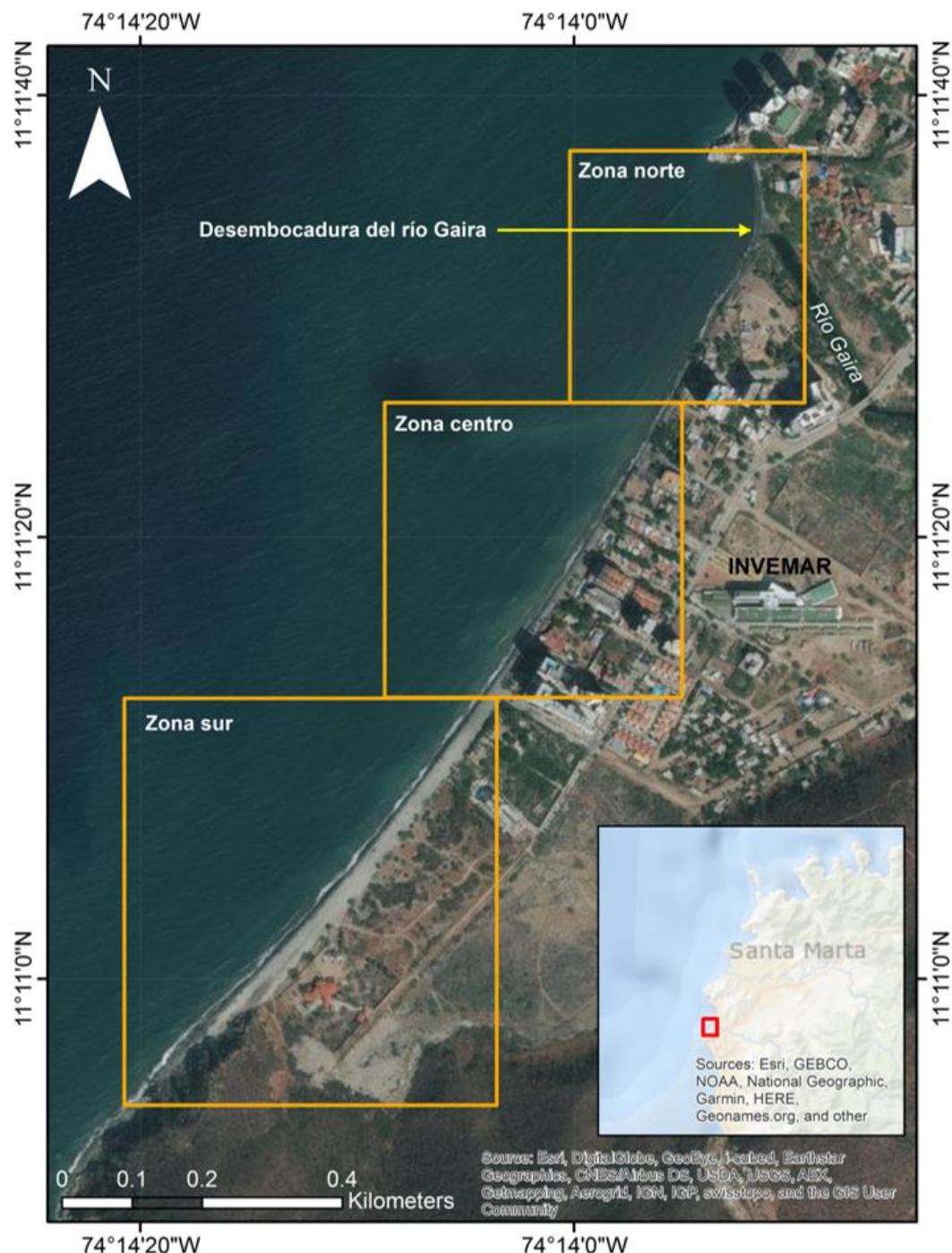
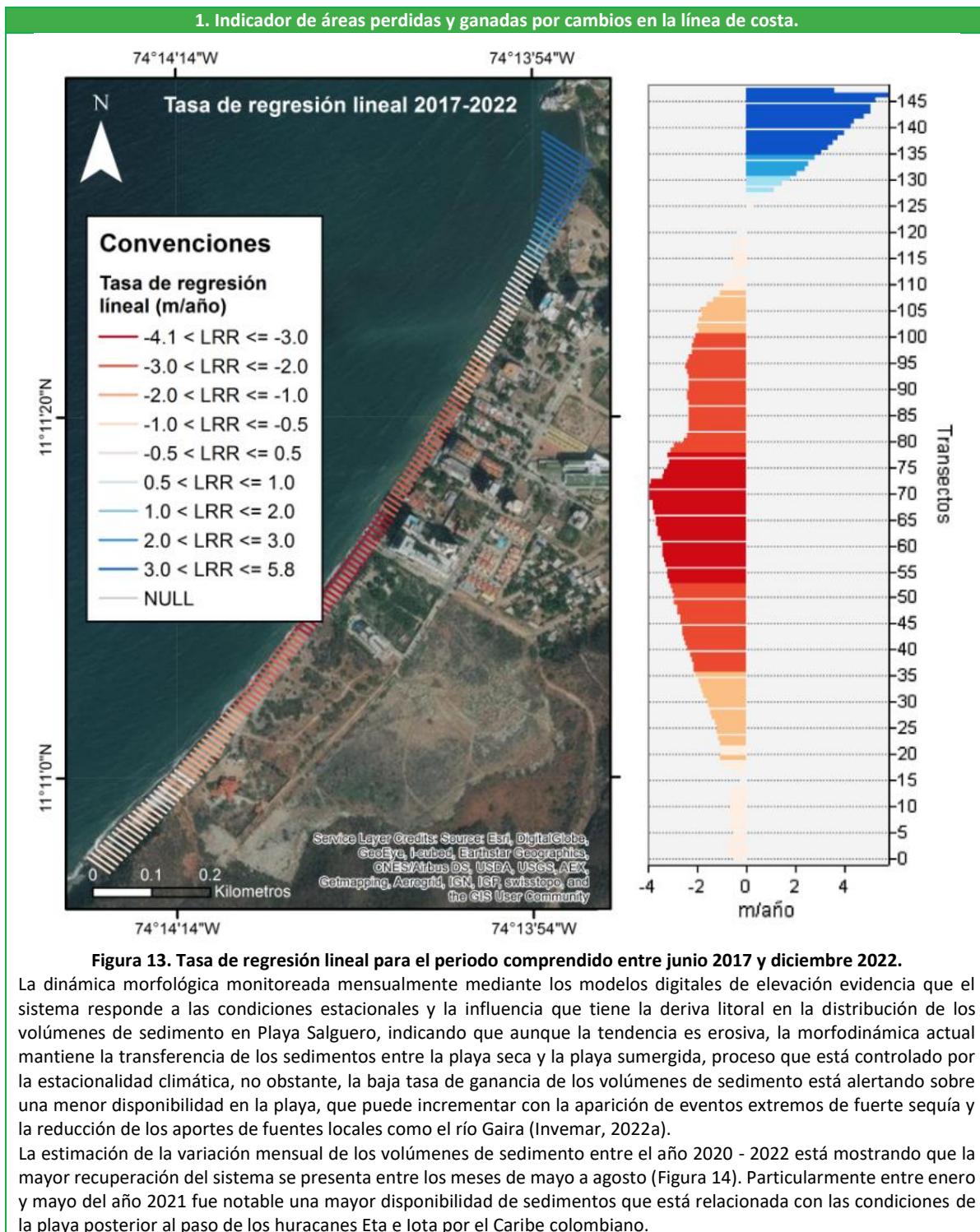
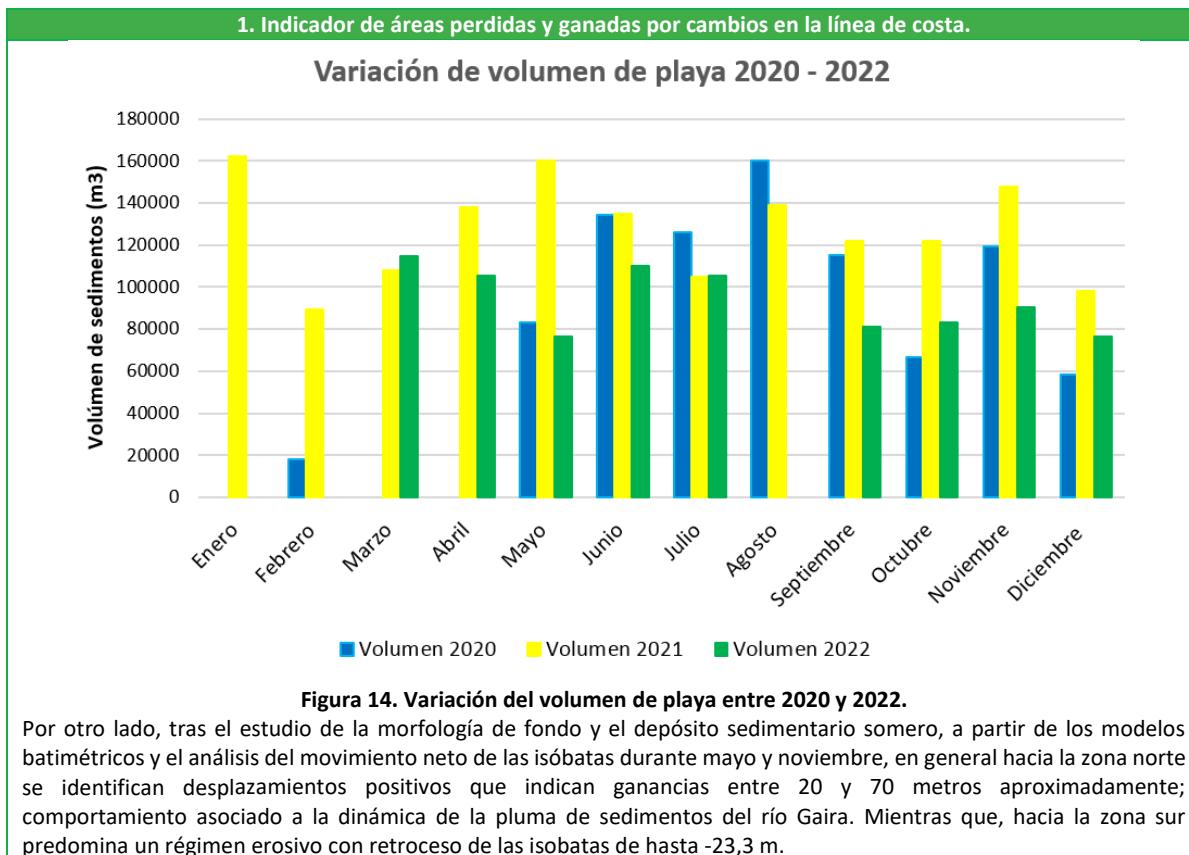


Figura 12. Ubicación de la zona de estudio al sur de la bahía del Rodadero, sector Playa Salguero. (Invemar, 2022a).

1. Indicador de áreas perdidas y ganadas por cambios en la línea de costa.	
Definición e importancia del indicador	
<p>La evaluación de la morfodinámica de playa Salguero, se llevó a cabo a partir de los datos colectados mensualmente de línea de costa y topografía de la playa, mediante el Sistema Global de Navegación por Satélite (GNSS), que permitieron generar modelos digitales de elevación del terreno, y, analizar la evolución estacional de rasgos geomorfológicos comparando temporalmente las variaciones entre volumen y tasas de cambio. Estos resultados, junto al levantamiento batimétrico, análisis fotogramétrico a partir de imágenes dron, facilitaron el seguimiento a la erosión costera para entender las dinámicas estacionales de la playa, la línea de costa y contribuir a la búsqueda de soluciones que mejor se adapten a las condiciones ambientales del sector.</p>	
Fuente de los datos e información	
<p>La fuente de datos corresponde a mediciones en terreno mediante sistema de GPS diferencial.</p>	
Periodo reportado	
<p>Para el sector de Playa Salguero el periodo de análisis es desde el año 2017 hasta el 2022</p>	
Interpretación de los resultados	
<p>Los análisis de la línea de costa de Playa Salguero mostraron una tendencia erosiva fuertemente marcada en la zona centro – sur entre el espolón de la calle 23 y la calle 29, la cual corresponde al área de mayor ocupación urbana sobre la llanura costera. La interpretación de los resultados para cada época climática tomando los históricos de los meses de enero y octubre evidencian que el sistema carece de un balance de sedimentos que permita originar procesos morfodinámicos que estabilicen la playa y el cambio de la línea de costa a la tendencia de acreción. El déficit de sedimentos que puedan estar entrando al sistema por fuente fluvial o marina es observado en la tendencia erosiva de ambas épocas climáticas, a las cuales se asocian valores de retroceso entre -2,0 m/año y -10,0 m/año en la época seca y -0,5 m/año y -4,6 m/año en la época de lluvias, registrando solo un área con tendencia de acreción localizada hacia la desembocadura del río Gaira.</p>	
<p>El análisis por épocas climáticas y la tendencia mostrada es válida con la ampliación de las series históricas de las líneas de costa 2019 -2022, la tasa de regresión lineal (LRR) está indicando que Playa Salguero continuará teniendo una dinámica de retroceso (-0,5 m/año y -4,5 m/año) y gradualmente se intensificará hacia el sector sur, donde se ha evidenciado pendientes altas y erosión vertical de hasta 1 metro (Figura 13).</p>	





La zona costera del departamento de Córdoba (Caribe)

La zona costera de Córdoba es un importante sector económico, cultural y ambiental del departamento donde coexisten diversas problemáticas agudizadas por una gestión deficiente de la Unidad Ambiental Costera (UAC). Lo anterior se evidencia en las condiciones de vida de la población, donde las Necesidades Básicas Insatisfechas (NBI) se extienden a un amplio porcentaje de los habitantes. Según datos del censo nacional realizado en el 2018 (DANE, 2018a), en los municipios de Puerto Escondido y Los Córdobas la cifra de población con NBI asciende a más del 70%, mientras que en Moñitos corresponde al 68%. Por su parte, la cifra más baja corresponde a la de los municipios de San Antero y San Bernardo del Viento con 29.5% y 41.9% respectivamente que frente al 14.1% del promedio nacional sigue siendo alta. Asimismo, el análisis de amenaza y vulnerabilidad por erosión en la zona costera de Córdoba indica que el 57% de la línea de costa presenta un nivel de amenaza alta a muy alta, mientras que el 74% se encuentra clasificado en la misma categoría de vulnerabilidad (Ricaurte-Villota *et al.*, 2018), poniendo en riesgo el bienestar de las comunidades que habitan estos espacios debido a la perdida de elementos propios de la zona costera que aportan a la resiliencia como dunas, manglares y pastos marinos.

La Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y del San Jorge (CVS) con jurisdicción en el departamento de Córdoba en convenio con el INVEMAR, realizan esfuerzos por estudiar la dinámica litoral en este sector desde el 2012 (Convenio CVS-INVEMAR 025 de 2012), donde el objetivo principal se centró en establecer una metodología para realizar el monitoreo de la erosión costera en la UAC. De ahí en adelante los esfuerzos han estado enfocados en construir un nivel de conocimiento sólido de las playas que facilite la toma de decisiones.

En el año 2022 se continuó con dicho monitoreo, el cual consta del análisis de la variación espacio-temporal de la línea de costa y del depósito de playa mediante la digitalización de información geoespacial tomada en campo en épocas climáticas contrastantes (línea de costa y Modelos de Elevación Digital o DEM por sus siglas en inglés) en 11 localidades seleccionadas (Tabla 5).

Tabla 5. Localidades seleccionadas para el monitoreo de la erosión costera.

MUNICIPIO	LOCALIDAD	MODELO DE	
		LÍNEA DE COSTA	ELEVACION DIGITAL DE LA PLAYA
Los Córdobas	Minuto de Dios – Puerto Rey	X	
	Brisas del Caribe	X	X
Puerto Escondido	El Hoyito	X	X
	El Bolivitar	X	X
Moñitos	Santander de la Cruz	X	X
	Moñitos (Cabeecera Municipal)	X	X
	La Rada	X	
San Bernardo del Viento	Brisas del mar	X	X
	Los Tambos	X	X
	La Y	X	X
San Antero	Playa Blanca	X	X

Los resultados indican que las playas con mayor afectación por erosión costera se localizan en los municipios de San Antero, Moñitos y Los Córdobas; mientras que en Puerto Escondido y San Bernardo del Viento dominan condiciones de relativa estabilidad. Particularmente se destaca el caso de Puerto Rey donde los rasgos geológicos propios del litoral junto con un manejo inadecuado de la zona costera en este sector favorecen procesos erosivos severos evidenciados en las características morfológicas de la costa y un retroceso neto calculado mayor a 98 m en un periodo de 7 años. Asimismo, también se identificaron procesos erosivos en una porción importante de la línea de costa de Santander de La Cruz, Brisas del Caribe, La Rada. Por su parte, en Playa Blanca las condiciones del sector se mantuvieron relativamente estables con relación al año 2021, y esto tiene que ver con la amplia intervención con obras civiles que disipan la energía de las olas para evitar afectaciones en la infraestructura presente en la primera línea del litoral; el sector más cercano a ser afectado en la actualidad se ubica hacia el sur de la playa.

En este sentido, se realizó una actualización de las áreas clasificadas por niveles según su potencial de recuperación ambiental en los municipios costeros del departamento de Córdoba. El resultado más notable indica una ampliación de las áreas clasificadas con potencial alto, lo cual evidentemente es un llamado a la articulación entre instituciones, administración local y comunidad para plantear soluciones a la problemática de la erosión costera.

El caso de playas en Buenaventura (Pacífico)

Desde el año 2012, se han monitoreado los cambios morfodinámicos de tres playas del Pacífico colombiano, correspondientes al borde oeste de la isla barrera de Punta Soldado, la costa norte de la boca de acceso a la Bahía de Buenaventura, denominado La Bocana, y a la playa turística de Piangüita al occidente de La Bocana y separada de esta por una punta rocosa de borde acantilado. Las tres áreas se localizan en el litoral Pacífico del departamento del Valle del Cauca en zona rural de Buenaventura (Figura 15). El objetivo de este monitoreo ha sido el de analizar la morfodinámica estacional y multianual costera de estas playas como caso de estudio asociado a las condiciones hidrodinámicas y climáticas cambiantes.

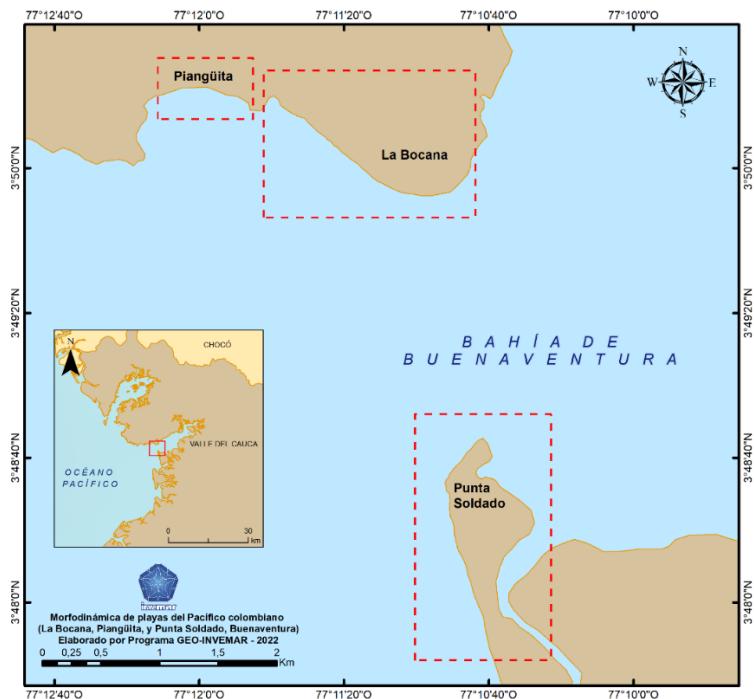


Figura 15. Localización de las playas estudiadas en el Pacífico Colombiano: La Bocana, Piangüita y Punta Soldado.

Durante el transcurso del año 2022 se llevaron a cabo diez salidas de campo a los tres sectores de interés, de forma periódica y sistemática mensual, desde marzo hasta diciembre, con el fin de monitorear las condiciones de la línea de costa y la morfología de las playas. A partir de ello, se determinaron tasas de cambio intranual-estacional para cada localidad, teniendo en cuenta que, con base en datos de promedio acumulado de precipitación anual en la zona, se diferenciaron tres épocas climáticas (Figura 16) correspondientes a: una época seca (de diciembre a marzo), una húmeda menor (de abril a julio) y una húmeda mayor (de agosto a noviembre).

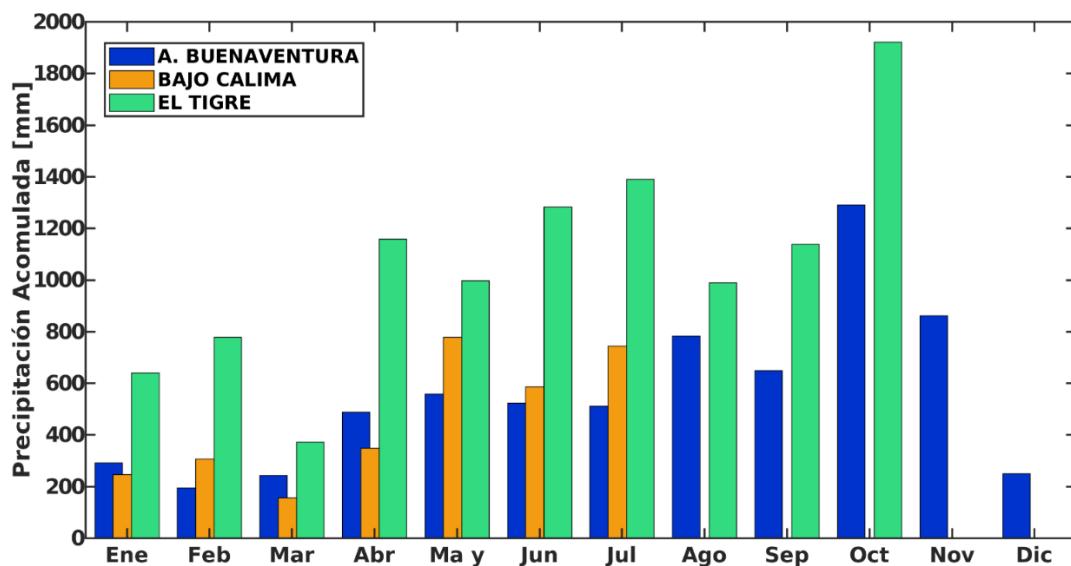


Figura 16. Valores de precipitación acumulada mensual para el 2022, medidos con las estaciones meteorológicas del IDEAM cercanas a la bahía de Buenaventura.

La Bocana

A partir del análisis estadístico del movimiento de la línea de costa mediante la herramienta DSAS (*Digital Shoreline Analysis System*) en ArcMap, se identificó, para el sector de La Bocana, predominio de los procesos de acreción durante el año 2022, con un promedio en las tasas de crecimiento de 3,6 m/año, y una distancia máxima de avance de 9,2 m medida en el sector suroriental. Sin embargo, durante la época de sequía, entre diciembre de 2021 y marzo de 2022, se presentó erosión en un 53% de la longitud de la línea de costa en tasas promedio de -5,1 m/año, evidenciando un comportamiento heterogéneo entre las estaciones climáticas que se presentaron en el año (Tabla 6).

Tabla 6. Resultados del análisis estadístico de cambio de línea de costa intra-anual del año 2022 para el sector de La Bocana.

ESTADÍSTICOS - LA BOCANA	POR TEMPORADA CLIMÁTICA			ANUAL
	SECA	HÚMEDA MENOR	HÚMEDA MAYOR	
# Total de transectos	206	207	207	207
% Transectos erosivos	53,4%	8,7%	44,9%	5,3%
% Transectos con acreción	46,6%	91,3%	55,1%	94,7%
Tasa media de cambio	-1,3 m/año	7,58 m/año	5,6 m/año	3,4 m/año
Distancia máxima de erosión	-6,5 m	-1,9 m	-6,4 m	-4,2 m
Zona de mayor erosión	Occidental	Extremo oriental	Centro-oriental	Central
Tasa máxima de erosión	-21,9 m/año	-9,9 m/año	-22,2 m/año	-1,0 m/año
Promedio de todas las tasas de erosión	-5,1 m/año	-3,35 m/año	-6,0 m/año	-0,47 m/año
Distancia máxima de acreción	2,5 m	11,9 m	9,9 m	9,2 m
Zona de mayor acreción	Oriental	Centro-occidental	Extremo oriental	Oriental
Tasa máxima de acreción	8,6 m/año	28,0 m/año	34,4 m/año	8,4 m/año
Promedio de todas las tasas de acreción	3,0 m/año	8,62 m/año	9,6 m/año	3,6 m/año
Proceso predominante	Erosión	Acreción	Acreción	Acreción

Por su parte, el análisis comparativo de la distribución de sedimento en la llanura intermareal, observado a través los modelos de elevación digital de terreno mensual que se obtuvieron del procesamiento e interpolación de datos GNSS adquiridos en campo, muestra un sistema inestable que parece recuperar volumen a comienzos de las épocas lluviosas, pero rápidamente pierde sedimento en la llanura inferior a medida que se acentúan las lluvias, esta dinámica sedimentaria está acompañada por una removilización periódica interna de material en el que mientras hay remoción de material en el extremo oriental de la playa hay acumulación en la terminación oeste y viceversa, sin embargo la tendencia es a la pérdida de sedimento en la llanura inferior (Figura 17).

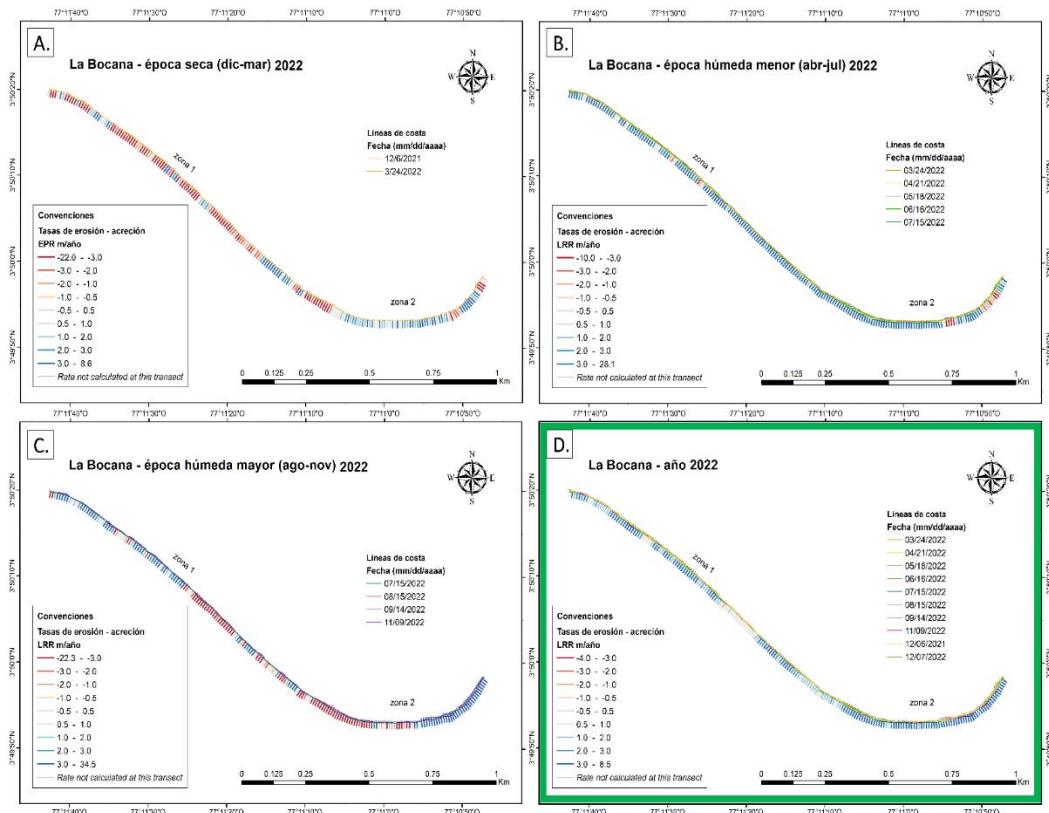


Figura 17. Cambios intra-anuales de la línea de costa en La Bocana durante el año 2022. Se muestran las líneas de costa y transectos de tendencia durante: A) época seca, B) época húmeda menor, C) época húmeda mayor, y D) año completo (total por meses).

Piangüita

Para la localidad de Piangüita, el fenómeno erosivo fue el que tuvo mayor incidencia durante el año 2022, con un promedio general de tasas de retroceso de línea de costa de -1,9 m/año. Sin embargo, el comportamiento de la línea de costa está sectorizado en tres zonas, una occidental (zona 1 Figura 18), una central (zona 2 Figura 18) y una oriental (zona 3 Figura 18). En la zona 1, por ejemplo, se presentó una contundente recuperación de la línea de costa durante la época seca, con una distancia máxima de acreción medida de 21,9 m, mientras que en la zona 3 se presentaba erosión durante el mismo periodo de tiempo a una tasa de -4,9 m/año (Tabla 7).

Tabla 7. Resultados del análisis estadístico de cambio de línea de costa intra-anual del año 2022 para el sector de Piangüita.

ESTADÍSTICOS – PIANGÜITA	POR TEMPORADA CLIMÁTICA			
	SECA	HÚMEDA MENOR	HÚMEDA MAYOR	ANUAL
# Total de transectos	63	64	64	64
% Transectos erosivos	36,5%	30,2%	70,3%	57,7%
% Transectos con acreción	63,5%	69,8%	29,7%	45,3%
Tasa media de cambio	13,1 m/año	1,2 m/año	-4,6 m/año	-0,1 m/año
Distancia máxima de erosión	-2,7 m	-7,5 m	-9,2 m	-4,7 m
Zona de mayor erosión	Oriental	Occidental	Central	Centro-Occidental

Tasa máxima de erosión	-9,1 m/año	-19,5 m/año	-25,2 m/año	-5,6 m/año
Promedio de todas las tasas de erosión	-4,9 m/año	-11,0 m/año	-8,7 m/año	-1,9 m/año
Distancia máxima de acreción	21,9 m	7,0 m	4,4 m	10,6 m
Zona de mayor acreción	Occidental	Central	Occidental	Extremo occidental
Tasa máxima de acreción	73,3 m/año	23,6 m/año	14,6 m/año	8,3 m/año
Promedio de todas las tasas de acreción	23,5 m/año	6,5 m/año	5,1 m/año	2,2 m/año
Proceso predominante	Acreción	Acreción	Erosión	Erosión

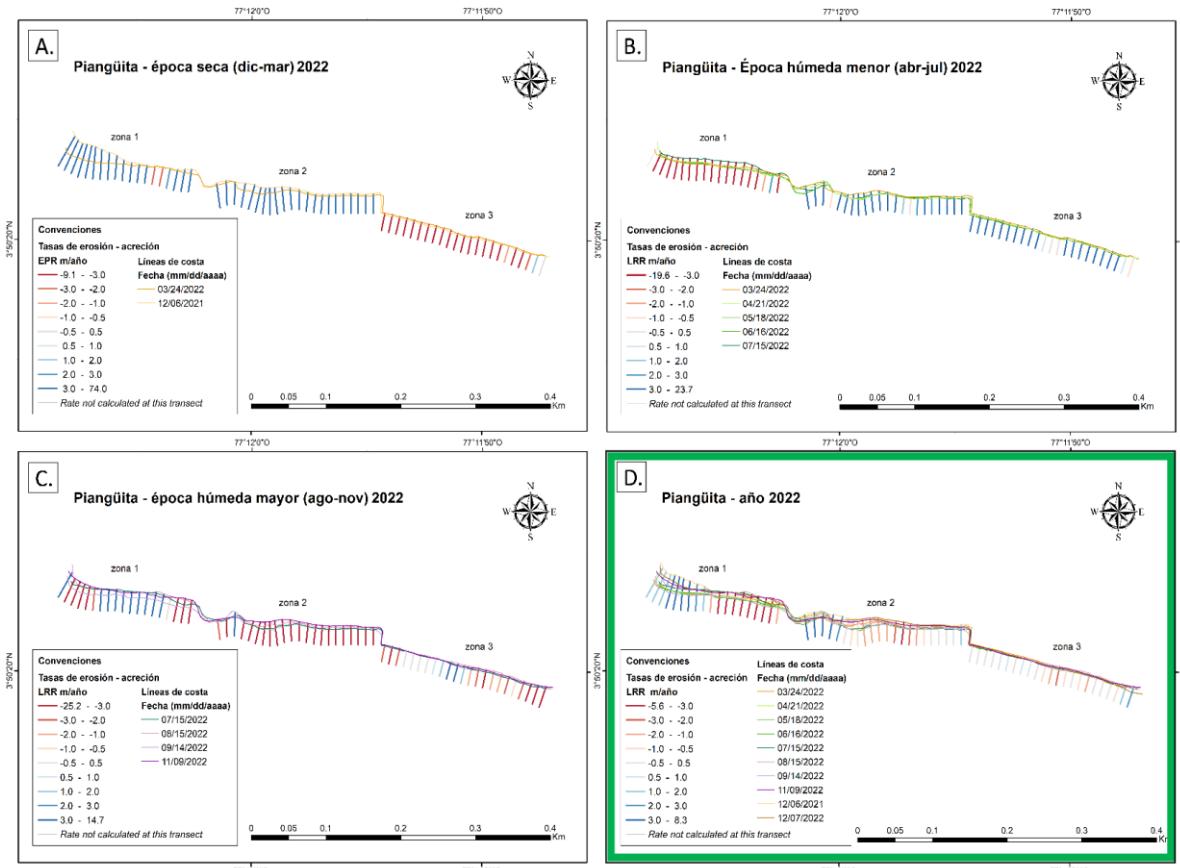


Figura 18. Cambios intra-anuales de la línea de costa en Piangüita durante el año 2022. Se muestran las líneas de costa y transectos de tendencia durante: A) época seca, B) época húmeda menor, C) época húmeda mayor, y D) año completo (total por meses).

Ahora bien, con el incremento de las lluvias en la época húmeda menor, este fenómeno se invirtió presentándose una erosión promedio de -11,0 m/año al occidente y una leve acreción al oriente de alrededor de 3 m/año. Entre tanto, la zona central, entre la época seca y la húmeda menor mantuvo una tendencia agradacional, que se invierte en la época húmeda mayor presentando un retroceso promedio de -8,7 m/año (Tabla 7).

Punta Soldado

En la isla barrera de Punta Soldado, el proceso de erosión es inminente, con altas tasas de retroceso de línea de costa de hasta -14,77 m/año en la zona centro-norte, frente al batallón de infantería

marina allí ubicado, en 2022 la distancia máxima que retrocedió la línea de costa en ese punto fue de -65,7 metros (Tabla 8). Esta tendencia erosiva fue constante a lo largo del año sin que tuviesen mayor incidencia las épocas climáticas, y homogénea en todo el perímetro estudiado con variadas tasas de retroceso (recuadro D, Figura 19). Sin embargo, se exceptúan algunos momentos de acreción y acumulación de sedimento en la punta norte de la isla durante la época seca y húmeda menor (zona 1, recuadro A, Figura 19), así como en el extremo sur entre temporadas húmedas (zona 3, recuadro B y C, Figura 19).

Por lo anterior se concluye que Punta Soldado presenta una dinámica morfo-sedimentaria moldeada por la deriva litoral, pues sus cambios morfológicos no están siendo determinados por las variables climáticas estacionales. Estos procesos de removilización de sedimento, resultan propios de una isla barrera, en un contexto muy dinámico en que hay aporte de sedimento por vía fluvial por la bahía de Buenaventura, incidencia humana con el dragado artificial del canal en la bahía, e influencia marina por dirección de movimiento de la corriente oceánica superficial del Pacífico, que se mueve hacia el nororiente.

Tabla 8. Resultados del análisis estadístico de cambio de línea de costa intra-anual del año 2022 para el sector de Piangüita.

ESTADÍSTICOS – PUNTA SOLDADO	POR TEMPORADA CLIMÁTICA			ANUAL
	SECA	HÚMEDA MENOR	HÚMEDA MAYOR	
# Total de transectos	188	220	220	221
% Transectos erosivos	65,9%	60,9%	73,6%	82,3%
% Transectos con acreción	34,1%	39,1%	26,4%	17,7%
Tasa media de cambio	-6,1 m/año	-11,7 m/año	-13,9 m/año	-11,8 m/año
Distancia máxima de erosión	-12,5 m	-32,3 m	-32,3 m	-65,7 m
Zona de mayor erosión	Central	Central	Central	Centro-norte
Tasa máxima de erosión	-43,1 m/año	-104,2 m/año	-99,1 m/año	-79,4 m/año
Promedio de todas las tasas de erosión	-13,3 m/año	-22,6 m/año	-20,9 m/año	-14,7 m/año
Distancia máxima de acreción	7,8 m	5,4 m	6,8 m	3,9 m
Zona de mayor acreción	Punta norte	Punta norte	Tramo sur	Tramo sur
Tasa máxima de acreción	27,0 m/año	18,7 m/año	20,9 m/año	5,1 m/año
Promedio de todas las tasas de acreción	7,9 m/año	5,3 m/año	5,7 m/año	2,1 m/año
Proceso predominante	Erosión	Erosión	Erosión	Erosión

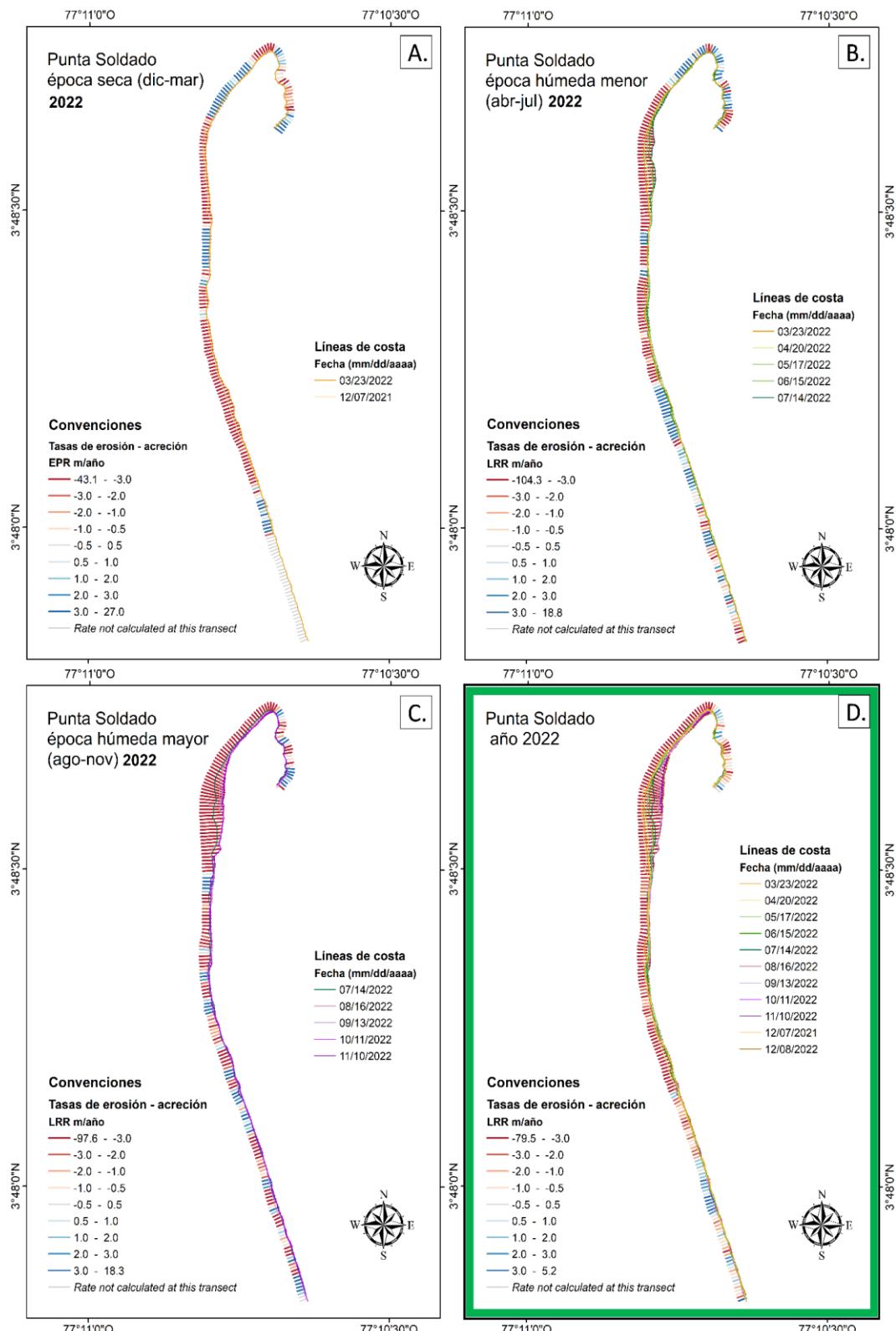


Figura 19. Cambios intra-anuales de la línea de costa en Punta Soldado durante el año 2022. Se muestran las líneas de costa y transectos de tendencia durante: A) época seca, B) época húmeda menor, C) época húmeda mayor, y D) año completo (total por meses).

En síntesis, el análisis de resultados de 2022 indica que las playas de La Bocana y Piangüita presentan cambios significativos por causa de las variaciones climáticas, siendo susceptibles a las modificaciones entre épocas húmedas y secas, mientras que la morfodinámica en Punta Soldado es independiente de los fenómenos estacionales con una tendencia marcadamente erosiva. Se debe tener presente que el año 2022 estuvo caracterizado por un fuerte impacto del fenómeno de La Niña, por lo cual no se sugiere extrapolar temporalmente las conclusiones aquí obtenidas.

En general la tendencia durante el 2022 de las playas fue: progradante en La Bocana con una tasa promedio de 3,37 m/año, semi-estable en Piangüita con una tasa promedio de -0,06 m/año y fuertemente erosiva en Punta Soldado con una tasa de erosión media de -13,94 m/año.

Soluciones Basadas en Naturaleza para la mitigación de las geoamenazas

Las Soluciones basadas en Naturaleza (SbN) son todas aquellas “acciones dirigidas a proteger, gestionar y restaurar de manera sostenible, efectiva y adaptativa los ecosistemas naturales o modificados que hacen frente a desafíos sociales, proporcionando simultáneamente beneficios para el bienestar humano y la biodiversidad” (Resolución de la UICN WCC-2016-Res-069). Según el nivel de mejoramiento de los servicios ecosistémicos y el grado de ingeniería aplicado a la biodiversidad y el ecosistema, las SbN pueden dividirse en 5 categorías (Cohen-Shacham *et al.*, 2016), resaltando las acciones para la Reducción del Riesgo de Desastres basada en los Ecosistemas (Eco RRD), y las estrategias de Adaptación basada en Ecosistemas (AbE).

Relacionado a las medidas Eco RRD y AbE, el INVEMAR abordó estas iniciativas desde diferentes perspectivas a través de los proyectos “Eco-reducción del riesgo de desastres y adaptación al cambio climático en el municipio Nuquí y en la localidad de Barú del distrito de Cartagena – MADS 805” y “Monitoreo de ecosistemas y generación de capacidades de las corporaciones autónomas regionales para la adaptación basada en naturaleza para mitigar la erosión costera del Caribe colombiano – AbE KFW FASE 1”, respectivamente; este último en el marco del proyecto entre Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia (MINAMBIENTE) y el Banco de Desarrollo de Alemania (KfW) denominado “Adaptación basada en los ecosistemas para la protección contra la erosión costera en un clima cambiante”.

El proyecto MADS-805 fue un convenio interadministrativo entre MINAMBIENTE e INVEMAR, cuyo objetivo principal fue formular, de manera técnica y económica, proyectos enfocados a las medidas Eco RRD y la adaptación al cambio climático en el municipio de Nuquí (Chocó) y el corregimiento de Barú (Cartagena, Bolívar), gestionando además alianzas con posibles socios estratégicos para su financiación. Por su parte, el proyecto AbE KFW FASE 1 fue un convenio de cooperación entre Fondo Acción e INVEMAR, a través del cual se desarrolló e implementó un sistema de monitoreo a la erosión costera y a la efectividad de las medidas AbE para mitigar esta problemática en cuatro (4) departamentos costeros del Caribe colombiano (La Guajira, Magdalena, Córdoba y Antioquia), además de instalar capacidad técnica en las cuatro Corporaciones Autónomas Regionales (CAR) involucradas para promover la adopción de este sistema a futuro.

Formulación de proyectos de EcoRRD y adaptación al cambio climático

Para cada una de las áreas de interés de este proyecto, INVEMAR-MADS (2020) identificaron un conjunto de alternativas para la reducción del riesgo y la adaptación al cambio climático. Estas tuvieron diferentes enfoques asociados a la implementación de medidas Eco RRD, la mitigación del

riesgo, el desarrollo local sostenible y resiliente, el desarrollo sociocultural, el ordenamiento territorial y la gobernanza.

Del conjunto de alternativas previamente identificadas, para Barú y Nuquí se escogieron diferentes iniciativas en el marco de la eco-reducción, el desarrollo local sostenible, la mitigación del riesgo y el desarrollo cultural (INVEMAR-MADS, 2022). Inicialmente este conjunto de propuestas se evaluó con las comunidades negras, afros, raizales y palenqueras a través de análisis multicriterio para conocer las fortalezas de cada una de ellas según la concepción de las comunidades sobre el desarrollo integral, lo cual permitió enfocar los recursos óptimamente.

Finalmente, se realizó la formulación de cada uno de los proyectos definiendo los objetivos, actividades principales, cronograma de ejecución, y presupuesto (Tabla 9), evidenciando para cada localidad proyectos de corto, mediano y largo plazo, los cuales contribuirán en a la reducción de ciertos componentes específicos del riesgo.

Tabla 9. Resumen técnico-económico de los proyectos formulados en Barú y Nuquí en el marco del proyecto MADS 805. (INVEMAR-MADS, 2022).

LOCALIDAD	NOMBRE	RESUMEN DE PROYECTOS		COSTOS (COP 2022)
		ACTIVIDADES	DURACIÓN (AÑOS)	
Barú	Restauración laguna El Pital	<ul style="list-style-type: none"> - Adecuación y construcción de viveros. - Jornada de limpieza. - Jornadas pedagógicas. - Jornada de revegetalización. - Adecuación de espacios de ocio y recreación. - Seguimiento a las implementaciones. 	4	461.747.624
	Libro de medicina y saberes tradicionales	<ul style="list-style-type: none"> - Definición de marco conceptual. - Convocatorio y definición de autores. - Definición de contenidos. - Recolección de información - Sistematización y escritura. - Diseño final e imprenta. - Divulgación. 	2	122.000.000
	Render para la proyección paisajística.	<ul style="list-style-type: none"> - Taller de diseño participativo. - Elaboración y diseño técnico del render. - Socialización del modelo final. 	1	20.800.000
Nuquí	Reforestación de las rondas hídricas de los ríos Nuquí y Ancachí	<ul style="list-style-type: none"> - Construcción de viveros. - Jornada de revegetalización. - Implementación de estufas ecoeficientes. - Seguimiento a las implementaciones. 	4	485.893.786
	Acciones para la protección y recuperación de la playa	<ul style="list-style-type: none"> - Términos legales. - Adquisición de materia prima. - Instalación. - Revegetalización de playa. - Sensibilización. - Seguimiento a las implementaciones. 	2	230.700.000
	Minería sostenible	<ul style="list-style-type: none"> - Definición de áreas de extracción. - Consultoría jurídica. - Talleres de extracción sostenible. 	1	176.200.000

* Costos con proyecciones a 2022.

Diseño e implementación del Sistema de Monitoreo a la Erosión Costera y las Medidas de Adaptación basada en Ecosistemas (SMEC-MAbE)

En el marco del proyecto anteriormente mencionado (Adaptación basada en los ecosistemas para la protección contra la erosión costera en un clima cambiante) se ha propuesto implementar una serie de estrategias “blandas” en los ecosistemas marino-costeros, esto con el fin de mitigar algunas de las problemáticas físicas, sociales y ambientales que trae consigo la erosión costera.

A 2022 se encontraban aprobadas once (11) iniciativas de SbN en los cuatro (4) departamento involucrados, contando con cuatro (4) proyectos en La Guajira, dos (2) en Magdalena, dos (2) en Córdoba, y tres (3) en Antioquia, de los cuales uno (1) va enfocado al ecosistema pastos marinos, tres (3) al de playas y dunas, y siete (7) al de manglares. Estos proyectos buscan reducir las presiones sobre los ecosistemas, gestionar y realizar acuerdos para el manejo sostenible, recuperar su condición y funcionalidad, y restablecer su cobertura vegetal.

Para dar seguimiento al estado de la erosión costera y la efectividad de estos proyectos para su mitigación, se diseñó el Sistema de Monitoreo a la Erosión Costera y las Medidas de Adaptación basada en Ecosistemas (SMEC-MAbE), el cual consta de siete (7) índices/indicadores que evalúan el estado de la línea de costa en términos de erosión o acreción, la altura significativa del oleaje, el grado de vulnerabilidad de las poblaciones frente a la erosión costera, y el estado, condición y/o tendencia de los ecosistemas de pastos marinos, áreas coralinas, manglares y playas y dunas. Lo anterior a través del Índice de Cambio de Línea de Costa (ICLC), la Clasificación de la Altura del Oleaje (CAO), el Índice de Vulnerabilidad por Erosión Costera (IVEC), el Indicador de Condición-Tendencia de pastos marinos (ICTpm), el Indicador de Condición-Tendencia de áreas coralinas (ICTac), el Indicador de Integridad Biológica de manglares (IBIm), y el Indicador de Estado de playas y dunas (IEpd), respectivamente.

A excepción del IEpd, que corresponde a una primera aproximación a la evaluación integral y conjunta de las playas y dunas como ecosistema, los demás indicadores fueron adaptados de los usualmente utilizados por el INVEMAR, esto con el objetivo de que pueda ser apropiados por las CAR, quienes no cuentan con el mismo grado de capacidad de adquisición de datos.

Este sistema de monitoreo fue implementado por primera vez en 2022, evaluando cuarenta y cinco (45) localidades, quince (15) en La Guajira, ocho (8) en Magdalena, nueve (9) en Córdoba, y trece (13) en Antioquia (Figura 20), de las cuales veintinueve (29) cuentan con proyecto vigentes de alternativas AbE. La información adquirida en estas áreas constituyó la línea base socio-ambiental de las alternativas propuestas, y representa, además, un insumo importante para la comparación y medición de la influencia particular de cada medida AbE en la erosión costera.

Ricaurte-Villota & Cortina-Munera (2022) encontraron que, en cuanto al estado de la línea de costa, de las cuarenta y cinco (45) localidades evaluadas, siete (7) presentaron un estado no deseable, otras siete (7) un estado de alerta, veinte (20) un estado regular, siete (7) un buen estado, y tres (3) un estado deseable (Figura 21). En cuanto a la altura del oleaje, los resultados mostraron que, de las 37 localidades valoradas, una (1) localidad presentó un oleaje alto, tres (3) de ellas un oleaje medio, doce (12) un oleaje bajo, y veinte y una (21) un oleaje mínimo (Figura 22). Por otra parte, la evaluación del grado de vulnerabilidad en 24 localidades evidenció que tres (3) de ellas presentaron

un grado muy alto, nueve (9) un grado alto, otras nueve (9) un grado medio, y tres (3) un grado bajo (Figura 23).

En cuanto a la evaluación del estado de los ecosistemas, de las 4 localidades evaluadas a través del ICTpm, una (1) mostró una pradera de pastos marinos en estado de alerta, dos (2) un estado regular, y una (1) un buen estado (Figura 24). Por otra parte de las 32 coberturas de manglar evaluadas se encontró que una (1) presentó un estado no deseable, siete (7) un estado de alerta, once (11) un estado regular, otras once (11) un buen estado, y dos (2) un estado deseable (Figura 25). Por último, de las 8 localidades evaluadas para el ecosistema de playas y duna, una (1) presentó un estado no deseable, dos (2) un estado de alerta, una (1) un estado regular, tres (3) un buen estado, y una (1) un estado no deseable (Figura 26).

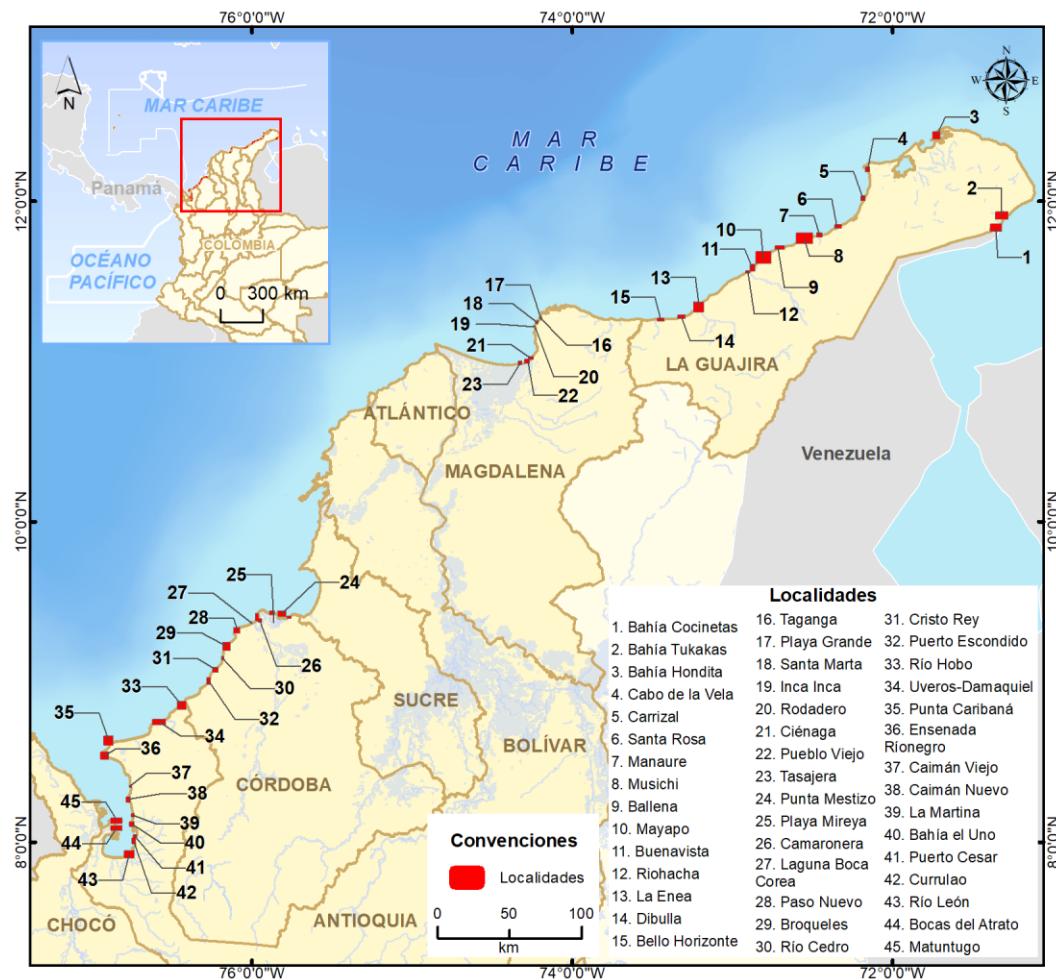


Figura 20. Localidades evaluadas por medio del sistema de monitoreo socio-ambiental de la erosión costera y su mitigación a través de alternativas AbE en el Caribe colombiano. Los números en rojo corresponden a aquellas localidades en las cuales se levantó información, pero que no cuentan con alternativas AbE aprobadas por este proyecto. (Ricaurte-Villota & Cortina-Munera, 2022).

Esta evaluación integral de los componentes físicos, sociales y ecosistémicos de las costas del Caribe colombiano mostraron la relación directa que hay entre el estado de los ecosistemas, la erosión costera y el grado de vulnerabilidad, evidenciando que un gran número de las localidades que

presentaron un ecosistema saludable tuvieron tasas de erosión bajas, al igual que un bajo grado de vulnerabilidad. Estos conjuntos de datos proporcionaron una primera aproximación al conocimiento real de la interdependencia de los ecosistemas con los elementos del paisaje, por lo que su monitoreo a través del tiempo permitirá establecer patrones y enfocar los esfuerzos y recursos a la solución de problemáticas específicas para la protección costera.

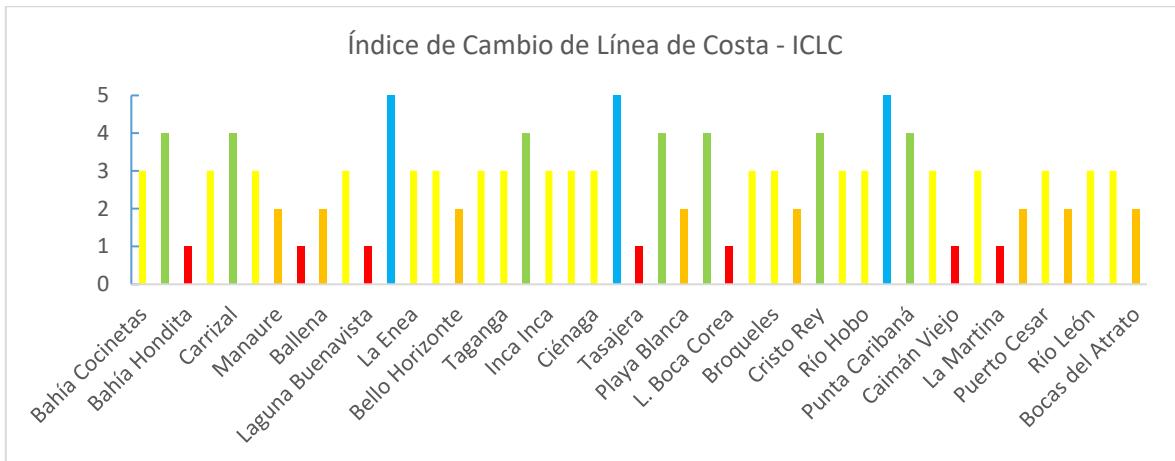


Figura 21. Resultados del Índice de Cambio de Línea de Costa (ICLC) para las localidades evaluadas en el proyecto AbE KFW FASE 1. Color azul: estado deseable, verde: bueno, amarillo: regular, naranja: alerta, y rojo: no deseable.

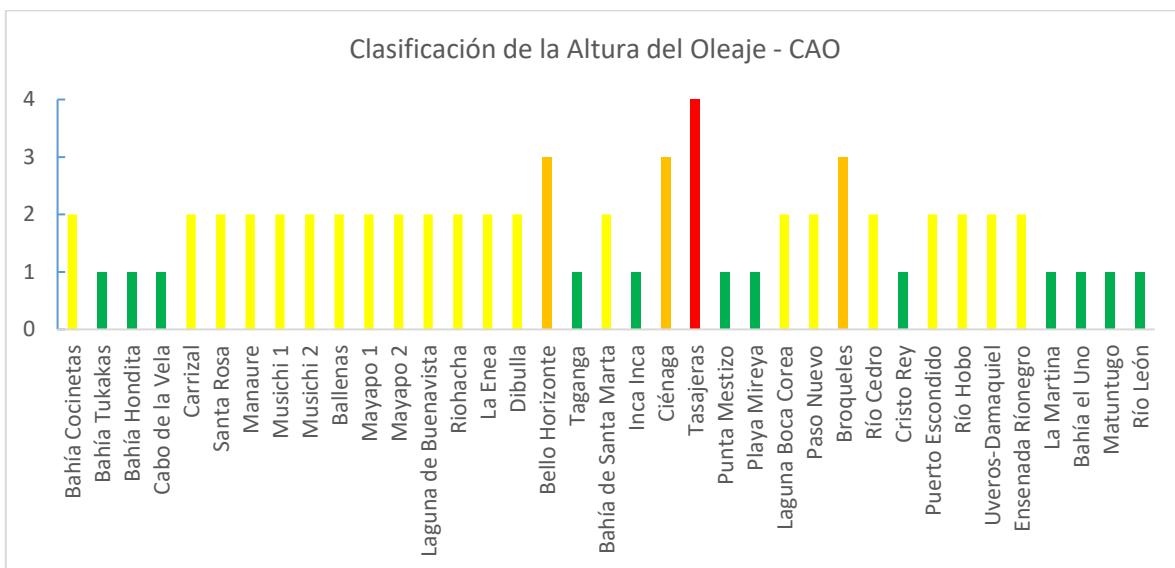


Figura 22. Resultados de la Clasificación de la Altura del Oleaje (CAO) para las localidades evaluadas en el proyecto AbE KFW FASE1. El color rojo representa un oleaje alto, el naranja un oleaje medio, el amarillo un oleaje bajo, y el verde un oleaje mínimo.

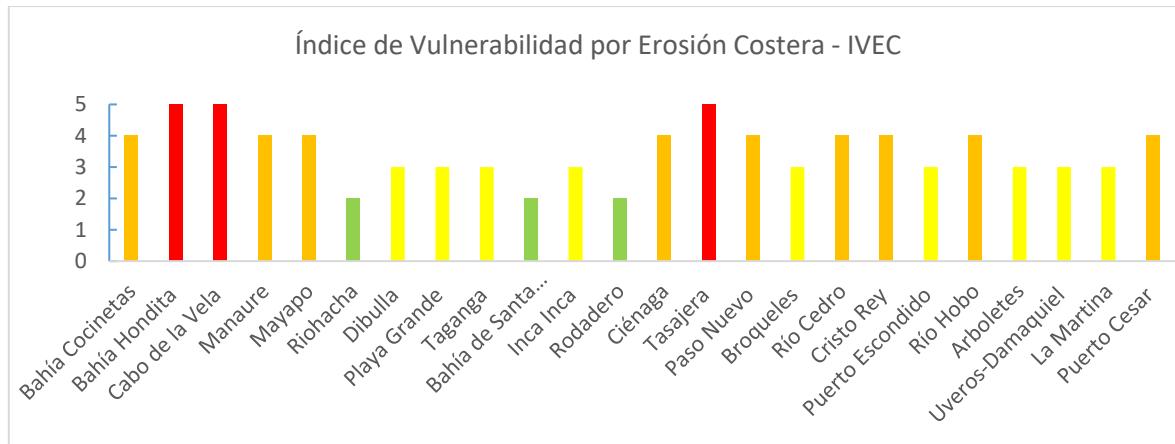


Figura 23. Resultados del Índice de Vulnerabilidad por Erosión Costera (IVEC) para las localidades evaluadas en el proyecto AbE KFW FASE 1. El color rojo representa un grado muy alto de vulnerabilidad, el naranja un grado alto, el amarillo un grado medio, y el verde un grado bajo.

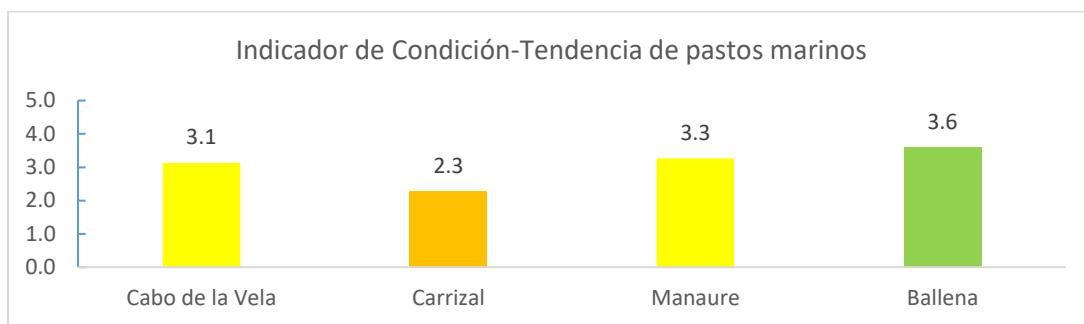


Figura 24. Resultados del Indicador de Condición-Tendencia de pastos marinos (ICTpm) para las localidades evaluadas en el proyecto AbE KFW FASE 1. Color azul: estado deseable, verde: bueno, amarillo: regular, naranja: alerta, y rojo: no deseable.

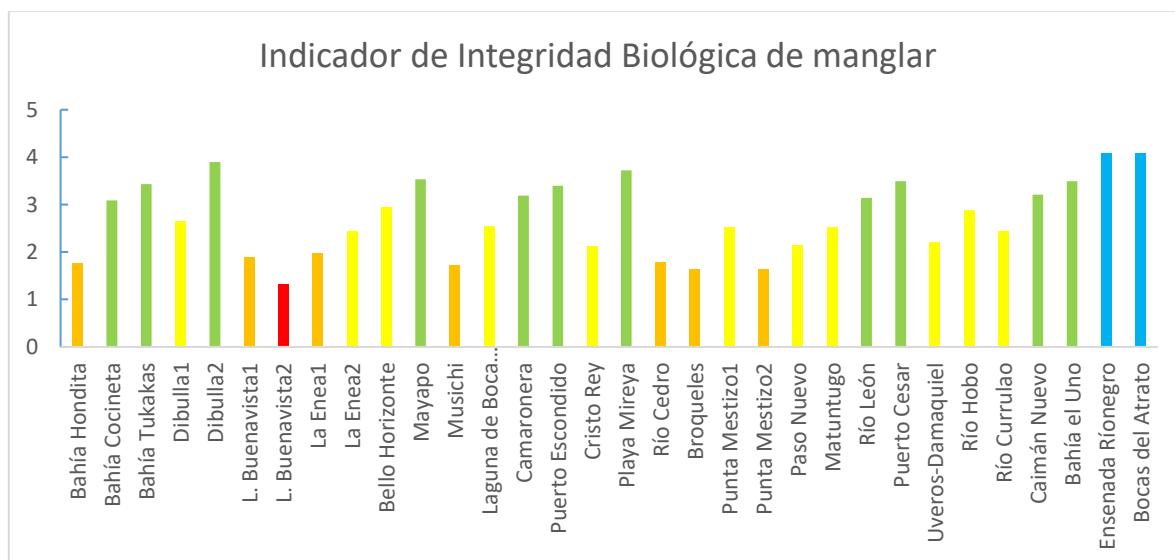


Figura 25. Resultados del Indicador de Integridad Biológica de manglar (IBIm) para las localidades evaluadas en el proyecto AbE KFW FASE 1. Color azul: estado deseable, verde: bueno, amarillo: regular, naranja: alerta, y rojo: no deseable.

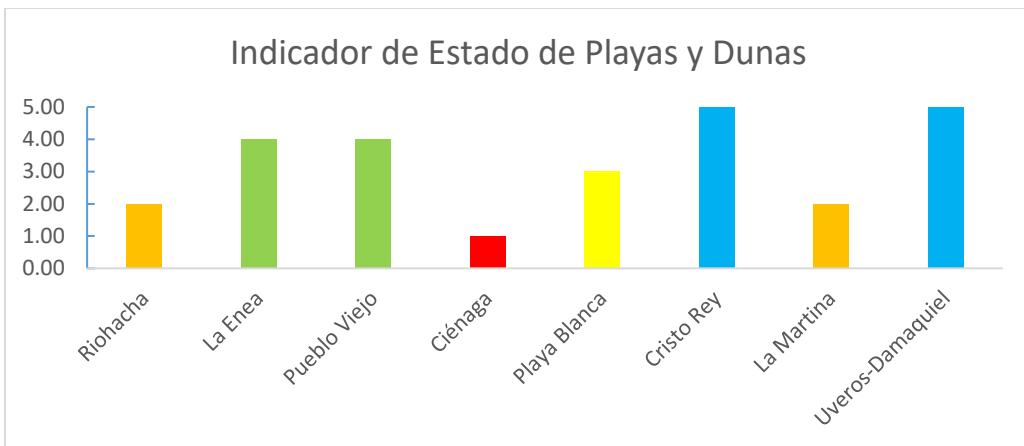


Figura 26. Resultados del Indicador de Estado de playas y dunas (IEpd) para las localidades evaluadas en el proyecto AbE KFW FASE 1. Color azul: estado deseable, verde: bueno, amarillo: regular, naranja: alerta, y rojo: no deseable.

Fondos marinos

La declaración de un ‘Área Marina Protegida’ busca reconocer los valores físicos, ecosistémicos y culturales asociados a un espacio definido dentro del medio oceánico, y a partir de allí, promover su conservación y gestionar el uso sostenible de los recursos que provee. Para llevar a cabo tal labor, se requiere como insumo base el reconocimiento del componente geosférico del área, en el que la identificación de los rasgos morfológicos del fondo marino, junto con el análisis de los fenómenos geológicos que los están determinando, resulta ser un conocimiento esencial para comprender los demás componentes de orden biótico que allí intervengan.

Dicho componente fue evaluado dentro del proceso de declaración de las áreas marinas protegidas de: ‘Reserva Natural del Sistema de Parques Nacionales Cordillera Beata’ y ‘Distrito Nacional Integrado Colinas y Lomas Submarinas de la Cuenca Pacífico Norte’; basando la caracterización en la delimitación y descripción de la geomorfología del suelo marino, y acoplando información secundaria acerca del marco regional tectónico y estructural que en que se encuentran abarcadas, además de datos estratigráficos y sedimentológicos relevantes.

Cordillera Beata

La Cordillera Beata es un alto submarino compuesto principalmente por rocas intrusivas como gabros y doleritas pre-Cenozoicas que yacen al interior del CLIP “Caribbean Large Igneous Province” (Edgar et al., 1971) o Gran provincia ígnea del Caribe. Información sísmica muestra que la corteza de la cordillera es de ~20 km, producto de engrosamiento de la corteza oceánica, debido al magmatismo en el Cretácico tardío (Case et al. 1990; Mauffret y Leroy, 1999). El modelo planteado, sugiere que el CLIP se formó en un corto periodo de tiempo en ~89 Ma y luego fue seguido por un segundo pulso magmático en ~ 76 Ma; sin embargo, datos geocronológicos en Cordillera Beata muestran edades de ~55Ma (Révillon et al., 2000) lo que sugiere que la actividad magmática que formó el CLIP tuvo un amplio periodo activo (Bruña, 2014). Posterior al emplazamiento, Bruña (2014) explica que Beata ha pasado por tres fases de deformación intraplaca, para el Cretácico medio se dio una fase compresiva orientada E-W que coincide con las rocas volcánicas más someras (Diebold, 2009), posteriormente, en el Cretácico tardío, comenzó una fase extensional orientada E-

W que permitió una descarga que causó el levantamiento de la Cordillera como rebote litosférico. Por último, desde el Mioceno hasta la actualidad, se ha dado una fase transpresiva ocasionada por la convergencia entre el interior de la placa Caribe y La Española (Mauffret y Leroy, 1999). La topografía de la cordillera está definida por un estilo estructural dominado por deformación extensional y expresiones de fallas normales (Carvajal, 2020; Rodriguez *et al.*, 2020; Bruña, 2014; y Mauffret y Leroy, 1999).

Para este trabajo se describió la morfología de cordillera Beata en territorio marítimo colombiano, correspondiente al extremo sur de la geoforma submarina, en límite con el paso de Aruba.

Morfología

La Cordillera Beata es una morfoestructura submarina de alto relieve ubicada en el mar Caribe entre la Península de La Guajira (Colombia) y La Española (Haití y República Dominicana). Este cuerpo rocoso de 450 km de largo y 300 km de ancho (Mauffret y Leroy, 1997), con orientación NNE-SSW, separa la cuenca Colombia y la subcuenca Haití de la cuenca Venezuela. Su relieve presenta alta heterogeneidad de geoformas conformadas por valles submarinos, terrazas, colinas, montes, entre otros, que alcanzan aproximadamente los 2000 m de altura (Dürkefälden *et al.*, 2019) (Figura 27).

Como base para la caracterización geomorfológica se consultaron los mapas de ecosistemas continentales, costeros y marinos de IDEAM *et al.*, (2007) y la sección de geomorfología en el informe técnico de Ordoñez *et al.* (2018). A partir de allí se realizó el mapa morfológico de cordillera Beata en base a la batimetría proporcionada por la DIMAR a una resolución de 80 m/pixel. Para la delimitación de las unidades morfológicas se tuvo en consideración únicamente los aspectos físicos disponibles. Entre estos se destacan la forma, rugosidad y elevación del terreno, además de aquellos derivados a partir del software ARCGIS, como sombras, pendientes y perfiles de elevación.

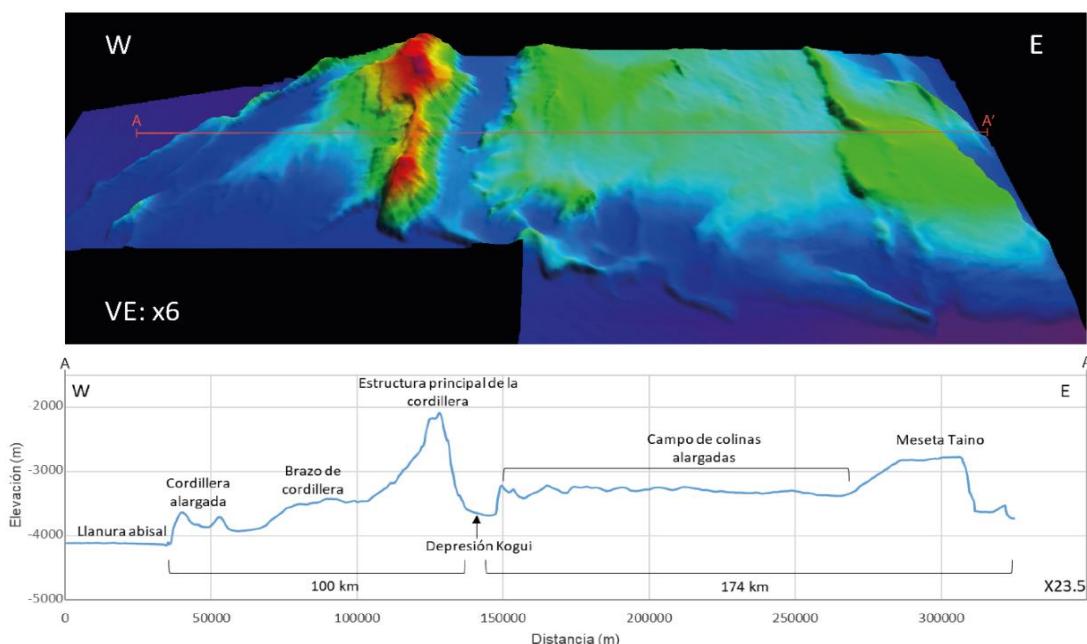


Figura 27. Relieve y morfología de la cordillera Beata en territorio marítimo colombiano. Arriba: modelo 3D batimétrico del área estudiada, con una exageración vertical x6. Abajo: perfil asimétrico E-W con exageración vertical x23.5.

Los puntos de mayor elevación en el polígono de estudio se reportan en la cresta de la estructura principal de la cordillera a una profundidad de 1.587 m, y aquellos más profundos, alrededor de los 4.300 m en la llanura abisal colombiana. Valores de 4000 m también se han reportado en las depresiones y subcuenca que se localizan dentro de las regiones de relieve levantado que conforman la zona de estudio y hacen parte de la cordillera. En el perfil A-A' (Figura 27) se observa el carácter asimétrico de la morfoestructura. La depresión Kogui marca un límite entre cordilleras y colinas bien delimitadas por lineamientos estructurales, que se orientan en sentido NE-SW, con pendientes locales y regionales moderadas a totalmente escarpadas, de un campo de colinas con pendientes ligeramente inclinadas que incluyen a la cordillera sutilmente en la cuenca Venezuela.

Unidades morfológicas definidas para el área de estudio

- Morfo-estructura principal de la cordillera: posee una forma alargada orientada Norte-Sur, cuyo eje oscila en alturas entre 1.587 m y 1.682 m de profundidad, elevándose 2.150 m del fondo marino (tomando como referencia el fondo de la depresión Kogui). En un corte perpendicular se observa como una estructura asimétrica cuyo flanco occidental desciende sutilmente con pendientes ligeramente planas a ligeramente inclinadas extendiéndose 71,7 km hasta un valle de 3.900 m de profundidad. Mientras que el flanco oriental es escarpado y a una distancia de 21,7 km limita con la depresión Kogui. Dentro de esta estructura se diferenciaron cartográficamente unidades como laderas escarpadas (pendientes >40%), laderas inclinadas, depósitos de ladera, terrazas, cicatrices de deslizamiento, lóbulos y escarpes asociados tanto a saltos entre las terrazas, como a las coronas de deslizamiento (Figura 28).
- Cordillera alargada: al occidente del área estudiada, se presenta una cresta alargada orientada en sentido NNE-SSW, que separa el relieve de la cordillera de la llanura abisal de la Cuenca Colombia. Esta estructura emerge 600 m, es estrecha a lo ancho presentando escarpes en sus laderas y se extiende de forma rectilínea a lo largo de 1.600 km subdividiéndose en dos brazos en su terminación sur (Figura 27).
- Campo de colinas alargadas: consiste en una peniplanicie separada de la cordillera principal por la depresión Kogui, su elevación promedio respecto a esta depresión es de 1.000 m, y se extiende como una gran plataforma sobre la cual se desarrollan montes y colinas alargadas (Figura 28). Al sur limita con una serie de depresiones circulares y con espolones transversales que cierran también el frente de la depresión Kogui y separan ambas estructuras de la llanura abisal sur.
- Meseta: en el extremo oriental del campo de colinas se desarrolla una enorme meseta basculada hacia el sur, denominada 'Meseta Taino'. Los límites laterales de la meseta se encuentran bien delimitados por escarpes con pendientes de hasta un 70% que generan variaciones de alturas de 600 m al oeste y de casi 1000 m al este. Al NW de la estructura se encuentra una terraza que interrumpe el relieve escarpado haciendo que el perfil baje escalonadamente de E-W en la zona norte (perfil A-A' Figura 27). Incluidos en esta estructura se observan una serie de montículos cónicos alineados con una orientación de N13E, estos presentan una morfología redondeada y sobresalen con una altura no mayor a 100 m.

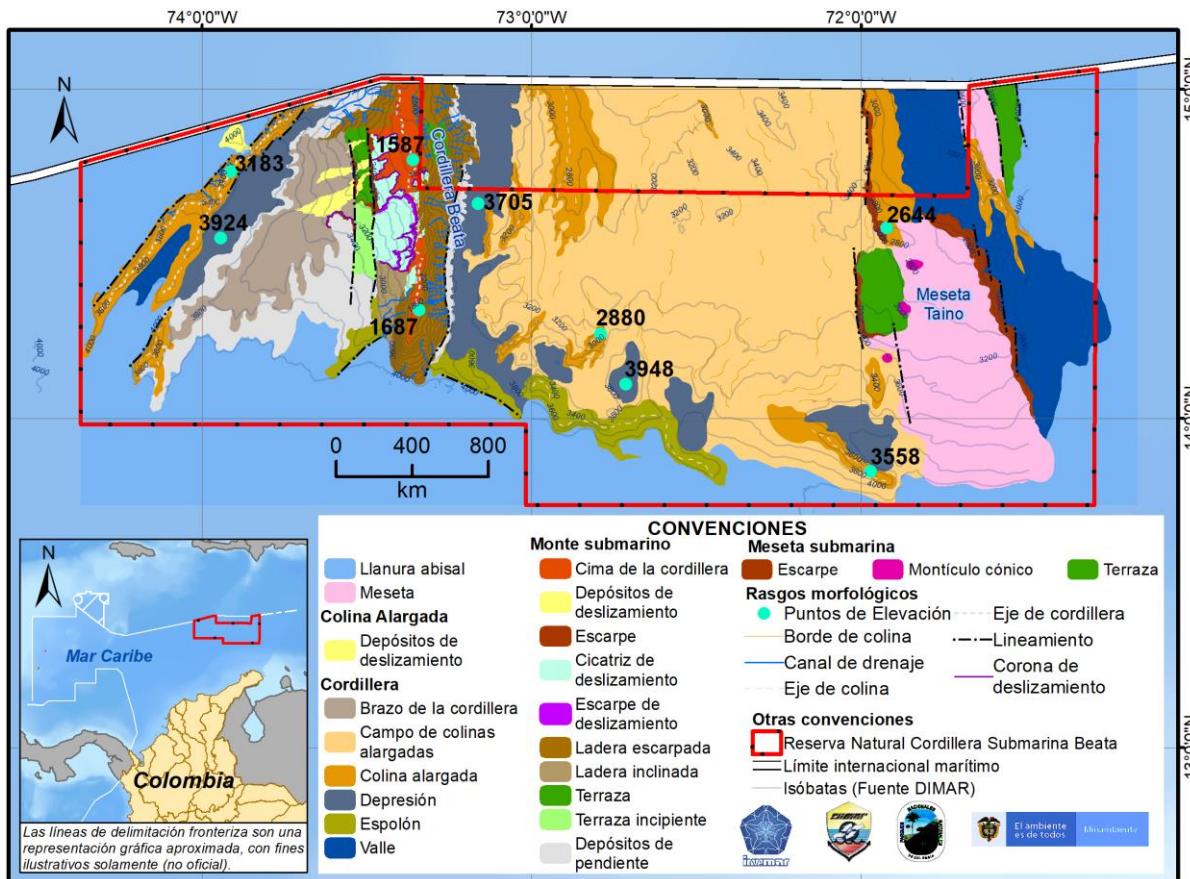


Figura 28. Mapa de unidades morfológicas de la cordillera Beata en territorio marítimo colombiano.

Estratigráficamente, las rocas más antiguas perforadas en pozos exploratorios de la expedición “Deep Sea Drilling Project” (Edgar *et al.* 1973) corresponden a flujos basálticos del Cretácico tardío, suprayaciendo el basamento volcánico se encuentra una serie vulcano sedimentaria conformada por areniscas foraminíferas intercaladas con areniscas volcánicas del Turoniano. De edad Turoniano - Santoniano se reportan intercalaciones de cenizas basálticas, con calizas y arenas con radiolarios e intervalos arcillosos. Estos intervalos son importantes porque reportan capas de alto contenido de materia orgánica con un porcentaje de TOC de 11,1% (Bode, 1973) asociados a condiciones anóxicas (Wagreich, 2012). En el periodo de tiempo Santoniano - Mastrichtiano en unos pozos se han encontrado areniscas foraminíferas, y arcillas glauconíticas mientras que otros hay intervalos de chert, caliza y margas.

El límite entre el Cretácico y el Terciario está dado por una brecha silicificada con venas de calcita. En esta época se presentan múltiples hiatos que se asocian a una localidad de alta batimetría donde la sedimentación no era favorecida debido a las acciones de las corrientes o flujos por la gravedad (Premoli Silva y Bolli, 1973). Las rocas entre el Eoceno temprano y Oligoceno tardío están separadas por una discordancia del Eoceno medio llamado Horizonte A, la litología bajo el horizonte A se caracteriza por presentar calizas con zonas silicificadas y cherts, mientras que sobre el horizonte se encuentran arcillolitas calcáreas y silíceas. En el Oligoceno tardío comienza la influencia en la cuenca Colombia de los sedimentos depositados por el proto Magdalena. El intervalo más joven (Mioceno tardío- Holoceno) se encuentran margas y calizas foraminíferas con presencia de arcillas calcáreas.

nano planctónicas. A esta profundidad los minerales volcánicos como hornblenda y plagioclasa son escasos.

Colinas y lomas del Pacífico colombiano

La cuenca oceánica del Pacífico colombiano es una región de alta complejidad tectónica caracterizada por la interacción de cuatro placas tectónicas mayores (Cocos, Caribe, Sur América y Nazca), que a su vez se subdividen en bloques o microplacas en respuesta a la compensación de esfuerzos por la cinemática que cada una de estas porciones litosféricas presenta.

Morfología

El área protegida corresponde a una zona baja de la cuenca Panamá con profundidades que oscilan entre -1.826 y -4.796 m. Los valores más profundos se reportan en la fosa Colombo-ecuatoriana y en la depresión del norte junto a la cordillera Sandra, mientras que los terrenos elevados corresponden a las cordilleras de Malpelo y Sandra. Esta zona se encuentra altamente fracturada y se caracteriza por presentar un suelo rugoso compuesto de altos, depresiones alargadas y fosas marginales (Figura 29). Las observaciones sísmicas de Van Andel *et al.*, (1971) indican que las estructuras de la zona están asociadas a procesos extensionales. El aspecto rugoso y de plegado invariable, parece ser el resultado de un sistema de fallas normales con poco espaciamiento.

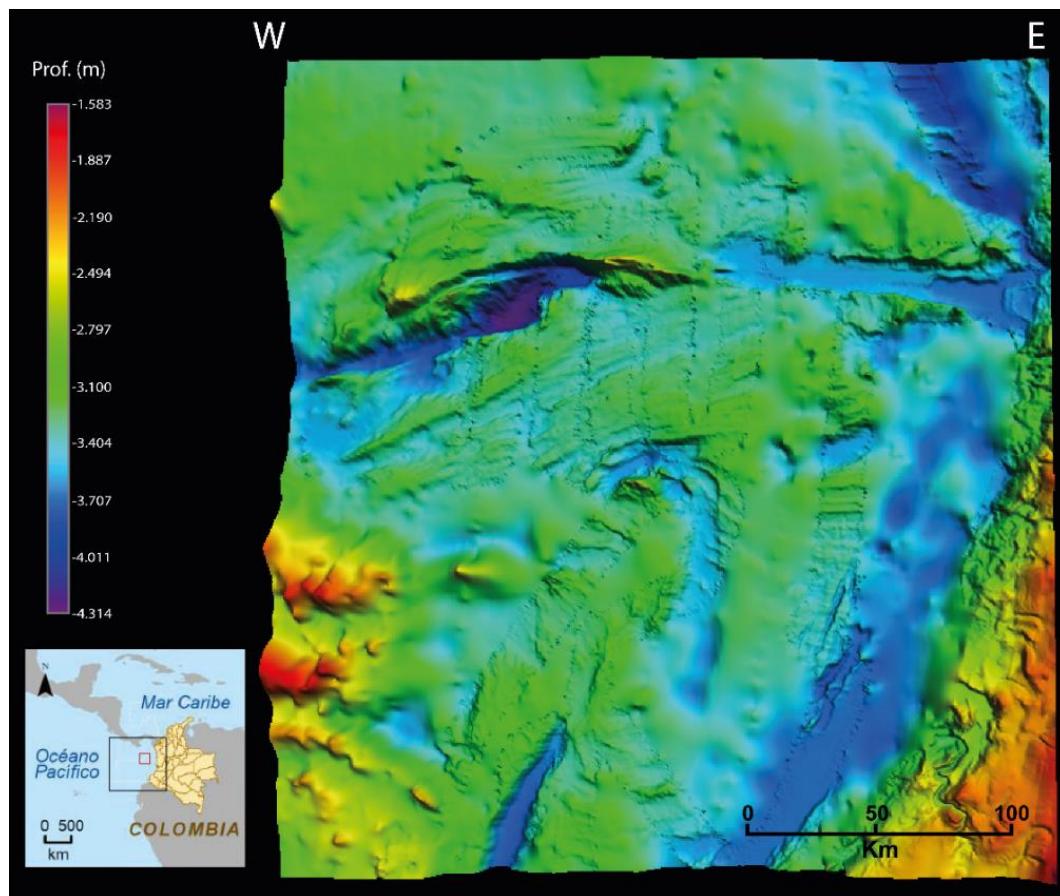


Figura 29. Modelo de elevación digital de la zona a partir de datos batimétricos de GEBCO y GMRT.

El mapa de unidades morfológicas se realizó con base en las planchas 16, 17, 23 y 24 de la cartografía de ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia (IDEAM *et al.*, 2007) y se descargaron datos batimétricos de la base de datos GMRT “Global Multi-Resolution Topography Data” entre las coordenadas 3°50'20" N, 6°34'31" N y 80°20'32" W - 77°34'19" W, así como de la base de datos GEBCO a una resolución de 450 m/nodo.

Unidades morfológicas definidas para el área de estudio

- Cordillera Malpelo: corresponde a un segmento de la cordillera Malpelo descrita como una elevación larga y angosta que se extiende 300-400 km en dirección NE-SW (subparalela a la cordillera Cocos) (Marcaillou *et al.*, 2006). La estructura mide aproximadamente 100 km de ancho y representa uno de los puntos de mayor elevación en la zona (-1.826m), está conformada por múltiples edificios volcánicos que son el producto de la actividad del Hotspot de Galápagos hace 17,3 Ma (Hoernle *et al.*, 2002).
- Cordillera Sandra: tres (3) montes submarinos hacen parte de este complejo, estas estructuras se ubican en las profundidades de -1.893 y -1.995m (Figura 30) y causan diferencias de aproximadamente 800 m con las depresiones conexas. Esta cordillera está definida por un lineamiento estructural, que genera una especie de hundimiento o “silla” en su cima.
- Fosa: La fosa de Colombo-ecuatoriana se encuentra al oriente del área de estudio y representa el límite entre la llanura abisal y el talud continental (IDEAM, 2007). La presencia de esta depresión alargada con profundidades de hasta 4.330 m, se debe a la subducción de la placa oceánica de Nazca bajo la placa continental Sur Americana. Su perfil transversal es asimétrico; mostrando un flanco oriental relativamente escarpado mientras que el flanco occidental muestra una sutil inclusión a la llanura abisal.
- Monte submarino: en las coordenadas 79°12'40,851" W, 4°57'17,48"N se identifica un monte submarino de forma irregular, cuya cima se encuentra a una profundidad de 2.134 m, elevado aproximadamente 1.000 m sobre un campo de colinas. Su flanco oriental desemboca en una depresión de -1.700 m configurando una pendiente escarpada mayor al 45%.
- Campo de colinas: esta geoforma ocupa la mayor área del polígono de estudio. Consta de una plataforma a 3.500 m de profundidad sobre la que se levantan crestas alargadas y alineadas entre sí, no superiores a los 500 m, las cuales parecen obedecer un control estructural en relación con el antiguo rift de Sandra. Van Andel *et al.*, (1971) indica que estas morfologías pueden estar asociadas a un régimen extensional donde domina un sistema de fallas normales con poco espaciamiento.

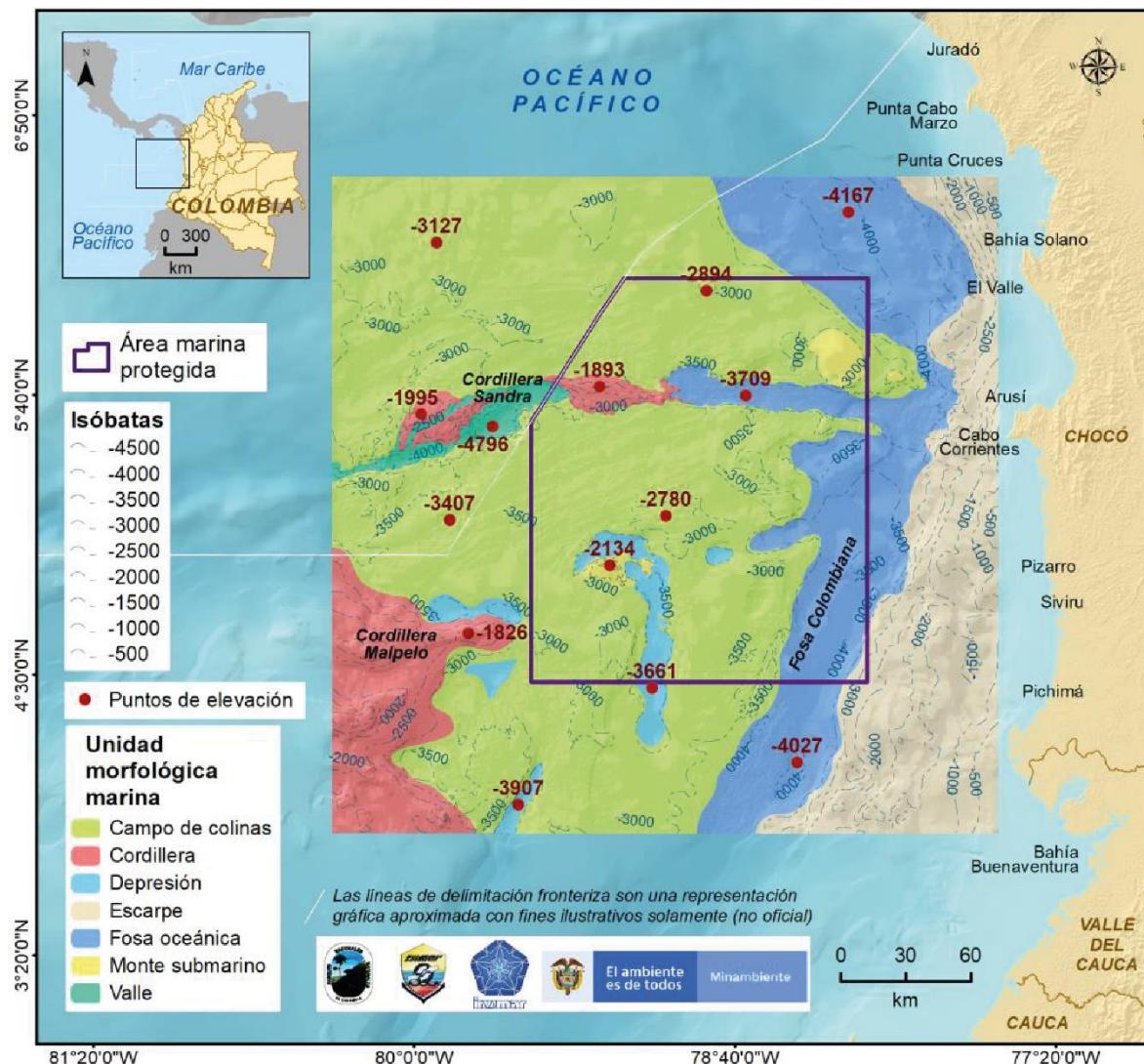


Figura 30. Mapa morfológico del área de estudio. Interpretación basada en el modelo batimétrico de GMRT y GEBCO.

Por último, la distribución del sedimento en el área de estudio, depende de la compleja hidrodinámica del Pacífico colombiano, en la que son determinantes las interacciones entre la productividad biológica, el límite en profundidad de disolución de la calcita, el aporte de sedimentos continentales y la dispersión y re-trabajamiento de las partículas por corrientes profundas (Van Andel, 1973). Por lo que se sabe para el área, que el arreglo textural está dominado por partículas de tamaño arcilla con porcentajes entre 50-75% de arcillas, incrementando considerablemente en la zona norte donde se encuentran valores mayores a 75%, y porcentajes subordinados de limos <30% y <10% de arenas. El autor expone que las distribuciones de arena y arcilla son casi que mutuamente exclusivas.

En las partes profundas de la cuenca se concentran las arcillas y limos más finos, al igual que en norte y oriente de la cuenca. Este tipo de distribución indica que estas partículas vienen del continente y son transportadas por corrientes profundas hasta llegar a zonas occidentales de la cuenca Panamá. Se estima que la zona cercana a la línea de costa colombiana recibe un caudal de

350 x 10⁹ m³/año (Forsbergh, 1969) a través de los ríos del Pacífico colombiano. Teniendo esto en cuenta y estimando un aporte de 100 ppm de sólidos, el influjo total de sedimento puede estar en el orden de 350 millones de toneladas por año. La distribución de los sedimentos biogénicos está relacionada a la topografía, la cual puede estar directamente relacionada con la posición de la isoclina. El área de estudio, al ser la parte más profunda de la cuenca, muestra las menores concentraciones de carbonato de calcio en sedimentos gruesos y finos (Moore *et al.*, 1973). Se estima que la disolución y dilución de la calcita puede ser el causante de estos bajos valores obtenidos.

Soluciones tecnológicas para optimizar la gestión y generación de datos para el estudio del ambiente abiótico

Investigar los océanos implica entender las complejas interacciones entre los procesos físicos, químicos, biológicos y geológicos que ocurren en ellos. La adquisición de datos es clave para esta tarea y normalmente se realiza empleando equipamiento oceanográfico para la medición de variables en la costa (Trinchin *et al.*, 2020), o con la ayuda de boyas que permiten realizar un monitoreo constante y remoto en regiones offshore (Perez *et al.*, 2023). El monitoreo preciso y continuo del medio ambiente marino es de gran interés para la comunidad científica en general ya que permite comprender los fenómenos naturales que ocurren en las inmediaciones de la superficie del océano. Los datos obtenidos mediante boyas oceanográficas, contribuyen con ese entendimiento de los procesos que dominan la dinámica en la parte superior del océano, esenciales para modelar y comprender mejor los procesos relacionados con el tiempo y el clima a escala regional y global (Martínez-Osuna *et al.*, 2021).

Actualmente, el INVEMAR administra una red de estaciones meteorológicas y oceanográficas en el Caribe Colombiano. Esta red inicio con cuatro estaciones que fueron instaladas en el marco del Piloto Mundial de Adaptación al Cambio Climático (INAP) con el objetivo de contribuir y dar respuesta a necesidades de plataformas de medición y generación de series de tiempo que contribuyan al estudio de la variabilidad climática, a la simulación de escenarios y a la formulación de medidas de adaptación al cambio climático (García *et al.*, 2017). A través de distintos proyectos de investigación en temas de monitoreo ambiental, cambio climático y CTEL se están desarrollando actividades de mantenimiento y expansión de esta red de estaciones, de igual manera se busca proporcionar mayor información de variables fisicoquímicas, meteorológicas y oceanográficas del ambiente marino de las costas del país, aportando a la investigación científica para los estudios sobre el cambio climático global, en conjunto con las instituciones del orden nacional e internacional (PNUD, UGRD, MADS, IDEAM, CORALINA, CORPAMAG, Parques Naturales, entre otros).

Para fortalecer esta red, el INVEMAR cuenta con la capacidad técnica, científica instalada para realizar de forma periódica o permanente, diferentes actividades de monitoreo del ambiente marino costero. En ese sentido se realiza mantenimiento preventivo y correctivo periódicamente, que contribuyen al diseño y desarrollo de soluciones fortaleciendo la plataforma de observación que actualmente está conformada por seis estaciones de monitoreo automatizado, y herramientas de despliegue y difusión de información: TRITON - Portal Observatorio de los Mares Tropicales -, y COSTERO – Portal de información de Erosión costera para el Caribe Colombiano, los cuales hacen parte del Sistema de Información Ambiental Marino de Colombia SIAM, referentes de la capacidad del INVEMAR en desarrollar y mantener en operación sistemas de monitoreo marino costero.

A continuación, se presentan los avances en términos de desarrollo de soluciones para el fortalecimiento de la red de estaciones de monitoreo ambiental. La sección inicial describe la restauración realizada a una boya oceanográfica del sistema de observación y la segunda sección presentan los avances en una plataforma de gestión de información para administrar los datos de las estaciones meteomarinas del INVEMAR.

Restauración de boya oceanográfica mediante integración tecnológica

Las boyas oceanográficas son instrumentos de medición que se instalan en alta mar, o cerca a las costas mediante anclaje fijo o a la deriva dependiendo de la aplicación, son equipos sujetos a desgaste y daños en sus componentes internos y estructurales debido a las condiciones hostiles de trabajo. El monitoreo a largo plazo de los ecosistemas marinos requiere equipos robustos y sensores de bajo mantenimiento adecuados para condiciones hostiles en sitios de medición remotos (Martínez-Osuna *et al.*, 2021). Con el objetivo de rehabilitar una de estas plataformas de observación que se encuentra fuera de servicio en el INVEMAR, se propuso restaurar todo el componente electrónico y estructural de una boya oceanográfica Mobilis ® DB 500 (Mobilis, n.d.) que se encontraba en falla y fuera de servicio. Esta rehabilitación es de gran importancia para la investigación ambiental en el caribe colombiano, así mismo se está fortaleciendo capacidades en ciencia y tecnología para el desarrollo local de este tipo de plataformas de medición.

Teniendo en cuenta que la boya oceanográfica está compuesta por un flotador en polietileno de densidad media (MDPE), una estructura en acero inoxidable con plomos para posicionar y estabilizar el centro de masa de la boya y una estructura para soportar el gabinete, paneles solares, sensores y señalización. Fue necesario desmantelar y realizar el mantenimiento preventivo y correctivo de estos componentes para posteriormente rediseñar el componente tecnológico (Figura 31).



Figura 31. Fotografía de la boya oceanográfica restaurada.

El diseño electrónico, está basado en una unidad de adquisición, procesamiento y transmisión de datos de referencia Datatraker® (Thermo Fisher Scientific, n.d.) y sensores de temperatura, conductividad, turbidez, pH y oxígeno disuelto para el monitoreo de calidad de agua marca ODEON®(Aqualabo, 2015). El protocolo de comunicación empleado para la lectura de datos de los sensores es el SDI-12 (SDI-12 Support Group, 2021), la transmisión de datos se diseñó empleando protocolo de comunicación inalámbrica GPRS y el sistema de alimentación energética fotovoltaica teniendo en cuenta la normativa NTC NTC 2050: 2020 “Sección 690 - Sistemas Solares Fotovoltaicos” (ICONTEC, 2020). El diagrama esquemático de las conexiones de todos los componentes electrónicos de la boya realizada se presenta en la Figura 32.

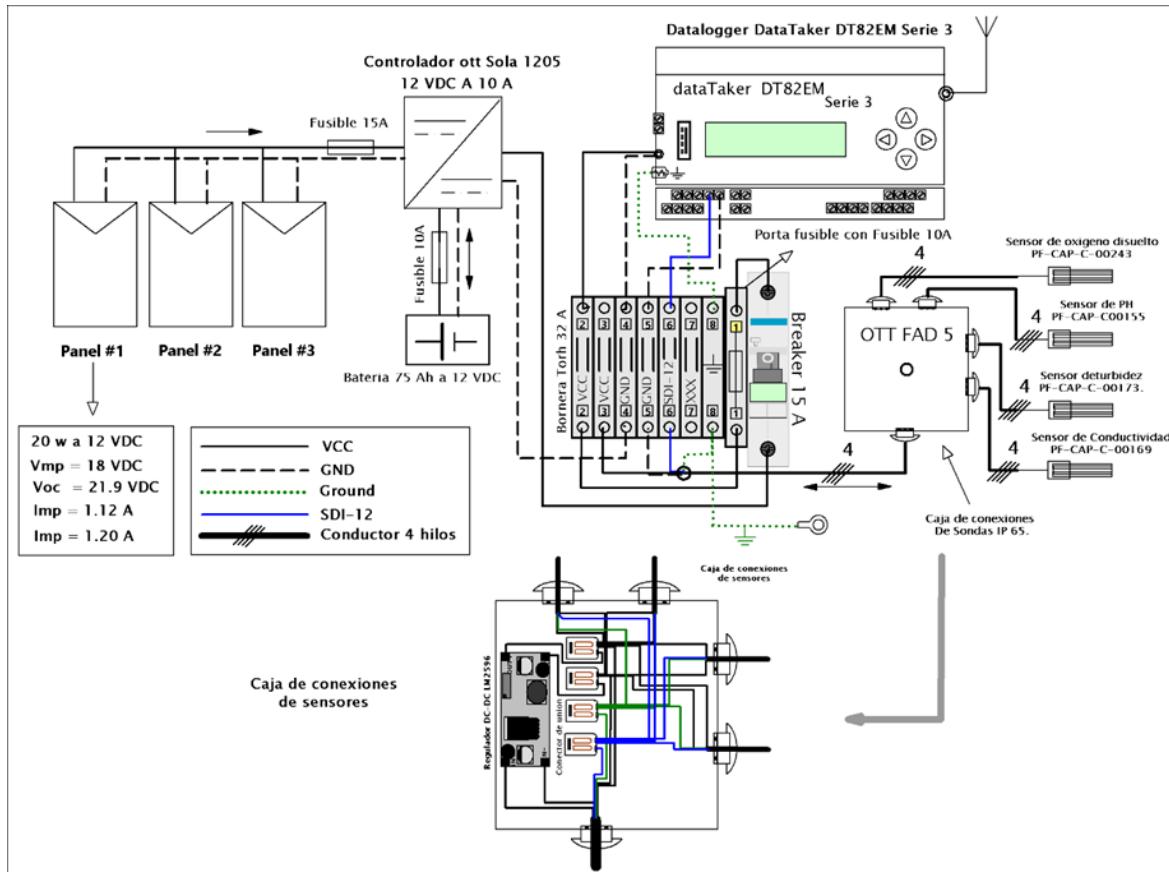


Figura 32. Diagrama esquemático de las conexiones eléctricas de la boya.

Todo el sistema electrónico se integró en un gabinete hermético instalado al interior de la boya. Se realizaron pruebas de funcionamiento a nivel estructural y electrónico. Se identificó que todos los sensores se encuentran operativos y funcionando correctamente. Se realizó la validación de la transmisión de datos a los servidores del INVEMAR obteniendo resultados satisfactorios, permitiendo validar con las pruebas realizadas que el equipo se encuentra totalmente operativo para realizar su instalación en plataforma continental.

Diseño y desarrollo de una plataforma web para la gestión de datos y validación funcional de la red de estaciones meteomarinas del INVEMAR.

Con el fin de contar con una herramienta para la gestión de datos y validación funcional de la red de estaciones meteorológicas y oceanográficas que actualmente administra el instituto, se diseñó y desarrolló la plataforma WEB REMO – Red de Estaciones Meteoceanográficas del INVEMAR (Figura 33). Este desarrollo, surge de la necesidad de integrar la gestión, seguimiento y visualización de datos con la información de las estaciones y gestión de mantenimiento de las mismas.

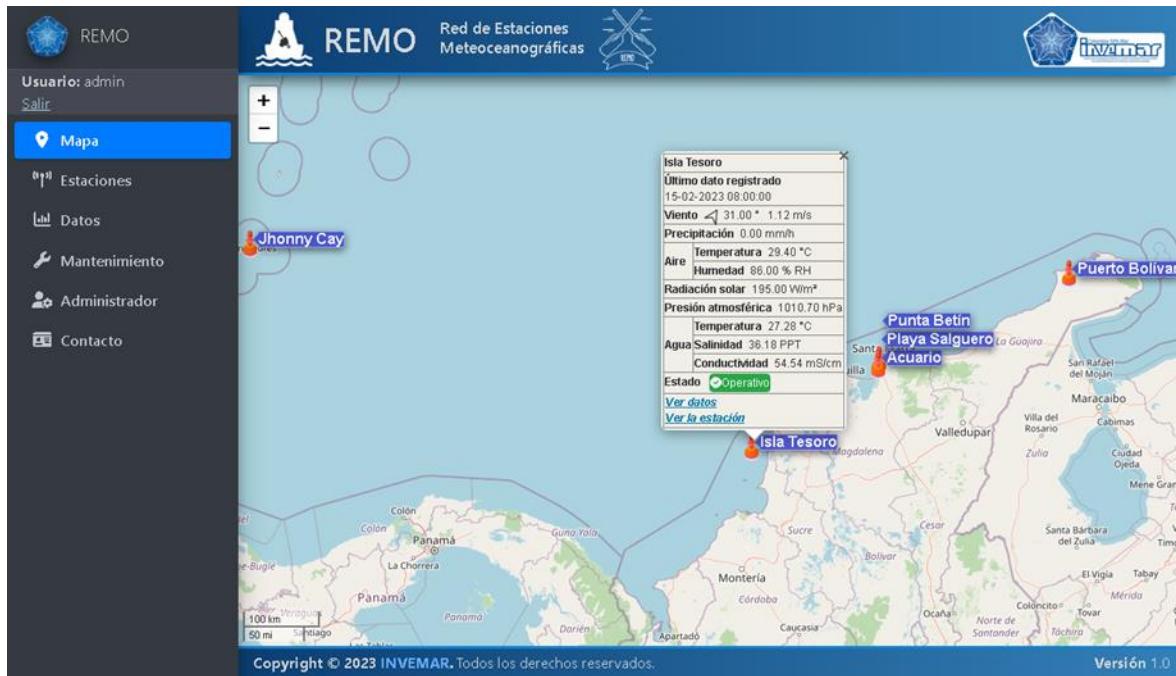


Figura 33. Geovisor del portal web REMO.

El desarrollo del portal se realizó empleando el framework web Django (Django Software Foundation, n.d.), el cual es un marco de trabajo web basado en Python que permite simplificar el proceso de desarrollo, manteniendo simultáneamente buenas prácticas de seguridad y escalabilidad. Para la gestión, almacenamiento y procesamiento de datos se empleó PostgreSQL y para la implementación en el servidor de pruebas se usó Nginx (NGINX, n.d.) como servidor web y proxy inverso con el fin de garantizar seguridad en la información. Adicionalmente se empleó Gunicorn (Gunicorn.org, n.d.) para actuar como un medio entre el servidor y Django. La Figura 34 describe la interacción entre las diferentes herramientas software empleadas para el desarrollo del portal.

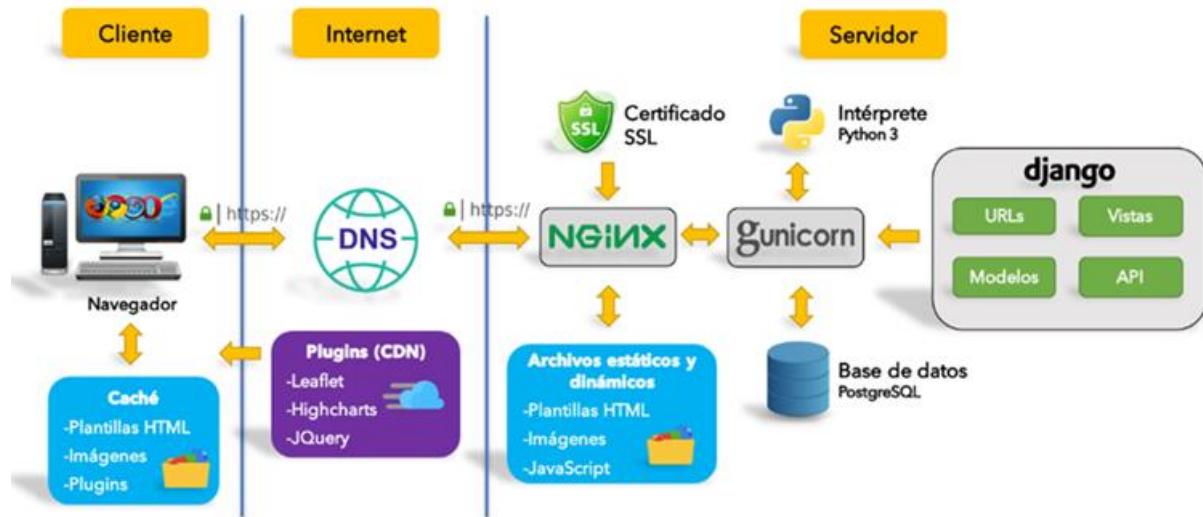


Figura 34. Arquitectura empleada para el desarrollo del portal web REMO.

La plataforma web se desarrolló considerando cinco módulos: un sitio WEB para visualizar y acceder a los datos generados por las estaciones mediante páginas web interactivas; una Interfaz de administrador de la aplicación web, una base de datos basada en PostgreSQL, una Interfaz de programación de aplicaciones (API) y un módulo de sincronización para actualizar la base de datos con los datos generados por las estaciones (Figura 35). Estos módulos fueron desarrollados empleando software libre y son los elementos esenciales que le permiten al portal funcionar adecuadamente (Figura 36).

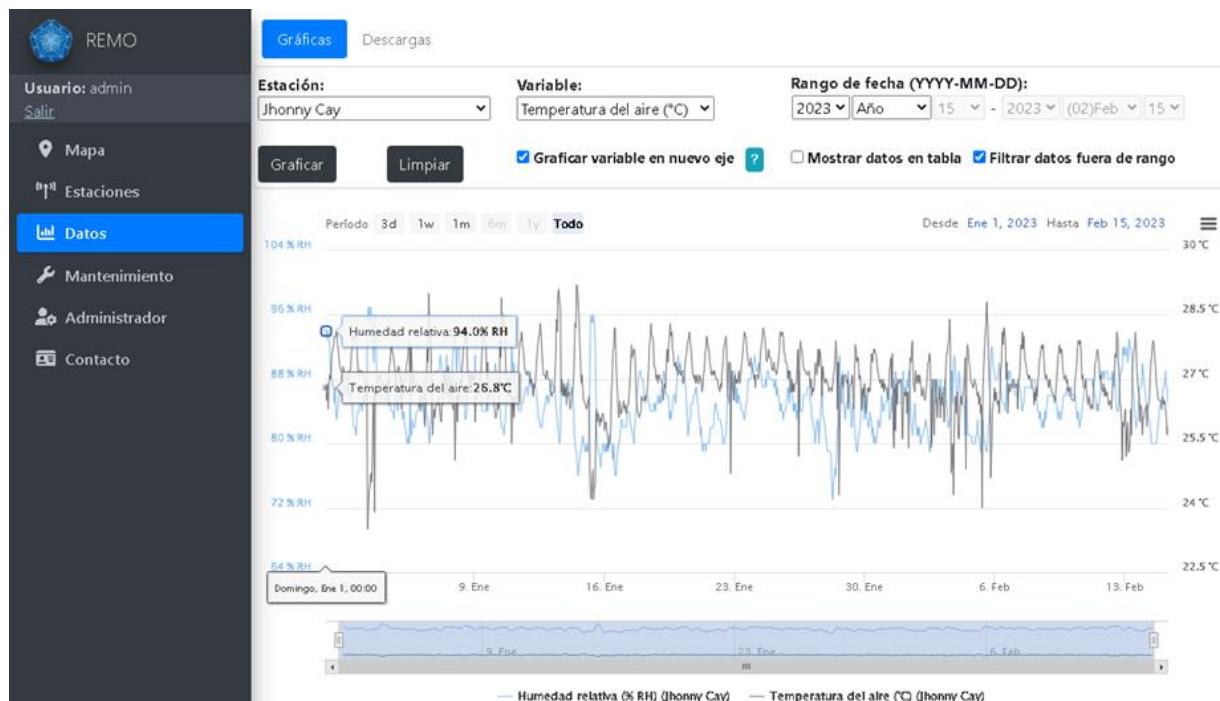


Figura 35. Módulo de visualización de datos.



Figura 36. Mapa del sitio WEB.

Actualmente el portal está alojado en un servidor de pruebas y se encuentra en validación y optimización. Teniendo en cuenta que es una aplicación desarrollada desde cero, se tiene el control y personalización total de cada módulo. Entre los logros de este proceso, se destaca la simplificación al acceso y manejo de los datos generados por las estaciones, permitiendo visualizar, descargar datos de múltiples variables en forma simultánea, aplicar filtros dinámicos entre otras funciones, todo desde el mismo portal. El portal permite acceder a la información de las estaciones y cuenta con un servicio de sincronización automática permitiendo visualizar los datos una vez son transmitidos a los servidores del INVEMAR. A futuro, se tiene previsto dotar al portal de funciones adicionales para gestionar los datos, como capacidades de filtrado más avanzadas y herramientas para aplicar control de calidad según la normativa vigente. Así mismo, el módulo de mantenimiento se encuentra actualmente en desarrollo.

Índice de erosión costera de Colombia - IECC

La línea de costa, a lo largo del territorio litoral del mundo, ha presentado grandes cambios, representados en pérdida o retroceso general del terreno, con riesgos e impactos significativos sobre las comunidades y los ecosistemas locales. Este fenómeno ha sido llamado erosión costera y ha sido definido como la invasión de la tierra por el mar o como el retroceso de la línea de costa, con pérdidas importantes de playas y terrenos que albergan ecosistemas aptos para las actividades humanas (Merlotto & Bértola, 2008).

Por lo anterior y atendiendo las necesidades de información acerca del estado de la línea de costa del país, el INVEMAR realiza la operación estadística *Índice de Erosión Costera de Colombia –IECC*, con el fin de producir información estadística que permita hacer seguimiento a los cambios espacio-temporales de la línea de costa de Colombia, en términos de erosión y acreción

Para calcular este IECC, se seleccionan y descargan de imágenes de satélites que fueron generadas por medio de la teledetección. Estas imágenes representan el soporte de la digitalización de la línea de costa, obtenida de manera manual o automatizada a través de un código abierto. Una vez extraídas las líneas de costa del país para dos momentos (año N°1 y año N°2), se comparan dichas

líneas de costas en el *Digital Shoreline Analysis System* (DSAS), el cual es una herramienta de ArcGIS que permite calcular el valor de la distancia entre la línea de costa más antigua y más reciente, dividido por el número de años transcurridos en cada periodo. Expresando estos valores, como una tasa anual de movimiento en metros/año, denominado *End Point Rate* (EPR).

De esta manera, se calcula la tasa de cambio de cada departamento costero continental e islas (San Andrés, Providencia y Santa Catalina). Posteriormente, se agrupan los resultados de EPR según la región natural de Colombia: Caribe, Pacífico y zonas insulares; así mismo se agrupa la totalidad de las estadísticas para producir la información nacional.

2. Indicador de erosión costera de Colombia - IECC		
Periodo reportado		
2016-2020		
Metodología		
<p>Para calcular este IECC, se extrajo la línea de costa del 2020 por medio del código abierto: CoastSat, cuya finalidad es obtener un archivo geográfico para su posterior procesamiento con herramientas de Sistemas de Información Geográficas-SIG. Esta línea de costa (2020), se comparó con la línea de costa del 2016 digitalizada para la tercera comunicación de cambio climático (INVEMAR, 2017a).</p> <p>El análisis estadístico de las dos líneas de costas en el DSAS, se realizó a partir del trazado de transectos a lo largo de la línea de costa del país (cada 100 metros). Lo anterior, con el fin de medir la tasa de cambio entre la línea costa del 2016 y del 2020, expresado en un valor numérico de EPR para cada transecto. Posteriormente, con los valores de EPR se calcularon 5 índices temáticos, los cuales se encuentran desagregados geográficamente en: Nacional, Caribe, Pacífico y Zonas Insulares (San Andrés, Providencia y Santa Catalina).</p>		
Índices de la operación estadística: Índice de Erosión Costera de Colombia - IECC		
<p>Para hacer seguimiento de la línea de costa del país, se diseñó un índice principal: Índice de Erosión Costera y cuatro índices secundarios que, a su vez, se calculan por desagregación geográfica (Tabla 10). Los cuales, comprenden las siguientes variables utilizadas:</p> <ul style="list-style-type: none"> • EPR: $EPR \in (-\infty, \infty)$, tasa de cambio por transecto. • N_j número de transectos en el área costera j; donde: $j =$Nacional, Caribe, Pacífico e Insulares. 		
Tabla 10. Índices de la operación estadística IECC.		
ÍNDICE DESAGREGACIÓN GEOGRÁFICA FÓRMULA		
Índice de Erosión Costera	Nacional	
	Caribe	
	Pacífico	
	Insular	$\frac{ \sum_{i=1}^{N_j} EPR_i \{EPR_i < 0\} }{\sum_{i=1}^{N_j} 1\{EPR_i < 0\}}$
Índice de Acreción Costera	Nacional	
	Caribe	
	Pacífico	
	Insular	$\frac{\sum_{i=1}^{N_j} EPR_i \{EPR_i > 0\}}{\sum_{i=1}^{N_j} 1\{EPR_i > 0\}}$
Proporción de Costa que presenta Erosión	Nacional	
	Caribe	
	Pacífico	
	Insular	$\frac{\sum_{i=1}^{N_j} 1\{EPR_i < 0\}}{N_j}$
Proporción de Costa que presenta Acreción	Nacional	
	Caribe	
	Pacífico	
	Insular	$\frac{\sum_{i=1}^{N_j} 1\{EPR_i > 0\}}{N_j}$
Índice de Movimiento de Línea de Costa	Nacional	
	Caribe	
	Pacífico	
	Insular	$\frac{\sum_{i=1}^{N_j} EPR_i}{N_j}$

Los resultados obtenidos en el cálculo de los diferentes índices, se interpretan de acuerdo a lo descrito en la Tabla 11:

Tabla 11. Interpretación de los resultados.

2. Indicador de erosión costera de Colombia - IECC		
CATEGORÍA	VALOR	DESCRIPCIÓN
Erosión	< 0 metros/año	Línea de costa en erosión. Cuanto menor sea el valor numérico, mayor es el retroceso de la línea de costa.
Estable	= 0 metros/año	Línea de costa estable. Esta no se encuentra en erosión ni acreción.
Acreción	0 > metros/año	Línea de costa en acreción. Cuanto mayor sea el valor numérico, mayor es el avance de la línea de costa.
Proporción	1 ≤ X ≥ 0	Representa la relación de correspondencia de la línea de costa que se encuentra en erosión, acreción y estable. Donde la que la estabilidad de la línea de costa se expresa: <i>Proporción de la línea estable = 1 - (Proporción de la línea de costa que se encuentra en erosión + Proporción de la línea de costa que se encuentra en acreción)</i>
Resultados		
A continuación, se presentan los resultados de la operación estadística <i>Índice de Erosión Costera de Colombia –IECC, 2016-2020</i> (Tabla 12):		
Tabla 12. Resultados del IECC, 2016-2020.		
ÍNDICE		
DESAGREGACIÓN GEOGRÁFICA		
VALOR		
Índice de Erosión Costera	Nacional	-0,77 metros/año
	Caribe	-0,69 metros/año
	Pacífico	-0,88 metros/año
	Insular	-0,07 metros/año
Índice de Acreción Costera	Nacional	0,78 metros/año
	Caribe	0,68 metros/año
	Pacífico	0,91 metros/año
	Insular	0,09 metros/año
Proporción de Costa que presenta Erosión	Nacional	0,47
	Caribe	0,49
	Pacífico	0,45
	Insular	0,30
Proporción de Costa que presenta Acreción	Nacional	0,43
	Caribe	0,44
	Pacífico	0,43
	Insular	0,30
Índice de Movimiento de Línea de Costa	Nacional	-0,02 metros/año
	Caribe	-0,04 metros/año
	Pacífico	-0,01 metros/año
	Insular	0,01 metros/año
Análisis de resultados		
Caribe La zona costera Caribe colombiana está bajo un alto riesgo de pérdida de territorio asociado a la erosión costera (Posada		

2. Indicador de erosión costera de Colombia - IEEC

y Henao, 2008, Rangel-Buitrago *et al.*, 2015, Ricaurte-Villota *et al.*, 2018). En la región Caribe, los agentes como el viento, las tormentas en períodos invernales, las corrientes litorales, y ascenso del nivel del mar asociado al cambio climático, están causando procesos erosivos irreversibles (Ricaurte-Villota *et al.*, 2018). El impacto de la erosión costera ha causado la pérdida de cientos de kilómetros cuadrados de terreno dedicados a la agricultura y la ganadería en los departamentos de Córdoba y Antioquia, el deterioro de arrecifes coralinos y pastos marinos en Bolívar, y cientos de hectáreas de ciénagas y ecosistemas de playa en el Atlántico y La Guajira (Posada y Henao, 2008).

Los resultados obtenidos en el periodo evaluado 2016 - 2020, mostraron que la línea de costa de la región Caribe presentó un índice de Movimiento con tendencia negativa, es decir que, en promedio la costa está variando espacio temporalmente por erosión $-0,04$ m/año (Figura 37). El total de los puntos con valores de erosión sobre la línea de costa reflejan un índice de erosión costera de $-0,69$ m/año, donde los cambios máximos se encuentran en departamentos como Antioquia, Bolívar, Atlántico, Magdalena y La Guajira. En lo que respecta al índice de acreción costera, este obtuvo un valor de $0,68$ m/año cercano al valor absoluto del índice de erosión costera, lo que está mostrando un balance positivo de la costa en términos de ganancia del territorio. Lo anterior también se observa en la proporción de la línea de costa en erosión de $0,49$ y la proporción de la línea de costa en acreción de $0,44$, lo cual representa un $0,07$ en estabilidad (Figura 38).

Pacífico

La mayor parte de la zona costera del Pacífico colombiano se encuentra expuesta a fenómenos geofísicos que intervienen en los procesos erosivos (Ricaurte-Villota *et al.*, 2018). Las condiciones geológicas, oceanográficas y climáticas se combinan para producir retrocesos de la línea de costa (Posada *et al.*, 2009). A lo largo de los 4.708 km de línea de costa se han identificado pérdida de terrenos asociados a depósitos de playa recientes, activos y no consolidados fácilmente afectados por los procesos de oleaje y mareas.

Los resultados obtenidos en el periodo evaluado 2016 - 2020, mostraron que la línea de costa de la región Pacífico presentó un índice de Movimiento con tendencia negativa, es decir que en promedio la costa está variando espacio temporalmente por erosión $-0,01$ m/año (Figura 37). El total de los puntos con valores de erosión sobre la línea de costa reflejan un índice de erosión costera de $-0,88$ m/año, donde los cambios máximos se encuentran en los departamentos Chocó y Nariño. En lo que respecta al índice de acreción costera, este obtuvo un valor de $0,91$ m/año cercano al índice de erosión costera, mostrando un balance positivo de la costa en términos ganancia del territorio. Lo anterior también se observa en la proporción de la línea de costa en erosión de $0,45$ y la proporción de la línea de costa en acreción de $0,43$, lo cual representa un $0,12$ en estabilidad (Figura 38).

Insular

La línea de costa de la Isla de San Andrés, Providencia y Santa Catalina se caracterizan por la presencia de acantilados y playas (Ricaurte-Villota *et al.*, 2018). La evolución del borde costero de las islas del Caribe colombiano está dada por la interacción de las formaciones coralinas que en su mayoría lo conforman y los agentes hidrodinámicos como vientos, tormentas, olas, mareas y corrientes. La fragilidad de las formaciones coralinas que constituyen el sustrato de las islas las hace altamente susceptibles a los agentes atmosféricos y marinos (Posada *et al.*, 2011).

Los resultados obtenidos en el periodo evaluado 2016 - 2020, mostraron que la línea de costa de las áreas insulares presentó un índice de Movimiento con tendencia positiva, es decir que, en promedio la costa está variando espacio temporalmente por acreción en $0,01$ m/año (Figura 37). El total de los puntos con valores de erosión sobre la línea de costa reflejan un índice de erosión costera de $-0,07$ m/año, el cual está indicando poca variación en los últimos 4 años. En lo que respecta al índice de acreción costera, este obtuvo un valor de $0,09$ m/año cercano al índice de erosión costera, lo que está mostrando un balance positivo de la costa en términos ganancia del territorio. Lo anterior también se observa en la igualdad de la proporción de la línea de costa en erosión de $0,30$ y la proporción de la línea de costa en acreción $0,30$, lo cual representa un $0,40$ en estabilidad (Figura 38).

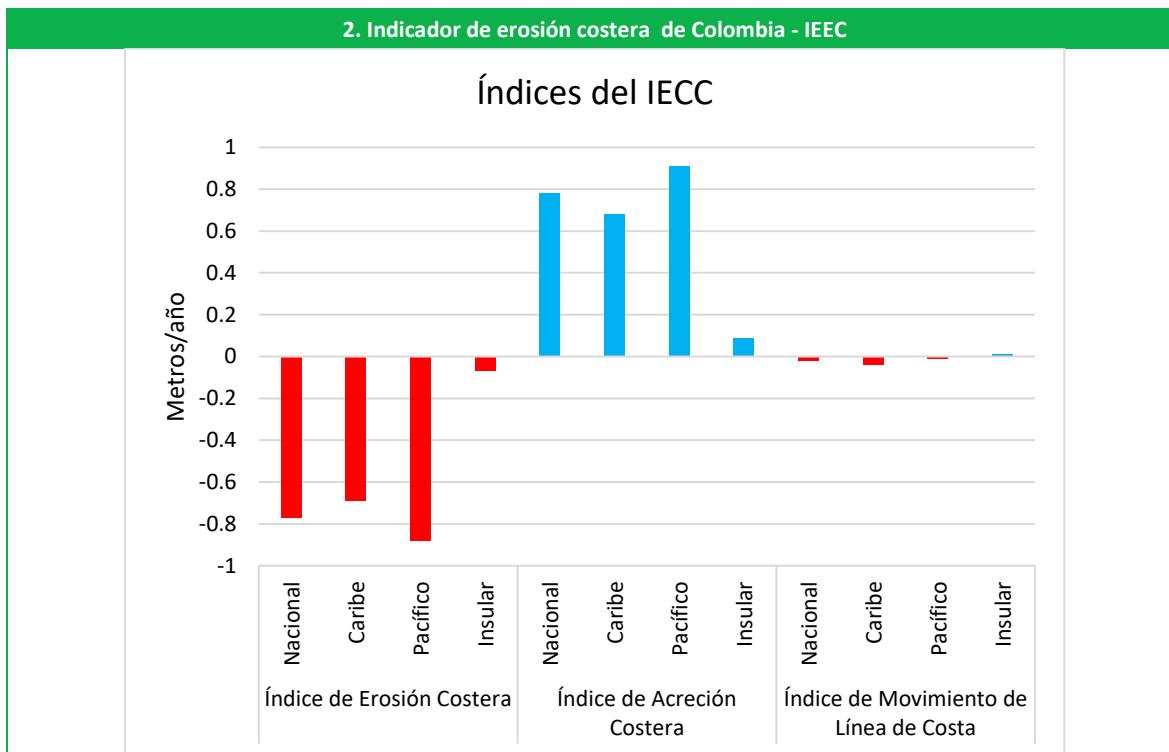


Figura 37 Índices del IECC.

Nacional

Las costas del país presentan un alto grado de exposición a fenómenos geofísicos como alta marea, tsunamis, precipitación entre otros que afectan su dinámica (Ricaurte-Villota *et al.*, 2018).

Según los resultados obtenidos en el periodo evaluado (2016 – 2020), la línea de costa del país presentó un índice de Movimiento con tendencia negativa, es decir que en promedio la costa está variando espacio temporalmente por erosión -0,023 m/año (Figura 37). El total de los puntos con valores de erosión sobre la línea de costa reflejan un índice de erosión costera de -0,77 m/año. Los cambios máximos se encuentran en departamentos Antioquia, Bolívar Atlántico, Magdalena y La Guajira para el Caribe y Chocó y Nariño. En lo que respecta al índice de acreción costera, este obtuvo un valor de 0,78 m/año cercano al Índice de erosión costera, lo que está mostrando un balance positivo en términos de pérdida y ganancia de la zona costera del país. Lo anterior también se observa en la proporción de la línea de costa en erosión 0,47 y la proporción de la línea de costa en acreción 0,43, lo cual representa un 0,10 en estabilidad (Figura 38).

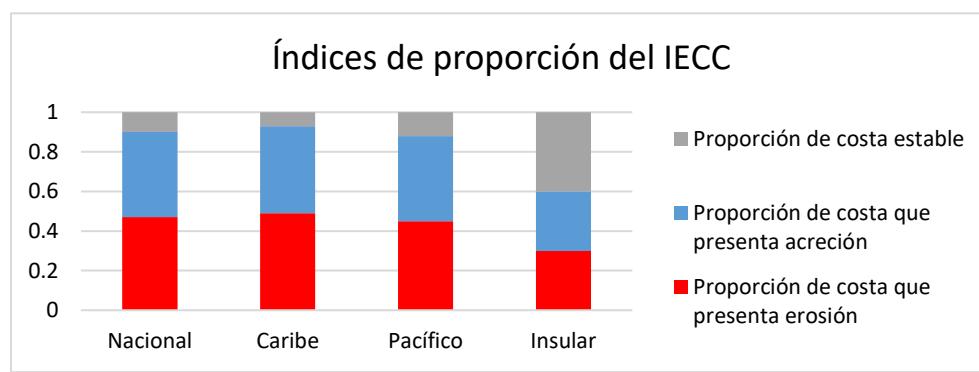


Figura 38 Índices de proporción del IECC.

ESTADO DE LA CALIDAD AMBIENTAL DEL RECURSO HÍDRICO MARINO Y COSTERO EN EL CARIBE Y PACÍFICO COLOMBIANOS

Índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM

Las zonas marinas y costeras con sus recursos proveen de múltiples servicios ecosistémicos a la población que de manera directa o indirectamente se benefician de ellos. Igualmente, son áreas que tienen grandes ventajas competitivas para el desarrollo económico del país, sin embargo, las actividades socioeconómicas, generan múltiples impactos sobre los ambientes marino-costeros, principalmente por la presión ejercida por los residuos de sustancias contaminantes que alteran la calidad de sus aguas, sedimentos y de los ecosistemas asociados que se han visto degradados en sus bienes y servicios ecosistémicos (Invemar y Minambiente, 2019a). Por esta razón, es importante que el agua tenga una buena calidad para la conservación de los ecosistemas y la preservación de sus bienes y servicios.

Con el objetivo de proveer información estadística anual sobre el estado del recurso hídrico marino en el Caribe y Pacífico colombianos, se estimó el índice de calidad de aguas marinas y costeras con fines de preservación de fauna y flora - ICAM (Vivas-Aguas *et al.*, 2022a), en sitios donde es factible registrar datos de las características fisicoquímicas y microbiológicas. Para el cálculo del ICAM, se siguieron los lineamientos de calidad del proceso estadístico bajo la norma técnica NTC PE 1000:2020. En diciembre de 2022, INVEMAR recibió la certificación del ICAM como una operación estadística oficial reconocida por el DANE. El proceso para obtener la certificación fue financiado por el proyecto de fortalecimiento del sistema de operaciones estadísticas del INVEMAR (Resolución 046 y 304 de 2019; Resolución 43 de 2020 y Resolución 61 de 2021), por el BPIN Misional (Resolución 1973 de 2019, Resolución 43 de 2020 y Resolución 61 y 176 de 2021).

El ICAM se calcula con los datos que se obtienen en el programa nacional de monitoreo de la “Red de vigilancia para la Conservación y Protección de las Aguas Marinas y Costeras de Colombia – REDCAM. Este estadístico sirve de soporte a los instrumentos de política pública para la evaluación y control de la contaminación del ambiente marino, como son el “Pacto Región Océanos” del Plan Nacional de Desarrollo 2018-2022, que estableció una meta relacionada con el mejoramiento de la calidad de las aguas marinas y costeras, y su indicador “Porcentaje de estaciones de monitoreo de aguas marinas con categorías aceptable y óptima”; el CONPES 3918 de 2018 “Estrategia para la implementación de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) en Colombia” que tiene un horizonte al 2030 y su indicador “Porcentaje de estaciones de monitoreo de aguas marinas con categoría entre aceptable a óptima del índice de calidad de aguas marinas (ICAM)”; y el Plan Estadístico Nacional (PEN) 2017-2022.

3. Índice de calidad aguas marinas y costeras – ICAM	
Definición e importancia del indicador	
<p>El índice de calidad de aguas marinas y costeras (ICAM) es un indicador de estado que facilita la interpretación de las condiciones naturales y el impacto antropogénico de las actividades humanas sobre el recurso hídrico marino, incorporando en su estructura el cálculo de variables de calidad del agua marino-costera orientado a fines de preservación de la flora y fauna (Vivas-Aguas, 2011; Castillo-Viana et al., 2022).</p> <p>El ICAM se puede aplicar para aguas marinas y estuarinas, para lo cual se han definido las variables de acuerdo con el tipo de agua (Tabla 13), las cuales representan según sus valores de aceptación o rechazo una calidad o condición del agua en función de los criterios de calidad nacionales o de valores de referencia internacionales para la preservación de la flora y fauna (Vivas-Aguas, 2011; Vivas-Aguas et al., 2022a).</p>	
<p>Tabla 13. Variables para el cálculo del ICAM de acuerdo al tipo de agua</p>	
Agua Marina	Agua Estuarina
<ol style="list-style-type: none"> 1. Oxígeno Disuelto (OD) 2. pH 3. Nitratos (NO₃) 4. Ortofósforatos (PO₄) 5. Sólidos Suspendidos (SST) 6. Demanda Bioquímica De Oxígeno (DBO) 7. Coliformes Termotolerantes (CTE) 8. Hidrocarburos Del Petróleo Disueltos Y Dispersos Equivalentes de Criseno (HPDD) 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Oxígeno Disuelto (OD) 2. pH 3. Nitratos (NO₃) 4. Ortofósforatos (PO₄) 5. Sólidos Suspendidos (SST) 6. Demanda Bioquímica De Oxígeno (DBO) 7. Coliformes Termotolerantes (CTE) 8. Clorofila A (CLA)

Fórmula de cálculo

Para calcular el ICAM, se aplican las curvas de calidad a las mediciones de cada variable para obtener los subíndices que arrojan un valor adimensional y que se integran a través de la siguiente ecuación de agregación:

$$ICAM = \left(\prod_{j=1}^m x_j^{w_j} \right)^{\frac{1}{\sum_{j=1}^m w_j}} \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde,

x_j = subíndice asociado a las variables consideradas para el cálculo del ICAM, que toma valores entre 1 y m

m = cantidad de variables

x_j = valor del indicador (subíndice de calidad) de cada variable j

w_j = factor de ponderación (peso) de la variable j

$$\left[(X_{OD})^{0.16} x (X_{pH})^{0.12} x (X_{SST})^{0.13} x (X_{DBO})^{0.13} x (X_{CTE})^{0.14} x (X_{HPDD})^{0.12} x (X_{NO_3})^{0.09} x (X_{PO_4})^{0.13} \right]^{\frac{1}{\sum_{j=1}^m w_j}}$$

Nota: Si bien la estimación del ICAM incluye ocho variables, se puede aplicar con un mínimo de seis variables, siguiendo el mismo procedimiento de cálculo.

Información adicional sobre el proceso metodológico para el cálculo se pueden observar en la ficha metodología y el documento metodológico del ICAM (<https://icam-invemar.opendata.arcgis.com/>). El resultado del ICAM se interpreta a través de una escala de valoración de cinco categorías de calidad definidas entre 0 y 100 (Tabla 14), las cuales representan el estado de un cuerpo de agua y su aptitud para la preservación de flora y fauna marina.

3. Índice de calidad aguas marinas y costeras – ICAM

Tabla 14. Escala de valoración del índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM. Fuente: Vivas-Aguas, 2011.

Categorías	Escala de calidad	Descripción
Óptima	100-90	Calidad excelente del agua
Adecuada	90-70	Agua con buenas condiciones para la vida acuática
Aceptable	70-50	Agua que conserva buenas condiciones y pocas restricciones de uso
Inadecuada	50-25	Agua que presenta muchas restricciones de uso
Pésima	25-0	Aguas con muchas restricciones que no permiten un uso adecuado

Fuente de los datos e información

Los resultados que aquí se presentan corresponden a los muestreos realizados por INVEMAR en el marco de los compromisos de la operación estadística OE ICAM y la REDCAM, los cuales están almacenados en la base de datos de la REDCAM que es un componente del sistema de información ambiental marina de Colombia - SIAM que administra el INVEMAR.

Periodo reportado

Año 2022

Reporte o cálculo del indicador

Se presentan los resultados de la estimación del ICAM para el año 2021 de conformidad con los criterios definidos en la ficha metodológica de la OE-ICAM (Vivas-Aguas *et al.*, 2022a) bajo los lineamientos de la NTC PE 1000:2020 calidad del proceso estadístico y la ficha técnica de indicadores del Plan Nacional de Desarrollo (PND) 2018-2022, Pacto por Colombia pacto por la equidad (Invemar y Minambiente, 2019b).

Interpretación de los resultados

Analisis Nacional

En la Tabla 15, se presenta el número de registros con el estado de la calidad de las aguas marinas y costeras en el Caribe y Pacífico colombiano, en los sitios donde fue factible registrar datos de las características fisicoquímicas y microbiológicas para la estimación del índice de calidad de aguas marinas y costeras con fines de preservación de fauna y flora - ICAM (Vivas-Aguas *et al.*, 2022a). A partir de los resultados, se presenta la información estadística anual sobre el porcentaje de categorías de calidad del índice a escala nacional y regional.

3. Índice de calidad aguas marinas y costeras – ICAM

Tabla 15. Número de registros del índice de calidad de aguas marinas y costeras con fines de preservación de fauna y flora - ICAM calculados por departamentos en la región Caribe y Pacífico y total nacional.

Región	Departamento	Categorías de calidad					Total general
		Óptima	Adecuada	Aceptable	Inadecuada	Pésima	
Pacífico	Nariño		6	5	2		13
	Cauca	2	10	4	1		17
	Valle del Cauca		5	3	1		9
	Chocó		4	2	2		8
Total Pacífico		2	25	14	6		47
Caribe	Antioquia			7	3	1	11
	Córdoba		11	2	6		19
	Sucre	2	2	1	2	1	8
	Bolívar	1	3	4			8
	Atlántico		3	2	2	3	10
	Magdalena	5	17	12	8	6	48
	La Guajira		6	4	8	1	19
	San Andrés y Providencia	1	2	2			5
Total Caribe		9	44	34	29	12	128
Total nacional		11	69	48	35	12	175

A escala nacional, en el año 2021, la calidad del agua marina y costera para el uso de preservación de flora y fauna en las estaciones de muestreo evaluadas, estuvo entre óptima y pésima, con valores del ICAM entre 13,40 y 94,50. El 6,3% de las estaciones presentó óptima calidad del agua, el 39,4% adecuada, 27,4% aceptable, 20,0% inadecuada y 6,9% fue pésima (Figura 39). Comparando estos resultados con los años 2018 y 2019 (teniendo en cuenta que el año 2020 fue un muestreo atípico por la Pandemia del Covid-19), se observó a manera general una reducción en la calidad del agua marina con mejores características (óptima y adecuada) del 45,7% en 2021 frente a 66,1% en 2018 y 52,4% en 2019; así mismo, tendencia al incremento en las condiciones de pésima calidad del 6,9% en 2021 frente a 2% en 2018 y 1% en 2019 (Figura 39A y B; Vivas-Aguas et al., 2022b).

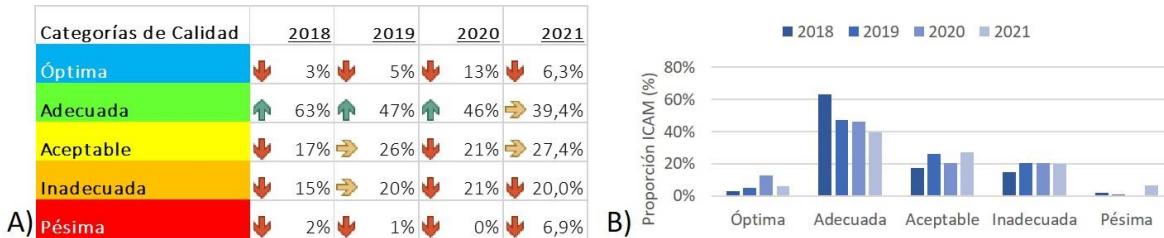


Figura 39. Porcentaje (%) de estaciones de monitoreo de aguas marinas y costeras evaluadas con el índice ICAM en los años 2018, 2019 y 2020 (A). Tendencia en la proporción de las categorías de calidad (B) en el periodo 2018 a 2021.

Contribución a instrumentos de política

Los resultados a escala nacional del ICAM (Figura 39A) contribuyeron para el seguimiento de dos instrumentos de política pública. Para el indicador del “Pacto Región Océanos” del Plan Nacional de Desarrollo 2018-2022, se obtuvo un valor de 33,7% en el “Porcentaje de estaciones de monitoreo de aguas marinas con categorías aceptable y óptima” y para el CONPES 3918 implementación de los ODS en Colombia se obtuvo un valor de 73,1% del porcentaje de estaciones de monitoreo de aguas marinas con categorías entre aceptable y óptima (Tabla 16; Vivas-Aguas et al., 2022b).

Tabla 16. Contribución del ICAM a los instrumentos de política nacional

INSTRUMENTOS POLÍTICA	NOMBRE INDICADOR	CATEGORÍAS ICAM UTILIZADAS	VALOR AÑO 2021
Pacto región océanos PND 2018-2022	Porcentaje de estaciones de monitoreo de aguas marinas con categorías aceptable y óptima	Óptima y aceptable	33,7%
CONPES 3918 "Estrategia ODS"	Porcentaje de estaciones de monitoreo de aguas marinas con categorías entre óptima y aceptable	Óptima, adecuada y aceptable	73,1%

Análisis regional

A escala regional se presentaron variaciones en la calidad del agua marina y costera entre el Caribe y el Pacífico (Figura 40). En proporción las mejores características de calidad (categorías óptima y adecuada) se encontraron en el Pacífico (57,5%), en comparación con el Caribe el (41,4%), en donde sí se observaron condiciones pésimas en el 9,4% de los sitios (Figura 40a; Vivas-Aguas et al., 2022b).

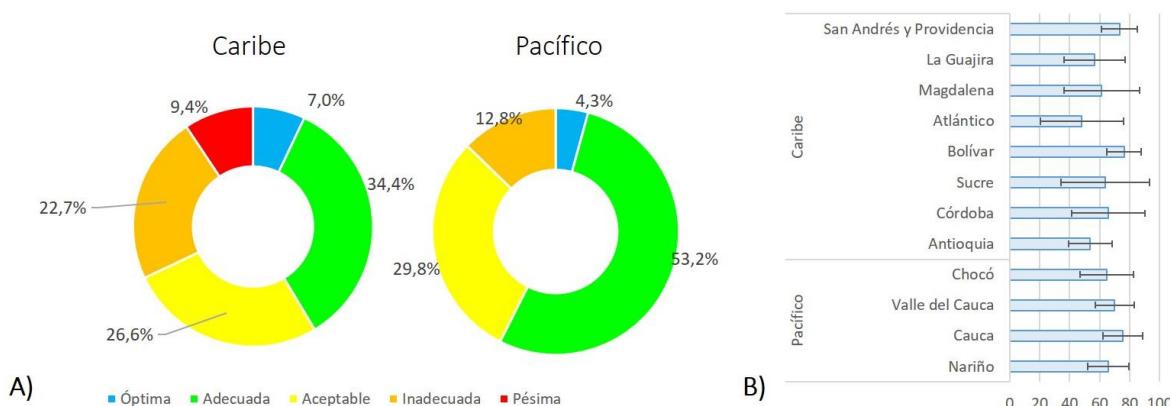


Figura 40. A) Porcentajes de calidad del agua marina y costera y B) valor del ICAM (promedio ± desviación estándar) obtenidos en los departamentos de las costas del Caribe y Pacífico de Colombia en 2021.

Entre departamentos no se observaron diferencias estadísticas (Prueba de Kruskal Wallis, $H=18,42$; $p=0,0723$), aunque en general, los departamentos del Cauca en el Pacífico, y Bolívar en el Caribe mostraron mejor calidad del agua marina con valores ICAM de $75,42 \pm 13,22$ y $76,32 \pm 11,45$, respectivamente (Figura 40B), en comparación con los departamentos del Atlántico y Antioquia en el Caribe, donde se presentaron más sitios con inadecuada y pésima calidad para la preservación de la vida acuática marina, $48,01 \pm 27,76$ y $53,77 \pm 14,57$, respectivamente (Vivas-Aguas et al., 2022b).

A nivel espacial, la mejor calidad del agua marina en el Caribe, se presentó en sitios ubicados en los departamentos de Sucre (2), Bolívar (1), Magdalena (5) y Archipiélago de San Andrés y Providencia (1) en el Caribe, y en Cauca (2) en el Pacífico, donde se registraron condiciones óptimas; mientras que la calidad pésima sobresalió en Atlántico (3), La Guajira (1), Magdalena (5), Sucre (1) y Antioquia (1) (Figura 41; Vivas-Aguas et al., 2022b).

La calidad del agua no presentó diferencias significativas entre cuerpos de agua (Kruskal-Wallis, $H=12,05$; $p=0,1489$). Los cuerpos de agua que presentaron mejor calidad fueron los ubicados en áreas insulares, encontrándose el 88% en las categorías óptima y adecuada con un promedio de $80,78 \pm 8,64$, mientras que los esteros ($50,73 \pm 7,20$) y las desembocaduras de ríos ($55,80 \pm 17,37$), se clasificaron en su mayoría en calidad aceptable e inadecuada.

El ICAM difirió entre sitios de muestreo urbanos, rurales y naturales ($H= 9,76$, $p=0,0076$) entre áreas protegidas y no protegidas ($H=19,97$, $p=0,0001$); encontrando que las estaciones de peor calidad se ubicaron en áreas urbanas ($54,45 \pm 23,7$) y en sitios donde no hay ninguna categoría de protección ($59,84 \pm 21,46$; Vivas-Aguas et al., 2022b).

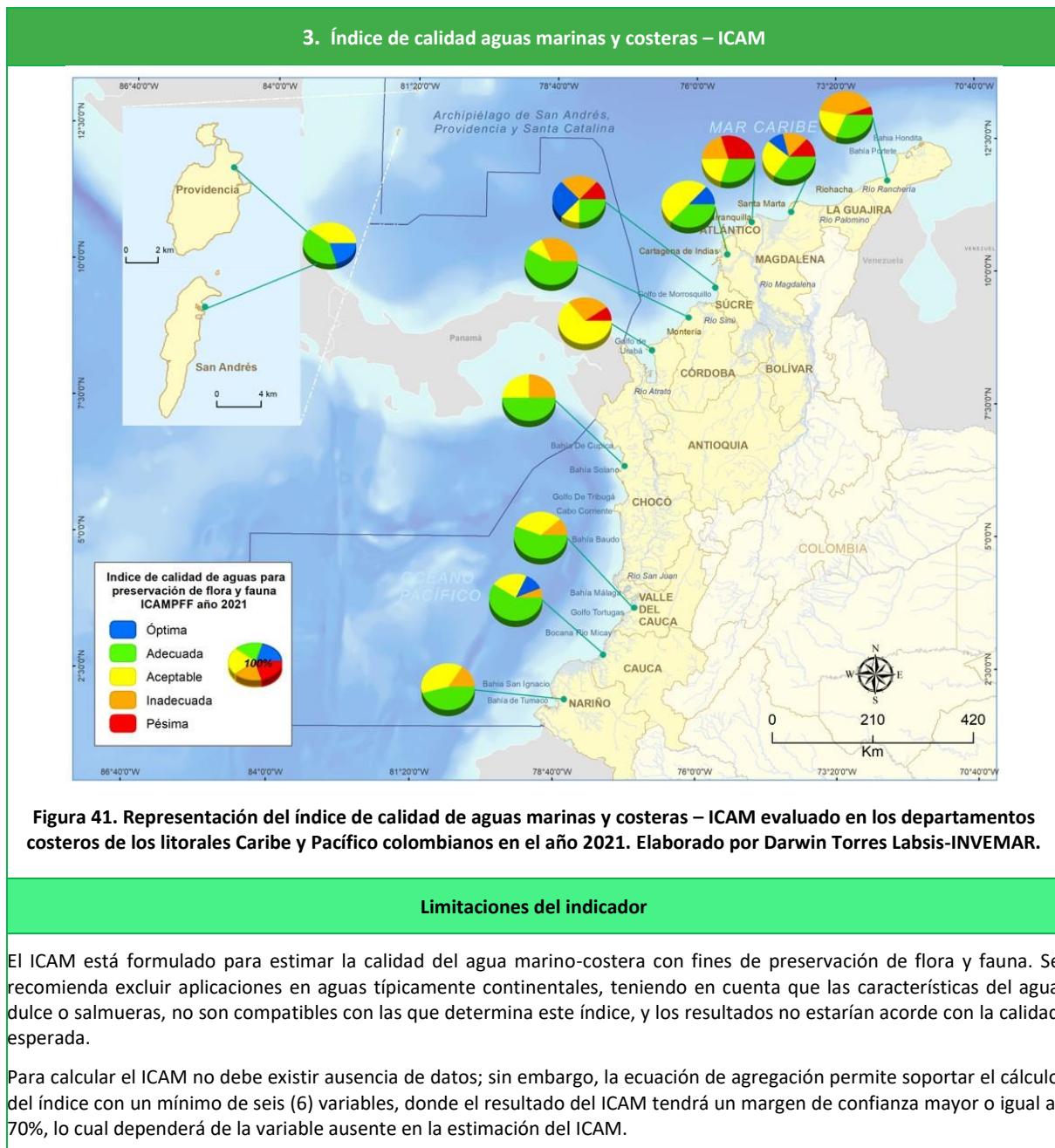


Figura 41. Representación del índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM evaluado en los departamentos costeros de los litorales Caribe y Pacífico colombianos en el año 2021. Elaborado por Darwin Torres Labis-INVEMAR.

Limitaciones del indicador

El ICAM está formulado para estimar la calidad del agua marino-costera con fines de preservación de flora y fauna. Se recomienda excluir aplicaciones en aguas típicamente continentales, teniendo en cuenta que las características del agua dulce o salmueras, no son compatibles con las que determina este índice, y los resultados no estarían acorde con la calidad esperada.

Para calcular el ICAM no debe existir ausencia de datos; sin embargo, la ecuación de agregación permite soportar el cálculo del índice con un mínimo de seis (6) variables, donde el resultado del ICAM tendrá un margen de confianza mayor o igual al 70%, lo cual dependerá de la variable ausente en la estimación del ICAM.

Análisis de contraste ICAM y tensores antropogénicos

En la Tabla 17, se presenta el resumen de los sitios de muestreo por región y departamento, en los que el ICAM presentó categorías de “inadecuada” y “pésima” calidad durante el periodo 2018 y 2021, reflejando condiciones desfavorables para la preservación de la flora y fauna de ecosistemas acuáticos. A manera general, se evidenció que las condiciones de “pésima” calidad estuvieron influenciadas en mayor medida por las descargas aguas residuales provenientes de actividades domésticas (Tabla 7), en particular en la región Caribe, en estaciones ubicadas en los departamentos de La Guajira, Magdalena, Atlántico y Sucre que fueron los sitios más afectados en el año 2021.

Los sitios valorados con calidad “inadecuada”, se encuentran localizados en los departamentos de San Andrés y Providencia, los cuales se vieron influidos por la actividad urbana y turística; La Guajira, frente a los principales asentamientos humanos y su ciudad capital; Magdalena, frente a las cuencas con mayor actividad humana y descargas de aguas residuales; Atlántico, frente a la desembocadura del río Magdalena, los principales asentamientos urbanos y sus playas; Sucre, frente al municipio costero con mayor población; Córdoba, frente a dos municipios costeros y los sitios con influencia del estuario del río Sinú; Antioquia, frente a los principales asentamientos y la escorrentía de las cuencas costeras a lo largo del Golfo de Urabá; Chocó, frente al drenaje de las cuencas costeras y los asentamientos humanos; Valle del Cauca, en la Bahía de Buenaventura; Cauca, con influencia de las condiciones estuarinas características de su zona costera; y Nariño, frente al drenaje de los principales asentamientos e influencia de actividad humana, además de la influencia estuarina.

Tabla 17. Principales tensores antropogénicos relacionados con las condiciones inadecuadas y pésimas de calidad del agua marina y costera determinadas en los departamentos del Caribe y Pacífico colombianos en el periodo 2018 - 2021. Los números representan la cantidad de sitios por departamento y el color de la celda la categoría de calidad según el ICAM. Naranja (inadecuada) y rojo (pésima).

REGION	TENSORES ANTROPOGÉNICOS	ACTIVIDADES TURÍSTICAS				DESEMBOCADURAS GRANDES CUENCAS				DRENAJES MENORES DE CUENCA COSTERAS				ASENTAMIENTOS HUMANOS				DESCARGA AGUAS RESIDUALES				ACTIVIDADES PRODUCTIVAS, PORTUARIAS E INFRAESTRUCTURA						
		DEPARTAMENTOS	2018	2019	2020	2021	2018	2019	2020	2021	2018	2019	2020	2021	2018	2019	2020	2021	2018	2019	2020	2021	2018	2019	2020	2021		
Caribe	San Andrés y Providencia			1	1										1	1								1	1			
	La Guajira	4		2	2			2		1					1		5				1	1					1	
	Magdalena	1							5				2	1	1	1	2	4	1		2	2	5		1			
	Atlántico	3	5			1	1		1						1	1				2	1		2	1				
	Bolívar	3		3			1												1		1		1		1		3	
	Sucre	1			1									1		1						1			1			
	Córdoba	1	1			2	2		4				1	1	2		1											
	Antioquia	6	2	5		1	1			2		1				1	1	1							1			
Pacífico	Chocó		3										1		1	1												
	Valle del Cauca						1										1								1			
	Cauca	2							1				1	2					1									
	Nariño		2												2		2											

Los resultados del ICAM, muestran que se requiere avanzar en medidas eficaces que reduzcan la presión de las fuentes de contaminación que afectan la calidad del agua en los ambientes marinos, adoptar buenas prácticas productivas, incrementar la infraestructura de saneamiento básico de municipios costeros y mejorar su funcionamiento (Superservicios y DNP, 2018). Con los resultados del presente reporte, se espera que las autoridades competentes implementen acciones encaminadas a la protección de la calidad de las aguas marinas y costeras en el país, a través de los instrumentos de administración ambiental y el fortalecimiento de estrategias de prevención y mitigación de las fuentes contaminantes por parte de los entes territoriales, para garantizar la meta de tener el 34,7% de estaciones con calidad aceptable y óptima.

Recomendaciones

Debido a que el ICAM incorpora en su estructura de cálculo variables que obedecen a cambios naturales y antropogénicos en la calidad del agua marina y costera, la representación del resultado esperado es apropiado, siempre y cuando los datos se hayan obtenido mediante técnicas analíticas sensibles a la matriz marina que permitan comparar los resultados en una escala nacional o internacional.

A partir de los resultados del ICAM, se recomienda a las autoridades ambientales competentes considerar la implementación de las acciones señaladas en el módulo de gestión ambiental de la herramienta Web ICAM (<https://siam.invemar.org.co/redcam-icam-gestion>), que contribuyan al mejoramiento de la calidad de las aguas marinas y costera. Como alternativas de control y seguimiento se propone adoptar las medidas descritas en la Tabla 18, para identificar la posible causa y la fuente del deterioro de la calidad del agua, de manera que sirva para diseñar las medidas para reducir la presión sobre los ecosistemas que estén siendo afectados.

Tabla 18. Opciones de medidas de seguimiento que se puedan adoptar según la valoración del índice ICAM. Tomado de Vivas-Aguas, 2011, modificado de Marín, 2001.

CATEGORÍAS	ESCALA DE CALIDAD	DESCRIPCIÓN
Óptima	100-90	Continuar con el monitoreo
Adecuada	90-70	Caracterización, diagnóstico, verificación
Aceptable	70-50	Monitoreo y evaluación: fisicoquímicos y tóxicos semestral
Inadecuada	50-25	Monitoreo trimestral /bioensayos/ medidas de control y vigilancia. Evaluación: fisicoquímicos y tóxicos plan de contingencia
Pésima	25-0	Monitoreo y seguimiento trimestral /bioensayos/ evaluación: fisicoquímicos y tóxicos /plan de contingencia/ aplicación de medidas de manejo

En función de las posibles estrategias para la prevención, la reducción y el control de la contaminación del ambiente marino y costero en el Caribe y Pacífico colombianos, se hacen las siguientes recomendaciones dirigidas a los sectores usuarios del recurso hídrico y entidades involucradas en las acciones necesarias para el mejoramiento de la calidad de las aguas marinas y costeras, en los siguientes términos:

En el nivel Sectorial:

- Se recomienda al DNP, promover compromisos sectoriales de todo el país (principalmente de Saneamiento Básico, Agricultura y Desarrollo Rural, Minas y Energía, e Industria), para controlar las fuentes y actividades que descargan residuos líquidos y sólidos en las zonas

costeras, así como las descargas de sustancias contaminantes provenientes de ríos y escorrentía de las cuencas hidrográficas aferentes de la zona costera.

- Se recomienda a MinVivienda que en el Programa de Saneamiento de Vertimientos – SAVER se incluyan algunos municipios costeros en el proceso de estructuración de sistemas integrales sostenibles para el tratamiento de aguas residuales y la asignación de recursos financieros para su logro. En este marco, El Ministerio de Vivienda puede ayudar a promover en los municipios costeros la disminución de cargas contaminantes de las aguas residuales que se descargan en el Caribe y Pacífico colombianos.
- Se recomienda a MinAgricultura, promover la utilización de buenas prácticas en las actividades agropecuarias, incluido el manejo adecuado de los suelos, dirigidas a prevenir la presencia de contaminantes en las fuentes hídricas que escurren a las zonas costeras y marinas.

A las CAR costeras

Incorporar en los planes de acción el desarrollo de las siguientes acciones a escala regional:

- Realizar mínimo dos muestreos anuales (periodos enero - abril y agosto - octubre) para monitorear la calidad de aguas marinas en jurisdicción de la Corporación y reportar los resultados al INVEMAR como nodo central de la información en la base de datos de la REDCAM, con énfasis en las estaciones/sitios (puntos de muestreo) de la REDCAM seleccionados para el cálculo del ICAM y el seguimiento a la correspondiente meta del PND.
- A partir de los resultados del seguimiento al ICAM, y el control y vigilancia realizados por la Corporación, implementar las acciones requeridas a través de los instrumentos de administración ambiental, encaminadas al mejoramiento de la calidad de las aguas marinas de los mencionados sitios (puntos de muestreo).
- Aplicar a los usuarios del recurso hídrico marino, las normas de vertimientos a cuerpos de agua, de conformidad con la reglamentación ambiental vigente, con énfasis en la Resolución 883 de 2018 “Por la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas marinas, y se dictan otras disposiciones”.

A los municipios concurrentes en la zona costera e insular:

- En el proceso de formulación y/o revisión (según proceda) de los Planes de Saneamiento y Manejo de Vertimientos, considerar las acciones necesarias para avanzar en el saneamiento y tratamiento de las aguas residuales dirigidos a mejorar la calidad ambiental marina. Ante la ausencia de sistemas de tratamiento, aplicar alternativas para la gestión de los residuos líquidos.

A los usuarios del recurso hídrico, quienes realizan vertimientos puntuales a las aguas marinas:

- Revisar, solicitar y aplicar, según proceda, las autorizaciones de vertimiento en virtud de los objetivos de calidad y metas ambientales que definan las autoridades ambientales competentes, de conformidad con la reglamentación vigente.

Calidad microbiológica del agua de baño en las playas turísticas

El turismo de sol y playa se ha convertido en un renglón importante en la económica del país, la belleza paisajística que rodea a las playas colombianas constituye uno de los principales atractivos turísticos para visitantes de todo el país y del mundo, así como la biodiversidad y riqueza cultural hacen de Colombia un destino único con una ventaja competitiva a nivel global y regional (MCIT, 2022). La importancia ambiental y económica de estos destinos de litoral, ha venido aumentando en los últimos años y es considerada una de las piezas clave para el desarrollo turístico, desde un enfoque sostenible que es fundamental para la conservación de la vida silvestre y la naturaleza (Yu-Fai Leung *et al.*, 2018).

Sin embargo, en Colombia la gran mayoría de asentamientos humanos en la zona costera presentan condiciones deficientes de saneamiento básico, con vertimientos directos de aguas residuales a los cuerpos de agua sin tratamiento previo, con bajas coberturas de alcantarillado y de servicio de aseo, que agudizan el inadecuado manejo de residuos sólidos. Además, se desarrollan múltiples actividades socioeconómicas, incluido el turismo, que generan impactos negativos que pueden deteriorar la calidad del ecosistema de playa y la disponibilidad de sus recursos naturales (INVEMAR, 2022e).

La baja planificación de los municipios costeros y la inadecuada disposición de residuos municipales líquidos y sólidos, vertimientos de aguas residuales domésticas provenientes de fuentes puntuales y difusas a la zona costera o al mar a través de ríos, escorrentías fluviales y urbanas, convierten a las zonas costeras en áreas frágiles cambiando las características de calidad de agua (Vivas-Aguas., *et al.* 2014), poniendo en riesgo la salud de los bañistas que están expuestos a contraer enfermedades gastrointestinales, infecciones de la piel, ojos, oídos o del tracto respiratorio (Vergaray *et al.*, 2007; Gianoli *et al.*, 2019). Por tanto, se requiere de una permanente provisión de información técnica y científica que permita generar insumos para tomar acciones que prevengan la degradación ambiental.

Con el propósito de determinar si el agua de baño es apta para el uso recreativo de contacto primario, desde el año 2001, se viene realizando la evaluación de la calidad microbiológica del agua superficial en las playas de uso turístico del Caribe y Pacífico colombianos, a través de los indicadores de contaminación fecal, coliformes termotolerantes (CTE) y enterococos fecales (EFE), en el marco del programa nacional de monitoreo de la Red de vigilancia para la Conservación y Protección de las Aguas Marinas y Costeras de Colombia – REDCAM.

En este capítulo, se presentan los resultados de las evaluaciones realizadas en el año 2022, en los departamentos de Antioquia, Atlántico, Bolívar, Cauca, Córdoba, La Guajira, Magdalena, Sucre y Valle del Cauca. Cabe mencionar que, para los departamentos de Chocó, Nariño y San Andrés y Providencia, no se tienen datos disponibles. Para el análisis se tuvieron en cuenta los criterios de calidad establecidos por la legislación colombiana (<200 NMP/100 mL CTE; Minambiente, 2015) y por valores de referencia internacionales (<100 UFC/100 mL EFE; Unión Europea, 2006), con lo cual se interpretan las concentraciones de cada indicador por playa, por departamento y la tendencia histórica entre 2001 y 2022 utilizando el percentil 95th en las playas donde se realizaron varias mediciones.

Coliformes termotolerantes

Análisis general y tendencia histórica

En el año 2022, el 55% de las playas evaluadas cumplieron con el criterio de calidad para el uso recreativo de contacto primario de aguas de baño para coliformes termotolerantes (<200 NMP/100 mL CTE; Minambiente, 2015; Figura 42). Históricamente, el porcentaje de playas que cumplen con el criterio de calidad de CTE ha oscilado entre 40% y 75%; particularmente en el año 2022, se registró el porcentaje de cumplimiento más bajo de los últimos 10 años, que es comparable con los años 2002, 2003 y 2013 (Figura 42).

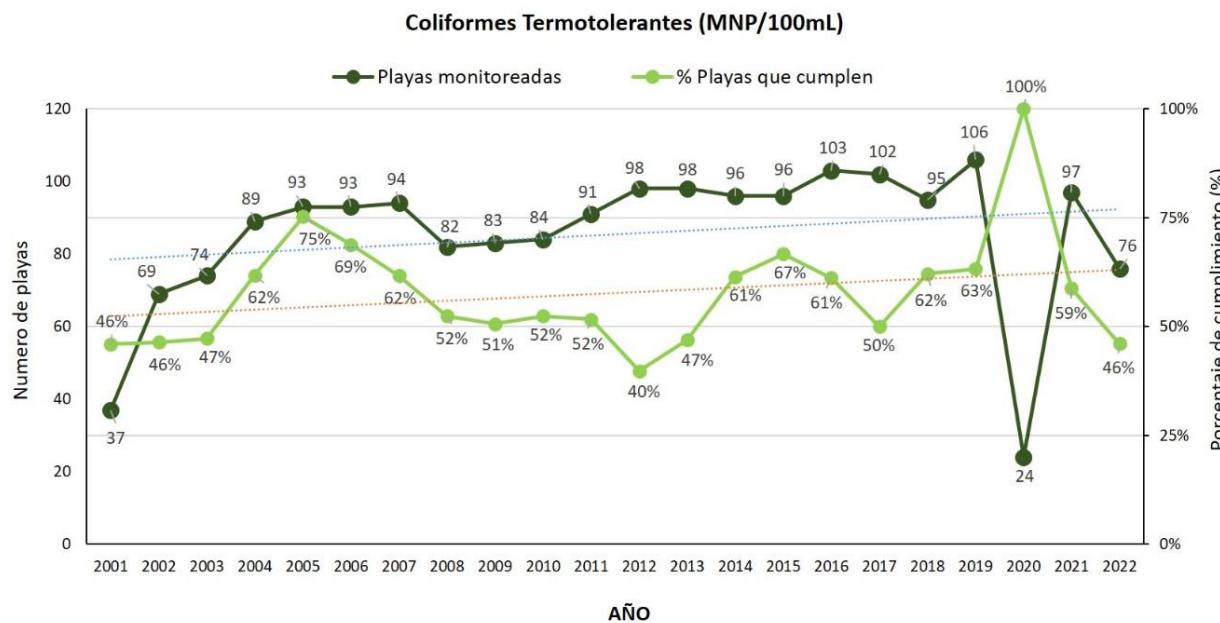


Figura 42. Tendencia del número de playas turísticas evaluadas en el período 2001 y 2022 en Colombia y su porcentaje de cumplimiento, de acuerdo con el criterio de calidad para coliformes termotolerantes para uso recreativo de contacto primario (200 NMP/100 mL, Minambiente, 2015). Las líneas punteadas representan la tendencia histórica.

Las concentraciones de CTE oscilaron entre menor al límite de cuantificación de la técnica analítica ($<1,8$ NMP/100 mL) y 160.000 NMP/100 mL, con una mediana de 170,0 NMP/100 mL. La mayor dispersión y los datos más altos se observaron en los departamentos de Atlántico (mediana=790), Sucre (mediana=330) y Magdalena (mediana=285), en comparación con las buenas condiciones microbiológicas de las playas de Isla Gorgona en el Cauca (mediana=20; promedio 22.7 ± 19.67 NMP/100 mL; Figura 43), donde ninguna estación superó el máximo permisible para contacto primario (200 NMP/100 mL) y en Bolívar que solo fue superado por la playa de isla Barú.

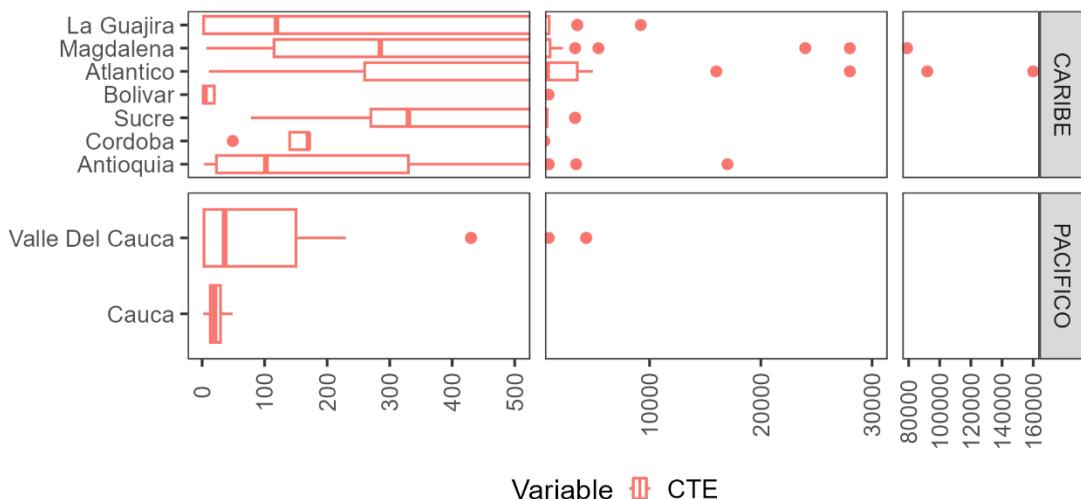


Figura 43. Gráfico de caja y bigotes de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE; NMP/100 mL) medido en las playas evaluadas por departamento en las regiones del Caribe y Pacífico, en el año 2022.

Análisis regional

El análisis regional de CTE para el 2022 mostró mejor calidad en las aguas de baño de las playas de uso turístico en el Pacífico (mediana= 38,1 NMP/100 mL), en comparación con las playas del Caribe (mediana= 540,0 NMP/100 mL). En la costa Caribe, el 48% de las mediciones realizadas en las 59 playas, registraron condiciones aptas para actividades de contacto primario, con la mayor proporción de cumplimiento en los departamentos Bolívar (86%) y Córdoba (80%) donde solo las playas de Isla Barú y Moñitos, respectivamente, presentaron incumplimiento. Mientras que, el mayor incumplimiento se presentó en los departamentos de Sucre (78%), Atlántico (76%) y Magdalena (56%), donde algunas playas superaron el criterio de calidad en al menos uno de los muestreos (Figura 44).

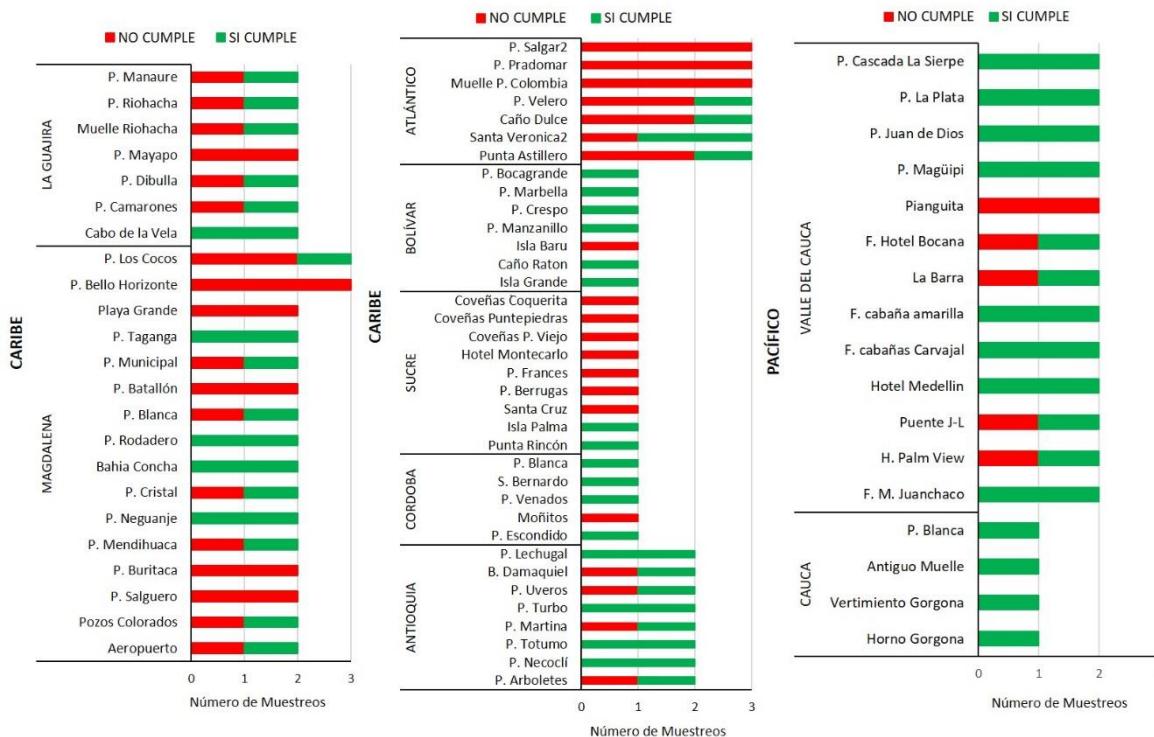


Figura 44. Muestreos realizados en el año 2022 en las playas turísticas de los departamentos del Caribe y Pacífico colombianos y estado de cumplimiento (**cumple** / **no cumple**) del criterio de calidad de coliformes termotolerantes para aguas de baño de uso recreativo de contacto primario (200 NMP/100 mL, [Minambiente, 2015](#)).

En la costa del Pacífico el 71% de las 17 playas evaluadas fueron aptas para contacto primario, con la mayor proporción de cumplimiento en el departamento del Cauca (100%), mientras que en Valle del Cauca fue de 80%, debido a que se presentaron incumplimientos en las playas frente al Hotel Bocana, La Barra, Puente Juanchaco y Ladrilleros, Hotel Palm View y principalmente en Pianguita que incumplió en los dos muestras con el criterio de calidad para uso recreativo de contacto primario (200 NMP/100 mL, Minambiente, 2015, Figura 44).

El cumplimiento de calidad del agua de baño para uso de contacto primario para CTE, estuvo relacionados con las características de las zonas donde se ubican las playas, las cuales mostraron diferencias estadísticamente significativas entre los tipos de playa (Kruskal Wallis, $H=11,17$; $p=0,0038$). De las 76 playas evaluadas en total 9 se ubicaron en áreas naturales con figuras de protección, 32 en zonas urbanas y 35 en zonas rurales, condiciones que pueden influenciar las características de calidad del agua de baño.

El 2 % de las playas ubicadas en zonas protegidas presentaron incumplimiento, el 44 % en zonas rurales y el 54 % en zonas urbanas, superando el criterio de los CTE en los muestreos realizados. Las concentraciones promedio de CTE más altas se observaron en las playas urbanas (mediana= 690,7 NMP/100 mL), seguido de playas rurales (mediana= 226,0 NMP/100 mL) y playas de áreas naturales (mediana= 38,15 NMP/100 mL), lo cual indica que las playas urbanas son las que se ven más afectadas en su calidad por la influencia de los desechos urbanos a los que están expuestas. Además de ser las playas que generalmente tiene mayor presión por el turismo de Sol y Playa.

Enterococos fecales

Análisis general y tendencia histórica

En el año 2022 las concentraciones de EFE oscilaron entre menor al límite de cuantificación del método ($<1,0$ UFC/100 mL) y 14.000 UFC/100 mL, con una mediana de 88,85 UFC/100 mL. Se observó que el 86% de las 53 playas turísticas evaluadas cumplió con el valor de referencia para aguas de baño catalogadas como bandera azul (<100 UFC/100 mL EFE; Unión Europea, 2006, Figura 45). Históricamente, el número de playas en las que se han evaluado los Enterococos Fecales (EFE) ha variado a través de los años, aunque, el porcentaje de cumplimiento se ha mantenido igual o superior al 75% (Figura 45).

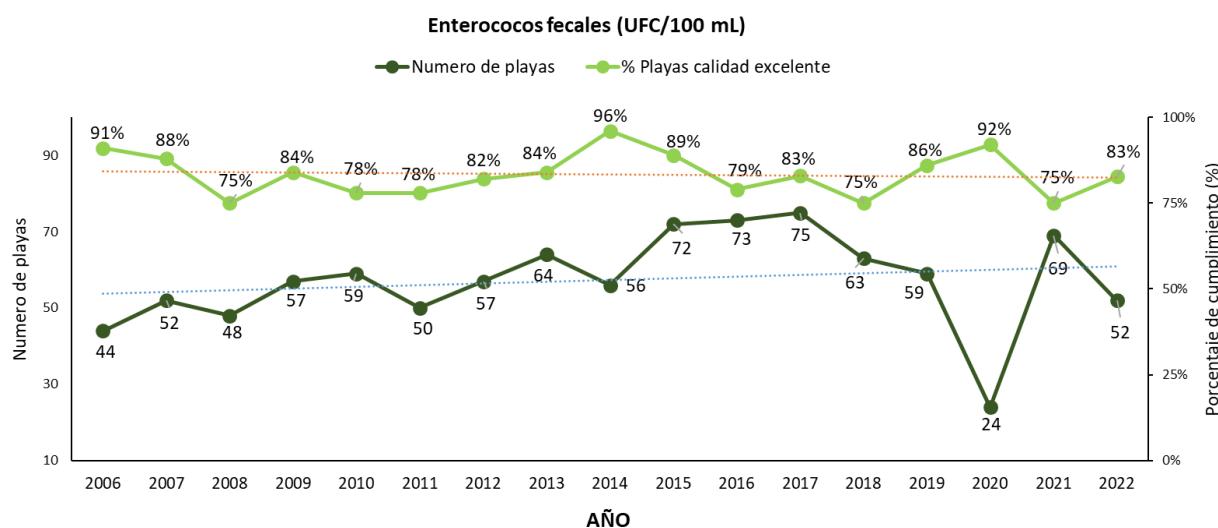


Figura 45. Tendencia del número de playas turísticas evaluadas en el período 2001 y 2022 en Colombia y su porcentaje de cumplimiento de acuerdo al valor de referencia para enterococos fecales para aguas de baño de uso recreativo bandera azul (<100 UFC/100 mL EFE; Unión Europea, 2006). Las líneas punteadas representan la tendencia histórica.

Al igual que para el análisis de CTE, los departamentos que presentaron mayor dispersión y las concentraciones más altas de EFE fueron Magdalena ($1375,91 \pm 8615$ UFC/100 mL) y Atlántico (155.71 ± 430.47 UFC/100 mL). En contraste con los departamentos de Bolívar (3.14 ± 2.85 UFC/100 mL), Cauca (6.75 ± 6.94 UFC/100 mL) y Córdoba (23.8 ± 9.73 UFC/100 mL) que obtuvieron los niveles más bajos y menor desviación (Figura 46).

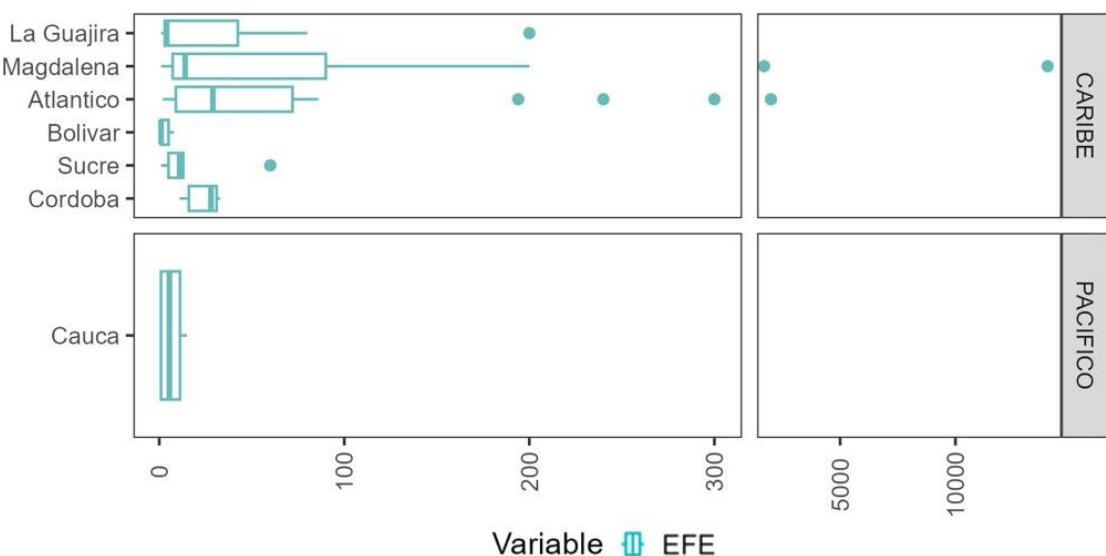


Figura 46. Gráfico de caja y bigotes de las concentraciones de Enterococos fecales (EFE) (UFC/100 mL EFE) medido en las playas evaluadas por departamento en las regiones del Caribe y Pacífico, en el año 2022.

Análisis regional

En el 2022 se evaluaron los EFE en 49 playas del Caribe y cuatro en el Pacífico. Las concentraciones promedio de EFE más altas se observaron en playas urbanas ($97,2 \pm 316$ UFC/100 mL), seguidas de playas rurales ($36,7 \pm 50,5$ UFC/100 mL) y playas de áreas naturales con figuras de protección ($10,3 \pm 8,6$ UFC/100 mL).

En la costa Caribe el 85% de las playas, cumplieron con el valor de referencia de EFE (100 UFC/100 mL; Unión Europea, 2006). Las concentraciones más bajas de EFE se presentaron en las playas ubicadas en los departamentos de Bolívar, Sucre y Córdoba que cumplieron al 100% y en La Guajira con el 86%; mientras que en el Atlántico fue del 57% y en Magdalena del 50% de cumplimiento. Las playas con mayor incumplimiento fueron Muelle Puerto Colombia en Atlántico; Los Cocos y Buritaca en el Magdalena que presentaron concentraciones altas de EFE de manera recurrente (100 UFC/100 mL; Unión Europea, 2006 para playas bandera azul), en al menos dos de las mediciones realizadas (Figura 47). En la costa del Pacífico, las cuatro playas evaluadas ubicadas en el departamento de Cauca, cumplieron con la referencia de bandera azul para aguas de baño de uso recreativo (Figura 47).

De las 53 playas evaluadas, 27 se encuentran ubicadas en zonas urbanas que presentaron mayor incumplimiento (26%) en comparación con las ubicadas en áreas rurales (11%) y en áreas marinas protegidas (0%). Estos resultados de EFE son similares a los observados para los CTE, lo que demuestra que, estas áreas de recreación cercanas a zonas urbanas, se ven afectadas por presiones de origen antrópico que deterioran la calidad del agua de baño y ponen en riesgo la salud de los usuarios. Además, reitera la problemática en las zonas costeras del país, debido a los deficientes e inexistentes sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas en la mayoría de municipios costeros. Por ello, es importante dar continuidad al monitoreo y evaluación de las condiciones sanitarias, como una herramienta que permite identificar los puntos críticos, para que se tomen

acciones que contribuyan a la formulación de medidas orientadas a promover un ambiente sano y seguro para el uso recreativo de las playas como soporte al turismo que es un renglón importante en la economía del país.

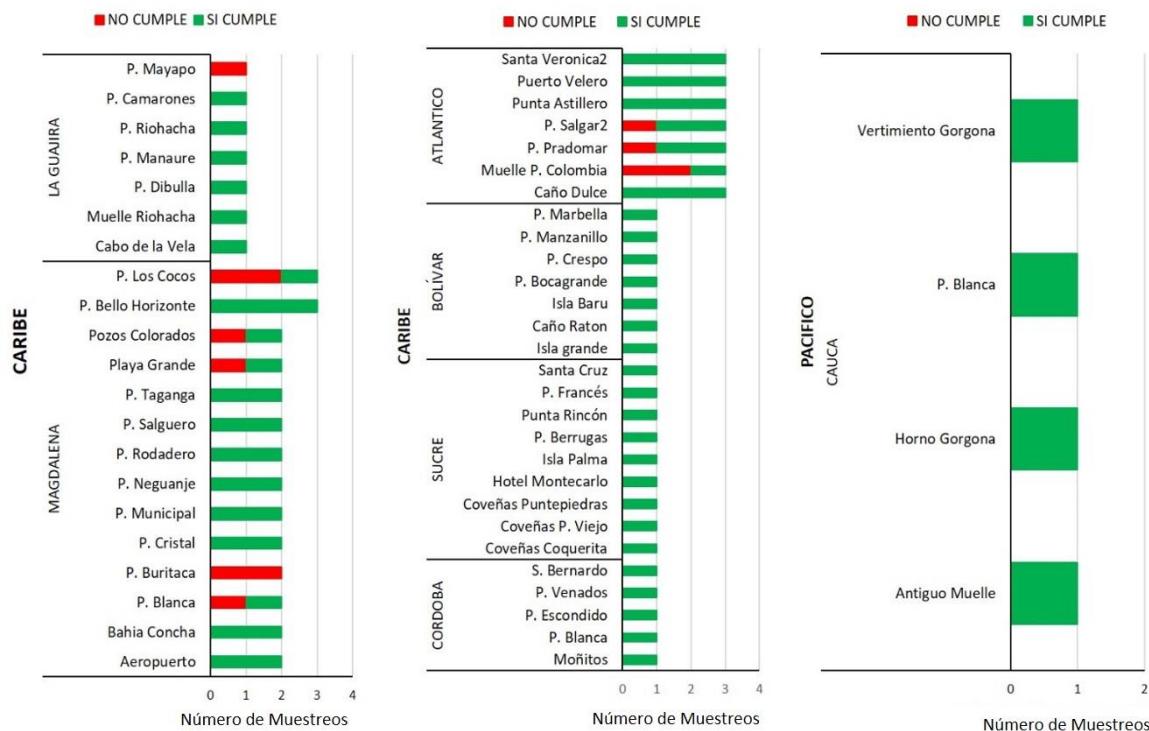


Figura 47. Muestreos realizados en el 2022 en las playas turísticas de los departamentos del Caribe y Pacífico colombiano y estado de cumplimiento (cumple / no cumple), de acuerdo al valor de referencia para enterococos fecales para aguas de baño de uso recreativo bandera azul (<100 UFC/100 mL EFE; Unión Europea, 2006).

ECOSISTEMAS Y HÁBITATS

Arrecifes coralinos

Los arrecifes coralinos son estructuras tridimensionales que modifican dramáticamente el fondo marino y son creadas por diminutos seres llamados pólipos. Los pólipos se asocian con algas microscópicas (zooxantelas) y gracias a ello liberan oxígeno y secretan carbonato de calcio, siendo por esto conocidos como corales duros o escleractíneos (Prahl y Erhardt, 1985; Cairns, 1999; Díaz *et al.*, 2000; Reyes *et al.*, 2010). Son propios de aguas someras y cálidas, por lo que se les observa más comúnmente alrededor de los trópicos por todo el mundo, principalmente en zonas costeras, pero llegando incluso a tener presencia a los 6.000 m en los que la luz está ausente y por ende sus zooxantelas (Murray-Roberts *et al.*, 2009). Los arrecifes coralinos generan entre otras funciones oxígeno, hábitat, alimento y protección para más del 25% de especies marinas (Príncipe *et al.*, 2011; Alba-Basurto y Arias-González, 2015). Son muchos los bienes y servicios que le brindan a la humanidad generando desde protección costera hasta generación de divisas por buceo y turismo, siendo a la vez epicentros de biodiversidad y valor paisajístico. Su belleza, que les confiere valor económico y ecológico, hace que sea de vital importancia el continuar monitoreando, investigando, conociendo y preservando este ecosistema que es hoy por hoy el ecosistema marino emblemático de la humanidad, pese a estar seriamente amenazado por el cada vez mayor, deterioro ambiental (Burke *et al.*, 2011; Reyna *et al.*, 2018).

Los arrecifes coralinos del mundo y específicamente de Colombia se encuentran sometidos a varios tensores de origen antropogénico como descargas de contaminantes, malas prácticas de pesca y buceo, accidentes marítimos o de navegación entre los principales, pero también a efectos por fenómenos naturales (muchos de los cuales son un efecto indirecto de los antropogénicos) entre los que se encuentran, competencia con macroalgas (aumentando en un 20% en los últimos 10 años), pujas extremas, aumento o disminución de la temperatura media del mar (lo que produce blanqueamiento como la principal causa de mortalidad en corales), enfermedades, tormentas tropicales y huracanes, acidificación oceánica etc. En los últimos años en la región Caribe, las enfermedades han aumentado en cuanto a su frecuencia e inclusive se han identificado nuevas con un impacto más fuerte para la supervivencia de los corales como la enfermedad de perdida de tejido coralino (SCTDL por sus siglas en inglés). Por lo que las alertas están disparadas con lineamientos para prevención y control de esta enfermedad (Circular 20002022E4000058 MinAmbiente septiembre 29 de 2022) y estudios destinados a encontrar la receta más conveniente para recuperar o evitar la enfermedad y de esta manera cortar la degradación por pérdidas masivas a nivel local y regional.

Por otro lado, de acuerdo con el informe de estado de los arrecifes coralinos del mundo (Souter *et al.*, 2021) se han perdido más del 14% de corales del mundo desde 2009 especialmente atribuido al impacto de las temperaturas elevadas, sin embargo no todo son malas noticias, también se ha evidenciado que algunas áreas (región del Triángulo de Coral de Asia Oriental) se vieron menos afectadas e incluso se recuperaron más rápidamente que otras, mientras que en zonas como Australia, el Caribe, el Pacífico tropical oriental y el sur de Asia, más de 75% de los corales que habían sido objeto de un seguimiento repetido durante más de 15 años y que habían sufrido una perturbación importante no fueron resilientes.

Por lo anterior, acciones tendientes a la recuperación de los stocks genéticos y de la calidad de las aguas oceánicas que puedan favorecer su sostenibilidad, el incremento en procesos de restauración para disminuir los actuales impactos, son decisiones que deberán tomarse en los próximos años de manera contundente si se espera dejar una marcada huella para las generaciones futuras sobre el compromiso que se tiene en el mejoramiento del estado del ambiente biofísico oceánico.

Localización y distribución

Las áreas coralinas en Colombia han sido exploradas con mayor detalle en aguas someras hasta los 30m de profundidad, tanto en el Caribe como en el Pacífico. En este sentido, dichas áreas comprenden además de las formaciones coralinas que le dan su nombre, una serie de biotopos y hábitats asociados, usualmente distribuidos en forma de mosaico, cuya localización puede ser determinada según la escala espacial de análisis, a partir de la naturaleza física del sustrato (geomorfología, sedimentología, etc.) y los componentes bióticos que cubren el fondo principalmente (coral, algas, pastos marinos, esponjas, octocorales, etc). Con base en la revisión del Mapa Nacional de Ecosistemas Acuáticos, Continentales, Costeros y Marinos a escala 1:100.000, al interior de las áreas coralinas colombianas, los arrecifes de coral abarcan una extensión total de 290.000 ha, de las cuales aproximadamente 109.100 ha comprenden fondos con alta cobertura coralina donde la estructura del ecosistema es conspicua (INVEMAR, 2022e). Estas áreas en el Caribe se encuentran ubicadas en la región insular en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, así como en el borde costero principalmente en las zonas de Tayrona, Bahía Portete, el sector de Chocó Darién y en el Archipiélago de Nuestra Señora del Rosario y San Bernardo. En el Pacífico, los sitios mejor estructurados y con mayor cobertura del coral son la isla Gorgona, la ensenada de Utría, la isla Malpelo y Tebada. En el Caribe colombiano el 78% de las formaciones coralinas se encuentra dentro de diferentes categorías de conservación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) y para el Pacífico, cerca del 91%. Se puede acceder a más información en el Atlas de arrecifes coralinos de Colombia a través del siguiente enlace: (<https://areas-coralinas-de-colombia-invemar.hub.arcgis.com/>).

4. Indicador Condición-Tendencia de Áreas Coralinas - ICTAC

Definición e importancia del indicador

El índice de condición tendencia de áreas coralinas (ICTAC) permite establecer de manera inicial la condición del ecosistema y con las series de datos anuales, las tendencias de la estructura ecológica en áreas coralinas de hasta 30 m de profundidad, a partir de cuatro variables: corales, macroalgas, peces arrecifales carnívoros y herbívoros (Rodríguez-Rincón et al., 2014). El resultado del ICTAC será el estimado por el promedio aritmético de las variables transformadas (adimensionalmente) y será específico para el conjunto de estaciones de una localidad del Caribe o Pacífico colombianos, siguiendo las siguientes formulas:

$$\text{ICTAC}_{\text{CARIBE}} = \frac{\text{CCV} + \text{CM} + \text{BPH} + \text{BPC}}{4}$$

$$\text{ICTAC}_{\text{PACÍFICO}} = \frac{\text{CCV} + \text{CM} + \text{APH} + \text{APC}}{4}$$

Donde CCV = Cobertura de coral escleractíneo vivo (%), CM = Cobertura de macroalgas (%), BPH = Biomasa de peces herbívoros para las familias Acanthuridae y Scaridae (g/100m²), BPC = Biomasa de peces carnívoros para las familias Lutjanidae y Serranidae (g/100m²). En el caso de los peces del Pacífico se trabaja con base en la Abundancia, APC = Abundancia peces carnívoros (ind/100m²) y APH = Abundancia peces herbívoros (ind/100m²).

Cada una de las cuatro variables que conforman el indicador, se clasifican según escalas de referencia para el Caribe y Pacífico colombiano como: deseable, buena, regular, alerta y no deseable (Tabla 19 y Tabla 20). Las áreas coralinas evaluadas más deterioradas obtendrán al final los valores más bajos y las más conservadas los valores más altos (Rodríguez-Rincón et al., 2014) (Tabla 21). La importancia de este indicador radica en su fácil aplicabilidad como herramienta para el monitoreo estandarizado de arrecifes de coral, permitiendo su comprensión para aumentar la gestión en la conservación integral del ecosistema.

Tabla 19. Valores de referencia para las variables del índice de condición-tendencia de áreas coralinas – ICTAC (Rodríguez-Rincón et al., 2014) en la región Caribe - Referencias de McField et al., 2020).

Variables ICTAC CARIBE	Deseable (5)	Buena (4)	Regular (3)	Alerta (2)	No Deseable (1)
Cobertura coral pétreo vivo CCV (%)	> 40	39,9 - 20	19,9 - 10	9,9 - 5	< 5
Cobertura macroalgas CM (%)	< 1	1,1 - 5	5,1 - 12	12,1 - 25	> 25
Biomasa peces herbívoros BPH (g/100m ²)	> 3290	3290 - 2740	2741 - 1860	1859 - 990	< 990
Biomasa peces carnívoros BPC (g/100m ²)	> 1620	1620 - 1210	1209 - 800	799 - 390	< 390

Tabla 20. Valores de referencia para las variables del índice de condición-tendencia de áreas coralinas – ICTAC (Rodríguez- Rincón et al., 2014) en la región Pacífico (tomado de SISMAC- INVEMAR).

Variables ICTAC PACÍFICO	Deseable (5)	Buena (4)	Regular (3)	Alerta (2)	No Deseable (1)
Cobertura coral pétreo vivo CCV (%)	> 40	39,9 - 20	19,9 - 10	9,9 - 5	< 5
Cobertura macroalgas CM (%)	< 1	1,1 - 5	5,1 - 12	12,1 - 25	> 25
Abundancia peces herbívoros APH (ind/100m ²)	> 3290	3290 - 2740	2739 - 1860	1859 - 990	< 990
Abundancia peces carnívoros APC (ind/100m ²)	> 1620	1620 - 1210	1209 - 800	799 - 390	< 390

4. Indicador Condición-Tendencia de Áreas Coralinas - ICTAC

Tabla 21. Valores de referencia finales para definir el Índice de condición-tendencia de áreas coralinas – ICTAC (Rodríguez-Rincón *et al.*, 2014).

Condición general	Valor ICTAC
Deseable	4,21 - 5
Buena	3,41 - 4,2
Regular	2,61 - 3,4
Alerta	1,81 - 2,6
No deseable	1 - 1,8

Fuente de los datos e información

Los resultados presentados corresponden a datos del monitoreo de arrecifes coralinos en la región Caribe continental para el PNN Tayrona, PNN Corales del Rosario y San Bernardo (sectores Islas del Rosario e Islas de San Bernardo) y Chocó Darién, mientras que para el Caribe insular corresponden al PNN Old Providence McBean Lagoon y a las estaciones de Providencia con injerencia de Coralina (Figura 48). En la región Pacífico los datos corresponden al SFF Malpelo, PNN Utría y PNN Gorgona (Figura 49). La información recolectada se encuentra salvaguardada en el Sistema de Información para el Monitoreo de Arrecifes Coralinos (SISMAC) contenido en el Sistema de Información Ambiental Marina de Colombia SIAM.

Periodo reportado

El periodo reportado corresponde a la información obtenida y analizada en el año 2022. Sin embargo, para la revisión de la tendencia se han tomado los datos de los años 2014 a 2021

Reporte o cálculo del indicador

En la Figura 48 y Figura 49 se muestran las estaciones presentes en las distintas localidades de la región Caribe continental e insular y la región Pacífico respectivamente. Las gráficas montadas en los mapas indican el porcentaje de estaciones que presentaron cada condición del indicador, dando una idea del comportamiento de cada localidad en el que se observa que no es homogéneo y dependerá de la ubicación y situaciones características de cada una de las estaciones.

Aunque los resultados del Caribe insular se presentan en un capítulo posterior de este informe, los resultados del monitoreo indican un mejor estado de las estaciones al interior del PNN McBean Lagoon con respecto a aquellas ubicadas alrededor de la isla de Providencia. En el Caribe continental se encontró que, la zona de Chocó Darién y la de Tayrona presentaron una condición Buena, en contraste con islas del Rosario e islas de San Bernardo cuya condición fue Regular, principalmente por la ausencia marcada de peces carnívoros, sumado a la alta cobertura de macroalgas. En el caso del Pacífico, la calificación generalizada tuvo una calificación Buena.

4. Indicador Condición-Tendencia de Áreas Coralinas - ICTAC

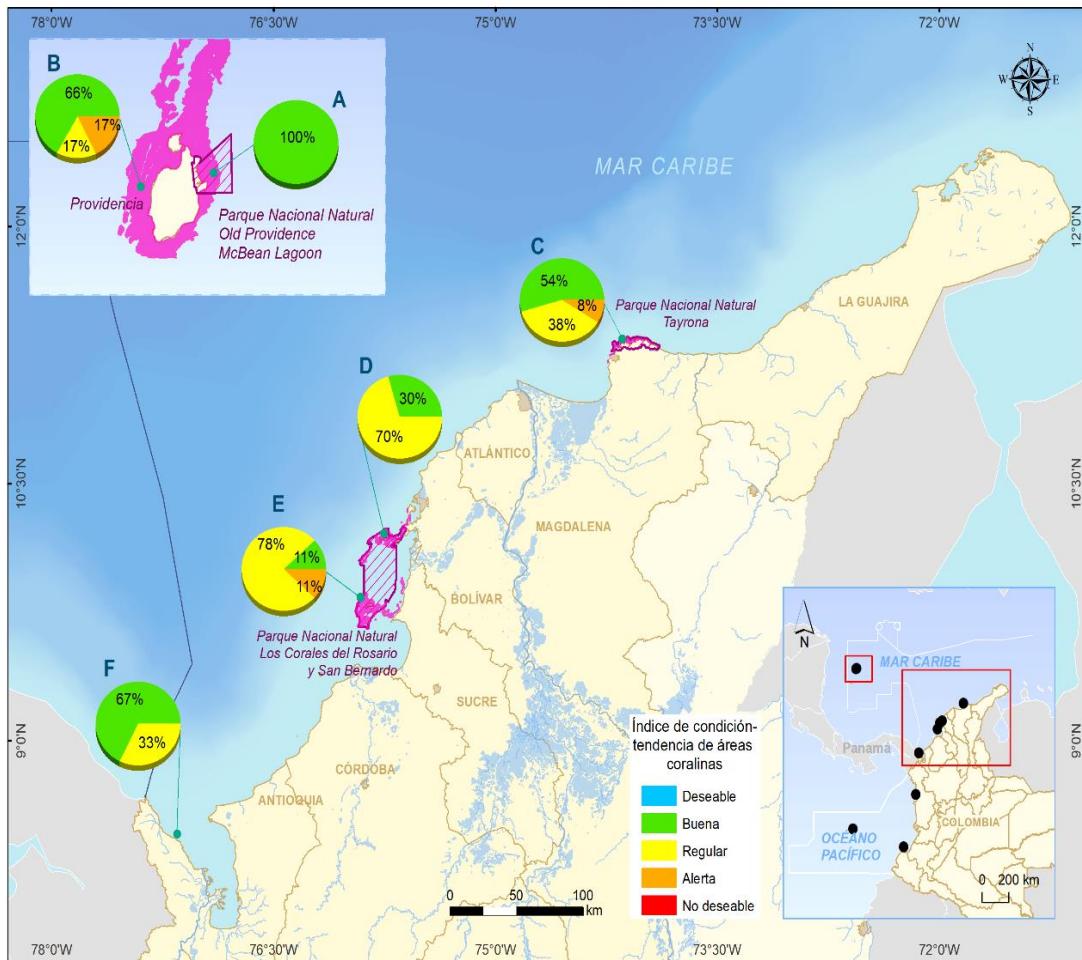


Figura 48. Localidades de monitoreo coralino y el estado de sus estaciones en el año 2022 según el índice de condición tendencia ICTAC para el Caribe colombiano: A. Old Providence McBean Lagoon, B. Providencia-Coralina, C. Parque Tayrona, D y E. PNN Corales del Rosario e islas de San Bernardo y F. Chocó Darién. Elaborado por LABSIS (2023).

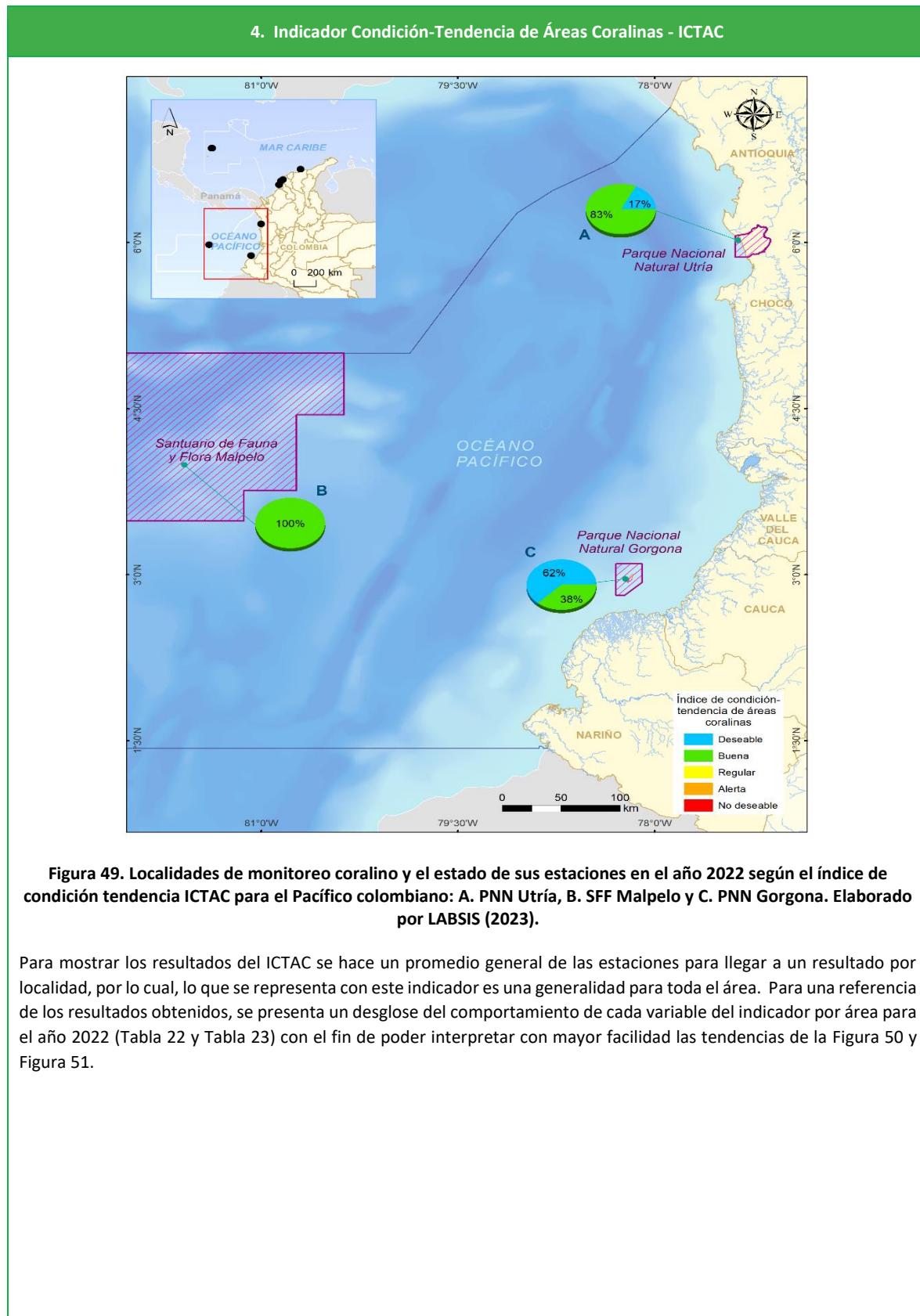


Figura 49. Localidades de monitoreo coralino y el estado de sus estaciones en el año 2022 según el índice de condición tendencia ICTAC para el Pacífico colombiano: A. PNN Utría, B. SFF Malpelo y C. PNN Gorgona. Elaborado por LABSIS (2023).

Para mostrar los resultados del ICTAC se hace un promedio general de las estaciones para llegar a un resultado por localidad, por lo cual, lo que se representa con este indicador es una generalidad para toda el área. Para una referencia de los resultados obtenidos, se presenta un desglose del comportamiento de cada variable del indicador por área para el año 2022 (Tabla 22 y Tabla 23) con el fin de poder interpretar con mayor facilidad las tendencias de la Figura 50 y Figura 51.

4. Indicador Condición-Tendencia de Áreas Coralinas - ICTAC

Tabla 22. Condición de estado según el ICTAC de los valores registrados para cada una de las variables del índice, observadas por áreas de la región Caribe continental en el año 2022. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable.

AÑO	ÁREA	Biomasa Carnívoros (gr/100 m ²)	BPC	Biomasa Herbívoros (gr/100 m ²)	BPH	Cobertura de coral vivo CCV (%)	Cobertura de macroalgas (%)	de CM
2022	CHOCÓ DARIÉN	1356,5		6856,25		43,5		50,72
	TAYRONA	940,07		5566,28		50,23		33,13
	I. SAN BERNARDO	589,82		7658,13		37,56		36,02
	I. DEL ROSARIO	755,73		8511,32		42,03		34,61

Tabla 23. Condición de estado según el ICTAC de los valores registrados para cada una de las variables del índice, observadas por áreas de la región Pacífico en el año 2022. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable.

AÑO	ÁREA	Abundancia Carnívoros APC (ind/100 m ²)	Abundancia Herbívoros APH (ind/100 m ²)	Cobertura de coral vivo CCV (%)	Cobertura de macroalgas (%)	de CM
2022	MALPELO	85,3	1,83	41,45		5,05
	UTRÍA	15,37	45,17	53		44,3
	GORGONA	37,6	27,7	74,27		22,65

Finalmente, se presenta la tendencia observada a lo largo del monitoreo por categoría de Condición-Tendencia para cada región, Caribe continental (Figura 50) y Pacífico (Figura 51), entre 2014 y 2022. La tendencia para las estaciones del Caribe continental se observa así:

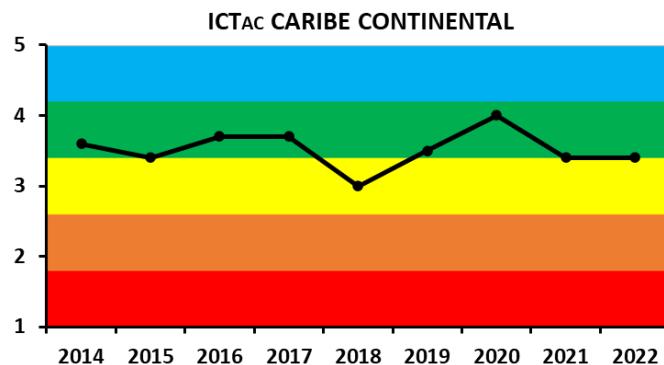
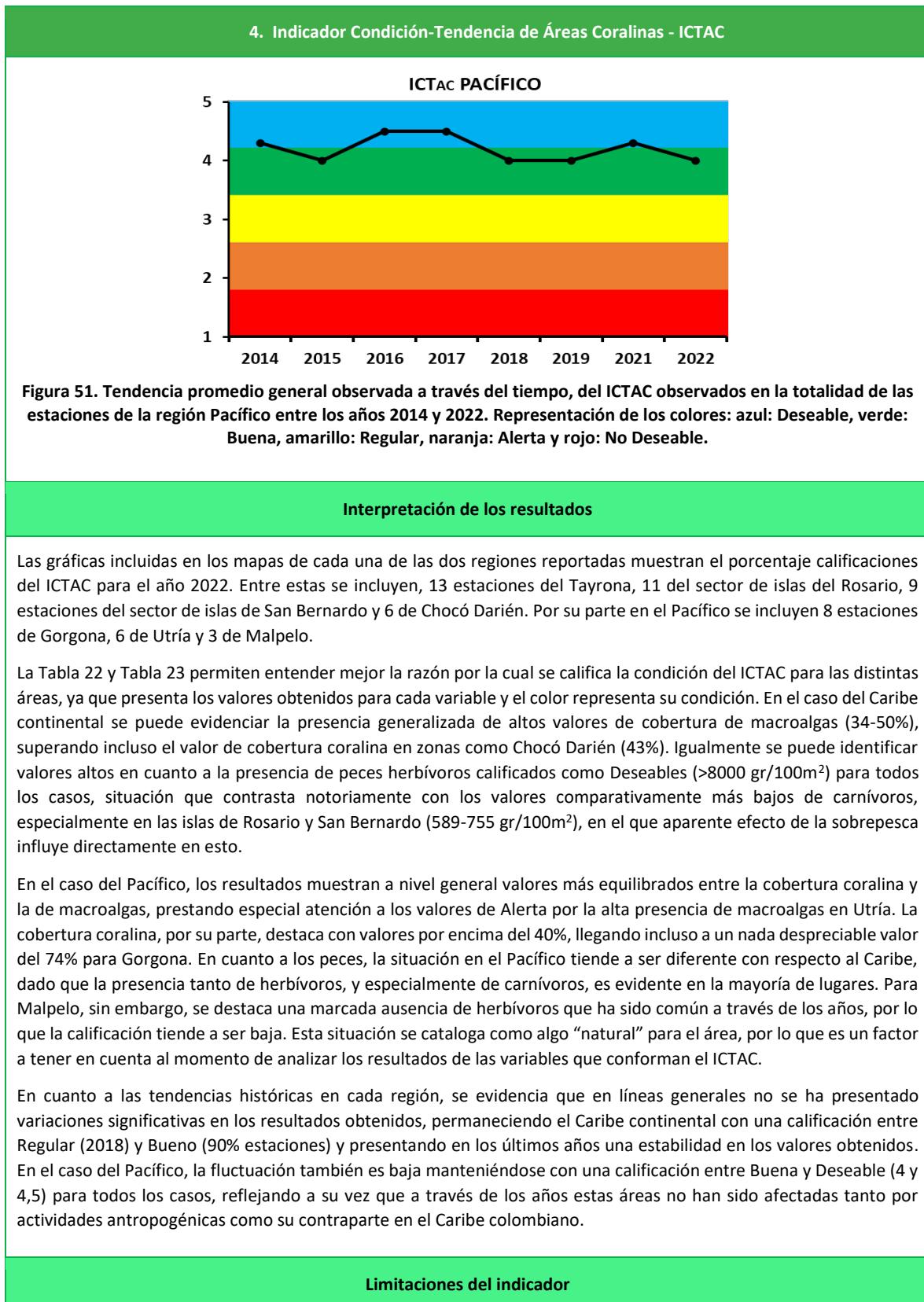


Figura 50. Tendencia promedio general observada a través del tiempo de las condiciones ICTAC observadas en la totalidad de las estaciones de la región Caribe continental entre los años 2014 y 2022. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable.

Por su parte, la tendencia de las estaciones ubicadas en las áreas del Pacífico se observan de la siguiente forma:



4. Indicador Condición-Tendencia de Áreas Coralinas - ICTAC

Dado el carácter visual del monitoreo, el indicador es sensible principalmente a la variabilidad en la presencia o ausencia de las poblaciones de peces objeto del monitoreo, debido al azar, a la historia de vida de las especies o a las condiciones climáticas que limitan la visibilidad incluso para poder registrar componentes del fondo. Sólo eventos naturales extremos pueden alterar la cobertura coralina de forma dramática.

Pastos marinos

Los pastos marinos, son plantas vasculares (angiospermas) que han emigrado de la tierra al mar, adaptándose fisiológicamente para cumplir todo su ciclo de vida sumergidas en agua salina-salobre. A nivel mundial existen alrededor de 60 especies distribuidas en cuatro familias y 12 géneros, de los cuales en el Caribe colombiano se encuentran tres familias y seis especies de las cuales *Thalassia testudinum* es la más frecuente y representativa de todas (Díaz et al., 2003). Son propias de las zonas costeras, protegidas y poco profundas de casi todas las áreas del planeta (Short et al., 2007), dependiendo de la especie son más prósperas en aguas eurihalinas que en salobres. Por su ubicación en las áreas someras del mundo son indicadores del estado de salud de las zonas costeras y a su vez generan servicios ecosistémicos del tipo protección contra la erosión (Börjk et al., 2008), son hábitat y alimento para diversas especies de interés comercial que luego migran hacia los arrecifes coralinos y manglares (De La Torre-Castro y Ronnback, 2004; Heck et al., 2003), proveen oxígeno a la columna del agua, mantienen la biodiversidad de organismos y son uno de los ecosistemas considerados con mayor capacidad de secuestro de Carbono frente a otros ecosistemas terrestres (Fourqurean et al., 2012; Pendleton et al., 2012) mejor conocidos como Carbono Azul, son la máquina viva y natural más activa en la captura del CO₂ frente a otros ecosistemas terrestres.

La pérdida de pastos marinos (en cobertura y especies) se ha evidenciado a partir de las pérdidas masivas causadas por pérdida de hábitat y por enfermedades y se estima que desde finales del siglo XIX se ha perdido más del 30% de este hábitat (Waycot et al., 2009) y después de 1990 algo más del 7% se pierde cada año en el mundo. Las causas de su pérdida se le atribuyen al desarrollo costero, dragados, malas prácticas de pesca, actividades de navegación no reguladas, contaminación y sedimentación entre otras, siendo más vulnerables debido a su localización sobre la linea costera (UNEP 2020). Este ecosistema ha sido uno de los que se ha reconocido lentamente desde mediados del siglo XX a través de los estudios de distribución, biología y más recientemente sobre su capacidad junto con los manglares de capturar carbono atmosférico en su biomasa. Se estima que en buenas condiciones secuestran entre 43–394 Tg Corg/año (Fourqurean et al., 2012) y estudios realizados por Serrano et al., (2021) en Colombia, han demostrado que praderas de *Thalassia testudinum* almacenan mucho más que el promedio mundial (241 ± 118 Mg Corg/ha) lo que en conjunto las coloca en la mira para su conservación a todo nivel. Este papel fundamental entre otros servicios ecosistémicos que presta es primordial como tema de investigación de punta actual y para su prevalencia en las próximas décadas, pese a las altas perturbaciones de origen antropogénico y naturales, entre las que se encuentra el Cambio climático. Por ello, si como país queremos alcanzar las metas de la Agenda 2030 de las Naciones Unidad para el Desarrollo Sostenible y los Objetivos de Desarrollo Sostenible, se requieren no sólo planes de conservación ambiciosos sino una ejecución de estos de manera contundente.

Localización y distribución

Las praderas de pastos marinos de Colombia son propias del mar Caribe, prácticamente se presentan intermitentemente a lo largo de la costa encontrándose más del 85 % sobre la plataforma continental del departamento de La Guajira (Díaz *et al.*, 2003). Se presentan en forma monoespecífica o multiespecífica (*Thalassia testudinum* – *Syringodium filiforme* / *Halodule wrightii* / *Halophila decipiens* / *Halophila baillonis*) compartiendo hábitat con formaciones coralinas y/o de macroalgas, por eso en la actualización cartográfica y de distribución que se realizó en las áreas sin algún tipo de protección ambiental sobre este ecosistema como lo eran el departamento de La Guajira y el Chocó Caribe, se contabiliza su extensión actual en 58.704,14 ha de praderas de pastos marinos, 1.477,28 ha de áreas de macroalgas-parches de pastos marinos y 68,82 ha de coralmacroalgas- parches de pastos marinos para un total de 66.132,47 ha (Gómez-López *et al.*, 2014). A nivel nacional, la representatividad de pastos marinos dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas SINAP corresponde a 29%.

5. Indicador de condición tendencia de pastos marinos ICTPM	
Definición e importancia del indicador	
<p>El indicador de condición tendencia de pastos marinos (ICTPM) evalúa la condición general de integridad biótica y por tanto del estado de conservación de praderas de pastos marinos y sus cambios a través del tiempo, por medio de la incorporación de información tomada en campo mediante la metodología SeagrassNet adaptada para Colombia (Gómez-López <i>et al.</i>, 2014) de seis variables que miden atributos estructurales y funcionales de este ecosistema (densidad de vástagos, densidad de herbívoros, carnívoros y detritívoros/omnívoros, afectación por <i>Labyrinthula</i> sp. y/o afectación por invertebrados) en un sólo valor numérico.</p> <p>La fórmula del ICTPM al ser un indicador compuesto integrará la relación entre el valor real de cada una de sus variables componentes convertido a un valor adimensional, respecto a la tabla de referencia respectiva (</p>	
<p>Tabla 24, Tabla 25, Tabla 26) y entre todas las variables indicadoras se realizará un promedio aritmético para finalmente tener el valor del ICTpm integral según escalas de referencia para el Caribe colombiano como: deseable, buena, regular, alerta y no deseable (Tabla 27).</p> <p>Sólo como ejemplo: $ICTpm = \frac{Dv + L + M + Dp + (Dh + Dd + Dc)}{4}$ (Ecuación 1)</p> <p>Donde:</p> <p>Dv= Densidad de vástagos por m^2</p> <p>L= Afectación por <i>Labyrinthula</i> spp. por cuadrante</p> <p>M= Porcentaje de mortalidad por cuadrante en la estación</p> <p>Dp= Densidad de peces</p> <p>*Las siguientes variables están en revisión debido a la baja cantidad de especímenes encontrados</p> <p>Dh= Densidad de invertebrados/Herbívoros por m^2</p> <p>Dd= Densidad de invertebrados /detritívoros/omnívoros por m^2</p> <p>Dc= Densidad de invertebrados/Carnívoros por m^2</p>	

5. Indicador de condición tendencia de pastos marinos ICTPM

Tabla 24. Criterios de condición tendencia con respecto a la densidad (Vástagos/m²) para praderas de pastos marinos monoespecíficas o mixtas con mayor proporción de *Thalassia testudinum*.

Condición general	Equivalente para el ICTPM	Densidad <i>T. testudinum</i> (vástagos/m ²)
Deseable	5	>400
Bueno	4	400- 288,01
Regular	3	288 - 176,01
Alerta	2	176 - 96,01
No deseable	1	<96

Tabla 25. Criterios de condición tendencia con respecto a la densidad (vástagos/m²) para praderas de pastos marinos mixtas dominadas por *Syringodium filiforme*.

Condición general	Equivalente para el ICTPM	Densidad <i>T. testudinum</i> (vástagos/m ²)
Deseable	5	>240
Bueno	4	240- 144,1
Regular	3	144 - 96,1
Alerta	2	96 - 48
No deseable	1	<48

Tabla 26. Escala de valoración preliminar de referencia para la afectación de *Labyrinthula* spp. del indicador de condición- tendencia pastos marinos- ICTPM.

Condición general	Equivalente para el ICTPM	% de afectación por <i>Labyrinthula</i> sp.	% mortalidad/estación de muestreo
Deseable	5	< 30	0 - 5
Bueno	4	31 - 40	6-20
Regular	3	41 - 60	21 - 40
Alerta	2	61 - 89	41 - 70
No deseable	1	>90	71 - 100

5. Indicador de condición tendencia de pastos marinos ICTPM

De acuerdo a lo mostrado en la ecuación ejemplo (Ecuación 1), cabe aclarar que la variable asociada a los grupos tróficos (invertebrados herbívoros, carnívoros y detritívoros/omnívoros) se encuentra aún en construcción y posterior validación, razón por la cual, aún no se cuenta con la ecuación general; sin embargo, se mantiene la toma de datos de forma periódica para generar mayor certidumbre en los rangos ya establecidos, para que puedan determinar de manera óptima los cambios en la condición de cada una de las áreas evaluadas.

Tabla 27. Escala ejemplo de valoración integral del indicador de condición-tendencia de pastos marinos – ICTPM.

Condición general de condición-tendencia en pastos marinos	Valor ICTPM
Deseable	4,11-5,00
Buena	3,31-4,10
Regular	2,61-3,30
Alerta	1,81-2,60
No deseable	1,00-1,80

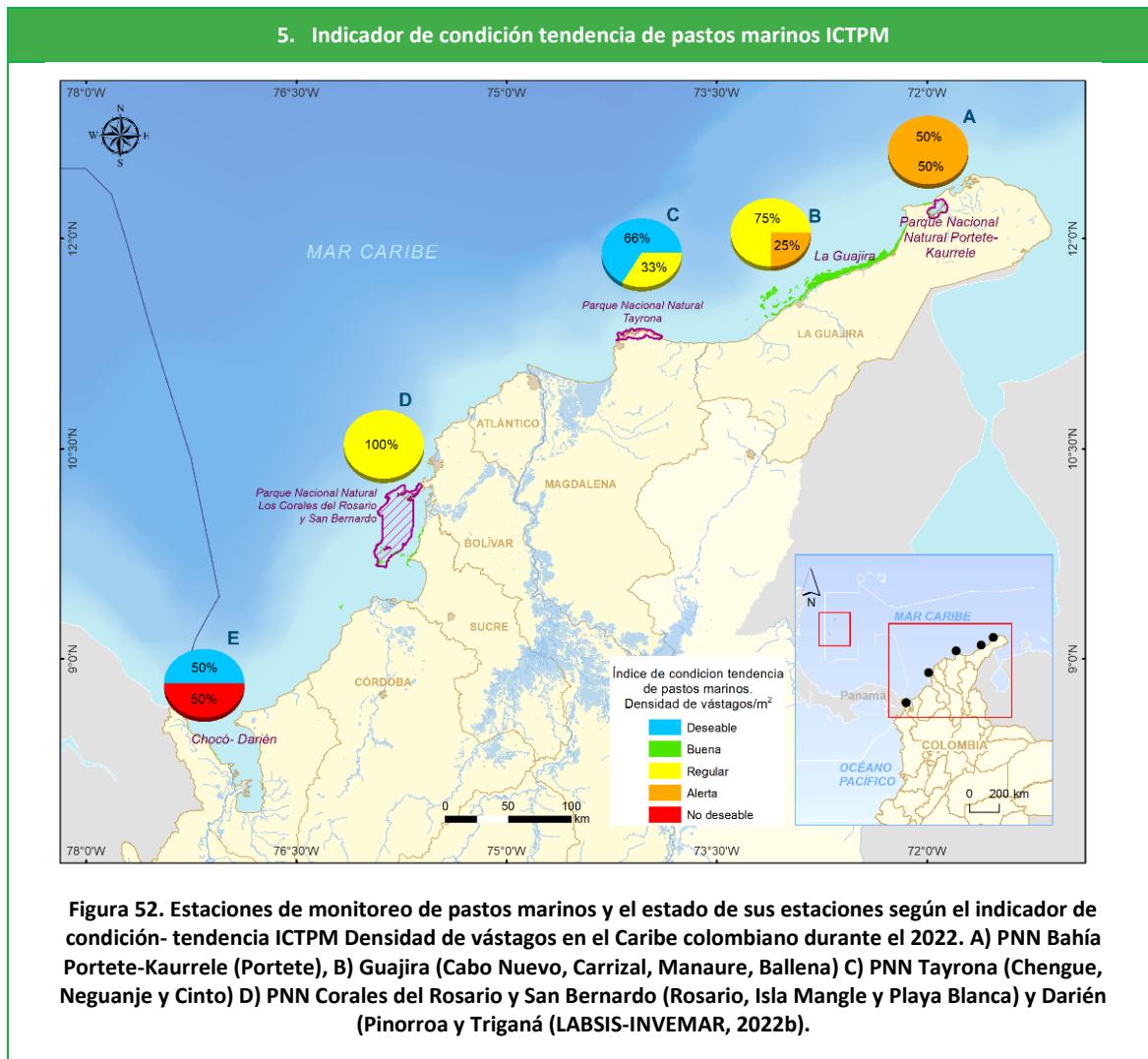
Fuente de los datos e información

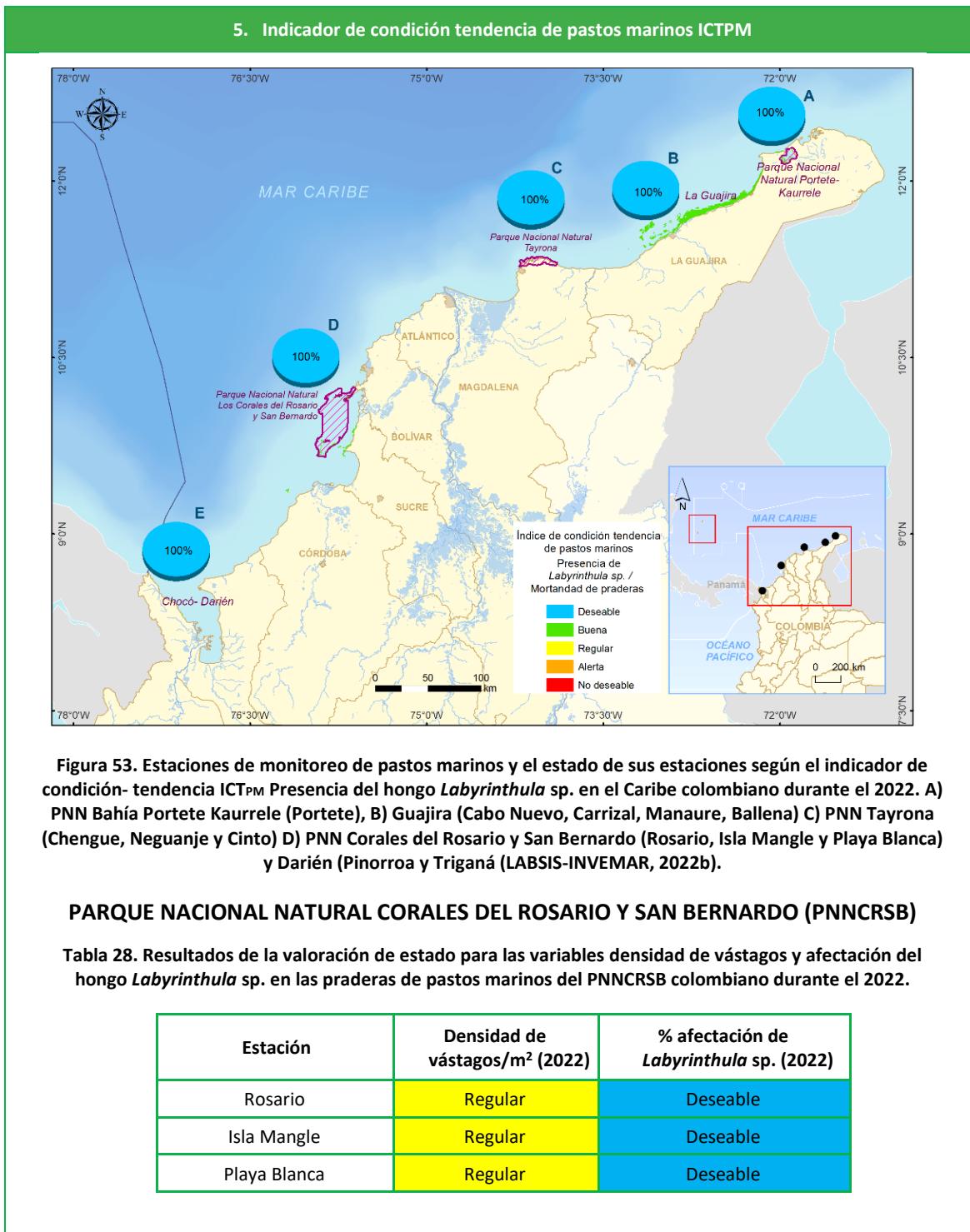
Los resultados que aquí se presentan corresponden a los obtenidos de los monitoreos históricos en cada una de las siguientes áreas marinas: Caribe continental PNN Tayrona y PNN Corales del Rosario y San Bernardo, Chocó Darién y La Guajira.

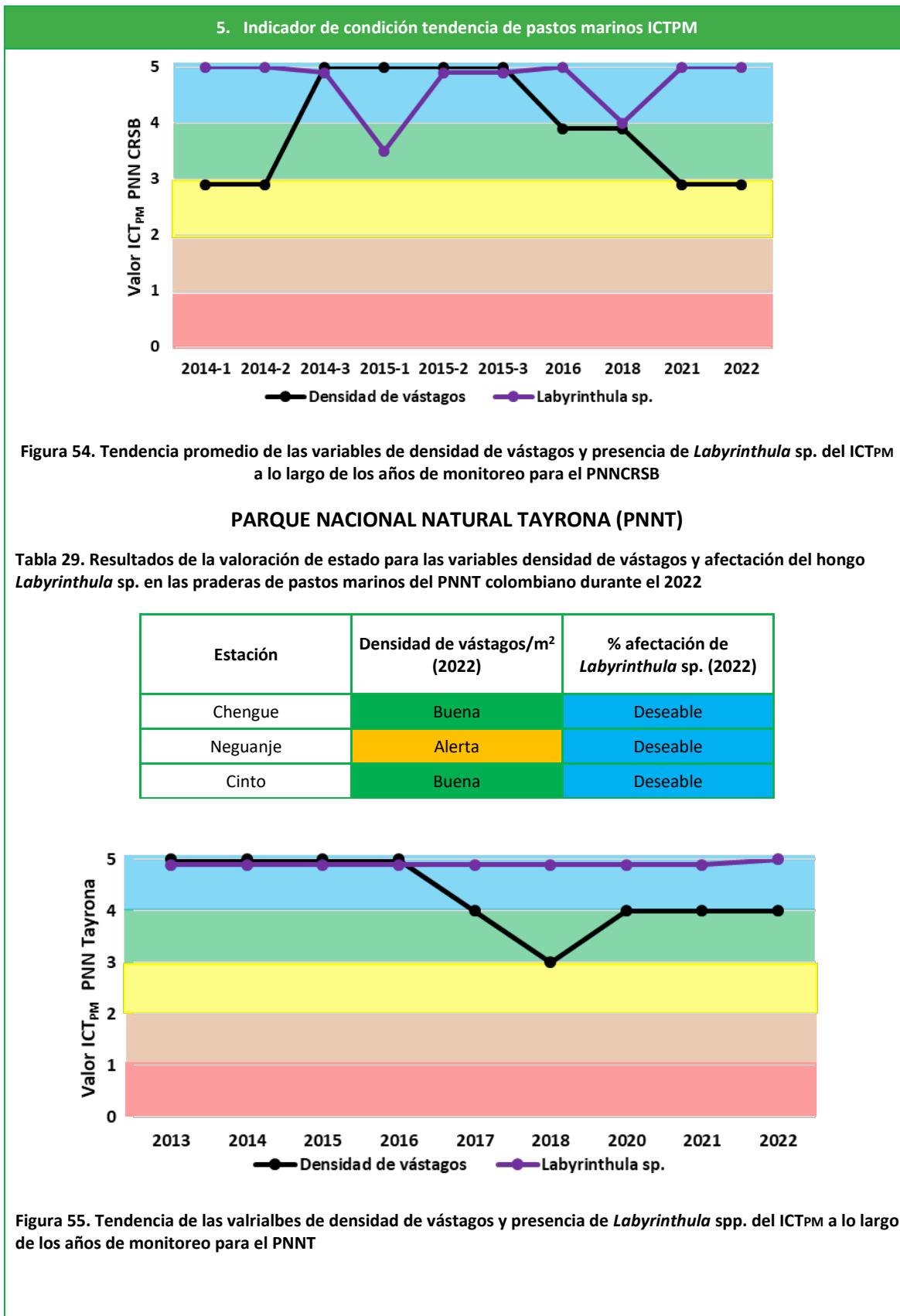
Periodo reportado

El periodo reportado corresponde a la información obtenida y analizada en el año 2022.

Reporte o cálculo del indicador



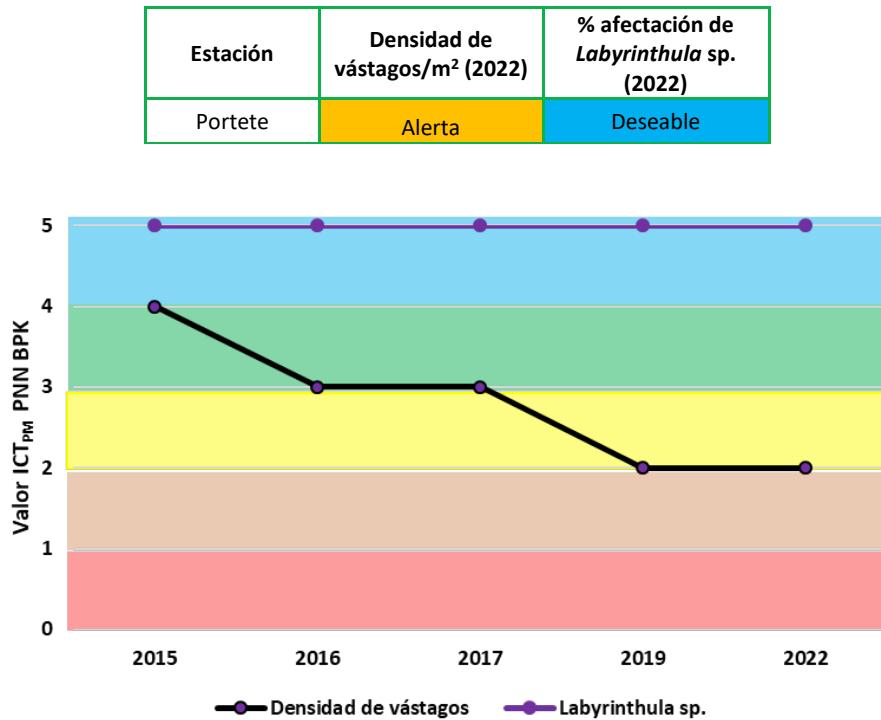




5. Indicador de condición tendencia de pastos marinos ICTPM

PARQUE NACIONAL NATURA BAHÍA PORTETE-KAURRELE (PNNBPK)

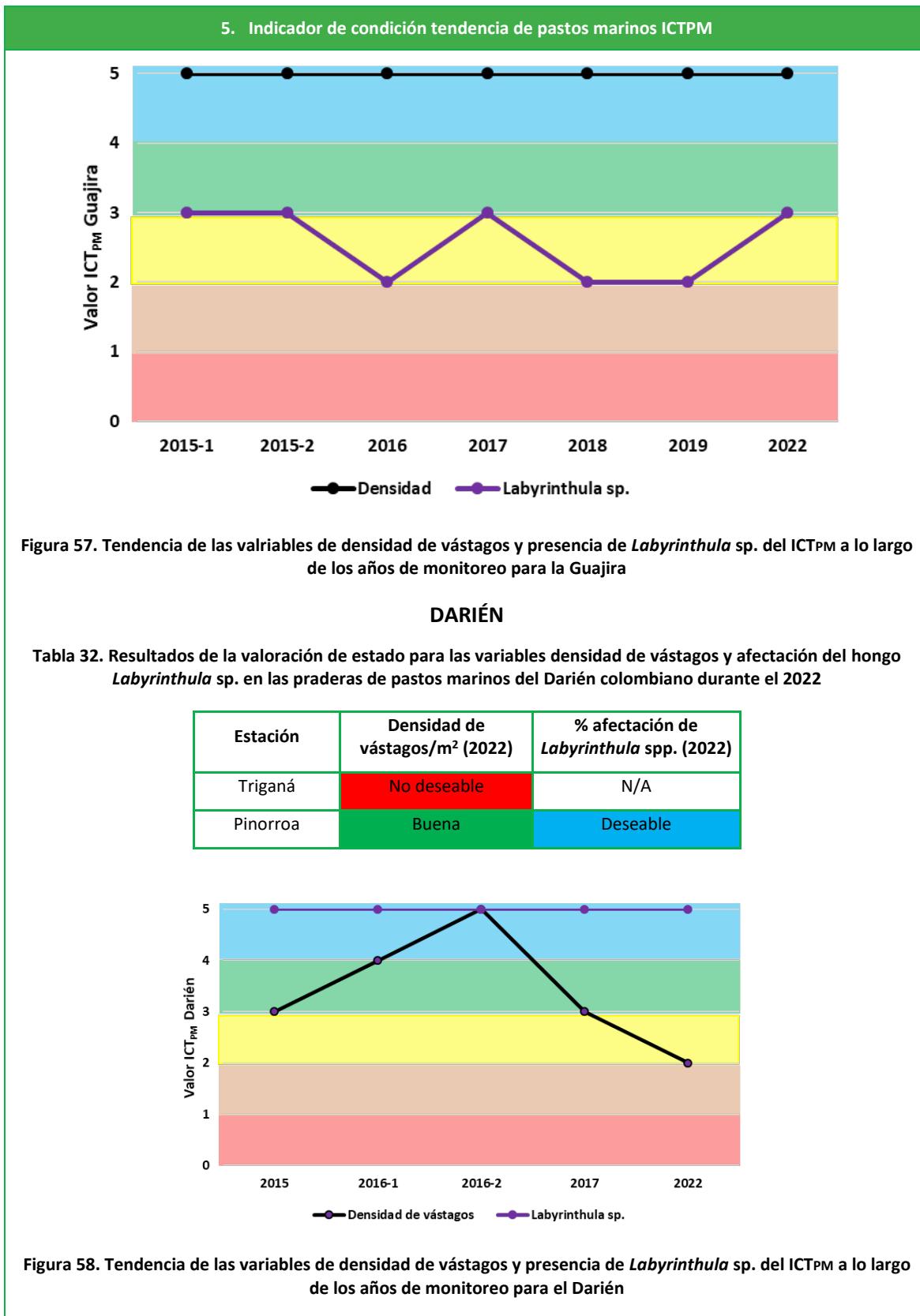
Tabla 30. Resultados de la valoración de estado para las variables densidad de vástagos y afectación del hongo *Labyrinthula* sp. en las praderas de pastos marinos del PNNBPK colombiano durante el 2022



LA GUAJIRA

Tabla 31. Resultados de la valoración de estado para las variables densidad de vástagos y afectación del hongo *Labyrinthula* sp. en las praderas de pastos marinos de la Guajira colombiano durante el 2022

Estación	Densidad de vástagos/m ² (2022)	% afectación de <i>Labyrinthula</i> spp. (2022)
Cabo Nuevo	Alerta	Deseable
Carrizal	Regular	Alerta
Manaure	Regular	Deseable
Ballena	Regular	Deseable



5. Indicador de condición tendencia de pastos marinos ICTPM

Interpretación de los resultados

En la Figura 53. se reportan los porcentajes correspondientes al estado de las cada una de las áreas tanto para la variable densidad de vástagos como para la presencia de *Labyrinthula* spp.

PARQUE NACIONAL NATURAL CORALES DEL ROSARIO Y SAN BERNARDO (PNNCRSB)

En la Tabla 28 se reportaron para las estaciones de Isla Mangle e Isla Rosario, los estados Regular y Bueno respectivamente para la variable de densidad, categorías que se mantuvieron iguales al año inmediatamente anterior de monitoreo. Playa Blanca por su parte, reportó nuevamente un estado Regular manteniendo bajo el número de vástagos registrados. Adicionalmente, la tendencia registrada en la Figura 54 para el promedio de las variables en el Parque, reportó para el atributo de densidad, al igual que el año 2021, una disminución en su valor, principalmente por el detrimento del transecto A de la estación de Isla Mangle, el cual desapareció en su totalidad encontrándose desprovisto de vástagos y dominado por macroalgas que colonizaron el arenal, y para la variable de presencia de *Labyrinthula* spp. una constante en el estado Deseable.

PARQUE NACIONAL NATURAL TAYRONA (PNNT)

El indicador reportó que para el 2022 (Tabla 29), las estaciones de Chengue, Cinto y Neguanje presentaron una condición Buena para las dos primeras y Alerta para la última en términos de densidad de vástagos, debido a la drástica reducción de esta variable en los transectos A y B en Neguanje. La bahía de Chengue, ha mostrado un buen desarrollo estructural a lo largo del tiempo en comparación con las demás bahías del Parque. En cuanto a la tendencia (Figura 55), a partir del año 2020 se registró una recuperación en el atributo de densidad la cual se ha mantenido hasta el presente año, esta habría sufrido una disminución considerable en el año 2018 por los bajos valores de densidad que registraron las estaciones de Neguanje y Chengue ocasionados por actividades antropogénicas. La tendencia de *Labyrinthula* spp. por su parte, se mantuvo constante, es decir de muy baja a nula, tal como los años anteriormente registrados.

PARQUE NACIONAL NATURA BAHÍA PORTETE-KAURRELE (PNNBPK)

En la estación de Portete para el año 2022, la densidad de vástagos no registró un cambio destacable en sus valores desde el último año monitoreado, únicamente un descenso leve de los transectos A y B y un aumento en el transecto C, ubicando los promedios de densidad muy similares entre todas las parcelas monitoreadas. Pese a que no se reportaron cambios significativos en los valores de densidad, los rangos del indicador específico para esta variable arrojaron un estado Alerta (Tabla 30) para la estación en el presente año, esto explicándose por la disminución principalmente del transecto A, donde se encuentra la aparte de la pradera más próxima a la costa, en este caso al manglar. Bajando su calificación y posicionándose en la más baja hasta ahora reportada.

LA GUAJIRA

En la Tabla 31 se reportaron los estados correspondientes a las estaciones ubicadas en el departamento de la Guajira, las cuales tres de ellas (Carrizal, Manaure y Ballena) registraron un estado Regular y Cabo Nuevo el estado Alerta, lo cual representa la baja densidad de vástagos presentes en estas praderas. Adicionalmente, la única área que presentó afectación por *Labyrinthula* spp. fue Carrizal con una calificación de estado Alerta, para este atributo. La tendencia desde el año 2015 en el promedio de las estaciones (Figura 57), ha variado entre una clasificación Alerta y Regular lo que evidencia que ha existido una leve mejoría en el comportamiento estructural en las estaciones, representados en algunos cambios en los valores de densidad dependiente de la época de muestreo.

DARIÉN

La estación de pinorroa no se monitoreaba desde el año 2017 y para el año 2022 se registraron una serie de cambios, no sólo en la parte estructural de la pradera sino también algunos signos de deterioro por afectaciones antrópicas. Una de ellas es la construcción de un muelle flotante, sobre la pradera, específicamente junto a los inicios de los transectos A y B, sin embargo, esto no afectó directamente la estación sino el sector contiguo, en el que se evidenció

5. Indicador de condición tendencia de pastos marinos ICTPM

una cicatriz desprovista de vástagos producida posiblemente por el ingreso de este muelle hasta la playa, además la continua resuspensión del sedimento expuesto bajo la estructura, pese a esto presentó un estado Bueno en la densidad de vástagos. Triganá por su parte, en el momento de realizar el montaje de la estación se encontró que la pradera había desaparecido por completo al igual que las estacas donde se fijan los transectos. Se encontraron únicamente algunos vástagos de *H. wrightii*. No se encontraron señales de alguna afectación mecánica o evento antrópico que pudiera haber desprendido los vástagos, pero el hecho de no encontrar los puntos de referencia podría indicar que el efecto de pérdida fue de gran magnitud (antrogénica o natural o la sinergia de una y otra) sucedido en los últimos años. Sin embargo, con los datos históricos se puede inferir una tendencia a la disminución que se presentaba en los últimos años de monitoreo (Figura 58). Esta estación registró un estado No deseable en la densidad de vástagos (Tabla 32).

Limitaciones del indicador

La producción del índice general aún se encuentra en desarrollo, ya que dos (densidad de vástagos/m², mortalidad y presencia del hongo *Labyrinthula* spp.) de las cuatro variables poseen suficiente información histórica que permitió hacer una versión preliminar a los valores de referencia. La cuarta variable (presencia de distintos grupos tróficos en las praderas) aún se encuentra en desarrollo.

Manglares

Los manglares están conformados por un componente arbóreo y arbustivo (mangles) que coloniza la línea de costa a lo largo de las zonas tropicales y subtropicales del planeta (Woodroffe *et al.*, 2016); las especies de mangle presentan una serie de adaptaciones morfológicas, fisiológicas y reproductivas que les permite establecerse y crecer en suelos inundados, lodosos e inestables, con bajas concentraciones de oxígeno y amplias fluctuaciones de salinidad y mareas (Saenger, 2002a). Se distribuyen entre los 30° Norte y 30° Sur de Latitud (Giri *et al.*, 2011), a orillas de bahías, lagunas costeras, canales de mareas, desembocaduras de ríos, zonas pantanosas y estuarinas, desde una estrecha franja de pocos metros de ancho, hasta densos bosques de cientos de hectáreas (Díaz, 2011). Se cree que su distribución global está delimitada por las grandes corrientes oceánicas y la isoterma marina de 20°C de invierno (Alongi, 2009), no obstante, estudios y evidencias recientes demuestran que algunos manglares, en respuesta al cambio climático y al aumento de la temperatura del mar, han colonizado las costas de latitudes más al norte y al sur (Yañez-Arancibia *et al.* 2014; Kelleway *et al.*, 2017), como es el caso de los manglares en el Golfo de México, que se han extendido hasta la costa Atlántica de la Península de Florida y el Estado de Texas, llegando a considerarse como un “ecosistema-centinela” frente al impacto del cambio climático en el Golfo de México (Yañez-Arancibia *et al.* 2014).

Los manglares desempeñan una función ecológica muy importante en la zona intermareal, en donde los aportes hídricos del sistema provienen principalmente del mar, los ríos y la escorrentía del continente, ya que actúan como filtro natural de las descargas continentales, protegiendo a otros ecosistemas asociados como los pastos marinos y los arrecifes de coral (Ellison, 2012; Avendaño *et al.*, 2019) y, son hábitat de crianza, refugio, anidación y alimentación de diversas especies de aves, peces, mamíferos, reptiles y anfibios (Field, 1997). Estos ecosistemas, generan una serie de bienes y servicios ecosistémicos que incluyen: la mitigación de la erosión costera al reducir la energía del oleaje; la retención, fijación, estabilización y acreción del suelo, aumentando la resiliencia de la zona costera frente a escenarios de cambio climático (Woodroffe *et al.*, 2016); la regulación del microclima (Field, 1997); la protección de las comunidades costeras de la acción de los huracanes, marejadas y tsunamis (Alongi, 2008); el abastecimiento de una amplia variedad de productos maderables y no maderables a las poblaciones locales que dependen de ellos (FAO y PNUMA, 2020) y, son considerados sumideros de carbono, principalmente a nivel de subsuelo (Donato *et al.*, 2011; Alongi, 2012, Spalding y Leal, 2021). A este respecto, cabe resaltar que los manglares y humedales costeros son considerados indispensables para la mitigación de gases efecto invernadero y adaptación al cambio climático. Desde el año 2015, han sido considerados dentro de los ecosistemas carbono azul, en conjunto con los pastos marinos, los cuales, en Colombia sólo se encuentran distribuidos en el Caribe continental e insular y, las marismas, las cuales no se presentan en Colombia.

Los manglares de Colombia, de acuerdo con Sierra-Correa y Cantera (2015), son uno de los ecosistemas más saludables del continente americano, ya que han presentado cambios de apenas el 0,14% (Hamilton y Casey, 2016). No obstante, no dejan de ser vulnerables a las intervenciones humanas, como el cambio en el uso del suelo para la expansión de la frontera urbana, agropecuaria e industrial; la extracción de recursos naturales para el consumo y comercio y, la exposición a sustancias contaminantes producto de derrames incidentales en la zona costera, que ocasionan en

conjunto la pérdida de biomasa y cobertura vegetal, la formación de playones salinos, la desaparición de nichos ecológicos y la disminución de la biodiversidad (Ulloa-Delgado *et al.*, 1998; Villamil, 2014; Minambiente e INVEMAR, 2015a). Tampoco dejan de ser vulnerables a la variabilidad climática y cambio climático, que en las últimas décadas han dejado en evidencia un aumento en la frecuencia e intensidad de las inundaciones y tormentas (Lacambra *et al.*, 2003; DesInventar, 2015) y que amenazan con una tendencia lineal de aumento relativo del nivel del mar (INVEMAR, 2003; Giri *et al.*, 2011); una estimación realizada en el año 2010 para la costa Caribe de Colombia, indicó un aumento de 2,3 mm/año y para la costa del Pacífico de 1,4 mm/año (CEPAL, 2011; IDEAM *et al.* 2017).

Localización y distribución

En Colombia, los manglares se distribuyen sobre el litoral del océano Pacífico y, sobre la costa y zona insular del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina en el mar Caribe (Figura 59), con una cobertura de alrededor de 132.143 y 79.719 ha en el Pacífico y en el Caribe, respectivamente (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2016).

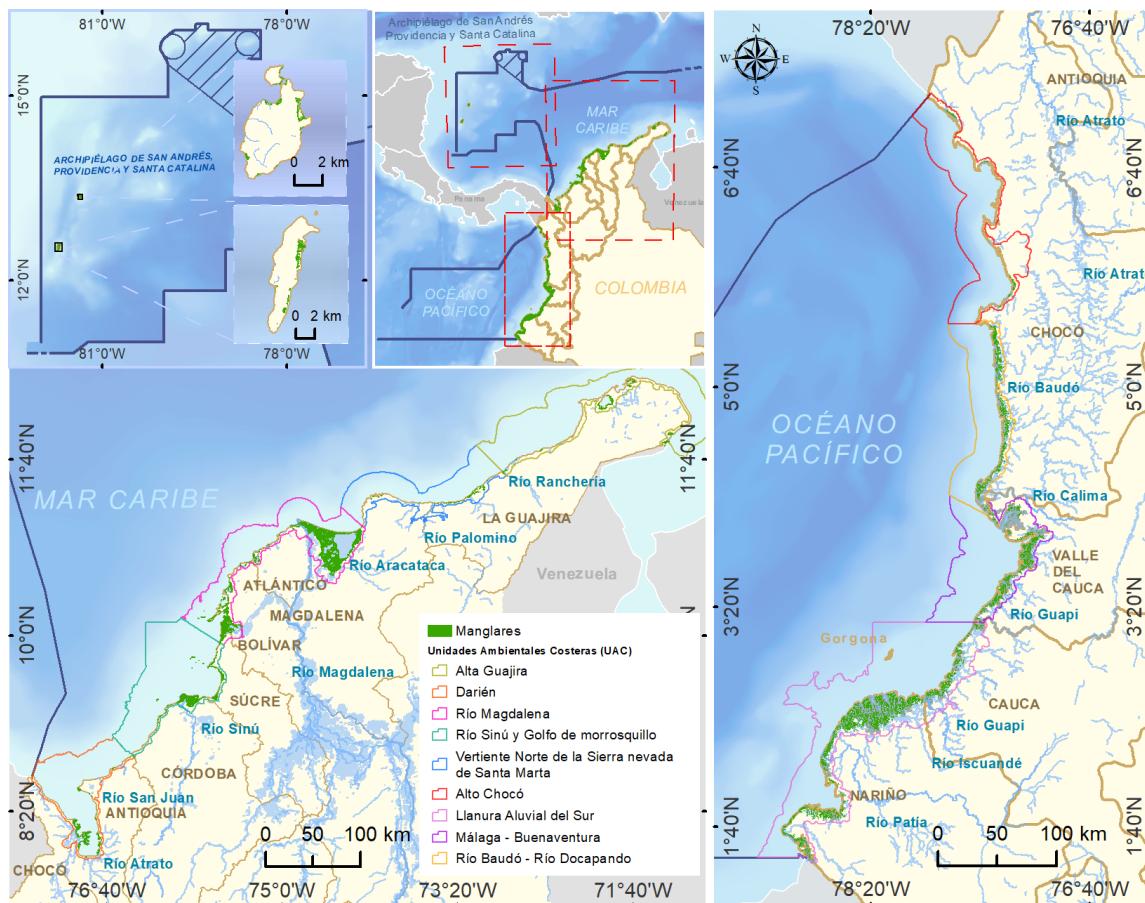


Figura 59. Distribución de los manglares en Colombia en el litoral Caribe, en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina y en el litoral Pacífico. Esta imagen es una representación gráfica de la ubicación de los manglares en el país y los límites de las Unidades Ambientales Costeras, y tiene únicamente fines ilustrativos (Imagen elaborada por LABSIS-INVEMAR en 2023).

En el Caribe colombiano, se encuentran seis de las nueve especies de mangle registradas actualmente para el país (Tabla 33) (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2022), de las cuales, *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Avicennia germinans* (mangle negro) y *Laguncularia racemosa* (mangle blanco), son las más abundantes y frecuentes; seguidas por *Conocarpus erectus* (mangle zaragoza) y la distribución restringida del mangle piñuelo perteneciente al género *Pelliciera*, anteriormente monotípico y recientemente dividido en dos especies que actualmente han sido reconocidas en el Caribe colombiano: *P. rhizophorae* y *P. benthamii* (Duke, 2020; Blanco-Libreros y Ramírez-Ruiz, 2021).

De acuerdo con el estudio de Duke (2020), quien revisó la historia sistemática del género *Pelliciera* mediante evaluaciones minuciosas de las observaciones disponibles y la realizó la reevaluación del estado taxonómico actual del género, fue reconocido recientemente que el género *Pelliciera* tiene dos especies estrechamente relacionadas, descritas como *P. benthamii* y una redefinición de *P. rhizophorae*. Cabe resaltar que las dos especies de *Pelliciera* tienen una distribución restringida en algunos sectores de los departamentos de Bolívar, Sucre, Córdoba y Antioquia en el Caribe colombiano (Calderón-Sáenz, 1982, 1983, 1984; Leyton y Delgado, 1994; Ramírez, 2001, 2006, 2012; Blanco-Libreros y Ramírez-Ruiz, 2021; Castillo-Cárdenas *et al.*, 2015; Duke, 2020; Blanco-Libreros y Ramírez-Ruiz, 2021). *Pelliciera* spp. se encuentra catalogada como “Vulnerable-VU” de acuerdo con la Lista Roja de la UICN (Ellison *et al.*, 2010) y es un género que presenta una distribución relativamente restringida en el centro y norte de América del Sur en la región del Atlántico-Pacífico oriental (Duke, 2020).

En el Pacífico colombiano, además de las especies mencionadas para el Caribe, se hallan *Rhizophora racemosa* (mangle pava o caballero), *Rhizophora harrisonii* (mangle injerto) y *Mora oleifera* (mangle nato) (Resolución 1263 de 2018 Minambiente); esta última especie catalogada como “Vulnerable-VU” en la Lista Roja de la UICN (Duke, 2010), debido a problemáticas relacionadas con el desarrollo comercial y urbanístico. Otras especies vegetales de helechos y arbustos, a menudo conocidas como manglares no verdaderos (Tomlinson, 1986), suelen aparecer como flora acompañante en este ecosistema; entre las especies reportadas, se encuentra el helecho *Achrostichum aureum* y el arbusto *Tabebuia palustris* (Spalding *et al.*, 2010). En el Caribe colombiano el 36% de los bosques de manglar se encuentran dentro de diferentes categorías de conservación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) y para el Pacífico el 38%.

Tabla 33. Distribución de las especies de mangle en el Caribe y Pacífico colombiano. Datos tomados de Sánchez-Páez *et al.* (1997); Spalding *et al.* (2010), Duke, 2020; Blanco-Libreros y Ramírez-Ruiz, 2021; Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2022). SAI: Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, GUA: La Guajira, MAG: Magdalena, ATL: Atlántico, BOL: Bolívar, SUC: Sucre, COR: Córdoba, ANT: Antioquia, CHO: Chocó, VCAU: Valle del Cauca, CAU: Cauca, NAR: Nariño. NC: No confirmado. (Tabla actualizada por Selene Rojas en 2023).

FAMILIA	ESPECIE DE MANGLE	LITORAL CARIBE									LITORAL PACÍFICO			
		SAI	GUA	MAG	ATL	BOL	SUC	COR	ANT	CHO	VCAU	CAU	NAR	
Rhizophoraceae	<i>Rhizophora mangle</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Rhizophora harrisonii</i> *									X	X	X	X	X
	<i>Rhizophora racemosa</i>										X ^{NC}	X ^{NC}	X ^{NC}	X ^{NC}
Combretaceae	<i>Laguncularia racemosa</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Conocarpus erectus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X
Acanthaceae**	<i>Avicennia germinans</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Tetrameristaceae**	<i>Pelliciera rhizophorae</i> **									X	X	X	X	X
	<i>Pelliciera benthamii</i> ***					X	X	X						
Caesalpiniaceae	<i>Mora oleifera</i>									X	X	X	X	X

* Especie de mangle híbrida de acuerdo con Duke (1992) y Beentje *et al.* (2007).

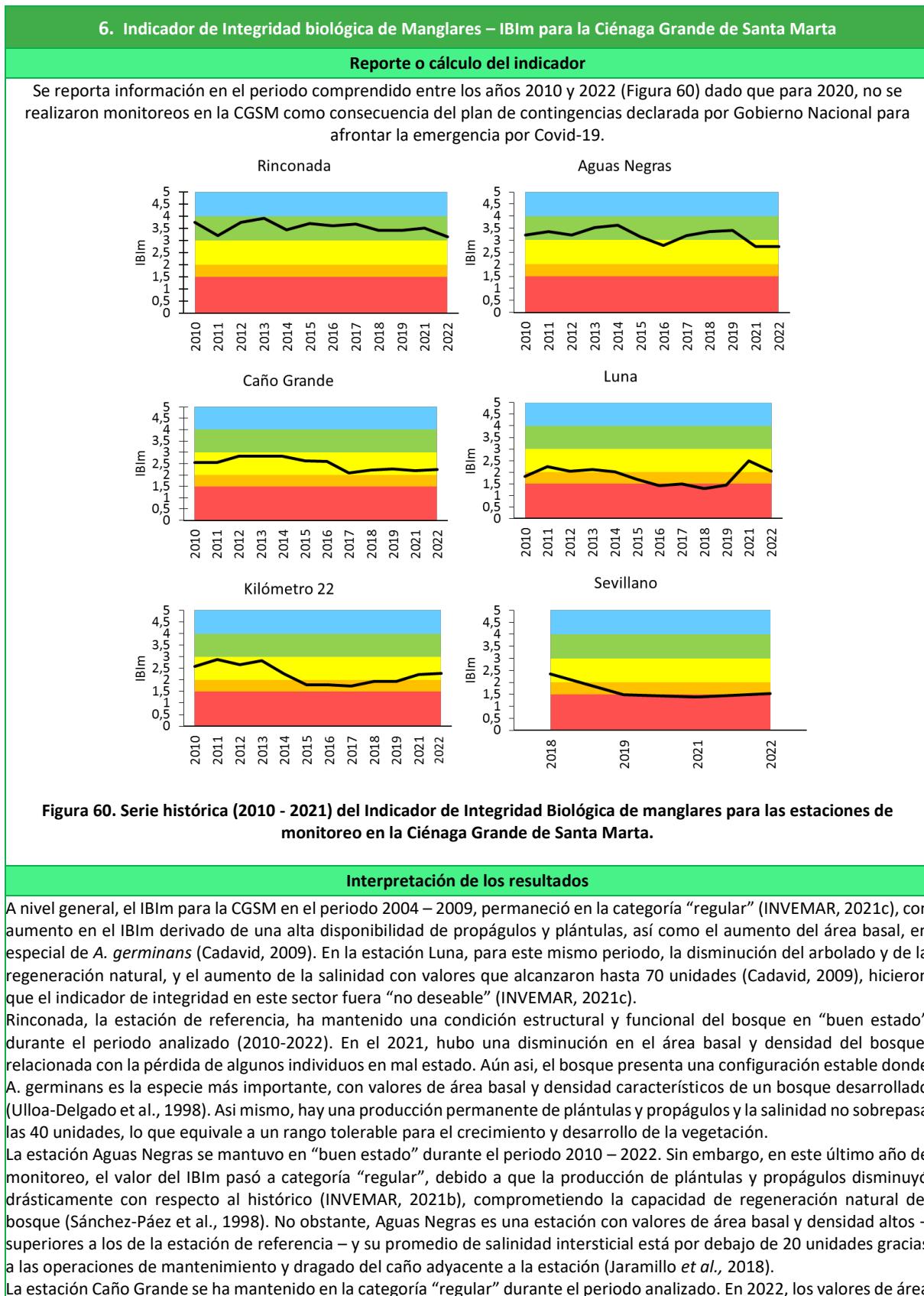
** Familias de acuerdo con la actual clasificación en The Plant List (2013) y Trópicos (2018).

*** Presencia de la especie en el golfo de Urabá determinada a partir de una imagen de la flor (Duke, 2020 basado en Blanco-Libreros *et al.*, 2015 y Blanco-Libreros, pers. comm. 2020).

**** Nuevo registro de la especie reciente del género *Pelliciera* (antes monotípico), de acuerdo con Duke (2020) basado en distintas fuentes de información en el Caribe colombiano (Calderón-Sáenz, 1982, 1983, 1984; Castillo-Cárdenas *et al.*, 2015)

6. Indicador de Integridad biológica de Manglares – IBI _m para la Ciénaga Grande de Santa Marta	
Definición e importancia del indicador	
<p>El indicador de integridad biológica del manglar (IBIm) fue diseñado a partir de los conceptos propuestos por Karr (1991) y Campbell (2000) y al desarrollo conjunto con expertos en el ecosistema. Este indicador tiene como finalidad reflejar la capacidad del sistema para mantener sus atributos estructurales y funcionales, de forma equiparable a como ocurriría si el sistema evaluado se hallara en un estado de referencia, y en cuyo valor máximo la red de procesos y componentes esté completa y funcionando óptimamente. Considerando la disponibilidad de datos que han sido tomados en el marco del programa de monitoreo de la Ciénaga Grande de Santa Marta, el IBIm fue formulado, calibrado y ajustado para esta región en particular, partiendo del uso de variables relacionadas con la estructura arbórea, la dinámica poblacional y la salinidad de las aguas asociadas al bosque de mangle. De este modo, aunque el IBIm esté siendo trabajado e interpretado a partir de los elementos que lo conforman aún es necesario incorporar variable (s) que permitan establecer la función de ecosistema y alcanzar un indicador de estado general de “salud”.</p>	
<p>El cálculo de este indicador bajo cierta temporalidad y en diferentes áreas de manglar es importante para realizar un acercamiento al grado de estabilidad de los bosques y, además, para conocer su vulnerabilidad frente a los tensores. Este hecho es crucial a la hora de proponer medidas de manejo y conservación, implementar proyectos de rehabilitación o restauración y al evaluar el éxito de las medidas implementadas.</p>	
<p>El cálculo del IBIm se basa en variables simples asociadas a atributos de integridad (composición, estructura y variables abióticas), los cuales se integran con ponderaciones definidas de acuerdo con funciones de promedio geométrico ponderado y posterior validación con expertos. El cálculo se realiza para cada tipo fisiográfico y los valores obtenidos en campo deberán ser cotejados con los rangos de referencia para establecer los subíndices correspondientes (Tabla 34).</p>	
<p>La formulación del indicador se describe a continuación:</p>	
$IBI_m = \left(\prod_{i=1}^n x_i^{a_i} \right)^{\frac{1}{\sum a_i}}$ $IBI_m = \left(D_{(sp1)}^{0.2(62.5\%)} \times D_{(sp2)}^{0.2(25\%)} \times D_{(sp3)}^{0.2(12.5\%)} \times AB_{(sp1)}^{0.3(62.5\%)} \times AB_{(sp2)}^{0.3(25\%)} \times AB_{(sp3)}^{0.3(12.5\%)} \times S^{0.15} \times Pl^{0.0875} \times Pr^{0.0875} \right)^{\frac{1}{\sum pesos}}$	
<p>Donde:</p> <p>D_{spn}= subíndice de densidad para la especie n.</p> <p>AB_{spn}= subíndice de área basal para la especie n</p> <p>S= subíndice de salinidad</p> <p>Pl= subíndice de plántulas</p> <p>Pr= subíndice de propágulos</p>	

6. Indicador de Integridad biológica de Manglares – IBI _m para la Ciénaga Grande de Santa Marta																			
Tabla 34. Intervalos de referencia para calcular el IBI _m para la Ciénaga Grande de Santa Marta. Los intervalos se construyeron para cada variable, teniendo en cuenta reportes de diferentes fuentes bibliográficas y de los mismos datos obtenidos en el proyecto de monitoreo del bosque de mangle de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Ibarra <i>et al.</i> , 2014).																			
Tipo fisiográfico	Salinidad	S	Densidad (ind/ha)	S	Área basal (m ² /ha)	S	Plántulas (plant/m ²)	S	Propágulos (prop/m ²)	S									
Cuenca	x<30	5	<564	1	x<2,2	1	x<0,865	1	x<3,17	1									
	30<x≤38,4	4	564<x≤669	3	2,2<x≤4,2	2	0,865<x≤2,16	2	3,17<x≤8,11	2									
	38,4<x≤46,7	3	669<x≤1210	5	4,2<x≤7,7	3	2,16<x≤3,4	3	8,11<x≤16,78	3									
	46,7<x≤55	2	1210<x≤1812	4	7,7<x≤15,9	4	3,4<x≤7,13	4	16,78<x≤37,19	4									
	>55	1	>1812	2	>15,9	5	>7,13	5	>37,19	5									
Ribereño	x<10	5	<564	1	x<9	1	Por definir*												
	10<x≤16,70	4	564<x≤669	3	9<x≤17	2													
	16,7<x≤23,3	3	669<x≤1210	5	17<x≤25	3													
	23,3<x≤30	2	1.210<x≤1812	4	25<x≤30	4													
	>30	1	>1812	2	>30	5													
Borde	x<40	5	<564	1	x<10	1	Por definir*												
	40<x≤46,67	4	564<x≤669	3	10<x≤20	2													
	46,6<x≤53,3	3	669<x≤1210	5	20<x≤30	3													
	53,3<x≤60	2	1.210<x≤1812	4	30<x≤40	4													
	>60	1	>1812	2	>40	5													
S: Subíndice (corresponde al rango de calificación para los intervalos de cada variable y es el resultado de la construcción realizada por expertos en el ecosistema de manglar); ind: individuos; ha: hectárea; plant.: plántulas; prop.: propágulos.																			
* En ausencia de una variable, ésta no es considerada en el cálculo ni sus pesos de ponderación en la ecuación. Se permite la ausencia de solo una variable a excepción de densidad o área basal. Para la interpretación de los resultados obtenidos en el IBI _m , a partir de la integración de los subíndices deberá emplearse la escala mostrada en la Tabla 35																			
Tabla 35. Escala de interpretación del indicador de integridad biológica de manglares (IBI _m) de la Ciénaga Grande de Santa Marta.																			
		Valor total de IBI _m Ciénaga Grande de Santa Marta		Escala de interpretación del indicador															
		>4		Deseable															
		≥3 y <4		Buen estado															
		≥2 y <3		Regular															
		≥1,5 y <2		Alerta															
		<1,5		No deseable															
Fuente de los datos e información																			
La aplicación práctica del indicador incluye los datos tomados en seis estaciones de monitoreo en el manglar (Aguas Negras, Caño Grande, Kilómetro 22, Luna, Rinconada, y Sevillano) en el marco del proyecto “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”. El bosque que predomina en las estaciones de monitoreo corresponde a un manglar de tipo cuenca. Por lo tanto, el indicador fue calculado teniendo en cuenta los rangos para este tipo fisiográfico (Tabla 34).																			
Periodo reportado																			
Para la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) el periodo de análisis contempla desde el año 2010 hasta 2022.																			



6. Indicador de Integridad biológica de Manglares – IBI_m para la Ciénaga Grande de Santa Marta

basal aumentaron con respecto al 2019 y la salinidad no superó las 30 unidades (INVEMAR, 2021b). Sin embargo, en el último año hubo una baja producción de plántulas y propágulos, lo que incidió en el valor del indicador. En esta estación la especie con mayor importancia ecológica es *R. mangle*, situación que se deriva de la siembra de individuos de esta especie en el año 2000 como parte del proyecto Manglares de Colombia (Cadavid *et al.*, 2011). En consecuencia, el bosque se estaría alejando de la trayectoria de restauración definida para un manglar de tipo cuenca (Rodríguez-Rodríguez, 2015) en el cuál, la especie dominante en el tiempo debería ser *A. germinans*.

La estación Km22 se mantuvo en categoría “regular” entre el 2010 al 2014. Despues de esto y hasta el 2019, los elevados valores de salinidad intersticial y la pérdida en la estructura del bosque, colocaron a esta estación en la categoría “alerta”. Para el 2021, los valores de área basal y densidad fueron estables, con *A. germinans* como único elemento florístico. Así mismo, la producción de propágulos y plántulas fue alta en este último año. Esto permitió que la estación Km22 subiera a categorgía “regular”.

La estación Luna ha sido uno de los sectores con mayor degradación del bosque, con un IBI_m entre “alerta” y “no deseable” para el periodo 2014 – 2019. La disminución de la salinidad intersticial desde el 2016 (INVEMAR, 2021a), permitió el aumento del área basal (Jaramillo *et al.*, 2018) y la densidad de *L. racemosa*, una especie pionera que predomina en zonas perturbadas de baja salinidad, suelos inestables y condiciones de inundación fluctuantes (Serrano-Díaz *et al.*, 1995; Hogarth, 1999; Álvarez-León *et al.*, 2004), ademas de un aumento en la producción de plántulas y propágulos. Como resultado, el indicador para esta estación paso de “no deseable” a “regular”, lo cual se constituye como un avance importante en la recuperación de la cobertura vegetal en este sector.

En la estación Sevillano, la exposición permanente a valores elevados de salinidad (INVEMAR, 2021a), conllevo a la disminución del área basal y de la densidad del bosque por muerte de los individuos. Así mismo, la baja producción de plántulas y propágulos evidencia la limitada recuperación que tiene el bosque. El conjunto de estos elementos hace que la estación haya pasado de “regular” en 2018 a “no deseable” en 2022.

La integridad de los bosques de manglar se relaciona de manera estrecha con los valores de salinidad intersticial. Si bien, los manglares son especies halófitas, tienen umbrales de tolerancia fisiológica que, al ser sobrepasados, conllevan a la pérdida de la estructura y funcionalidad del bosque. La salinidad, a su vez, depende de factores como la precipitación, evapotranspiración y el adecuando balance hídrico en la CGSM, definido en principio por los ingresos de agua dulce al sistema y por eventos climáticos regionales. Los registros históricos del monitoreo del bosque de manglar en la CGSM han evidenciado que las mayores pérdidas de estructura del bosque se relacionan con el aumento de la salinidad intersticial y una permanente exposición a esta condición (INVEMAR, 2021a). En la Figura 60, se observa que durante el periodo 2014 – 2016 hubo una disminución del IBI_m en todas las estaciones. Este registro coincidió con un evento El Niño fuerte, el cuál produjo un aumento en los valores de salinidad en el sistema, lo que a su vez condujo a una disminución del área basal del bosque en las estaciones de monitoreo. Sin embargo, el ingreso de agua dulce al sistema lagunar, derivado de las obras de dragado de los principales caños provenientes del río Magdalena, así como la ausencia de eventos climáticos extremos tipo “El Niño”, generaron un descenso de la salinidad del agua intersticial en el periodo 2017 - 2022. En consecuencia, en 2021 se observó la recuperación del bosque, en especial en la estación Luna, la cuál corresponde al sector más deteriorado históricamente y aunque se mantiene en el rango de “regular” el indicador para esta estación volvió a caer en el ultimo año. Los cambios en el valor del indicador en esta estación reflejan la respuesta del bosque a las variaciones de salinidad.

Limitaciones del indicador

Los datos con los que se construyeron los intervalos de referencia para el IBI_m, corresponden a estudios realizados para la región Caribe, por ende, el indicador no debe aplicarse a la región Pacífico colombiana hasta que se establezcan las condiciones de evaluación específicas para cada una de las zonas de manglar del país, teniendo en cuenta la gran variabilidad de este ecosistema en Colombia y las condiciones diferenciales de ambas costas.

Para la región Caribe, las ponderaciones asignadas para las distintas variables incluidas en el indicador dependen de la dominancia de cada especie y de las características intrínsecas de cada zona de estudio, por lo que idealmente deben ser calibradas para cada sitio con una base de datos suficiente y posteriormente validadas por expertos, considerando que las ponderaciones actualmente asignadas fueron construidas con la base de datos histórica de la CGSM. Así mismo, se resalta que el indicador ha sido calibrado según los tipos fisiográficos descritos; por lo tanto, antes de calcular el indicador para un área de interés del Caribe, es importante identificar el tipo fisiográfico al cual corresponde y atribuir los subíndices de acuerdo con los intervalos presentados en la Tabla 34.

Aunque el IBI_m cuenta con variables indicadoras de la estructura, la dinámica poblacional (densidad, área basal e incluso la regeneración natural que es el potencial que hará parte estructurante del bosque) y la salinidad del agua, no contempla alguna variable que refleje la función ecológica del manglar, por lo que actualmente el indicador presenta limitaciones para determinar de manera integral el estado general de “salud” del ecosistema. Con el fortalecimiento al monitoreo de la CGSM, se espera que futuras aproximaciones puedan consolidar la inclusión de variables relacionadas con la función de hábitat de este ecosistema (P. Ej.: aves, crustáceos, microorganismos).

CAPÍTULO III

CAUSAS Y TENSORES DEL CAMBIO EN LOS ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS Y SUS SERVICIOS: INDICADORES DE PRESIÓN



Acondicionamiento de artes de pesca artesanal, Tumaco - Nariño. Foto: PROGRAMA VAR

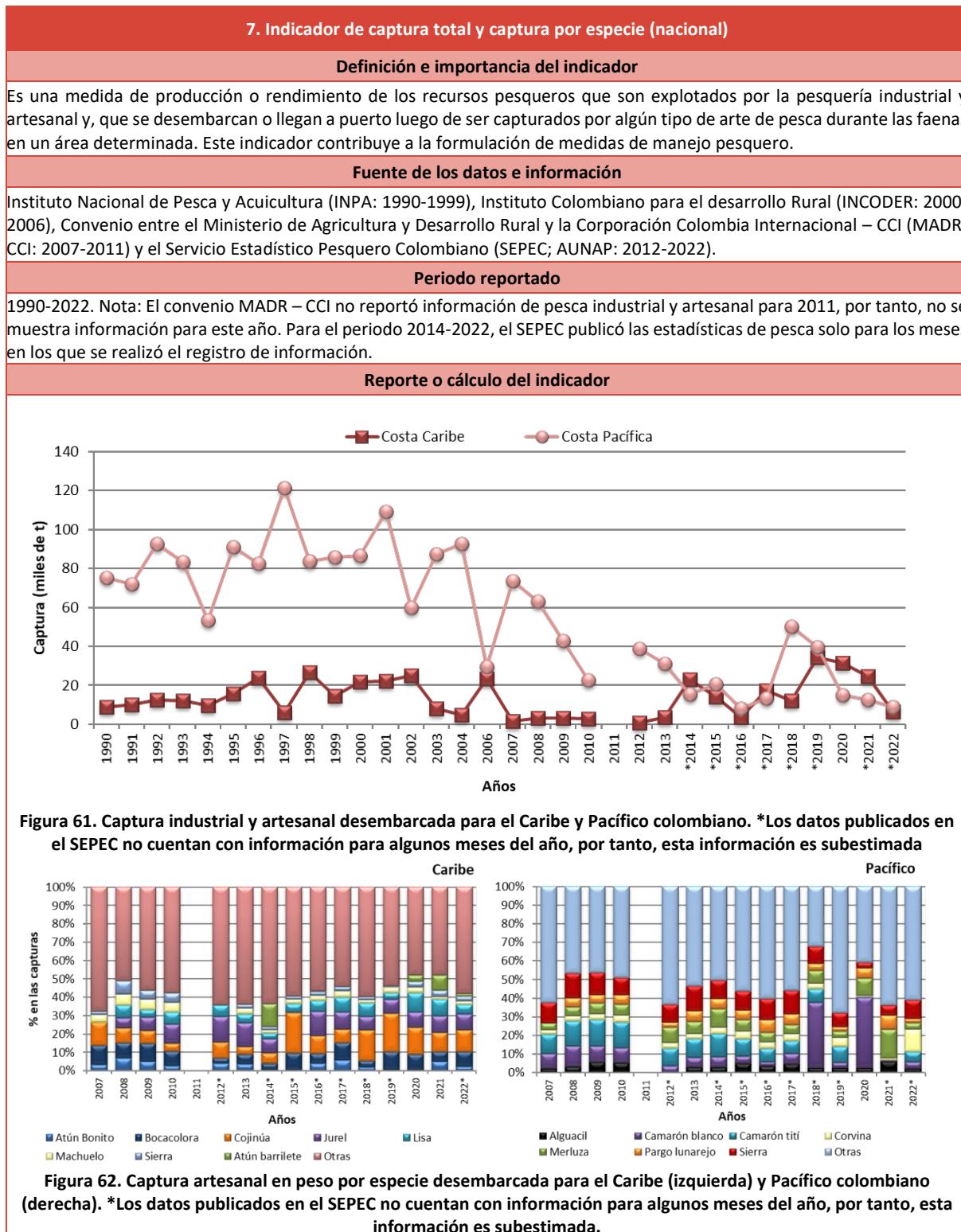
INTRODUCCIÓN

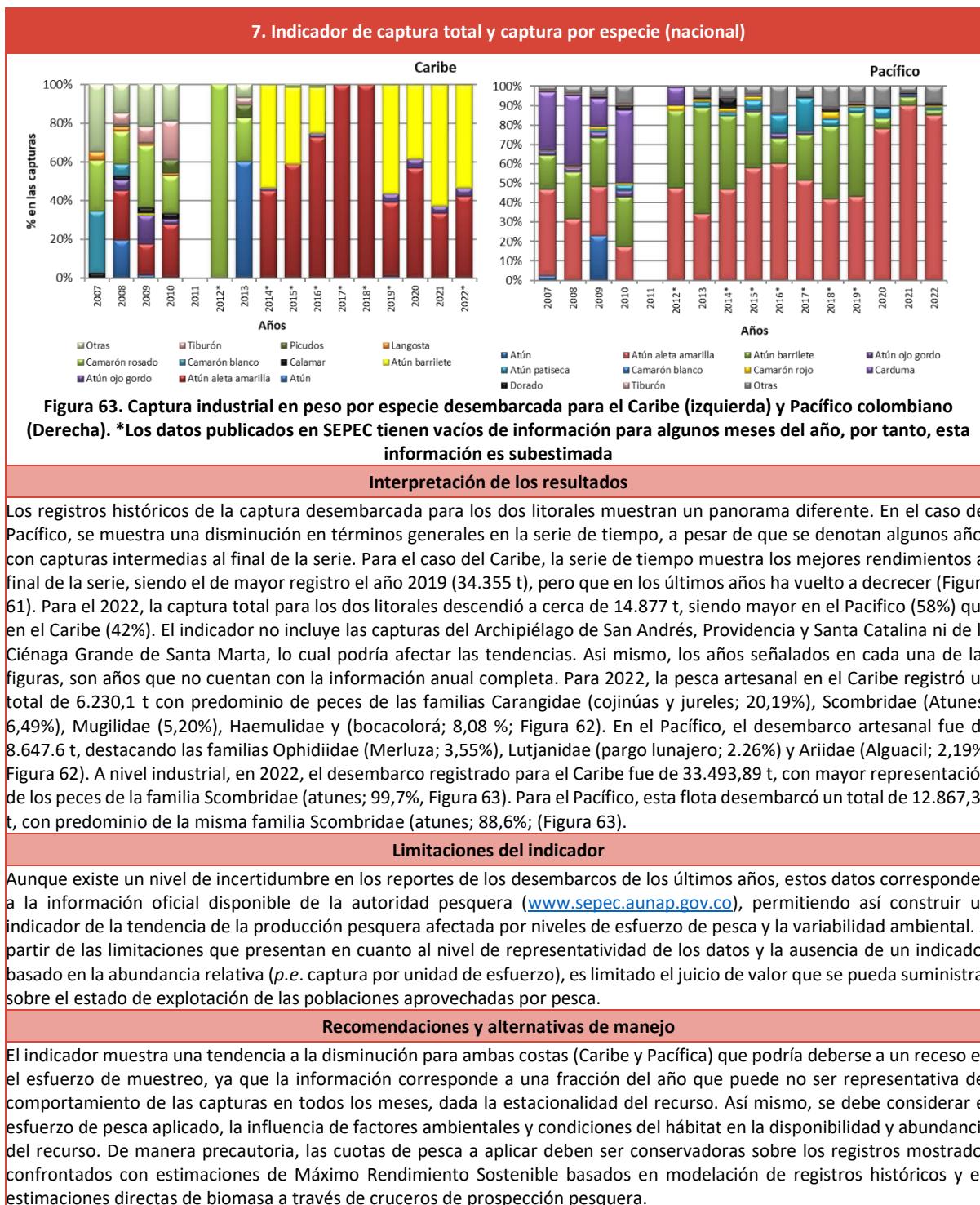
Este capítulo de indicadores de presión, da cuenta de las causas y tensores de cambios en los ecosistemas marinos y costeros de Colombia, así como en los servicios ecosistémicos que ofertan estos ambientes, de los cuales el INVEMAR posee información. El alcance de estos indicadores de presión se da a partir de la evolución y estado de conocimiento de servicios como la provisión de alimento y el consecuente aprovechamiento por pesca tanto a nivel industrial como artesanal. Cada indicador es descrito teniendo en cuenta su definición, cálculo, interpretación y discusión en sus usos y limitaciones para el manejo.

TENSOR DIRECTO

Aprovechamiento de recursos pesqueros

Las áreas marinas y costeras poseen una gran biodiversidad lo que las constituye en uno de los sistemas más productivos que existen en el planeta (Agardy, 1994; Eichbaum, Crosby, Agardy, & Laskin, 1996). Esta biodiversidad marina origina diversos tipos de servicios ecosistémicos como son los de soporte (*p.e.* procesos de producción biológica y flujo de energía), servicios de regulación (*p.e.* absorción de CO₂ y contaminantes), servicios culturales (*p.e.* el turismo) y los servicios de aprovisionamiento (*p.e.* la pesca). Sin embargo, existe mucha evidencia del uso inadecuado de la biodiversidad y sus ecosistemas, amenazando la oferta de estos servicios. Así, se ha desmotrado que el aprovechamiento por pesca ha mostrado un patrón generalizado de agotamiento de los recursos durante los últimos 50 años (Myers & Worm, 2003; Rosenberg, Swasey, & Bowman, 2006), por lo que se ha tratado de documentar el impacto de la misma sobre la biodiversidad. En el país, algunas investigaciones han documentado sus impactos sobre la biodiversidad marina (Rueda *et al.*, 2006; Rodríguez *et al.*, 2012), así como efectos en la estructura y funcionamiento del ecosistema (Rueda *et al.*, 2004; Escobar-Toledo *et al.*, 2015; Rueda & Defeo, 2003). Precisamente, los indicadores que se abordan en este capítulo, pretenden evidenciar la evolución de la presión ejercida sobre los recursos pesqueros usando puntos de referencia límite y recomendaciones para el manejo del recurso pesquero. Los indicadores se construyeron con base en información colectada por el INVEMAR en proyectos de investigación y actividades de monitoreo, así como información de estadísticas oficiales de pesca generadas por la Autoridad Pesquera (actualmente la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca - AUNAP).





8. Indicador de captura total anual y composición por especies para la pesca artesanal de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM

Definición e importancia del indicador

El indicador es una medida de producción o rendimiento de un recurso pesquero que se desembarca o llega a puerto posterior a su captura por algún tipo de arte de pesca durante faenas ejercidas en un área determinada. Este indicador contribuye a la formulación de medidas de manejo pesquero.

Fuente de los datos e información

La información corresponde a la base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN.

Periodo reportado

Los resultados presentados corresponden a la serie histórica de 2000 a 2022.

Reporte o cálculo del indicador

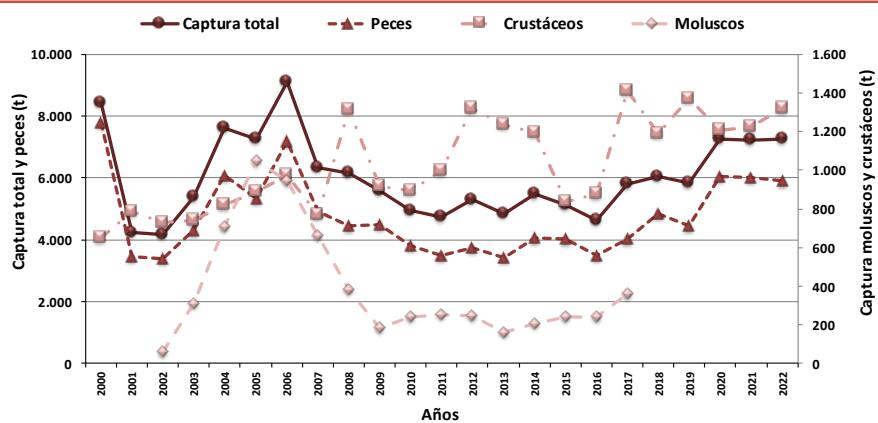


Figura 64. Captura total anual y por grupo de especies desembarcada de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM.

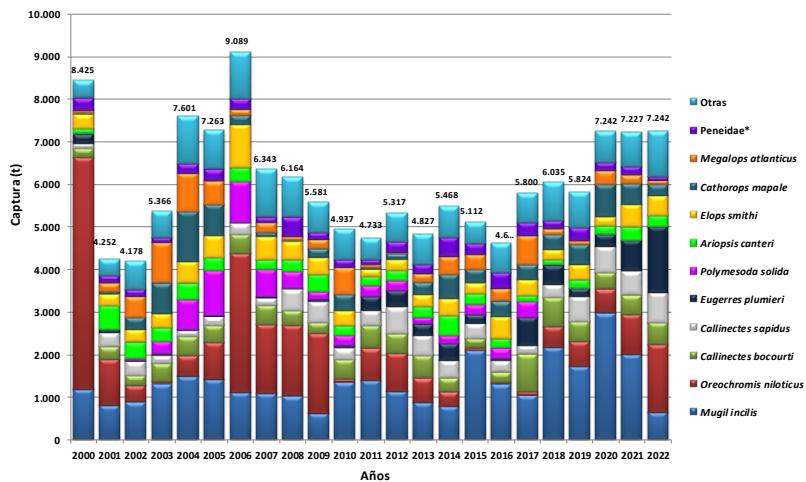


Figura 65. Composición anual de la captura desembarcada por especies de peces de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM.

Interpretación de los resultados

La captura total anual registrada en 2022 (7.242 t) muestra que se mantiene la tendencia creciente presentada en los dos últimos años, en niveles ligeramente superiores a los últimos 13 años. Se confirma en el comportamiento de la serie temporal, una tendencia al aumento en los primeros años, logrando su máxima representación en 2006 y observando una segunda tendencia con notoria disminución en la producción pesquera, posterior a 2006. Sin embargo, se reitera un evidente restablecimiento en los rendimientos pesqueros anuales desde 2017, especialmente en los tres últimos años con registros

8. Indicador de captura total anual y composición por especies para la pesca artesanal de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM

de capturas por arriba de los últimos 13 años (Figura 64). La composición de las capturas en 2022 fue de peces (82%) y crustáceos (18%), manteniendo similar comportamiento que el año anterior. Se enfatiza la ausencia de registro de datos de moluscos desde 2018 en el área de la Vía Parque Isla de Salamanca (VIPIS), por acciones de conservación de este recurso dentro de esta área protegida. En el grupo de peces, incidieron principalmente las especies mojarra rayada (*Eugerres plumieri*, 21,2%), mojarra lora (*Oreochromis niloticus*, 21,9%) y lisa (*Mugil incilis*; 9,1%), principalmente. Las jaibas que representaron en la producción global el 16,9%, fueron representadas por la jaiba azul (*Callinectes sapidus*; 9,7%) y jaiba roja (*Callinectes bocourti*; 7,2 %; Figura 65). La composición de la captura durante la serie, demuestra que, al inicio de la misma, las capturas estaban dominadas por la mojarra lora, quien nuevamente se hizo presente su alto aporte en la captura desembarcada. También, se destaca el repunte en la participación de la mojarra rayada en los últimos años, en comparación con la década anterior de la serie.

Limitaciones del indicador

El indicador posee una certidumbre esperada, basada en un enfoque muestral aplicado por el INVEMAR para las estadísticas de pesca. Sin embargo, la captura no debe ser tomada como un indicador de abundancia del recurso, sino como una medida de producción. El indicador de captura por sí solo, no es suficiente para describir el impacto de la pesca en los recursos explotados, debido a que un aumento o una disminución de un año a otro puede estar relacionado a un aumento o disminución del esfuerzo de pesca, o un aumento de la abundancia, o cambios simultáneos en estas dos variables. Sin estadísticas de captura y esfuerzo no será posible explicar cuál de las situaciones mencionadas es responsable de la variación. Otra limitante es la dependencia que se tiene por la colaboración de los pescadores en el suministro de la información.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Su relación con datos de esfuerzo, permite calcular la abundancia relativa (CPUE), la cual puede ser usada como indicador de estado del recurso, además de direccionar medidas de manejo a un arte de pesca determinado y sus capturas por tallas. Esta información es base para la estimación de rendimientos máximos sostenibles (aproximación de cuotas de pesca) y esfuerzo óptimo (número de faenas permisibles). Se recomienda que las estrategias de manejo basadas en cuotas de pesca y esfuerzo óptimo de pesca, deban ir a escenarios de concertación entre las comunidades de pescadores, investigadores y administradores del recurso (AUNAP, Corporación Autónoma Regional del Magdalena - CORPAMAG y Parques Nacionales Naturales - PNN).

9. Indicador de abundancia relativa de la pesca artesanal en la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta - CGSM

Definición e importancia del indicador

La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) es un índice de la abundancia relativa de un recurso aprovechado por pesca en un área geográfica dada y usando una tecnología de pesca específica. Representa el peso capturado por especie (o multiespecífico) en función del esfuerzo invertido en la extracción. Es la única medida de este tipo estimable en la CGSM, a partir de estadísticas de pesca que puede medir el estado de una población aprovechada por pesca.

Fuente de los datos e información

La información corresponde a la base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN.

Periodo reportado

Los resultados presentados corresponden a la serie histórica de 2000 a 2022.

Reporte o cálculo del indicador

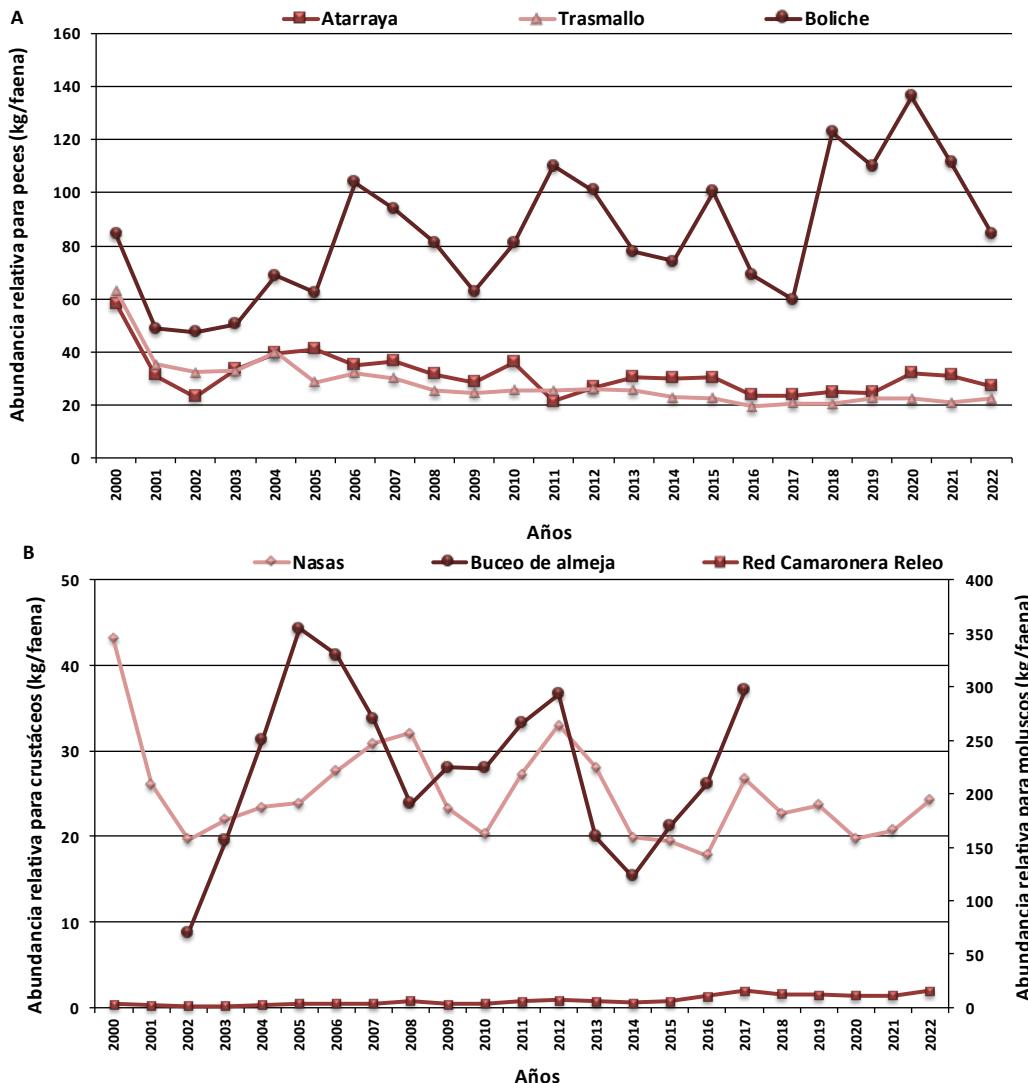


Figura 66. Abundancia relativa de peces (A) y crustáceos y moluscos (B) por arte de pesca en la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM.

Interpretación de los resultados

9. Indicador de abundancia relativa de la pesca artesanal en la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta - GCSM

La abundancia relativa (captura por unidad de esfuerzo-CPUE) determinada para los tres principales artes de pesca, usados para la captura de peces, refleja una mayor eficiencia del boliche. No obstante, figura para este arte una moderada tendencia decreciente para sus últimos dos años (2021 a 111 kg/faena y 2022 a 84 kg/faena). Se destaca el valor más alto en 2020 (136 kg/faena). Los otros dos artes (atarraya y trasmallo) utilizados para la captura de peces, muestran un comportamiento comparativamente constante en la abundancia de peces durante la serie de tiempo (entre 2001-2022), oscilando entre 20 y 40 kg/faena, con representación ligeramente superior para la atarraya, con respecto al trasmallo en casi toda la serie (Figura 66A). De acuerdo a lo anterior, no se observa una tendencia clara en la abundancia de peces dado que para dos de los artes se indica una discreta reducción, mientras que para otro arte se muestra un aumento, aunque con picos y descensos en la serie de tiempo analizada. Aun así, teniendo en cuenta este comportamiento, se indica un aparente incremento en la abundancia de peces dado que el arte más representativo así lo demuestra. A nivel de invertebrados, la abundancia de jaibas capturadas con nasas, con tendencia general a la disminución, mostró una leve recuperación respecto a los dos últimos años, con un valor muy cercano a lo reportado en 2017 (26,7 kg/faena; Figura 66B). Para el caso de las almejas, no se verificó su comportamiento durante 2022, pero se espera que haya mantenido la recuperación del recurso que ha mostrado en los últimos años por acciones de conservación hechas al interior del VIPIS (Figura 66B).

Limitaciones del indicador

El indicador ha sido estimado con buen grado de certidumbre. No obstante, considerando el carácter multiespecífico de la pesquería, deben tomarse con precaución los datos de este indicador con diferentes artes de pesca. La calidad de la información es altamente dependiente del diseño de muestreo aplicado, de la colaboración del pescador, de la distribución espacial del recurso, del entrenamiento de las personas que toman la información, del poder de pesca (cambios en las características y dimensiones de los artes de pesca, especificaciones y cambios en las embarcaciones alteran la información del indicador). En el caso de la CGSM, al igual que en la mayor parte de las pesquerías artesanales, los recursos se explotan con diversidad de artes, con mucha variabilidad en cuanto al poder de pesca relativo se refiere, lo cual hace complejo su análisis.

Recomendaciones y alternativas de manejo

A partir de las capturas y el esfuerzo, es posible determinar el rendimiento máximo sostenible (RMS) como una alternativa de punto de referencia límite para sugerir cuotas de pesca y establecer el nivel de esfuerzo permisible que contribuya al mantenimiento de la biomasa aprovechable.

10. Indicador de talla media de captura para la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM

Definición e importancia del indicador

La talla media de captura (TMC) es el tamaño promedio expresado en longitud de los individuos de una población extraída por pesca con un arte y en un área de pesca dada. La TMC comparada con un punto de referencia como la talla de madurez sexual (TM) de la especie, se asume como un indicador del estado de la pesquería en términos de sobre pesca por crecimiento o efecto sobre la estructura de la población de una especie dada. La TMC permite detectar presión sobre el recurso, debido a cambios en la tecnología de pesca y esfuerzo de pesca.

Fuente de los datos e información

La información corresponde a la base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN.

Periodo reportado

Los resultados presentados corresponden a la serie histórica de 2000 a 2022.

Reporte o cálculo del indicador

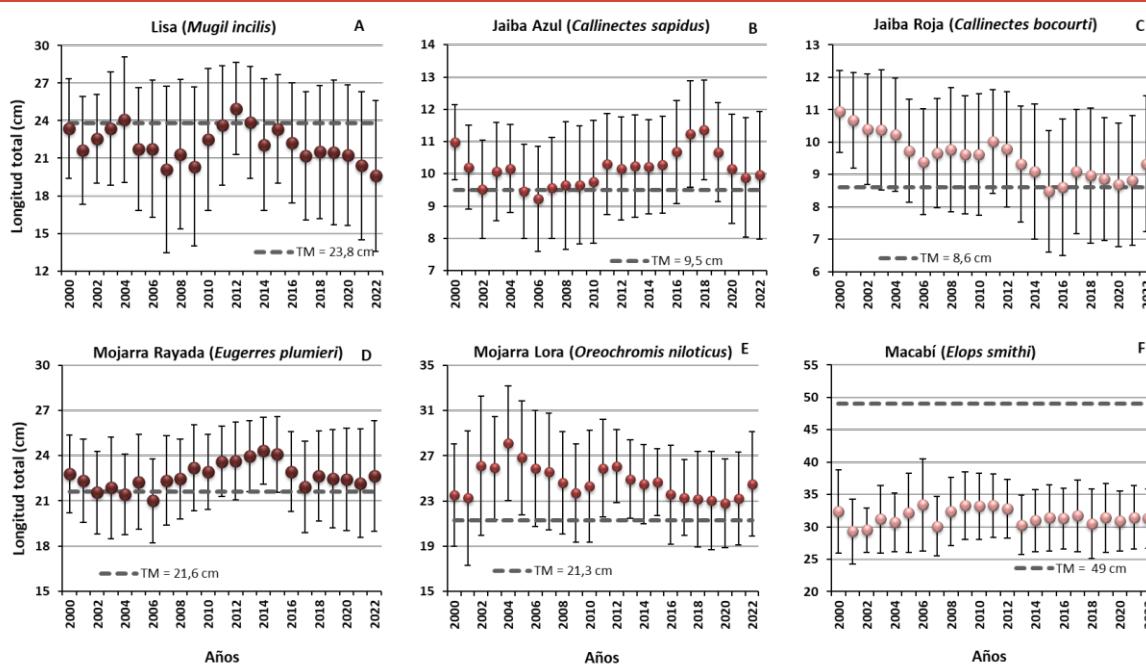


Figura 67. Variación interanual de la talla media de captura (TMC) para las principales especies en la CGSM y su ubicación con respecto a la talla de madurez sexual (TM). En el caso de las Jaibas (B y C) la medida es el ancho del caparazón.

Interpretación de los resultados

Se reafirma la presión pesquera sobre la lisa, con determinación de alto riesgo de sobre pesca, teniendo en cuenta que su TMC continúa por debajo de la TM (punto de referencia límite – PRL), con evidente caída en 2022. Aunque este indicador mostró recuperación en los años 2011-2013 y 2015, no obstante, fue leve, invirtiendo su trayectoria desde 2016 con mayor reducción en el último año analizado, lo cual pone en riesgo la sostenibilidad del recurso (Figura 67A). Igualmente, se destaca la fuerte presión pesquera sobre el macabí, quien en la serie de tiempo, la TMC siempre estuvo por debajo del PRL (Figura 67F). En cuanto a la situación de las jaibas (*Callinectes* spp.), se actualizaron las TM, determinándose para *C. sapidus*, el PRL en 9,5 cm de longitud total (ancho del caparazón) y para *C. bocourti* en 8,6 cm; por debajo de los anteriores límites (10,6 cm y 10 cm, respectivamente), lo que incide en la disminución de las señales de sobre pesca, pero indicando aún un riesgo moderado, con mayor presión para *C. bocourti*, ya que sus TMC anuales se ubican en los últimos siete años alrededor del PRL (Figura 67 B y C). Por otra parte, especies como la mojarra rayada y la mojarra lora, generalmente han sido extraídas por encima de su TM, pero muy cercano al PRL, lo que representa un riesgo moderado de sobre pesca por crecimiento (Figura 67 D y E).

Limitaciones del indicador

10. Indicador de talla media de captura para la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM

En el caso de la CGSM, los recursos se extraen con varios artes de pesca, cada uno de las cuales selecciona un espectro de tallas determinado afectando la TMC. Tal complejidad plantea un cuidadoso seguimiento en monitoreo al desempeño de diferentes artes de pesca.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Se recomienda tener en cuenta el criterio del PRL expresado en la TM como talla mínima de captura, para las especies: lisa (*M. incilis*) = 24 cm LT; mojarra rayada (*E. plumieri*) = 22 cm LT; mojarra lora (*O. niloticus*) = 21 cm LT y macabí (*E. smithi*) = 49 cm. Para las jaibas (*C. sapidus* y *C. bocourti*), se indica una talla mínima de captura de 9,5 cm y 8,6 cm de ancho estándar del caparazón, respectivamente. Las medidas operacionales para maximizar la captura de individuos en la TM o por encima de ésta, se basan en el control de la selectividad de los artes de pesca usados.

11. Indicador de proporción de pesca incidental y descartes para la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM																															
Definición e importancia del indicador																															
La cantidad de captura desembarcada es generalmente dividida en captura objetivo (aquella que es objetivo de pesca a través de un arte específico), captura incidental que corresponde a la fracción no objetivo de pesca, pero que tiene valor comercial, y el descarte, el cual hace referencia a la fracción de la captura total que no es usada por el pescador y termina siendo devuelta al medio por su nulo interés comercial. Este indicador permite determinar el impacto de la pesca sobre la biodiversidad marina y demás efectos sobre las redes tróficas e interacciones comunitarias.																															
Fuente de los datos e información																															
La información corresponde a la base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN.																															
Periodo reportado																															
Los resultados presentados corresponden a información registrada en 2022.																															
Reporte o cálculo del indicador																															
<table border="1"> <thead> <tr> <th>Arte de pesca</th> <th>Objetivo</th> <th>Incidental</th> <th>Descarte</th> <th>No. Especies</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Atarraya</td> <td>39</td> <td>31</td> <td>2</td> <td>766</td> </tr> <tr> <td>Boliche</td> <td>48</td> <td>48</td> <td>2</td> <td>1.939</td> </tr> <tr> <td>Trasmallo</td> <td>57</td> <td>42</td> <td>1</td> <td>783</td> </tr> <tr> <td>Nasas</td> <td>100</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>844</td> </tr> <tr> <td>Red camaronera Releo</td> <td>85</td> <td>15</td> <td>0</td> <td>691</td> </tr> </tbody> </table>		Arte de pesca	Objetivo	Incidental	Descarte	No. Especies	Atarraya	39	31	2	766	Boliche	48	48	2	1.939	Trasmallo	57	42	1	783	Nasas	100	0	0	844	Red camaronera Releo	85	15	0	691
Arte de pesca	Objetivo	Incidental	Descarte	No. Especies																											
Atarraya	39	31	2	766																											
Boliche	48	48	2	1.939																											
Trasmallo	57	42	1	783																											
Nasas	100	0	0	844																											
Red camaronera Releo	85	15	0	691																											
Figura 68. Composición porcentual de las capturas en peso por arte de pesca para 2022, discriminando las capturas objetivo, incidental y descartes en la CGSM.																															
Interpretación de los resultados																															
En el período evaluado no se registraron descartes en los desembarcos pesqueros de la CGSM, ya que toda la captura fue aprovechada por el pescador (p.e. especies pequeñas para alimento en zoocriaderos, para carnada e incluso para consumo humano; Figura 68). Esto indicaría un impacto sobre la biodiversidad que, aunque contribuye a proporcionar alimento e ingresos a los pescadores, la captura de especies pequeñas conlleva a un deterioro de la estructura poblacional y sobrevivencia. Para 2022, solo las nasas fueron totalmente selectivas (Figura 68). Caso similar al buceo, que también es una pesquería selectiva, pero para 2022 no se registró información. En el caso del boliche, atarraya y red fija (trasmallo), fueron los artes menos selectivos para la captura de peces, siendo el trasmallo el de mayor impacto por su mayor porcentaje de captura incidental (57%), representada en 2022 por 48 especies, destacando entre las especies objetivo: la lisa (<i>M. incilis</i>), el macabí (<i>Elops smithi</i>) y la mojarra lora (<i>O. niloticus</i> ; Figura 68). La atarraya, con captura incidental del 54%, capturó 39 especies, siendo las especies objetivos la lisa (<i>M. incilis</i>) y el mapalé (<i>C. mapale</i>); mientras que, para el boliche con el 39% de captura incidental y 31 especies aprovechadas, presentó como captura objetivo a la lisa (<i>M. incilis</i>) y la mojarra rayada (<i>E. plumieri</i> ; Figura 68). Para los artes de pesca dirigidos a peces, la selectividad es función del tamaño de malla.																															
Limitaciones del indicador																															
El indicador es fuertemente dependiente de la información suministrada por el pescador; no obstante, si el muestreo es representativo en puerto, el indicador es muy útil.																															
Recomendaciones y alternativas de manejo																															
Se sugiere mejorar la selectividad de los artes de pesca trasmallo, atarraya y boliche a fin de incentivar el escape de especies en estado juvenil y otras de baja importancia comercial, pero de repercusión ecológica. Esto plantea un buen proceso de concertación entre entidades pertinentes y pescadores, así como la sensibilización a los mismos, para llegar a acuerdos en compromisos de control y vigilancia.																															

12. Indicador de fracción desovante/juvenil de las capturas para la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM.

Definición e importancia del indicador

Corresponde a la fracción juvenil y desovante medida sobre la frecuencia de las capturas desembarcadas por tallas para las diferentes especies. Para la división de la fracción desovante y/o juvenil de las capturas, se toma en forma simplificada la TM. La mayor o menor fracción desovante o juvenil, indicará la presión de pesca ejercida sobre uno u otro componente poblacional.

Fuente de los datos e información

Base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN.

Periodo reportado

Los resultados presentados corresponden a información registrada en 2022.

Reporte o cálculo del indicador

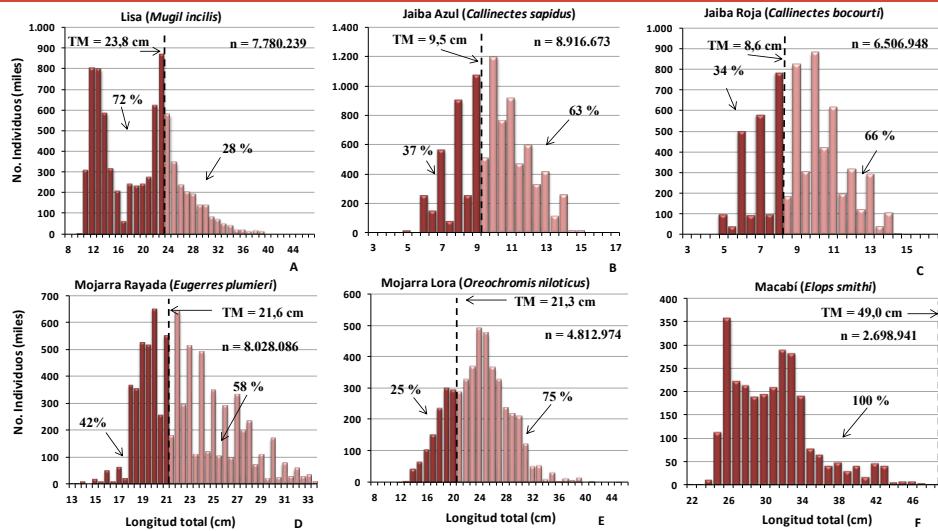


Figura 69. Fracción desovante (color claro) y juvenil (color oscuro) de los principales recursos pesqueros en la CGSM durante 2022.

Interpretación de los resultados

En 2022, la fracción aprovechada por debajo de la TM como PRL, para el caso de los recursos ilustrados en la Figura 69, indica que buena representación de los desembarcos se componen de especímenes juveniles; con registro de mayor afectación para el macabí (100%) y la lisa (72%; Figura 69A y F). La mojarra rayada muestra una presión menor, con un poco menos de la mitad de los individuos capturados por debajo de la TM (Figura 14 D), influyendo en la capacidad reproductiva de las poblaciones pesqueras. Contrario a lo acontecido con las especies anteriores, la estructura de tallas de la mojarra lora, muestra que el 25% de los individuos estuvieron por debajo del PRL (Figura 14E), aumentando la probabilidad de reproducción de los individuos de la población. De igual manera, se registró una presión pesquera moderada para jaiba azul y jaiba roja (37% y 34% por debajo del PRL, respectivamente), reiterando la disminución de los signos de sobre pesca, debido a la actualización de las TM (*C. sapidus*, el PRL en 9,5 cm de longitud total y para *C. bocourtii* en 8,6 cm; Figura 69 B y C).

Limitaciones del indicador

En el caso de la CGSM, los recursos se extraen con diversas artes de pesca, cada una de las cuales selecciona un espectro de tallas determinado, por lo que esta complejidad plantea un cuidadoso seguimiento al desempeño de diferentes artes de pesca. Otras limitantes pueden ser la ausencia de estimaciones actualizadas de las TM lo cual se viene actualizando en el INVEMAR.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Se recomienda fijar las tallas mínimas de captura con base a la TM, controlando la selectividad de los artes de pesca (p.e. regulaciones de tamaños de malla).

13. Indicador de renta económica de la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM

Definición e importancia del indicador

Son las ganancias generadas por unidad de pesca una vez del ingreso bruto producto de la pesca se han descontado los costos de operación o variables. Este indicador contribuye a determinar el desempeño económico de una pesquería, que, combinado con otras variables de desempeño de la pesca, permite analizar su incidencia para efectos de planificación e implementación de proyectos de fomento, desarrollo tecnológico, control, ordenamiento y en general de administración de la pesquería. El indicador se puede calcular por unidad de pesca y/o pescador, como se presenta en esta oportunidad, de esta manera se puede comparar con un punto de referencia como el salario mínimo mensual legal vigente (SMMVL).

Fuente de los datos e información

Base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN.

Periodo reportado

Los resultados presentados corresponden a la serie histórica de 2000 a 2022.

Reporte o cálculo del indicador

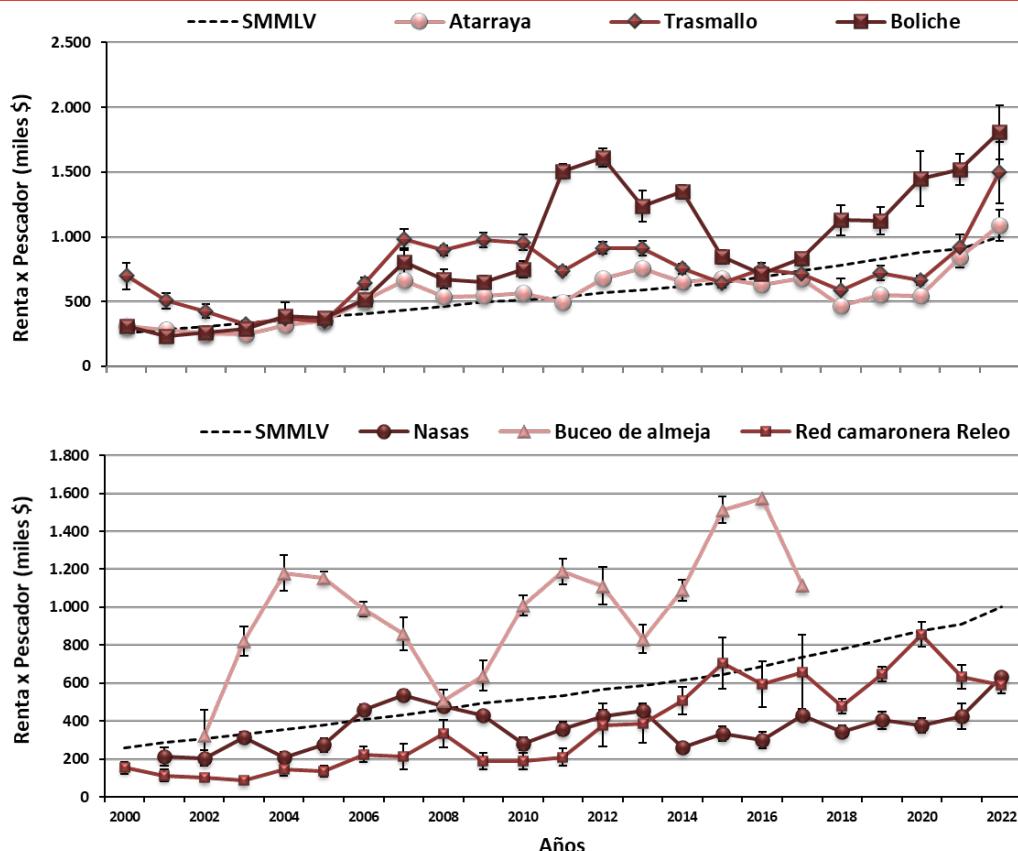


Figura 70. Variación interanual de la renta económica promedio mensual (+/- EE) por pescador para los principales artes de pesca (Arriba: Peces y Abajo: Invertebrados) en la CGSM y su ubicación con respecto a una renta umbral equivalente a un SMMLV por año (en el 2022 SMMLV = \$ 1.000.000).

Interpretación de los resultados

En 2022, la renta de los pescadores que utilizaron boliche continuó el crecimiento desde 2017, alcanzando en este último año los valores más altos del período analizado, superando los obtenidos en 2011 y 2012 y el umbral de referencia (SMMLV). Sin embargo, para los otros dos artes analizados para la captura de peces (atarraya y trasmallo), para este último año, se ubicaron alrededor del PRL, con ligera mejoría respecto a los seis años anteriores, con valores inferiores a este punto, aunque en menor rendimiento para la atarraya (Figura 70). Para el caso de las nasas usadas para la extracción de jaiba, mostraron una renta por debajo del umbral fijado, comportamiento observado desde 2009. En lo relativo a la

13. Indicador de renta económica de la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM

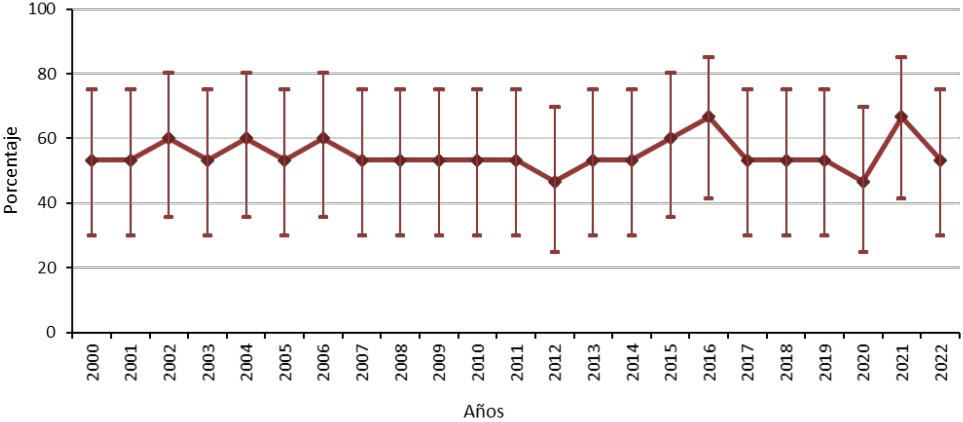
actividad de buceo de almeja no se registró información para el 2022 por lo que no se tiene referencia del comportamiento para el último año (Figura 70).

Limitaciones del indicador

La calidad de la información de costos y precios es dependiente de la voluntad de los pescadores entrevistados y por ende hay un efecto en la estimación final, contabilizado para el caso de la CGSM. Las tendencias de la oferta y la demanda, pueden afectar la estimación de indicadores económicos, sin tener esto que ver en algunos casos con la disponibilidad de los recursos.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Se sugiere analizar la incidencia de este indicador para efectos de planificación e implementación de proyectos de fomento, desarrollo tecnológico, control, ordenamiento y en general de administración de la pesquería, pues contribuiría a la determinación de las cuotas de pesca, relacionando además del máximo rendimiento biológico, el máximo rendimiento económico.

14. Indicador de la presión pesquera artesanal sobre el tamaño de las principales especies de peces de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM																																																	
Definición e importancia del indicador																																																	
<p>En el indicador se analiza el nivel de aprovechamiento sobre las tallas de las principales especies de peces capturadas de la CGSM. Indica la tasa o porcentaje de la presión pesquera artesanal sobre las principales especies de peces de la ecorregión CGSM, teniendo en cuenta la Talla Media de Captura (TMC) y la Talla de Madurez Sexual (TM) por especie. Para el cálculo se definen las 15 principales especies de peces a partir de las capturas desembarcadas. La TMC se calcula a partir de los datos de tallas registrados en campo y almacenados como frecuencias de tallas. Con el dato de TM, se calcula el indicador TMC/TM por especie. A partir de las principales especies, se realiza el cálculo para cada una de ellas, y finalmente se analiza en conjunto estos indicadores para determinar la presión ejercida por la pesca artesanal. Este indicador permite inferir el probable impacto de la pesquería sobre el recurso, en términos de sobrepesca por crecimiento o efecto sobre la estructura de tallas.</p>																																																	
Fuente de los datos e información																																																	
<p>La información corresponde a la base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN, complementada con información de las TM por especie a partir de información secundaria.</p>																																																	
Periodo reportado																																																	
<p>Los resultados presentados corresponden a la serie histórica de 2000 a 2022.</p>																																																	
 <table border="1"> <caption>Data for Figure 71: Percentage of harvested fish below TMC (2000-2022)</caption> <thead> <tr> <th>Años</th> <th>Porcentaje</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>2000</td><td>53</td></tr> <tr><td>2001</td><td>53</td></tr> <tr><td>2002</td><td>60</td></tr> <tr><td>2003</td><td>54</td></tr> <tr><td>2004</td><td>60</td></tr> <tr><td>2005</td><td>53</td></tr> <tr><td>2006</td><td>60</td></tr> <tr><td>2007</td><td>54</td></tr> <tr><td>2008</td><td>53</td></tr> <tr><td>2009</td><td>53</td></tr> <tr><td>2010</td><td>53</td></tr> <tr><td>2011</td><td>53</td></tr> <tr><td>2012</td><td>46</td></tr> <tr><td>2013</td><td>52</td></tr> <tr><td>2014</td><td>53</td></tr> <tr><td>2015</td><td>60</td></tr> <tr><td>2016</td><td>66</td></tr> <tr><td>2017</td><td>54</td></tr> <tr><td>2018</td><td>53</td></tr> <tr><td>2019</td><td>53</td></tr> <tr><td>2020</td><td>47</td></tr> <tr><td>2021</td><td>66</td></tr> <tr><td>2022</td><td>54</td></tr> </tbody> </table>		Años	Porcentaje	2000	53	2001	53	2002	60	2003	54	2004	60	2005	53	2006	60	2007	54	2008	53	2009	53	2010	53	2011	53	2012	46	2013	52	2014	53	2015	60	2016	66	2017	54	2018	53	2019	53	2020	47	2021	66	2022	54
Años	Porcentaje																																																
2000	53																																																
2001	53																																																
2002	60																																																
2003	54																																																
2004	60																																																
2005	53																																																
2006	60																																																
2007	54																																																
2008	53																																																
2009	53																																																
2010	53																																																
2011	53																																																
2012	46																																																
2013	52																																																
2014	53																																																
2015	60																																																
2016	66																																																
2017	54																																																
2018	53																																																
2019	53																																																
2020	47																																																
2021	66																																																
2022	54																																																
<p>Figura 71. Indicador de la presión pesquera artesanal sobre la estructura de tallas capturadas de las principales especies de peces de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta-CGSM. Indicador certificado por el DANE.</p>																																																	
Interpretación de los resultados																																																	
<p>A lo largo de la serie de tiempo, este indicador ha variado entre el 40% y el 70% de las especies aprovechadas por debajo de su TM. Para el 2016 y 2021, se presentaron las mayores afectaciones sobre la estructura de tallas de las principales especies de la CGSM. Para los años 2012 y 2020, se presentaron las menores afectaciones con solo 46,7% de las principales especies aprovechadas por debajo de la TM. Para 2022, este indicador disminuyó respecto al año pasado indicando que se deben seguir fortaleciendo las medidas recomendadas de manejo dirigidas a la conservación y el aprovechamiento de los recursos hidrobiológicos (Figura 71).</p>																																																	
Limitaciones del indicador																																																	
<p>En el caso de la CGSM, los recursos se extraen con varios artes de pesca, cada uno de los cuales selecciona un espectro de tallas determinado afectando la TMC. Tal complejidad plantea un cuidadoso seguimiento en monitoreo al desempeño de diferentes artes de pesca.</p>																																																	
Recomendaciones y alternativas de manejo																																																	
<p>El resultado del indicador y su análisis por especie permite sugerir tallas mínimas de captura como medida de manejo, teniendo en cuenta la relación específica TMC/TM, de utilidad como punto de referencia límite-PRL, usándolo como criterio principal de esta medida. En este contexto, se recomienda tener en cuenta el criterio del PRL expresado en la TM como talla mínima de captura. Por ejemplo, para las siguientes especies se recomiendan estas tallas mínimas de captura: lisa (<i>M. incilis</i>) = 24 cm LT; mojarra rayada (<i>E. plumieri</i>) = 22 cm LT; mojarra lora (<i>O. niloticus</i>) = 21 cm. Las medidas operacionales para maximizar la captura de individuos en la TM o por encima de ésta, se basan en el control de la selectividad de los artes de pesca usados.</p>																																																	

15. Indicador de captura total y captura por especie: pesca nacional industrial de camarón

Definición e importancia del indicador

Es una medida de producción o rendimiento de un recurso pesquero que se desembarca o llega a puerto luego de ser extraído de la población natural por unidad económica de pesca (UEP) con algún tipo de arte de pesca específico, en este caso la red de arrastre de fondo industrial. Se presenta el indicador para la captura objetivo en cada costa constituida por varias especies de camarón de aguas someras (CAS) y aguas profundas (CAP).

Fuente de los datos e información

Base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN, alimentado con apoyo de las empresas pesqueras que desembarcan en Buenaventura en el Pacífico e Información secundaria suministrada por la Universidad del Magdalena a través del Servicio Estadístico Pesquero Colombiano- SEPEC, proveniente de los desembarcos que se realizan en los puertos base de Cartagena y Tolú.

Periodo reportado

2008 a diciembre de 2022 para el Pacífico.

2009 a diciembre de 2022 para el Caribe.

Reporte o cálculo del indicador

■ <i>Penaeus occidentalis-P. stylirostris</i> (Blanco)	■ <i>Penaeus brevirostris</i> (Pink)	■ <i>Xiphopenaeus riveti</i> (Tití)
■ <i>Solenocera agassizi</i> (Coliflor)	■ <i>Penaeus californiensis</i> (Chocolate)	■ <i>Trachypenaeus spp.</i> (Tigre)
■ <i>Protrachypene precipua</i> (Pomadilla)	◆ PRL = Cuota global de pesca CAS	◆ PRL = Cuota global de pesca CAP

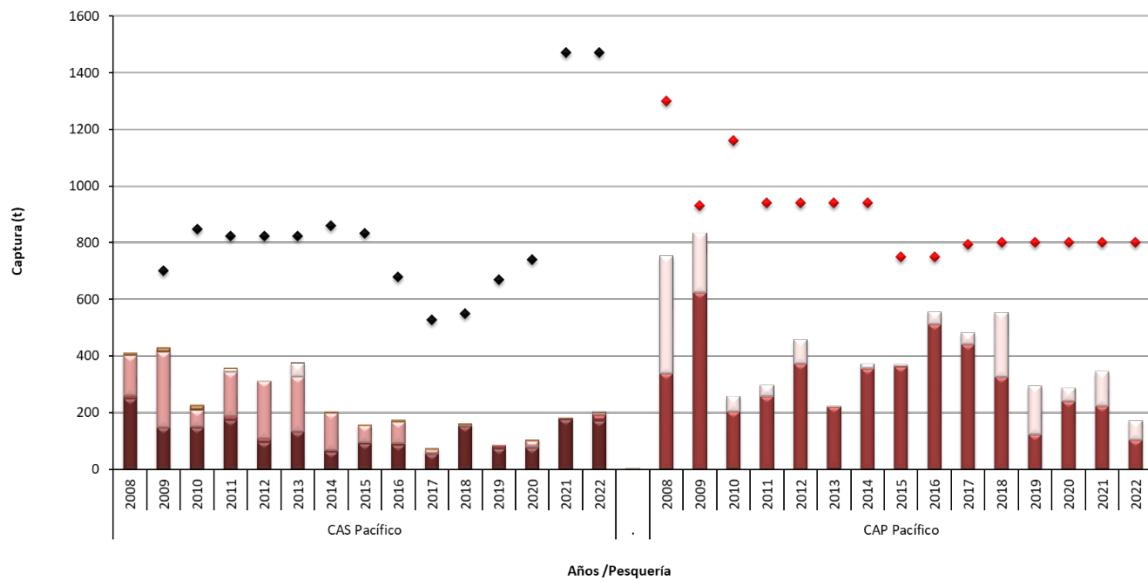


Figura 72. Variación interanual de la captura objetivo en las pesquerías industriales de camarón del Pacífico (CAS y CAP) y su relación con la cuota global de pesca anual (punto de referencia límite; PRL).

15. Indicador de captura total y captura por especie: pesca nacional industrial de camarón

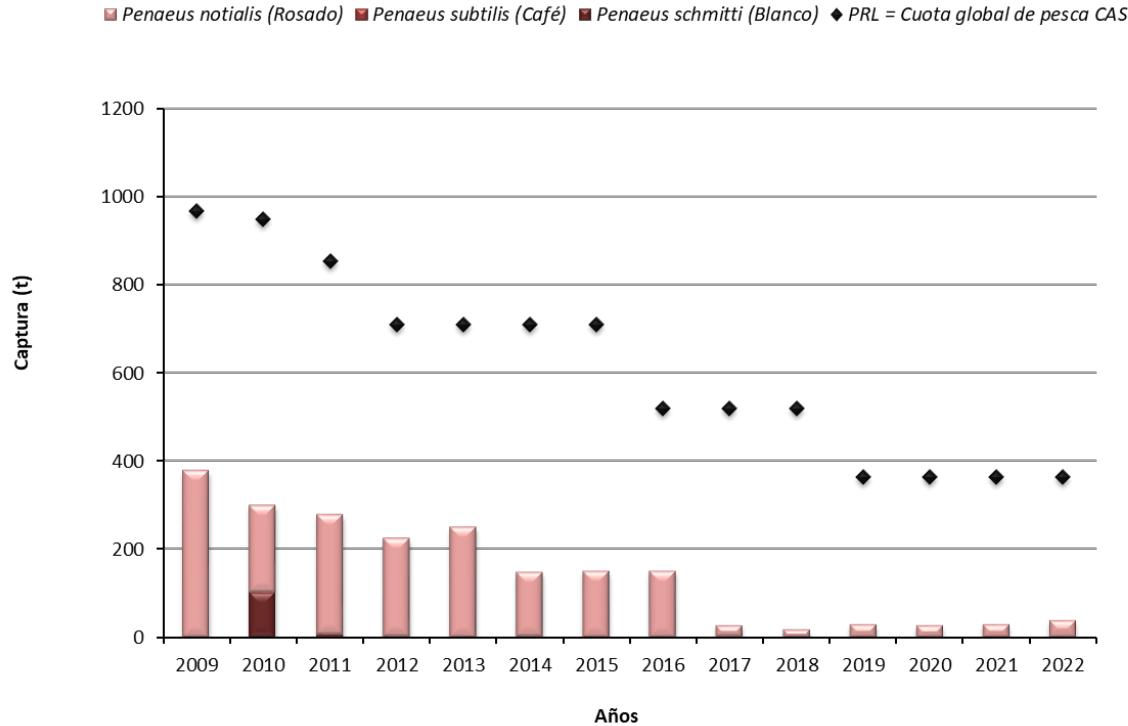


Figura 73. Variación interanual de la captura objetivo en la pesquería de camarón industrial del Caribe y su relación con la cuota global de pesca anual (punto de referencia límite; PRL).

Interpretación de los resultados

En el 2022, la pesquería de CAS en el Pacífico colombiano presentó un desembarco de 203,2 t de captura objetivo (CO), mostrando un aumento con relación al 2021 (179,8 t; Figura 72). Respecto a la cuota global de pesca asignada por la AUNAP para este año 2022, la cual ha sido la misma en los últimos cinco años (1470 t), se utilizó aparentemente el 13,8% (Figura 72). Las especies objetivo presentes en la captura en los últimos cinco años han sido el camarón blanco el cual fue el principal producto de la CO (*Penaeus occidentalis*; 84,4%), seguido del camarón pink (*Penaeus brevirostris*; 10%) y en tercer lugar el camarón titi (*Xiphopenaeus riveti*; 3,4%; Figura 72). Finalmente, en menor proporción se observaron el camarón pomadilla (*Protrachypene precipua*; 1,4%), el camarón chocolate (*Farfantepenaeus californiensis*; 0,5%) y el camarón tigre (*Trachypenaeus* spp.; 0,1%; Figura 72). En lo que respecta a la captura de CAP, este año se obtuvo un total de 172,1 t, lo que indicó una reducción en las capturas de aproximadamente el 50% respecto al 2021 (344,7 t; Figura 72). Lo anterior correspondió al 21,5% de la cuota global de pesca asignada para 2022 establecida en 800 t (Figura 72). A nivel de especie, los desembarcos de camarón Pink (*Penaeus brevirostris*) pasaron de 220,6 t en 2021 a solo 103,9 t en 2022, de igual forma para el camarón coliflor (*Solenocera agassizi*) los desembarcos presentaron una notable reducción al pasar de 122,4 t en 2021 a 68,2 t en 2022 (Figura 72). La captura de camarón pink representó el 60,4% de la captura total, el camarón coliflor por su parte representó el 39,6% y en menor proporción el camarón blanco (*Penaeus occidentalis*; 1,5%; Figura 72). El grado de aprovechamiento de esta pesquería se encuentra aún en niveles de sostenibilidad lo que representa un bajo riesgo de sobrepesca para las especies que la sustentan. Los desembarcos de CAS en el Caribe para el 2022 estuvieron representados en su totalidad por el camarón rosado (*Penaeus notialis*) y correspondió a 39,17 t, mostrando un ligero incremento respecto a los cinco años anteriores y representando solo el 10,76 % de la cuota de pesca establecida para 2022 (364 t; Figura 73). La actividad pesquera de la flota camaronera, está pasando por una situación desde los últimos 15 años, presentando un continuo descenso tanto en las capturas como en el esfuerzo. Aun cuando cada vez son más los barcos que salen de la pesquería, no se evidencia un aumento en las capturas, lo que hace pensar que el recurso no se ha recuperado de la sobreexplotación y agotamiento registrada durante los años 90 (Páramo *et al.*, 2006; Manjarrés *et al.*, 2008; Páramo & Saint-Paul, 2010).

Limitaciones del indicador

15. Indicador de captura total y captura por especie: pesca nacional industrial de camarón

La información de desembarcos industriales es suministrada por las empresas pesqueras, por lo cual la calidad de las estimaciones depende de la honestidad en los reportes de la industria. A pesar que existe un compromiso del sector pesquero ante la AUNAP, para proveer la información requerida por el INVEMAR, aún se presentan inconvenientes en la colecta de los datos de producción pesquera principalmente en la flota del CAS en el Pacífico colombiano. Cabe mencionar que similar a lo ocurrido en los cuatro últimos años, tampoco fue posible realizar el monitoreo a bordo de la flota con puerto base Tolú, que es donde más actividad hay, debido a la irregularidad con que se viene ejerciendo la actividad. Por este motivo, se obtuvo información del programa de observadores pesqueros de la AUNAP y ejecutado por la Universidad del Magdalena.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Es necesario que este indicador sea analizado junto a otras variables o indicadores para fines de manejo pesquero (cuotas globales de captura, tallas mínimas y niveles de esfuerzo óptimos). Al ser analizados, se denota que la producción pesquera industrial ha tenido un descenso en los últimos años para la pesquería del CAS principalmente; mientras que la pesca de CAP ha mostrado ser sostenible en los últimos años.

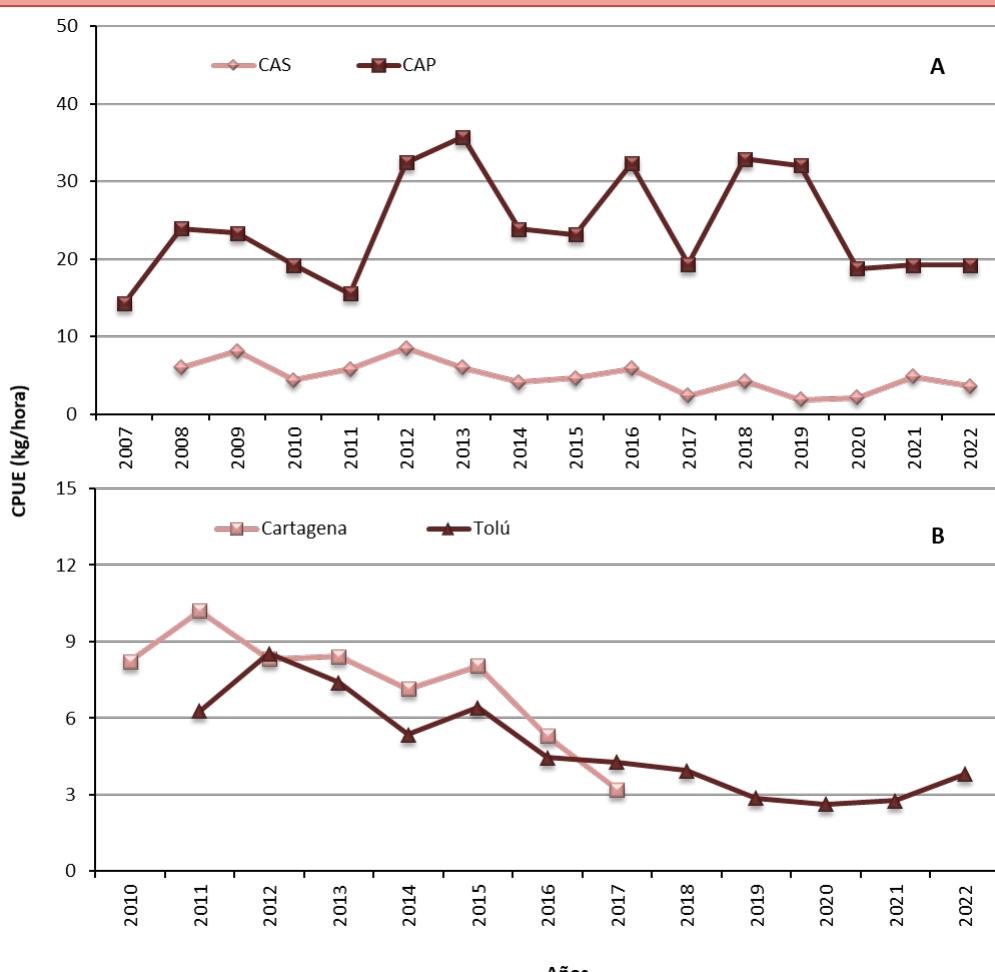
16. Indicador de abundancia relativa del camarón: pesca industrial nacional																																																																																														
Definición e importancia del indicador																																																																																														
Representa la cantidad de recurso o captura en función del esfuerzo invertido en la extracción (captura por unidad de esfuerzo; CPUE). Es específico a un arte que posee un poder de pesca propio y se asume que es directamente proporcional a la biomasa disponible de un recurso en su medio natural. Permite inferir el estado del recurso y la eficiencia de arte de pesca. En este caso se reporta el indicador para el CAS y CAP capturado con red de arrastre.																																																																																														
Fuente de los datos e información																																																																																														
Base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN, alimentado con apoyo de las empresas pesqueras que desembarcan en Buenaventura. Información secundaria suministrada por la Universidad del Magdalena a través del Servicio Estadístico Pesquero Colombiano- SEPEC, proveniente de los desembarcos que se realizan en los puertos base de Cartagena y Tolú																																																																																														
Periodo reportado																																																																																														
2007 a diciembre de 2022 para el Pacífico. 2010 a diciembre de 2022 para el Caribe.																																																																																														
Reporte o cálculo del indicador																																																																																														
 <p>Graph A: Pacific</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Año</th> <th>CAS (kg/h)</th> <th>CAP (kg/h)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>2007</td><td>5</td><td>14</td></tr> <tr><td>2008</td><td>6</td><td>24</td></tr> <tr><td>2009</td><td>8</td><td>23</td></tr> <tr><td>2010</td><td>4</td><td>19</td></tr> <tr><td>2011</td><td>6</td><td>15</td></tr> <tr><td>2012</td><td>9</td><td>32</td></tr> <tr><td>2013</td><td>7</td><td>36</td></tr> <tr><td>2014</td><td>4</td><td>24</td></tr> <tr><td>2015</td><td>5</td><td>23</td></tr> <tr><td>2016</td><td>7</td><td>32</td></tr> <tr><td>2017</td><td>3</td><td>19</td></tr> <tr><td>2018</td><td>5</td><td>33</td></tr> <tr><td>2019</td><td>3</td><td>32</td></tr> <tr><td>2020</td><td>2</td><td>19</td></tr> <tr><td>2021</td><td>5</td><td>19</td></tr> <tr><td>2022</td><td>4</td><td>19</td></tr> </tbody> </table> <p>Graph B: Caribbean</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Año</th> <th>Cartagena (kg/h)</th> <th>Tolú (kg/h)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>2010</td><td>8</td><td>8</td></tr> <tr><td>2011</td><td>10</td><td>6</td></tr> <tr><td>2012</td><td>8</td><td>8</td></tr> <tr><td>2013</td><td>8</td><td>7</td></tr> <tr><td>2014</td><td>6.5</td><td>5.5</td></tr> <tr><td>2015</td><td>8</td><td>6.5</td></tr> <tr><td>2016</td><td>5.5</td><td>4.5</td></tr> <tr><td>2017</td><td>3</td><td>4</td></tr> <tr><td>2018</td><td>3.5</td><td>3.5</td></tr> <tr><td>2019</td><td>2.5</td><td>2.5</td></tr> <tr><td>2020</td><td>2.5</td><td>2.5</td></tr> <tr><td>2021</td><td>2.5</td><td>3.5</td></tr> <tr><td>2022</td><td>3.5</td><td>3.5</td></tr> </tbody> </table>		Año	CAS (kg/h)	CAP (kg/h)	2007	5	14	2008	6	24	2009	8	23	2010	4	19	2011	6	15	2012	9	32	2013	7	36	2014	4	24	2015	5	23	2016	7	32	2017	3	19	2018	5	33	2019	3	32	2020	2	19	2021	5	19	2022	4	19	Año	Cartagena (kg/h)	Tolú (kg/h)	2010	8	8	2011	10	6	2012	8	8	2013	8	7	2014	6.5	5.5	2015	8	6.5	2016	5.5	4.5	2017	3	4	2018	3.5	3.5	2019	2.5	2.5	2020	2.5	2.5	2021	2.5	3.5	2022	3.5	3.5
Año	CAS (kg/h)	CAP (kg/h)																																																																																												
2007	5	14																																																																																												
2008	6	24																																																																																												
2009	8	23																																																																																												
2010	4	19																																																																																												
2011	6	15																																																																																												
2012	9	32																																																																																												
2013	7	36																																																																																												
2014	4	24																																																																																												
2015	5	23																																																																																												
2016	7	32																																																																																												
2017	3	19																																																																																												
2018	5	33																																																																																												
2019	3	32																																																																																												
2020	2	19																																																																																												
2021	5	19																																																																																												
2022	4	19																																																																																												
Año	Cartagena (kg/h)	Tolú (kg/h)																																																																																												
2010	8	8																																																																																												
2011	10	6																																																																																												
2012	8	8																																																																																												
2013	8	7																																																																																												
2014	6.5	5.5																																																																																												
2015	8	6.5																																																																																												
2016	5.5	4.5																																																																																												
2017	3	4																																																																																												
2018	3.5	3.5																																																																																												
2019	2.5	2.5																																																																																												
2020	2.5	2.5																																																																																												
2021	2.5	3.5																																																																																												
2022	3.5	3.5																																																																																												
Interpretación de los resultados																																																																																														

Figura 74. Variación interanual de la captura por unidad de esfuerzo (kg/h) estimada en las pesquerías de camarón del Pacífico (A) y Caribe (B)

Interpretación de los resultados

16. Indicador de abundancia relativa del camarón: pesca industrial nacional

Durante el 2022, la abundancia relativa del CAS en el Pacífico fue de 3,59 kg/h, lo cual se redujo con respecto a la reportada para el año inmediatamente anterior (4,82 kg/h; Figura 74A). La continua reducción anual en los desembarcos de la CO, mantiene a esta pesquería en el estado de sobreexplotada, producto de la captura secuencial de este recurso por parte de la pesquería artesanal e industrial. Cabe anotar que los desembarcos se han visto afectados por los constantes problemas de piratería presentados en la flota en los últimos años en toda la costa. Por otro lado, para el CAP se observa un leve aumento de este índice de abundancia relativa con respecto al año anterior. Este indicador pasó de 19,18 kg/h en 2021 a 19,22 kg/h en el 2022 (Figura 74A). No obstante, se considera que el recurso continúa moderadamente explotado por lo que se sugiere mantener las actuales medidas de regulación de la pesquería para garantizar su sustentabilidad.

En el Caribe, la abundancia relativa del CAS ha mantenido un comportamiento estable durante los últimos 3 años. Sin embargo, la flota con puerto base en Tolú mostró un aumento con respecto al año pasado llegando a alcanzar un índice de abundancia relativa de 3,8 kg/h. Para la flota con puerto base en Cartagena, este índice no se ha reportado desde el año 2017 con 3,4 kg/h (Figura 74). De esta manera, se evidencia una sobreexplotación del recurso sin mostrar signos de recuperación.

Limitaciones del indicador

La calidad de la estimación de la abundancia relativa o CPUE es altamente dependiente de la información que las empresas pesqueras y la capitanía de puerto suministran tanto de captura como del esfuerzo de pesca respectivamente, por tanto, no contar con toda la información disponible, impide una evaluación más efectiva del recurso. Para este año, en el caso del Caribe, se realizó un único muestreo en el mes de agosto, debido a la “intermitencia” con que se viene ejerciendo la actividad. Por este motivo, la información presentada es complementada con la reportada por el Programa de Observadores Pesqueros de Colombia de la AUNAP y ejecutado por la Universidad del Magdalena.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Las poblaciones de camarones en Colombia requieren mayor control de las medidas de manejo que permitan su recuperación, principalmente la del CAS. Aunque estas medidas solo se han enfocado al establecimiento de cuotas de pesca, tanto globales como por permisionarios y que aplican solo a la flota industrial, es necesario realizar control sobre la selectividad de los artes, mejoramiento de la tecnología de pesca y el establecimiento de nuevas vedas espacio-temporales y realizar acompañamiento a las existentes. Para el caso del CAS en el Pacífico, urge control sobre el esfuerzo y selectividad de la pesca artesanal. Para el CAP, las medidas de manejo deben dirigirse a mantener niveles de esfuerzo por debajo del máximo rendimiento sostenible que permitan mantener el estado de explotación óptimo con el que hoy cuenta la flota.

17. Indicador de talla media de captura (TMC): pesca industrial nacional de camarón

Definición e importancia del indicador

La talla media de captura (TMC) es la longitud promedio de los individuos de una población extraída con un arte de pesca específico y en un área de pesca dada. La información de TMC permite detectar la presión causada por la pesca sobre la estructura de la población. Al compararla con la talla de madurez (TM), se pueden recomendar medidas de manejo dirigidas a la reglamentación de artes de pesca en términos de selectividad o incluso el de vedar algún arte de pesca por su impacto sobre las poblaciones explotadas.

Fuente de los datos e información

Base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN, alimentado con apoyo de las empresas pesqueras que desembarcan en Buenaventura.

Periodo reportado

- 2004 - 2022 en el Pacífico de Colombia.
- 2010 - 2022 en el Caribe colombiano

Reporte o cálculo del indicador

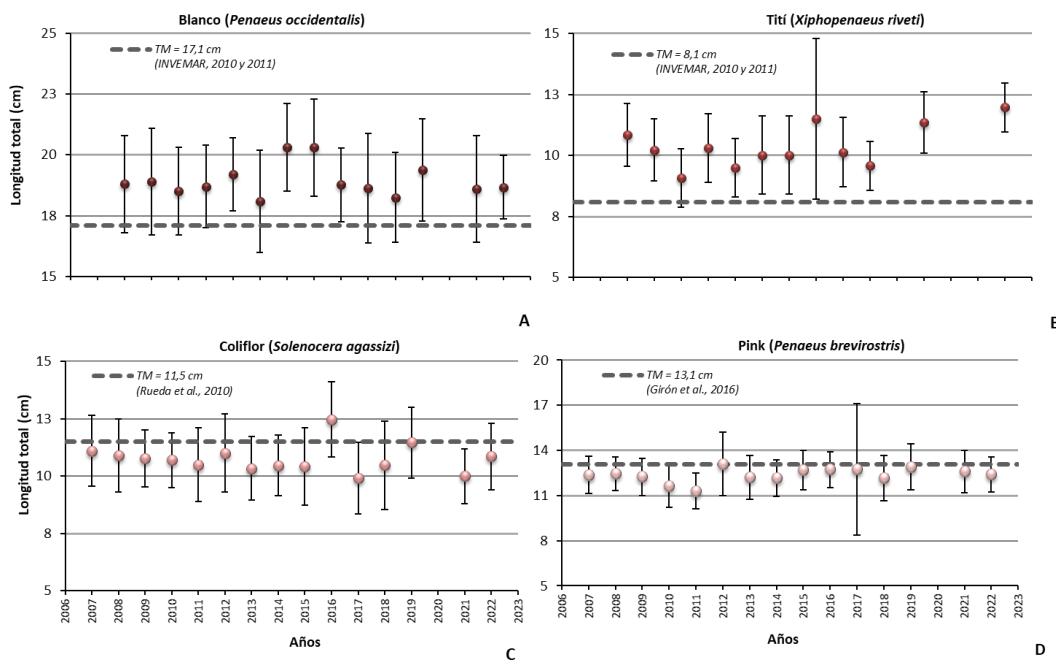


Figura 75. Variación interanual de la talla media de captura (TMC) de las hembras de las principales especies en las pesquerías de camarón del Pacífico con respecto al punto de referencia límite (PRL) que es la talla de madurez sexual (TM).

17. Indicador de talla media de captura (TMC): pesca industrial nacional de camarón

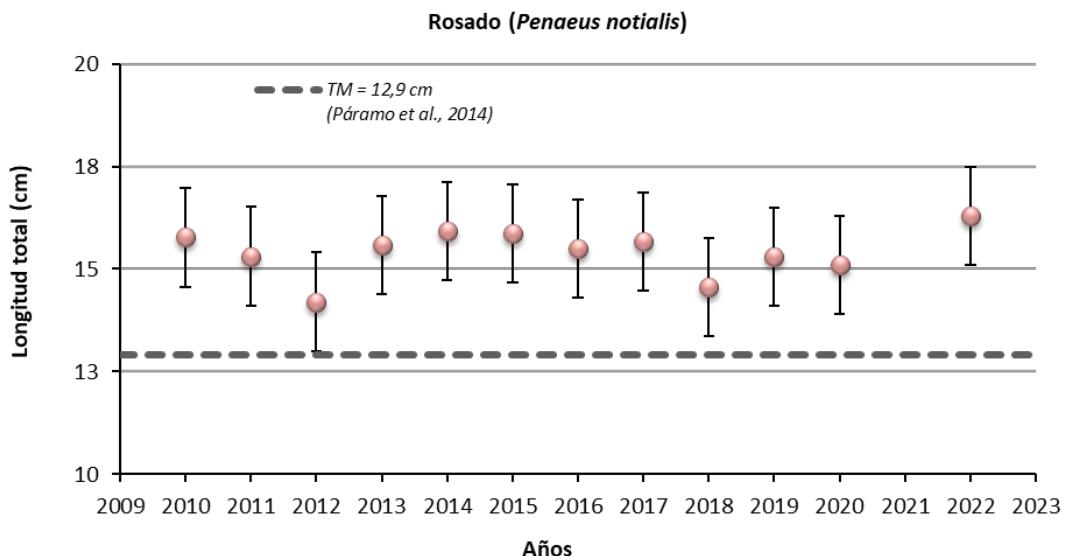


Figura 76. Variación interanual de la talla media de captura (TMC) de las hembras de camarón rosado *Farfantepenaeus notialis*, principal especie en la pesquería de cas del caribe colombiano con respecto al punto de referencia límite (prl).

Interpretación de los resultados

Las TMC de las especies de camarón de aguas someras del Pacífico mantuvieron su comportamiento respecto a la TM, los valores calculados (18,7 cm para camarón blanco, *P. occidentalis* y 12,0 cm para camarón tití *Xiphopenaeus riveti*) mantuvieron su talla por encima del PRL (Figura 75 A y B). Para las principales especies del CAP, el camarón coliflor (*S. agassizi*) mostró, para 2022, una TMC de 10,9 cm, estando por debajo del PRL (11,5 cm; Figura 75C) (Rueda, y otros, 2010). Así mismo, el camarón pink (*P. brevirostris*), presentó una TMC (12,4 cm) por debajo del PRL (13,1 cm) (Giron-Montaño, Rueda, Eraso-Ordoñez, & Rodríguez-Jiménez, 2016), evidenciando un alto riesgo de sobrepesca por reclutamiento para estas especie. Este PRL fue actualizado y las TMC históricas siempre se ubicaron por debajo de la TM (Figura 75D). Para el CAS en el Caribe, la TMC para el *P. notialis* estuvo por encima del PRL (12,9 cm) (Páramo, Perez, & Wolff, 2014) , pero a pesar de esto, la CPUE no da indicios de recuperación del recurso (Figura 76).

Limitaciones del indicador

La TMC fue calculada sólo para los organismos que hacen parte de la fracción de pesca objetivo. Así, si existe una cantidad de estos organismos que no hacen parte de esta fracción, este indicador deberá recalcularse. Dado que el PRL usado es la TM, la calidad de esta estimación incide directamente en la interpretación de la TMC. Para esto es necesario siempre contar con información proveniente de seguimientos a bordo de la especie, para lo cual es indispensable el apoyo de la industria pesquera en el Pacífico.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Se sugiere realizar evaluaciones de selectividad del arte para disminuir el riesgo de sobrepesca por crecimiento del camarón coliflor y del camarón pink (Millar & Fryer, 1999) que puedan apoyar la regulación de los tamaños de malla en algunas secciones de la red de arrastre de modo que pueda beneficiarse el recurso con un probable incremento en la TMC. Por otro lado, se debe limitar la exportación y captura de los individuos de la talla comercial 100-120, las cuales albergan los camarones más pequeños y componen 60% del volumen de capturas.

18. Indicador de proporción de pesca incidental y descartes: pesca industrial nacional de camarón

Definición e importancia del indicador

La fauna acompañante de una pesquería está compuesta por los recursos que no son el objetivo de la actividad, pero que aun así son capturados. Estos recursos pueden clasificarse en captura incidental (CI) (pesca no objetivo que tiene valor comercial) y descartes (especies sin valor comercial y que son devueltas al mar generalmente sin vida). Conocer los porcentajes de fauna acompañante y la relación que tiene con la captura objetivo (FA/CO), permite determinar el impacto de la pesca sobre la biodiversidad marina; sin embargo, el interés de las medidas de manejo deben ir dirigido a reducir el volumen de los descartes, pues las capturas incidentales basadas en individuos de tallas por encima de la talla de madurez, son aprovechados por interés del mercado con beneficios a las comunidades que dependen para su seguridad alimentaria y empleo de esta fracción de la pesca de esta de pesquería.

Fuente de los datos e información

Base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN, alimentado con apoyo de las empresas pesqueras que desembarcan en Buenaventura.

Información secundaria suministrada por la Universidad del Magdalena a través del Servicio Estadístico Pesquero Colombiano- SEPEC, proveniente de los desembarcos que se realizan en los puertos base de Cartagena y Tolum

Periodo reportado

2005 a diciembre de 2022 para el Pacífico.

2010 a diciembre de 2022 para el Caribe.

Reporte o cálculo del indicador

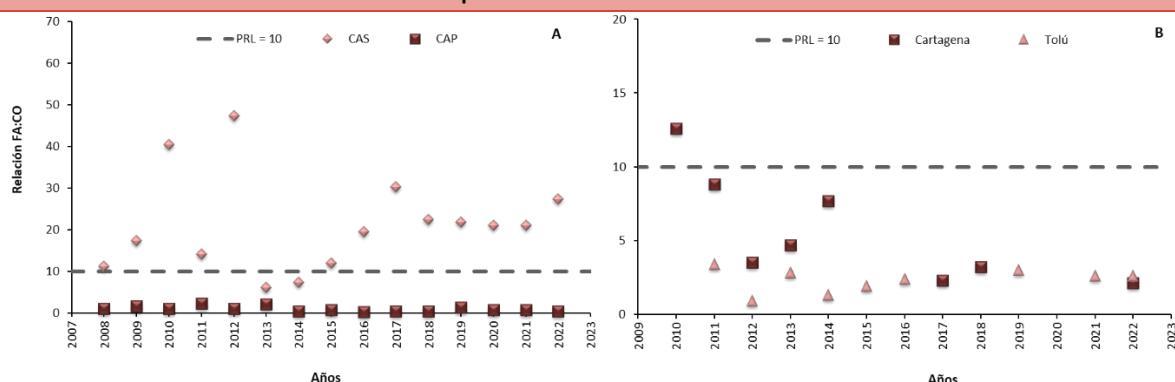


Figura 77. Variación interanual de la relación fauna acompañante/captura objetivo (FA/CO) en las pesquerías de camarón del Pacífico (A) y el Caribe colombiano (B).

Interpretación de los resultados

En la pesquería del CAS en el Pacífico colombiano la relación FA/CO para el 2022 fue de 27,3, superior a la calculada el año inmediatamente anterior, la más alta en los últimos cinco años para esta pesquería y por encima del PRL establecido en 10 (Figura 77A). Esto indica una fuerte presión sobre la fauna asociada, principalmente por la captura incidental CI, la cual se ha convertido en una pesca dirigida para garantizar la rentabilidad de la actividad actualmente, debido a su valor comercial y aprovechamiento, además del evidente estado de sobreexplotación de la CO. Se resalta el hecho que las capturas de especies que no son objetivo de la pesquería y que en su mayoría son descartadas, son organismos juveniles que en su fase adulta son base para las pesquerías artesanales costeras (Seijo *et al.*, 1998), por lo que en la actualidad se cuenta con iniciativas para la disminución de esta fracción de la captura de la pesca de arrastre. En la pesquería del CAP, la relación FA/CO fue de 0,5, lo cual guarda similitud a lo reportado los últimos años, sugiriendo que el impacto de esta pesquería sobre la biodiversidad asociada es bajo, en comparación con la pesca del CAS (Figura 77A).

Para la flota con puerto base en Tolú la relación fue de 2,12, siguiendo con la misma tendencia baja de los últimos años (Figura 77B). Teniendo en cuenta el comportamiento de la relación FA/CO para el caso de flota con base en Tolú, esta se ha venido comportando con fluctuaciones entre los años, lo cual obedece a que se mantenían pescando dentro y fuera del Golfo. En los últimos años, la Autoridad Nacional de Pesca y Acuicultura y Guardacostas han estado aumentando el control y vigilancia de las actividades dentro del Golfo por lo que ya se ven obligados a realizar sus actividades pesqueras afuera de éste. Estos cambios en los sitios de pesca, profundidad y otros factores como pluviosidad y distanciamiento de desembocaduras de ríos ha podido incidir en la mayor o menor captura de fauna acompañante, afectando directamente

18. Indicador de proporción de pesca incidental y descartes: pesca industrial nacional de camarón
dicho coeficiente.
Limitaciones del indicador
Este indicador depende de la representatividad del muestreo a bordo y de las áreas geográficas donde se concentre el monitoreo, dada la variabilidad espacial de la biodiversidad marina. No existe un punto de referencia límite general de FA/CO por lo cual se toma para áreas en particular, aunque lo deseable es reducirlo al máximo. Se usa en este caso un valor que ha sido aproximado a las zonas tropicales del mundo, pero que incluso puede llegar hasta un factor de 24.
Recomendaciones y alternativas de manejo
Para todas las flotas de pesca industrial por arrastre en Colombia, se recomienda implementar el uso obligatorio de dispositivos reductores de fauna acompañante para peces (Rueda <i>et al.</i> , 2006; Girón <i>et al.</i> , 2010; Manjarrés <i>et al.</i> , 2008), velar por el cumplimiento del excluidor de tortugas o realizar ajustes en los tamaños de malla que sean diferenciales a lo largo del cuerpo de la red para incrementar el escape de fauna acompañante. Lo anterior como medida para reducir el impacto sobre la biodiversidad, promoviendo una pesca limpia y responsable en las pesquerías de camarón. Existe resolución de la AUNAP (No. 2988 de 2021), la cual promueve la introducción gradual de redes de arrastre selectivas para el CAS y CAP, producto del proyecto REBYC-II LAC, el cual evaluó cambios en el material de las redes, tamaños de malla e inclusión de un dispositivo excluidor de peces juveniles y se llegaron a modelos prototípicos adoptados por la AUNAP.

19. Indicador de fracción desovante/juvenil de las capturas: pesca industrial nacional de camarón																																									
Definición e importancia del indicador																																									
<p>La fracción de juveniles de una población son individuos ya formados, pero aun no han alcanzado la madurez sexual y por tanto no tienen la capacidad para reproducirse. Si las capturas por pesca impactan una proporción importante de juveniles y esta es mayor que la de los adultos, se ponen en riesgo los procesos reproductivos y de crecimiento de las poblaciones. Así mismo, una reducción de la población desovante afectaría los niveles de reclutamiento y por tanto la sostenibilidad del recurso en el tiempo.</p>																																									
Fuente de los datos e información																																									
<p>Base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN, alimentado con apoyo de las empresas pesqueras que desembarcan en Buenaventura, Cartagena y Tolú.</p>																																									
Periodo reportado																																									
2022 para el Pacífico y el Caribe.																																									
Reporte o cálculo del indicador																																									
<p>Blanco (<i>Penaeus occidentalis</i>)</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Longitud total (cm)</th> <th>Frecuencia absoluta</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>13</td><td>2</td></tr> <tr><td>14</td><td>3</td></tr> <tr><td>15</td><td>2</td></tr> <tr><td>16</td><td>5</td></tr> <tr><td>17</td><td>40</td></tr> <tr><td>18</td><td>100</td></tr> <tr><td>19</td><td>135</td></tr> <tr><td>20</td><td>125</td></tr> <tr><td>21</td><td>70</td></tr> <tr><td>22</td><td>10</td></tr> </tbody> </table> <p>Pink (<i>Penaeus brevirostris</i>)</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Longitud total (cm)</th> <th>Frecuencia absoluta</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>9</td><td>10</td></tr> <tr><td>10</td><td>40</td></tr> <tr><td>11</td><td>390</td></tr> <tr><td>12</td><td>580</td></tr> <tr><td>13</td><td>330</td></tr> <tr><td>14</td><td>80</td></tr> <tr><td>15</td><td>40</td></tr> <tr><td>16</td><td>10</td></tr> </tbody> </table>		Longitud total (cm)	Frecuencia absoluta	13	2	14	3	15	2	16	5	17	40	18	100	19	135	20	125	21	70	22	10	Longitud total (cm)	Frecuencia absoluta	9	10	10	40	11	390	12	580	13	330	14	80	15	40	16	10
Longitud total (cm)	Frecuencia absoluta																																								
13	2																																								
14	3																																								
15	2																																								
16	5																																								
17	40																																								
18	100																																								
19	135																																								
20	125																																								
21	70																																								
22	10																																								
Longitud total (cm)	Frecuencia absoluta																																								
9	10																																								
10	40																																								
11	390																																								
12	580																																								
13	330																																								
14	80																																								
15	40																																								
16	10																																								

Figura 78. Estructura de tallas para las hembras de la principal especie objetivo en las pesquerías de CAS (izquierda) y de CAP (derecha) del Pacífico colombiano durante 2022, indicando la fracción juvenil y adulta de las capturas y el valor de la talla de madurez (TM).

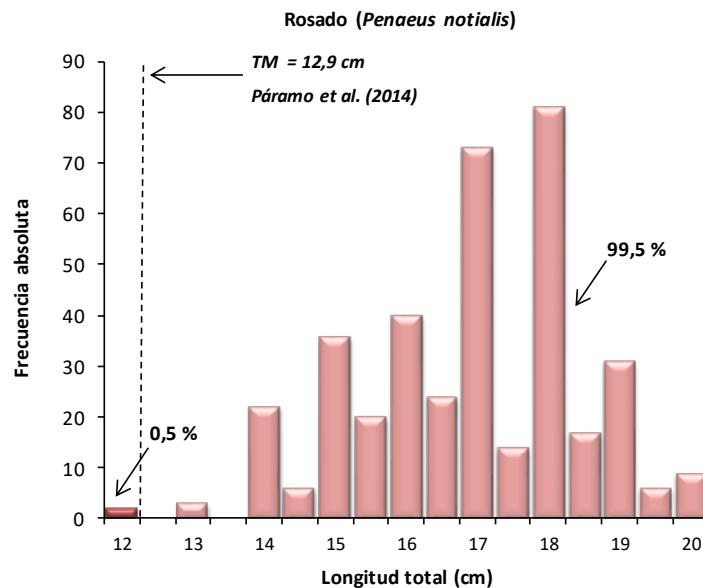


Figura 79. Estructura de tallas para las hembras de la principal especie objetivo en la pesquería de CAS del Caribe colombiano durante 2022, indicando la fracción juvenil y adulta de las capturas y el valor de la talla de madurez (TM).

Interpretación de los resultados

Las hembras muestreadas en la pesquería del CAS del Pacífico para el *Penaeus occidentalis* fueron en su mayoría maduras (87,1 %). Esto indica una baja presión de pesca sobre la estructura poblacional de estos recursos (Figura 78). Contrario a lo sucedido con el CAP, la proporción de hembras maduras fue baja, siendo solo el 16,1 % para el camarón pink (Figura 78), durante el periodo de muestreo. Esta pesquería ejerce una mayor presión sobre la población sub-adulta y juvenil que, en la pesquería de CAS, lo que implicaría un riesgo de sobrepesca por reclutamiento para la especie, afectando la disponibilidad de biomasa. Para el CAS del Caribe, la mayor porción de hembras capturadas fueron mayores a la TM, por lo que no hay riesgo de sobrepesca por crecimiento (Figura 79).

Limitaciones del indicador

Debido a que este indicador es calculado a partir de seguimiento a bordo de la flota, es importante que las muestras sean representativas de la distribución de la población. Además, es determinante la precisión de la estimación de la TM que se usa como PRL.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Es muy importante que además de lo sugerido en el indicador TMC, se considere el diseño de vedas espacio -temporales para el recurso camarón, sobre el de CAP en el Pacífico, sin eliminar las vedas temporales en los periodos de desove y reclutamiento. Continuar con el seguimiento del ciclo reproductivo de las especies objetivo de explotación, permitirá tener datos consistentes y continuos para soportar la toma de decisiones.

20. Indicador de rentabilidad económica: pesca industrial nacional de camarón

Definición e importancia del indicador

Son las ganancias generadas por unidad de pesca una vez del ingreso bruto producto de la pesca se han descontado los costos totales (fijos, variables o de oportunidad). El uso de variables económicas en pesca junto con las bioecológicas, es clave para alcanzar el aprovechamiento racional de los recursos bajo varias perspectivas.

Fuente de los datos e información

Base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN, alimentado con apoyo de las empresas pesqueras que desembarcan en Buenaventura.

Periodo reportado

2007 a 2022 para el Pacífico.

Reporte o cálculo del indicador

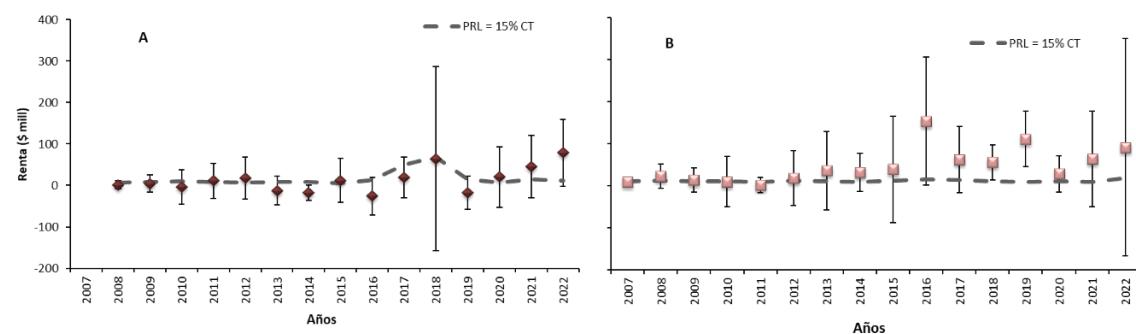


Figura 80. Variación interanual de la renta promedio por faena (\pm DE) en las pesquerías de CAS (A) y CAP (B) en el Pacífico colombiano. CT = Costos totales. (- - PRL = 15% más de los CT).

Interpretación de los resultados

Se estableció arbitrariamente como PRL que la renta correspondiera al 15% de los costos totales promedio de una faena. En la pesquería del CAS en el Pacífico, la renta promedio fue de \$78,53 millones \pm DE 80,76 millones, muy por encima del PRL que para este año estuvo en \$11,83 millones (Figura 80A). Es de anotar que parte importante de los ingresos de esta pesquería lo constituye la captura incidental, la cual representa hasta un 50% de los ingresos, lo cual es indispensable en la actualidad para alcanzar el margen de utilidad, generando un impacto variable sobre la biodiversidad asociada. Para la pesquería del CAP, la renta económica fue de \$91,45 millones \pm DE 258,32 millones, como es constante en esta pesquería la renta estuvo por encima del PRL el cual fue de \$17,89 millones, lo que demuestra el buen desempeño económico de esta flota en los últimos años. Esto se ha mantenido gracias a la abundancia del recurso y los buenos precios del mercado internacional (Figura 80B). Los ingresos para esta flota provienen en su mayoría de la captura objetivo.

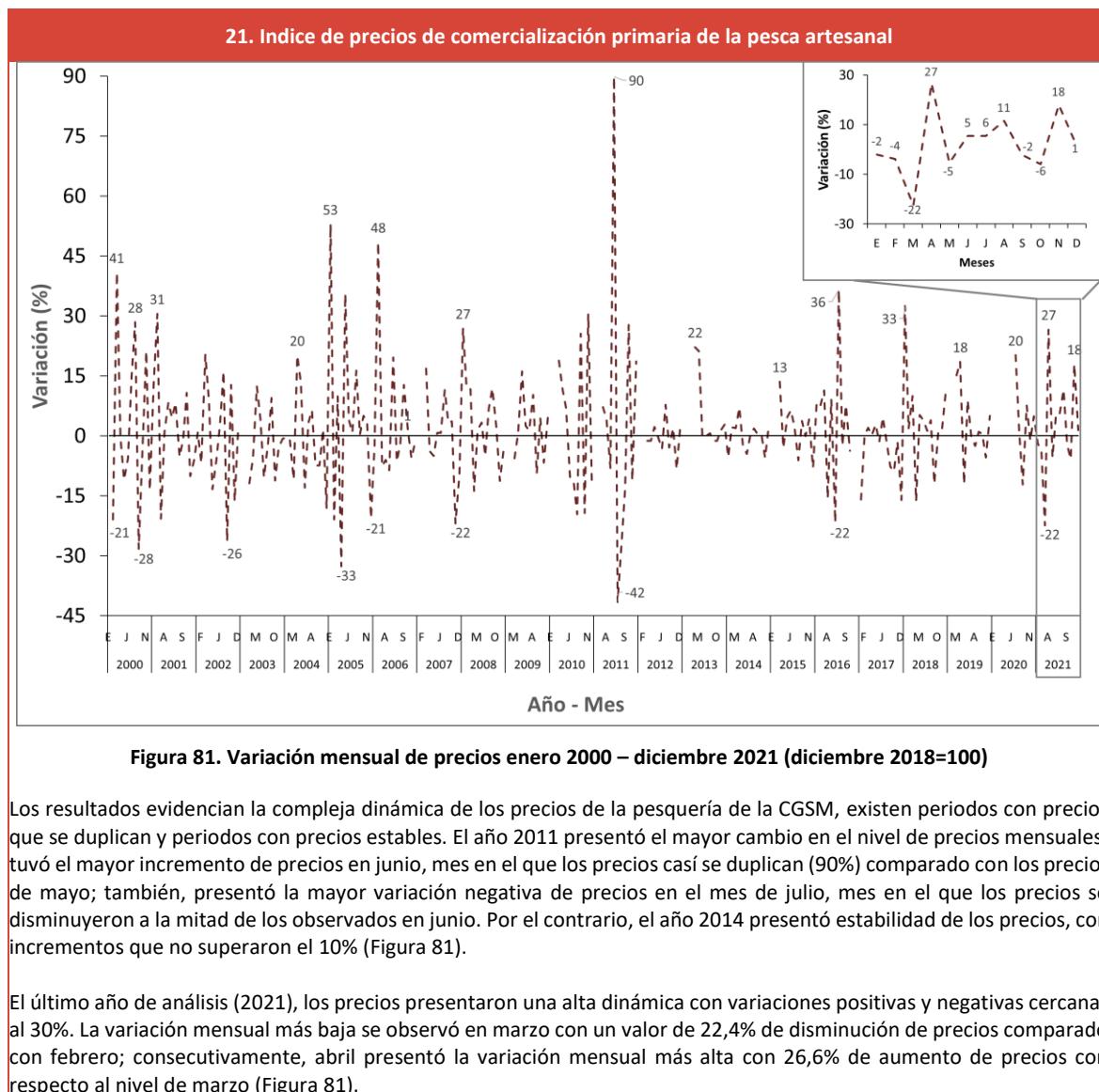
Limitaciones del indicador

La toma de información confiable depende de las empresas del sector pesquero lo que en ocasiones se ve afectado por la honestidad de algunos en el suministro de la información sobre todo económica, el abordaje y búsqueda que información de la flota se afecta por los problemas de orden público. La oferta y demanda del mercado pueden afectar la estimación de indicadores económicos, sin tener relación directa con la disponibilidad de los recursos. Al existir en el Caribe permissionarios particulares, no fue posible obtener información completa sobre los gastos e ingresos de cada faena de pesca.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Tanto para las pesquerías de CAS del Pacífico como para la del Caribe, se reitera la urgencia de establecer alternativas de diversificación pesquera como, por ejemplo, la utilización de redes de arrastre de pesca demersal, más selectivas que permitan el aumento de sus ingresos a medida que se eleven las capturas de especies de peces de alto valor comercial, pero sin comprometer la salud del ecosistema. Es necesario evaluar la sostenibilidad económica de la actividad a la luz del costo ambiental que genera. Debido a la disminución de la flota pesquera de CAS con puerto base Cartagena y a la situación que se presenta en las embarcaciones con puerto base en Tolú, se hace necesario mantener y fortalecer las relaciones con la Autoridad Pesquera y con los armadores pesqueros con el fin de viabilizar de una manera más ágil la participación de investigadores en cada una de las faenas. Así mismo, estas empresas y/o permissionarios deberán seguir aportando la información de la pesquería a la AUNAP de manera más completa incluyendo tanto el esfuerzo pesquero como aspectos económicos de la flota, para garantizar información confiable a la hora de realizar las evaluaciones.

21. Índice de precios de comercialización primaria de la pesca artesanal	
Definición e importancia del indicador	
<p>El índice de precios de comercialización primaria de la pesquería artesanal de la CGSM (IPCG) es un indicador del comportamiento mensual de precios al por menor de las especies comercializadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM).</p> <p>El IPCG es importante porque mide el cambio de precios de la pesquería, recurso natural con alto valor socioeconómico del que dependen las poblaciones humanas que viven en la región (Ramsar, 2017), el índice es útil para el cálculo de los cambios en el ingreso real de la pesquería de la CGSM.</p>	
Fuente de los datos e información	
<p>Sistema de Información Pesquera de INVEMAR (SIPEIN) (INVEMAR, 2019a). Periodicidad en la producción de los datos: reporte mensual. Frecuencia de registro de los datos: diarios, mínimo tres días por semana (Viloria, 2017). Variable utilizada para el cálculo: ingresos totales (IT) por unidad de pesca, correspondiente a los ingresos generados por la primera venta en el sitio de desembarco (Viloria, 2017). Cobertura geográfica: Ciénaga Grande de Santa Marta.</p> <p>El SIPEIN registra información de más de 100 especies para la CGSM, para la construcción de la canasta de especies fueron seleccionadas 18 especies que registran información en todos los períodos de tiempo analizados: Areca, Bocachico, Carrura, Chivo Cabezón, Coroncoro, Jaiba Roja, Lebranche, Lisa, Macabi, Mapale, Mojarrá Blanca, Mojarrá Lora, Mojarrá Peña, Mojarrá Rayada, Moncholo, Robalo Largo, Robalo Pipón y Sábalo; estas especies acumulan el 76% de las capturas y 86% de los ingresos en el periodo analizado.</p>	
Periodo reportado	
<p>Información mensual en el periodo 2000 – 2021; con ausencia de registro en enero (2003); enero (2007); enero (2009); enero (2010); enero (2011); enero (2012); enero y febrero (2013); enero (2015); noviembre (2016); enero (2019); y enero, abril y mayo (2020).</p>	
Reporte o cálculo del indicador	
<p>Forma de cálculo: la estimación se realiza con el precio del primer intercambio efectuado entre pescador y comprador. Para el cálculo se utilizó un índice de precios tipo Laspeyres (IPL_t) tomando como periodo base el mes diciembre de 2018 (ver United Nations, 2009):</p> $IPL_t = \frac{\sum_i p_i^t q_i^b}{\sum_i p_i^b q_i^b}$ <p>Donde p_i^b = precio del bien en el mes base Donde p_i^t = precio del bien en el mes t Donde q_i^b = cantidades vendidas en el mes base</p> <p>La variación de precios (V_t) se calcula como la razón de cambio del índice de Laspeyres:</p> $V_t = \frac{IPL_t - IPL_{(t-1)}}{IPL_{(t-1)}}$ <p>La variación mensual corresponde a la razón de cambio del índice de Laspeyres de meses consecutivos; para la variación anual se utiliza la razón de cambio del índice del mes analizado con respecto al índice de diciembre del año anterior.</p>	
Interpretación de los resultados	



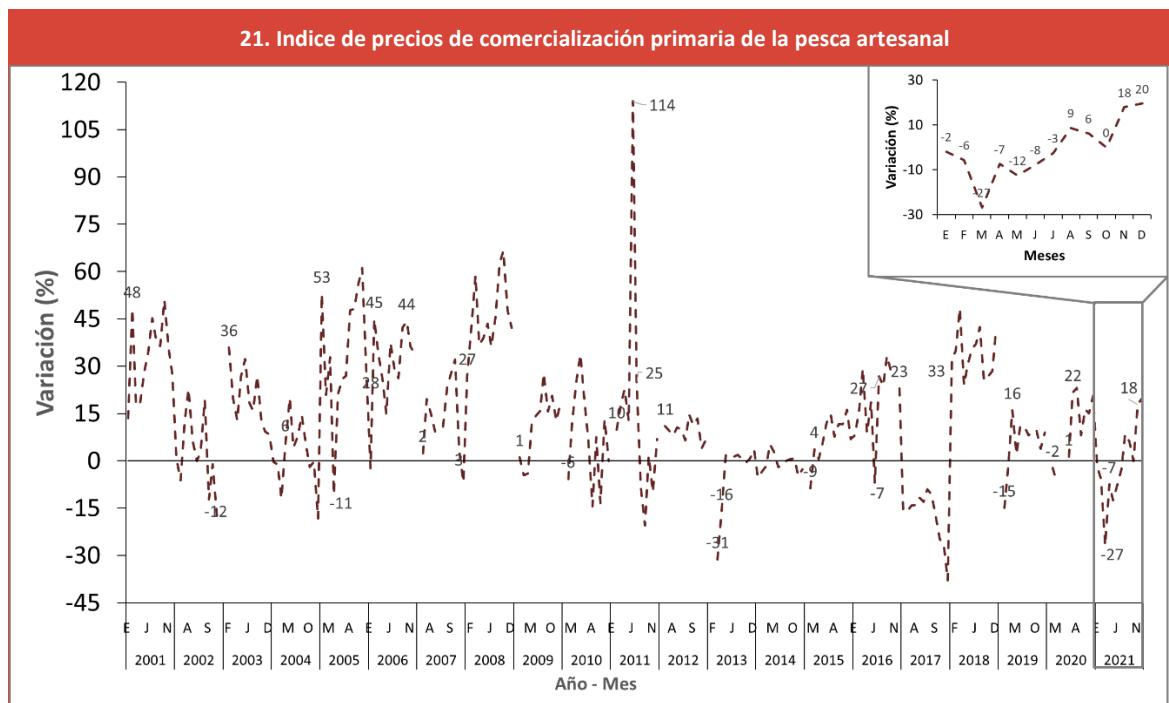


Figura 82. Variación anual de precios enero 2000 – diciembre 2021 (diciembre 2018=100)

La variación acumulada anual de precios presenta alta volatilidad: la variación positiva más alta se presentó en junio de 2011 con un valor de 114% con respecto a diciembre del 2010; diciembre de 2017 presentó el nivel de precios más bajo con -38% con respecto a diciembre del 2016 (Figura 82).

El año 2021 inicia con la disminución de los precios de comercialización en 2% con respecto a diciembre del 2020, la disminución continua hasta marzo cuando alcanzó el menor nivel de precios con una variación de 26,9%; consecutivamente, se incrementó el nivel de precios hasta su mayor valor en diciembre con una variación de 19,5%; adicionalmente, se presentaron variaciones en mayo de -12,5% y octubre de 0,1% (Figura 82).

Limitaciones del indicador

La recolección de precios se realiza a través de entrevistas a pescadores en el lugar de comercialización, lo que puede generar sesgos.

Recomendaciones y alternativas de manejo

El IPCG puede ser utilizado para conocer el comportamiento de los precios del mercado de la pesquería de la CGSM, responde a la pregunta ¿Cuál fue el cambio en los precios? Investigaciones futuras pueden responder preguntas sobre el porque del cambio de precios, combinando el análisis con variables sociales, ambientales y económicas.

CAPÍTULO IV

INSTRUMENTOS DE GESTIÓN DE LOS ESPACIOS OCEÁNICOS Y ZONAS COSTERAS E INSULARES DE COLOMBIA: INDICADORES DE RESPUESTA



Curso local MIZC- 25 años – Guapi, Cauca. Foto : Alejandra Ramírez- CMC

INTRODUCCIÓN

La Zona Costera (ZC) es un espacio complejo donde se generan importantes procesos ecológicos, económicos e institucionales que requieren una planificación y manejo enfocado a conciliar el uso del espacio y de los recursos naturales. Es así como el conocimiento de la dinámica de los problemas de las ZC y su tratamiento particular, participativo y dinámico mediante el Manejo Integrado de Zonas Costeras (MIZC) (Steer et al., 1997), se asume como eje central y organizativo para la toma de decisiones enfocada a la conservación y uso sostenible de la diversidad biológica marina y costera, siendo una meta internacional promovida desde la Convención de RAMSAR (1971), la “Cumbre de la Tierra” (Río de Janeiro, 1992) y adoptada en los planes de acción de la “Agenda 21” del Convenio sobre la Diversidad Biológica (ONU, 1992), lo cual ha sido ratificado en convenciones posteriores incluyendo además otros planteamientos para el ordenamiento como la planificación espacial marina – PEM, como mecanismo para aportar a la conservación de la biodiversidad marina y costera (COP 14/2018, COP 15/2021). Igualmente, la Convención de Cambio Climático, en el artículo 4, plantea el concepto de MIZC, como un enfoque que puede contribuir a la adaptación a los impactos de cambio climático.

A su vez, en el marco de los Objetivos de Desarrollo Sostenible ODS y en especial el objetivo 13 y 14 con la Declaración del “Decenio de las Naciones Unidas de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible 2021-2030”, el tema de conocimiento sirve de eje para su declaratoria, enfocándose en que este Decenio brinde una oportunidad única en la vida para sentar las nuevas bases entre ciencia y política a fin de fortalecer la gestión de nuestros océanos y costas en beneficio de la humanidad (UNESCO-COI, 2019).

Bajo este contexto Colombia ha fortalecido su compromiso con la CDB y el Mandato de Jakarta (1995) a través de varios procesos de planificación para la conservación y el Ordenamiento Ambiental del Territorio (OAT) tanto en el Caribe como en el Pacífico colombiano, los cuales han sido orientados bajo el marco internacional MIZC y la Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los Espacios Oceánicos y las Zonas Costeras e Insulares de Colombia” PNAOCI (MMA, 2001), sustentan y apoyan, bajo estrategias complementarias, la sostenibilidad de la base natural y el OAT. Así mismo, el INVEMAR ratifica su alto grado de compromiso a el Decenio, desde su misión de enfocar y propender el trabajo en la “Ciencia que necesitamos para el océano que queremos”, en especial en desarrollar ciencias oceánicas y proporcionar datos e información para la elaboración de políticas bien informadas con el objetivo de garantizar el buen funcionamiento del océano a favor de los objetivos de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible (UNESCO-COI, 2019).

Los procesos MIZC desarrollados entre Institutos de Investigación en ciencias del mar, Corporaciones Autónomas Regionales, actores locales y otros agentes gubernamentales y no gubernamentales han permitido analizar las implicaciones del desarrollo, los conflictos de uso, guiar el fortalecimiento de las instituciones, las políticas y la participación local a la toma de decisiones; y al mismo tiempo, han apoyado la sostenibilidad ambiental sectorial, mediante lineamientos ambientales para el desarrollo de actividades productivas en la ZC. Estos procesos en algunos casos, ya se han compatibilizado con los planes de OAT y, por otro lado, han estado en concordancia con ejercicios de planificación para identificación de áreas prioritarias

de conservación, donde estos últimos, apoyan el establecimiento de regiones integrales de planificación y OAT con responsabilidades claramente definidas (MMA, 2001), en donde, por ejemplo, mediante el fortalecimiento del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas SINAP, se permite dar un sustento técnico-científico y mayor responsabilidad a los gobiernos regionales y locales para asumir metas de conservación e implementar la gestión eficaz que las garantice. Es así como la sostenibilidad ambiental y el OAT constituyen la base para el MIZC, y complementariamente permiten definir las prioridades de manejo y pautas ambientales para áreas específicas, aportando a los planes de desarrollo, ordenamiento territorial, gestión ambiental, en el orden departamental y municipal (Figura 83), así como a los planes de manejo de los consejos comunitarios y los planes de vida de las comunidades indígenas.

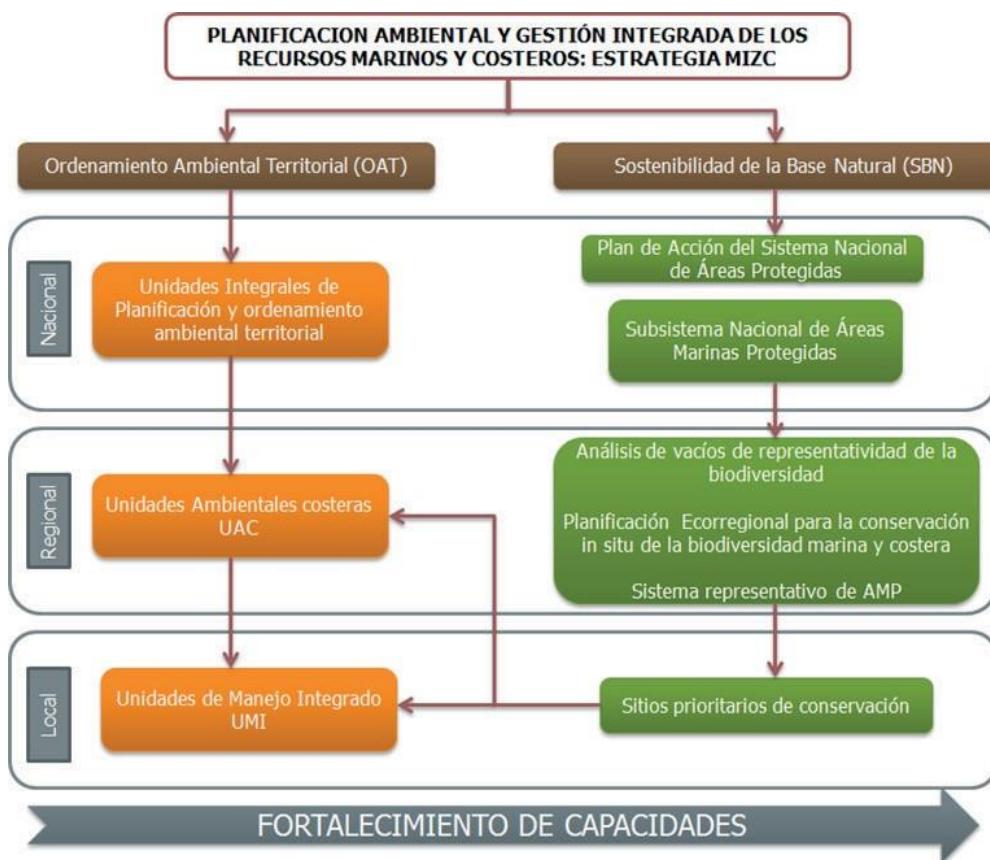


Figura 83. Esquema de las acciones desarrolladas para la planificación ambiental y la gestión integrada de los ambientes marinos y costeros en Colombia.

La estrategia que permite incluir al MIZC como orientador de los esfuerzos públicos y privados para la planificación integral del desarrollo es el OAT, cuyo objetivo es conocer y valorar los recursos naturales a fin de reglamentar las prioridades y los usos sostenibles del territorio, así mismo establece las instancias claras para su desarrollo dentro del proceso de administración (MMA, 2001).

La PNAOCI define tres Unidades Integrales de Planificación y Ordenamiento Ambiental Territorial: Región Pacífico, Región Caribe Insular y la Caribe Continental y Oceánica, las cuales integran y estructuran las políticas y las acciones públicas y privadas encaminadas al desarrollo sostenible de las áreas marinas y costeras. Cada unidad alberga Unidades Ambientales Costeras y Oceánicas

(UACO), en donde la planificación se lleva a cabo, bajo un enfoque y manejo integral, para desarrollar eficientemente procesos de zonificación, lineamientos y pautas de manejo específicas a las problemáticas de cada unidad.

La metodología propuesta para llevar a cabo la adopción del MIZC en Colombia y la formulación de los planes de manejo integrado en cualquier unidad de manejo se denomina metodología COLMIZC. Esta consta de un período de preparación, y cuatro etapas que incluyen caracterización y diagnóstico, formulación y adopción, implementación y evaluación (Figura 84).

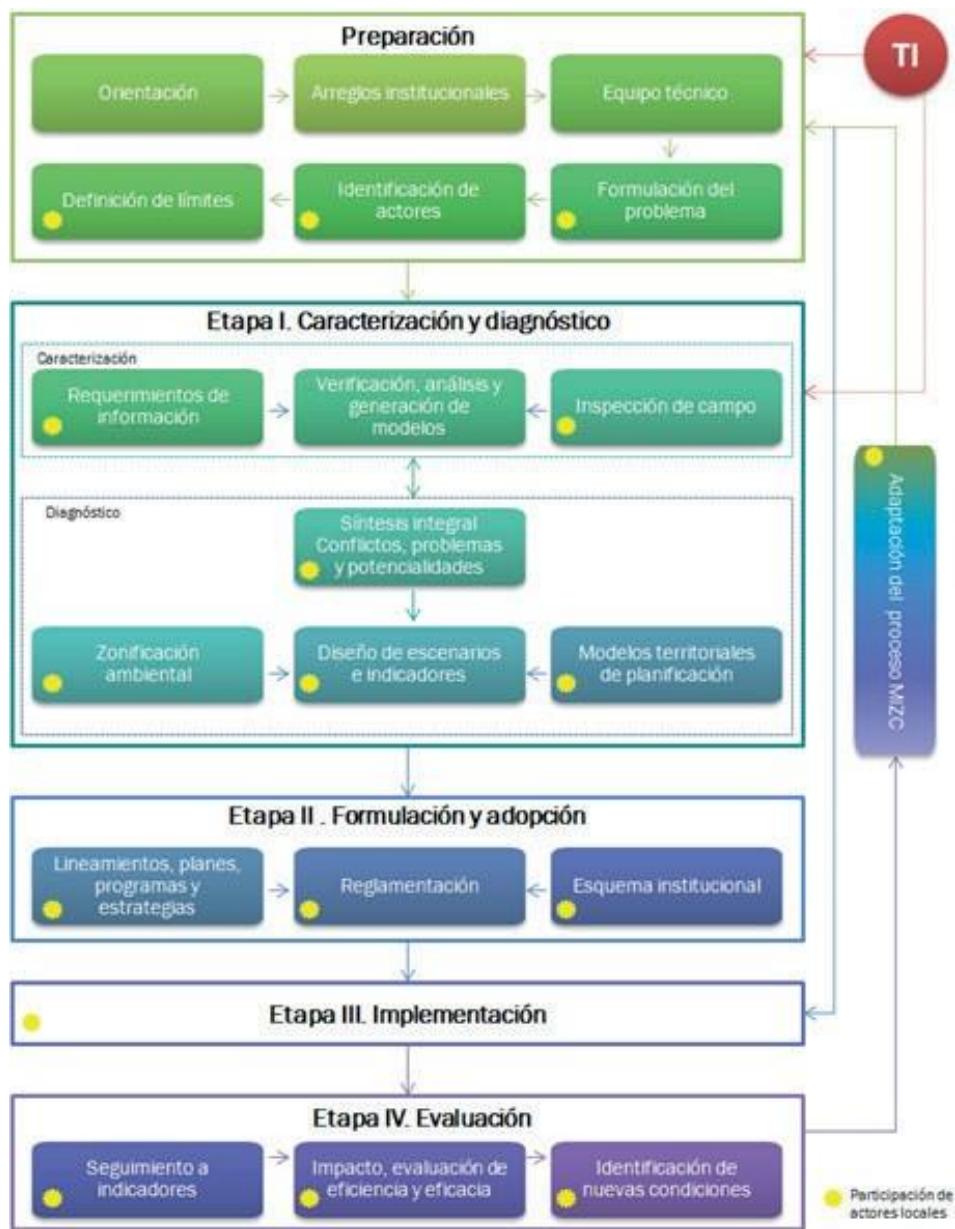


Figura 84. Metodología COLMIZC. Tomado de (Rojas-Giraldo *et al.*, 2010).

MANEJO INTEGRADO DE ZONAS COSTERAS Y PLANIFICACIÓN ESPACIAL MARINA

En las zonas costeras se generan importantes procesos ecológicos, económicos, culturales e institucionales que requieren una planificación y manejo orientado a armonizar el uso del espacio y de los recursos naturales. Es así como el conocimiento de la dinámica de los problemas y su tratamiento particular, participativo y dinámico mediante el Manejo Integrado de Zonas Costeras (MIZC) (Steer *et al.*, 1997) se asume como eje central y organizativo para la toma de decisiones enfocada a la conservación y uso sostenible de la diversidad biológica marina y costera (ONU, 1992). La implementación del MIZC como herramienta para el desarrollo sostenible de las zonas marinas y costeras y como fundamento de planificación ambiental territorial, es una estrategia reconocida a nivel mundial desde la convención de Río de Janeiro de 1992, el Mandato de Jakarta de la Convención de Diversidad Biológica (1995) y la Convención de Johannesburgo (2002).

Estos temas se ratifican en la declaración final de Río +20, que en su artículo 158, reconoce que los océanos, los mares y las zonas costeras constituyen un componente integrado y esencial del ecosistema terrestre y son fundamentales para mantenerlo, y que el derecho internacional, reflejado en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, proporciona el marco jurídico para la conservación y uso sostenible de los océanos y sus recursos. Destaca la importancia de la conservación y uso sostenible de los océanos y mares y sus recursos para el desarrollo sostenible, en particular mediante su contribución a la erradicación de la pobreza, el desarrollo económico sostenido, la seguridad alimentaria, la creación de medios de vida sostenibles y trabajo decente, y al mismo tiempo, la protección de la biodiversidad y el medio marino y las medidas para hacer frente a los efectos del cambio climático. Finalmente, aplicar efectivamente un enfoque ecosistémico y de precaución en la gestión, de conformidad con el derecho internacional, de las actividades que tengan efectos en el medio marino para lograr las tres dimensiones del desarrollo sostenible.

Por lo anterior, frente a los compromisos adquiridos por Colombia ante estos convenios y los actuales conflictos de uso y manejo desordenado de los recursos marino costeros, se ha avanzado en la adopción del MIZC, como marco articulador de la gestión sostenible y desarrollo e investigación marina, con la adopción e implementación de la “Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los Espacios Oceánicos y Zonas Costeras e Insulares de Colombia” PNAOCI (MMA, 2001), la cual responde a la necesidad de articular de forma integral el desarrollo institucional, territorial, económico y sociocultural del ambiente oceánico y costero y del país frente a los retos futuros. De igual manera, en la búsqueda de una economía que garantice un mayor nivel de bienestar, el país planteó como estrategia el “Aprovechar el Territorio marino-costero en forma eficiente y sostenible” (DNP, 2007), el cual establece las metas y acciones requeridas para proteger y aprovechar los sistemas naturales, sus bienes y servicios como sustento para el desarrollo.

En este sentido, hacia el 2014 el hoy Minambiente llevó a cabo un proceso de revisión de los avances en la PNAOCI como parte del proceso de ingreso a la Organización de Cooperación y Desarrollo Económico - OCDE; a raíz de esto, se establece la necesidad de que el Departamento Nacional de

Planeación (DNP) adelantara la revisión y actualización de esta política. Es así como el Plan de Desarrollo 2014-2018 indica en su objetivo 2 que: “se avanzará en la formulación y adopción de una política integrada para la gestión de la zonas marinas, costeras e insulares del país, haciendo énfasis en la protección de su biodiversidad el bienestar de sus pobladores y la defensa de la soberanía nacional”.

Lo anterior va en concordancia con lo establecido en la Ley 1454 de 2011 “Ley orgánica de ordenamiento territorial”, que avanza en la construcción de la Política General de Ordenamiento Territorial PGOT, la cual parte de una perspectiva multiescalar, intersectorial e interinstitucional, dirigida hacia el logro de la armonía entre las actividades humanas con respecto a los sistemas espaciales integrales que estructuran el territorio, como los ecosistemas, las macroregiones, las redes de infraestructuras estructurantes, el sistema de ciudades, los grandes equipamientos y espacios de interés estratégico o usos especiales, como las zonas de frontera, costeras, marítimas, insulares, áreas de conservación y reserva ambiental, territorios indígenas, entre otros (DNP, 2013).

Con la Ley 1450 por la cual se expide el Plan Nacional de Desarrollo 2010-2014, en su artículo 207 parágrafo 3, dice que los planes de manejo de las UAC deberán ser realizados por las CAR y CDS; así mismo, el numeral 10 del artículo 17 del Decreto 3570 de 2011 modificó la parte final del parágrafo 3 del artículo 207 de la Ley 1450 de 2011, en lo referente a que la Dirección de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos - DAMCRA del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible le corresponde “Emitir concepto previo a la aprobación de los planes de manejo integrado de las unidades ambientales costeras que deben ser adoptados por las corporaciones autónomas regionales”. Este mandato se reglamenta posteriormente mediante el Decreto 1120 del 2013, “Por el cual se reglamentan las Unidades Ambientales Costeras – UAC- y las comisiones conjuntas, se dictan reglas de procedimiento y criterios para reglamentar la restricción de ciertas actividades en pastos marinos, y se dictan otras disposiciones”.

Este es recogido posteriormente por el Decreto Único reglamentario del sector ambiente (Minambiente, 2015), el cual da las directrices generales para la formulación de los Planes de Ordenación y Manejo Integrado de las Unidades Ambientales Costeras – POMIUAC, los cuales deben ser desarrollados siguiendo las siguientes fases:

1. Preparación o aprestamiento
2. Caracterización y diagnóstico
3. Prospectiva y zonificación ambiental
4. Formulación y adopción
5. Implementación o ejecución
6. Seguimiento y evaluación

La Dirección de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos (DAMCRA) de Minambiente construyó la Guía Técnica para la Ordenación y Manejo Integrado de la Zona Costera, cuyo objetivo es precisar el procedimiento para la elaboración de los POMIUAC, de acuerdo con el encargo definido por el Decreto 1120 del 2013, compilado en el Decreto 1076 de 2015 “por medio del cual se expide el decreto único reglamentario del sector ambiente y desarrollo sostenible”.

Esta guía se generó a partir de los manuales elaborados para el MIZC, con un equipo técnico de MINAMBIENTE, INVEMAR, IDEAM y ASOCAR, que trabajó en la elaboración del instrumento para

reglamentar la metodología teniendo en cuenta que a partir de la publicación del Decreto 1120 del 2013 del Minambiente (recogido en el Decreto 1076 del 2015 (Minambiente, 2015), se le otorga a las CARs y CDS competencia y jurisdicción en las zonas marinas y costeras. Esta guía fue adoptada por el Minambiente mediante la Resolución 0768 de 2017 del Minambiente.

Por otro lado, en los temas de ordenamiento de la zona marino costera y las diferentes actividades que allí se desarrollan, surge cierta atención y/o preocupación por los recursos marinos que se ven afectados por algunos aspectos como actividades económicas, concesiones por parte del sector privado, licencias gubernamentales y algunas prácticas que generan presiones sobre la base natural, influyendo negativamente en los recursos que soporta y los servicios que presta. Para aportar a los procesos de manejo y ordenamiento marino costero, es importante fortalecer los aspectos técnicos y metodológicos que contribuyan a la gestión de manera integral de estas áreas, en especial la sub zona marina, considerando los aspectos políticos, usos, conflictos y demás orientaciones que existan en el país con respecto al desarrollo de actividades en el mar.

Finalmente, es importante mencionar, que como instrumento de política pública en materia ambiental para mares y costas, la PNAOCI tiene relación con otros instrumentos que se han derivado en materia de gestión marina y costera y ordenamiento territorial, los cuales fueron promovidos posterior a la política ambiental, como es el caso de la Política Nacional del Océano y los Espacios Costeros – PNOEC emitida por la Comisión Colombiana del Océano (2007 y actualización 2016), la política general de ordenamiento territorial (PGOT) liderada por el Departamento Nacional de Planeación – DNP, y el Conpes 3990 también emitido por el DNP, y que tuvo como base un proceso de evaluación de las políticas sobre mares y costas (PNAOCI y PNOEC). A nivel global, la Planificación Espacial Marina – PEM, se ha visto como un proceso que contribuye a dar estas orientaciones; y la UNESCO ha sido a través de sus guías un referente al respecto, buscando llegar con estas a los responsables de la planificación y gestión con el objetivo de responder preguntas sobre cómo convertir la PEM en un programa operativo de manera que aporte resultados positivos. En este contexto, la PEM es definida como un proceso público para “analizar y asignar la distribución espacial y temporal de las actividades humanas en zonas marinas para alcanzar objetivos ecológicos, económicos y sociales que normalmente se especifican por un proceso político” (Ehler y Douvere, 2009).

INVEMAR desde el año 2015, ha adelantado ejercicios para generar insumos desde el análisis PEM, que aportan elementos metodológicos y técnicos a los procesos MIZC en desarrollo, en el marco de la PNAOCI (MMA, 2001). Estos insumos han permitido reforzar los análisis en la porción del medio marino de varias UAC, bajo un enfoque que permite analizar y gestionar los conflictos e compatibilidades que se puedan dar en esta área. Los ejercicios han permitido adaptar y proponer la metodología PEM para Colombia, haciendo su aplicación en casos prácticos e insumos para:

- UAC Málaga Buenaventura (2015).
- UAC Vertiente Norte Sierra Nevada de Santa Marta y UAC Río Magdalena departamento del Magdalena (2016).
- UAC de la Llanura Aluvial del Sur para el sector del departamento del Cauca (2017).
- UAC de la Llanura Aluvial del Sur para el sector departamento de Nariño (2018).
- UAC Río Magdalena en el sector del departamento de Bolívar (2019).

- UAC Pacífico Norte Chocoano y a la UAC Baudó San Juan, en la porción marina en el departamento del Chocó, sobre litoral del Pacífico.
- UAC Darién (2021) departamentos de Antioquia y Chocó sobre el litoral Caribe.

Estrategia de capacitaciones

El desarrollo y avances en los temas de MIZC-PEM, cambio climático, análisis de datos orientados a las zonas costeras, ha propiciado la consolidación de una estrategia de capacitación, con la cual desde 1999 se han desarrollado diversos cursos sobre el tema de MIZC y se ha ampliado en los últimos años a temas como Tecnologías de Información (TI), Planificación Espacial Marina (PEM), Áreas Marinas Protegidas (AMP) y Cambio Climático (CC).

El Instituto pasó desde el año 2015 a ser Centro Regional de Entrenamiento para Latinoamérica RTC LAC (por su sigla en inglés), el cual hace parte de la estrategia Academia Global para Enseñanza del Océano (OTGA por su sigla en inglés) de IODE-COI-UNESCO. Cada uno de los cursos han sido revisados y evaluados en sus contenidos y metodologías, lo cual ha dejado experiencias particulares y conocimiento a profesionales, investigadores y tomadores de decisiones que han sido beneficiados de las capacitaciones tanto del nivel nacional como de Latinoamérica.

La Academia Global OceanTeacher hace parte de la Oficina de Proyectos de la Comisión Oceanográfica Intergubernamental – COI de la UNESCO, como parte de IODE. OceanTeacher se ha desarrollado como un sistema de formación para los gestores de datos oceánicos y de información marina, así como para los investigadores marinos que deseen adquirir conocimientos en los datos y/o gestión de la información. Además, OceanTeacher se está utilizando para la formación en otras disciplinas relacionadas y proporciona un programa de cursos de formación relacionados con programas de la COI, que contribuye a la gestión sostenible de los océanos y las zonas costeras de todo el mundo, y relevante para los Estados miembros en las regiones, a través de los Centros de Entrenamiento Regional.

22. Indicador de número de personas capacitadas: fortalecimiento de capacidades en manejo integrado costero

Definición e importancia del indicador

En el ámbito nacional, sub-nacional y local, el entrenamiento en temas MIZC, AMP, Cambio Climático y tecnologías de la información (TI) enfocado a los ambientes marinos y costeros, de profesionales y funcionarios públicos es una prioridad, para el entendimiento e incorporación de los temas marinos y costeros en la planeación, ordenamiento territorial, gestión de áreas protegidas y la academia. Estos cursos se realizan con el objetivo de fortalecer la capacidad técnica de las instituciones del SINA, incluidos los entes territoriales con injerencia costera y desde el 2015 a investigadores y tomadores de decisiones en las zonas marinas y costeras de toda Latinoamérica, para consolidar un grupo interdisciplinario de profesionales que contribuyan al MIZC y a las AMP, mediante el entrenamiento en conceptos, contexto internacional y nacional del tema, métodos y aplicación mediante casos de estudio, que contribuyan a la toma de decisiones para el manejo de las zonas marinas y costeras.

Este indicador comprende dos elementos que se consideran importantes en el proceso de planificación y manejo de las zonas costeras. Se relaciona con el fortalecimiento de capacidades a los entes locales, regionales y/o nacionales, entendido como un instrumento para la planificación en las zonas marinas y costeras.

Este parámetro muestra el número de personas capacitadas en cursos de capacitación no formal en los temas de MIZC, Áreas Marinas Protegidas (AMP), Cambio climático (CC) y tecnologías de la información (TI). Su unidad de medida es número de personas por año.

Fuente de los datos e información

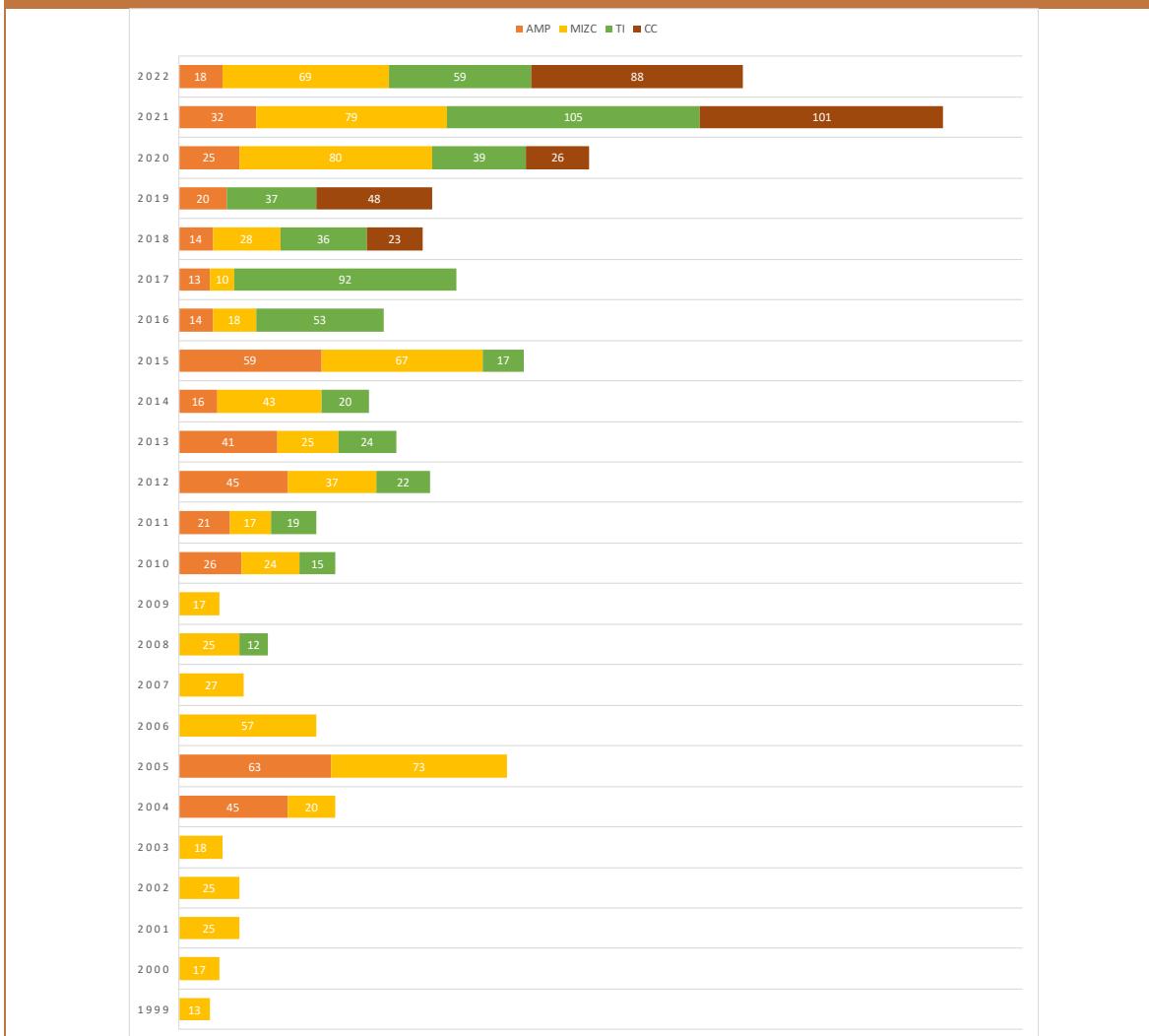
INVEMAR, Coordinación de Investigación e Información para la Gestión Marina y Costera GEZ. Centro regional de entregamiento para Latinoamérica OTGA.

Periodo reportado

Los resultados que aquí se presenta son de los cursos impartidos entre 1999 y 2022.

Reporte o cálculo del indicador

22. Indicador de número de personas capacitadas: fortalecimiento de capacidades en manejo integrado costero



Interpretación de los resultados

En el año 2022 se ofertaron 7 cursos totalmente virtuales con 234 capacitados. Se sigue teniendo valores altos en comparación con los últimos 5 años. Desde el año 2020 el Curso REDCAM que se ofrecía desde hace casi dos décadas por el Programa de Calidad Ambiental Marina del INVEMAR, entró en la oferta de capacitaciones enmarcadas en OTGA y se adiciona a la temática de MIZC. Y para este año (2022), se incluyó el curso de Data management and publication through (GGBN) totalmente en inglés.

En total se han formado 2102 personas, entre estudiantes, comunidad local, representantes de Corporaciones Autónomas Regionales, Parques Nacionales Naturales de Colombia, MADS e investigadores de ciencias del mar procedentes de 34 países de Latinoamérica y el Caribe.

Limitaciones del indicador

Ninguna.

Recomendaciones y alternativas de manejo

22. Indicador de número de personas capacitadas: fortalecimiento de capacidades en manejo integrado costero

Se espera en futuro complementar el indicador con muchas más capacitaciones que se oferten dentro de la estrategia Ocean Teacher e incluir más datos relacionados con género y nacionalidad .

SUBSISTEMA DE ÁREAS COSTERAS Y MARINAS PROTEGIDAS

El Subsistema de áreas marinas protegidas (SAMP) como parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Colombia (SINAP), es el conjunto de áreas protegidas marinas y/o costeras con actores, mecanismos de coordinación, instrumentos de gestión que articulados con otras estrategias de conservación *in situ*, contribuyen a lograr los objetivos comunes de conservación en el territorio marino y costero (Alonso *et al.*, 2015). Actualmente, el SAMP lo integran 38 áreas marinas protegidas (AMP) de orden nacional y regional, el 63% (24 AMP) se encuentran ubicadas en el Caribe y 37% (14 AMP) en el Pacífico colombiano (Figura 85). Al finalizar 2022, se avanzó en la declaratoria de dos nuevas AMP y la ampliación de unas ya existentes, con lo cual se pasó de tener 12.454.011 ha de zonas marinas bajo protección (13,41 %) a 34.885.749 ha, que equivalen al 37,55 % del territorio marino del país, superando la meta nacional de proteger el 30% de las áreas marinas del país.

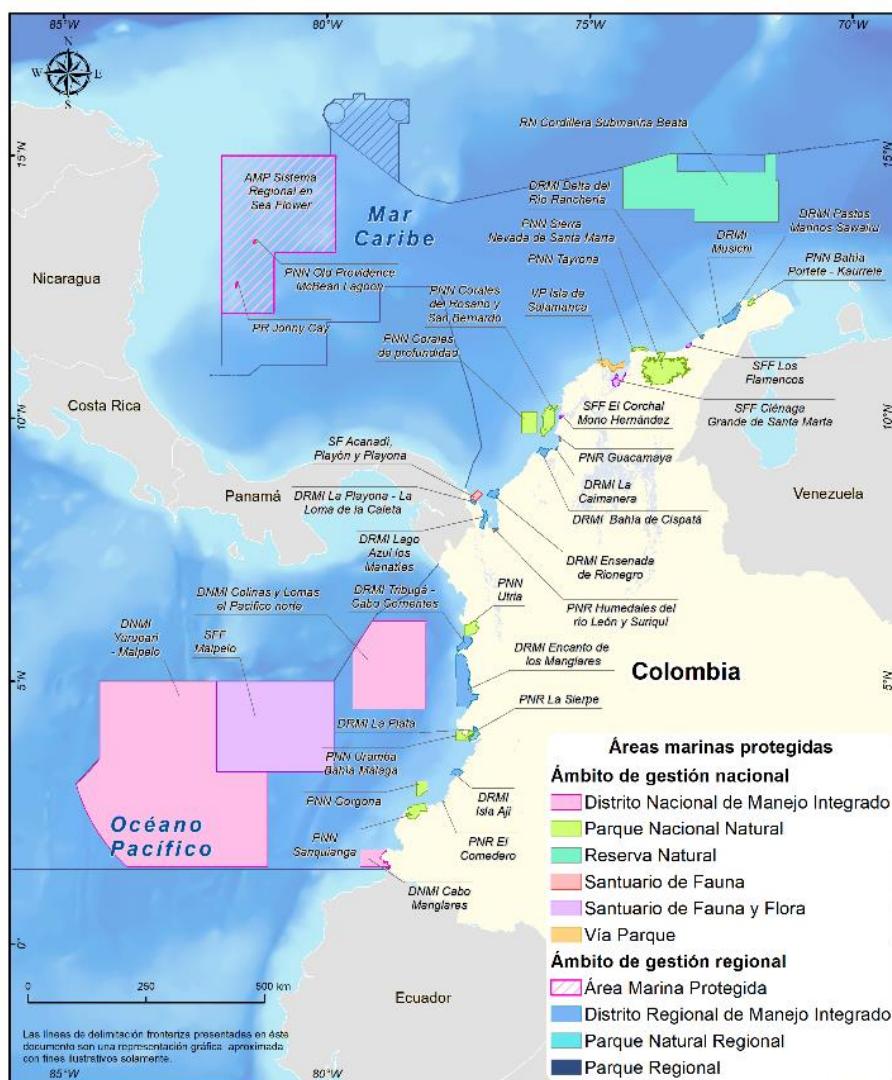


Figura 85. Áreas marinas Protegidas que integran el SAMP de Colombia. Fuente: elaboración con base en datos del RUNAP (2022).

Antes del 1995, los procesos de declaratorias especialmente marinas se dieron un poco más lento, entre los años 1964-1987 se crearon 9 AMP de competencia de Parques Nacionales Naturales y después de 1995 hasta el 2010 se declararon 12 AMP, de las cuales el 50% son de carácter nacional. Con la puesta en marcha del SAMP los esfuerzos en las declaratorias de nuevas AMP se dieron principalmente hacia áreas regionales, entre 2011-2022 se declararon 17 AMP (10 en el Caribe y 7 en el Pacífico), de las cuales el 59% (10 AMP) son de competencia de las Corporaciones Autónomas Regionales (Tabla 36 y Figura 86). Es de resaltar, que para el 2022 se declararon dos nuevas AMP 100% marinas, el Distrito Nacional de Manejo Integrado Colinas y Lomas Submarinas de la Cuenca Pacífico Norte y la Reserva Natural Cordillera Beata en el Caribe, que permitieron aumentar la representatividad de las colinas, lomas, fosas y montes submarinas, las cuales estaban subrepresentadas bajo figuras de protección (Figura 86) (RUNAP, 2021). En el caso de la Reserva Natural Cordillera Beata, se logró el establecimiento de un acuerdo entre Colombia y República Dominicana que fortalecerá la conservación de este corredor marino y con el que se adelantarán acciones conjuntas en materia de investigación científica, monitoreo, control y vigilancia.

Lo anterior, evidencia que a través del SAMP se ha logrado poner los temas marinos y costeros en las prioridades de las políticas de Estado, contribuyendo claramente a responder a las prioridades plasmadas en la política nacional ambiental para el desarrollo sostenible de los espacios oceánicos y las zonas costeras e insulares de Colombia (PNAOCI), a los Planes Nacionales de Desarrollo de los últimos 13 años y a las metas establecidas en los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS).

Tabla 36. Listado de áreas marinas protegidas del SAMP. Fuente: SSD-SAMP (2022).

REGIÓN	No.	ÁREA MARINA PROTEGIDA	ORDEN	AUTORIDAD RESPONSABLE	TIPO
Caribe	1	SFF Los Flamencos	Nacional	PNN	Costero
	2	PNN Sierra Nevada de Santa Marta	Nacional	PNN	Costero
	3	PNN Tayrona	Nacional	PNN	Marino Costero
	4	SFF Ciénaga Grande de Santa Marta	Nacional	PNN	Costero
	5	VP Isla de Salamanca	Nacional	PNN	Marino Costero
	6	PNN Corales del Rosario y San Bernardo	Nacional	PNN	Submarino
	7	SFF Corchal Mono Hernández	Nacional	PNN	Marino Costero
	8	PNN Corales de Profundidad	Nacional	PNN	Submarino
	9	SF Acandí, Playón y Playona	Nacional	PNN	Marino Costero
	10	PNN Bahía Portete – Kaurrele	Nacional	PNN	Marino Costero
	11	DMI Bahía Cispatá, La Balsa, Tinajones y sectores vecinos al delta río Sinú	Regional	CVS	Costero
	12	PNR Boca de Guacamayas	Regional	Carsucre	Costero
	13	DRMI Ciénaga de la Caimanera	Regional	Carsucre	Costero
	14	DRMI Musichi	Regional	Corpoguajira	Costero
	15	DRMI Ensenada Río Negro, los bajos aledaños, la Ciénaga de la Marimonda y Salado	Regional	Corporubá	Costero
	16	PNR Humedales del Río León y Suriquí	Regional	Corporubá	Costero
	17	DRMI La Playona - Loma de la Caleta	Regional	Codechocó	Costero
	18	DRMI Lago Azul-los Manatíes	Regional	Codechocó	Costero

REGIÓN	No.	ÁREA MARINA PROTEGIDA	ORDEN	AUTORIDAD RESPONSABLE	TIPO
Caribe Insular	19	DRMI Delta del Río Rancheria	Regional	Corpoguajira	Marino
	20	DRMI Pastos Marinos Sawäirü	Regional	Corpoguajira	Marino Costero
	21	Reserva Natural Cordillera Beata	Nacional	PNN	Oceánica
	22	PNN Old Providence McBean Lagoon	Nacional	PNN	Marino Costero
	23	DMI área Marina Protegida de la Reserva de Biósfera Seaflower	Nacional	MADS	Marino
	24	PNR Jhonny Cay	Regional	Coralina	Marino Costero
	25	DNMI Cabo Manglares Bajo Mira y Frontera	Nacional	PNN	Marino Costero
	26	PNN Uramba Bahía Málaga	Nacional	PNN	Marino Costero
	27	PNN Sanquianga	Nacional	PNN	Costero
	28	PNN Utría	Nacional	PNN	Marino Costero
Pacífico	29	PNR La Sierpe	Regional	CVC	Costero
	30	DRMI La Plata	Regional	CVC	Costero
	31	DRMI Golfo de Tribugá - Cabo Corrientes	Regional	Codechocó	Marino Costero
	32	DRMI Encanto de los manglares del Bajo Baudó	Regional	Codechocó	Marino Costero
	33	PNR El Comedero	Regional	CRC	Marino Costero
	34	DRMI isla Ají	Regional	CVC	Marino costero
	35	Distrito Nacional de Manejo Integrado Colinas y Lomas Submarinas de la Cuenca Pacífico Norte	Nacional	PNN	Marino
	36	DMI Integrado Yuruparí - Malpelo	Nacional	PNN	Marino
	37	SFF Malpelo	Nacional	PNN	Marino
	38	PNN Gorgona	Nacional	PNN	Marino
<p>DMI: Distrito de Manejo Integrado; DRMI: Distrito Regional de Manejo Integrado; PNN: Parque Nacional Natural; PNR: Parque Nacional Regional; SF: Santuario de Fauna; SFF: Santuario de Fauna y Flora; VP: Vía Parque.</p> <p>Nota: Con relación al informe del estado de los recursos del año 2018, se excluyen del listado para el reporte del 2019, las AMP Nacional Corales del Rosario, San Bernardo e Isla Fuerte (AMP CRSB) y Parque Regional de Manglar Old Point, las cuales inicialmente se habían incluido en el SAMP, debido a la importancia que tenían para la región, aun cuando el Registro Único Nacional de Áreas Protegidas – RUNAP no las tiene registradas.</p>					

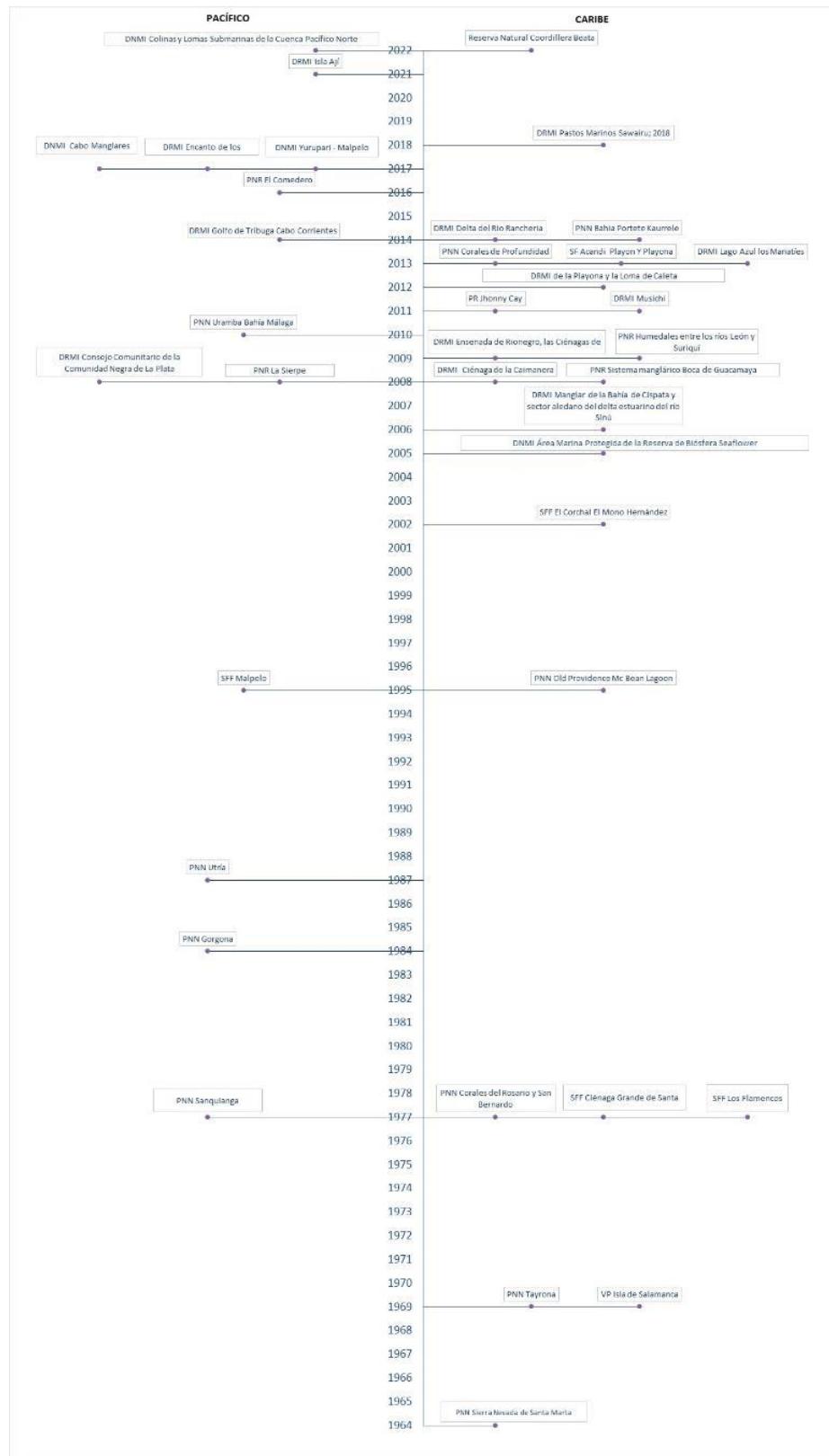


Figura 86. Línea de tiempo de la declaratoria de las AMP que integran el SAMP. Fuente: elaboración con base en datos del RUNAP (2022).

El establecimiento del SAMP, ha permitido fortalecer las acciones de conservación de la biodiversidad marina y costera del país, entre algunos de los logros alcanzados se encuentran:

1. Entre 2011 y 2022 se incrementó en un 45% el número de AMP declaradas (17 nuevas AMP) y hectáreas de ecosistemas marinos bajo protección, contribuyendo al cumplimiento de compromisos y metas internacionales.
2. De las 17 AMP declaradas entre 2011 y 2022, 10 son del ámbito de gestión regional, demostrando la voluntad institucional por parte de las Corporaciones Autónomas Regionales para la conservación de los ecosistemas marinos y costeros y de sus servicios ecosistémicos.
3. Desde el nivel político, en el año 2016 el SAMP fue reconocido por parte del Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP) como la estrategia para la armonización y gestión de las AMP y se consideró estratégico la articulación entre los Sistemas regionales de áreas protegidas (SIRAP) del Caribe y el Pacífico, como las instancias que coordinan y promueven la ejecución de acciones de conservación. A raíz de lo anterior, estas instancias incluyeron al SAMP como parte de sus estructuras de gestión y articularon el Plan de Acción del SAMP 2016-2023 (Cardique et al. 2016) a sus instrumentos de planeación y gestión.
4. En el marco de la implementación del Plan de acción y como estrategia de sostenibilidad financiera para AMP del Caribe se ha venido avanzando en el desarrollo de iniciativas de Carbono azul que busca reducir la degradación y deforestación del ecosistema de manglar y su implementación redundará en la reducción de emisiones de gases efecto invernadero, la salud de los ecosistemas y del bienestar socioeconómico de las comunidades locales.
5. También, se ha venido avanzando en el fortalecimiento de la capacidad de gestión individual mediante la capacitación a miembros del Sistema Nacional Ambiental en temas relacionados con cambio climático (carbono azul y adaptación basada en ecosistemas), gestión de áreas marinas protegidas, sistemas de información geográfica y manejo integrado de zonas costeras.

23. Indicador de proporción de áreas marinas protegidas con plan de manejo vs total de áreas marinas protegidas

Definición e importancia del indicador

El plan de manejo es el instrumento que orienta las acciones hacia el logro de los objetivos de conservación de cada área, con visión a corto, mediano y largo plazo, convirtiéndose en una herramienta esencial para utilizar efectivamente los recursos financieros, físicos y humanos disponibles.

El indicador de porcentaje de áreas marinas protegidas con plan de manejo vs el total de las áreas marinas protegidas, da una idea del grado de planeación de las acciones hacia el logro de los objetivos de conservación de cada área, y en su conjunto de los objetivos del SAMP.

Fuente de los datos e información

Consulta a las entidades responsables de la generación del plan de manejo de cada una de las áreas marinas protegidas que conforman el SAMP: Sistema de Parques Nacionales Naturales (áreas nacionales) y Corporaciones Autónomas Regionales (áreas regionales).

Periodo reportado

Los resultados que aquí se presentan son de los avances desde diciembre de 2010 hasta diciembre de 2021.

Reporte o cálculo del indicador

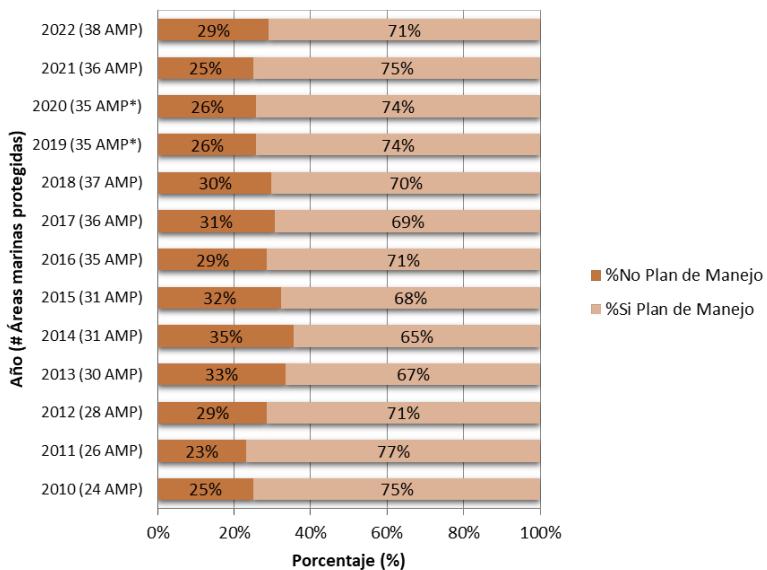


Figura 87. Número de áreas marinas protegidas con/sin plan de manejo. Fuente: elaboración propia con base en consultas a las entidades competentes.

* Nota: Con relación al informe del estado de los recursos del año 2018, se excluyen del listado para el reporte del 2019 y 2020, las AMP Nacional Corales del Rosario, San Bernardo e Isla Fuerte (AMP CRSB) y Parque Regional de Manglar Old Point, las cuales inicialmente se habían incluido en el SAMP, debido a la importancia que tenían para la región, aun cuando el Registro Único Nacional de Áreas Protegidas – RUNAP no las tiene registradas.

Interpretación de los resultados

Entre el 2010 y el 2022 el número de AMP se incrementó a 38, debido a que en junio de 2022 se logró la declaratoria del Distrito Nacional de Manejo Integrado Colinas y Lomas Submarinas de la Cuenca Pacífico Norte y la Reserva Natural Cordillera Beata en el Caribe. De este total, el 71% cuentan con plan de manejo frente a un 29% que no lo tiene. Es de resaltar que entre 2019 y 2022 se ha venido avanzando también en la ruta de declaratoria para dos nuevas AMP de carácter regional en Sucre y La Guajira, las cuales se encuentran en la fase de consulta con actores locales y aprestamiento, respectivamente.

Limitaciones del indicador

El plan de manejo es un instrumento flexible y dinámico que debe ser actualizado de acuerdo a las necesidades de cada área y al proceso de seguimiento del mismo. El presente indicador tiene en cuenta la existencia de los planes de manejo incluyendo que este se encuentre vigente o en proceso de actualización. No se mencionan los planes que están en proceso de elaboración o aprobación.

Recomendaciones y alternativas de manejo

No aplican

CAPÍTULO V

ESTADO DEL CONOCIMIENTO Y VACÍOS DE INFORMACIÓN



2 mm

ESTADO DEL CONOCIMIENTO Y VACÍOS DE INFORMACIÓN SOBRE LOS ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS

Microalgas potencialmente nocivas

Las microalgas (fitoplancton) son organismos autótrofos que tienen la capacidad de realizar fotosintesis y son fundamentales en los ecosistemas marinos al ser los principales productores primarios del océano, además de constituirse en un importante sumidero de carbono al fijar el CO₂ atmosférico (Legendre *et al.*, 2002; Field *et al.*, 1998; Longhurst *et al.*, 1995). Sin embargo, algunas especies de fitoplancton se consideran microalgas potencialmente nocivas al producir floraciones algales que causan impactos negativos y de diferentes tipos en el ambiente, en los organismos marinos y en los humanos.

Las floraciones algales nocivas son eventos naturales que ocurren como resultado de la combinación de diversos factores físicos y químicos en el agua, que desencadenan incrementos en las concentraciones celulares de diferentes grupos de microalgas, principalmente diatomeas, cianobacterias y dinoflagelados (Sar *et al.*, 2002). Estas floraciones algales pueden causar bajas de oxígeno en la columna de agua, daños mecánicos en branquias de peces y asfixia por producción de sustancias mucilaginosas, además, algunas especies tienen la capacidad de generar toxinas, afectando a organismos marinos y al hombre, a través de la red trófica o por contacto directo (Hallegraeff *et al.*, 2004; Sar *et al.*, 2002). Otro grupo de microalgas potencialmente nocivas son los dinoflagelados de hábitos bentónicos, que también presentan especies con la capacidad de producir toxinas que han estado implicadas en intoxicaciones en humanos y organismos marinos. Estos dinoflagelados se caracterizan por estar asociados a diferentes tipos de sustratos, como macroalgas, pastos marinos, coral muerto, conchas de organismo vivos, sustratos rocosos y arenosos, y que en ciertas ocasiones se encuentran también en la columna de agua.

En la última década la recurrencia de floraciones algales en algunas zonas costeras de Colombia han causado mortandades de organismos, alteraciones en la calidad del agua, deterioro del paisaje e intoxicaciones en humanos (INVEMAR, 2020c), demostrando que este problema debe ser abordado integralmente por las entidades de control y vigilancia ambiental y de salud pública.

Con el propósito de hacer seguimiento a la presencia de fitoplancton potencialmente nocivo, el INVEMAR desde el año 2010 viene realizando el monitoreo de estas microalgas. A continuación se presentan los resultados del período 2021-2022, con el comportamiento de la densidad y composición del fitoplancton en cuatro estaciones del departamento del Magdalena (Caribe), ubicadas en dos zonas ambientalmente contrastantes, la primera con características marinas: bahía de Chengue (BCH), Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) y bahía de Santa Marta (BSM, Boya 2); y la segunda con condiciones estuarinas boca de la Barra (LBA) y ciénaga La Luna (CLU), en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM). Así como, el análisis de dinoflagelados bentónicos en bahía Chengue con los registros de las densidades máximas de los géneros constituidos por especies potencialmente nocivas de acuerdo a la lista taxonómica de la IOC-UNESCO (2021).

Las densidades fitoplanctónicas en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) entre octubre de 2021 y septiembre de 2022. En La Boca de la Barra (LBA), las concentraciones oscilaron entre 45.110.598 y 860.901.332 cél. L⁻¹; y en la Ciénaga la Luna (CLU), entre 115.792.140 y 6.016.572.222 cél. L⁻¹. Las cianobacterias contribuyeron a las mayores densidades en las dos estaciones de la CGSM, alcanzando las concentraciones más altas en marzo para CLU (5.786.925.778 cel. L⁻¹), y en diciembre para LBA (857.742.317 cel. L⁻¹). Estos resultados estuvieron dentro del rango reportado en los monitoreos realizados entre el 2016 y 2020 (INVEMAR, 2020a). Cabe mencionar que, no se pudo realizar el muestreo de mayo para CLU.

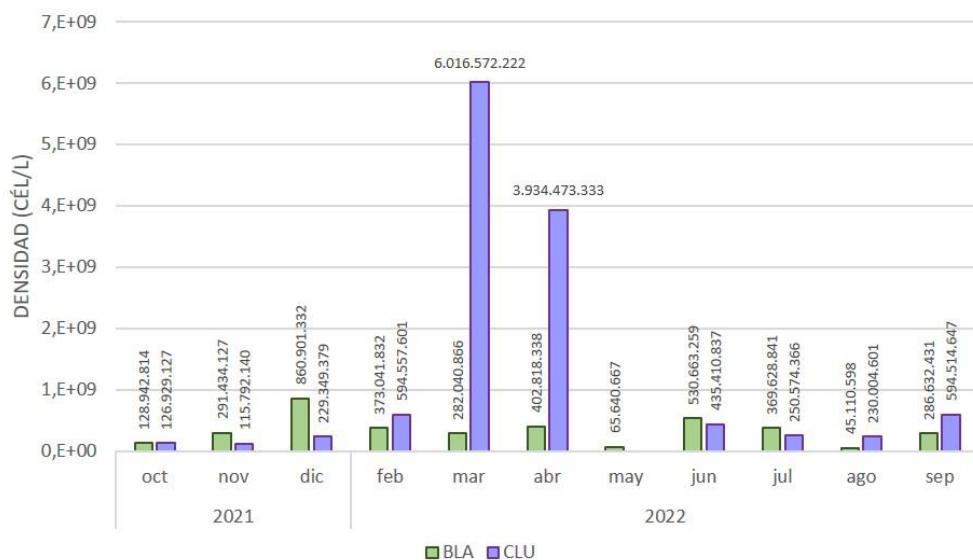


Figura 88. Densidades fitoplanctónicas (cél. L⁻¹) medidas mensualmente entre octubre de 2021 y septiembre de 2022, en las estaciones de Boca de la Barra-LBA y Ciénaga la Luna- CLU en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM).

En la Ciénaga de la Luna, las cianobacterias contribuyeron en más del 90 % de la abundancia relativa, a excepción del mes de junio (Figura 89). Comportamiento que se ve reflejado históricamente en la comunidad fitoplanctónica de la CGSM que ha estado dominada por las Cianobacterias, principalmente del género *Synechocystis*, sin embargo, en febrero, marzo y abril de 2022, el género *Planktolyngbya* contribuyó con las mayores densidades en la Ciénaga de La Luna. El predominio en abundancias de las cianobacterias respecto a los demás grupos del fitoplancton en la CGSM se ha descrito desde la década de los 80 (Kücklick, 1987), y ha sido un comportamiento generalizado que se viene observado en el monitoreo. En años anteriores, este grupo ha alcanzado densidades más altas que se han asociado con eventos de mortandad de peces por anoxia, al disminuir las concentraciones de oxígeno en la columna de agua en horas de la noche (INVEMAR, 2016), no obstante, en este período analizado, no se presentaron mortandades de organismos.

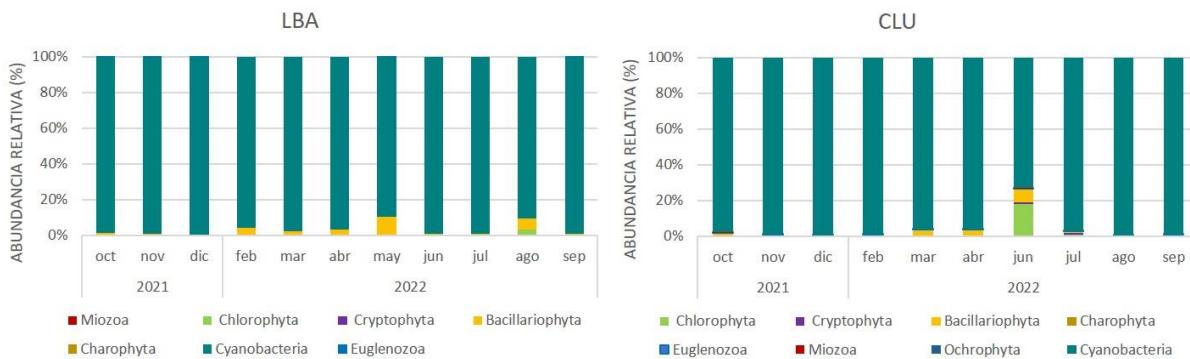


Figura 89. Abundancias relativas (%), medidas mensualmente en BLA y CLU (CGSM) entre octubre de 2021 y septiembre de 2022.

En la estación LBA se registró un total de 11 géneros con especies potencialmente nocivas (*Nitzschia*, *Chaetoceros*, *Skeletonema*, *Pseudo-nitzchia*, *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Cylindrospermum*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Raphidiopsis* y *Synechocystis*), destacándose entre éstos *Nitzschia* y *Synechocystis* por estar presentes en mas del 90% de meses observados y en general registrar las mayores abundancias (Tabla 37). Entre estos géneros, *Nitzschia*, *Pseudo-nitzchia*, *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Cylindrospermum*, *Microcystis*, *Raphidiopsis* tienen especies con capacidad toxigénica.

Para CLU, se registraron 9 géneros (*Raphidiopsis*, *Nitzschia*, *Synechocystis*, *Anabaenopsis*, *Anabaena*, *Chaetoceros*, *Lyngbya*, *Microcystis* y *Skeletonema*), sobresaliendo *Synechocystis*, *Anabaenopsis*, *Raphidiopsis* y *Nitzschia* por su mayor abundancia y presencia en todas las estaciones (Tabla 38); presentando *Raphidiopsis*, *Nitzschia*, *Anabaenopsis*, *Anabaena*, *Lyngbya* y *Microcystis* especies con capacidad de producir biotoxinas. Entre los géneros que sobresalieron por su mayor persistencia y abundancia están *Synechocystis* y *Anabaenopsis* que se han asociado con mortandades de peces en la CGSM (INVEMAR, 2014a; INVEMAR, 2015b; INVEMAR, 2015c, INVEMAR, 2015d y Mancera y Vidal, 1994;). En este periodo se destacó la presencia de la cianobacteria del género *Microcystis*, que está implicada en casos de intoxicación en humanos, en varias partes del mundo (Cronberg y Annadotter, 2006).

Tabla 37. Presencia y abundancia (cél. L⁻¹) de géneros con especies potencialmente nocivas en la Boca de la Barra (LBA) durante el periodo octubre 2021 a septiembre 2022.

	OCT/20 21	NOV/2021	DIC/2021	FEB/2022	MAR/2022	ABR/2022	MAY/2022	JUN/2022	JUL/2022	AGO/2022	SEP/2022
<i>Anabaena</i>		4.000	60.000	296.000	512.000	76.000	1.000	12.000		8.000	81.702286
<i>Anabaenopsis</i>			15.728.226	5.428.362	4.133.536	380.883		4.412.154		2.000	160.683
<i>Chaetoceros</i>	191.441						4.046.183			65.294	159.850
<i>Cylindrospermum</i>											2.000
<i>Microcystis</i>	14.000				8.000				2.000		486.882
<i>Nitzschia</i>	634.805	1.075.434	2.309.298	12.573.138	3.656.476		76.177	16.000	946.968	2.358.592	1.671.933
<i>Oscillatoria</i>		10.000	32.000						8.000		4.000
<i>Pseudo-nitzschia</i>						40.000	329.706				
<i>Raphidiopsis</i>		403.288	268.859	3.808.830	5.941.774	1.142.649		1.713.973			240.192
<i>Skeletonema</i>	515.000	1.215.000	262.000	761.766			1.706.532	2.044.415	1.253.736	100.000	24.000
<i>Synechocystis</i>	120.663 .194	271.862.74 5	809.803.92 2	270.962.96 3	167.658.33 3	352.361.11 1	56.190.47 6	449.523.81 0	362.280.70 2	33.714.28 6	234.907.40 7

Tabla 38. Presencia y abundancia (cél. L⁻¹) de géneros con especies potencialmente nocivas en la Ciénaga la Luna (CLU) durante el periodo octubre 2021-a septiembre 2022.

	OCT/2021	NOV/2021	DIC/2021	FEB/2022	MAR/2022	ABR/2022	JUN/2022	JUL/2022	AGO/2022	SEP/2022
<i>Anabaena</i>	32.000	1.379	1.379	2.069	12.000	8.000	1.379	2.000	2.000	
<i>Anabaenopsis</i>		46.355	242.368	457.060	33.385.778	304.000		380.883	95.221	
<i>Chaetoceros</i>	415.509		50.917	4.113.536			1.892.411			
<i>Lingbya</i>							690			
<i>Microcystis</i>				914.119	12.000	8.000	1.379			
<i>Nitzschia</i>	1.156.649	327.243	620.824	6.897	213.067.556	107.280.727	2.347.404	1.002.296	6.000	249120,051
<i>Raphidiopsis</i>	727.140	324.484	202.654	10.055.310	311.388.889	151.969.697		76.177		
<i>Skeletonema</i>							4.138			
<i>Synechocystis</i>	94.683.081	107.707.911	223.394.185	147.336.111	245.833.333	250.303.030	150.890.805	238.809.524	226.849.537	587739464

Por otra parte, en las estaciones de características marinas Boya 2 y Chengue, ubicadas en las bahías de Santa Marta y de Chengue (BCH), respectivamente, se analizó el comportamiento de la comunidad fitoplanctónica entre febrero y septiembre de 2022. En este período, la densidad fitoplanctónica en la bahía de Chengue osciló entre 40.196 y 1.717.670 cél. L⁻¹, aumentando las concentraciones de microalgas durante la época de lluvias en septiembre. En Boya 2, se observó una similar tendencia, fluctuando las concentraciones en esta estación entre 18.923 y 932.527 cél. L⁻¹. Vale la pena resaltar que, en septiembre de 2022, se registró un aumento marcado de la densidad fitoplanctónica en ambas estaciones, concentraciones que fueron superiores al 1.000.000 cél. L⁻¹ (INVEMAR, 2020a; Figura 90) y que podrían considerarse como floraciones algales.

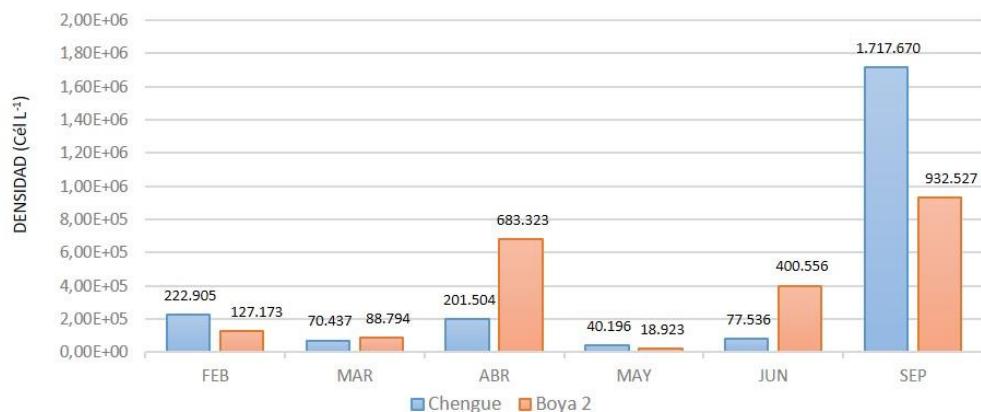


Figura 90. Densidad y abundancia relativa del fitoplancton registrado en la Bahía Chengue (BCH) y Bahía de Santa Marta (Boya 2) en el 2022.

En cuanto a la abundancia relativa, las diatomeas fueron el grupo que más aportó (>90%) en la estación Boya 2, seguido por los dinoflagelados (Figura 91). Igualmente, en la estación de Chengue, las diatomeas fueron el grupo que más contribuyó a la abundancia relativa (80%), seguido de los dinoflagelados (Miozoa). Los principales géneros de diatomeas que aportaron a las densidades registradas fueron los *Skeletonema* (728.770 cél. L⁻¹) y *Chaetoceros* (711.131 cél. L⁻¹) durante el mes de septiembre. Estos resultados coincidieron con lo observado históricamente, en donde se han registrado las densidades más altas durante el período lluvioso del Caribe colombiano, por la influencia de los aportes continentales de nutrientes que pueden estar favoreciendo la proliferación de estos géneros de diatomeas.

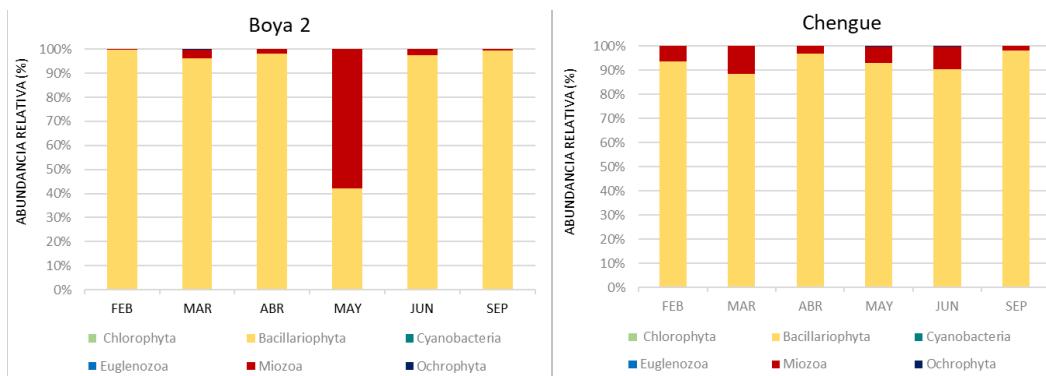


Figura 91. Abundancia relativa (%) del fitoplancton en bahía Chengue y Boya en el 2022.

En bahía Chengue se evidenciaron 10 géneros con especies potencialmente nocivas (*Akashiwo*, *Chaetoceros*, *Cochlodinium*, *Gyrodinium*, *Leptocylindrus*, *Nitzschia*, *Ostreopsis*, *Prorocentrum*, *Pseudo-nitzschia* y *Skeletonema*) de los cuales *Akashiwo*, *Cochlodinium*, *Gyrodinium*, *Nitzschia*, *Ostreopsis*, *Prorocentrum* y *Pseudo-nitzschia* contiene especies con capacidad toxigénica; caracterizándose *Chaetoceros* y *Pseudo-nitzschia* por su permanente presencia y mayores abundancias alcanzadas (Tabla 39).

Tabla 39. Presencia y abundancia (cél. L-1) de géneros con especies potencialmente nocivas en la Bahía Chengue (BCH) en 2022

	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUL	SEP
<i>Akashiwo</i>							928
<i>Chaetoceros</i>	120	80.080	18.160	98.240	8.586	1.140	711.131
<i>Cochlodinium</i>		240					
<i>Gyrodinium</i>			80		20	120	928
<i>Leptocylindrus</i>	20	12.501	7.360	8.000	280	1.904	21.768
<i>Nitzschia</i>	2.325	160	100	6.174	120	960	7.427
<i>Ostreopsis</i>	20		80			40	
<i>Prorocentrum</i>	20					80	
<i>Pseudo-nitzschia</i>	3.305	2.480	12.856	45.840	14.803	19.587	68.699
<i>Skeletonema</i>				480	5.537	22.427	728.770

En la Boya2 los géneros potencialmente nocivos observados fueron *Chaetoceros*, *Cochlodinium*, *Gyrodinium*, *Nitzschia*, *Oscillatoria*, *Prorocentrum*, *Pseudo-nitzschia*, *Scrippsiella* y *Skeletonema*, de los cuales *Cochlodinium*, *Gyrodinium*, *Nitzschia*, *Oscillatoria*, *Prorocentrum* y *Pseudo-nitzschia* en los cuales hay especies productoras de biotoxinas. Descándose los géneros *Chaetoceros* y *Pseudo-nitzschia* por presentar las mayores abundancias y recurrente permanencia (Tabla 40).

Tabla 40. Presencia y abundancia (cél. L-1) de géneros con especies potencialmente nocivas en la Bahía de Santa Marta (Boya2) en 2022

	FEB	MAR	ABR	MAY	JUL	SEP
<i>Chaetoceros</i>	16425	19978	292287	960	36694	82240
<i>Cochlodinium</i>	80					
<i>Gyrodinium</i>					120	160
<i>Nitzschia</i>	3.232	120	5.377	40	1.664	20.316
<i>Oscillatoria</i>				40		
<i>Prorocentrum</i>				80		
<i>Pseudo-nitzschia</i>	18.777	16.069	145.184	3.529	20.987	64.929
<i>Scrippsiella</i>				2.689	4.233	
<i>Skeletonema</i>		240	240	480	274.983	717.012

Dinoflagelados bentónicos

En Bahía Chengue, las abundancias oscilaron entre 10 y 1.283 células g⁻¹ de peso húmedo de *Thalassia testudinum* (cél. g⁻¹ p.h), con los mayores valores en abril, junio y mayo de 2022 (con 1.289, 1.230 y 761 células g⁻¹ de peso húmedo, respectivamente; Figura 92). Destacándose los géneros

Ostreopsis y *Prorocentrum*, en los que predominó *Ostreopsis* en abundancia en casi todos los meses, excepto en agosto de 2022, mes en donde también se observaron las menores densidades de dinoflagelados bentónicos (Figura 92).

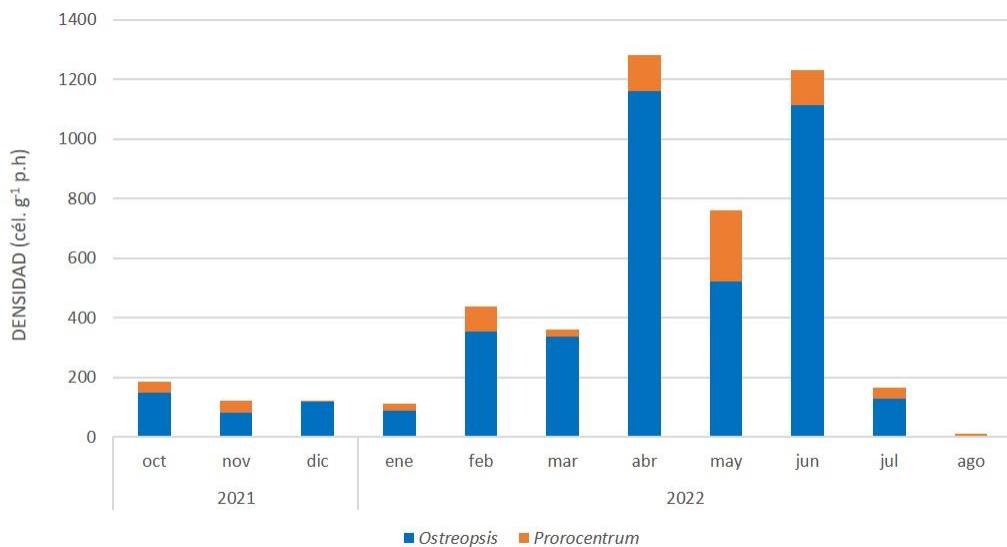


Figura 92. Abundancia general por estación y relativa por género de dinoflagelados bentónicos entre octubre de 2021 y agosto de 2022 en Bahía Chengue.

Se registraron un total de 12 morfotipos, destacándose por su abundancia y permanencia casi constante en los meses observados *Ostreopsis cf. ovata* y *Osteropsis spp.*, dominado el primero en abundancia entre febrero y julio de 2022 y el segundo entre octubre de 2021 y enero de 2022. El resto de morfotipos, constituidos por representantes del género *Prorocentrum*, aunque no llegaron a predominar en abundancia, si tuvieron especies que se destacaron por su frecuente presencia en el área; como lo fueron *Prorocentrum cf. lima*, que se observó en el 82% de los meses, *Prorocentrum hoffmannianum* en el 64% y *Prorocentrum rhathymum* junto con *Prorocentrum emarginatum* con el 27% (Figura 93).

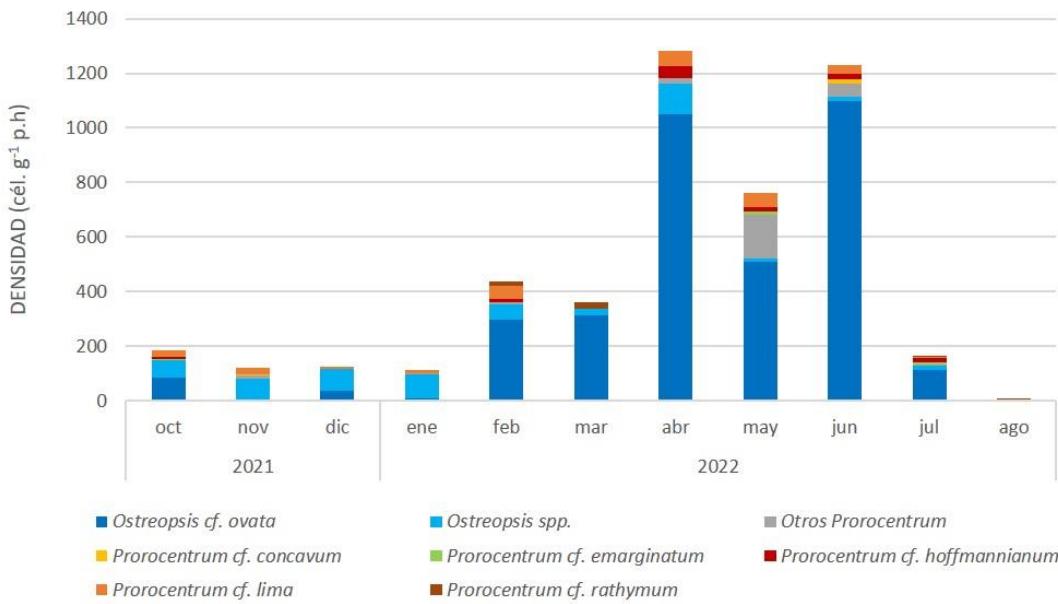


Figura 93. Abundancia general por estación y relativa por morfotipo de dinoflagelados bentónicos entre octubre de 2021 y agosto de 2022 en Bahía Chengue.

En Laguna Chengue los valores de abundancia oscilaron entre 10 y 1.825 células/g de peso húmedo, registrándose los mayores valores, en su orden en agosto, mayo y abril (con 1.825, 950 y 366 células g⁻¹ de peso húmedo, respectivamente). Entre los géneros registrados, *Prorocentrum* predominó en la mayoría de las estaciones (excepto en noviembre de 2021 y agosto 2022, donde predominó *Ostreopsis*). *Gambierdiscus* sólo se detectó en enero y abril 2022 (Figura 94).

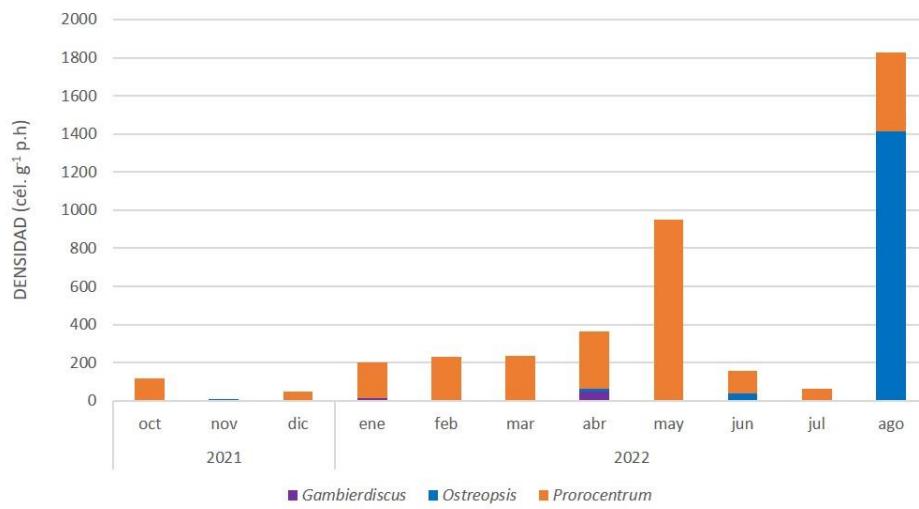


Figura 94. Abundancia general por estación y relativa por género de dinoflagelados bentónicos entre octubre de 2021 y agosto de 2022 en Laguna Chengue.

Se identificaron un total de 15 morfotipos, entre los que se destacaron *Prorocentrum cf. rhathymum* por predominar en frecuencia y abundancia en la mayoría de las observaciones, así como *Ostreopsis*

cf. ovata y *Ostreopsis spp.* que predominaron de manera casi equitativa en agosto de 2022. Mientras que *Prorocentrum cf. concavum*, *Prorocentrum rhathymum* y *Prorocentrum cf. lima* lo hicieron por su alta permanencia (en el 73, 64 y 36% de los meses). *Gambierdiscus spp.* se detectó en enero y abril de 2022 (Figura 95).

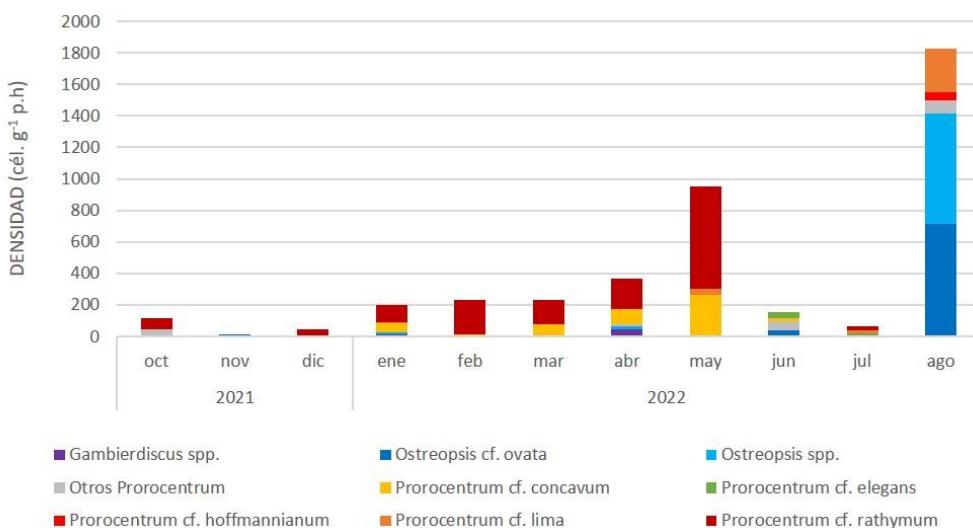


Figura 95. Abundancia general por estación y relativa por morfotipo de dinoflagelados bentónicos entre octubre de 2021 y agosto de 2022 en Laguna Chengue.

Durante el periodo analizado 2021-2022, se destacó el frecuente predominio en abundancia del género *Ostreopsis* (especialmente representado por *O. cf. ovata*) en bahía Chengue y del género *Prorocentrum* (especialmente por *Prorocentrum cf. rhathymun*) en laguna Chengue. Varias especies del género *Ostreopsis*, incluido *Ostreopsis cf. ovata*, se caracterizan por producir diferentes análogos de la palitoxina, consideradas entre las biotoxinas más potentes que se conocen (Ciminiello *et al.*, 2008), estando implicados en otros países con intoxicaciones en bañistas por contacto directo o por inhalación de espiráis con aguas que contienen proliferaciones de estos organismos (Del Favero *et al.*, 2012; Tichadou *et al.*, 2010; Ciminiello *et al.*, 2014; Ciminiello *et al.*, 2008; Gallitelli *et al.*, 2005), así como con mortandades de otros organismos marinos (Accoroni *et al.*, 2016; Carella *et al.*, 2015; Faimali *et al.*, 2012; Ferreira, 2006; Granéli *et al.*, 2002). Respecto a *Prorocentrum cf. rhathymum*, varios estudios lo reportan como productor de varias toxinas como ácido okadaico, toxinas de actuación hemolítica y toxinas solubles de acción rápida (An *et al.*, 2010; Caillaud *et al.*, 2010; Pearce *et al.*, 2005; Tindall *et al.*, 1989; Nakajima *et al.*, 1981).

Solo se detectó la presencia de *Gambierdiscus spp.* en Laguna Chenque en los meses de enero y abril de 2022. Algunas especies pertenecientes a este género son reconocidos productores de ciguatoxinas y maitoxinas (Litaker *et al.*, 2009), toxinas implicadas con la ciguatera, intoxicación causada principalmente por el consumo de peces de origen arrecifal, de la cual se han reportado varios casos sospechosos para Colombia, ocurridos en el mar Caribe continental e insular (Álvarez, 1997; Carreño y Mera, 2008; Gaitán, 2007).

Respecto a *Prorocentrum cf. lima*, *Prorocentrum cf. concavum* y *Prorocentrum cf. hoffmannianum*, son organismos que presentan una distribución mundial y son productores de toxinas principalmente de tipo diarreico como el ácido okadaico y dinophysitoxinas (Borbón, 2015; Moreira-González *et al.*, 2019; Rodríguez *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2015; Heredia-Tapia *et al.*, 2002; Hu *et al.*, 1993), atribuyéndoseles intoxicaciones cuando se consumen moluscos bivalvos contaminados con estas toxinas. Teniendo en cuenta la persistencia de estos organismos en el ambiente, junto con su capacidad de producir toxinas, pone de manifiesto el riesgo permanente de que se presenten los eventos de toxicidad anteriormente mencionados, lo cual hace necesario continuar con estos monitoreos y de buscar ampliarlos hacia otras regiones del país donde han ocurrido eventos como la ciguatera.

En la Tabla 41, se detalla por mes las máximas densidades registradas para cada uno de los morfotipos potencialmente nocivos detectados en BCH y LCH, destacándose *Ostreopsis cf. ovata*, *Ostreopsis spp.* y *Prorocentrum cf. rathymum* por presentar las mayores densidades en agosto y mayo, respectivamente.

Tabla 41. Densidades máximas (cél. g⁻¹ p.h) y meses en que registraron de dinoflagelados potencialmente nocivos registrados entre los meses de octubre de 2021 a agosto de 2022.

Bahía			Laguna		
Morfotipo	Densidad máxima (cél. g ⁻¹ p.h)	Mes	Morfotipo	Densidad máxima (cél. g ⁻¹ p.h)	Mes
<i>Ostreopsis cf. ovata</i>	1097	Junio	<i>Gambierdiscus spp.</i>	48	Abril
<i>Ostreopsis spp.</i>	111	Abri	<i>Ostreopsis cf. ovata</i>	716	Agosto
<i>Prorocentrum cf. concavum</i>	17	Junio	<i>Ostreopsis spp.</i>	699	Agosto
<i>Prorocentrum cf. emarginatum</i>	13	Mayo	<i>Prorocentrum cf. concavum</i>	266	May
<i>Prorocentrum cf. hoffmannianum</i>	44	Abri	<i>Prorocentrum cf. hoffmannianum</i>	51	Agosto
<i>Prorocentrum cf. lima</i>	55	Abri	<i>Prorocentrum cf. lima</i>	273	Agosto
<i>Prorocentrum cf. rathymum</i>	24	Mar	<i>Prorocentrum cf. rathymum</i>	646	Mayo

Conclusiones y recomendaciones

En las estaciones de la bahía de Santa Marta y Bahía Chengue, las diatomeas fueron el grupo predominante en términos de abundancia relativa y densidad (típicos de ambientes marinos y costeros), mientras que para la boca de Barra y ciénaga La Luna (CGSM) lo fueron las cianobacterias (generalmente de ambientes estuarinos).

En ambos ambientes se encontraron géneros con especies potencialmente nocivas, descándose por mayor persistencia y abundancia los géneros con especies productoras de biotoxinas, *Anabaenopsis* y *Nitzschia* para LBA; *Anabaenopsis*, *Raphidiopsis* y *Nitzschia* para CLU y *Pseudo-nitzschia* para BCH y Boya2. Debido a la presencia permanente de estos organismos se recomienda seguir con los monitoreos que se vienen adelantando. Esto también es aplicable a los monitoreos de dinoflagelados bentónicos por la permanencia de los géneros *Ostreopsis* y *Prorocentrum*.

Contaminación por basura marina plástica

La basura marina y la contaminación por plásticos en los océanos del mundo representa un riesgo que perjudia el funcionamiento y ciclo natural de los ambientes marinos y costeros globales (PNUMA, 2021). De acuerdo con el PNUMA (2021), las investigaciones científicas realizadas desde el año 2016 han demostrado la presencia y los principales riesgos que producen los plásticos y sus productos en descomposición sobre el funcionamiento de los ecosistemas; riesgos centrados en la basura marina, macroplásticos, microplásticos y nanoplasticos, donde se hace necesario aumentar los esfuerzos en investigaciones que permitan cuantificar a mayor detalle el grado de riesgo y los efectos que se producen desde la dispersión océánica y la ingestión, asociándolos a las consecuencias biológicas, económicas y sociales que impactan a nivel global (Figura 96).

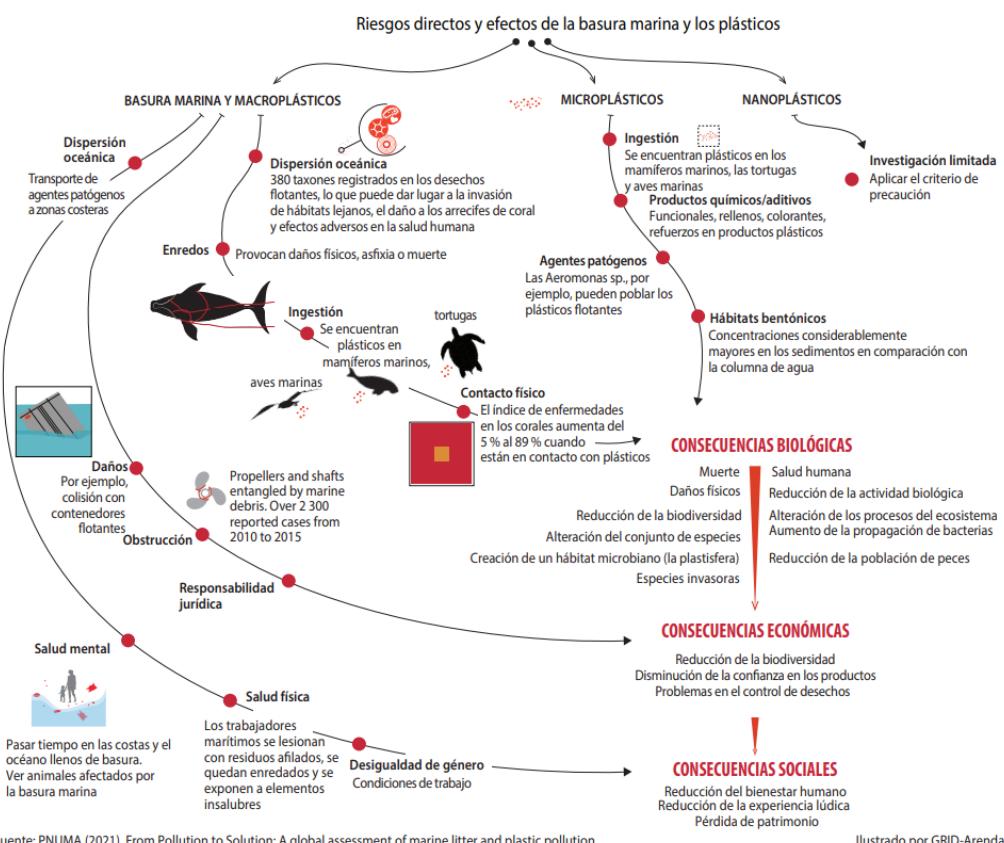


Figura 96. Gráfico representativo del flujo y dinámica de la contaminación por basura marina y los plásticos en los océanos. Tomado de PNUMA (2021).

En Colombia, la región Caribe y Pacífica representan el capital natural que sostiene la economía y cultura de las poblaciones costeras del país, por su alta biodiversidad, productividad y servicios ecosistémicos (DNP, 2020). Desde el año 2017, el INVEMAR con apoyo de MinAmbiente, realizó el primer diagnóstico nacional sobre la contaminación por microplásticos en zonas costeras en sitios priorizados, lo que permitió generar los primeros registros de abundancia por contaminación plástica asociada a la macrobasura y microplásticos (partículas de plástico entre 1 y 5 milímetros), evidenciando que representan uno de los factores de degradación ambiental, ocasionada

principalmente por el inadecuado tratamiento y manejo de residuos líquidos y sólidos provenientes de actividades antrópicas, domésticas y socioeconómicas, que se desarrollan tanto en las zonas costeras como al interior del país.

A partir del año 2021, a pesar de continuar con algunas restricciones por la emergencia sanitaria por COVID-19 decretada por el gobierno nacional en Colombia que inició en el año 2020, se reactivaron las salidas de campo y, de manera articulada se dio paso a incluir sitios de monitoreo del programa nacional de monitoreo de la ***“Red de Vigilancia para la Conservación y Protección de las Aguas Marinas y Costeras de Colombia - REDCAM”***, para determinar la abundancia de basura marina y microplásticos, logrando recolectar muestras de 27 playas de arena en 7 departamentos costeros de Colombia, cuatro (4) en la región Caribe, en La Guajira, Magdalena, Bolívar y Antioquia; y tres (3) en la región Pacífica, en Valle del Cauca, Cauca y Nariño (Figura 97). Los muestreos para la determinación de microplásticos en arena de playa, se realizaron con base en las metodologías que ha implementado y adaptado el INVEMAR (Garcés-Ordóñez *et al.* 2021). En cada playa, en la línea de más alta marea, se estableció un transecto compuesto por cinco cuadrantes de 0,5 x 0,5 m.

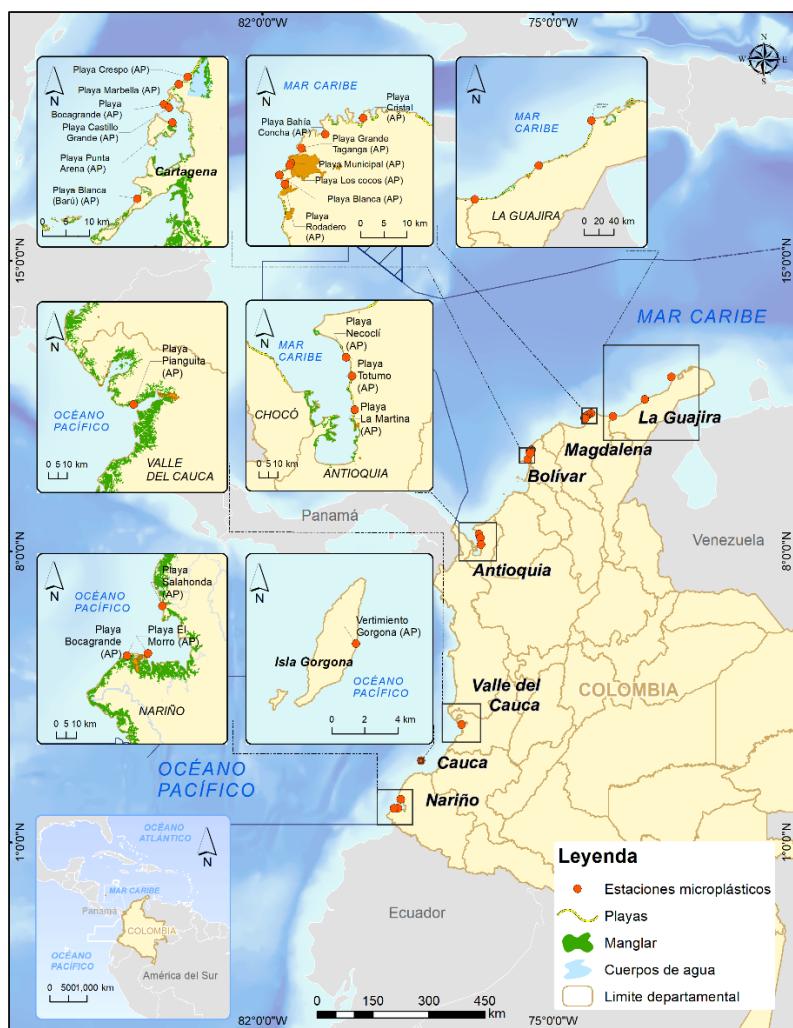


Figura 97. Estaciones de monitoreo REDCAM de microplásticos año 2021. (INVEMAR, 2023)

Como resultado del muestreo en arena de playa del año 2021, se determinó que la abundancia de microplásticos, osciló entre 0 y 182 ítems/m². Las playas con mayor nivel de contaminación se encontraron en los departamentos de Valle del Cauca, Antioquia, Magdalena y Bolívar. Las formas de microplásticos más abundantes en las playas de arena de Colombia fueron filamentos con un 31,6 %, seguido de fragmentos con un 30,9 % y espumas con un 30,2 % (Figura 98). La dinámica costera, el clima, la densidad de población y el desarrollo socioeconómico presentan diferencias muy marcadas entre las costas Caribe y Pacífica de Colombia, que influyen en la distribución de la contaminación por plásticos en los ecosistemas marinos costeros (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2020). Adicionalmente, las malas prácticas de gestión de residuos en las poblaciones costeras del Pacífico pueden estar relacionadas con la complejidad del medio ambiente (Salas-Salazar *et al.*, 2016), sin dejar a un lado los conflictos territoriales que dificultan el acceso a las poblaciones en esta región. Por otra parte, las casas están construidas sobre zancos para mantenerse por encima del nivel máximo del agua, lugares donde generalmente los habitantes arrojan los residuos, que luego son arrastrados por la marea alta a los ríos que desembocan en el océano Pacífico (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2020), los cuales finalmente son acumulados y fragmentados por acción de las corrientes, los vientos y rayos UV.

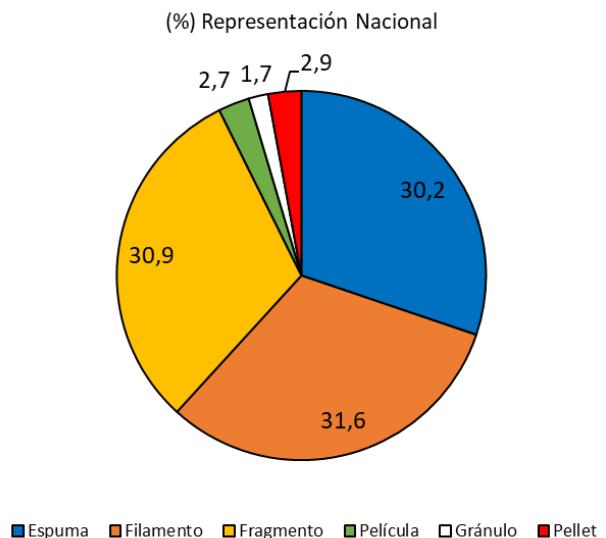


Figura 98. Proporción de los tipos de microplásticos en las muestras de arena de las playas de Colombia, colectadas en el año 2021. (INVEMAR, 2023)

En los sitios de muestreo de los 4 departamentos de la región (La Guajira, Magdalena, Bolívar y Antioquia, Figura 99), las abundancias de microplásticos variaron entre 0 a 154 ítems/m². Las mayores abundancias se presentaron en Antioquia en la estación Playa Arboletes con 154 ítems/m² (muestreo en época lluviosa) lo cual se asocia a las descargas del río Volcán que contienen desechos sólidos y donde se desarrollan actividades turísticas; seguido de Playa Rodadero en Magdalena, con 115 ítems/m² (muestreo en época seca); y playa Bocagrande en Bolívar, con 110 ítems/m² (muestreo en época seca), que tiene influencia directa por las descargas del Canal del Dique, el cual trae consigo restos de desechos sólidos en altas cantidades (Lebreton *et al.*, 2017). Como características similares, en estas playas se realizan actividades turísticas intensivas con auge

comercial y alta concentración de visitantes, lo cual es una fuente importante de contaminación y se asocia los resultados que se han documentado por Garcés-Ordóñez *et al.*, (2020), además algunos restos sólidos son arrastrados por las corrientes marinas desde otras zonas (INVEMAR, 2022b), posteriormente estos desechos se acumulan y se fragmentan por acción de los vientos, rayos UV y fricción contra la arena (Acosta-Coley *et al.*, 2019).

Por el contrario, Playa Cristal fue la que presentó menor abundancia (Figura 99). Esta playa a pesar de ser turística, mantiene bajos niveles de contaminación por basura marina debido a que se encuentra en el Parque Tayrona, donde se han afianzado los procesos de concientización ambiental a los visitantes sobre el cuidado ambiental.

En el departamento de La Guajira, las playas Palomino y Cabo de la Vela presentaron los valores más altos del; sin embargo, son relativamente bajos en comparación a las demás playas en otros departamentos del Caribe.

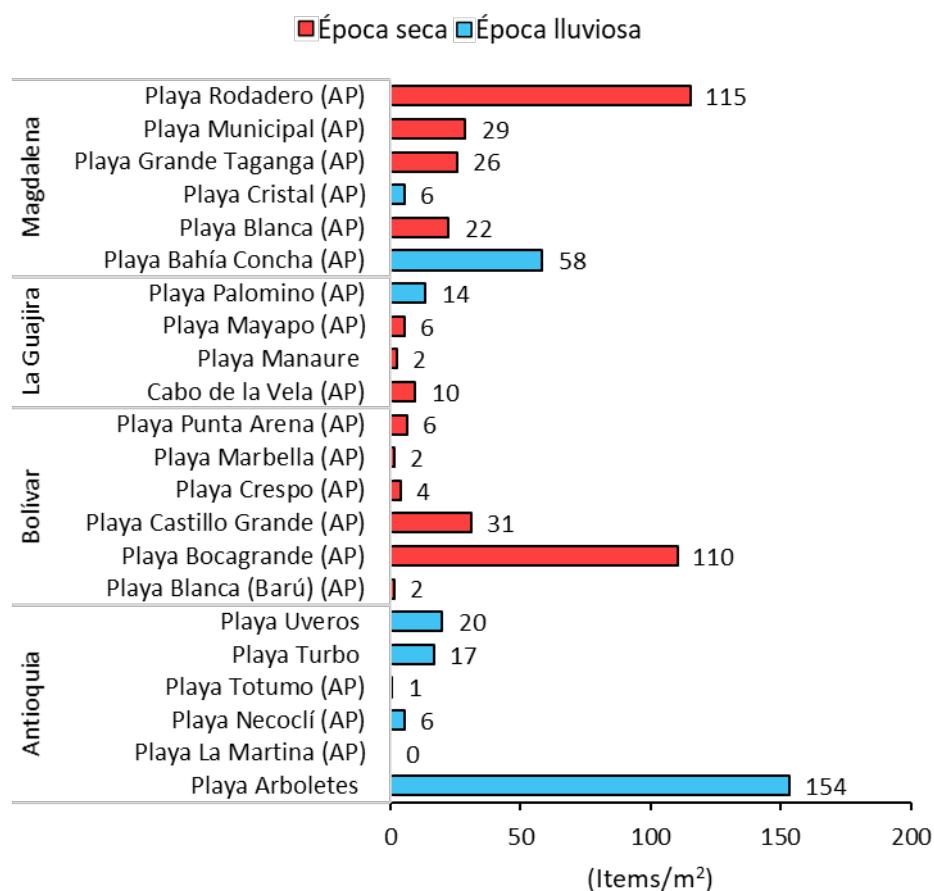


Figura 99. Abundancia de microplásticos en las playas turísticas del Caribe, registradas en los muestreos realizados en el mes de marzo (época seca) y septiembre y octubre (época lluviosa) en 2021. (INVEMAR, 2023)

Las formas de microplásticos más abundantes fueron de origen secundario. En Antioquia el 65% fueron fragmentos, 29,3% espumas, 3,7% filamentos, 0,8% películas, 0,8% pellets y 0,4 % granulos. Comportamiento similar en Bolívar donde el 60,3% fueron fragmentos, 26,8% espumas, 2,1% filamentos, 9,3 granulos y 1,5% pellets (Figura 100). En La Guajira el 60,5% fueron filamentos, 16,3%

fragmentos, 11,6% espumas, 9,3% películas y 2,3 granulos. En Magdalena el 69,2% fueron filamentos, 13,8% espuma, 13% fragmento y 4% película. Desde el año 2017 prevalecen los microplásticos de origen secundario, principalmente relacionados con actividades turísticas y la pesca.

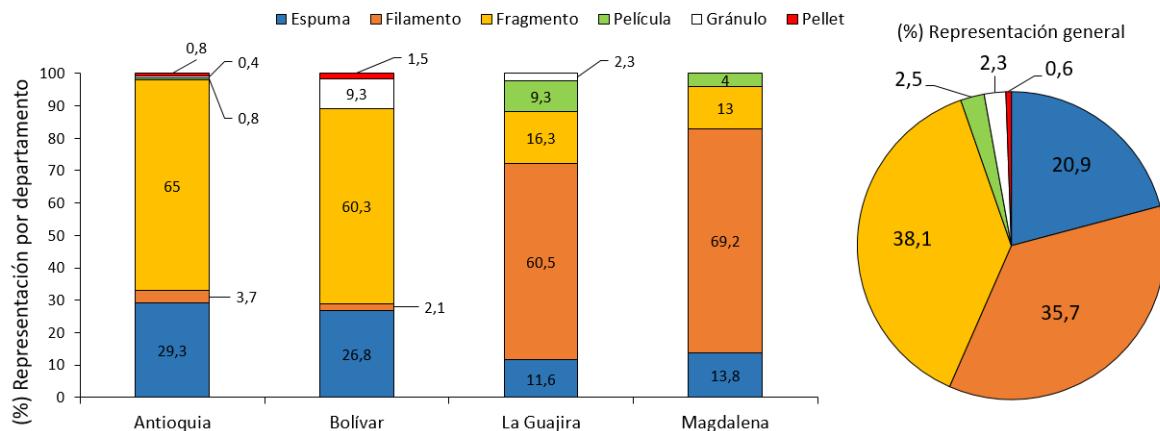


Figura 100. Proporción de los tipos de microplásticos en las muestras de arena de las playas del Caribe, colectadas en: Magdalena (marzo, septiembre y octubre), La Guajira (marzo), Bolívar (abril) y Antioquia (junio) del 2021 (INVEMAR, 2023)

En el Pacífico, las abundancias de microplásticos en arena de playa de los 3 departamentos (Cauca, Nariño y Valle del Cauca, Figura 101) variaron entre 11 a 182 ítems/m². Las mayores abundancias se presentaron en Valle del Cauca en Playa Pianguita con 182 ítems/m², lo cual se asocia a la actividad turística y recreativa, y a la incidencia de los efectos de la marea que favorece la exportación de desechos plásticos de las zonas urbanas a las playas rurales, como se ha observado en Buenaventura, Tumaco y Chocó, donde los plásticos se acumulan en la zona superior de la playa (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2020). En el departamento de Nariño y Cauca las abundancias de microplásticos fueron bajas en comparación con otras playas turísticas; sin embargo, estuvieron dentro del rango observado en playas de la región Caribe con alta influencia turística, como Playa Municipal con 26 ítems/m² y Playa Grande Taganga con 29 ítems/m² en Magdalena.

En el Pacífico, las formas de microplásticos más abundantes también fueron de origen secundario (Figura 102). En Valle del Cauca el 72,2% fueron espumas, 12,8% pellets, 7,9% filamentos, 4,4% fragmentos y 2,6% películas (Figura 102). Por el contrario, en Nariño predominaron los fragmentos con el 43,8%, 28,1% filamentos, 18,8% espumas y 9,4% películas; mientras que en Cauca el 90,3% fueron filamentos, 6,5% fragmentos y 3,2 películas (Figura 102).

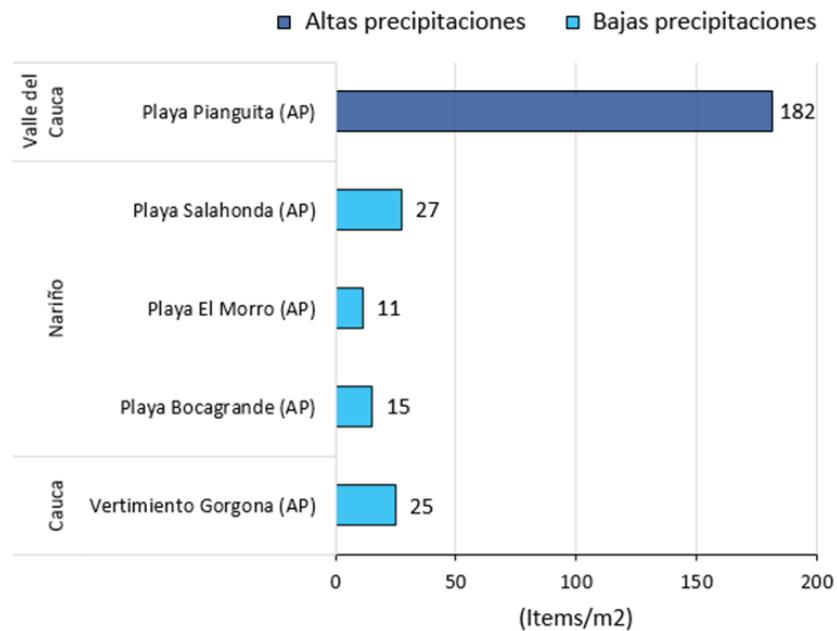


Figura 101. Abundancia de microplásticos en las playas turísticas del Pacífico, registradas en los muestreos realizados en el mes de agosto y octubre (Bajas precipitaciones) y noviembre (Altas precipitaciones) en 2021 (INVEMAR, 2023)

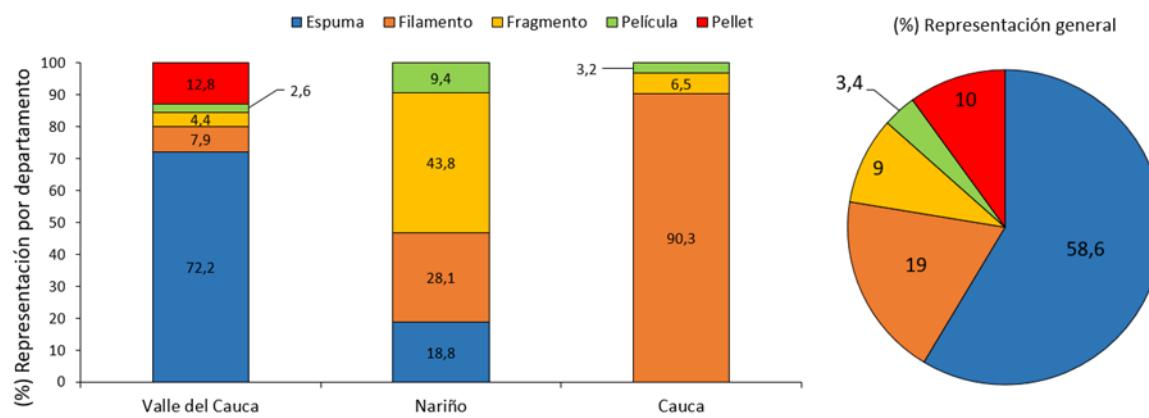


Figura 102. Proporción de los tipos de microplásticos en las muestras de arena de las playas del Pacífico, colectadas en: Cauca (agosto), Nariño (octubre) y Valle del Cauca (noviembre) del 2021 (INVEMAR, 2023)

Estos resultados ponen en evidencia la necesidad de darle continuidad a la hoja de ruta trazada entre INVEMAR y MinAmbiente (2017, Figura 103) para la caracterización y seguimiento de la problemática ambiental por residuos plásticos y microplásticos en Colombia. La presencia de microplásticos en la arena de playa del Caribe y Pacífico, refleja la necesidad de identificar las fuentes de contaminación y así generar insumos técnico-científicos que soporten las medidas de mitigación y prevención ante una problemática global.



Figura 103. Hoja de ruta para la caracterización y seguimiento de la problemática ambiental marina por residuos plásticos y microplásticos en Colombia. Tomado de INVEMAR (2017).

Bioprospección marina

El uso sostenible de los recursos marinos tiene el gran potencial de repercutir positivamente en el desarrollo económico y social de las poblaciones de los países en desarrollo tal y como lo ha hecho por décadas en las naciones más tecnológicamente avanzadas a nivel internacional (Leal et al., 2020). Particularmente, Colombia es reconocido por su geolocalización ventajosa que le aporta un vasto patrimonio oceánico y, por lo tanto, un potencial privilegiado en la generación de alternativas económicas para su desarrollo. Actualmente, los organismos marino costeros —tanto microrganismos como macroorganismos— constituyen una fuente importante de compuestos naturales bioactivos con propiedades farmacológicas, usos en industria cosmética, ambiente como actividad bioremediadora e incluso como fuente de alimento no pequero con alto valor nutricional para el consumo de humanos y animales (Hosseini et al., 2022). La búsqueda sistemática de nuevos productos funcionales de origen oceánico es ampliamente conocido como bioprospección marina e incluye la exploración de genes, proteínas, enzimas y otros metabolitos que hacen parte del arsenal biológico y químico de los organismos habitantes de los ambientes marino costeros. La exploración de estos ambientes históricamente subexplorados ha conllevado no solo a la generación de nuevo conocimiento aplicable a la conservación y protección de estos hábitats, sino también al

aprovechamiento sostenible del potencial bioactivo de la biodiversidad marina contenida en éstos (Batra *et al.*, 2023). A través de los años, múltiples esfuerzos han sido incluidos en el marco de política de bioeconomía para Colombia, articulándose con políticas públicas que han apoyado el desarrollo de iniciativas de bioprospección y biotecnología continental y marina (Minciencias 2020). Recientemente se destaca la Política Nacional del Océano y de los Espacios Costeros (PNOEC) para el período 2016-2030 en la que se reconoce la necesidad de impulsar el uso eficiente y sostenible del capital natural marino que permita la entrada de Colombia en mercados internacionales y consolidarse como potencia bioceánica (CCO, 2017). Particularmente, se promueve el desarrollo de estrategias de conservación del medio ambiente y de uso sostenible de la biodiversidad (iniciativas de bioprospección), que se acoplan además con los lineamientos de las Naciones Unidas y el decretado “Decenio de los Océanos” que busca generar y adoptar conocimientos del vasto ecosistema oceánico para generar soluciones prácticas a los desafíos de conservación del planeta tierra (CCO, 2022).

Diferentes instituciones y grupos de investigación han contribuido en los esfuerzos enfocados al incremento del conocimiento de la biodiversidad marino costera con fines en bioprospección y en la obtención y el desarrollo de productos y servicios ambientalmente amigables derivados del patrimonio natural nacional. Este informe presenta los resultados reportados en revistas indexadas desde el año 2007 hasta enero del año 2022 de dichas investigaciones encaminadas a la identificación y obtención de metabolitos producidos por diversos organismos habitantes del territorio marino costero de Colombia. Respecto al informe del año 2021 (INVEMAR, 2022b) se incluyen los resultados de ocho investigaciones en las que se hacen inventarios de la biodiversidad, se extraen y caracterizan compuestos y/o moléculas bioactivas con aplicaciones en el área agrícola, la remediación ambiental y los sectores de la salud y cosméticos. A pesar de los importantes avances encontrados en la literatura, todavía se hacen evidentes los vacíos en la producción a gran escala de productos/metabolitos de interés y su entrada a la fase de comercialización. Por lo tanto, se hace necesaria la financiación de iniciativas multidisciplinarias y transversales que impulsen el desarrollo tecnocientífico del país y que permitan la consolidación de Colombia como un país competitivo en el aprovechamiento sostenible de sus vastos recursos marinos.

Entre las nuevas investigaciones destacadas donde se caracterizaron metabolitos producidos por organismos marinos, se encuentran evaluaciones de ácidos grasos producidos por esponjas (Rodríguez *et al.*, 2021; Quiroz-lobo *et al.*, 2022), la obtención de fungicidas de actinobacterias (Gómez *et al.*, 2021) y la caracterización de polisacáridos de macroalgas (Monsalve-bustamante *et al.*, 2019). Los ácidos grasos son moléculas bioactivas que se destacan por sus diferentes aplicaciones de interés en el área de la salud —desde potencial antimicrobiano hasta ejercer funciones anticancerígenas— y en la clasificación taxonómica de esponjas. Rodríguez *et al.* (2021), evaluaron la composición de ácidos grasos de 6 esponjas marinas colectadas en Santa Marta (*Axinella corrugata*, *Dragmacidon alvarezae*, *Dragmacidon reticulatum*, *Ptilocaulis walpersi*, *Myrmekioderma rea*, *Scopalina ruetzleri*). Los análisis realizados de cromatografía de gases de alta resolución acoplada a espectrometría de masas (HRGC-MS) demostraron la presencia de un total de 83 ácidos grasos diferentes con longitudes de cadena variando de C₁₄ a C₃₂. Las diferentes especies de esponjas mostraron composiciones y abundancias relativas distintas de cada uno de los compuestos identificados, las cuales además variaban altamente entre organismos de la misma especie e incluso dependían de la estación en que se recolectaron los especímenes. Debido a la

presencia de ácidos grasos que solo se producen cuando hay simbiosis, los autores deducen que las esponjas estudiadas estaban asociadas mayoritariamente con bacterias, pero también con dinoflagelados y algas en menor proporción. Por otro lado, Quiroz-lobo et al. (2022), reportaron la producción de 19 ácidos grasos con cadenas de longitud no superiores a C₂₀ a partir de la esponja *Tetilla rodriguesi* recuperada de la bahía de Cispatá. A pesar de la carencia de ácidos grasos largos, los extractos crudos mostraron una capacidad antioxidante aceptable y una actividad antimicrobiana alta contra 8 cepas patógenas comunes tanto bacterianas como fúngicas. Otros estudios, evaluaron la capacidad fungicida de compuestos orgánicos volátiles (COV) producidos por actinoabacterias aisladas del arrecife de coral de las islas de Providencia y Santa Catalina. De los 20 microrganismos evaluados, 5 cepas de *Streptomyces* produjeron COVs con la capacidad de inhibir el crecimiento y la producción de esporas del hongo fitopatógeno *Colletotrichum gloeosporioides* responsable de antracnosis en diferentes cultivos (Gómez et-al., 2021). Los compuestos bioactivos producidos por la cepa más promisoria *Streptomyces* sp. PNM-149 fueron extraídos (adsorción en resina) y analizados mediante metodologías cromatográficas (GC-MS) que permitieron la identificación de dos compuestos con capacidad biocontroladora (antranilato de metilo y 2-metil isoborneol). Este trabajo postula los compuestos de origen marino como biopesticidas eficientes aplicables en diferentes fases de la producción de alimentos y, por lo tanto, como moléculas con potencial impacto positivo en el sector agrícola.

Por otro lado, Monsalve-bustamante et al. (2019) evaluaron la producción de extractos ricos en polisacáridos a partir del alga *Gracilariaopsis tenuifrons* colectada en la Guajira. De los diferentes sistemas de solventes empleados, etanol permitió los mejores rendimientos obteniendo extractos ricos en nutrientes (posible uso como suplemento alimenticio) y compuestos bioactivos. Dentro de los compuestos identificados se hallaron polisacáridos altamente sulfatados (tipo carragenina) y alginatos que, debido a las propiedades químicas evaluadas, se propuso un alto potencial como agentes encapsulantes (producción de nanopartículas) y modificares reológicos lo que implicaría su potencial uso en industrias como la farmacéutica y cosmética. Adicionalmente, algunas fracciones tendrían potencial como sustancias fotoprotectoras ya que presentaron un amplio rango de absorción de radiación UV (UVA/UVB).

También se publicaron estudios empleando microorganismos de ambientes marinos cuyos resultados tienen aplicación en la biorremediación de contaminantes complejos. Por ejemplo, Manjarrez Paba y Baldiris Ávila (2021) evaluaron la presencia de enzimas azoreductasas en especies de *Enterococcus* (*E. faecalis*, *E. faecium* y *E. hirae*) hallados en muestras de arena y agua de las playas de Bocagrande en Cartagena. La presencia de estas bacterias fue considerado un indicativo de la contaminación del entorno que puede traer efectos adversos en la salud de los turistas, sin embargo, su presencia también demostró la flexibilidad metabólica de estas bacterias para sobrevivir en ambientes marinos hostiles y de producir enzimas ampliamente empleadas para la degradación de compuestos xenobióticos. En particular, las azoreductasas caracterizadas por los autores presentaron una alta proporción de hélices alfa en su estructura secundaria lo que les conferiría una amplia estabilidad térmica y por lo tanto amplia aplicabilidad en procesos de biorremediación de colorantes. Por otro lado, Echeverri-Jaramillo et al. (2019) aislaron levaduras marinas de sedimentos contaminados con el pesticida Chlorpyrifos de la Bahía de Cartagena, para evaluar el potencial de las cepas fúngicas para servir como indicadores biológicos de contaminación. Un total de 10 cepas, seis del género *Candida*, tres de *Rhodotorula* y uno de *Cryptococcus* fueron

identificadas bioquímicamente y empleadas en los diferentes ensayos usando *Saccharomyces cereviciae* como cepa control. Las levaduras marinas mostraron capacidades diferentes para consumir azúcares, crecer en consorcios binarios, producir lipasas/esterasas, así como distintas tolerancias a temperatura y concentración de sal. Además, mostraron tolerancia a diferentes concentraciones del pesticida y su principal metabolito (3,5,6-trichloro-2-pyridinol). Por lo tanto, los autores proponen que la flexibilidad metabólica evidenciada en los hongos marinos permitiría el desarrollo de un test de base biotecnológica para identificar ambientes contaminados por pesticidas.

Por último, cabe resaltar los estudios de diversidad de comunidades microbianas de diferentes entornos marino costeros, evaluando el potencial para la formulación de futuros estudios en bioprospección marina. Por ejemplo, investigaciones basadas en la secuenciación del gen 16S rRNA evaluaron las comunidades epíticas de carácter bacteriano asociadas a la macroalga *Ulva Lactuca* hallada frecuentemente en el litoral rocoso del Caribe colombiano (Comba González *et al.*, 2021). Se identificó una comunidad altamente diversa con organismos pertenecientes mayormente a los filos Proteobacteria, Bacteroidetes, Cyanobacteria, Deinococcus-Thermus, Actinobacteria, y en menor proporción a los filos Firmicutes y Clorofexi. Estos organismos epíticos son productores poco explorados de compuestos bioactivos que contribuyen activamente en la supervivencia de la macroalga hospedera y que pueden constituir además metabolitos de interés comercial. Por otro lado, Isaza *et al.*, (2021) evaluaron la comunidad bacteriana en muestras de suelo de manglar afectado por aguas residuales. Los estudios metatranscriptómicos adelantados hallaron una comunidad poco diversa fuertemente dominada por los filos Firmicutes y Proteobacteria. Sin embargo, los autores identificaron una gran diversidad metabólica en los géneros dominantes (*Bacillus*, *Desulfuromonas*, y *Exiguobacterium*) que apoyarían la degradación de compuestos xenobióticos y el funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos del ecosistema. Este trabajo resalta el potencial de los microorganismos autóctonos de ecosistemas de manglar que podrían ser explorados en ensayos de bioremedioación y recuperación de hábitats contaminados.

Considerando los nuevos reportes hallados en las bases de datos bibliográficas, en la Tabla 42 se presenta el número de especies de organismos marinos recolectados en Colombia a los que se les ha realizado al menos una prueba para evaluar su potencial bioactivo o realizar su caracterización química, durante el período 2007- 2022, frente al número total registrado y estimado de especies marinas del país.

Tabla 42. Consolidado de especies marinas por grupo de organismo con al menos un ensayo de bioactividad evaluado hasta 2021, las que se han caracterizado químicamente hasta el 2021 y las publicadas en 2022.

GRUPO	NÚMERO REGISTRADO DE ESPECIES*	NÚMERO ESTIMADO DE ESPECIES*	ESPECIES ENSAYADAS HASTA 2021	ESPECIES NUEVAS ENSAYADAS 2022	ESPECIES CARACTERIZADAS QUÍMICAMENTE HASTA 2021	ESPECIES NUEVAS CARACTERIZADAS QUÍMICAMENTE 2022
Equinodermos*	325	394	15	0	9	0
Bryozoa*	95	118 ^a	0	0	0	0
Poliquetos*	10	261	0	0	0	0
Corales*	141	153	51	0	17	0

GRUPO	NÚMERO REGISTRADO DE ESPECIES*	NÚMERO ESTIMADO DE ESPECIES*	ESPECIES ENSAYADAS HASTA 2021	ESPECIES NUEVAS ENSAYADAS 2022	ESPECIES CARACTERIZADAS QUÍMICAMENTE HASTA 2021	ESPECIES NUEVAS CARACTERIZADAS QUÍMICAMENTE 2022
Antipatharios*,^a	18	18 ^a	0	0	0	0
Anemonas*,^a	18	18 ^a	0	0	0	0
Hidrozoos*	41	90	0	0	0	0
Esponjas*,^a	168	350 ^a	115	7	36	7
Algas*	520	620	32	1	19	1
Zoantideos*	6	9	4	0	3	0
Moluscos*	1545	1,170	1	0	0	0
Bacterias*[†]	94	652 [†]	105	23	12	4
Hongos*[†]	2	1097 [†]	11	10	0	0
Total	2983	2697	334	41	96	12

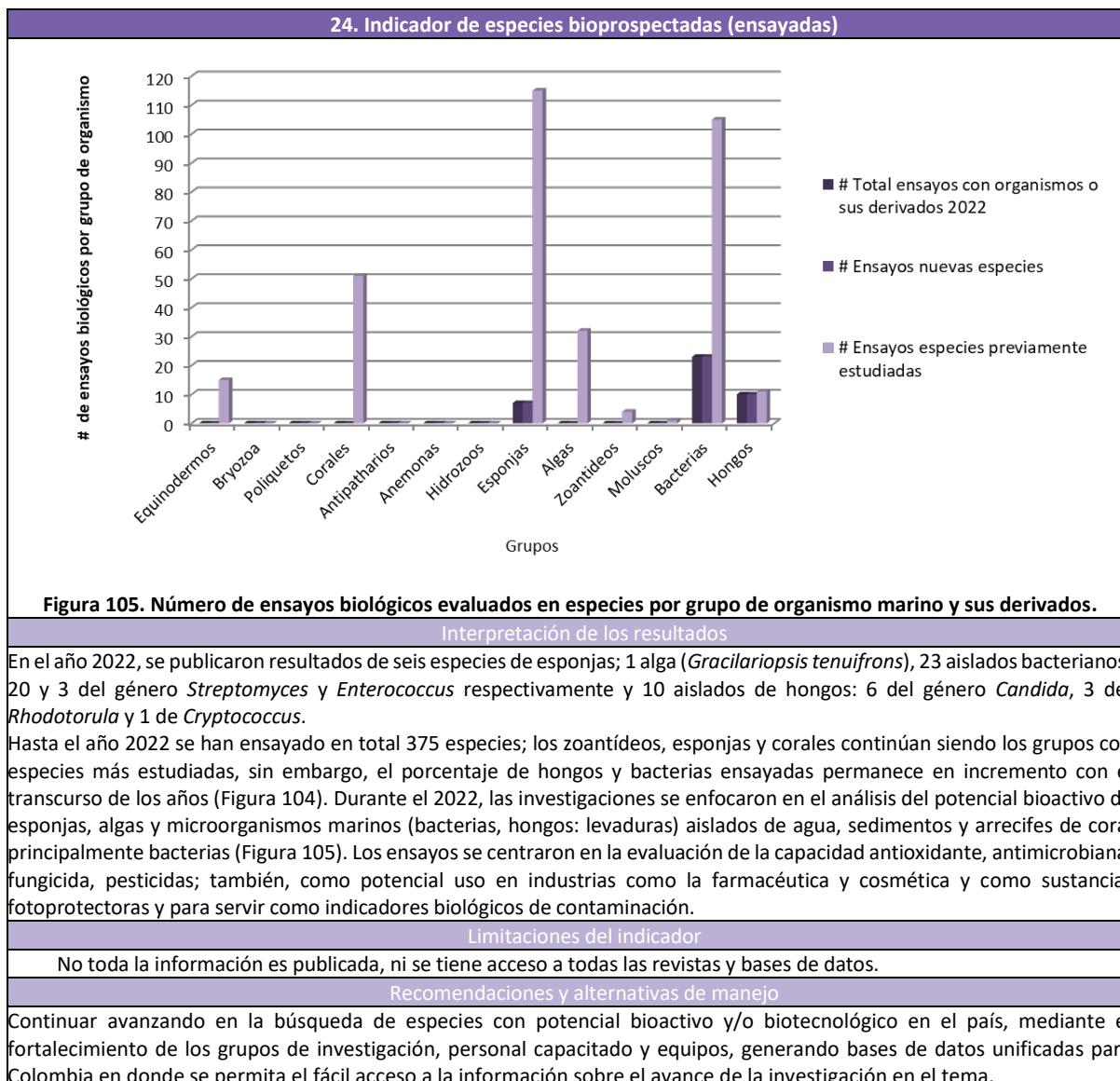
*El número registrado y estimado de especies marinas en Colombia se actualizó de acuerdo al reporte de Montoya-Cadavid E. y Bohorquez J. (Instituto Humboldt, 2019) el cual se obtiene a partir de los datos registrados en los sistemas de información de biodiversidad de Colombia (SIBM <https://www.sibcolombia.net/actualidad/biodiversidad-en-cifras/> y SiB: <https://sibcolombia.net/>), en las colecciones biológicas (Museo de Historia Natural Marina de Colombia - Makuriwa) y/o a partir de la revisión de artículos publicados en revistas indexadas, sobre las especies marinas de Colombia.

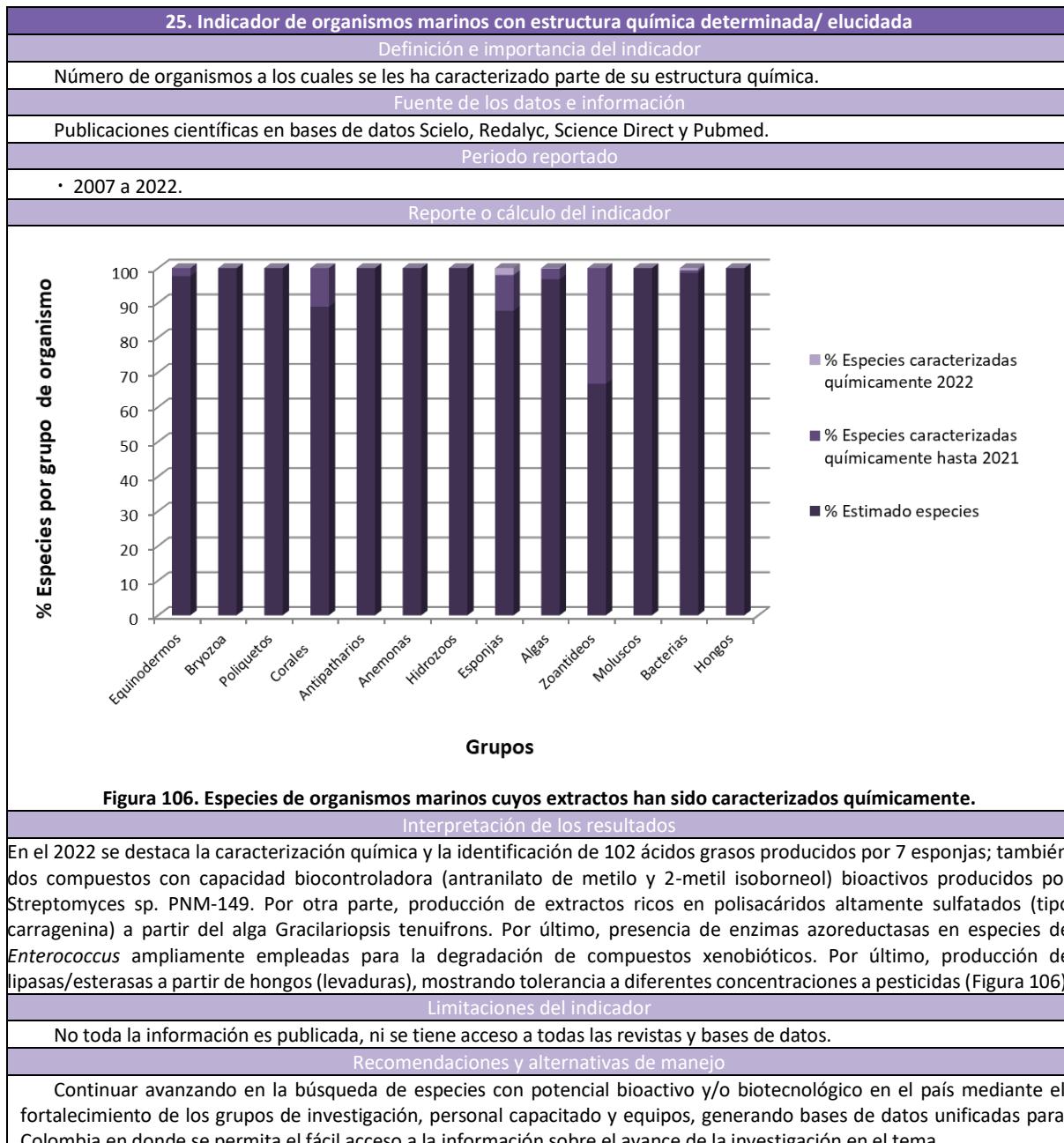
^aPara estas especies no existe un valor puntual registrado o estimado, es un dato incierto y simplemente se toma como referente el dato obtenido de la bibliografía revisada por Montoya-Cadavid E. y Bohorquez J. (Instituto Humboldt, 2019).

[†]El número estimado corresponde a especies de microorganismos marinos catalogados a nivel mundial (Mora et al., 2011).

24. Indicador de especies bioprospectadas (ensayadas)																																																									
Definición e importancia del indicador																																																									
<p>El indicador contabiliza la cantidad de especies por grupo de organismos marinos recolectados en Colombia, a los que se les ha realizado al menos un ensayo para evaluar su potencial bioactivo. Adicionalmente, se detalla el trabajo realizado durante el año, mostrando el total de ensayos que se realizaron ya sea en un organismo marino o un derivado del mismo; por ejemplo, algún compuesto modificado o natural. Se discrimina dentro de este indicador, los ensayos en especies por grupo de organismos no estudiados previamente y los ensayos en especies para las cuales se ha reportado al menos una prueba para evaluar su potencial bioactivo o degradación de hidrocarburos o metales pesados.</p>																																																									
Fuente de los datos e información																																																									
Publicaciones científicas en bases de datos Scielo, Redalyc, Science Direct y Pubmed.																																																									
Periodo reportado																																																									
• 2007-2022.																																																									
Reporte o cálculo del indicador																																																									
<table border="1"> <caption>Data extracted from Figure 104: % Species tested by organism group</caption> <thead> <tr> <th>Grupos</th> <th>% Estimado de especies</th> <th>% Especies ensayadas hasta 2021</th> <th>% Especies ensayadas 2022</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Equinodermos</td> <td>~98</td> <td>~1</td> <td>~1</td> </tr> <tr> <td>Bryozoa</td> <td>~98</td> <td>~1</td> <td>~1</td> </tr> <tr> <td>Poliquetos</td> <td>~98</td> <td>~1</td> <td>~1</td> </tr> <tr> <td>Corales</td> <td>~98</td> <td>~1</td> <td>~1</td> </tr> <tr> <td>Antipatharios</td> <td>~98</td> <td>~1</td> <td>~1</td> </tr> <tr> <td>Anemonas</td> <td>~98</td> <td>~1</td> <td>~1</td> </tr> <tr> <td>Hidrozoos</td> <td>~98</td> <td>~1</td> <td>~1</td> </tr> <tr> <td>Esponjas</td> <td>~98</td> <td>~1</td> <td>~1</td> </tr> <tr> <td>Algas</td> <td>~98</td> <td>~1</td> <td>~1</td> </tr> <tr> <td>Zoantídeos</td> <td>~98</td> <td>~1</td> <td>~1</td> </tr> <tr> <td>Moluscos</td> <td>~98</td> <td>~1</td> <td>~1</td> </tr> <tr> <td>Bacterias</td> <td>~98</td> <td>~1</td> <td>~1</td> </tr> <tr> <td>Hongos</td> <td>~98</td> <td>~1</td> <td>~1</td> </tr> </tbody> </table>		Grupos	% Estimado de especies	% Especies ensayadas hasta 2021	% Especies ensayadas 2022	Equinodermos	~98	~1	~1	Bryozoa	~98	~1	~1	Poliquetos	~98	~1	~1	Corales	~98	~1	~1	Antipatharios	~98	~1	~1	Anemonas	~98	~1	~1	Hidrozoos	~98	~1	~1	Esponjas	~98	~1	~1	Algas	~98	~1	~1	Zoantídeos	~98	~1	~1	Moluscos	~98	~1	~1	Bacterias	~98	~1	~1	Hongos	~98	~1	~1
Grupos	% Estimado de especies	% Especies ensayadas hasta 2021	% Especies ensayadas 2022																																																						
Equinodermos	~98	~1	~1																																																						
Bryozoa	~98	~1	~1																																																						
Poliquetos	~98	~1	~1																																																						
Corales	~98	~1	~1																																																						
Antipatharios	~98	~1	~1																																																						
Anemonas	~98	~1	~1																																																						
Hidrozoos	~98	~1	~1																																																						
Esponjas	~98	~1	~1																																																						
Algas	~98	~1	~1																																																						
Zoantídeos	~98	~1	~1																																																						
Moluscos	~98	~1	~1																																																						
Bacterias	~98	~1	~1																																																						
Hongos	~98	~1	~1																																																						

Figura 104. Porcentaje de especies ensayadas por grupo de organismo para evaluar su bioactividad.

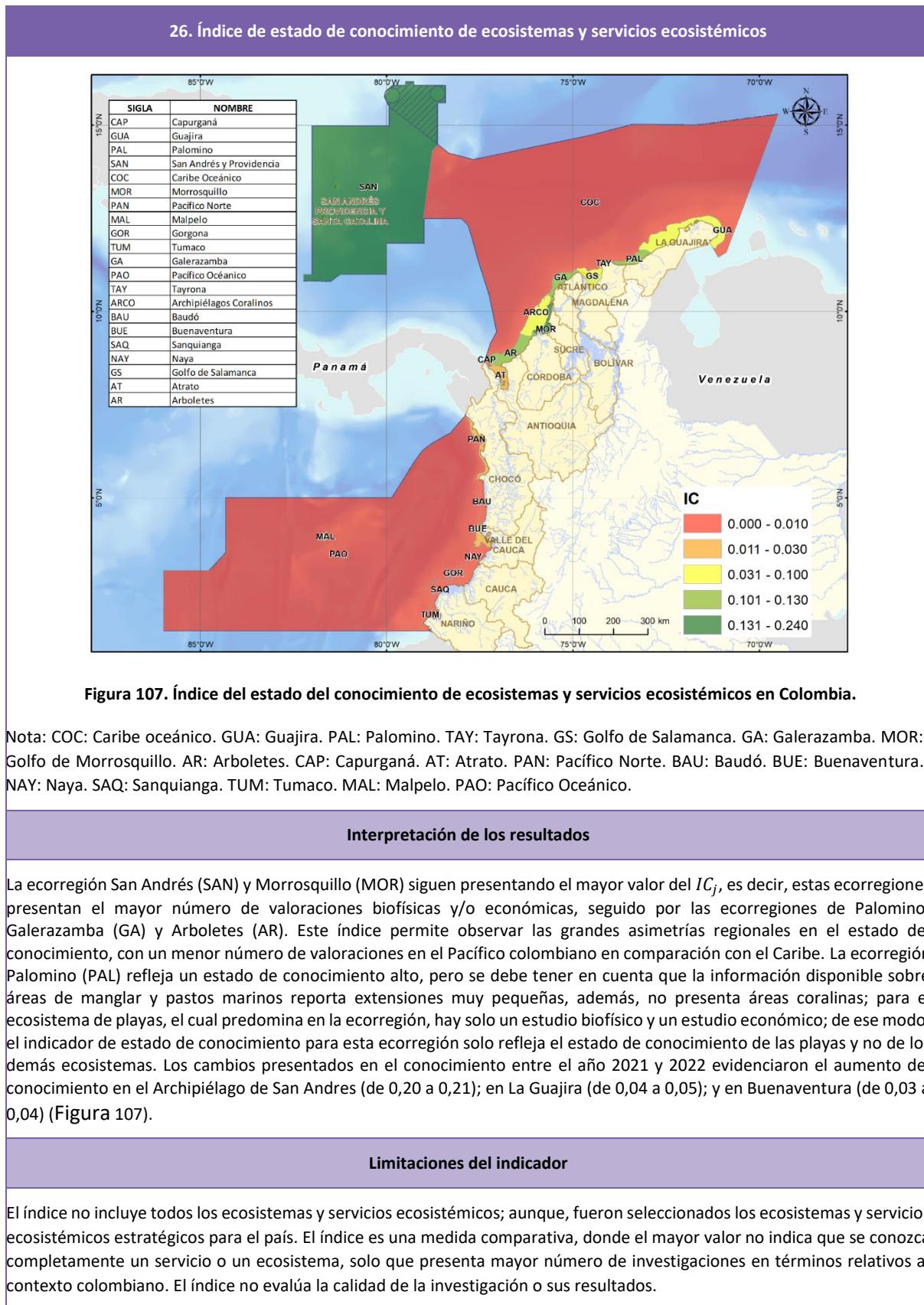




Servicios Ecosistémicos

Los servicios ecosistémicos son las contribuciones o beneficios (ocasionalmente pérdidas o detrimientos) que las personas reciben de los ecosistemas, o que los ecosistemas generan para el bienestar humano (Díaz et al., 2015; Haines-Young & Potschin, 2018). Los servicios ecosistémicos suelen clasificarse en categorías : 1) servicios de aprovisionamiento que reflejan las contribuciones materiales y energéticas generadas por un ecosistema; por ejemplo, un pez o una planta con propiedades farmacéuticas; 2) servicios de regulación que resultan de la capacidad de los ecosistemas para regular el clima, la hidrología y ciclos bioquímicos, procesos de la superficie terrestre y una variedad de procesos biológicos, los que suelen tener un aspecto espacial importante; por ejemplo, el servicio de control de inundaciones de un bosque ubicado en la cuenca alta solo es relevante en la zona de inundación aguas abajo; 3) los servicios culturales que se generan a partir de los entornos físicos, lugares o situaciones que dan lugar a beneficios intelectuales y simbólicos que las personas obtienen de los ecosistemas a través de recreación, desarrollo de conocimientos, relajación y reflexión espiritual (Haines-Young & Potschin, 2018; United Nations et al., 2014); 4) el servicio de soporte, que corresponde a los procesos básicos de los ecosistemas, que contribuyen indirectamente al bienestar humano a través de la formación de suelos, ciclado de nutrientes, provisión de hábitat, entre otros (Costanza et al., 2017).

26. Índice de estado de conocimiento de ecosistemas y servicios ecosistémicos	
Definición e importancia del indicador	
<p>El índice del estado de conocimiento de ecosistemas y servicios ecosistémicos (IC_j) es una medida relativa del número de estudios de valoración biofísica y económica y se calculó para cada una de las ecorregiones (j) marinas o costeras del país (clasificadas en IDEAM et al., 2007). Las valoraciones biofísicas cuantifican los flujos de los servicios ecosistémicos; por ejemplo, toneladas de carbono secuestradas por hectárea o porcentaje de energía del oleaje disipada. Las valoraciones económicas estiman los beneficios monetarios generados por los servicios ecosistémicos. El índice toma valores entre 0 y 1, un mayor número de estudios se refleja en un valor mayor del IC_j.</p> <p>Para su computo, se calculan previamente el estado del conocimiento biofísico (CB_j) y económico (CE_j), cada medida es estandarizada teniendo en cuenta: ecorregión, servicio ecosistémico y ecosistema estratégico. Finalmente, se obtiene la media aritmética de CB_j y CE_j para computar el índice de conocimiento (IC_j):</p> $IC_j = \frac{CB_j + CE_j}{2}$ <p>El IC_j incluye cuatro ecosistemas estratégicos: a) arrecifes de coral, b) manglares, c) pastos marinos y d) playas y siete servicios ecosistémicos: i) provisión de alimento, ii) regulación de la erosión, iii) recreación y ecoturismo, iv) regulación del clima, v) purificación del agua, vi) regulación de riesgos naturales y vii) provisión de biomasa.</p> <p>El IC_j contribuye a sintetizar e interpretar los avances sobre valoración biofísica y económica de servicios ecosistémicos marinos y costeros en 21 ecorregiones marino costeras de Colombia (clasificadas en IDEAM et al., 2007), permitiendo tener una medida para la comparación de la investigación realizada por ecorregiones.</p>	
Fuente de los datos e información	
<p>Los datos son el resultado de la revisión de literatura utilizando el método de la revisión sistemática de literatura propuesto en Petticrew & Roberts, (2006); Pickering et al., (2015). Para la revisión de la valoración biofísica se tomaron 33 trabajos, 5 realizados en el litoral Pacífico y 28 en el Caribe. La revisión de trabajos de valoración económica incluyó 37 trabajos de valoración de bienes y servicios ecosistémicos marino-costeros: 20 corresponden a artículos publicados en revistas nacionales e internacionales, 15 informes de investigación y dos trabajos de tesis. En esta versión se presenta la actualización del indicador hasta el año 2022, para el año 2022 solo se registró el aumento de valoraciones biofísicas.</p>	
Periodo reportado	
<p>Esta revisión de literatura incluye las investigaciones realizadas en el periodo 2003 – 2022.</p>	
Reporte o cálculo del indicador	



26. Índice de estado de conocimiento de ecosistemas y servicios ecosistémicos

Recomendaciones y alternativas de manejo

El índice debe ser utilizado como una medida relativa del estado del conocimiento. Se recomienda seguir actualizando con la bibliografía que se sigue generando anualmente. El índice puede extenderse a otros ecosistemas y servicios ecosistémicos marinos y costeros.

27. Índice de priorización de necesidades de investigación en ecosistemas y servicios ecosistémicos																			
Definición e importancia del indicador																			
<p>El índice de priorización de necesidades de investigación en ecosistemas y servicios ecosistémicos (PNI_{iek}) es una medida comparativa ordinal que tiene el objetivo de señalar las necesidades de aplicación de estudios de valoración biofísica y económica. Clasifica los estudios por: servicio ecosistémico (i), ecosistema (e) y cuenca geográfica (k). Para la construcción del índice se tienen en cuenta dos elementos: a) el índice de conocimiento (IC_{iek}), que indica relativamente la magnitud de estudios biofísicos y económicos; y b) la magnitud de los flujos económicos (MFE_{iek}), que es el producto de los flujos económicos <i>per-cápita</i> de cada servicio estratégico (FPC_{ie}) y el porcentaje de área de los ecosistemas en cada cuenca geográfica A_{ek}. Los FPC_{ie} (ha ecosistema año-1) de cada servicio se estimaron usando como referencia revisiones comparativas entre servicios y ecosistemas globales y nacionales (Burkhard & Maes, 2017; Castaño-Isaza <i>et al.</i>, 2015; Costanza <i>et al.</i>, 1997; De Groot <i>et al.</i>, 2012; De Groot <i>et al.</i>, 2007; Rangel-Buitrago <i>et al.</i>, 2018). El A_{ek} se calculó con la extensión de los ecosistemas basado en información de INVEMAR (2020). Finalmente, el PNI_{iek} es computado como la razón entre la magnitud de los flujos económicos y el índice de conocimiento, como podemos observar en la ecuación:</p>																			
$PNI_{iek} = \frac{MFE_{iek}}{IC_{iek}} = \frac{FPC_{ie} * A_{ek}}{IC_{iek}}$																			
<p>El PNI_{iek} incluye: tres ecosistemas estratégicos (a. arrecifes de coral, b. manglares y c. pastos marinos; Siete servicios ecosistémicos (provisión de alimento, regulación de la erosión, recreación y ecoturismo, regulación del clima, purificación del agua, regulación de riesgos naturales y provisión de biomasa); y dos cuencas geográficas (Pacífica y Caribe).</p>																			
<p>El PNI_{iek} es un índice importante para identificar las principales necesidades de investigación en valoración biofísica y económica en las cuencas, ecosistemas y servicios ecosistémicos en Colombia.</p>																			
Fuente de los datos e información																			
<p>Los datos son el resultado de la revisión de literatura utilizando el método de la revisión sistemática de literatura y el metaanálisis de las investigaciones académicas, propuestos en Petticrew & Roberts, (2006); Pickering <i>et al.</i> (2015).</p>																			
Periodo reportado																			
<p>Esta revisión de literatura incluye las investigaciones realizadas en el periodo 2003 – 2022.</p>																			
Reporte o cálculo del indicador																			
<table border="1"> <caption>Resumen de los datos estimados del gráfico</caption> <thead> <tr> <th>Ecosistema/Servicio</th> <th>2021 (PNI)</th> <th>2022 (PNI)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Manglar Caribe</td> <td>Prov. Al: ~1, Regul. Erosión: ~2, Regul. Clima: ~1</td> <td>Prov. Al: ~1, Regul. Erosión: ~2, Regul. Clima: ~1</td> </tr> <tr> <td>Manglar Pacífico</td> <td>Prov. Al: ~1, Regul. Erosión: ~8, Regul. Clima: ~1</td> <td>Prov. Al: ~1, Regul. Erosión: ~8, Regul. Clima: ~1</td> </tr> <tr> <td>Formaciones coralinas Caribe</td> <td>Prov. Al: ~12, Regul. Erosión: ~22, Regul. Clima: ~15</td> <td>Prov. Al: ~12, Regul. Erosión: ~22, Regul. Clima: ~15</td> </tr> <tr> <td>Formaciones coralinas Pacífico</td> <td>Prov. Al: ~1, Regul. Erosión: ~1, Regul. Clima: ~1</td> <td>Prov. Al: ~1, Regul. Erosión: ~1, Regul. Clima: ~1</td> </tr> <tr> <td>Praderas de pastos marinos Caribe</td> <td>Prov. Al: ~1, Regul. Erosión: ~5, Regul. Clima: ~1</td> <td>Prov. Al: ~1, Regul. Erosión: ~5, Regul. Clima: ~1</td> </tr> </tbody> </table>		Ecosistema/Servicio	2021 (PNI)	2022 (PNI)	Manglar Caribe	Prov. Al: ~1, Regul. Erosión: ~2, Regul. Clima: ~1	Prov. Al: ~1, Regul. Erosión: ~2, Regul. Clima: ~1	Manglar Pacífico	Prov. Al: ~1, Regul. Erosión: ~8, Regul. Clima: ~1	Prov. Al: ~1, Regul. Erosión: ~8, Regul. Clima: ~1	Formaciones coralinas Caribe	Prov. Al: ~12, Regul. Erosión: ~22, Regul. Clima: ~15	Prov. Al: ~12, Regul. Erosión: ~22, Regul. Clima: ~15	Formaciones coralinas Pacífico	Prov. Al: ~1, Regul. Erosión: ~1, Regul. Clima: ~1	Prov. Al: ~1, Regul. Erosión: ~1, Regul. Clima: ~1	Praderas de pastos marinos Caribe	Prov. Al: ~1, Regul. Erosión: ~5, Regul. Clima: ~1	Prov. Al: ~1, Regul. Erosión: ~5, Regul. Clima: ~1
Ecosistema/Servicio	2021 (PNI)	2022 (PNI)																	
Manglar Caribe	Prov. Al: ~1, Regul. Erosión: ~2, Regul. Clima: ~1	Prov. Al: ~1, Regul. Erosión: ~2, Regul. Clima: ~1																	
Manglar Pacífico	Prov. Al: ~1, Regul. Erosión: ~8, Regul. Clima: ~1	Prov. Al: ~1, Regul. Erosión: ~8, Regul. Clima: ~1																	
Formaciones coralinas Caribe	Prov. Al: ~12, Regul. Erosión: ~22, Regul. Clima: ~15	Prov. Al: ~12, Regul. Erosión: ~22, Regul. Clima: ~15																	
Formaciones coralinas Pacífico	Prov. Al: ~1, Regul. Erosión: ~1, Regul. Clima: ~1	Prov. Al: ~1, Regul. Erosión: ~1, Regul. Clima: ~1																	
Praderas de pastos marinos Caribe	Prov. Al: ~1, Regul. Erosión: ~5, Regul. Clima: ~1	Prov. Al: ~1, Regul. Erosión: ~5, Regul. Clima: ~1																	

Figura 108. Índice de priorización de necesidades de investigación en ecosistemas y servicios ecosistémicos (PNI_{iek}) en Colombia.

27. Índice de priorización de necesidades de investigación en ecosistemas y servicios ecosistémicos	
Interpretación de los resultados	
<p>Los resultados del índice evidencian que los manglares de la cuenca del Pacífico presentan las mayores necesidades de realización de estudios de valoración biofísica y económica, principalmente, en cuatro servicios ecosistémicos: la provisión de biomasa, la regulación de la erosión, la regulación de la calidad del agua y la mitigación de eventos extremos; además, con una menor escala de priorización se encuentra el servicio de provisión de alimento, regulación del clima y ecoturismo. Dentro de la cuenca Caribe, las formaciones coralinas presentan el mayor índice de priorización dado que son los ecosistemas de mayor extensión en el Caribe, a su vez, hay comparativamente menos estudios de sus servicios ecosistémicos. Tienen particularmente mayores índices de priorización los servicios de mitigación de eventos extremos y la regulación de la erosión de las formaciones coralinas que disminuyó para el 2022. También, los manglares del Caribe presentan alta priorización en el servicio ecosistémico de mitigación de eventos extremos. Por último, el índice muestra las necesidades de investigación en los ecosistemas de pastos marinos del Caribe en los servicios de regulación de la calidad del agua y regulación de la erosión. En el periodo 2021 – 2022 se observaron cambios en la disminución de priorización en el servicio de provisión de alimento en los ecosistemas de manglar del pacífico (de 5,26 a 4,74); en el servicio de regulación de la erosión por parte de los ecosistemas de arrecifes de coral del Caribe (de 21,44 a 12,51); y en el servicio de regulación del clima por parte de los ecosistemas de praderas de pastos marinos (de 0,50 a 0,36). La disminución del índice de priorización no significa pérdida de importancia de un ecosistema, la disminución se debe al aumento del conocimiento; es decir, más estudios de un ecosistema y sus servicios ecosistémicos (Figura 108).</p>	
Limitaciones del indicador	
<p>El índice no incluye todos los ecosistemas y servicios ecosistémicos; aunque fueron seleccionados algunos de los ecosistemas y servicios estratégicos para el país. Se excluyeron las playas debido a que no existe una medición respecto al área que ocupa el ecosistema tal como lo exige el indicador, la información que existe sobre el tema está dada en kilómetros longitudinales que ocupan las playas sobre la costa. El índice no evalúa necesidades financieras o costos, en este caso, todos los estudios de valoración son similares entre ellos.</p>	
Recomendaciones y alternativas de manejo	
<p>El índice no incluye todos los ecosistemas y servicios ecosistémicos; aunque, fueron seleccionados los ecosistemas y servicios estratégicos para el país. El índice no evalúa necesidades financieras o costos, en este caso, todos los estudios de valoración son similares entre ellos. El índice no tiene en cuenta la demanda que existe por los servicios ecosistémicos. Dado que la cuenca Caribe es más poblada que la Pacífica existe mayor demanda en la primera por los servicios provistos por ecosistemas estratégicos.</p>	

ESTADO DEL CONOCIMIENTO Y VACÍOS DE INFORMACIÓN SOBRE CAUSAS Y TENSORES DEL CAMBIO DE LOS ECOSISTEMAS

Causas y tensores directos

Enfermedades, síntomas y signos asociados

A partir de los años 70 y debido principalmente al deterioro progresivo de la calidad de los mares por la cada vez más abundante contaminación a la que son sometidos, se han venido observando un sin número de enfermedades afectando los corales y diezmando los arrecifes coralinos por todo el mundo (Sutherland *et al.*, 2004). Desde 1973, cuando Antonious documentó la primera enfermedad de los corales, la cantidad de enfermedades que afectan a los corales ha aumentado rápidamente, afectando a los arrecifes y reduciendo el tejido vivo en estos ecosistemas en todo el mundo (Rosenberg & Ben-Haim 2002; Sutherland *et al.*, 2004; Gil-Agudelo *et al.*, 2009; Navas-Camacho *et al.*, 2010a). Por lo general, estas afecciones causan la muerte del tejido coralino, pero su etiología es poco conocida y aún se desconoce el agente patógeno responsable de la mayoría de las enfermedades (Sutherland *et al.* 2004; Gil-Agudelo *et al.*, 2009). Algunas de las enfermedades más comúnmente observadas que afectan a los corales pétreos del Caribe son la enfermedad de la banda negra (BBD), la enfermedad de la banda blanca (WBD), la peste blanca (WP), la enfermedad de las manchas oscuras (DSD), la enfermedad de la banda amarilla (YBD) y la viruela blanca. (WPx) (Gil-Agudelo *et al.*, 2009).

La incidencia y prevalencia de estas enfermedades y muchas otras más, han venido aumentando en el tiempo, afectando los arrecifes coralinos de todo el mundo, con mortandades masivas e importantes reducciones de la cobertura de tejido vivo coralino (Sutherland *et al.*, 2004, Harvell *et al.*, 2007). Algunos autores asocian al incremento de la temperatura superficial del mar, la aparición y prevalencia de las enfermedades coralinas (Raymundo *et al.*, 2008; Ruiz-Moreno *et al.*, 2012).

Otros estudios han mostrado la influencia de los eventos de blanqueamiento en el incremento la ocurrencia de enfermedades coralinas debido a la susceptibilidad que se encuentran las distintas especies de coral en ese momento (Brandt y McManus, 2009; Croquer y Weil, 2009).

Durante el monitoreo de los arrecifes coralinos en Colombia se han registrado seis enfermedades coralinas: plaga blanca, banda negra, lunares oscuros, banda blanca, banda amarilla y White pox, todas ellas en localidades del Caribe (Figura 97). La plaga blanca se encuentra ampliamente distribuida en otras áreas del Caribe, y es quizás, el síndrome que ataca a gran número de especies de corales (35 especies), diezmando más efectivamente la cobertura de coral vivo (Sutherland *et al.*, 2004; Gil-Agudelo *et al.*, 2009). La banda negra afecta a cerca de 15 especies coralinas y ha causado pérdida de colonias enteras, especialmente de corales cerebro como *Colpophyllia natans*, *Pseudodiploria strigosa* y *Diploria labyrinthiformis*. La enfermedad de lunares oscuros, si bien afecta a cerca de 11 especies, se encuentra distribuida ampliamente en el Caribe, siendo particularmente susceptibles las especies de coral *Siderastrea siderea*, *Orbicella annularis* y *Agaricia agaricites* (Sutherland *et al.*, 2004; Gil-Agudelo *et al.*, 2009, Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2010). La banda blanca solo afecta corales del género *Acropora* spp y fue una de las causas de la mortandad masiva que

sufrió este género en todo el Caribe en la década de 1980 (Porter *et al.*, 2001; Díaz *et al.*, 2000; Garzón-Ferreira y Díaz, 2003; Sutherland *et al.*, 2004). Esta enfermedad se ha registrado en todas las áreas, generando en casos como el archipiélago de San Bernardo, pérdida de setos completos de *Acropora cervicornis*. La banda amarilla se ha registrado en unas pocas especies entre las que se destacan por el daño que causa a su tejido vivo a *O. faveolata* y la *O. annularis*. La enfermedad de White pox es exclusiva del coral *Acropora palmata* y se ha registrado en todas las localidades evaluadas. Este síndrome es altamente contagioso, por lo que las colonias vecinas de esta especie son susceptibles de ser afectadas. Se registró una drástica reducción de cobertura de coral a causa de esta enfermedad en los cayos de la Florida entre 1996 y 2002 (Sutherland *et al.*, 2004; Gil-Agudelo *et al.*, 2009; Navas-Camacho *et al.*, 2010a).

Mas recientemente se evidenció la presencia de la llamada enfermedad de pérdida de tejido de coral duro o Stony Coral Tissue Loss Disease (SCTLD) Este síndrome afecta a más de 20 especies de corales escleractínicos entre los que se destacan las principales especies conformadoras de los arrecifes del Caribe colombiano (*Orbicella faveolata*, *O. annularis*, *Colpophyllia natans*, *Pseudodiploria strigosa*, *Diploria labyrinthiformis*, *Siderastrea siderea*, *Montastraea cavernosa*, entre otras) y es altamente contagiosa, causando la muerte de colonias enteras en un corto lapso (Alvarez-Filip *et al.*, 2019; EstradaSaldívar *et al.*, 2021). Se detectó por primera vez en los arrecifes de Florida en 2014 y para 2018 ya se había reportado en centroamerica y otros países del Caribe (pagina Web AGRRA [Coral Disease Outbreak - AGRRA](#)). Para el 2019 se observó en los cayos del norte de Colombia y a fines del 2021 ya se le había observado en la isla de San Andrés.

Actualmente es objeto de estudio a nivel regional (Coral Disease Outbreak – AGRRA) y no se tiene claridad total sobre cuál es el patógeno responsable y algunos estudios sugieren que la dispersión de la enfermedad puede ser facilitada por el agua de lastre de los barcos, lo que explicaría por qué la enfermedad cruza las corrientes en la dirección opuesta a la que fluirían. Se sospecha que es un virus que ataca directamente al alga simbionte del coral en asocio con algunas bacterias y se especula sobre su origen producto de las aguas de escorrentía en estados unidos. Actualmente se estudia como conservar y restaurar las poblaciones para mejorar las condiciones y resiliencia del ecosistema.

Los signos de esta enfermedad pueden variar entre especies, y puede ser difícil distinguirlos de otras enfermedades, en especial de la plaga blanca. Pero en su mayoría se manifiesta como lesiones de pérdida de tejido coralino, las cuales se extienden rápidamente en la colonia coralina llegando a matar colonia de cinco metros de longitud en cuestión de semanas. De igual forma esta enfermedad puede presentarse como un patrón disruptivo de muchas manchas que van creciendo hacia el exterior hasta unirse.

Durante el 2022 se registró la presencia las enfermedades tradicionales (Figura 109): los lunares oscuros, banda amarilla, banda negra, plaga blanca, White pox y la banda blanca y en el monitoreo en la isla de San Andrés, la enfermedad de la pérdida de tejido coralino (Stony Coral Tissue Loss Disease -SCTLD por sus siglas en inglés) afectando una colonia de más de un metro de diámetro de *O. faveolata* (Figura 110) misma que presentaba ya una pérdida de tejido del 50%, y algunas pequeñas colonias de *P. strigosa* a su alrededor. Hasta el momento no se le ha observado afectando los arrecifes de la plataforma continental del Caribe colombiano.

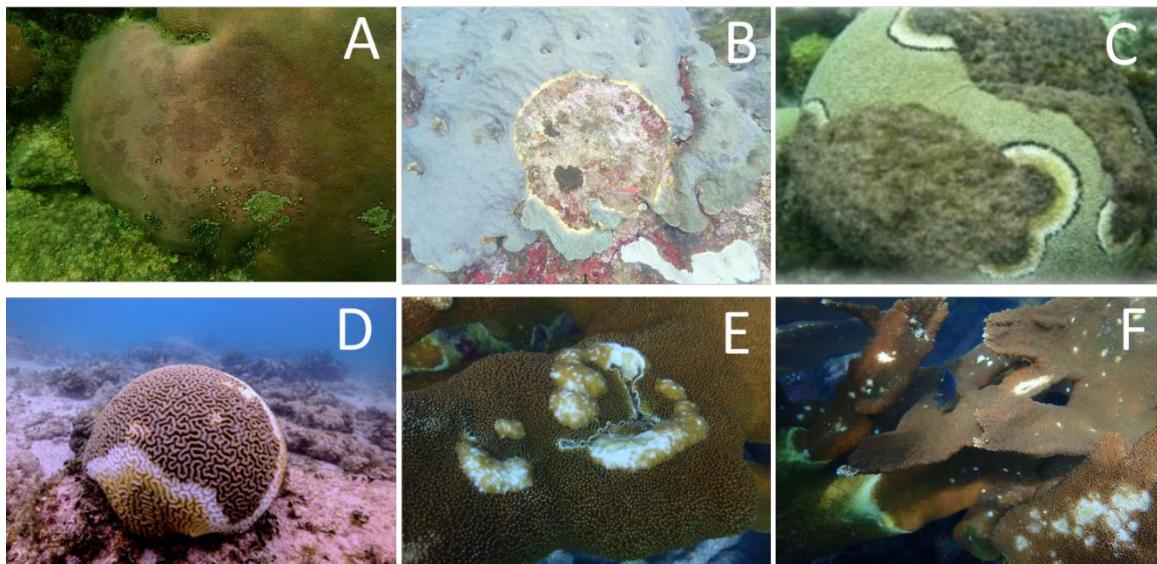


Figura 109. Enfermedades de coral registradas en los arrecifes colombianos durante el 2022. A. lunares oscuros, B. banda amarilla, C. banda negra, D. plaga blanca, E. White pox y F. banda blanca.



Figura 110. Colonia de *Orbicella faveolata* afectada por la enfermedad de perdida de tejido coralino en la isla de San Andrés.

En el caso del Pacífico colombiano, se han reportado varios agentes de deterioro coralino similares a enfermedades (Navas-Camacho *et al.*, 2010b). Algunos de ellos se siguen observando en los monitoreos, pero no ha sido posible hasta el momento realizar estudios determinantes del origen de dichos agentes de deterioro. Por otra parte, se tiene un registro importante de blanqueamiento (Figura 111) para la costa Caribe continental durante el 2022 causado por un incremento durante más de 3 meses de la temperatura del mar, que alcanzó los 30° C. Sin embargo, pese a lo extenso de su presencia no se registró mortalidad asociada al evento.



Figura 111. Colonias de *Agaricia lamarcki* y *O. annularis* con un blanqueamiento superior al 50 y cercano al 100% respectivamente, registradas en el PNN Tayrona durante el 2022.

Pero no solamente las enfermedades y el blanqueamiento fisiológico han sido registradas afectando los corales y arrecifes coralinos de Colombia. En algunos lugares se viene presentando un cambio de dominancia de los fondos coralinos por fondos de esponjas. En algunas localidades de las islas del Rosario y de la región del Chocó Caribe (Capurganá), las esponjas vienen diezmando paulatinamente, importantes formaciones de coral. Mas de 6 especies de coral están siendo afectadas, pero en particular, para la zona de Capurganá, es la principal conformadora de los arrecifes del lugar, *O. faveolata*, quien ha sufrido el embate de estas esponjas. Estas esponjas son *Svenzea zeai*, *Mycale laevis*, *Ectyoplasia ferox* y *Cliona aprica*, principalmente (Figura 112). Las esponjas *S. zeai* y *E. ferox*, cubren y ahogan los pólipos coralinos matando colonias enteras. *M. laevis* se fija bajo las faldas de *Orbicella* ocultándose de los peces depredadores y termina saliendo y cubriendo igualmente la colonia. Finalmente *C. aprica*, socava desde adentro la colonia destruyendo sus bases y luego emerge cubriendo la totalidad del tejido coralino.

Finalmente, otro factor de deterioro registrado durante el 2022, pero directamente relacionado con la actividad humana fue observar colonias rotas o partidas por efecto de anclas (aplastamiento moderado o parcial) y pesca con dinamita (colonias partidas por la mitad, desplazadas y volteadas) (Figura 113). Estas prácticas son especialmente fuertes en ciertas localidades del Caribe continental y el efecto deletéreo es muy alto pues pulverizan y voltean grandes colonias de un mismo sector, generando que la totalidad de la colonia muera en un corto tiempo, además de los demás organismos que perecen por efecto de la onda expansiva y sónica.

Por otra parte, las enfermedades en las plantas se pueden definir como una alteración morfológica o fisiológica que es causada por microorganismos, condiciones ambientales adversas o una combinación de ambas, por lo cual el resultado de una asociación de un parásito (patógeno) y la planta genera cambios en el funcionamiento de esta (Rivera, 1999). Las manifestaciones morfológicas, histológicas o fisiológicas de las enfermedades, independientemente de su origen, en general, son los síntomas asociados a dicha enfermedad; sin embargo, es importante resaltar que pueden ser externos, por tanto, fáciles de observar o también pueden ser manifestaciones en tejidos internos, que resultan más difíciles de detectar (Rivera, 1999). Adicionalmente, las plantas pueden presentar también signos los cuales se relacionan con estructuras o entes a simple vista que pueden ocasionar un deterioro en el árbol (Muñoz-García, 2015).

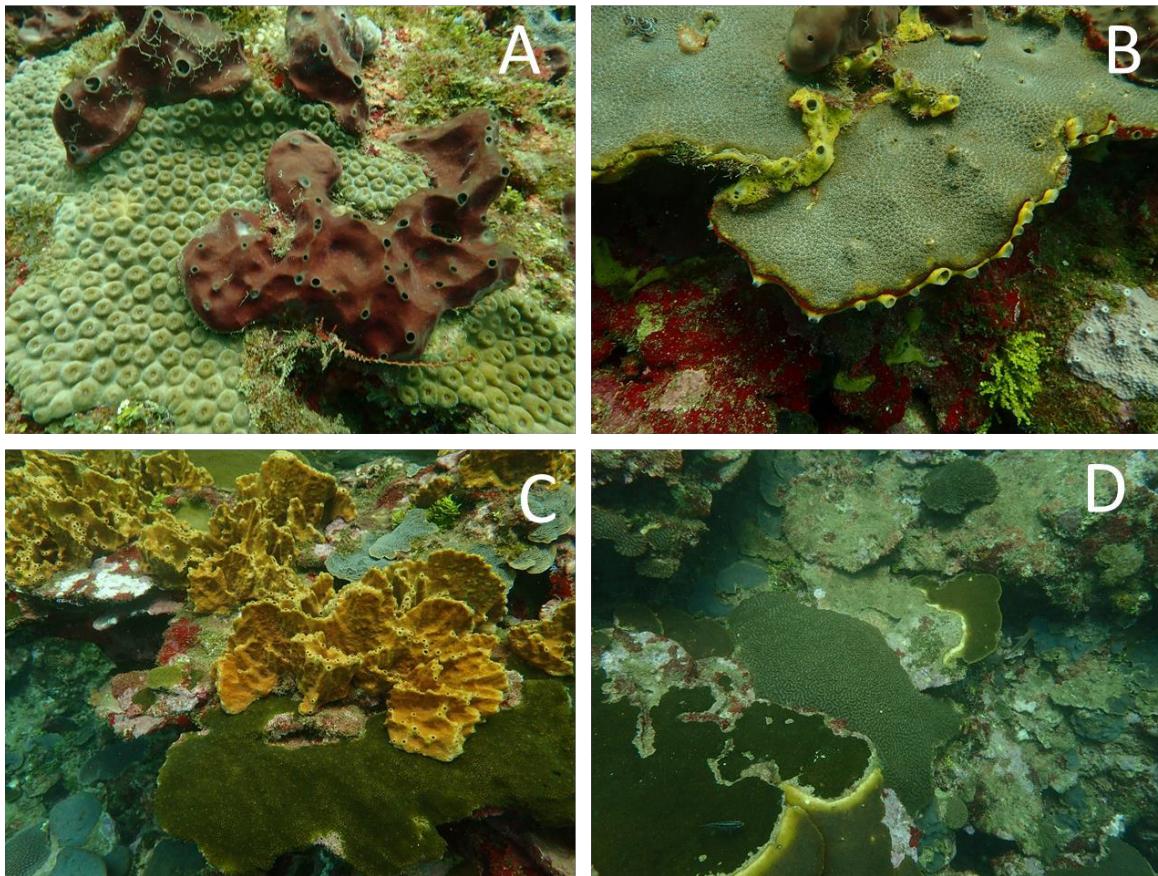


Figura 112. Esponjas que afectan principalmente a *O. faveolata* en la región del Choco caribe (Capurganá). A. *Svenzea zeai*, B. *Mycale laevis*, C. *Ectyoplasia ferox* y D. *Cliona aprica*

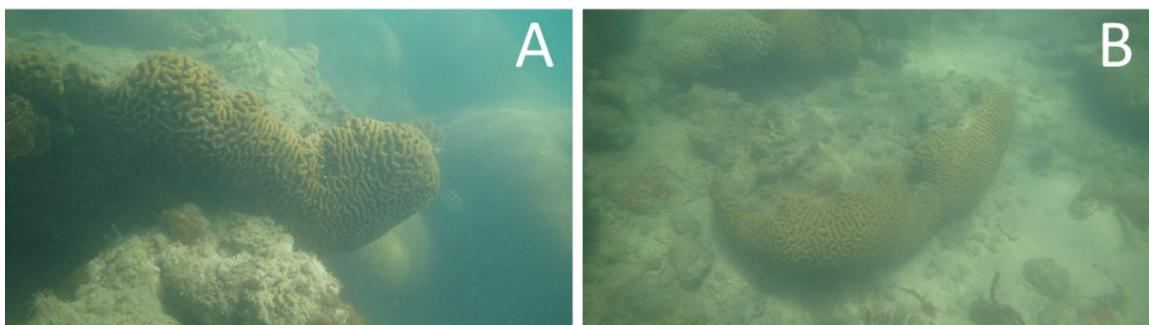


Figura 113. A. colonia afectada por el impacto de un taco de dinamita, partida por el medio y desplazada de su sitio de origen. B. colonia afectada por un ancla que la aplasta y mata parcialmente.

En el caso de los pastos marinos, la principal enfermedad que se ha identificado y que puede llegar a causar eventos de mortandades masivas es la generada por el hongo marino del género *Labyrinthula* spp., que afecta directamente a las hojas verdes de las plantas tornándolas marrón a negras. Este hongo (*Labyrinthula zosterae*) fue asociado a la mortandad de cerca del 90% de la población de *Zostera marina*, en el norte de estados unidos, y de *Thalassia testudinum* en la Florida

a finales de la década de 1980 ([Robblee et al. 1991](#)). En el Caribe colombiano se ha observado la presencia de este hongo afectando a las especies *T. testudinum* y *Syringodium filiforme* (Figura 114)

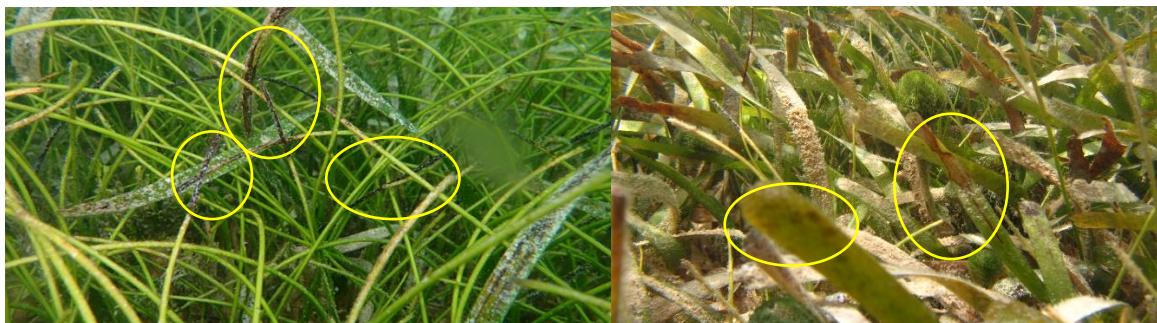


Figura 114. Foto Izq. Hojas de los pastos marinos *Thalassia testudinum* (hojas laminares gruesas) y *Syringodium filiforme* (hojas delgadas cilíndricas) afectadas por el hongo *Labyrhintula* spp que genera la mancha oscura hasta degradar toda la hoja. Foto der. Hojas de *T. testudinum* con distintas formas de afectación por el hongo.

En los manglares, se han presentado alteraciones que son producto de las interacciones bióticas, que generan un efecto físico distintivo que, a su vez, genera un mayor efecto en la estructura y los procesos en los bosques de manglar (Feller, 2002). Así mismo, las diferentes presiones sobre los árboles de manglar pueden ser causadas de forma natural o de manera antrópica, lo cual ha desencadenado en la aparición de enfermedades, síntomas y/o signos que en términos generales han conllevado a alteraciones para este tipo de plantas (Ortíz *et al.*, 2018). La manifestación de las alteraciones en la fisiología del manglar se debe a tres componentes básicos; la planta, el patógeno y las condiciones ambientales (Rivera, 1999). Por otro lado, se han realizado pocas investigaciones relacionadas en el impacto que representan las enfermedades y sus síntomas asociados a los árboles de mangle (Osorio *et al.*, 2016).

Desde los años 1970s y 1980s, se comenzaron a realizar estudios encaminados a reconocer la relevancia de los factores bióticos, los cuales moldean la estructura y los procesos ecológicos en los bosques de manglar (Canacci *et al.*, 2008). De esta manera, uno de los principales componentes bióticos son los insectos, que comúnmente se dedican a la herbivoría; y a su vez se subdivide en los herbívoros de hojas, los perforadores y los que se alimentan de frutas, semillas y frutas. Dentro de los efectos producidos, se encuentra la pérdida de brotes de hojas apicales; que conlleva a una disminución en la producción de hojas y ramificación en la especie de *Rizophora mangle* (Canacci *et al.*, 2008). Así mismo, Feller (2002), encontró que los daños en la copa del árbol y la defoliación, son ocasionados por la perforación de insectos, lo cual tiene un efecto en la estructura del bosque.

De la misma manera, Sánchez-Alférez *et al.* (2009) propone que es posible que la aparición de las agallas sea ocasionada por las lesiones ocasionadas por *Neoteredo reynei* en las raíces de mangle, que podrían contribuir a que la bacteria del género *Agrobacterium* sea el agente causal de la enfermedad. También Osorio *et al.* (2016) reporta enfermedades asociadas al área maderable como el cáncer y la pudrición del tallo; mientras que para la zona foliar se reportan manchas en las hojas y la pérdida de hojas.

Por otro lado, se ha reportado una gran diversidad de hongos asociados, que se pueden adherir a diferentes sustratos como la corteza, las raíces, la madera flotante y los pneumatoforos, tanto en partes vivas como muertas (Lee y Hyde, 2002; Nambiar y Raveendran, 2009). Sin embargo, *A. germinans* ha generado adaptaciones que permiten combatir la presencia del mismo, por medio de

la secreción en las glándulas de sal, lo cual inhibe el crecimiento del hongo y por tanto la asociación del patógeno con la planta (Gilbert *et al.*, 2002; Osorio *et al.*, 2016).

En Colombia, Mira-Martínez *et al.* (2017) encontraron síntomas de agallas en parcelas ubicadas en el delta del río Atrato, asociadas a deformaciones en los tejidos vasculares y la corteza, cercana a estas zonas alteradas; en donde el árbol busca restaurar la resistencia mecánica del xilema y la continuidad del cámbium vascular. Así mismo, se encontró que los árboles afectados presentan una tasa de crecimiento en el diámetro menor respecto a los manglares que no están afectados. Sanchez-Alférez *et al.* (2009) registraron que el patógeno que genera este tipo de malformaciones, es la especie *Agrobacterium tumefaciens*, que es típico en especies forestales y su forma de penetrar el árbol principalmente es por heridas. Sin embargo, el conocimiento y los estudios enfocados hacia los síntomas y signos ocasionados por las enfermedades son escasos, especialmente aquellos causados por microorganismos, por lo tanto, es un campo poco explorado.

Pérdida de hábitat

La pérdida de hábitat ha sido considerada como una problemática de suma relevancia si se busca relacionar y/o documentar los cambios que han tenido los ecosistemas a lo largo del tiempo debido principalmente a la actividad humana o a la magnificación de fenómenos naturales a causa del cambio climático, producido por el ser humano. Dentro de estos cabe destacar la presencia de fenómenos naturales, teniendo como ejemplos más evidentes los mares de leva, cambios extremos de mareas, tormentas, y de forma particularmente especial, huracanes. El caso de estos últimos eventos climáticos tiene relevancia al considerar el paso del coletazo del huracán Cesar en 2010 que afectó el PNN Tayrona o el coletazo del huracán Mathew en la zona de la Guajira para 2016 y más aún con los recientes casos de Iota y Eta con consecuencias graves en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina para noviembre de 2020 (Acosta-Chaparro *et al.*, 2021) y la tormenta tropical Julia en 2022 (INVEMAR, 2023). Los efectos de causa el paso de estos huracanes es la perdida de tejido vivo coralino y de estructura arrecifal debido al volcamiento, desplazamiento y aplastamiento de colonias enteras (Figura 115) y al blanqueamiento masivo producto del estrés térmico sufrido por las colonias coralinas.



Figura 115. Colonia de gran tamaño de la especie *O. faveolata* volteada por la acción del huracán Iota en la isla de Providencia durante el año 2020.

Por su parte en las praderas de pastos marinos se presenta una perdida completa o parcial de cobertura (Figura 116), y la remoción de importantes volúmenes de sedimentos con la subsecuente liberación del carbono capturado entre su sistema radicular. Si bien estos huracanes no representaron en sus respectivos casos una masiva y completa destrucción acompañada de una pérdida irreversible de la biodiversidad, si son muestra de como la fuerza de corrientes, vientos y tormentas pueden generar un proceso visible de deterioro (Salazar-Vallejo, 2002).

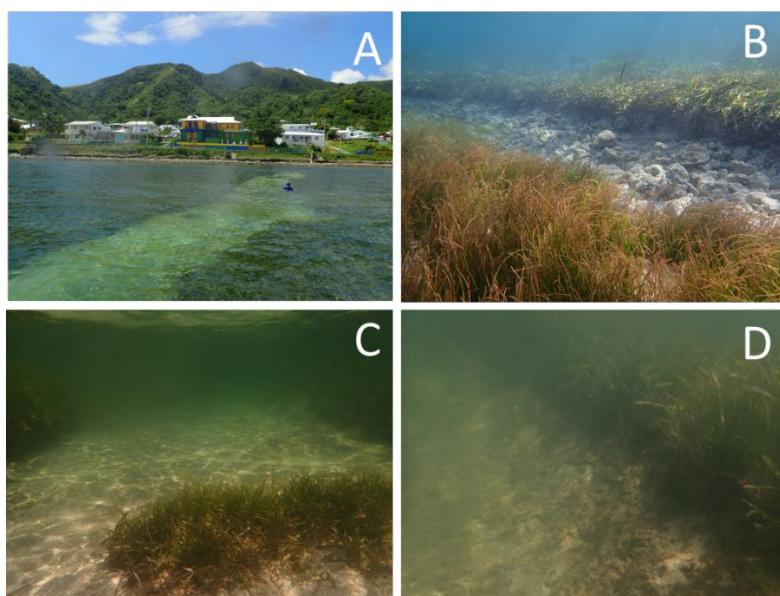


Figura 116. Efectos del paso de huracanes durante los últimos años, sobre las praderas de pastos marinos de la isla de Providencia.

Cambios extremos de mareas (Figura 117), por su parte, representan un fenómeno más conspicuo hacia el Pacífico, debido a la dinámica intrínseca de las mareas que allí se presentan, en arrecifes coralinos de baja profundidad, como los encontrados en la isla de Gorgona y la ensenada de Utría, los cuales de presentarse en horas del día, pueden verse sometidos a altas radiaciones solares por mareas extremadamente bajas, o incluso en los casos más extremos, a un emergimiento total de colonias por encima de la superficie. El tiempo de exposición y el grado de radiación al que se vean sometidas, la afluencia de agua dulce o intensidad de la marea durante la exposición influirá en la posibilidad real de recuperación.



Figura 117. Destapamiento de un amplio sector del arrecife de La Chola, en el PNN Utría, Pacífico colombiano, debido a mareas extremas o pujas astronómicas durante el 2022.

Por otro lado, el turismo, como actividad en algunos casos descontrolado, destaca como el tensor más evidente cuando se trata de pérdida de hábitat marino costero, al tener en cuenta que consecuentemente a este proceso suelen presentarse mal manejo de basuras, vertimiento de aguas residuales, mientras que en la parte emergida la remoción o pérdida de cobertura por malas prácticas de uso o cambio de uso de la tierra, entre otros, provocan la perdida en algunos casos irreversible de las condiciones naturales. Para todas las causas de pérdida de habitat siempre será necesario realizar la gestión necesaria para mitigarlas y de esta manera, procurar la continuidad de los servicios ecosistémicos locales.

Causas y tensores indirectos

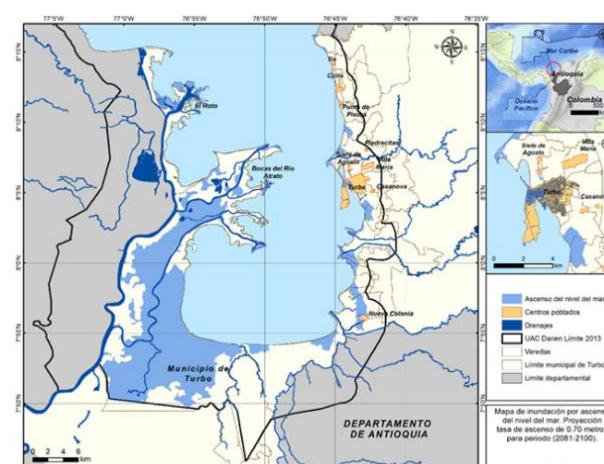
Cambio climático

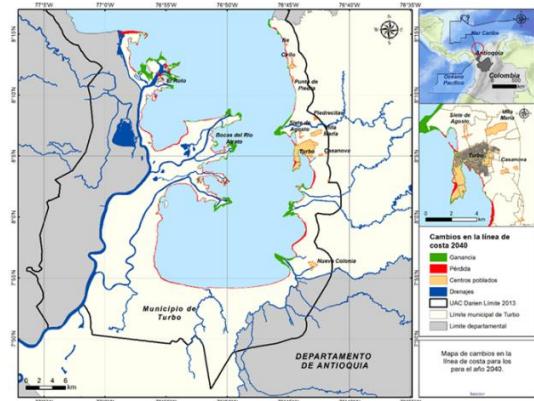
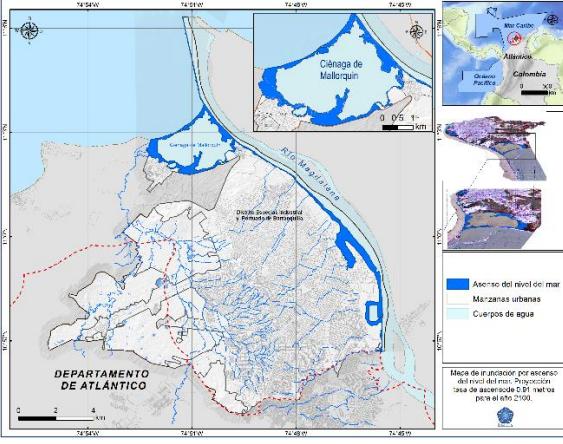
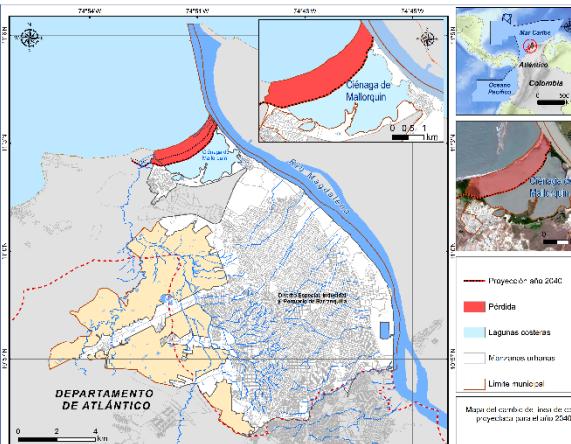
El calentamiento global ha alcanzado 1°C por encima del nivel preindustrial y podría aumentar a 1,5°C entre los años 2030 y 2052. Esto conducirá a temperaturas extremas, sequías severas, fuertes tormentas e inundaciones periódicas, que se traducirán en efectos adversos sobre los sistemas biótico y socioeconómico (IPCC, 2022).

En Colombia, se estima que los efectos del cambio climático se verán reflejados en un mayor aumento del nivel del mar y con ello incremento de los procesos erosivos, aumentos en la temperatura que causarán derretimiento de los nevados y glaciares, reducciones en la productividad agropecuaria y mayor frecuencia en la ocurrencia de fenómenos climáticos extremos, agravando los efectos de fenómenos de variabilidad climática como son El Niño o La Niña. Todo lo anterior, podría causar grandes impactos sobre la infraestructura, seguridad alimentaria, biodiversidad y hábitat humano en las zonas costeras (IDEAM *et al.*, 2015).

Bajo este contexto, el INVEMAR continúa trabajando en la generación de estudios e identificación de estrategias encaminadas a levantar información para mejorar la capacidad de decisión en cualquiera de los temas relacionados con la vulnerabilidad, la mitigación, y la adaptación al cambio climático para la zona marino costera e insular del país. Para el tema de **vulnerabilidad**, desde hace más de 20 años ha venido generando información que ha permitido clasificar la zona costera colombiana con una alta vulnerabilidad frente al aumento del Nivel del Mar (ANM) y erosión costera. Esto ha permitido priorizar nueve (9) municipios costeros para evaluar a escala detallada la vulnerabilidad al cambio climático y generar de forma participativa lineamientos para la adaptación (Tabla 43).

Tabla 43. Casos de estudio realizados por el Invemar durante los últimos 14 años sobre vulnerabilidad e impactos del cambio climático a nivel marino costero en Colombia.

Casos de estudio	
<p>Distrito de Turbo, Antioquia (2021) escala 1:5.000 (urbano) 1:25.000 (rural)</p> <p>Al año 2100 debido al ascenso en el nivel del mar (ANM) podría verse afectado el 80% de las playas, el 75% de las áreas de uso turístico, el 61% de los equipamientos (escuelas, mercado público), 38% de las áreas de actividad agropecuaria principalmente.</p> <p>Por erosión costera se afectaría al año 2040 el 26% del área institucional y de servicios, 20% del área de uso turístico, 6% del área de manglar; es de resaltar que el Aeropuerto Gonzalo Mejía ya se encuentra afectado debido a esta amenaza.</p> <p>Se propusieron 5 lineamientos de adaptación:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) Conservación, manejo y restauración de la biodiversidad y servicios ecosistémicos; 2) Adaptación del hábitat humano; 3) Fortalecimiento de la institucionalidad y 	 <p>Figura 118. Escenario de ascenso del nivel del mar (2081 – 2100) en el Distrito de Turbo. Fuente: INVEMAR (2021).</p>

Casos de estudio	
<p>participación de actores; 4) Educación, divulgación e investigación; 5) Monitoreo, vigilancia y control (INVEMAR, 2021e).</p>	 <p>Figura 119. Escenario de erosión costera (2040) en el Distrito de Turbo. Fuente: INVEMAR (2021e).</p>
<p>Distrito de Barranquilla, Atlántico (2020) escala 1:25.000</p> <p>Debido al ascenso en el nivel del mar (ANM), para el año 2100 podría inundarse el 100% de las playas, el 97% de los manglares, el 54% de las áreas industriales, el 46% de las áreas de competitividad y el 22% del área municipal urbana principalmente. Mientras que, por erosión costera, para el 2040, se afectaría el 65% de las playas, el 24% del ecosistema de manglar y el 16% del área rural.</p> <p>Se propusieron 5 líneas estratégicas para la adaptación del Distrito: 1) Conservación y restauración de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos; 2) Desarrollo social y económico; 3) Adaptación de la infraestructura y competitividad; 4) Instrumentos e instancias gubernamentales en la adaptación al cambio climático; 5) Investigación y educación (INVEMAR, 2020b).</p>	 <p>Figura 120. Escenario de ascenso en el nivel del mar año 2100 en el Distrito de Barranquilla. Fuente: INVEMAR (2020b).</p>
	 <p>Figura 121. Escenario de erosión costera al año 2040 en el Distrito de Barranquilla. Fuente: INVEMAR (2020b).</p>

Casos de estudio

**Municipio de Santiago de Tolú, Sucre (2019)
escala 1:10.000 (urbano) y 1:100.000 (rural)**

Los principales resultados indican que, al año 2100, debido a un ANM de 40 centímetros se inundaría el 63,5% del área urbana, se afectaría el 49% de la población, el 49% de las viviendas y el 100% de las áreas turísticas; a nivel rural se impactaría el 23% del área, el 13% de la población, el 16% de las viviendas, y el 100% de las áreas de manglar y playas; y el 88% del área portuaria se vería afectada. En términos de erosión costera, se afectaría cerca del 3% de las áreas de manglar, el 13% de las playas, el 4,3% del área urbana y el 13% de la zona portuaria.

Se identificaron cuatro líneas estratégicas para la adaptación del municipio ante los posibles impactos del cambio climático: 1) Ecosistemas estratégicos y ambiente, 2) Desarrollo socioeconómico, 3) Fortalecimiento institucional y gobernanza, 4) Educación e investigación (INVEMAR 2019b).

**Municipio de Bahía Solano, Chocó (2018)
escala 1:10.000 (urbano) y 1:100.000 (rural)**

Debido al ANM el municipio podría presentar inundaciones al año 2100 del 71% de las playas, el 45% del área de bosque de manglar, el 40% de la población, el 40% de las viviendas y el 16% de las áreas agropecuarias. Mientras que, por erosión costera, en el mismo periodo, se afectaría el 60% de los ecosistemas de manglar, el 32% de las playas, el 15% de las áreas de centros poblados y el 10% de las viviendas principalmente.

Para este caso de estudio se propusieron tres (3) líneas estratégicas de adaptación: 1) Ecosistemas estratégicos y ambiente; 2) Desarrollo socioeconómico; 3) Fortalecimiento institucional y gobernanza (INVEMAR, 2018).

**Distrito de Buenaventura, Valle del Cauca
(2017)
escala 1:10.000 (urbano) y 1:100.000 (rural)**

Este estudio presenta como resultados posibles impactos debido al ANM para el año 2100, donde se inundaría el 96% de los manglares, el 54% de las áreas agrícolas, se afectaría el 39% de la población, el 37% de las viviendas, el 23% de las áreas turísticas y el 19% de las áreas portuarias. Por su parte, la erosión costera podría afectar el 55% de las áreas de uso turístico, el 38% de las viviendas rurales, el 10% de la población rural, el 4% del área de manglar.

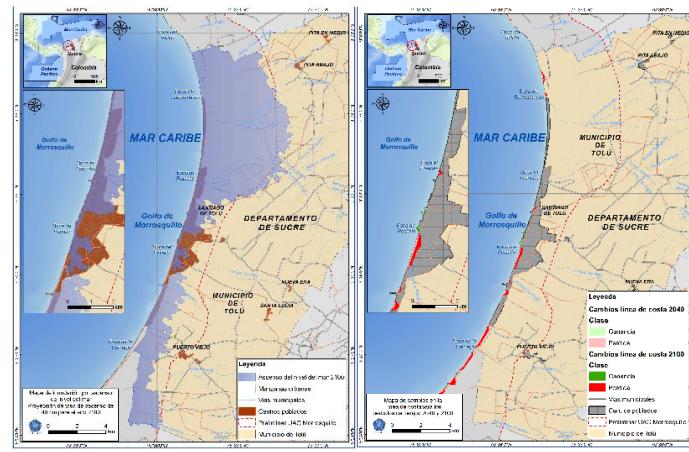


Figura 122. Escenario de ascenso del nivel del mar (izquierda) y erosión costera (derecha) al año 2100 para el municipio de Santiago de Tolú. Fuente: INVEMAR, 2019b.

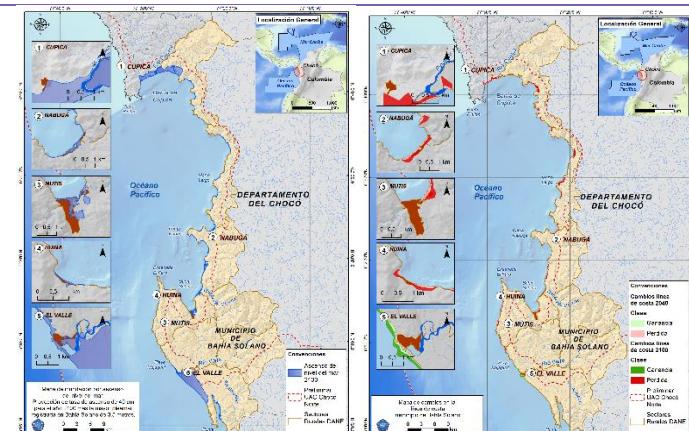


Figura 123. Escenario de ascenso del nivel del mar (izquierda) y erosión costera (derecha) al año 2100 para el municipio de Bahía Solano. Fuente: INVEMAR (2018).

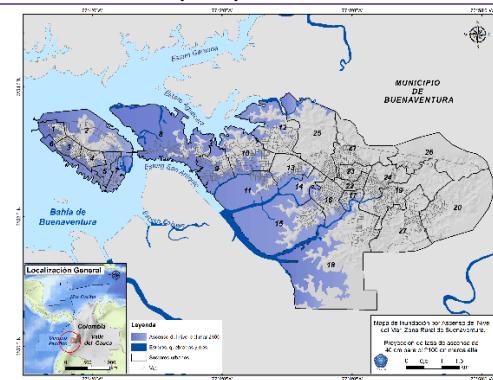


Figura 124. Escenario de ascenso del nivel del mar urbano al año 2100 para el Distrito de Buenaventura. Fuente: INVEMAR (2017b).

Casos de estudio

Para este caso se plantearon tres (3) líneas estratégicas de adaptación al cambio climático: 1) Desarrollo urbano y rural; 2) Conservar y restaurar los ecosistemas estratégicos; 3) Fortalecimiento institucional y desarrollo económico (INVEMAR 2017b).

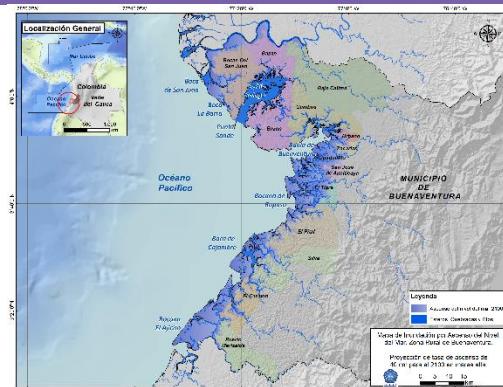


Figura 125. Escenario de ascenso del nivel del mar rural al año 2100 para el Distrito de Buenaventura. Fuente INVEMAR, 2017b.

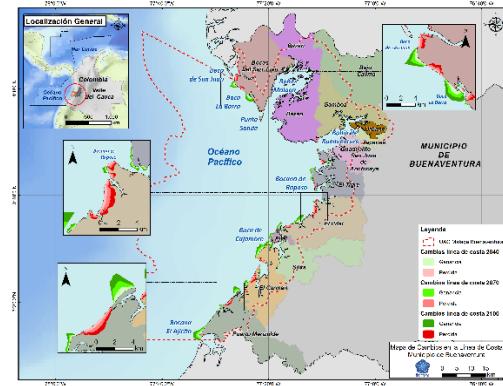


Figura 126. Escenario de erosión costera al año 2100 para el Distrito de Buenaventura. Fuente: INVEMAR (2017b).

Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (2014)

El área de SAI podría presentar afectaciones debido al ANM donde se inundaría, al año 2040, principalmente el 90% de los manglares, el 89% de las viviendas, el 34% del área insular y el 16% de las viviendas.

Frente a estos impactos se plantearon cinco (5) líneas estratégicas: 1) Protección de los ecosistemas y las zonas naturales de amortiguamiento; 2) Mejoramiento de la resiliencia de la isla frente al ANM; 3) Planificación territorial acorde con el cambio climático; 4) Capacitación, educación y concientización; 5) Aportes de la investigación básica para el conocimiento de la vulnerabilidad por ANM INVEMAR, 2014b.

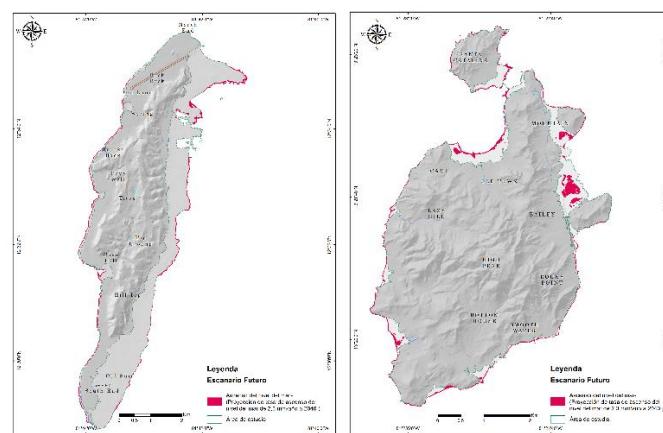


Figura 127. Escenario de ascenso del nivel del mar al año 2040 para el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Fuente: INVEMAR (2014).

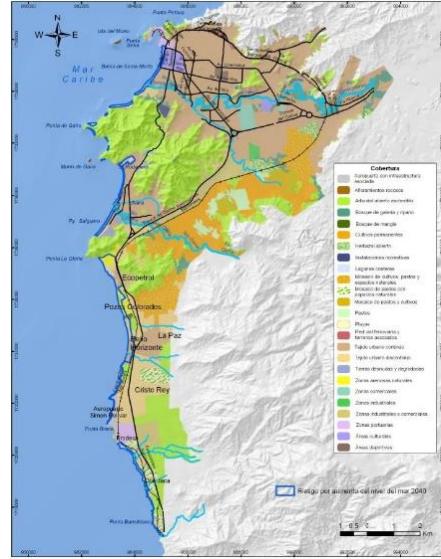
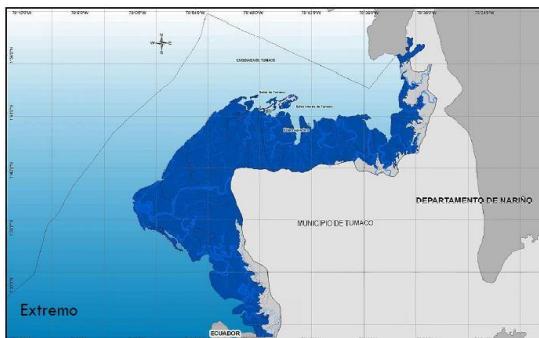
Casos de estudio	
<p>Distrito de Cartagena de Indias, Bolívar (2012 - 2016)</p> <p>El Distrito de Cartagena podría verse afectado por ANM, con posibles inundaciones en el 100% de las playas turísticas, el 86% de las edificaciones del patrimonio arquitectónico, el 48% de la población afectada, el 47% de las viviendas inundadas, el 35% de la infraestructura.</p> <p>Frente a esto se desarrolló el Plan 4C que contiene 5 estrategias: 1) Puertos e industria compatible con el clima; 2) Sector turístico comprometido con el cambio climático; 3) Protección del patrimonio histórico; 4) Barrios adaptados al cambio climático; 5) Adaptación basada en ecosistemas (INVEMAR <i>et al.</i>, 2012).</p>	
<p>Distrito de Santa Marta, Magdalena (2010) escala 1:25.000</p> <p>En Santa Marta los impactos debido al ascenso en el nivel del mar podrían ser inundaciones en el 84% de las playas, 80% de las lagunas costeras, 51% de las zonas arenosas naturales, el 30% del bosque de manglar, podría afectarse el 14,5% de la población, el 8% del área portuaria, el 92% del patrimonio histórico, el 20% del área turística principalmente.</p> <p>Al respecto, se priorizaron opciones de adaptación para las playas de interés turístico, para el sistema socioeconómico (transferencia del riesgo) y para el ordenamiento territorial donde se plantea incluir la zona costera como determinante ambiental en el manejo integrado de zonas costeras (MIZC) (INVEMAR, 2010).</p>	
<p>San Andrés de Tumaco (2008)</p> <p>Este municipio podría tener afectaciones debido al ANM. En un escenario fuerte, se impactaría el 95% de la población, el 90% de los hogares vulnerables, el 90% de las unidades económicas vulnerables y el 39% de las viviendas principalmente.</p> <p>Dentro de las opciones de adaptación se propusieron estrategias para el mejoramiento de la capacidad de respuesta del sistema natural; realizar el análisis de medidas de adaptación (escenario normativo, político, propuesta de acciones específicas y el papel del SINA); y</p>	

Figura 128. Escenario de inundación fuerte por ANM + lluvias fuertes proyectado al año 2040. Fuente: INVEMAR *et al.*, 2012.

Figura 129. Áreas de inundaciones por ANM al año 2040. Fuente: INVEMAR (2010).

Figura 130. Representación de la inundación por ANM bajo un escenario extremo al año 2100 en Tumaco. Fuente: Vides *et al.*, 2008.

Casos de estudio	
opciones de política: incluir la adaptación en los planes de desarrollo, consolidar un modelo de desarrollo turístico sostenible, e investigación y desarrollo (Vides <i>et al</i> , 2008).	

En materia de **mitigación**, se viene avanzando en el levantamiento de línea base de existencias de carbono azul para los ecosistemas de manglares de cinco departamentos del Caribe (Córdoba, Sucre, Atlántico, Guajira y Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina) y un departamento del Pacífico colombiano (Valle del Cauca). Así mismo, para pastos marinos se han adelantado las estimaciones de carbono azul en La Guajira y el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (Figura 131). Estas mediciones han permitido incidir en las contribuciones determinadas a nivel nacional (NDC siglas en inglés), aportando a los compromisos frente a la conservación y el manejo de los manglares y pastos marinos como ecosistemas estratégicos. Los resultados de las estimaciones se describen en detalle en el capítulo VIII.



Figura 131. Recolección de información biofísica para la cuantificación de carbono en manglares (A) y pastos marinos (B). Fuente: Archivo fotográfico del INVEMAR.

Especificamente, para el departamento de Córdoba y Sucre, se viene adelantando en alianza estratégica entre la Corporación Autónoma Regional del Valle del Sinú y San Jorge (CVS), la Corporación Autónoma Regional de Sucre (CARSUCRE), el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), Conservación Internacional, la Fundación Omacha y las comunidades locales el proyecto “Vida Manglar”, primer proyecto carbono azul desarrollado en Colombia, certificado por el estándar internacional VERRA y con bonos emitidos y vendidos. El proyecto tiene proyectado una duración de 30 años y busca reducir 939.296 tCO₂e al año 2045, incentivando la conservación de más de 9.000 ha de manglar, a través de la participación comunitaria y generando beneficios económicos, sociales y ambientales de largo plazo. El proyecto entre 2015 y 2018 logró la reducción neta de 68.932 tCO₂e y aportó en la restauración de más de 150 ha, mejorando los medios de vida y promoviendo la adaptación al cambio climático en más de 400 familias de mangleros, agricultores, apicultores y prestadores de servicios ecoturísticos del golfo de Morrosquillo.

En el tema de **adaptación**, se ha ido avanzando en el desarrollo conceptual, metodológico y en la identificación de acciones de adaptación basada en ecosistemas (AbE) para reducir la vulnerabilidad al cambio climático en los sitios priorizados y evaluados. La experiencia adquirida por el INVEMAR

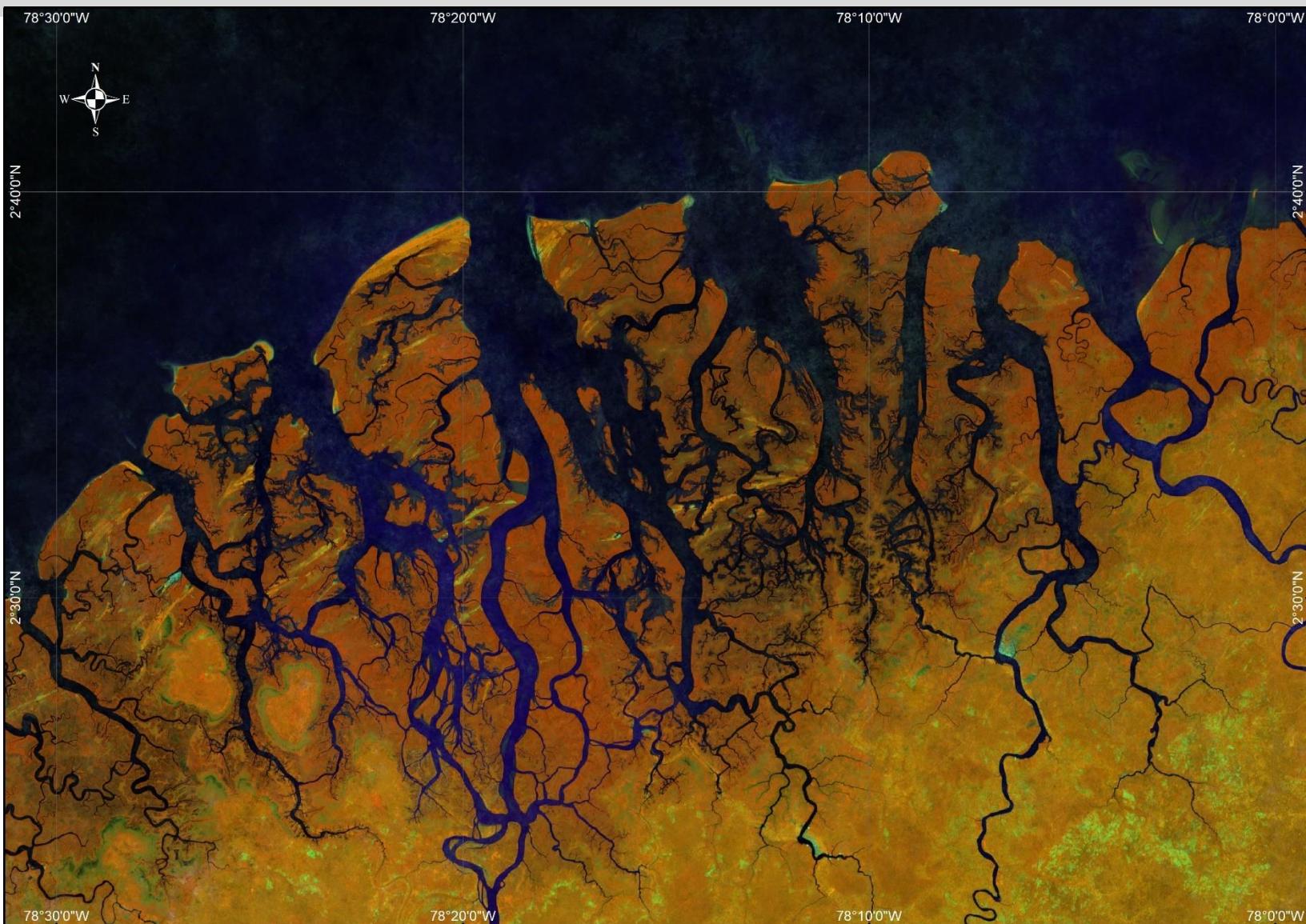
en las diferentes investigaciones desarrolladas ha permitido generar los lineamientos y la hoja de ruta para incorporar los temas de cambio climático en los procesos de formulación de los planes de ordenamiento y manejo integrado de las unidades ambientales costeras (POMIUAC), siendo estos los instrumentos que definen y orientan la planificación marina y costera, facilitando la gestión del cambio climático en estas áreas. Se plantearon seis (6) lineamientos a aplicar de manera transversal a la planificación e implementación de iniciativas AbE dentro de los POMIUAC: i) Servicios ecosistémicos y co-beneficios; ii) Gobernanza para la AbE frente al cambio climático; iii) Insumos científicos para la planeación de la AbE; iv) Mecanismos financieros; v) Educación y divulgación del conocimiento; vi) Monitoreo, verificación y seguimiento (INVEMAR, 2022d). Este proceso responde a lo establecido en la Ley 2169 de 2021 artículo 6, numeral 7, que ordena: *“Adoptar e implementar a 2030, el cien por ciento (100%) de los Planes de Ordenación y Manejo Integrado de las Unidades Ambientales Costeras (POMIUAC) con acciones de adaptación basada en ecosistemas sobre manglar y pastos marinos, arrecifes coralinos, y otros ecosistemas costeros”*.

Dentro de las acciones de fortalecimiento institucional, educación, divulgación y socialización, se continua con la interacción interinstitucional con la Red de Centros de Investigación Marina, que desde el año 2009 tiene como principal foco de estudio temáticas relacionadas con el cambio climático global, y la cual se presenta como una estrategia de adaptación efectiva tendiente a la reducción de la incertidumbre asociada y con aplicación directa en las zonas marinas y costeras del país. También, se mantiene el accionar en el marco de los comités intersectoriales y nodos regionales establecidos por el Decreto 298 de 2016 que reglamenta el Sistema Nacional de Cambio Climático SISCLIMA, a través de la participación en reuniones y comités para el fortalecimiento de capacidades. Durante el año 2022 se participó en los diferentes encuentros de los Nodos Regional de Cambio Climático Caribe e Insular NORECCI y Pacífico Sur con el fin de abordar las discusiones de los planes, programas, proyectos y políticas relacionadas con la gestión del cambio climático. Dentro de los encuentros del NORECCI se construyó el nuevo Plan del Acción del nodo para el periodo 2022-2026 que incluye cuatro (4) líneas instrumentales: 1) Planificación de la gestión del cambio climático; 2) Educación, formación y sensibilización a públicos; 3) Información, ciencia, tecnología e innovación; 4) Instrumentos económicos y financieros.

Como instrumento de comunicación y difusión de información para soporte en la toma de decisiones se continúa dando soporte al Portal de Cambio Climático para Mares y Costas Clímares, disponible para consulta, el cual se enlaza con el Sistema de Información Ambiental SIAC. Esta plataforma contiene información de cerca de 20 años de trabajo relacionada con la vulnerabilidad, adaptación, mitigación y servicios de información como temáticas centrales para comprender la realidad de las zonas costeras del país frente al cambio climático. El portal se encuentra disponible en la dirección web <http://climares.invemar.org.co>.

CAPÍTULO VI

MAPA OFICIAL DE MANGLARES



Composición satelital Sentinel-2 / PNN Sanquianga, Nariño

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas de manglares se componen de especies arbóreas y arbustivas que se desarrollan en suelos inundados, lodosos e inestables, con concentraciones bajas de oxígeno y variabilidad en salinidad y mareas. Se distribuyen en zonas tropicales y subtropicales en franjas de pocos metros hasta extensiones anchas de cientos de hectáreas. Estos ecosistemas desempeñan funciones ecológicas fundamentales como filtrar descargas hídricas continentales y la protección a otros ecosistemas, incluyendo su servicio de hábitat a gran variedad de especies de fauna. Adicionalmente, entre sus bienes y servicios derivados, se encuentran la mitigación de la erosión costera, la protección y bienestar de las comunidades costeras y la regulación del microclima. En Colombia, los ecosistemas de manglar son los más saludables con respecto al continente americano, sin embargo, siguen siendo vulnerables a la intervención humana (INVEMAR, 2022b).

Dentro de las funciones del INVEMAR en Colombia, se encuentra la de generar conocimiento científico y técnico para la toma de decisiones sobre el manejo y conservación de los recursos marinos y costeros del país, por esa razón, la creación de una capa nacional homogénea en temporalidad y escala de cobertura de bosque de manglar, permite contar con información detallada y actualizada sobre su distribución en el territorio nacional, lo que incentiva la implementación de políticas públicas y estrategias de manejo y conservación; además, según Ximenes *et al.* (2023) las aplicaciones de los mapas de distribución de manglar facilitan las estimaciones de su extensión, el cálculo de tasas de deforestación, la cuantificación de reservas de carbono y hasta la generación de modelos de respuesta frente al cambio climático, y agregan que una representación precisa de su distribución predice mejor su dinámica y cambios, consecuencia de fenómenos climáticos. En términos generales, los manglares en Colombia hacen presencia tanto en los dos litorales costeros caribe y pacífico, como en la zona insular del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (INVEMAR, 2022b).

Descripción metodológica para la construcción del mapa oficial de manglares

La capa oficial de manglar generada por INVEMAR a lo largo de los años ha sido el resultado de la compilación de diferentes proyectos que presentan diferentes escalas, temporalidades e insumos primarios, así como una variedad de metodologías y criterios utilizados en cada proyecto. A pesar de esto, estas capas proporcionan información valiosa y diversa sobre los manglares, permitiendo tener una visión más completa de estos ecosistemas costeros. No obstante, y debido a las discrepancias en estimaciones de manglar en el país que encontraron Selvaraj & Gallego Pérez. (2023), se reconoce la necesidad de obtener una capa nacional de manglar que unifique la metodología y los criterios de evaluación utilizados. Una capa general podría ofrecer una visión más coherente de la distribución de los manglares, ayudando a tomar medidas más efectivas para su conservación y restauración.

Dado lo anterior y aprovechando el diseño e implementación del Sistema de Información para la Gestión de los Manglares en Colombia (SIGMA) que integra información relacionada con la dinámica espacial y temporal de los ecosistemas de manglar del país y su gestión (Rodríguez-Rodríguez, Gonzalez-Polo y Rodríguez, 2014), INVEMAR presenta periódicamente una versión de capa nacional

oficial de manglar, dirigida a todas las entidades y autoridades ambientales responsables de la gestión de los recursos naturales, institutos de investigación, universidades y a la comunidad en general. La versión más reciente del mapa de manglares referida a la cobertura general 2020 (Figura 132) publicada en <https://geovisorsigma.invemar.org.co> durante el año 2022, es resultado de un esfuerzo que se presenta como una estandarización metodológica.

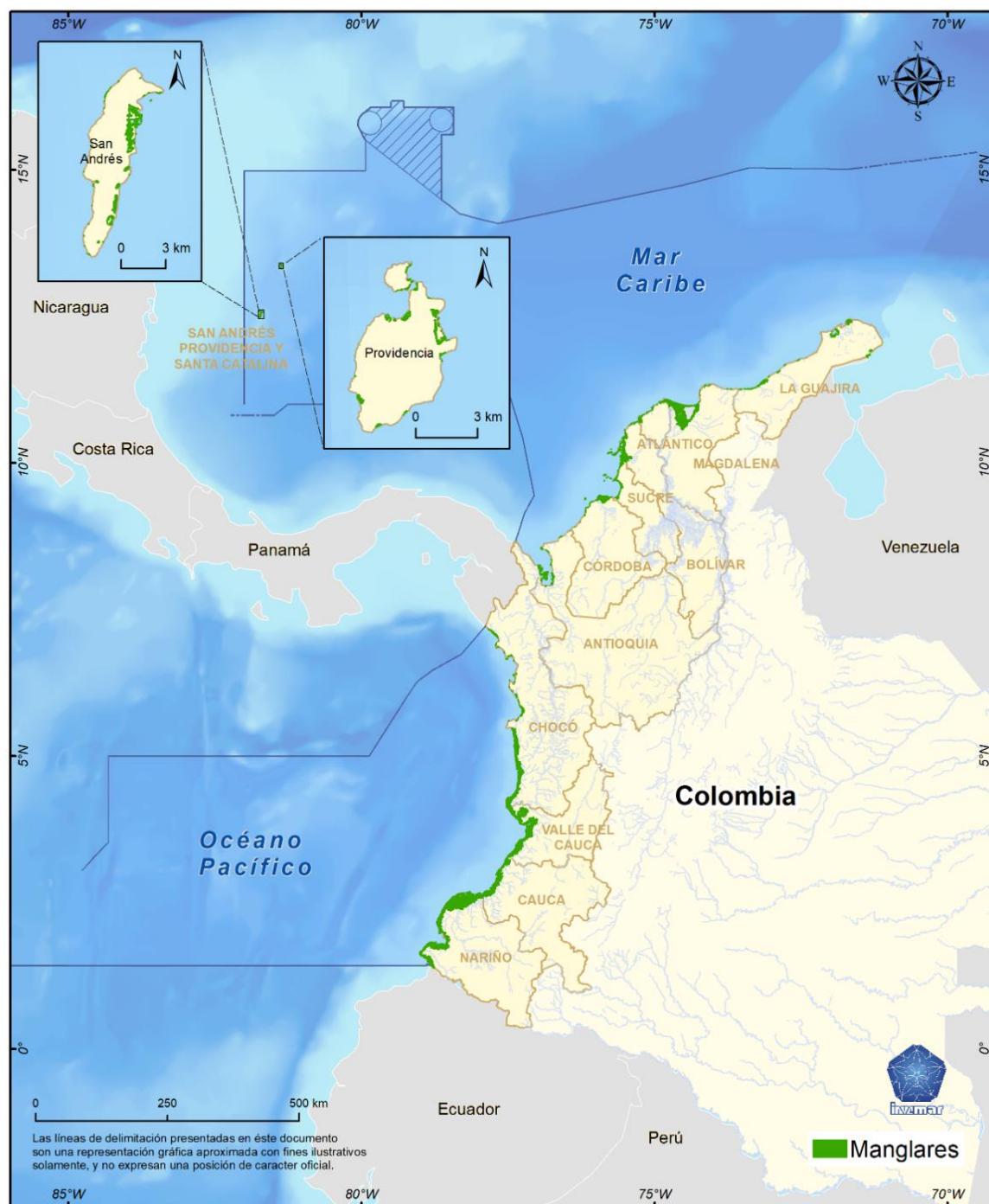


Figura 132. Mapa nacional de manglares 2020 (INVEMAR, 2022c)

Se generó una capa temática con los manglares de Colombia a escala 1:25,000 para los litorales Caribe y Pacífico, y 1:5,000 para la zona insular de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Para el litoral continental, se empleó una metodología semiautomática con base en el algoritmo random forest en la plataforma Google Earth Engine, usando imágenes ópticas y de radar para clasificar el manglar y otras coberturas generales. Este tipo de metodologías exponen la eficacia de la unión de imágenes ópticas y de radar para reconocer con precisión la cubierta de bosques de manglares tropicales (Selvaraj & Gallego Pérez, 2023).

Los insumos utilizados en la construcción del algoritmo incluyen imágenes sentinel 1 y 2 y un modelo de elevación SRTM. Para el Pacífico se procesaron imágenes de todo 2019 y 2020, dadas las condiciones de nubosidad (Murillo-Sandoval, P. J., Fatoyinbo, L., & Simard, M., 2022), mientras que para el Caribe se usaron imágenes de enero y febrero del año 2020. En cuanto a San Andrés, Providencia y Santa Catalina, se procesaron imágenes de alta resolución del año 2021, en el marco de proyectos de (INVEMAR, MINAMBIENTE, DIMAR y CCO, 2021) y (Rodríguez-Rodríguez, J.A., 2022.)

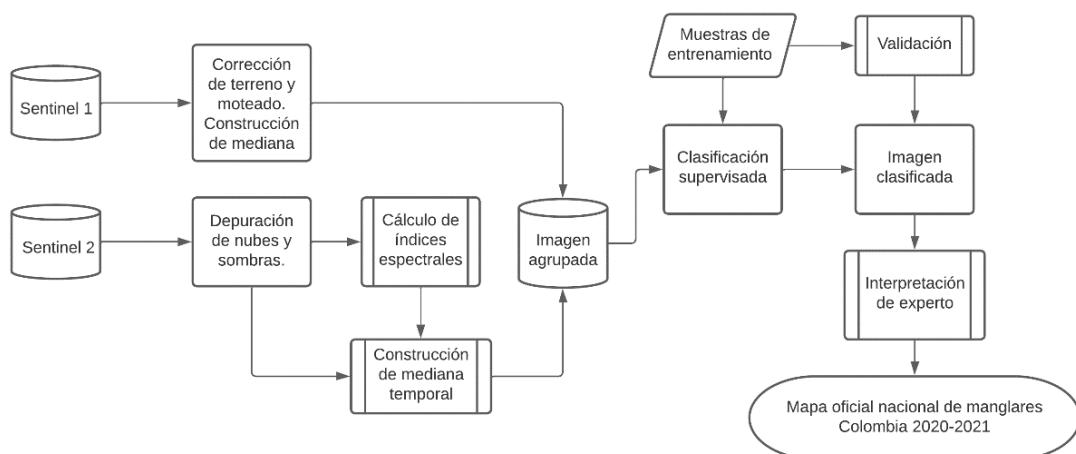


Figura 133. Esquema sintetizado de flujo metodológico para la construcción semiautomatizada del mapa nacional de manglares.

En la Figura 133 se muestra el flujo resumido del proceso metodológico llevado a cabo para la construcción semiautomática del mapa nacional de manglares, este marco general describe el desarrollo del algoritmo tanto en pacífico como en caribe, resaltando que las muestras de campo utilizadas son producto de la colaboración entre entidades del SINA y el análisis de imágenes de alta resolución. Durante la validación se pudo establecer una precisión temática mayor al 80% para ambos escenarios. La extensión de manglares para Colombia entre los años 2019 y 2021 se estima en aproximadamente 280.000 hectáreas.

Es importante mencionar que el mapa generado hace parte de algoritmos modificados continuamente y en permanente revisión abierta al público, por ende, sus modificaciones son publicadas en <http://sigma.invemar.org.co>, procurando ser información actualizada y precisa sobre la extensión de los ecosistemas de manglar presentes en el país. Mencionado lo anterior, se establece que estos datos son de uso público y su uso científico está sujeto a la calidad necesaria de cualquier estudio bajo responsabilidad de quién investigue.

CAPÍTULO VII

MONITOREO CONDICIONES POST-JULIA



Evaluación del ecosistema de arrecife de coral (arrecife de San Luis), archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.

INTRODUCCIÓN

Con el paso de la tormenta tropical el día 7 de octubre en el Caribe continental colombiano, el 9 de octubre, a 6 km de llegar a San Andrés, se convirtió rápidamente en un huracán categoría 1 denominado Julia, ocasionando inundaciones, voladuras de tejados y algunos daños estructurales.

En su paso como tormenta tropical, afectó la isla de San Andrés en su sector norte y occidente y como huracán el más afectado fue el sector sur de la isla. Por lo anterior, y al haber pasado casi dos años desde el paso del huracán IOTA categoría 5 especialmente afectando la isla de Providencia en su totalidad, fue de interés, entre otros de prioridad humanitaria, para el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible – MINAMBIENTE y la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina – CORALINA, el conocer lo más pronto posible y con las enseñanzas que dejó la experiencia anterior, sobre el estado ambiental de la isla de San Andrés, Providencia y Santa Catalina en cuanto al efecto de estos fenómenos naturales, sobre sus ecosistemas marinos de especial interés como lo son los manglares, playas, corales y pastos marinos, que son un recurso natural de especial interés ambiental, turístico y económico para la isla.

Por lo anterior, el INVEMAR como uno de los institutos de investigación asociados al MINAMBIENTE asumió el reto de evaluar las condiciones en que se encontraron los ecosistemas de interés: estado luego del huracán Julia, afectación por basuras, capacidad de regeneración del manglar y evaluar su condición a dos años de la afectación por el IOTA; tanto en San Andrés como en las islas de Providencia y Santa Catalina, para que las autoridades ambientales, pudieran tomar decisiones basadas en la información más actualizada posible.

CORALINA como principal autoridad ambiental del departamento, realizó las primeras evaluaciones en campo y reunió a todas las entidades involucradas para establecer el diagnóstico del estado de los ecosistemas, para darles el parte desde su revisión y coordinar las actividades con su personal en campo como apoyo a las instituciones que llegaron por parte del MINAMBIENTE para realizar el estudio en el departamento.

COMPARACIÓN POST-IOTA VS POST-JULIA

Condiciones océano-atmosféricas

La interacción entre los vientos de las ondas tropicales y la alta temperatura superficial del mar (TSM), son el insumo de energía para dar comienzo al proceso de formación de un ciclón tropical, que bajo la energía suficiente adopta una estructura crítica que luego es reconocida como un huracán (Méndez-Lugo, 2011). Para el Océano Atlántico, los huracanes son eventos comunes, dado la cantidad de calor que almacena el agua superficial entre junio y noviembre (Ortíz, 2007).

Históricamente el Mar Caribe ha presentado un 11% de los eventos desarrollados (hasta 2005) (Ortíz, 2007). De manera particular, el mar Caribe colombiano se ha caracterizado por presentar baja probabilidad en formación y desarrollo de tormentas tropicales, exceptuando las zonas insulares de las islas de San Andrés y Providencia (Ortiz y Conde, 2022). Para el periodo comprendido entre el año 2000 y 2021 se presentaron 26 eventos atmosféricos a una distancia de 500 km (<https://oceanservice.noaa.gov/news/historical-hurricanes/>) cerca de las Islas de San Andrés y Providencia (Figura 134a), siendo la temporada más activa de huracanes el año 2020 con 31 eventos para el Atlántico Norte (IDEAM, 2020). Mientras que, en el año 2022, se registraron 13 eventos, de los cuales la tormenta tropical Bonnie y el huracán de categoría 1 Julia pasaron a una distancia de 300 km a la redonda del archipiélago de San Andrés y Providencia (Figura 134b).

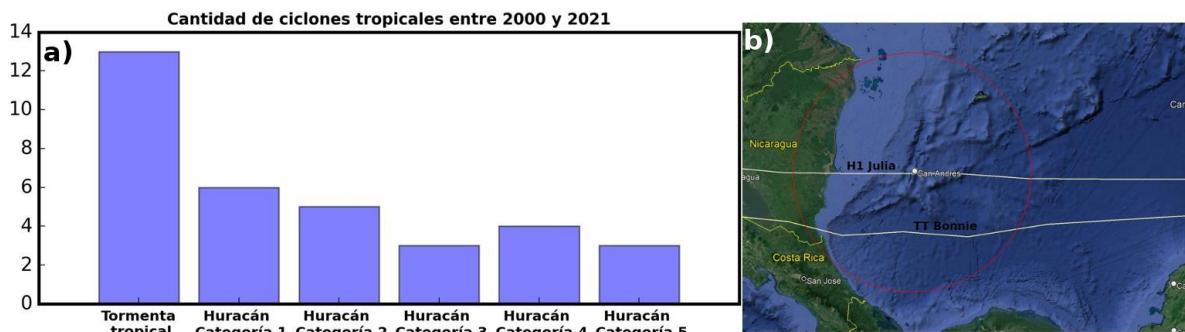


Figura 134. a) Cantidad de ciclones tropicales presentados en un radio de 500 km del archipiélago de San Andrés y Providencia durante los años 2000-2021. Fuente de datos NOAA. b) Ruta de ciclones durante el año 2022 dentro de un radio de 300 km desde la isla de San Andrés.

El huracán Julia fue el evento atmosférico que tuvo mayor relevancia cerca de la región insular, en términos de magnitud y cercanía a las islas para el año 2022; registrando importantes variaciones atmosféricas y oceanográficas. A partir de la información registrada por la estación meteorológica de INVEMAR, instalada en Jhanny Cay, se pudo determinar que los efectos del paso del huracán comenzaron a sentirse en la isla alrededor de las 16 h del 07 de octubre, siendo las horas más críticas en términos atmosféricos, las comprendidas entre las 15 h del 08 de octubre y las 0h del 9 de octubre, alcanzando importantes perturbaciones atmosféricas, hasta registrar valores máximos de velocidad del viento de hasta 70,12 km h⁻¹ (cerca de 20 m s⁻¹) con direcciones variantes entre N a SE (Figura 135a). También se registró variaciones en la presión atmosférica, alcanzando valores

mínimos de hasta 998,5 Hpa (Figura 2b) mientras el ojo del huracán se posaba sobre la isla de San Andrés.

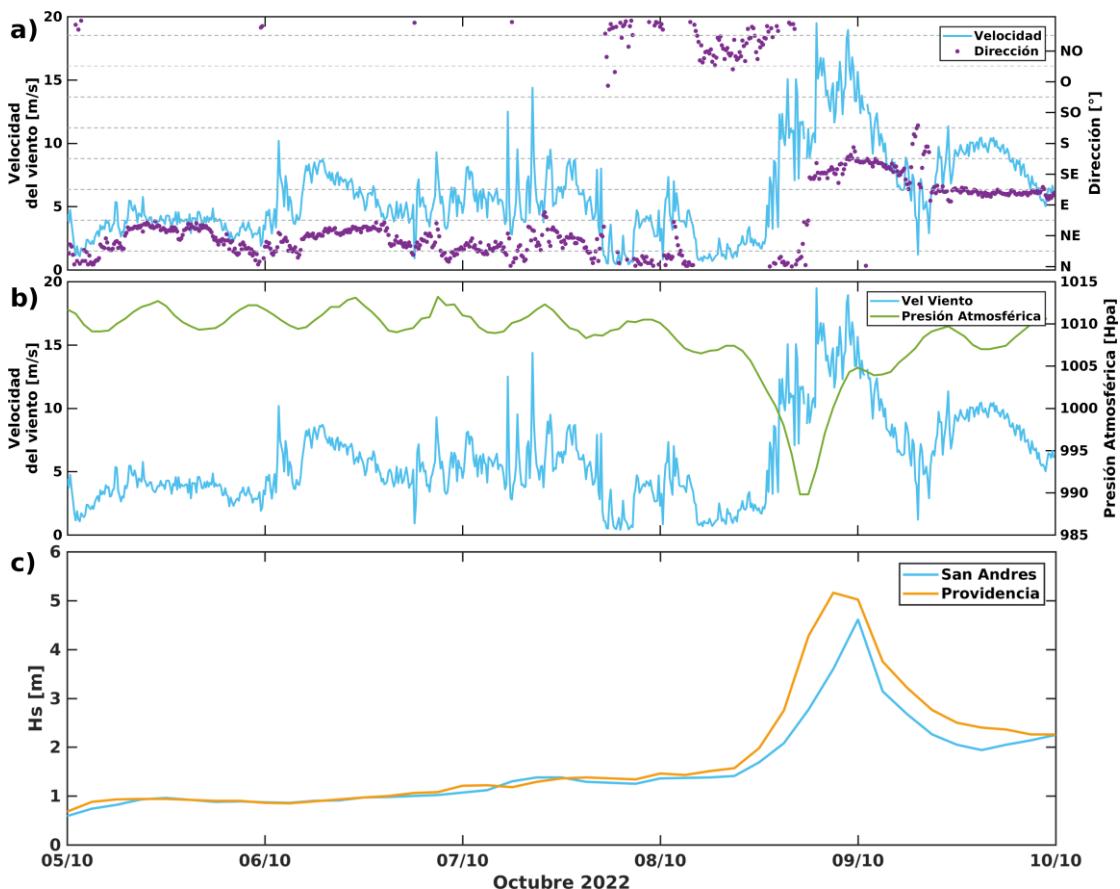


Figura 135. Promedio horario de: a) magnitud y dirección del viento (estación Jhonny Cay del INVEMAR), b) magnitud del viento y presión atmosférica (estación Jhonny Cay del INVEMAR) y c) altura significante del oleaje en un punto cercano a San Andrés y Providencia (fuente de datos CMEMS).

Estas perturbaciones atmosféricas en el viento tuvieron incidencia directa sobre el comportamiento de la superficie libre del mar. Durante condiciones normales, para la zona cercana a las islas de San Andrés y Providencia predomina un régimen de olaje entre 0,5 y 2,5 m de altura significante (Hs), sin embargo, durante el paso del huracán Julia se registraron Hs de hasta 5 m (Figura 135c) y luego de 12 h del paso del huracán seguían conservando Hs entre 2,5 y 3 m, estos cálculos se obtuvieron utilizando la base de datos del Copernicus Marine Service (CMEMS) para un punto cercano en San Andrés (12,5833 °N -81,6667 °W) y un punto cercano a Providencia (13,3333 °N -81,3333 °W).

Por otra parte, la serie de tiempo de la TSM analizada a partir de la base de datos del CMEMS para las 3 localidades escogidas: P1 ubicado al sur de San Andrés (16,5 km), P2 al norte (13,2 km) y un punto P3 cercano a Providencia (27,8 km), registraron valores de TSM de hasta 30,2 °C los primeros días del mes de octubre, luego del paso del huracán Julia evidenciaron un descenso de 1°C desde el día 8 de octubre, llegando hasta los 29 °C (Figura 136).

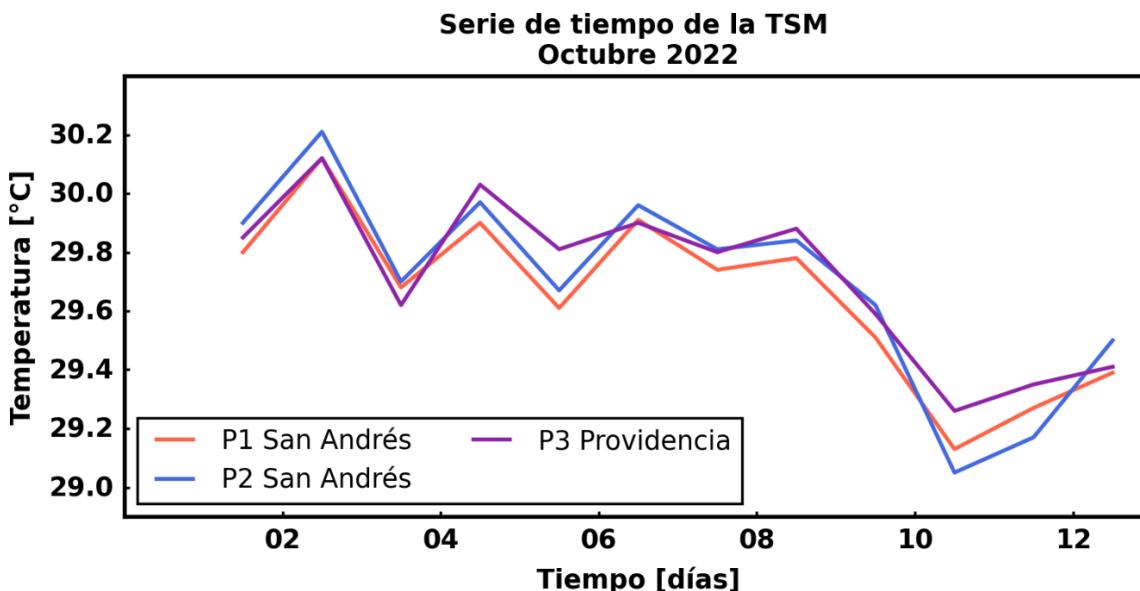


Figura 136. Variación de la temperatura superficial del mar antes, durante y después del paso del huracán Julia en octubre del 2022. Fuente de datos: Copernicus Marine Service (CMEMS).

Si bien, el huracán Julia tras su paso sobre la isla de San Andrés se clasificó como un huracán de categoría 1, presentó condiciones adversas tanto atmosféricas como oceanográficas, con velocidades de viento de hasta 70,12 km h-1 con una dirección transitando de N a SE, un presión atmosférica mínima de 989,8 Hpa y una Hs de olaje de hasta 5m; se resalta que, según el reporte de la Unidad Nacional para la Gestión del Riesgo de Desastres (UNGRD), no se generaron grandes afectaciones sobre las Islas de San Andrés y Providencia.

Manglares

San Andrés Isla

Se realizaron recorridos y evaluaciones cualitativas en las estaciones de monitoreo de los bosques de manglar de la isla de San Andrés, estaciones que han sido evaluadas históricamente por el INVEMAR en el marco de Convenios Interadministrativos celebrados con CORALINA en los últimos siete años. En dichos recorridos y evaluaciones se realizó una inspección rápida de la presencia/ausencia de los árboles de mangle marcados dentro de las parcelas circulares permanentes de 12 m de radio (452,4 m²) que conforman las estaciones de monitoreo.

En las estaciones de monitoreo de manglar también se estableció el estado de salud de los árboles registrados de acuerdo a Muñoz-García (2015). Así mismo, se realizó una valoración cualitativa del estado del dosel de los árboles, a partir del registro de la existencia o no de defoliación en la copa de los árboles. Adicionalmente, se anotaron los árboles, troncos o fragmentos de ramas caídos en los recorridos y estaciones de monitoreo, revisando que presentaran todavía hojas verdes y que la madera estuviera en buen estado como reflejo de su reciente caída. No obstante, es necesario

indicar que en algunos de los casos no fue posible confirmar con total certeza, que la caída de estos hubiese sido por efecto directo del paso del huracán JULIA.

A continuación, se presentan los resultados de las evaluación cualitativas realizadas en campo y que fueron llevadas a cabo en las estaciones de Bahía Hooker, El Cove, Smith Channel, Sound Bay, Salt Creek y Cocoplum (Figura 137).

Bahía Hooker

En el manglar de bahía Hooker (Figura 137), no se evidenciaron signos de deterioro por efecto del huracán JULIA. El bosque de manglar se observó en buen estado y sin mayor impacto por el huracán, pese a la hojarasca presente en el suelo, natural dentro del manglar.

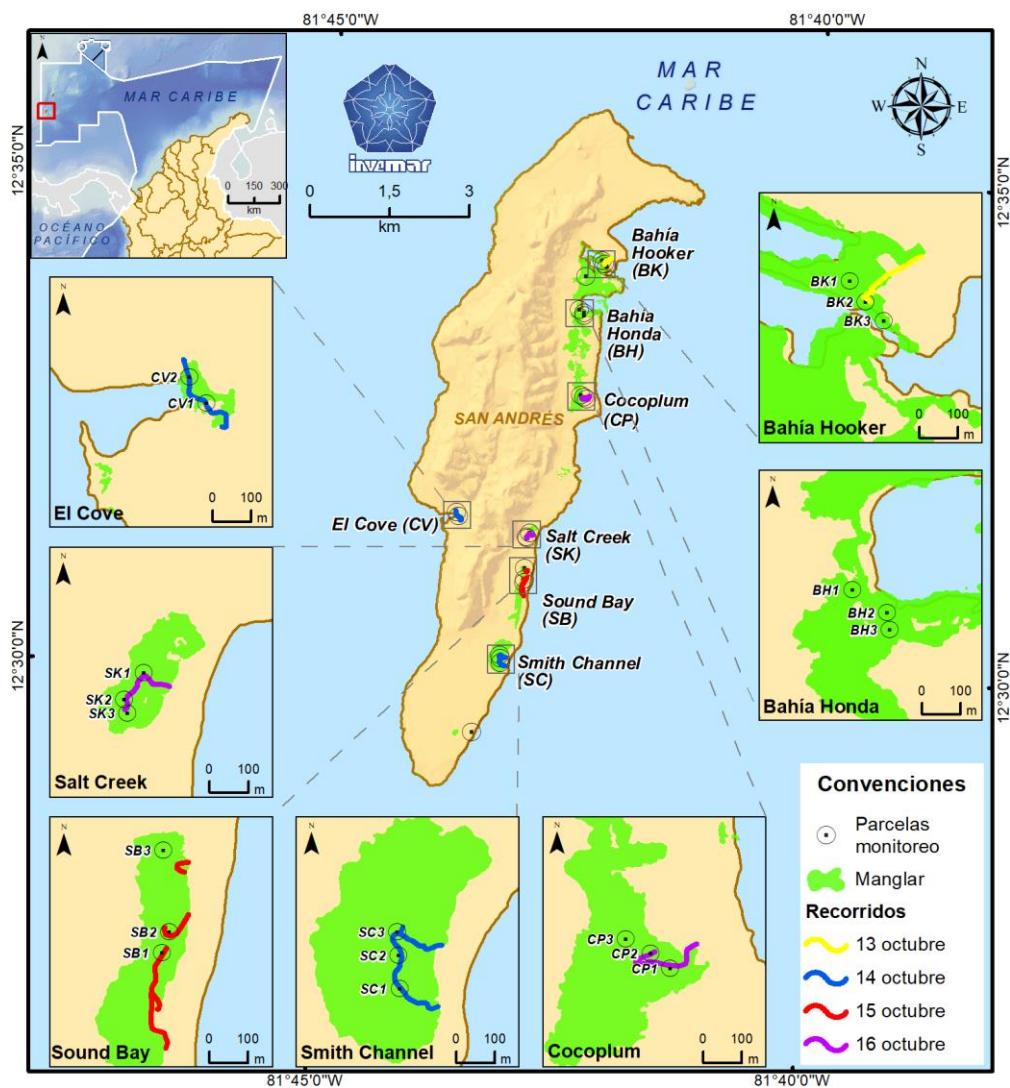


Figura 137. Mapa de la isla de San Andrés con la localización espacial de las estaciones de monitoreo de manglar de CORALINA y que han sido evaluadas por el INVEMAR en los últimos siete años y visitadas después del paso del huracán Julia (Mapa de cobertura de manglar LABSIS- INVEMAR 2022).

El Cove

Durante el recorrido para llegar dentro de las parcelas circulares permanentes que conforman la estación de monitoreo El Cove (Figura 137), no se encontraron troncos principales caídos ni fracturados (Figura 138). En general, dentro de las parcelas circulares se encontraron ramas caídas con hojas (5 en total), hojas caídas alrededor de la estación, árboles con signos de defoliación en sus copas posiblemente por el efecto del huracán JULIA y tres árboles de *Rhizophora mangle* inclinados, pero no partidos ni caídos.



Figura 138. Fotografías del paisaje interno del manglar con evidencia de la caída de ramas dentro de las parcelas de monitoreo (Fotos archivo INVEMAR-BEM 2022).

Smith Channel

Durante el recorrido dentro de este manglar de Smith Channel (Figura 137), el bosque se encontró inundado y se observaron hojas verdes y amarillas dentro del agua que habían caído recientemente, así como propágulos. Adicionalmente, se observaron varios fragmentos de ramas y árboles de mangle caídos y algunos árboles con síntomas de defoliación en la copa. A pesar de la evidencia de la caída de algunos árboles de mangle durante el recorrido en Smith Channel, el bosque de manglar en general se encontró en buen estado, pero con algunos signos defoliación leve en las copas de los árboles principalmente (Figura 139 A-B).



Figura 139. Paisaje interno del manglar de Smith Channel en donde se evidencian árboles de mangle de gran porte en general en buen estado, pero algunos caídos y con signos de defoliación leve en las copas de los árboles principalmente (Fotos archivo INVEMAR-BEM 2022).

Tanto en el recorrido del manglar, como en el interior de algunas de las parcelas circulares de monitoreo que conforman esta estación de Smith Channel, se encontraron en total 26 árboles caídos, 17 de *R. mangle* y 9 de *Laguncularia racemosa* (Figura 140).



Figura 140. Paisaje interno del manglar de Smith Channel donde se encontraron durante el recorrido del 14 de octubre de 2022 árboles partidos y caídos de *Rhizophora mangle* (A y B) y de *Laguncularia racemosa* (C y D) (Fotos INVEMAR-BEM 2022).

Sound Bay

Durante el recorrido de esta estación se evidenció abundante regeneración natural de *R. mangle* (Figura 137), principalmente debido a la presencia de muchos claros debido a la caída antigua de varios árboles de mangle (efecto del huracán IOTA en 2020; INVEMAR et al., 2021; INVEMAR-CORALINA. 2022) que abrieron espacio en el dosel permitiendo la entrada de la luz del sol y favoreciendo el crecimiento de las plántulas de mangle. Se observaron algunos árboles de *L. racemosa* inclinados por efecto del viento tras el paso del huracán JULIA. Durante el recorrido dentro del manglar, no hubo acceso al centro de algunas de las parcelas debido a que se hallaron algunos troncos grandes caídos y ramas en el suelo (Figura 141).



Figura 141. Paisaje interno del manglar de la estación de monitoreo de Sound Bay con la evidencia de algunos árboles de *L. racemosa* caídos (A, B y C) y algunas ramas con hojas sobre el suelo (D) (Fotos archivo INVEMAR-BEM 2022).

Salt Creek

En la evaluación del manglar de Salt Creek se registraron varios fragmentos de madera, ramas grandes con hojas y troncos dentro del agua que obstaculizaban el paso al caminar y con un nivel de inundación de un metro de altura durante el recorrido hacia las parcelas de monitoreo (Figura 142 A). En esta estación se evidenció el efecto del huracán JULIA, toda vez que adicionalmente se encontraron un total de nueve árboles de mangle caídos, tres de *R. mangle* y seis de *L. racemosa* (Figura 142 B y C, respectivamente). Muchos de los árboles dentro de las parcelas presentaron síntomas de defoliación en las ramas de las copas.



Figura 142. Paisaje interno del manglar de la estación de monitoreo de Salt Creek con la evidencia de muchas ramas grandes partidas y caídas sobre el agua que estaba con un nivel alto de inundación (A) y algunos árboles caídos de *Rhizophora mangle* (B) y de *Laguncularia racemosa* (C) (Fotos archivo INVEMAR-BEM 2022).

Cocoplum

Durante el recorrido dentro del manglar de esta estación se registraron ramas con hojas caídas (tres de *R. mangle* y seis de *L. racemosa*), así como, tres árboles caídos de *R. mangle* y 25 árboles de *L. racemosa* (Figura 143 A-D). Adicionalmente, se encontraron troncos inclinados de algunos árboles de mangle por efecto del huracán JULIA. Dentro de una de las parcelas circulares de monitoreo de esta estación (parcela 1), se halló un árbol caído de *R. mangle* y tres de *L. racemosa*, así como cuatro ramas fracturadas y en el suelo, con hojas, pertenecientes a *L. racemosa*. Por último, se evidenció dentro de esta misma parcela, signos de defoliación en 15 árboles de *L. racemosa*.





Figura 143. Paisaje interno del manglar de la estación de monitoreo de Cocoplum con la evidencia de árboles caídos de *Laguncularia racemosa* (A, B y C) y algunas ramas con hojas sobre el suelo (D) (Fotos archivo INVEMAR-BEM 2022).

Así mismo, una manera de evaluar el impacto en menor escala sobre los árboles es por medio de la defoliación (Tanner *et al.*, 1991; Everham y Brokaw, 1996), teniendo en cuenta que la velocidad del viento genera desprendimientos de hojas y ramas que tienen un impacto en el manglar en menor proporción (Islebe *et al.*, 2009). De esta manera, en todas las estaciones que se monitorearon se presentó defoliación, siendo la estación de El Cove la que registró el menor porcentaje (15%) (Figura 144); mientras que Salt Creek y Smith Channel obtuvieron los mayores efectos en la defoliación por el huracán JULIA (50 y 46 %, respectivamente) (Figura 144). Respecto a Cocoplum y Sound Bay, obtuvieron porcentajes similares (34 y 35%, respectivamente). De acuerdo con resultados de algunos estudios que han evaluado el impacto de huracanes en bosques y en manglares, se ha registrado que el mayor y principal daño causado por estos, se encuentra relacionado con la defoliación de los árboles (Whigham *et al.*, 1991; Sánchez-Sánchez y Islebe, 1999; Islebe *et al.*, 2009).

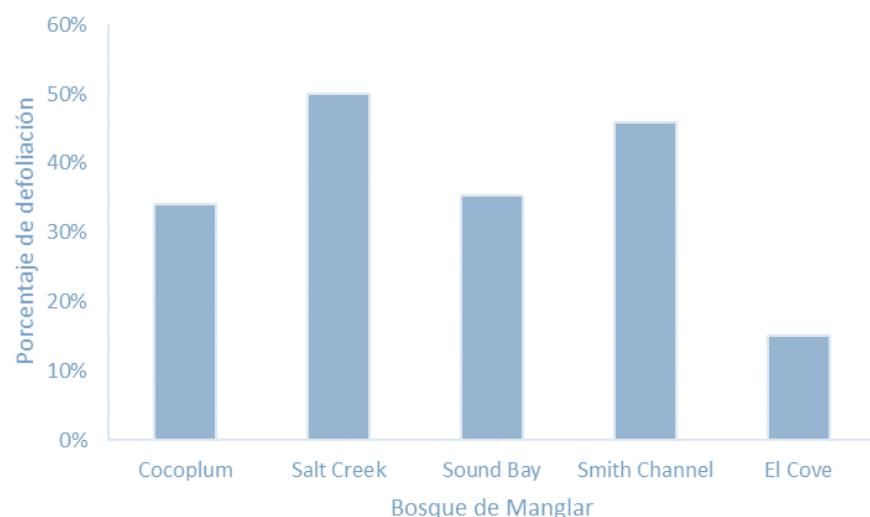


Figura 144. Porcentaje de defoliación en los árboles de mangle en las estaciones de monitoreo evaluadas en la isla de San Andrés después del paso del huracán JULIA

En términos generales, se registraron en los bosques de manglar, bajos porcentajes de árboles muertos dentro de las estaciones de monitoreo, donde Cocoplum y Salt Creek presentaron porcentajes similares de mortandad (19% y 20%, respectivamente); mientras que en Smith Channel

se registró un menor impacto del huracán JULIA, en cuanto a árboles muertos, registrando un 15 %. En el caso del manglar de El Cove, no se registró ningún árbol muerto. Por otro lado, Sound Bay también registró un impacto evidente por causa del huracán JULIA en octubre de 2022, y el efecto acumulado del huracán IOTA en 2020 (Osorno *et al.*, 2021; INVEMAR *et al.*, 2021), lo cual fue evidenciado en los recorridos y descrito anteriormente; aunque, es importante mencionar que el acceso a las tres parcelas estuvo obstaculizado por la gran acumulación de ramas y troncos que impidieron o limitaron el acceso a algunas parcelas.

En relación al estado de salud en los árboles de mangle en San Andrés, el estado 1' fue el que presentó el mayor predominio con valores superiores al 50% dentro de las estaciones de monitoreo, siendo mayor en El Cove con un 90%. El estado 2', el cual representa un deterioro significativo en el árbol, se encontró con porcentajes inferiores al 10%, siendo la estación con mayor cantidad de árboles afectados para esta categoría, la estación de Salt Creek. De esta manera, es posible inferir que los bosques de manglar permanecieron en buen estado y fue bajo el impacto ocasionado por el huracán JULIA, principalmente en Smith Channel y El Cove.

Providencia y Santa Catalina

Se realizó la recolección de información biofísica (Muñoz-García, 2015, Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014) de los bosques de manglar en las parcelas circulares permanentes de 12 m de radio (452,4 m²) que conforman las estaciones de manglar en la isla de Providencia y Santa Catalina, así como en una parcela evaluada en el 2021, en el Parque Nacional Natural (PNN) McBean Lagoon, teniendo en cuenta la importancia de esta área por presentar la mayor cobertura de manglar en Providencia.

Es importante tener en cuenta que más del 60% del manglar de la estación Suroeste y más del 95% de los manglares de las estaciones Old Town, Manzanillo y Santa Catalina, perdieron su estructura arbórea, debido a la defoliación total, caída o remoción de los árboles de mangle dentro de las parcelas de monitoreo a causa del huracán IOTA en el año 2020 y que varias acciones de repoblamiento con propágulos se han realizado por entidades autorizadas por CORALINA en los últimos años después del huracán IOTA. Con la presente evaluación realizada en Providencia y Santa Catalina, se evidenció el bajo efecto del huracán JULIA sobre los pocos árboles de mangle que sobrevivieron al IOTA en las estaciones de monitoreo, pero a su vez, también fue posible evaluar algunos signos de recuperación de los manglares en la Isla años después del IOTA (Figura 145).

Se registraron en los bosques de manglar de las estaciones de monitoreo de Providencia y Santa Catalina, de acuerdo con la categoría del estado, que no hubo presencia de árboles de mangle en un estado óptimo (categoría 0'). En las estaciones de McBean Lagoon y Manzanillo no se presentaron manglares en categoría 3', es decir que se mantuvieron los árboles que quedaron vivos después del huracán IOTA. Sin embargo, en Manzanillo el mayor porcentaje de los árboles se encuentra en categoría 2', lo cual denota un deterioro en los individuos que aún se encuentran vivos.

En el caso de Santa Catalina, el 90% de los individuos murieron y el 10% restante se encuentra deteriorado. Respecto a Suroeste, es la estación que se encuentra con mayor cantidad de árboles de mangle, pero más de un 50% se encontraron deteriorados. Es importante resaltar que los individuos que se encontraron muertos en Providencia y Santa Catalina presentaron la madera ya

descompuesta y fácil de quebrar, por lo cual fue posible inferir que su muerte fue efecto del huracán IOTA y no del huracán JULIA.

En la Figura 146 se registran los porcentajes de defoliación dentro de las parcelas de monitoreo, en los cuales se encontraron porcentajes del 38 y el 16%, en las estaciones de McBean Lagoon y Suroeste, respectivamente. En relación a McBean Lagoon, se obtuvo porcentajes similares a San Andrés; sin embargo, la defoliación registrada podría estar relacionada con el estado de deterioro de los manglares por el efecto e impacto previo del huracán IOTA, que contribuyó a que los árboles presentaran una menor resistencia a la intensidad del viento que se presentó a causa del huracán JULIA. Por el contrario, en la estación de Suroeste, el bajo porcentaje de defoliación registrado, se relaciona con que fue el manglar en donde se mantuvo la mayor cobertura de bosque en la isla.

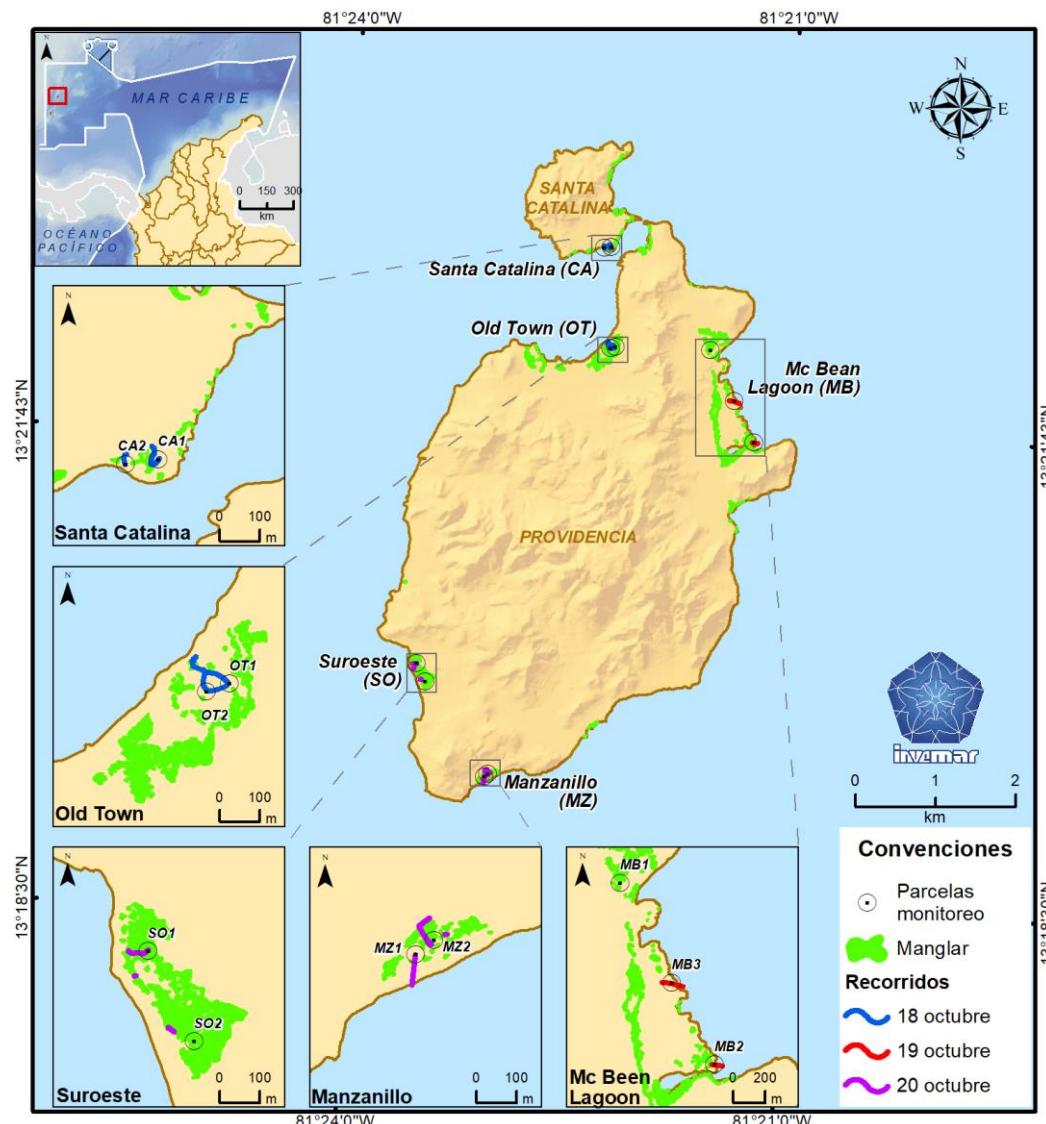


Figura 145. Mapa de la isla de Providencia y Santa Catalina con la cobertura actualizada de manglar vivo a 2021 (14 ha) y la localización de las parcelas permanentes de monitoreo de las estaciones de manglar en donde se realizaron los recorridos de evaluación después del paso del huracán JULIA (Mapa elaborado por LabSIS-INVEMAR 2022).

En la estación de monitoreo de manglar de Suroeste, se registraron 28 árboles vivos, de los 55 árboles que habían quedado en el año 2021, un año después del huracán IOTA. De los 27 árboles restantes que se hallaron muertos, se evidenció que posiblemente dos de estos árboles pudieron haber muerto por causa del huracán Julia, toda vez que se encontraron partidos y totalmente defoliados. Los demás árboles no presentaron evidencia de haber muerto debido a los vientos del huracán Julia. Pese a lo anterior, cabe resaltar que en el recorrido para llegar a las parcelas circulares de monitoreo de esta estación, se registraron algunos propágulos, plántulas y árboles jóvenes de *R. mangle* de más de 1,5 m de altura y DAP menor a 2,5 cm.

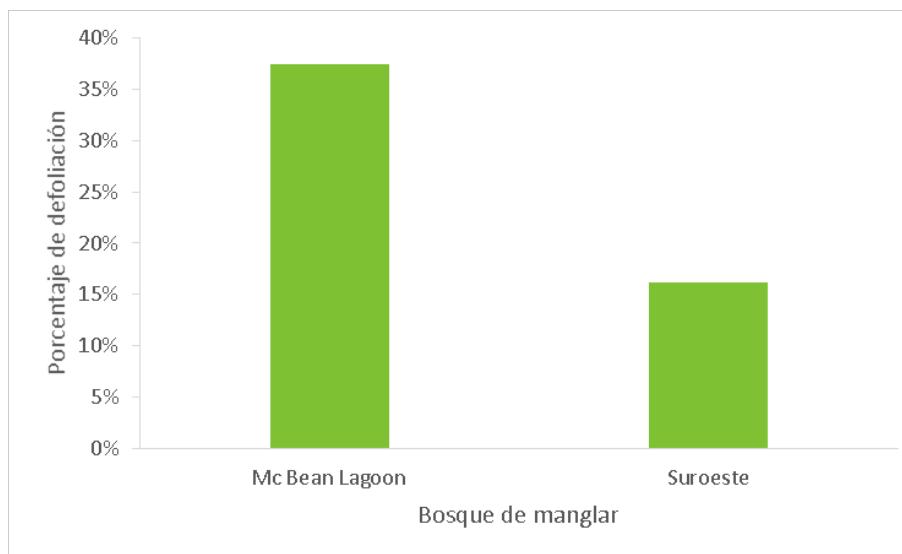


Figura 146. Porcentaje de defoliación en los árboles de mangle en las estaciones de monitoreo evaluadas en la isla de Providencia y Santa Catalina después del paso del huracán JULIA. (Elaborado por INVEMAR-BEM 2022).

En la estación de manglar de Old Town, donde habían quedado seis árboles vivos en el año 2021 (un año después del huracán IOTA), no se registró ningún árbol vivo en octubre de 2022 después del huracán JULIA. Sin embargo, no se encontraron evidencias de que su muerte fuera reciente y ninguno por el efecto del viento que los haya fracturado o tumbado al suelo (Figura 147 C y D), y puede estar más relacionado con las condiciones ambientales en este manglar, toda vez que fue la estación que presentó la mayor salinidad en el agua intersticial (superior a 50 UPS de salinidad). Cabe resaltar adicionalmente que, en el manglar de este sector de Old Town, se ha realizado siembra activa por parte de CORALINA, no obstante, se evidenció que ha habido un bajo éxito de supervivencia, porque en la presente evaluación, se observaron muchas plántulas muertas de las que habían sido sembradas.

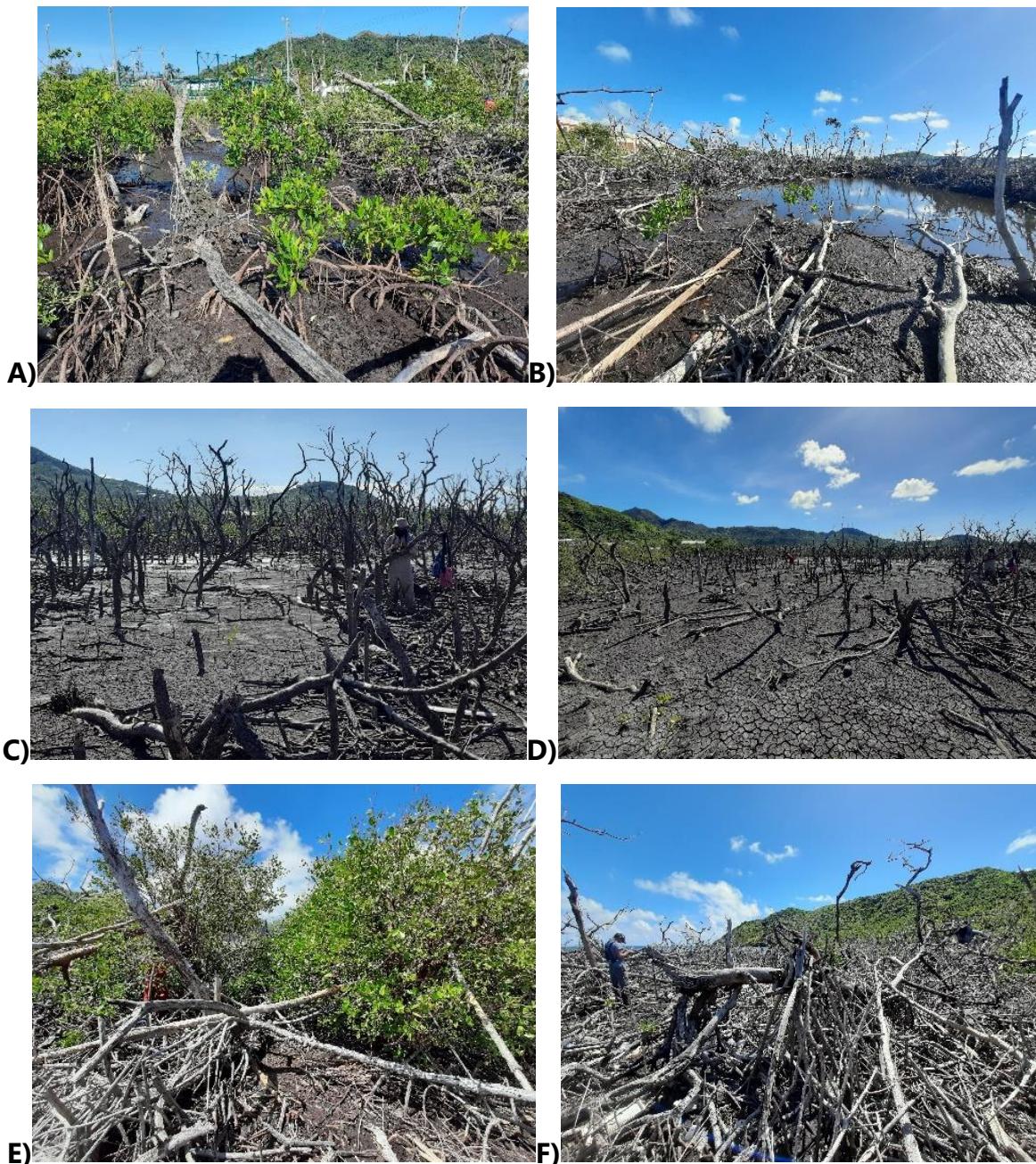


Figura 147. Paisaje interno dentro de las estaciones de monitoreo de manglar de Santa Catalina (A y B), de Old Town (C y D) y de McBean Lagoon (E y F).

En el Parque Nacional Natural McBean Lagoon Old Providence, en el año 2021 (un año después del huracán IOTA), se realizó el montaje de una estación de monitoreo para evaluar las existencias de carbono azul en el manglar, en el marco del Convenio CORALINA No. 001-2021, y en la presente evaluación después del huracán JULIA, se encontró que la estación contaba con el mismo número de árboles vivos de *L. racemosa* registrados en el 2021, hallándose adicionalmente, la evidencia de individuos jóvenes nuevos de esta misma especie, con DAP entre 2,5 y 3,0 cm dentro de la estación (Figura 147 E y F).

Corales

Luego del paso del huracán Julia sobre la isla de San Andrés, inicialmente se procedió a evaluar de manera remota su posible incidencia en la afectación del Archipiélago, para lo cual se realizó una inspección de escenas satelitales con fechas tanto previas como posteriores al paso del mencionado huracán. Las imágenes identificadas fueron interpretadas y analizadas de manera rápida con el propósito de orientar la visita a las islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina por parte de un grupo de expertos de Invemar, quienes realizaron verificaciones *in-situ* que permitieron tanto corroborar, como descartar las verificaciones realizadas previamente.

Se planearon 142 puntos para la verificación de fondos marinos, que incluyeron sitios verificados en el año 2020 cuando los fondos fueron impactados por el huracán IOTA; cabe aclarar que además de los 142 puntos incluidos, se adicionaron 93 puntos para ser verificados, originados a partir de imágenes con fechas posteriores al huracán que tardaron en ser liberadas. La nube de puntos total, permitió responder a las necesidades o cambios que se presentaron durante el desarrollo del trabajo de campo, como seleccionar los sitios a visitar según condiciones climáticas y logísticas.

Para la valoración del estado de los ecosistemas de arrecifes de coral y pastos marinos en campo se realizó la evaluación de los puntos propuestos inicialmente mediante una Evaluación Ecológica Rápida (EER). Esta metodología, que consiste en un método de estimación visual *in-situ* de coberturas en un radio de 6 m alrededor de un punto, se basa en la verificación visual bajo el consenso de dos investigadores en el registro del porcentaje de cobertura de los principales organismos y en este caso, el nivel de daño ocasionado por el paso del huracán. En cada lugar se identificaron los corales duros a nivel de especie, estimando el aporte de sus colonias al porcentaje de cobertura del grupo y se tomaron fotografías del paisaje y de los elementos y organismos más representativos (con énfasis en corales duros).

Así mismo, en cada estación se evaluó el nivel de daño teniendo en cuenta lo propuesto por Vanegas (2022), el cual se basa en la clasificación propuesta por Beeden *et al.*, (2015).

Se reportó el nivel de daño de acuerdo al protocolo de restauración de arrecifes coralinos, con los siguientes niveles de afectación para la evaluación de daños en áreas de arrecifes coralinos luego de un ciclón tropical (Vanegas *et al.*, 2022):

- **Nivel 1 (bajo):** 1% al 10% de cobertura corales afectados o fragmentados.
- **Nivel 2 (medio):** Entre 10% y 30% de cobertura coralina afectada, colonias desprendidas y /o fragmentadas.
- **Nivel 3 (Alto):** Afectación mayor al 30% de la cobertura coralina (Incluye: Severo afectación del 30% al 50% y Extremo del 50% a 100%, colonias de corales masivos volcadas, fragmentación múltiple a masiva de corales ramificados, en los casos más extremos pérdida total de la cobertura bentónica coralina y de otros grupos de bentos con devastación total).

Se evaluaron un total de 53 fondos marinos de los cuales 14 corresponden a praderas de pastos marinos, 34 a fondos coralinos, 3 a fondos sedimentarios arenosos y 2 a fondos de cascajo. De acuerdo a los resultados encontrados, San Andrés fue dividido en 4 sectores: noreste, noroeste, suroeste y sureste (Figura 148).

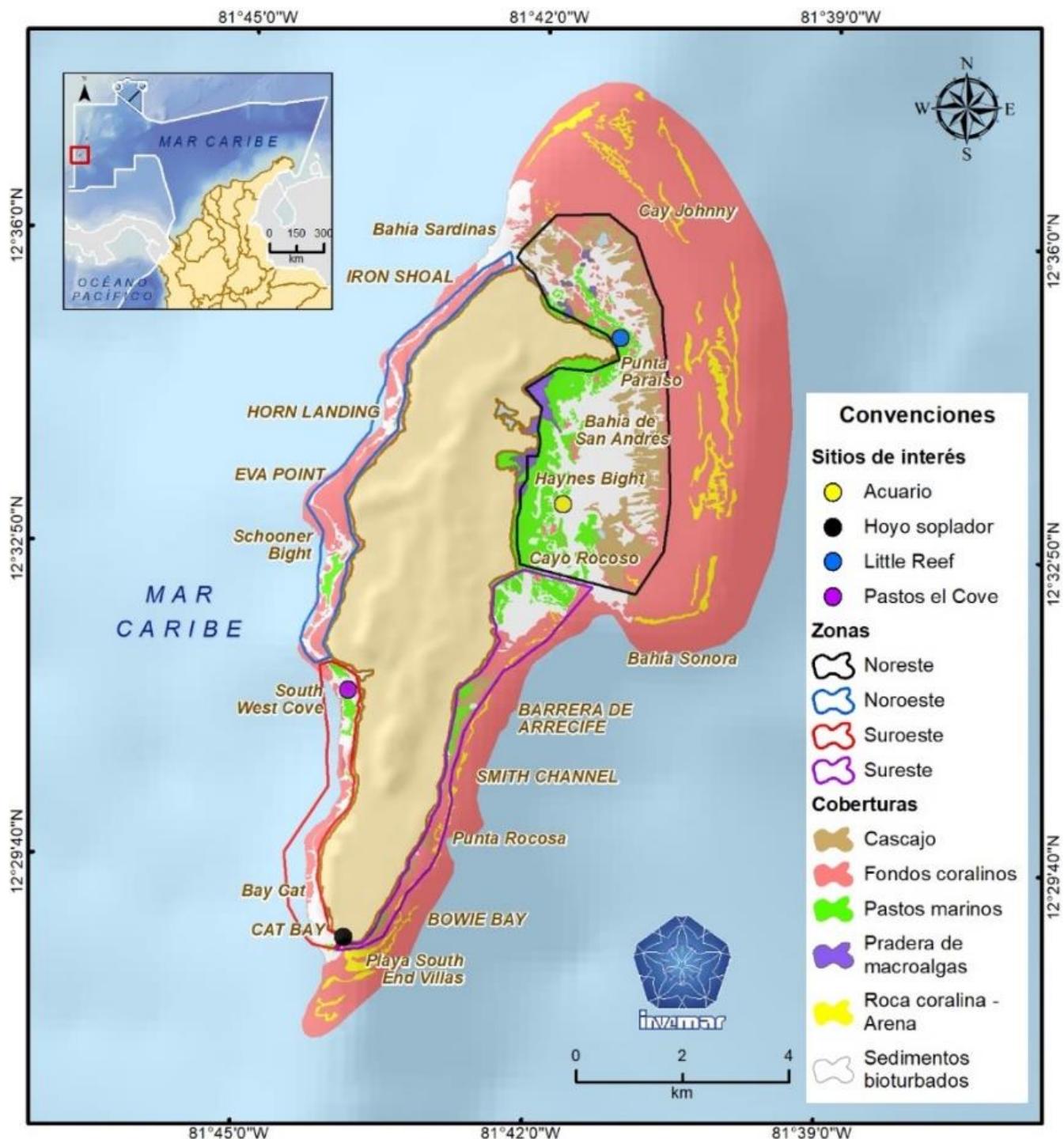


Figura 148. Sectores de evaluación y zonas de interés a lo largo de la isla de San Andrés. Mapa cobertura de Corales y pastos marinos LABSIS-2022.

San Andrés Isla

Como en los sectores sureste y suroeste no se evidenciaron impactos ocasionados por el huracán Julia sobre las formaciones coralinas, se describen a continuación los resultados para los sectores del norte de la isla.

Sector noreste

El sector noreste (Figura 148, polígono en negro) comprende el área de la laguna que se encuentra protegida por la cresta del arrecife de barrera, incluye los alrededores de Johnny Cay y hacia el sur hasta el sector del Acuario. En este sector se registraron afectaciones menores por el huracán JULIA, pero ninguna excedió el nivel de daño 1, a excepción del ecosistema de pastos marinos (Ver sección pastos marinos, abajo), el cual se vio mayormente afectado.

El fondo mayormente afectado en este sector fue el correspondiente a la unidad ecológica *Acropora palmata – Pseudodiploria strigosa*, en cual conforma los fondos de la zona norte de Johnny Cay y de la cresta del arrecife franjeante de Little Reef, y se encuentra rodeado por la cuenca lagunar del arrecife de barrera de San Andrés. La presencia de este arrecife típico de zonas de corriente y oleaje medio a alto, a pesar de estar ubicado dentro de la cuenca lagunar, indica que es un sector relativamente expuesto. Al realizar la comparación antes y después del huracán Julia en el costado nororiental de la cuenca lagunar de San Andrés se identifican cambios en la cobertura coralina (Figura 149, amarillos), relacionados principalmente con fondos de escombros cementados, cascajo, arena o de rodolitos, en este tipo de paisajes es usual que se encuentren en transición o mezclados con fondos arenosos y dependiendo de las condiciones climáticas en ocasiones la arena sepulta parcial y temporalmente parte de las coberturas (Figura 149).

Sin embargo, en la zona al norte de Johnny Cay (Figura 149, rojos), los parches coralinos no evidencian cambios en la cobertura con las imágenes satelitales. Sin embargo, la presencia de ramas de *A. palmata* quebradas, principalmente en el borde del parche, fragmentos de *M. complanata*, esponjas sueltas y algunas colonias volcadas mostraron un nivel bajo de afectación (Figura 150).

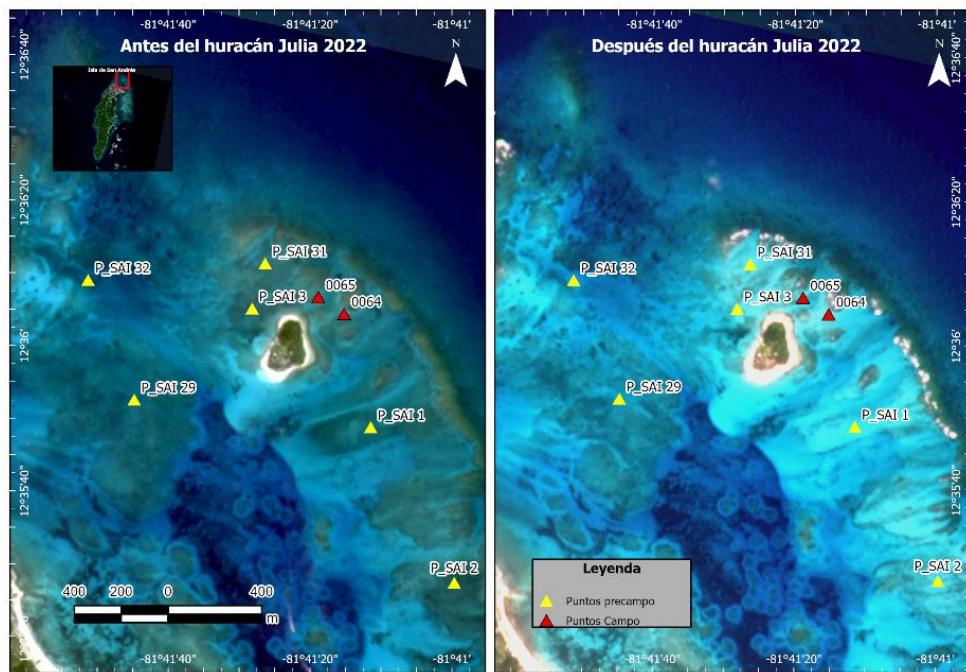


Figura 149. Antes (izquierda) y después (derecha) del huracán Julia en el costado nororiental de la cuenca lagunar de San Andrés. Triángulos rojos: parches coralinos y Triángulos amarillos: cambios aparentes en la cobertura.



Figura 150. Ramas de *A. palmata* y fragmentos de *M. complanata* encontrados en el borde del parche coralino.

Así mismo, en el arrecife de Little Reef, que se encuentra cercano al hotel el Acuario, en una porción compuesta principalmente por colonias del coral *A. palmata*, el 10% presentó fracturas, con pedazos dispersos dentro del parche coralino y en los alrededores, también dos colonias de tamaño medio a grande se encontraron volcadas (Figura 151).



Figura 151. Colonias de *A. palmata* y colonias fracturadas y dispersas en la zona de Little Reef

Además de Little Reef, se observó afectación en la unidad *Orbicellas* sp., la cual se caracteriza por parches coralinos rodeados de praderas de pastos marinos y ubicados dentro de la cuenca lagunar. Este sector se caracteriza por la ausencia de arrecifes de rompiente hacia el costado suroeste; siendo esta la dirección de los vientos predominantes del huracán Julia. Posiblemente esta es la razón de que se encontrara entre el 5 y el 10% de las colonias volcadas, principalmente colonias masivas del género *Orbicella* y *Siderastrea* (Figura 152).



Figura 152. Colonias de *Diploria labyrinthiformis*, *O. faveolata*, *P. strigosa* en el sector de Acuario al Noreste de la Isla de San Andrés

Así mismo, los fondos de Algas pétreas – *Millepora complanata* – Zoantídeos, que se localizan hacia el final del costado sur de la cresta arrecifal, continuo del arrecife de barrera de Big Reef, se vieron afectadas las colonias de *M. complanata* en un 5 %, por fragmentación () .



Figura 153. Colonias de *M. complanata* y algas pétreas en la cresta arrecifal ubicada al noreste de la Isla de San Andrés

Finalmente los fondos de octocorales y corales mixtos, ubicados al costado de la terraza prearrecifal orientada hacia el sur, se apreciaron algunas señales de impacto por el huracán debido a que quedó expuesto a la dirección predominante de las corrientes, especialmente en algunas colonias de *O. annularis* y *Montastraea cavernosa* (Figura 154).

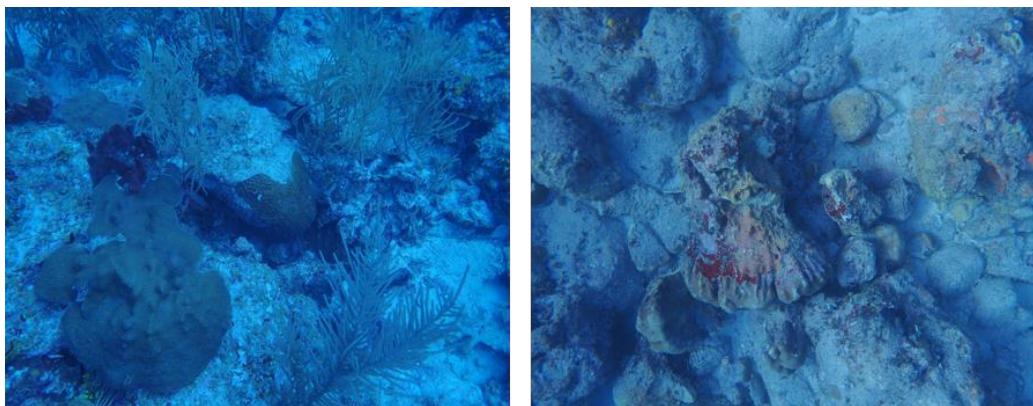


Figura 154. Colonia de *M. cavernosa* y *O. annularis* volcadas en el sector Noreste de la Isla de San Andrés

Sector noroeste

El sector noroeste (Figura 148 polígono azul) dominado por fondos coralinos, y el cual fue fuertemente impactado por el huracán IOTA, no se evidenciaron signos de afectación por el huracán JULIA, ya que no se registró muerte o afectación reciente sobre estos, sino sobre crecimiento de macroalgas frondosas, ocasionado directa o indirectamente por efectos antiguos.

Lo que llama la atención fue la identificación de fondos donde aparentemente no sucedió alteración por el paso del huracán, pero donde se observaron diferencias a nivel de imágenes de satélite; la Figura 155 es un ejemplo de ello, en este lugar el fondo es una plataforma de cemento calcáreo con una cobertura de coral duro bastante baja y de crecimiento costoso, donde los organismos están acostumbrados a corrientes relativamente fuertes y donde es difícil que los fondos se vean afectados por un huracán, sin embargo, aproximadamente a 100 metros al norte del punto que se observa en la imagen, se muestra un cambio apreciable. Estos cambios pueden deberse a proliferaciones de tapetes algales o, a condiciones temporales en la dinámica del sedimento, o fenómenos asociados al momento de la captura de la imagen posterior al huracán, por lo tanto, es un punto de interés para futuras revisiones.

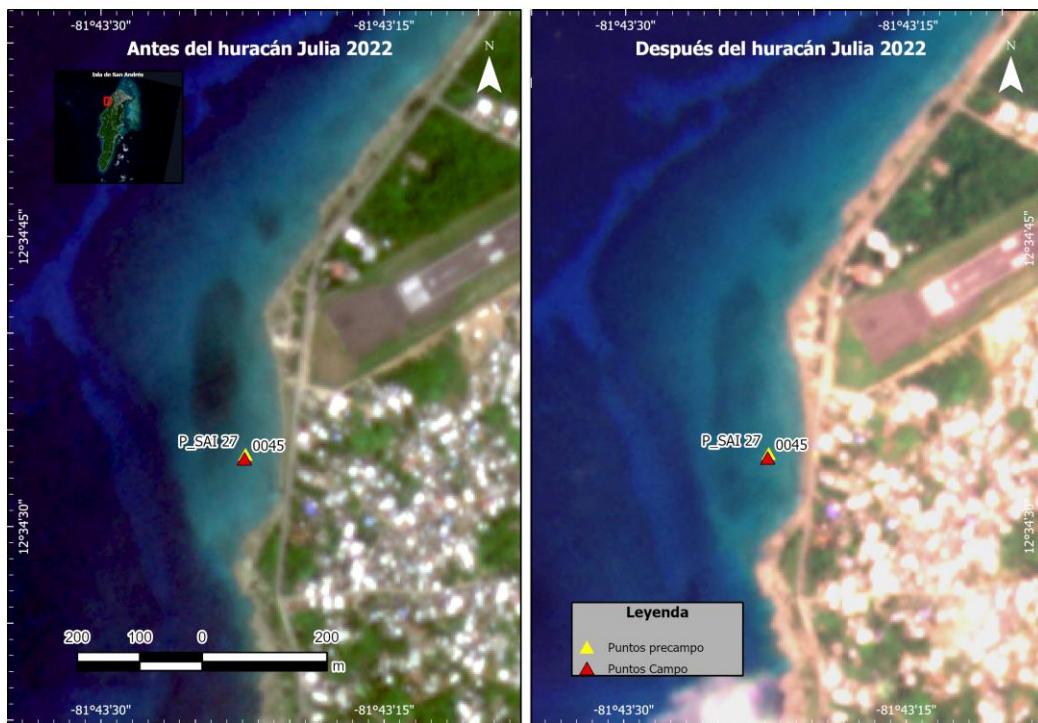


Figura 155. Cambio de cobertura en el punto 45 reportado en campo, sector noroccidente. La imagen de la izquierda corresponde a una fecha anterior al paso del huracán y la imagen de la derecha a una fecha posterior al paso del huracán.

Providencia y Santa Catalina

En términos generales después de analizar dos imágenes satelitales antes del huracán y una después, se encontró que para esta escala de trabajo 1:10.000 y para la ventana temporal de un mes de diferencia, el impacto de Julia en las islas de Providencia y Santa Catalina no fue significativo a este nivel de detalle.

Debido a esto, no se construyeron mapas con puntos para visita en campo, en lugar de ello, se llevó a cabo el monitoreo del Índice de Condición Tendencia de las formaciones coralinas de las islas. Se visitaron un total de 9 estaciones permanentes de monitoreo, tres ubicadas al interior del PNN McBean Lagoon y las restantes seis, alrededor de la isla, en los sectores de Manzanillo, San Felipe, el Bar y Canal.

La metodología empleada con el fin de llevar a cabo el monitoreo de las distintas variables bióticas de las formaciones coralinas de la isla se en el Protocolo Indicador de Condición Tendencia para corales aquí expuesto (Rodríguez-Rincón *et al.*, 2014), la cual puede ser consultada y descargada desde la página de publicaciones del INVEMAR, a través del siguiente link:

<https://alfresco.invemar.org.co/share/s/zgQdQRTiQVScULqSqlFzOQ>

Respecto a los fondos marinos de Providencia y Santa Catalina, en las visitas de campo no se apreciaron señales de impacto ocasionadas por el paso del huracán Julia. Sin embargo, en la inspección de las imágenes de satélite, en algunos sectores al norte de Providencia y sobre la cuenca lagunar, se observaron algunas manchas sobre el fondo marino que después del paso del huracán ya no fueron observadas (Figura 156). Se presume que estas manchas representan fondos donde se acumulan macroalgas sueltas como Sargazo y/o restos muertos de macroalgas y pastos marinos que se van acumulando y que son fácilmente arrastrados por las corrientes; por lo tanto, en este caso particular, es posible que el paso del huracán Julia haya arrastrado este material hacia otros sectores o por fuera del complejo arrecifal.

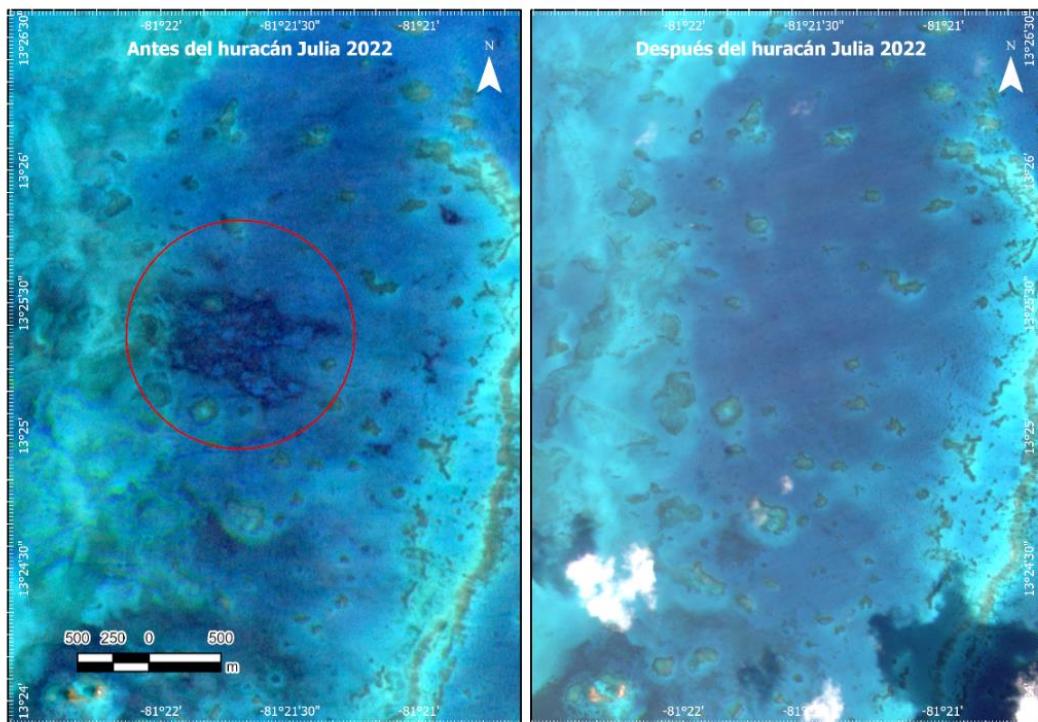


Figura 156. Identificación de cubierta perdida después del huracán Julia, en la zona norte de la isla de Providencia

De acuerdo a los resultados del monitoreo, las estaciones de The Bar y Canal someras tradicionalmente han presentado una muy baja cobertura de coral y baja afectación al paso del huracán IOTA, en tanto que la estación de Narrow Channel, al interior del Parque Nacional, presentaba condiciones difíciles, por marejada, en los días de trabajo.

Como resultado se encontró para las estaciones de Providencia, que se ha venido presentando una mejoría en su estado (Figura 157). Puede observarse como aquellas estaciones que arrojaban estados de No Deseable han desaparecido y ha disminuido el número de aquellas en estado Alerta. Estas estaciones tradicionalmente han presentado una baja cobertura de coral, pero lo más importante, baja biomasa de peces carnívoros. Después del paso del huracán IOTA (2020), se hizo evidente la disminución de la biomasa de ambos grupos de peces, carnívoros y herbívoros, manteniendo en No Deseable las estaciones someras de San Felipe, además de su baja cobertura coralina.

A través de las dos expediciones del año 2021 se observó cómo se recuperaban las poblaciones de los pargos y loros especialmente, hasta llegar al año 2022 en que la condición de las estaciones es la mejor observada a lo largo del monitoreo, sin olvidar que el número de estaciones visitada fue menor. Para este último año, incluso posterior al paso del huracán JULIA, más del 50% de las estaciones presentaron un estado Bueno con valores de biomasa de peces más altos y tan solo la estación somera de San Felipe con estado Alerta.

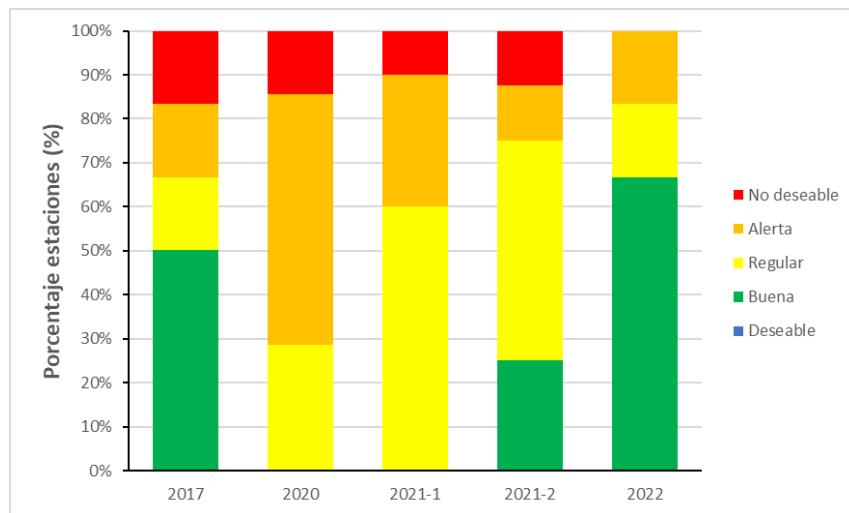


Figura 157. Porcentaje de estaciones presentando alguno de los estados de condición del indicador ICTAC. Se observa la mejoría que se viene dando a partir del año 2017.

De forma general se puede observar la tendencia que muestran las estaciones de la isla de Providencia (Figura 158). Puede concluirse que, pese al paso de los dos huracanes, para este último año han incrementado las biomasas de peces de ambos grupos y por ende la tendencia registrada esta hacia la calificación Bueno.

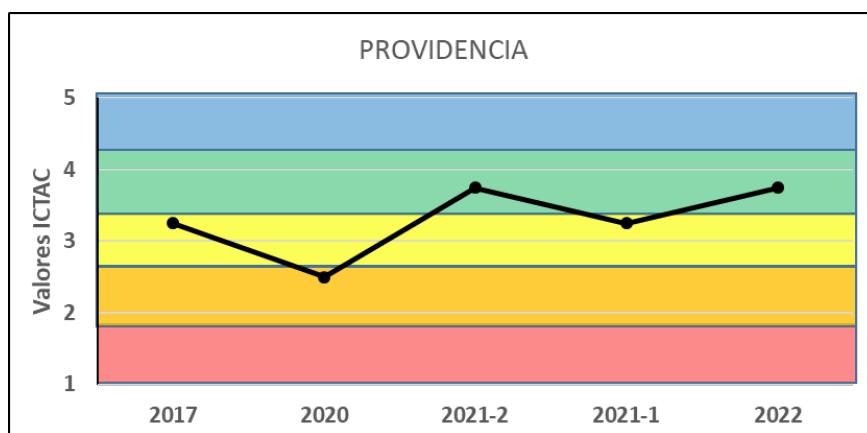


Figura 158. Tendencia registrada para las estaciones ubicadas en la isla de Providencia

Por su parte las estaciones implementadas al interior del Parque Nacional Natural Old McBean Lagoon, presentan a lo largo de la historia una cobertura constante incluso después del paso del huracán IOTA, que ocasionó el volcamiento de varias colonias. En estas estaciones las variaciones se han debido principalmente a la ausencia de algunos representantes del grupo de los peces carnívoros, situación que permaneció latente en las dos visitas posteriores a IOTA, pero que para el monitoreo de este año, arrojó resultados mucho mejores, mostrando todas las estaciones en estado “Bueno” (Figura 159).

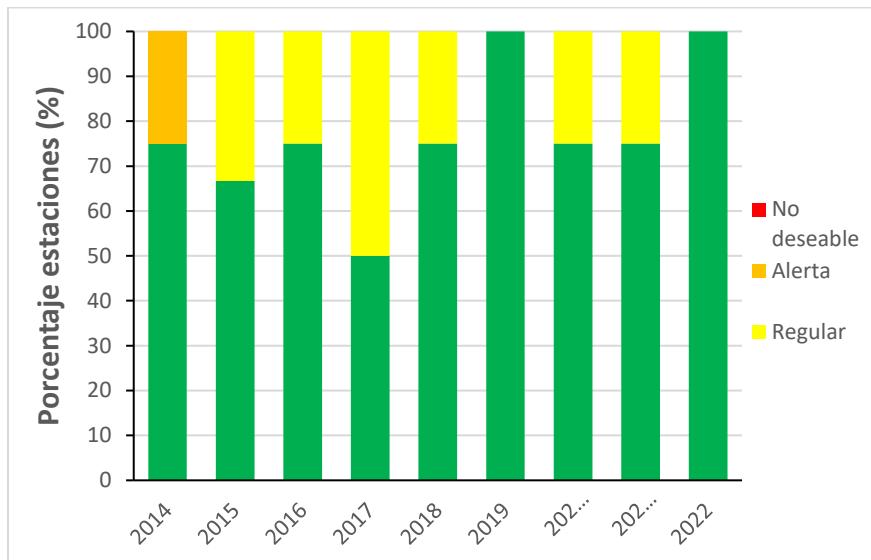


Figura 159. Porcentaje de estaciones del PNN McBean Lagoon presentando alguno de los estados de condición del indicador ICTAC. Se observa la mejoría dada en 2022.

En la visita de las estaciones de corales monitoreadas mencionadas anteriormente, en la que se buscaban signos de afectación por el huracán JULIA, no se encontraron niveles de daño por este evento, aunque si se evidenció que persiste el deterioro causado por el huracán IOTA, evidenciado en un aumento en la cobertura de las algas en relación a la registrada hace 2 años, en las que *Turbinaria spp.* es la más conspicua, como es el caso de las zonas del PNN Old Providence McBean Lagoon donde dicho fenómeno fue evidente.

Pastos marinos

San Andrés Isla

Las praderas de pastos marinos localizadas dentro de la cuenca lagunar muestran el mayor desarrollo estructural (Figura 148, polígono en negro), caracterizadas por ser praderas mixtas dominadas por la especie climax *Thalassia testudinum* que junto con *Syringodium filiforme* forman grandes extensiones, la mayoría formando terrazas de buen tamaño. Estas praderas, protegidas por la barrera arrecifal se mantuvieron bien protegidas del embate de las corrientes y el oleaje, por lo que no se evidenció afectación ocasionada por el huracán.

Sin embargo, se identificaron que algunos de los fondos sufrieron cambios en la cobertura debido a la acción de las fuertes corrientes, cambios que ocurrieron principalmente en praderas de pastos marinos y parches dispersos (que no están representados en la cartografía actual) de *S. filiforme*, ubicados en zonas de mayor profundidad (10 a 14 m) sobre la terraza prearrecifal del costado sur de la zona del acuario (Haynes Cay) y de las zonas de crestas de rompiente discontinuas al sur de Big Reef (Figura 160 y Figura 161).

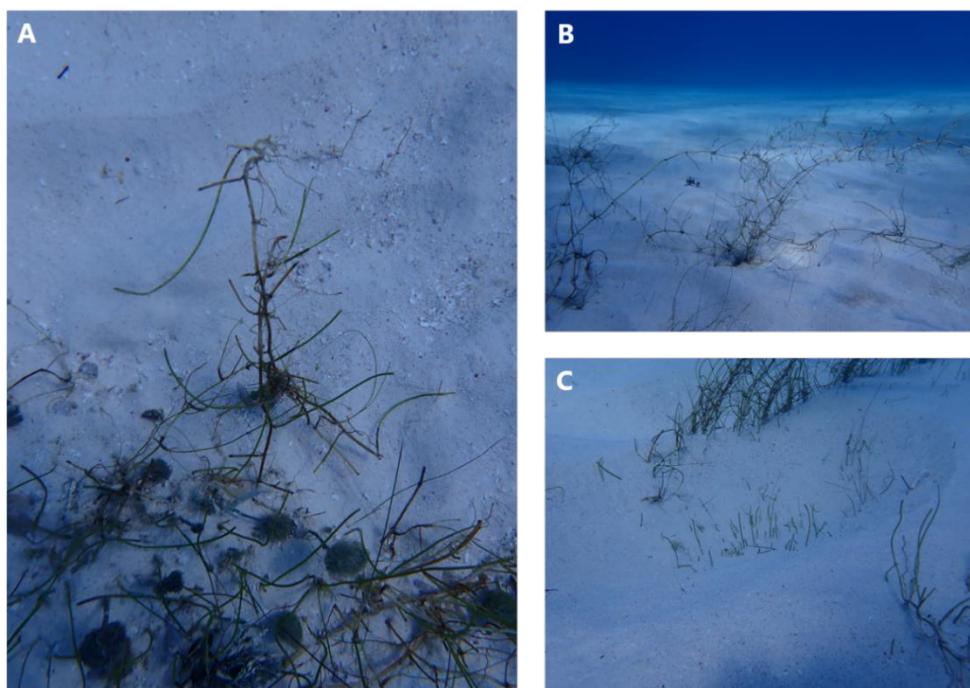


Figura 160. A y B) Exposición de raíces y rizomas de *S. filiforme* en la zona. C) Enterramiento de los pastos marinos.

Con las imágenes satelitales, se observa la disminución e incluso la desaparición de algunos parches de pastos marinos (Figura 161), hacia la parte media del costado oriental de San Andrés, por Haynes Cay.

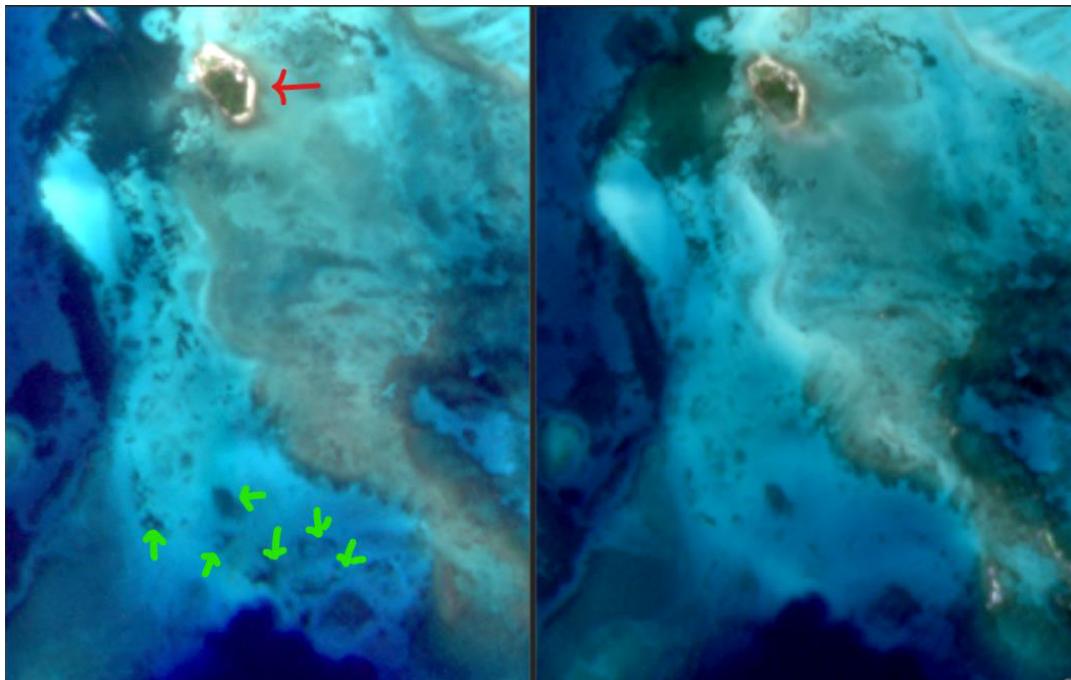


Figura 161. Cambio de cobertura de pequeñas praderas de pastos marinos entre una imagen anterior al huracán Julia (izquierda) y una posterior (derecha). La flecha roja indica a Haynes Cay y las flechas verdes indican los cambios en la cobertura de pastos marinos.

También se apreciaron aparentes cambios en otros sitios, como un sector cercano a la zona del Acuario, los cambios pueden deberse en parte al transporte de arena ocasionada por el paso del huracán pero también a condiciones climáticas que inciden en las condiciones físicas de la columna de agua que pueden implicar alteraciones en la reflectancia (Figura 162).

En términos generales, estos parches se vieron afectados por el tiempo de exposición a los fuertes vientos y corrientes originadas por el huracán en su dirección proveniente del sureste, ya que solo están protegidos de las corrientes y embate de las olas del noreste y del este. Su nivel de daño fue de alrededor del 90 %, con una disminución en su cobertura, debido al enterramiento de la pradera de acuerdo a lo registrado en campo (Figura 160) y la desaparición de varios parches de acuerdo a lo observado en las imágenes satelitales (Figura 161).

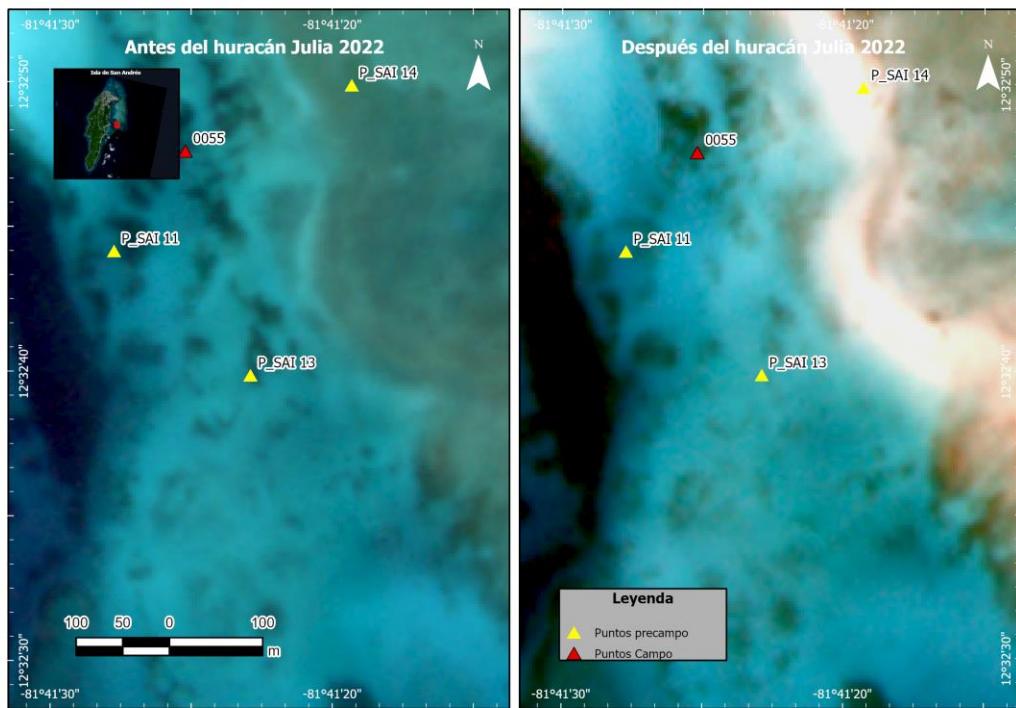


Figura 162. Cambio de cobertura post Julia en puntos planeados (P_SAI_11, P_SAI_13 y P_SAI_14), sector oriente de la isla. En la imagen de la derecha (con fecha posterior al paso del huracán) se puede observar que aparentemente algunas coberturas disminuyeron su extensión, especialmente donde se encontraban los puntos planeados para visitar.

En el sector suroccidental (Figura 148, polígono rojo) también se identificaron cambios en la cobertura de pastos marinos donde se resalta la zona frente a la bahía de El Cove la cual se encuentra hacia el centro-sur de la isla, en este sitio los pastos se caracterizan por desarrollarse en profundidades alrededor de los 10 m (Figura 163).

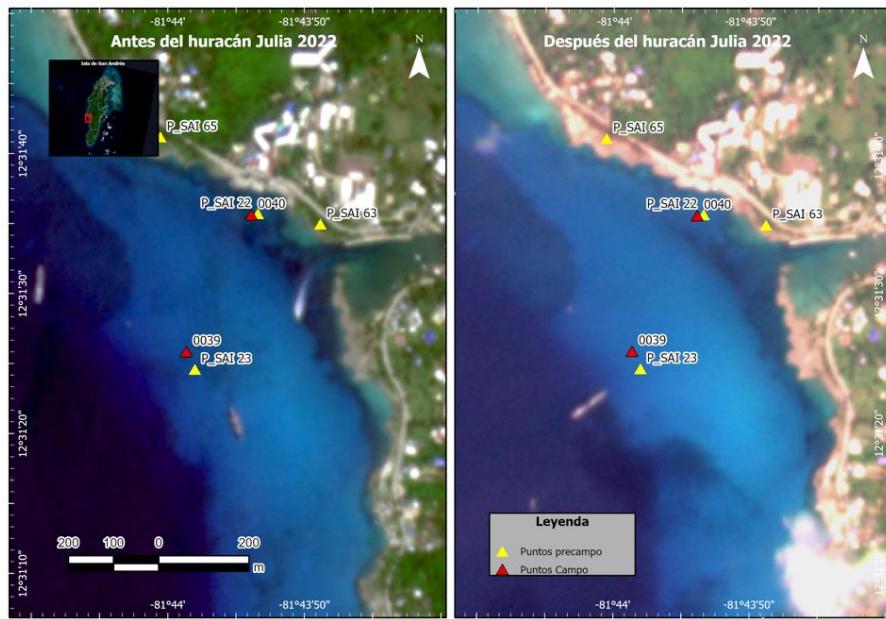


Figura 163. Cambios en la cobertura de pastos marinos en el sector de El Cove, La imagen de la izquierda corresponde a una imagen previa al paso del huracán y la imagen en de la derecha a una imagen posterior al paso del huracán.

Si bien, en los fondos sobre la terraza prearrecifal de sotavento no se observaron señales de pastos marinos, estos se encuentran representados en la cartografía y se registraron cambios en la cobertura en las imágenes satelitales (Figura 163).

Las praderas de pastos marinos de zonas más profundas ubicadas hacia el costado de sotavento frente al sector de El Cove, se encuentran protegidas del embate de las corrientes provenientes del norte, noreste y este debido a la presencia de la isla, pero no se encuentran protegidas del embate de corrientes provenientes del sur y del oeste, y quizás por esta razón, junto con parches al sur de la Isla, se apreciaron señales de impacto debidas al huracán Julia, donde en pequeños parches de *S. filiforme* se observaron raíces y rizomas expuestos (Figura 164A y B), así como la casi desaparición de hojas o vástagos ya sea enterramiento o desprendimiento de las plantas.

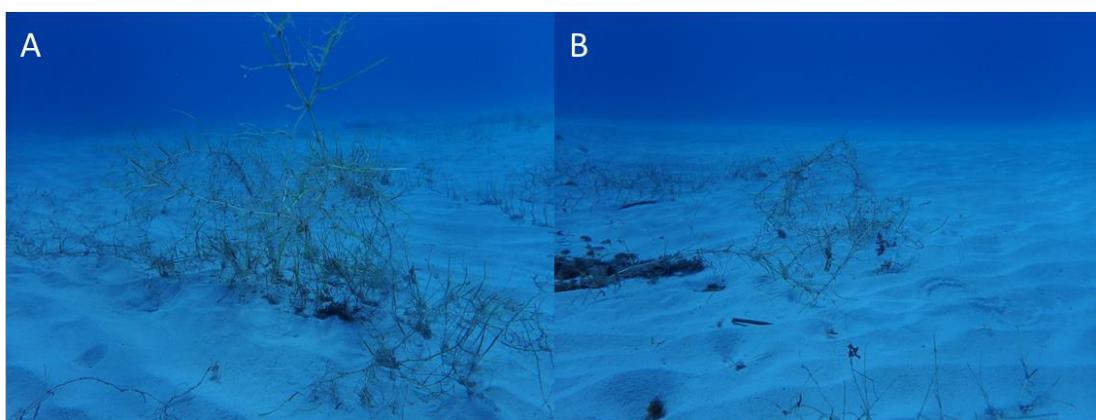


Figura 164. Raíces y rizomas expuestos en las zonas de la Bahía el Cove y frente el hoyo soplador.

Providencia y Santa Catalina

Debido a que el impacto sobre la isla de Providencia y Santa Catalina fue considerablemente menor, se muestrearon mediante EER (ver sección Corales), un total de ocho (8) puntos de pastos marinos alrededor de la isla incluyendo las cinco estaciones de monitoreo permanente de pastos marinos en San Felipe, Camp, McBean, Oyster Creek y Mauricio's Bay y tres puntos adicionales de revisión priorizados en el post IOTA: Canal Santa Catalina-Providencia, Smooth Water y Playa Suroeste, ya que estos presentaron afectación directa por este fenómeno natural en el 2020.

Unicamente se registró erosión en la terraza ubicada en la estación de McBean fuera del parque (Figura 165B), como resultado de una intervención antrópica, posiblemente arrastre de anclas o daño por motores fuera de borda, generando una exposición mayor de los pastos y su sedimento a vientos, oleaje y corrientes.

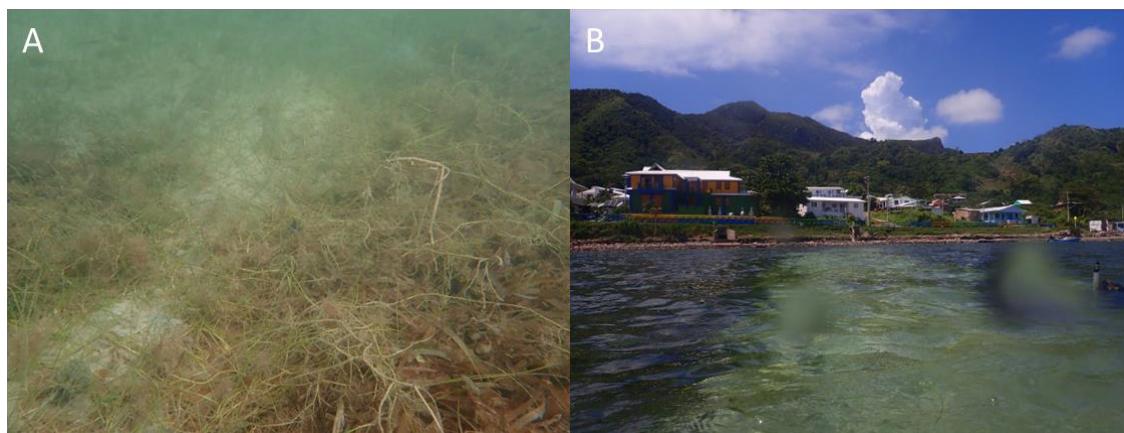


Figura 165. A) Desprendimiento de raíces de *H. wrightii* en la zona de San Felipe y B) Erosión y pérdida de cobertura de pastos marinos en la zona de la estación McBean-Coralina.

Pero en general, las praderas de pastos marinos visitadas en la isla de Providencia, no presentaron signos de afectación evidente por el huracán JULIA, a excepción del desprendimiento de las raíces de la especie *Halodule wrightii* en el sector de San Felipe (Figura 165A), similar al observado en las praderas de San Andrés, así como la acumulación de pastos marinos sobre las playas especialmente en la playa de Southwest, resultado del desprendimiento de la cobertura vegetal, es posible que a una mayor escala se registró un cambio de cobertura vegetal similar al encontrado en San Andrés, especialmente luego del paso de dos huracanes, siendo el primero de categoría 5 un rango de tiempo menor a dos años.

Playas

Las playas son un ecosistema reconocido por ser quizás el mayor atractivo turístico en las zonas costeras, atraiendo a millones de visitantes cada año. Sin embargo, estas también albergan una gran diversidad de plantas y organismo que se han adaptado a las condiciones de salinidad y oleaje; además prestan servicios de protección a la zona trasera del litoral, en donde generalmente se encuentran centros urbanos.

En el caso particular de las playas del departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, presentan un alto grado de vulnerabilidad a la perdida de cobertura debido a su insularidad, su distancia a la costa continental del país y su ubicación en el corredor de los huracanes en el Caribe. Esto ha llevado a la perdida parcial y total de estos ecosistemas en algunas bahías (Ricaurte *et al.*, 2022).

Con el objetivo de evaluar los impactos generados en el ecosistema de playas tras el paso del huracán Julia en octubre de 2022, se llevó a cabo evaluación de las principales características geomorfológicas de las playas más importantes de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Además, se realizó un levantamiento topográfico para estimar la distribución de los sedimentos a lo largo y ancho de la playa, acompañado de una caracterización sedimentológica en términos de granulometría y porcentaje de materia orgánica.

San Andrés

La evaluación geomorfológica rápida reveló que todas las playas visitadas en San Andrés presentaron rasgos relacionados con procesos erosivos en playas arenosas (Tabla 44), tales como sedimentos transportados fuera de la playa por la acción del viento, bermas con altas pendientes, escarpes y acumulación de sedimentos gravosos, entre otros. Esto indica que existen diferentes procesos actuando en las playas y provocando la disminución de su amplitud y perdida de cobertura. Sin embargo, estudios anteriores (Coca-Domínguez *et al.*, 2019; Ricaurte *et al.*, 2022; INVEMAR, 2022b) mostraron una tendencia a la erosión en estas playas, lo cual puede verse intensificado por eventos de alta energía y corta duración, como los huracanes.

Tabla 44 Resumen de los principales rasgos geomorfológicos exhibidos en las playas evaluadas en la isla de San Andrés.

SECTOR	PRINCIPALES RASGOS GEOMORFOLÓGICOS	FOTO
Spratt Bight	En la playa se encontró acumulación de algas en el frente de playa, principalmente en los sectores cercanos al aeropuerto y la cooperativa de pescadores. Se evidenció también la acumulación de sedimentos en la parte trasera de la playa, sobre todo el sendero peatonal.	
Rocky Cay	Se encontró una playa con un perfil suavizado, lo cual ha sido el producto de la redistribución transversal del sedimento, lo que ha causado ganancias en la amplitud, diminución de las alturas en la parte trasera de la playa y un escarpe en los remanentes de dunas.	

SECTOR	PRINCIPALES RASGOS GEOMORFOLÓGICOS	FOTO
Sound Bay	Para esta playa se observó una gran acumulación de material vegetal (algas) en la zona intermareal e inframareal, además de la presencia de escarpes en la zona trasera.	
Johnny Cay	Se evidenció la presencia de un deposito arenoso en todo el frente de playa en la isla, con una mayor amplitud de playa hacia la parte sur, mientras que hacia la parte norte el deposito se encontró con menor amplitud y mayor pendiente.	

En cuanto a la distribución de los sedimentos, los Modelos Digitales de Elevación (DEM, por sus siglas en inglés) indicaron que en Spratt Bight la mayor acumulación se presentó en el sector noroccidental de la playa (Figura 166A), mientras que en Sound Bay fue hacia el sector sur (Figura 166B). En Rocky Cay, la mayor acumulación se dio en el sector nororiente (Figura 166C), y en Johnny Cay hacia sur (Figura 166D), lo cual concuerda con los rasgos geomorfológicos identificados.

Sedimentológicamente, los análisis evidenciaron que para Spratt Bight los sedimentos se caracterizaron principalmente por presentar tamaños de granos arenosos, desde arenas finas hasta gruesas, con un aumento en abundancia de los sedimentos más finos y una disminución de los gruesos desde la zona supramareal hacia la zona inframareal (INVEMAR, 2023). Para Sound Bay se encontró que las fracciones más representativas fueron las de arenas finas y arenas medias, y mostraron un comportamiento similar al de Spratt Bight. Por último, en Rocky Cay, las fracciones con mayor abundancia fueron las arenas finas, medias y gruesas, con un comportamiento que no muestra una tendencia clara.

Por otro lado, el análisis del material orgánico mostró que los sedimentos de Spratt Bight presentaron porcentajes entre 2.4 y 6.5, con mayores acumulaciones en la zona inframareal, mientras que en Sound Bay, estos porcentajes variaron entre 3.4 y 4.0. Por último, para Rocky Cay, el porcentaje de materia orgánica osciló entre 2.3 y 4.5, también con mayor acumulación en la zona inframareal.

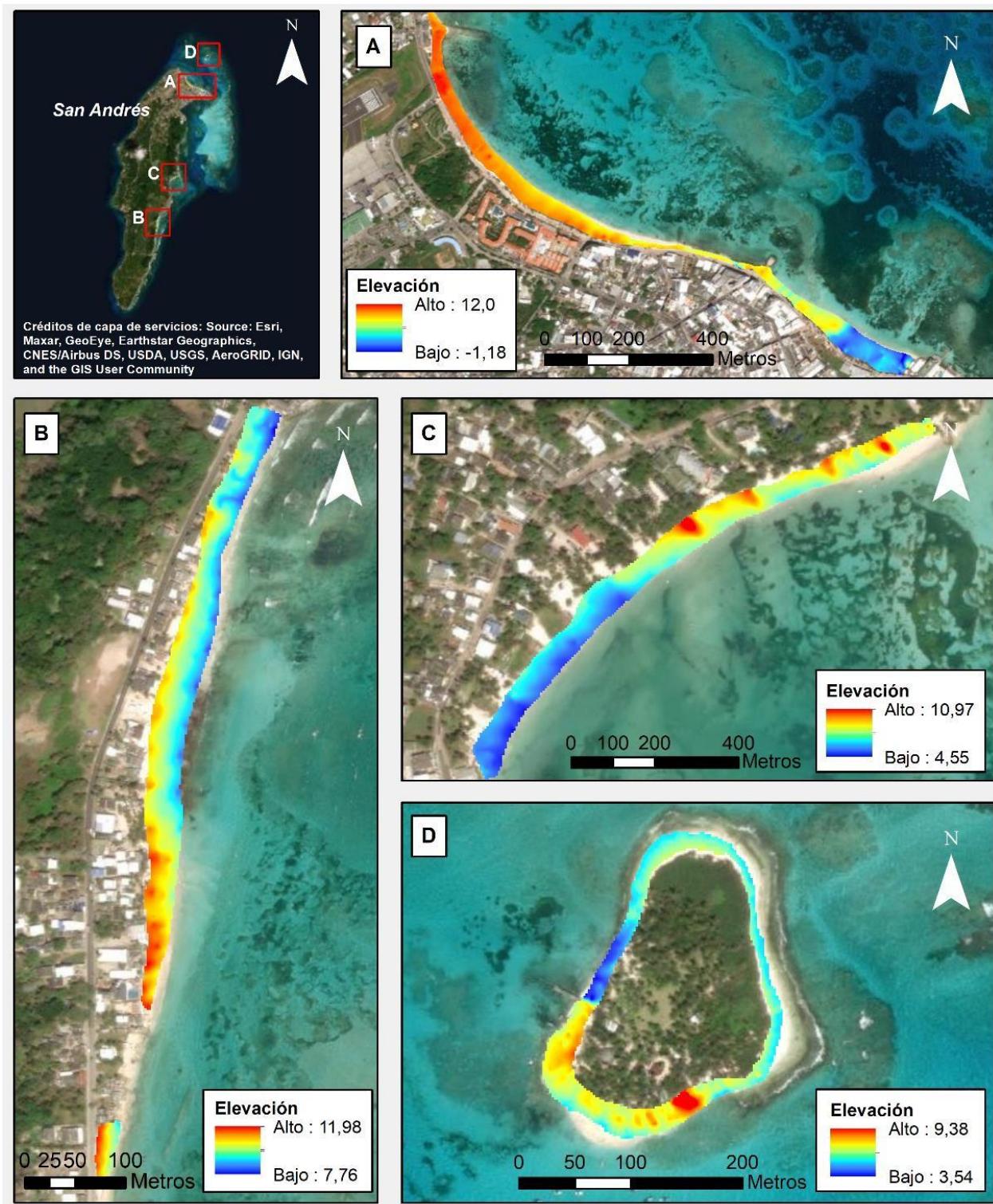


Figura 166 Modelo de Elevación Digital (DEM) de las playas de A) Spratt Bay, B) Sound Bay, C) Rocky Cay, D) Johnny Cay. Datos no corregidos a nivel del mar.

Providencia y Santa Catalina

El reconocimiento de los principales rasgos geomorfológicos en Providencia y Santa Catalina mostró la presencia de procesos erosivos en la gran mayoría de las playas (Tabla 45), siendo éstos incluso más notables que el identificado en las playas de San Andrés. Las características más comunes fueron los escarpes en la berma, acumulación de material gravoso, ausencia de material arenoso y un perfil de playas con alta pendiente, entre otros.

Tabla 45 Resumen de los principales rasgos geomorfológicos exhibidos en las playas evaluadas en la isla de Providencia.

SECTOR	PRINCIPALES RASGOS GEOMORFOLÓGICOS	FOTO
Manzanillo	Hacia la zona oeste de la playa se encontró la presencia de escarpes en la berma de mas de 50 cm, producto del oleaje. Hacia la parte central se evidenció la acumulación de gravas en la zona intermareal, y la acumulación de pastos marinos a lo largo de toda la playa.	
South West	En esta playa se evidenció un perfil suavizado, con mayor amplitud hacia la zona norte y acumulación de arenas en la parte trasera debido a la acción del viento y a la retención del sedimento por la vegetación.	
Fresh Water	Se encontró una playa constituida principalmente por material gravoso (guijarros), con una alta pendiente (~40°), poca amplitud (< 7m), y con un pequeño depósito de arenas hacia el sur, remanente de la playa existente en el sector.	

En cuanto a la distribución del sedimento, los DEM mostraron que en Manzanillo la mayor acumulación de sedimentos se presentó hacia el sector noreste (Figura 167A), en South West hacia el sur (Figura 167B), en Fresh Water hacia el norte (Figura 167C), mientras que en Fort Bay la playa presentó un perfil muy suavizado, con mayores elevaciones en la parte trasera (Figura 167D).

Sedimentológicamente, los análisis evidenciaron que para Spratt Bight los sedimentos se caracterizaron principalmente por presentar tamaños de granos arenosos, desde arenas finas hasta gruesas, con un aumento en abundancia de los sedimentos más finos y una disminución de los

gruesos desde la zona supramareal hacia la zona inframareal (INVEMAR, 2023). Para Sound Bay se encontró que las fracciones más representativas fueron las de arenas finas y arenas medias, y mostraron un comportamiento similar al de Spratt Bight. Por último, en Rocky Cay, las fracciones con mayor abundancia fueron las arenas finas, medias y gruesas, con un comportamiento que no muestra una tendencia clara. Por otro lado, el análisis del material orgánico mostró que los sedimentos de Spratt Bight presentaron porcentajes entre 2.4 y 6.5, con mayores acumulaciones en la zona inframareal, mientras que en Sound Bay, estos porcentajes variaron entre 3.4 y 4.0. Por último, para Rocky Cay, el porcentaje de materia orgánica osciló entre 2.3 y 4.5, también con mayor acumulación en la zona inframareal.

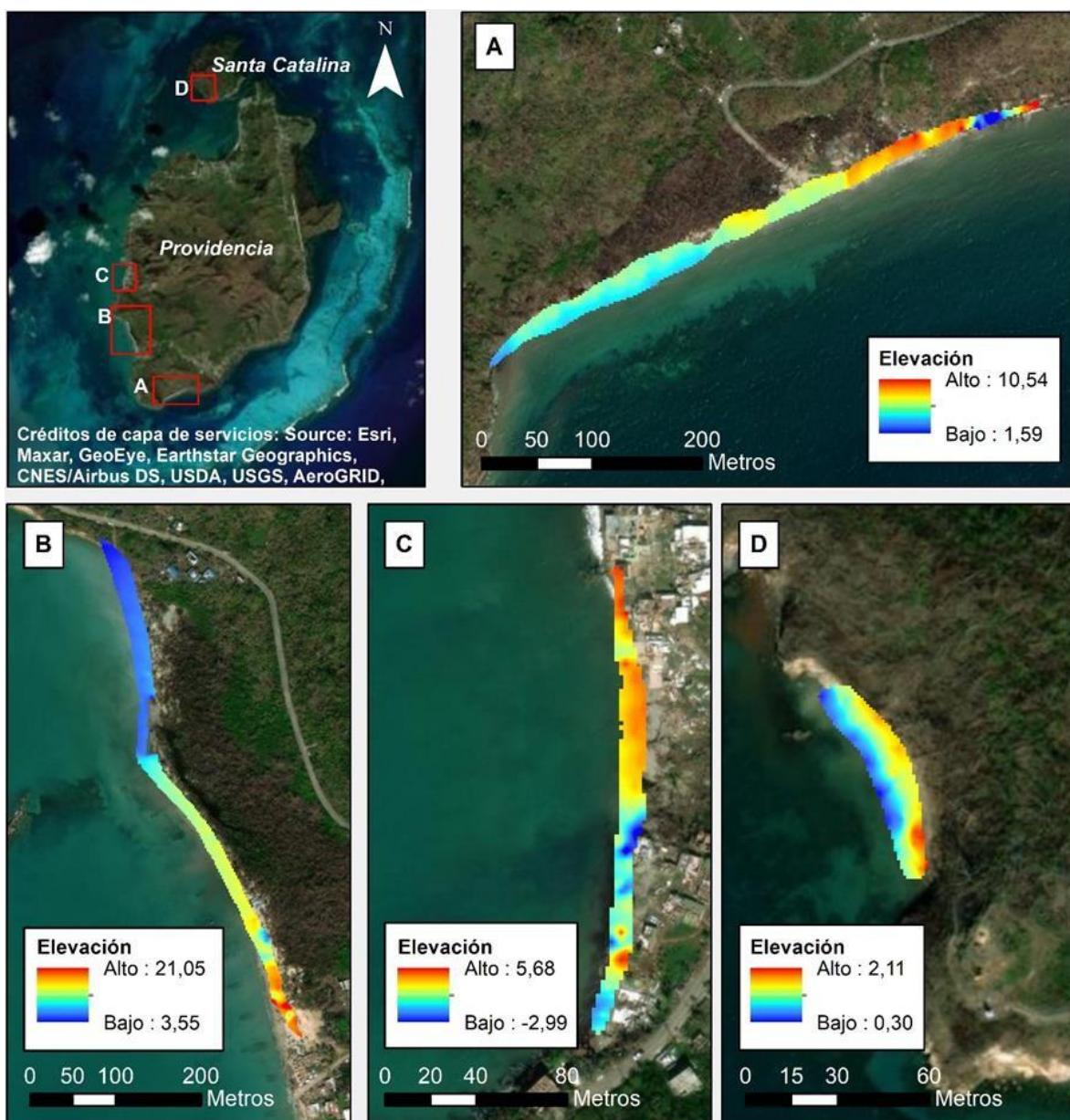


Figura 167 Modelos de Elevación Digital (DEM) de la Isla de Providencia y Santa Catalina. A) playa de Manzanillo. B) Playa de South West C) Playa de Fresh Water bay. D) Playa de Fort Bay. Datos no corregidos a nivel del mar.

El reconocimiento de los rasgos geomorfológicos en las playas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina evidenció la presencia de características propias de playas deterioradas y que han perdido importantes volúmenes de sedimentos, sumado a los reportes históricos de procesos erosivos, que provoca principalmente la perdida de cobertura del ecosistema. Si bien se identificaron estos rasgos índices de mal estado, no se evidenciaron mayores afectaciones causadas por el paso del huracán Julia, puesto el ecosistema ya viene en deterioro desde hace mucho tiempo, además, no se cuenta con una base de información lo suficientemente cercana al evento para poder realizar una comparación.

Basura marina

Como parte de la evaluación de impactos causados en la isla de San Andrés por el el paso del huracán Julia, se evaluó la presencia de macro residuos que pudieron haber llegado a los ecosistemas de manglar, para lo cual se realizaron recorridos en los manglares de Sound Bay, Smith Channel, Ensenada del Cove, Cocoplum, Salt Creek y Old Point (Tabla 46). En los recorridos realizados con personal técnico de CORALINA e INVEMAR, se evidenció la llegade basura marina a las costas del sector sureste de la Isla de San Andrés por las corrientes producidas por el el huracán Julia la cual fue removida por la comunidad y acopiada al borde de la carretera en playas de San Luis, Sound Bay, Charquitos, Bahía Sardina y Johnny Cay (Tabla 47). Según la comunidad, los residuos sólidos removidos y acopiados al borde de la carretera, fueron recogidos posteriormente por la Empresa prestadora del servicio público de aseo Trashbusters.

Tabla 46. Observación en campo de la presencia de basura marina en los manglares del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina producto del paso del Huracán Julia

SECTOR	OBSERVACIONES	FOTO
Sound Bay	No se observó presencia de macro basura relacionada con el paso del Huracán Julia. Los residuos sólidos dispersos que se observaron al borde del ecosistema de manglar, pueden estar relacionados con el desarrollo de actividades domésticas en la zona.	
Smith Channel	No se observó presencia de basura marina por causa del huracán Julia.	

SECTOR	OBSERVACIONES	FOTO
Ensenada del Cove	No se observó presencia de basura marina por causa del Huracán Julia. Sin embargo, se identificó un sector con alta acumulación de basura marina. Se recomienda desarrollar jornadas de limpieza con la comunidad del sector. Se indica, por parte de gente de la comunidad que en la zona aún hay presencia de residuos sólidos atribuidos al paso del Huracán Iota	
Cocoplum	No se observó presencia de basura marina por causa del Huracán Julia. Sin embargo, se evidencia la presencia de acumulación de residuos sólidos relacionados con el desarrollo de actividades antrópicas.	
Salt Creek	No se observó presencia de basura marina por causa del huracán Julia.	
Bahía Hooker – Old Point	No se observó presencia de basura marina por causa del huracán Julia. De acuerdo con funcionarios del parque, la mayor acumulación de basura marina se encuentra en la zona de manglar que presenta mayor influencia marina.	

Tabla 47. Observación en campo de la presencia de basura marina en las playas del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina producto del paso del Huracán Julia

SECTOR	TIPO DE PLAYA	OBSERVACIONES	FOTO
Bahía Sardina 1	Urbana	Playa con alta afluencia turística. Diariamente se desarrollan actividades de limpieza por la empresa prestadora del servicio público de aseo. Se evidenció la presencia y acumulación de sargazo, en especial al costado oeste, lo cual está relacionado con las corrientes marinas	
Bahía Sardina 2	Urbana	Playa con alta afluencia turística. Diariamente se desarrollan actividades de limpieza por la empresa prestadora del servicio público de aseo. Se evidenció la presencia y acumulación de sargazo.	
Sound Bay	Rural	Playa con actividad turística mayormente concentrado al costado sur donde hay presencia de hoteles y servicio de restaurante. No se evidenció la presencia de macro residuos relacionados con el paso del huracán Julia. Playa con acumulación de sargazo. En el costado norte de la playa, se evidenció la presencia de un punto con alta acumulación de basura marina.	
Johny Cay	Rural	Durante los recorridos con la funcionaria de CORALINA, se evidenció que las actividades turísticas se concentran al costado sur del Cayo y no se evidenció presencia de macro basura relacionada con el huracán.	

SECTOR	TIPO DE PLAYA	OBSERVACIONES	FOTO
Playa Charquitos	Rural	No se evidenció presencia de macrobasura asociada al paso del huracán Julia. Sin embargo, en la zona de transición de la playa se apreció acumulación de basura marina principalmente plástica.	

En relación con el reporte de jornadas de extracción de basura marina en ecosistemas de playa y manglar en la isla de San Andrés, personal del INVEMAR apoyó al personal del programa de Limpieza de Playas de la Secretaría de Servicios Públicos y Medio Ambiente de la Gobernación del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Durante las actividades de limpieza, INVEMAR brindó recomendaciones técnicas para la recolección de diferentes tipos de residuos sólidos en playas, reporte de cantidad de basura recolectada e importancia de la articulación estratégica para el aprovechamiento de los residuos sólidos recolectados.



Figura 168. (A) Pesaje de basura marina recolectada durante las actividades de limpieza con el programa de limpieza de playas de la Secretaría de Servicios Públicos y Medio Ambiente (B). Presentación de la EER adelantada por el INVEMAR y apoyo y recomendaciones técnicas en relación a la recolección de basura marina.

Durante las jornadas, adelantadas en el sector sureste de la isla de San Andrés, se recolectaron en total 408,2 Kg de basura marina (Figura 168). Estos residuos fueron dispuestos para ser recolectados por la empresa prestadora del servicio público de aseo Trashbusters. En relación con la remoción del sargazo acumulado en la zona de playa, se identificó que este se encuentra mezclado junto con basura marina y es enterrado de manera manual en la zona de la playa (Figura 169).

Finalmente, en un trabajo conjunto realizado entre funcionarios de CORALINA, Guardaparques del Parque Regional de Mangle Old Point y el INVEMAR, se desarrolló una jornada de limpieza para la recolección de residuos sólidos en los manglares del parque en el sector Maracaná, barrio Obrero. Durante esta jornada fueron retirados del manglar aproximadamente 218,5 Kg de residuos sólidos, los cuales estuvieron compuestos en su mayoría por envases de vidrio (Figura 170).



Figura 169. Actividades de limpieza y remoción de sargazo durante las jornadas de limpieza de playas llevadas a cabo en el sector de San Luis.



Figura 170. (A) Guardaparques del Parque Regional de Mangle Old Point en la jornada de limpieza. (B). Residuos Sólidos recolectados durante la jornada de limpieza adelantada

CAPÍTULO VIII

AVANCES EN LAS ESTIMACIONES DE CARBONO AZUL EN LA ZONA COSTERA COLOMBIANA



Núcleo de 50 cm de sedimento. Parcela 6 Parque Regional Natural Boca de Guacamaya.

INTRODUCCIÓN

Se entiende como carbono azul, al carbono acumulado en ecosistemas de manglares, marismas y pastos marinos; en el suelo, la biomasa aérea viva (hojas, ramas, tallos), la biomasa subterránea viva (raíces) y la biomasa muerta (detritos y madera muerta) (Howard *et al.*, 2014). Dichos ecosistemas ofrecen numerosos beneficios y servicios (Saenger, 2002b). Muchos de estos, fundamentales para la adaptación y la resiliencia ante el cambio climático en zonas costeras, lo que incluye la protección contra marejadas y el aumento del nivel del mar, la prevención de la erosión a lo largo de las costas, la regulación de la calidad del agua en zonas costeras, el reciclaje de nutrientes, la retención de sedimentos, la provisión de hábitat para diversas especies marinas en peligro y de importancia comercial, y la seguridad alimentaria para muchas comunidades costeras en todo el mundo (Robertson & Alongi, 1992; Hogarth, 1999; Beck *et al.*, 2001; Kathiresan & Bingham, 2001; Saenger, 2002; Mumby, 2006; Barbier *et al.*, 2011; Cullen-Unsworth & Unsworth, 2013).

Los ecosistemas de carbono azul también contribuyen a mitigar el cambio climático, secuestrando y almacenando importantes cantidades de carbono, de la atmósfera y los océanos (Bouillon *et al.*, 2008; Kennedy *et al.*, 2010; Donato *et al.*, 2011; Mcleod *et al.*, 2011; Lavery *et al.*, 2013). A diferencia de los ecosistemas terrestres, el carbono secuestrado en los suelos costeros puede ser considerablemente mayor y puede quedar atrapado por períodos muy largos (siglos a miles de años), dando lugar a existencias de carbono de gran tamaño (Duarte *et al.*, 2005).

Colombia por su privilegiada ubicación geográfica, cuenta con aproximadamente 263.000 ha de manglares y 67.000 ha de pastos marinos que cuentan con normativas, programas y medidas de manejo para mejorar su conservación; sin embargo, están expuestos a muchas presiones que denotan la necesidad de aumentar esfuerzos para lograr su gestión efectiva. En este sentido, se han venido adelantando investigaciones para estimar los contenidos de carbono azul en estos dos ecosistemas, los resultados se constituyen en insumo para promover el ordenamiento y gestión marino y costera en consonancia con la política nacional existente y los compromisos internacionales en materia de cambio climático.

POTENCIAL DE CARBONO AZUL EN COLOMBIA

En los últimos años Invemar se ha encargado de realizar la investigación básica y aplicada en ecosistemas de manglares y pastos marinos, donde se han llevado a cabo importantes esfuerzos para medir contenidos de carbono en la costa Caribe y Pacífica. A la fecha, se han desarrollado mediciones de los contenidos de carbono azul en manglares en los departamentos de Córdoba, Valle del Cauca, Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina y Sucre (Figura 171); así como contenidos de carbono azul en pastos marinos en la zona costera de La Guajira y la Isla de San Andrés (Figura 172). Estos esfuerzos se han dado gracias a la cooperación de proyectos como el Diseño e implementación del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP) de Colombia (Proyecto COL75241, PIMS # 3997) y Manglares, Pastos Marinos y Comunidades locales (MAPCO): Desarrollo e intercambio de experiencias de la gestión integral de la biodiversidad y sus servicios en la región Caribe (UE ENV/2016/380 526) en alianza con las autoridades ambientales, organizaciones o fundaciones y empresas privadas que apoyan en la conservación y uso sostenible del medio

ambiente como Conservación Internacional (CI), Fundación Omacha, Fundación Natura, Carbono & Bosques, South Pole, APPLE, etc.

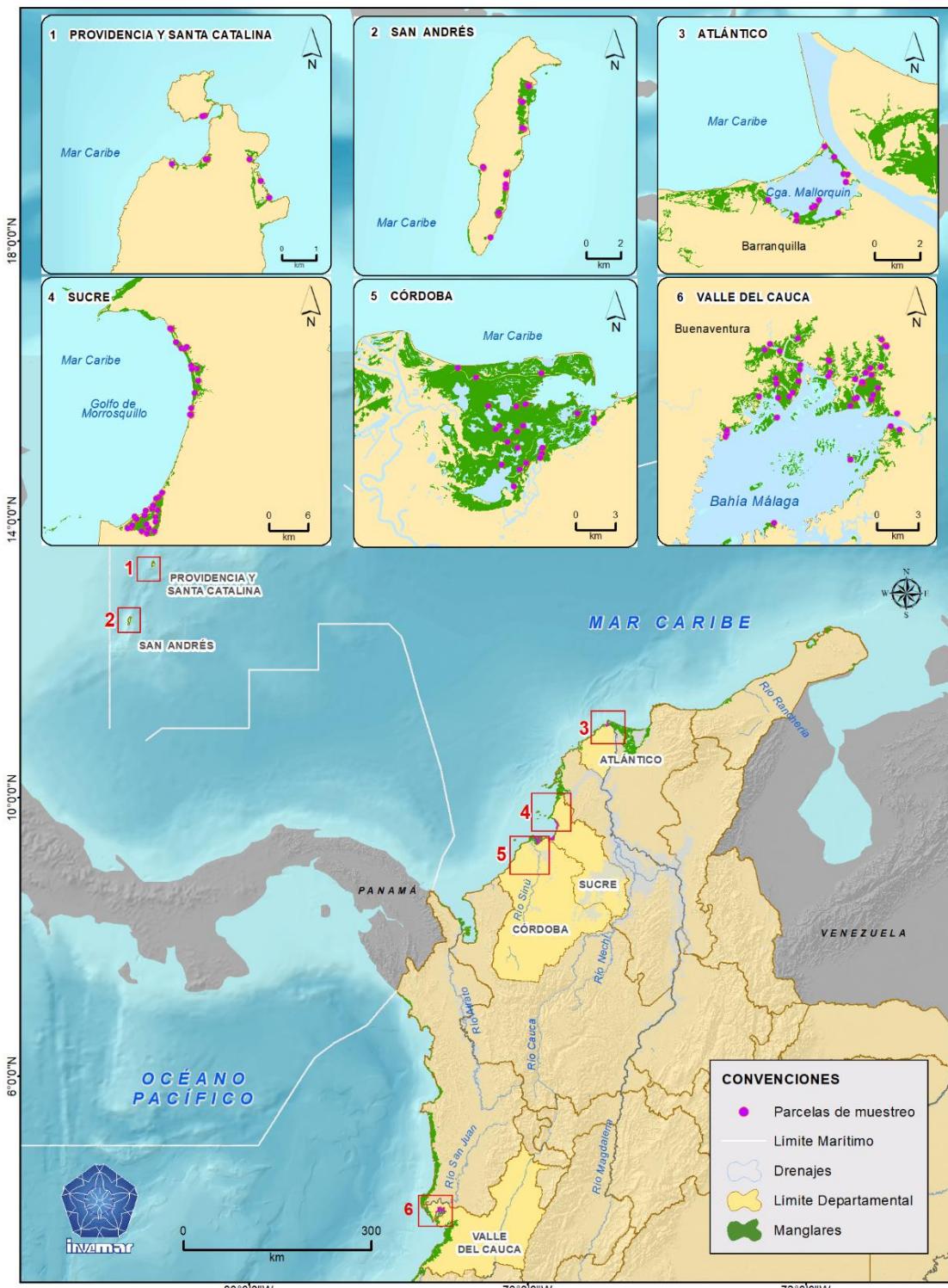


Figura 171. Áreas de manglar donde se han realizado estimaciones de carbono azul: Providencia y Santa Catalina, San Andrés, Atlántico, Sucre, Córdoba y Valle del Cauca. Elaborado por: LabSis-INVEMAR.

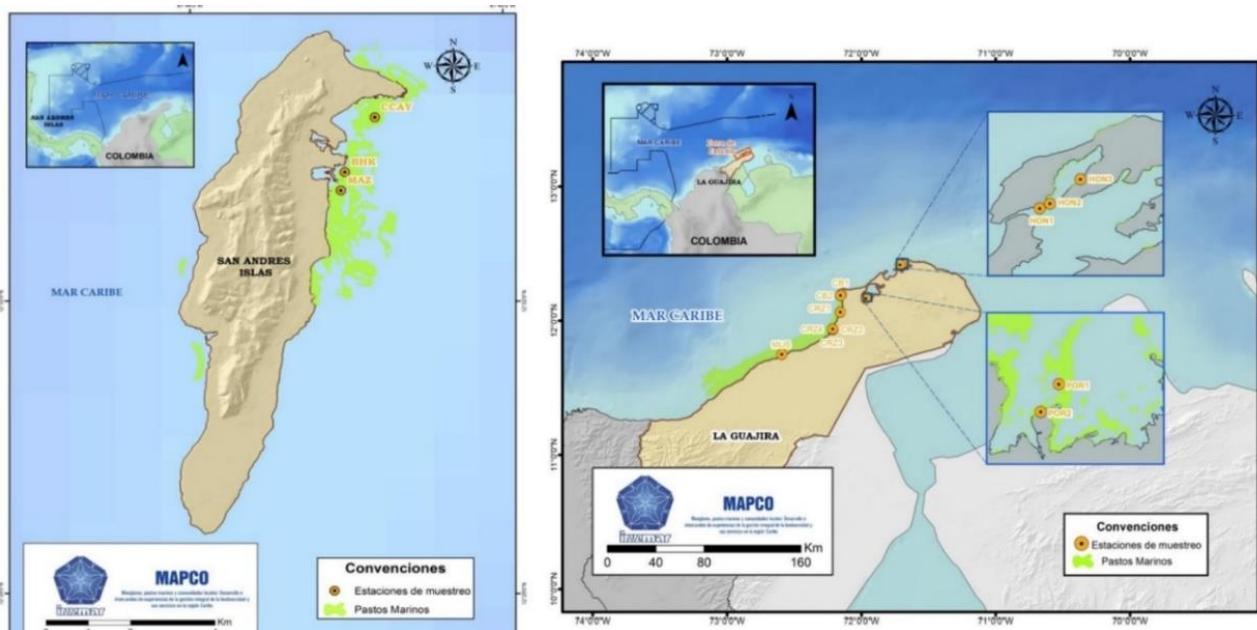


Figura 172. Áreas de pastos marinos donde se ha realizado estimaciones de carbono azul: San Andrés y La Guajira.
Fuente: Proyecto MAPCO (INVEMAR-Fundación Natura, 2019).

En manglares el carbono azul se mide en tres compartimentos principales; biomasa aérea, necromasa y suelos (Figura 173), para cada uno se siguió la metodología recomendada por Yepes et al., 2011; Kauffman y Donato, 2011 y Cambell y Henshall, 1991.



Figura 173. Manglares: Medición de diámetro a la altura del pecho (DAP)- biomasa aérea (izq). Fragmentos caídos de madera y arboles muertos en pie- necromasa (cen). Muestra de suelo recuperado hasta 50 cm (der)). **Fuente:** Archivo INVEMAR.

En pastos el carbono el carbono azul se mide en las hojas, raíces, tallo, rizomas y suelo, utilizando la metodología general relacionada por Fourqurean *et al.*, 2014 y Sanchez *et al.*, 2012 (Figura 174)

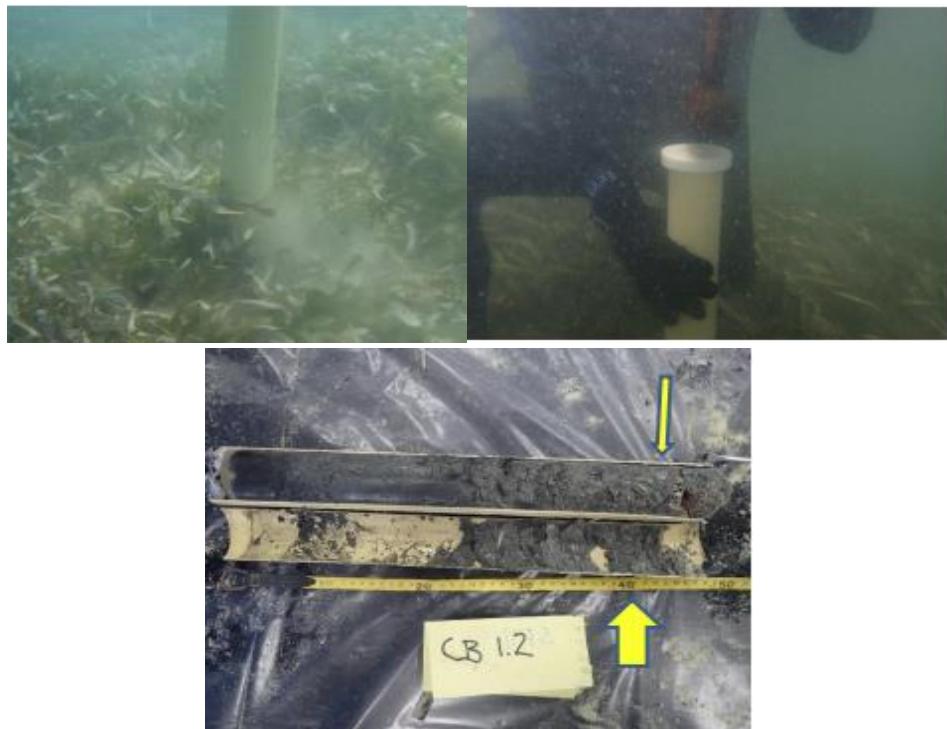


Figura 174. Pastos marinos: obtención muestra de suelo (Izq). Nuecleador (cen). Núcleo extraído con muestra de suelo (der). Fuente: Informe MAPCO (INVEMAR-Fundación Natura 2019).

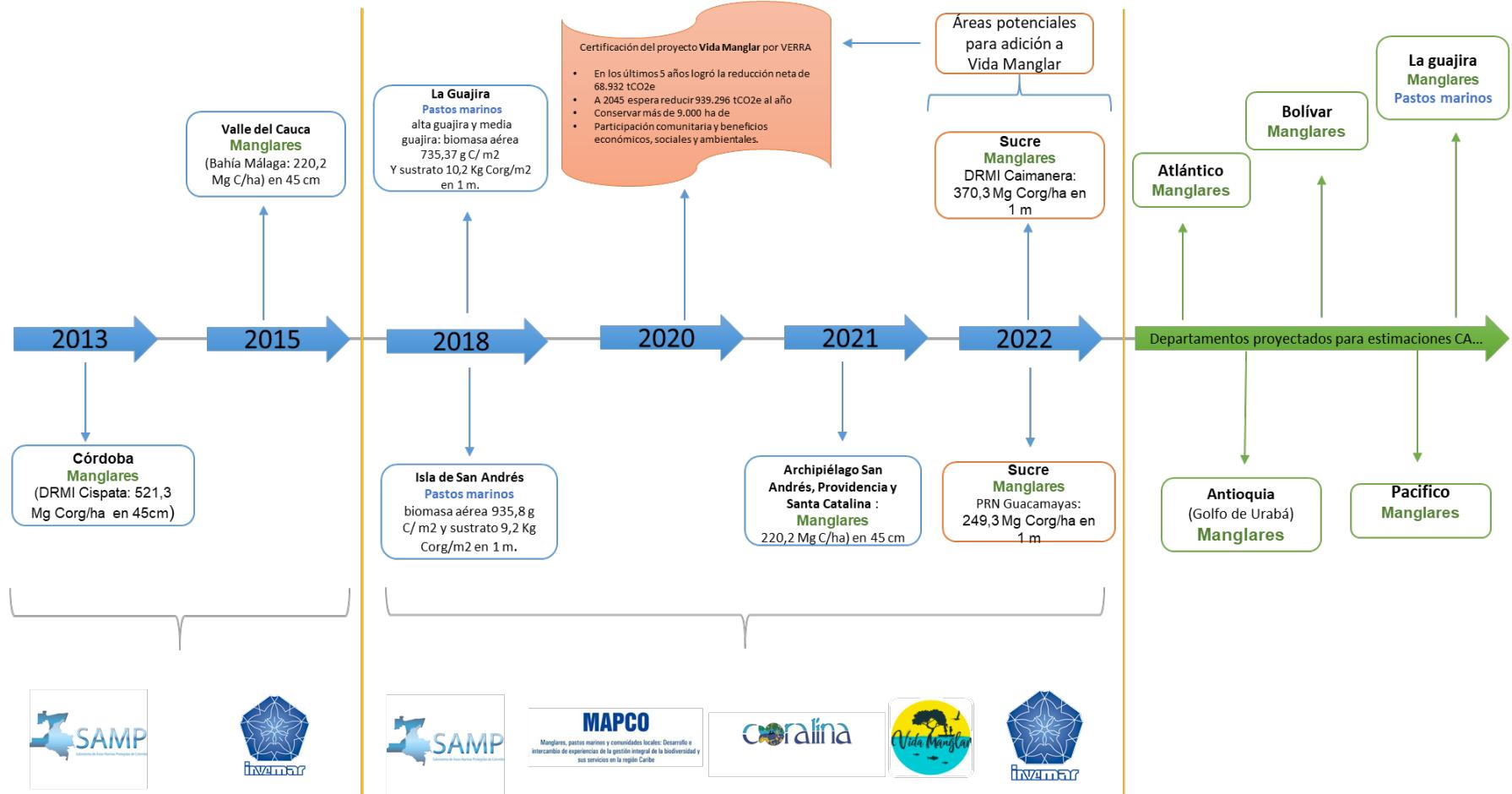


Figura 175. Línea de tiempo de las investigaciones en Carbono azul para manglares y pastos marinos. Fuente: Elaboración propia.

Los resultados de los diferentes estudios de carbono azul en manglares demuestran diferencias en los contenidos de Corg en todos los casos de acuerdo con cada componente (biomasa aérea, suelos y necromasa), siendo en el suelo donde se concentra el mayor contenido de Corg (73%).

Los manglares en el Distrito Regional de Manejo Integrado (DRMI) Cispatá, La Balsa y Tinajones presentan las mayores cantidades de carbono almacenado en los suelos con un promedio de 427,9 \pm 94 Mg C/ha, seguido de los manglares de la isla de San Andrés (320 \pm 92 Mg C/ha), luego los de Sucre en el DRMI Caimanera (269 \pm 23,9 Mg C/ha), seguidos por los manglares del Parque Natural Regional (PNR) Guacamayas (181 \pm 23,8 Mg C/ha), luego Bahía Malaga en el Valle del cauca (142,1 \pm 1,52 Mg C/ha) y por ultimo las islas de Providencia y Santa Catalina (122 \pm 39 Mg C/ha) (

Tabla 48).

Tabla 48. Carbono orgánico (Mg/ha) almacenado en la biomasa aérea (Ba), necromasa (Ne) y árboles muertos en pie (AMP) en las localidades de muestreo de manglares en Colombia.

DEPARTAMENTO	LOCALIDAD	COMPONENTE	C _{org} (Mg C/ha)
Valle del Cauca	Bahía Málaga	Ba	71,9
		Su	142,1 \pm 1,52
		Ne	6,3 \pm 5,5
Archipiélago	San Andrés	Ba	118,5 \pm 24,5
		Su	320 \pm 92
		Ne+AMP	8,3 \pm 2,8
	Providencia Y Santa Catalina	Ba	8,9 \pm 3,2
		Su	122 \pm 39
		Ne+AMP	42 \pm 14
Córdoba	DRMI Cispatá	Ba	64,9 \pm 4,95
		Su	427 \pm 94
		Ne+AMP	12,1
Sucre (Golfo de Morrosquillo)	DMI Caimanera	Ba	93,5 \pm 25,9
		Su	269 \pm 23,9
		Ne+AMP	8,69 \pm 3,7
	PNR Guacamayas	Ba	61,2 \pm 8,8
		Su	181 \pm 23,8
		Ne+AMP	7,0 \pm 3,4

Así mismo los valores de Corg en pastos marinos, se reporta para la isla de San Andrés (935,8 g C/m²) y La Guajira (735,37 g C/m²). El carbono orgánico (Corg) presente en la biomasa total reportó un promedio de 78,9 \pm 31,9 g C/m², valor que supera el promedio mundial de 25,2 \pm 4,8 g C m-2 reportado por Fourqurean *et al.* (2012), lo cual podría indicar áreas con gran potencial de acumulación de dióxido de carbono CO₂ en el país.

Tabla 49. Carbono orgánico (g C/m²) almacenado en la biomasa aérea (Ba) en las localidades de muestreo de pastos marinos en Colombia.

DEPARTAMENTO	COMPONENTE	C _{org}
San Andrés	Ba	935,8 g C/m ²
	Sus	9,2 Kg C/m ²
La Guajira	Ba	735,37 g C/m ²
	Sus	10,2 Kg C/m ²

Los resultados de estas investigaciones, demuestran la importancia de los manglares y pastos marinos en la mitigación y adaptación del cambio climático. Así mismo, son un insumo fundamental para el ordenamiento y gestión marino y costera. Ejemplo de ello, es el proyecto “**Vida Manglar**”, que se estructuró a partir de la información generada en el año 2013 y con el cual se busca reducir 939.296 tCO₂e al año 2045, incentivando la conservación de más de 9.000 ha de manglar, a través de la participación comunitaria y generando beneficios económicos, sociales y ambientales de largo plazo.

Es de resaltar que el proyecto **Vida Manglar** es el primer proyecto carbono azul desarrollado en Colombia, certificado por el estándar internacional VERRA (INVEMAR, 2021f). Entre 2015-2018 logró una reducción neta de 68.932 tCO₂e que corresponden a bonos de carbono emitidos y vendidos en el mercado voluntario. Esto se ha constituido en una oportunidad tanto para promover la conservación de los ecosistemas y sus servicios frente a la mitigación y adaptación al cambio climático, como para la sostenibilidad financiera, garantizando recursos económicos por la venta de bonos de carbono que financian actividades para el plan de manejo de las áreas marinas protegidas regionales y coadyuvando a fortalecer la gobernanza local.

La información generada sobre el carbono azul en Colombia es una herramienta clave para la gestión y ordenamiento de áreas marinas protegidas en coherencia con las políticas públicas nacionales (Plan Nacional de Desarrollo y Plan nacional de cambio climático), normatividad vigente (Resolución 2724 de 2017 para el ordenamiento de los pastos marinos, Ley 2243 de 2022 para la protección de manglares y Ley 2169 para la acción climática) y la gestión que se requerirá para que puedan ser conservadas aportando a la mitigación del cambio climático y en apoyo a los compromisos internacionales como Objetivos de Desarrollo Sostenible (13 y 14), Metas Aichi (4, 10, 11 y 14) y metas para la Contribuciones nacionalmente determinadas (27, 28 y 29) en el marco del Acuerdo de París, entre otros.

LITERATURA CITADA

- Accoroni, S., T. Romagnoli, S. Pichierri y T. Totti. 2016. Effects of the bloom of harmful benthic dinoflagellate *Ostreopsis cf. ovata* on the microphytobenthos community in the northern Adriatic Sea. *Harmful Algae* 55: 179-190.
- Acosta, E. P. 2012. Caracterización espacial y temporal de la estructura de la comunidad fitoplanctónica y su correlación con algunas variables ambientales locales en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis de grado. Universidad Industrial de Santander. Bucaramanga. 134 p.
- Acosta-Chaparro, A., C. E. Gómez, R. Navas-Camacho, S. Millán-Cortés, A. Abril-Howard, P. Montoya-Maya, V. Posada, A. Alegría-Ortega y A. Caicedo González. 2021. Evaluación del estado de los arrecifes coralinos en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina posterior al paso del huracán Iota en el marco de la operación cangrejo negro Fase II. INVEMAR-CORALINA. Santa Marta, 47 p.
- Acosta-Coley, I., Duran-Izquierdo, M., Rodriguez-Cavallom E., Mercado-Camargo, J., Mendez-Cuadro, D., Olivero-Verbel, J. 2019. Quantification of microplastics along the Caribbean Coastline of Colombia: pollution profile and biological effects on *Caenorhabditis elegans*. *Marine Pollution Bulletin*, 146:574–583. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.084>
- Adame, M. F., J. B. Kauffman, I. Medina, J. N. Gamboa, O. Torres, J. P. Caamal, M. Reza y J. A. Herrera-Silveira. 2013. Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the Mexican Caribbean. *PLoS ONE* 8(2): e56569. doi:10.1371/journal.pone.0056569.
- Agardy, M. 1994. Advances in marine conservation: the role of marine protected areas. *Trends in Ecology & Evolution*, 9(7), 267-270.
- Alongi, D. M. 2008. Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 76(1): 1-13.
- Alongi, D. M. 2009. The energetics of mangrove forests. Springer Netherlands. 215 p.
- Alongi, D. M. 2012. Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon Management*, 3(3): 313-322.
- Alonso, D., H. Barbosa, M. Duque, I. Gil, M. Morales, S. Navarrete, M. Nieto, A. Ramírez, G. Sanclemente y J. Vásquez. 2015. Conceptualización del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas en Colombia. Documento de Trabajo (Versión 1.0). Proyecto COL75241 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 No 80, Santa Marta. 80 p.
- Alva-Basurto, J. y J. Arias-González, J. 2015. Arrecifes de coral, servicios ecosistémicos y cambio climático. *La Jornada Ecológica*, 199, 5-6.
- Álvarez, R. 1997. Primer caso de ciguatera en el Caribe colombiano por *Sorciola zonata* (Mitchill, 1815) (Pisces: Carangidae). *Biomédica*, 17: 67-68.
- Alvarez-Filip, L., N. Estrada-Saldívar, E. Pérez-Cervantes, A. Molina-Hernández and F. J. GonzálezBarrios. 2019. A rapid spread of the stony coral tissue loss disease outbreak in the

- mexican caribbean a rapid spread of the stonycoral tissue loss disease outbreak in the Mexican Caribbean. PeerJ 7: e8069. doi: 10.7717/peerj.8069
- Álvarez-León, R., E. Carbonó-De la Hoz, W. A. Troncoso-Olivo, O. Casas-Monroy y P. Reyes-Forero. 2004. La vegetación Terrestre, Eurihalina y dulceacuícola de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta. 77-96. En: Garay, J., J. Restrepo, O. Casas, O. Solano y F. Newmark(eds.). 2004. Los manglares de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta: pasado, presente y futuro. INVEMAR –serie de publicaciones especiales No. 11. Santa Marta. 236 p.
- An, T., Winshell, J., Scorzetti, G., Fell, J. W. & Rein, K. R. 2010. Identification of okadaic production in the marine dinoflagellate *Prorocentrum rhathymum* from Florida Bay. Toxicon, 55:563-657.
- Andrade, C. A. 2001. Las corrientes superficiales en la cuenca de Colombia observadas con boyas de deriva. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 25(96), 321336.
- Andrade, C. A. 2015. Oceanografía dinámica de la cuenca de Colombia. Cartagena de indias: Alpha Editores. ISBN: 978-958-99964-7-8.
- Aqualabo. 2015. ODEON ® Advanced Digital Meter - Reliability, simplicity and flexibility. 1-4. www.aqualabo.fr
- Avendaño, J., A. Rodríguez y I. Gómez. 2019. Servicios ecosistémicos marinos y costeros de Colombia. Énfasis en manglares y pastos marinos. MAPCO. Santa Marta. 33 p.
- Banco de la República – Banrep. 2017. Evolución socioeconómica de la región Caribe colombiana entre 1997 y 2017. Documentos de Trabajo sobre Economía Regional y Urbana. Cartagena. 79 p.
- Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C. & Silliman, B.R. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. Ecological Monographs, 81, 169–193.
- Barrientos, N. S., & Mosquera, W. A. 2019. Modulación a la circulación oceánica en el golfo de Urabá por la ocurrencia de eventos atmosféricos de baja y alta frecuencia. Tesis de grado, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia, Turbo. Tomado de <https://hdl.handle.net/10495/17039>
- Batra, B., Sharma, D., Bose, D., Parthasarthy, V., Sarkar, A. 2023. Chapter 3 - Implications of bioprospecting marine diversity and sustainable production of bioactive compounds, in: Kim, S.-K., Shin, K.-H., Venkatesan, J. (Eds.), Marine Antioxidants. Academic Press, pp. 27–43. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-323-95086-2.00013-8>
- Beck, M.W., Heck, K.L., Able, K.W., Childers, D.L., Eggleston, D.B., Gillanders, B.M. et al. 2001. The Identification, conservation, and Management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates A better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. Bioscience, 51, 633–641.
- Beeden, R., Maynard, J., Puotinen, M., Marshall, P., Dryden, J., Goldberg, J., & Williams, G. 2015. Impacts and recovery from severe tropical cyclone Yasi on the Great Barrier Reef. PloS one, 10(4), e0121272.
- Beentje, H., S. O. Bandeira, J. Williamson, J. Moat, R. Frith y K. Royal. 2007. Field guide to the mangrove trees of Africa and Madagascar. Royal Botanic Gardens, Kew. 91 p.

- Björk, M., F. Short, E. Mcleod & S. Beer. 2008. Managing seagrasses for resilience to climate change (No. 3). Iucn.
- Blanco-Libreros, J. F. y K. Ramírez-Ruiz. 2021. Threatened mangroves in the anthropocene: Habitat fragmentation in urban coastalscapes of *Pelliciera* spp. (Tetrameristaceae) in northern South America. *Frontiers in Marine Science*, 8: 1-15 (Article 670354). DOI: 10.3389/fmars.2021.670354
- Blanco-Libreros, J. F., E. A. Estrada-Urrea, R. J. Perez-Montalvo, et al. 2015. Anthropogenic influences on the landscape of *Pelliciera rhizophorae* (F. Tetrameristaceae) southern-most Caribbean population (Turbo City, Colombia). *Revista de Biología Tropical*, 63(4): 927-942.
- Bode, G. 1973. Carbon and carbonate analyses, leg 15. En: Terence Edgar, N. (Ed.), *Initial Reports of the Deep-Sea Drilling Project*, vol. 15. U.S. Government PrintingOffice, Washington, pp. 1129.
- Borbón M. E. 2015. Asociación entre la temperatura ambiental y temperatura superficial del mar sobre sobre la aparición de casos de ciguatera en los departamentos de San Andrés y Providencia. Tesis Universidad Distrital Francisco José de Caldas.
- Bouillon, S., Borges, A.V., Castaneda-Moya, E., Diele, K., Dittmar, T., Duke, N.C. et al. 2008. Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles*, 22.
- Brandt, M. E y J.W. McManus. 2009. Dynamics and impact of the coral disease White plague: insights from a simulation model. *Dis. Aquat. Org.* Vol. 87: 117-133.
- Brankart, J. M., Candille, G., Garnier, F., Calone, C., Melet, A., Bouttier, P. A., ... & Verron, J. 2015. A generic approach to explicit simulation of uncertainty in the NEMO ocean model. *Geoscientific Model Development*, 8(5), 1285-1297.
- Brown, E., Colling, A., Park, D., Phillips, J., Rothery, D., & Wright, J. 2001. *Ocean Circulation second edition*. Butterworth-Heinemann: Elsevier Ltd
- Bruña, J. G., Carbó-Gorosabel, A., Estrada, P. L., Muñoz-Martín, A., Ten Brink, U. S., Ballesteros, M. G. Y Pazos, A. 2014. Morphostructure at the junction between the Beata ridge and the Greater Antilles island arc (offshore Hispaniola southern slope). *Tectonophysics*, 618. 138-163 p.
- Burke, L., K. Reytar, M. Spalding and A. Perry. 2011. *Reef at Risk revisited*. Washington D. C.: WorldResources Institute. The Nature Conservancy (TNC), the World Fish Center, the International Coral Reef Action Network (ICRAN), the United Nations Environment Programme – World Conservation Monitoring Centre (UNEP-WCMC), and the Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN). Washington, D.C. 130 p.
- Burkhard, B. y J. Maes. (Eds.). 2017. *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, Sofia, Bulgaria.
- Cadavid, B.C., P.A. Bautista, L.F. Espinosa, A.J. Hoyos, A.M. Malagón, D. Mármol, A.M. Orjuela, J.P. Parra, L.V. Perdomo, M. Rueda, C.A. Villamil y E.A. Viloria. 2011. 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. INVEMAR. Informe Técnico Final. Santa Marta 127 p.+ anexos.

- Caicedo-Laurido, A. L.; Muñoz-Ordóñez, C. C.; Iriarte-Sánchez, J. D.; Gutiérrez-Moreno, M. A.; Rojas-Bedoya, E. J.; Quintero-Paz, K. D. 2020. Capítulo III – Aproximación a la variabilidad estacional e interanual de las condiciones oceanográficas en la Cuenca Pacífica Colombiana. En Compilación Oceanográfica de la Cuenca Pacífica Colombiana II. (Pp. 100-133). Dirección General Marítima. Bogotá, D. C. Editorial Dimar.
- Caillaud, A., de la Iglesia, P., Campas, M., Elandaloussi, L., Fernández, M., Mohammad-Noor, N., Andree, K. & Diogene, J. 2010. Evidence of okadaic acid production in a cultured strain of the marine dinoflagellate *Prorocentrum rhathymum* from Malaysia. *Toxicon*, 55:633-637.
- Cairns, S.D. 1999. Species richness of recent Scleractinia. *Atoll Research Bulletin*, 459: 1–12.
- Calderón-Sáenz E. 1982. Hallazgo de *Pelliciera rhizophorae* Triana & Planchon (Theaceae) en la costa del Atlántico, con observaciones taxonómicas y biogeográficas preliminares. *Acta Biológica Colombiana*, 1: 99-110.
- Calderón-Sáenz E. 1983. Hallazgo de *Pelliciera rhizophorae* Triana & Planchon (Theaceae) en la costa del Atlántico, con observaciones taxonómicas y biogeográficas preliminares. *Boletín, Museo del Mar, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano*, 11: 100-111.
- Calderón-Sáenz, E. 1984. Occurrence of the mangrove *Pelliciera rhizophorae* Triana & Planchon, on the Caribbean coast of Colombia with biogeographical notes. *Bull. Mar. Sci.*, 35: 105-110.
- Cannicci, S., Burrows, D., Fratini, S., Smith III, T.J., Offenberg, J., Dahdouh y Guebas, F. 2008. Faunistic impact on vegetation structure and ecosystem function in mangrove forests: A review. *Aquat. Bot.* 89, 186–200.
- CARDIQUE, CARSUCRE, CODECHOCO, CORALINA, CORPAMAG, CORPOGUAJIRA, CORPONARIÑO, CORPOURABA, CRA, CRC, CVC, CVS, INVEMAR, MADS, PNN. 2016. Plan de Acción del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas - SAMP 2016-2023: Lineamientos para su consolidación en el marco de los Subsistemas Regionales de Áreas Protegidas del Pacífico y del Caribe. Editado por: A. P. Zamora-Bornachera. 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 # 85, Santa Marta. 60 p.
- Carella, F., A., Mangoni, O., DiCioccio, D., Urciuolo, G., De Vico, G., Zingone, A., 2015. Quantitative histopathology of the Mediterranean mussel (*Mytilus Galloprovincialis*) exposed to the harmful dinoflagellate *Ostreopsis cf. ovata*. *J. Invertebr. Pathol.* 127. 130-140.
- Carreño, L. A., y E. Mera. 2008. Intoxicación alimentaria, Informe Colombia. En: Mancera-Pineda J. E. (Ed.). IOC Regional Science Planning Workshop on Harmful Algal Blooms in IOCARIBE ANCA IV. San Andrés Isla, Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe, 81 pp.
- Carvajal-Arenas, L. C., Torrado, L., Mann, P., Y English, J. 2020. Basin modeling of Late Cretaceous/Mio-Pliocene (.) petroleum system of the deep-water eastern Colombian Basin and South Caribbean Deformed Belt. *Marine and Petroleum Geology*, 121, 104511.
- Case, J.E., Macdonald, W.D. Y Fox, P.J. 1990. Caribbean crustal provinces; seismic and gravity evidence. In: Dengo, G., Case, J.E. (Eds.). *The Geology of North America. The Caribbean Region*, H. Geol. Soc. Am. Boulder, Colorado. 15–36 pp.

- Castaña-Isaza, J., Newball, R., Roach, B., y Lau, W. W. 2015. Valuing beaches to develop payment for ecosystem services schemes in Colombia's Seaflower marine protected area. *Ecosystem Services*, 11: 22-31.
- Castillo-Cárdenas, M. F., F. Díaz-González, I. Ceron-Souza, et al. 2015. Jumping a geographic barrier: diversification of the mangrove species *Pelliciera rhizophorae* (Tetrameristaceae) across the Central American Isthmus. *Tree Genet Genomes*, 11: 61.
- Castillo-Viana. M.J., T. Córdoba-Meza, P. Obando-Madera y L.J. Vivas-Aguas. 2022. Metodología de la operación estadística índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM. Versión 3. Santa Marta. 90 p.
- CCO, 2017. Política nacional del océano y de los espacios costeros (PNOEC). Comisión Colombiana del Océano, Bogotá, Colombia.
- CCO, 2022. Decenio de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible 2021-2030 [WWW Document]. URL <https://cco.gov.co/decenio-de-las-ciencias-oceanicas-para-el-desarrollo-sostenible-2021-2030.html> (accessed 1.1.23).
- Celis, J. S. y J. E. Mancera-Pineda. 2015. Análisis histórico de la incidencia de ciguatera en las islas del Caribe durante 31 años: 1980 – 2010. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 44: 7-32.
- CEPAL (Comisión Económica para América Latina y el Caribe). 2011. Efectos del cambio climático en la costa de América Latina y el Caribe: Dinámicas, tendencias y variabilidad climática. Naciones Unidas, Gobierno de España e IH Cantabria. 265 p.
- Chassagnet, E. P., Hurlburt, H. E., Smedstad, O. M., Halliwell, G. R., Hogan, P. J., Wallcraft, A. J., ... & Bleck, R. (2007). The HYCOM (hybrid coordinate ocean model) data assimilative system. *Journal of Marine Systems*, 65(1-4), 60-83.
- Chmura, G. L., S. C. Anisfield, D. C. Cahoon y J. C. Lynch. 2003. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 17(4), p. 1111.
- Ciminiello, P., C. Dell'Aversano, E. Dellolacovo, E. Fattorusso, M. Forino, L. Tartaglione, G. Benedettini, M. Onorari, F. Serena, C. Battocchi, S. Casavianca y A. Penna. 2014. First finding of *Ostreopsis cf. ovata* toxins in marine aerosols. *Environ. Sci. Technol.* 48(6): 3532-3540.
- Ciminiello, P., C. Dell'Aversano, E. Dellolacovo, E. Fattorusso, M. Forino, L. Tartaglione, G. Benedettini, M. Onorari, F. Serena, C. Battocchi, S. Casavianca y A. Penna. 2014. First finding of *Ostreopsis cf. ovata* toxins in marine aerosols. *Environ. Sci. Technol.* 48(6): 3532-3540.
- Ciminiello, P., Dell'Aversano, C., Fattorusso, E., Forino, M., Tartaglione, L., Grillo, C., et al., 2008. LC-MS/MS and HRMS/MS data demonstrated the presence of putative palytoxin and the novel ovatoxin-a in plankton collected during the Ligurian 2006 toxic outbreak. *J. Am. Soc. Mass Spectrom.* 19, 111-120. doi:10.1021/ac060250j
- Ciminiello, P., Dell'Aversano, C., Fattorusso, E., Forino, M., Tartaglione, L., Grillo, C., et al., 2008. LC-MS/MS and HRMS/MS data demonstrated the presence of putative palytoxin and the novel ovatoxin-a in plankton collected during the Ligurian 2006 toxic outbreak. *J. Am. Soc. Mass Spectrom.* 19, 111-120. doi:10.1021/ac060250j

- Coca-Domínguez, O., C. Ricaurte-Villota, D.F. Morales-Giraldo y K. Luna. (2019). Estado de las playas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (2015-2019). Santa Marta, INVEMAR. Serie de Publicaciones Generales No. 108. INVEMAR-CORALINA, Santa Marta, 48 p.
- Cohen-Shacham, E., Walters, G., Janzen, C., & Maginnis, S. 2016. Nature-based solutions to address global societal challenges. IUCN: Gland, Switzerland, 97, 2016-2036.
- Comba González, N.B., Corredor Niño, A.N., López Kleine, L., Montoya Castaño, D. (2021). Temporal Changes of the Epiphytic Bacteria Community From the Marine Macroalga *Ulva lactuca* (Santa Marta , Colombian - Caribbean). Curr. Microbiol. 78, 534–543. <https://doi.org/10.1007/s00284-020-02302-x>
- Conferencia da Yakarta. 1995. Conferencia de las partes en el convenio sobre la diversidad biológica. Segunda reunión Yakarta, 6 a 17 de noviembre de 1995
- Congreso de la Republica de Colombia. 2011. Ley No. 1450 de 2011. "Por la cual se expide el Plan Nacional de Desarrollo, 2010-2014". Bogotá, D.C. 90 p.
- CONPES. 2011. Política para el desarrollo comercial de la biotecnología a partir del uso sostenible de la biodiversidad. No. 3697. 36 p.
- Correa-Ramirez, M., Rodriguez-Santana, Á., Ricaurte-Villota, C., & Paramo, J. 2020. The Southern Caribbean upwelling system off Colombia: Water masses and mixing processes. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers, 155, 103145.
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg K.E., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P.C. y Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. Ecological economics, 25(1), 3-15.
- Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., ... Grasso, M. (2017). Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? Ecosystem Services, 28, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>.
- Cronberg, G., y H. Annodotter. 2006. Manual on aquatic cyanobacteria: A photo guide and synopsis of their toxicology. Denmark International Society for the Study of Harmful Algae and United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. 105p.
- Cronberg, G., y H. Annodotter. 2006. Manual on aquatic cyanobacteria: A photo guide and synopsis of their toxicology. Denmark International Society for the Study of Harmful Algae and United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. 105p.
- Croquer A. and E. Weil. 2009. Changes in Caribbean coral disease prevalence after the 2005 bleaching event. Dis Aquat Org. 87: 33–43
- Cullen-Unsworth, L. & Unsworth, R. 2013. Seagrass meadows, ecosystem services, and sustainability. Environment: Science and Policy for Sustainable Development, 55, 14–28.
- Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible Johannesburgo (Sudáfrica), 26 de agosto a 4 de septiembre de 2002. Publicación de las Naciones Unidas Número de venta: S.03.II.A.1 ISBN 92-1-304231-0
- DANE - Censo Nacional de Población y Vivienda CNPV 2018a. Información correspondiente a personas residentes en hogares particulares. Recuperado de: <http://www.dane.gov.co/censo/>

DANE – Departamento Administrativo Nacional de Estadística. 2018b. Proyecciones de población. Recuperado marzo de 2023 de <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/proyecciones-de-poblacion>.

DANE – Departamento Administrativo Nacional de Estadística. 2019. Cuentas nacionales departamentales: PIB por departamento. Recuperado el 10 de febrero de 2020 de <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/cuentas-nacionales/cuentas-nacionales-departamentales>.

DANE – Departamento Administrativo Nacional de Estadística. 2021. Cuentas nacionales departamentales: PIB por departamento. Recuperado marzo de 2023 de <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/cuentas-nacionales/cuentas-nacionales-departamentales>

Daza, C., Rodríguez. -Rodríguez, A; Dussan, M, 2020. Monitoreo del piloto de restauración activa del manglar en el sector noroeste de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM). Informe Técnico Final. Convenio 503 de 2019. CORPAMAG- INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta. 38 p + Anexos.

De Groot, R.S., Brander, L., Van Der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L.C., ten Brink, P., van Beukering, P. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystems services* 1 (1): 50-61.

De Groot, R.S., M.A.M. Stuip, C.M. Finlayson y N. Davidson. (2007). Valoración de humedales: Lineamientos para valorar los beneficios derivados de los servicios de los ecosistemas de humedales, Informe Técnico de Ramsar núm. 3/núm. 27 de la serie de publicaciones técnicas del CDB. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Suiza), y Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, Montreal (Canadá).

De la Torre-Castro, M., & P. Rönnbäck. 2004. Links between humans and seagrasses—an example from tropical East Africa. *Ocean & Coastal Management*, 47(7-8), 361-387.

Declaración de Rio sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo. Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo. Rio de Janeiro del 3 al 14 de junio de 1992.

Del Favero, G., S. Sosa, M. Pelin, E. D'Orlando, C. Florio, P. Lorenzon, M. Poli y A. Tubaro. 2012. Sanitary problems related to the presence of *Ostreopsis* spp. in the Mediterranean Sea: a multidisciplinary scientific approach. *Ann. Ist. Super. Sanitá.* 48: 407- 414.

Del Favero, G., S. Sosa, M. Pelin, E. D'Orlando, C. Florio, P. Lorenzon, M. Poli y A. Tubaro. 2012. Sanitary problems related to the presence of *Ostreopsis* spp. in the Mediterranean Sea: a multidisciplinary scientific approach. *Ann. Ist. Super. Sanitá.* 48: 407- 414.

DesInventar. 2015. Sistema de inventario de efectos de desastres. <http://online.desinventar.org>. Versión: 2015.033101

Devis-Morales, A., W. Schneider, R. Montoya-Sánchez y E. Rodríguez-Rubio. 2008. Monsoon-like winds reverse oceanic circulation in the Panama Bight. *J. Geophys. Res. Lett.*, 35: L20607

Díaz Merlano, J. M., L M. Barrios Suárez y D.I. Gómez-López. 2003. Las praderas de pastos marinos en Colombia: Estructura y distribución de un ecosistema estratégico. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR.

- Díaz, J. M. 2011. Una revisión sobre los manglares: Características, problemáticas y su marco jurídico. Importancia de los manglares, el daño de los efectos antropogénicos y su marco jurídico -Caso sistema lagunar de Topolobampo. *Ra Ximhai*, 7(3): 355-369.
- Díaz, J.M., L.M. Barrios, M.H. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G. H. Ospina, F. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Angel, F.A. Zapata y S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales No. 5, Santa Marta. 176 p.
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., ... Zlatanova, D. (2015). The IPBES Conceptual Framework - connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>.
- Diebold, J.B. 2009. Submarine volcanic stratigraphy and the Caribbean LIP's formational environment. In: James, K.H., Lorente, M.A., Pindell, J.L. (Eds.). *The Origin and Evolution of the Caribbean Plate*. Geological Society, London, Special Publications. 328 pp.
- Django Software Foundation. (n.d.). DjangoThe web framework for perfectionists with deadlines. | Django. Retrieved February 14, 2023, from <https://www.djangoproject.com/start/overview/>
- DNP – Departamento Nacional de Planeación. 2007. Visión Colombia II Centenario 2019. Aprovechar el territorio marino costero en forma eficiente y sostenible. Propuesta para discusión. Presidencia de la República, Bogotá D.C., Colombia. 101 p
- DNP – Departamento Nacional de Planeación. 2013. Elementos para la formulación de la política nacional de ordenamiento territorial y alcances de las directrices departamentales. Secretaría de la COT. Bogotá D.C. 29 p.
- DNP – Departamento Nacional de Planeación. 2020. Colombia potencia bioceánica sostenible 2020. Consejo nacional de política Económica y Social – CONPES 3990. Documento CONPES 3930. Bogotá. D.C. 91p.
- DNP. Departamento Nacional de Planeación . 2020. Colombia potencia bioceánica sostenible 2020. Consejo nacional de política Económica y Social – CONPES 3990. Documento CONPES 3930. 91p. Bogotá. D.C.
- Donato, D. C., J. B. Kauffman, D. Murdiyarno, S. Kurnianto, M. Stidham y M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4(5): 293–297.
- Donato, D.C., Kauffman, J.B., Murdiyarno, D., Kurnianto, S., Stidham, M. & Kanninen, M. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4, 293–297.
- Doughty, C. L., Langley, J. A., Walker, W. S., Feller, I. C., Schaub, R., & Chapman, S. K. 2016. Mangrove range expansion rapidly increases coastal wetland carbon storage. *Estuaries and Coasts*, 39(2), 385–396.
- Duarte, C.M., Middelburg, J.J. & Caraco, N. 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences*, 2, 1–8.
- Duke, N. C. 1992. Mangrove floristics and biogeography: Tropical mangrove ecosystems. Robertson A. I. y D. M. Alongi (Eds.). Washington D.C., 63-100 p.

- Duke, N. C. 2010. *Mora oleifera*. The IUCN Red List of Threatened Species, Journal of East African Natural History, <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T178858A7629292.en>. Downloaded on 18 February 2019.
- Duke, N. C. 2020. A systematic revision of the vulnerable mangrove genus *Pelliciera* (Tetrameristaceae) in equatorial America. *Blumea*, 65: 107-120. <https://doi.org/10.3767/blumea.2020.65.02.04>
- Dürkefälden, A., Hoernle, K., Hauff, F., Wartho, J. A., Van Den Bogaard, P., Y Werner, R. 1971. Age and geochemistry of the Beata Ridge: Primary formation during the main phase (~89 Ma) of the Caribbean Large Igneous Province. *Lithos*. 2009. No. 28, 69-87.
- Echeverri-Jaramillo, G., Jaramillo-Colorado, B., Junca, H., Consuegra-Mayor, C. (2019). Towards the Development of Microbial Ecotoxicology Testing Using Chlorpyrifos Contaminated Sediments and Marine Yeast Isolates as a Model. *Microorg.* 2022 10. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/microorganisms10102019>
- Edgar, N.T., Ewing, J.I. Y Hennion, J. 1971. Seismic refraction and reflection in Caribbean Sea. *Am. Assoc. Pet. Geol. Bull.* Vol, 55. 833–870 p.
- Edgar, N.T., Saunders, J.B., Bolli, H.M., Donnelly, T.W., Hay, William, Maurrasse, Florentin, Prell, W., Silva, I., Riedel, Y William, Schneidermann. 1973. Deep Sea Drilling Project Leg 15 Chapter 6 Site. No. 151, 301-39 p.
- Ehler, Ch. y F. Douvere. 2009. Marine Spatial Planning: a step-by-step approach toward ecosystembased management. Intergovernmental Oceanographic Commission - Man and the Biosphere Programme, IOC Manual and Guides No. 53, ICAM Dossier No. 6, UNESCO, París. 98 p.
- Eichbaum, W., Crosby, M., Agardy, M., & Laskin, S. 1996. The role or marine and coastal protected areas in the conservation and sustainable use of biological diversity. *Oceanography*, 9(1), 727-732.
- Ellison, A., E. Farnsworth y G. Moore. 2010. *Pelliciera rhizophorae*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T178833A7621318. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T178833A7621318.en>. Downloaded on 5 February 2021.
- Ellison, J. 2012. Climate Change Vulnerability Assessment and Adaptation Planning for Mangrove Systems. World Wildlife Fund (WWF), Washington, DC. 130 p.
- Escobar-Toledo, F., Zetina-Rejón, M. J., & Duarte, L. O. (2015). Measuring the spatial and seasonal variability of community structure and diversity of fish by-catch from tropical shrimp trawling in the Colombian Caribbean Sea. *Marine Biology Research*, 11(5), 528-539. doi:10.1080/17451000.2014.952311
- ESR; Dohan, Kathleen. 2021. Ocean Surface Current Analyses Real-time (OSCAR) Surface Currents - Near Real Time 0.25 Degree (Version 2.0). Ver. 2.0. PO. DAAC, CA, USA. Dataset accessed [2023-02-01] at <https://doi.org/10.5067/OSCAR-25N20>.

- Estrada-Saldívar, N., B. A. Quiroga-García, E. Pérez-Cervantes, O. O. Rivera-Garibay and L. AlvarezFilip. 2021. Effects of the Stony CoralTissue Loss Disease Outbreak onCoral Communities and the BenthicComposition of Cozumel Reefs. *Front. Mar. Sci.*, 8: 632777. doi: 10.3389/fmars.2021.632777.
- Etienne, H. 2019. Global Total Surface and 15m Current (COPERNICUS-GLOBCURRENT) from Altimetric Geostrophic Current and Modeled Ekman Current Processing product. EU Copernicus Marine Service Information [Data set]. Dataset accessed [2023-02-01] at <https://doi.org/10.48670/moi-00049>
- Everham, E. M. y N. V. L. Brokaw 1996. Forest damage and recovery from catastrophic wind. *Botanical Review*, 62: 113-185.
- Garzón-Ferreira, J., Reyes, M., y Rodríguez, A. 2002. Manual de Métodos del SIMAC: Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia. Santa Marta: INVEMAR. 102 p.
- Faimali, M., V. Giussani, V. Piazza, F. Garaventa, C. Corrá, V. Asnaghi, D. Privitera, L. Gallus, R. Cattaneo-Vietti, L. Mangialajo and M. Chiantore. 2012. Toxic effects of harmful benthic dinoflagellate *Ostreopsis ovata* on invertebrate and vertebrate marine organisms. *Mar. Environ. Res* 76: 97-107.
- FAO y PNUMA. 2020. El estado de los bosques del mundo 2020. Los bosques, la biodiversidad y las personas. Roma. 224 p.
- Feller, I.C. 2002. The role of herbivory by wood-boring insects in mangrove ecosystems in Belize. *Oikos* 97, 167–176.
- Ferreira, C.E.L., 2006. Sea urchins killed by toxic algae. *JMBA Glob. Mar. Environ.* 3, 22–23.
- Field, C. 1997. La restauración de ecosistemas de manglares. Ed. OIMT-Organización Internacional de Maderas Tropicales. Managua. 278 p.
- Field, C. B., M. J. Behrenfeld, J. T. Randerson y P. Falkowski. 1998. Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. *Science*. 281:237–40.
- Forsbergh, E. D. 1969. On climatology, oceanography, and fisheries of the Panama Bight: Inter-Am. Tropical Tuna Comm. Bull., v. 14, p. 49-385.
- Fourqurean, J. W., C. M. Duarte, H. Kennedy, N. Marbà, M. Holmer, M. A. Mateo, E. T. Apostolaki, G. A. Kendrick, D. Krause-Jensen and K. J. McGlathery. 2012. "Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock." *Nature Geoscience* 5(7): 505-509.
- Fourqurean, J., B. Johnson, J. B. Kauffman, H. Kennedy y C. Loveloch. 2014. Field sampling of soil carbon pools in coastal ecosystems. (39-66). En *Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes and seagrass meadow*. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA. 181 pg.
- Gaitán, J. D. 2007. Ictiotoxicismo por consumo de barracuda (*Sphyraena barracuda*) y morena manchada (*Gymnothorax moringa*) en la comunidad de pescadores artesanales de Tasajera, Caribe colombiano. *DUAZARY*, 4(2): 160-167.
- Gallitelli, M., N. Ungaro, L. M. Addante, N. G. Silver y C. Sabba. 2005. Respiratory illness as a reaction to tropical algal blooms occurring in temperate climate. *J. Am. Med. Assoc.* 293: 2599-2600.

- Garcés-Ordóñez, O., Espinosa L, Pereira R., Muniz M., 2020. Impact of tourism activity on marine litter pollution on Santa Marta beaches, Colombian Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 160: 111558. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111558>
- Garcés-Ordóñez, O., Espinosa, L. F., Costa Muniz, M., Salles Pereira, L. B. & Meigikos dos Anjos, R. 2021. Abundance, distribution, and characteristics of microplastics in coastal surface waters of the Colombian Caribbean and Pacific. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(32), 43431-43442. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13723-x>
- García, C., García-Murcia, J., & Sierra-Corra, P. C. 2017. Red de estaciones mete-oceanográficas: análisis de su gestión y sostenibilidad. In G. Bernal & A. Osorio (Eds.), SEMINARIO NACIONAL DE CIENCIAS Y TECNOLOGÍAS DEL MAR MEMORIAS 2017 (pp. 33–34).
- Garzón-Ferreira, J. and J.M. Díaz. 2003. The Caribbean coral reefs of Colombia. 275-301. En: Cortés, J. (Ed.). Latin American Coral Reefs. Elsevier Science B.V., Ámsterdam
- Gianoli, A., Hung, A., & Shiva, C. 2019. Relación entre coliformes totales y termotolerantes con factores fisicoquímicos del agua en seis playas de la bahía de Sechura-Piura 2016-2017. *Salud y Tecnología Veterinaria*, 6(2), 62.
- Gil-Agudelo, D., R. Navas-Camacho, A. Rodríguez-Ramírez, M.C. Reyes-Nivia, S. Bejarano, J. GarzónFerreira and G. W. Smith. 2009. Enfermedades coralinas y su investigación en los arrecifes colombianos. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 38 (2): 189-224.
- Gilbert, G.S., Mejía, M. y Rojas, E. 2002. Fungal diversity and plant disease in mangrove forests: salt excretion as a possible defense mechanism. *Oecologia*, 132: 278-285.
- Giri, C., E. Ochieng, L. L. Tieszen, Z. Zhu, A. Singh, T. Loveland, J. Masek y N. Duke. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20(1): 154-159.
- Girón, A., Rico, F., & Rueda, M. 2010. Evaluación experimental de dispositivos excluidores de fauna acompañante en redes de arrastre para camarón de aguas someras en el Pacífico colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 337-357.
- Giron-Montaño, A., Rueda, M., Eraso-Ordoñez, J. F., & Rodríguez-Jiménez, A. 2016. Variación interanual de la estrcutura de tallas y aspectos reproductivos del camarón pink (*Farfantepenaeus brevirostris*) en el Pacífico colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 45(2), 253 - 268.
- Gobierno de Colombia. 2020. Actualización de la Contribución Determinada a Nivel Nacional de Colombia (NDC). Comisión Intersectorial de Cambio Climático. Bogotá D.C., 112 p.
- Gómez López, D. I., S.M. Navarrete Ramírez, R. Navas Camacho, C. Díaz Sánchez, L. Muñoz Escobar, E. Galeano. 2014. Protocolo Indicador Condición Tendencia Praderas de Pastos Marinos (ICTPM). Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP).
- Gómez, Á.G., Ramos, F.A., Sinuco, D.C. 2021. Screening of volatile organic compounds from actinobacteria for the control of phytopathogen *Colletotrichum gloeosporioides*. *BIOCONTROL Sci. Technol.* 31, 1067–1079. <https://doi.org/10.1080/09583157.2021.1918635>

- Gómez-López, D. I., D. Alonso-Carvajal, C. Ricaurte-Villota y L. Espinosa Díaz. 2020. Evaluación del estado de los ambientes marinos, costeros (manglares, corales, pastos marinos, playas, calidad del agua) y oceanográficos (operación de la boya oceanográfica) en jurisdicción de la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (CORALINA). Informe Técnico Final. Convenio 001-2020. CORALINA-INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta.
- Granéli, E., Ferreira, C., Yasumoto, T., Rodrigues, E., Neves, B., 2002. Sea urchins poisoning by the benthic dinoflagellate *Ostreopsis ovata* on the Brazilian Coast. In: Steidinger, K.A. (Ed.), Book of Abstracts 10th Int Conf on Harmful Algae, 21–25. St. Pete Beach, FL, p. 113.
- Gunicorn.org. (n.d.). Gunicorn - Python WSGI HTTP Server for UNIX. Retrieved February 14, 2023, from <https://gunicorn.org/>.
- Guzmán D.; Ruíz, J. F.; Cadena M. 2014. Regionalización de Colombia según la estacionalidad de la precipitación media mensual, a través de Análisis de Componentes Principales (Acp), 54 p.
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2018). Common International Clasification of Ecosystem Services CICES V5. 1. Guidance on the Application of the Revised Structure. Fabis Consulting. Nottingham. Retrieved from www.cices.eu.
- Hallegraeff, G. M., D. M. Anderson y A. D. Cembella (Ed.). 2004. Manual on harmful marine microalgae. Monographs on Oceanographic Methodology. UNESCO Publishing, Paris. 793 p.
- Hamilton, S. E. y D. Casey. 2016. Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21). Glob. Ecol. Biogeogr., 25(6): 729-738.
- Harvell, C. D., E. Jordán-Dahlgren, S. Merkel, E. Rosenberg, L. Raymundo, G. Smith, E. Weil and B. Willis. 2007. Coral diseases, environmental drivers and the balance between corals and microbial associates. Oceanography, 20: 172–195
- Heck Jr, K. L., G. Hays & R.J. Orth. 2003. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. Marine Ecology Progress Series, 253, 123-136.
- Heredia-Tapia, A., B. O. Arredondo-Vega, E. J. Núñez-Vázques, T. Yasumoto, M. Yasuda y J. L. Ochoa. 2002. Isolation of *Prorocentrum lima* (Syn *Exuviaella lima*) and diarrhetic shellfish poisoning (DPS) risk assessment in the gulf of California, México. Toxicon 40: 1121-1127.
- Herrera Silveira, J. A., Camacho Rico, A., Pech, E., Pech, M., Ramírez Ramírez, J., y Teutli Hernández, C. 2016. Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. Terra Latinoamericana, 34(1): 61-72.
- Hidalgo-Ruz, V., D. Honorato-Zimmer, M. Gatta, P. Nuñez, I. Hinojosa y M. Thiel. 2018. Spatio-temporal variation of anthropogenic marine debris on Chilean beaches. Marine Pollution Bulletin, 126, 516-524. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.014>
- Hoernle K, Van De Bogaard P, Werner R, Lissina B, Hauff F, Alvarado G, Y Garbe-Schonberg D. 2002. Missing history (16–71 Ma) of the Galapagos Hotspot: implications for the tectonic and biological evolution of the Americas. Geology 30(9):795–798.

- Hogarth, P. 1999. *The Biology of Mangroves*. Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 228.
- Hosseini, H., Al, H.M., Siddiqui, S.A., Saadaoui, I. (2022). Marine microbial bioprospecting : Exploitation of marine biodiversity towards biotechnological applications — a review 1030–1043. <https://doi.org/10.1002/jobm.202100504>
- Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Telszewski, M., Pidgeon, E. 2014. *Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses*. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA.
- Hu T., Defreitas, A.S., Doyle, J., Jackson, D., Marr, J., Nixon, E., Pleasance, S., Qilliam, M.A., Walter, A., Wright., J.L.C. 1993. New DSP toxin derivatives isolated from toxic mussels and the dinoflagellates, *Prorocentrum lima* and *Prorocentrum concavum*. eds. T.J Smayda, and Y. Shimizu. *Toxic phytoplankton blooms in the sea*. Elsevier Scientific Publishing. Amsterdam. 507–512. Elsevier Science Publishers, New York.
- ICONTEC. 2006. NTC 5403 calidad de suelo. Determinación del carbono orgánico. Instituto Colombiano De Normas Técnicas Y Certificación. Bogotá D.C., Colombia.
- ICONTEC. 2020. Código eléctrico colombiano NTC 2050:2020.
- IDEAM – Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales. 2014. Actualización del componente meteorológico del modelo institucional del IDEAM sobre el efecto climático de los fenómenos El Niño y La Niña en Colombia, como insumo para el Atlas Climatológico. Bogotá, D. C. 134 p.
- IDEAM, IGAC, IAVH, INVEMAR, I. SINCHI E IIAP. 2007. *Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico Jhon von Neumann, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives De Andréis e Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas Sinchi. Bogotá, D. C, 276 p. + 37 hojas cartográficas.
- IDEAM, PNUD, MADS, DNP y CANCILLERÍA. 2015. *Nuevos Escenarios de Cambio Climático para Colombia 2011-2100 Herramientas Científicas para la Toma de Decisiones – Enfoque Nacional - Regional: Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático*. ISBN 978-958-8902-57-9. Bogotá, D.C. 15 p.
- IDEAM, PNUD, MADS, DNP y CANCILLERÍA. 2017. *Análisis de vulnerabilidad y riesgo por cambioclimático en Colombia*. Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático. IDEAM, PNUD, MADS, DNP, CANCILLERÍA, FMAM. Bogotá D.C., Colombia. 333 p.
- IDEAM. 2020. Comunicado Especial N° 156 Finalización Temporada de Huracanes 2020. Consultado en:
<http://www.ideam.gov.co/documents/78690/112399859/COMUNICADO+ESPECIAL+N%C2%AB0156+FINALIZACION+TEMPORADA+DE+HURACANES+2020.pdf/12563bc9-ee5c-4b56-8b38-cbda349a340c?version=1.0>

- INVEMAR y Fundación Natura. 2019. Informe Descriptivo Intermedio año 2019. Informe técnico de avance ITA-003. PRY-001-17. 129 páginas. López Rodríguez, A.P. y P.C. Sierra-Correa. (Eds). Contrato de Subvención No. EU ENV/2016/380-526.
- INVEMAR Y MINAMBIENTE. 2019a. Programa Nacional de Monitoreo del Recurso Hídrico. Componente Marino Costero. Informe Técnico Final. Actividad 3. Convenio 480-2019, Santa Marta 200 p.
- INVEMAR Y MINAMBIENTE. 2019b. Ficha técnica de indicadores del Plan Nacional de Desarrollo (PND), 2018-2022: Pacto por Colombia pacto por la equidad. Porcentaje de estaciones de monitoreo de aguas marinas con categorías aceptable y óptima calidad. Santa Marta D.T.C.H., Colombia. 3 p.
- INVEMAR, CARSUCRE y CVS. 2002. Formulación del plan de manejo integrado de la Unidad Ambiental Costera Estuarina del río Sinú y golfo de Morrosquillo, Caribe Colombiano. Fase I Caracterización y Diagnóstico. Santa Marta. 802 p
- INVEMAR. 2003. Programa holandés de asistencia para estudios en cambio climático: Colombia. Definición de la vulnerabilidad de los sistemas biogeofísicos y socioeconómicos debido a un cambio en el nivel del mar en la zona costera colombiana (Caribe continental, Caribe Insular y Pacífico) y medidas para su adaptación. VII tomos. DOI: <http://n2t.net/ark:/81239/m9wg6h>
- INVEMAR. 2010. Perfil de vulnerabilidad y propuesta de opciones de adaptación para Santa Marta en el marco de la evaluación de la vulnerabilidad por ascenso en el nivel del mar (ANM) en la zona costera del departamento del Magdalena. Santa Marta, 247 p.
- INVEMAR. 2014a. Concepto técnico sobre la mortandad de peces en la Ciénaga Grande de Santa Marta-octubre 2014. CPT-CAM-030-14. Santa Marta, 11p.
- INVEMAR. 2014b. Evaluación de la vulnerabilidad por ascenso en el nivel del mar (ANM) y propuesta de lineamientos de adaptación en las islas de San Andrés Providencia y Santa Catalina. Código: SAI-VA-003. Informe técnico final. Convenio Interadministrativo de asociación No. 003 de 2013 INVEMARCORALINA. Santa Marta. 359 p.
- INVEMAR. 2015a. Informe del Estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia. Año 2014, Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. INVEMAR, Santa Marta, Colombia. 176 p.
- INVEMAR. 2015b. Concepto técnico sobre la mortandad de peces en la Ciénaga Grande de Santa Marta (sector Tasajera), Magdalena, ocurrida en junio de 2015. CPT-CAM-0-11. Santa Marta, 14 p.
- INVEMAR. 2015c. Concepto técnico sobre la mortandad de peces en el sector Pajaral, Ciénaga Grande de Santa Marta, Magdalena, en julio de 2015. CPT-CAM-015-15. Santa Marta. 11p.
- INVEMAR. 2015d. Concepto técnico sobre mortandad de peces en la Ciénaga Grande de Santa Marta (sector Caño Grande - Pajarales), ocurrida en noviembre de 2015. CPT-CAM-022-15. Santa Marta. 13 p.

- INVEMAR. 2016. Resultados preliminares del monitoreo a la Ciénaga Grande de Santa Marta. Evaluación de variables fisicoquímicas en un período de 24 horas en el sector de Pajarales, Ciénaga Grande de Santa Marta. <http://www.invemar.org.co/-/resultados-preliminares-del-monitoreo-a-la-cienaga-grande-santa-marta>.
- INVEMAR. 2017a. Elaboración del análisis de vulnerabilidad marino costera e insular ante el cambio climático para la TCNCC. Contrato PNUD NO. 0000040357. Informe técnico final. Santa Marta. 256 pp.
- INVEMAR. 2017b. Vulnerabilidad al cambio climático y lineamientos de adaptación para el Distrito de Buenaventura. Eds: Hernández-Narváez, Romero D'Achiardi, D, Zamora-Bornachera, A., Sierra-Correa, P., Informe Técnico Final. BPIN INVEMAR-MINAMBIENTE. Santa Marta. 84 p.
- INVEMAR. 2018. Análisis de vulnerabilidad al cambio climático y lineamientos de adaptación para el municipio de Bahía Solano. Eds: Hernández-Narváez, D., Romero D., Vega, A., y Zamora, A. Informe Técnico Final. BPIN 2018. MINAMBIENTE – INVEMAR Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta. 96 p.
- INVEMAR. 2019a. Sistema de Información pesquera de Invemar (Sipein). SIAM. http://sipein.invemar.org.co/informes/captura_estimada/externos/
- INVEMAR. 2019b. Evaluación de vulnerabilidad al cambio climático y lineamientos de adaptación para el municipio de Santiago de Tolú. Eds: Hernández-Narváez, D., Romero D., Laguna, L., y Zamora, A. Informe Técnico Final. BPIN 2019. MINAMBIENTE – INVEMAR Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta. 93 p.
- INVEMAR. 2020a. Avances en el conocimiento de microalgas potencialmente nocivas y floraciones algales en Colombia. Informe Técnico Final. INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta. 39 p.
- INVEMAR. 2020b. Vulnerabilidad al cambio climático y lineamientos de adaptación para el Distrito Especial, Industrial y Portuario de Barranquilla. Eds: Hernández-Narváez, D., Romero D'Achiardi, D., Vega, A., Beltrán, J., Zamora-Bornachera, A., Sierra-Correa, P.C. Informe Técnico Final. BPIN INVEMAR 2020. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta. 90 p.
- INVEMAR. 2020c. Estado del conocimiento y vacíos en el ambiente marino y los ecosistemas marinos y costeros. 145-150 p. En: INVEMAR. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros de Colombia, 2019. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 183 p.
- INVEMAR. 2021a. 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 2020, Volumen 19. Santa Marta 193p. + Anexos.
- INVEMAR. 2021b. 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, Volumen 20. Santa Marta 178 p.

- INVEMAR. 2021c. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2020. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 268 p. Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia 2021 243
- INVEMAR. 2021d. Operación Cangrejo Negro (Pp 189 - 224). En: INVEMAR. Informe de estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2020. Serie de Publicaciones Periodicas No. 3 Santa Marta. 268 p.
- INVEMAR. 2021e. Vulnerabilidad e impactos del cambio climático y lineamientos de adaptación para el Distrito de Turbo, Antioquia. Eds: Hernández-Narváez D., Romero-D'Chardi D., Laguna-Lecompte, L., Beltrán J., Zamora, A., García C. 2021. Informe Técnico Final (ITF). BPIN INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta. 103 p.
- INVEMAR. 2021f. Final draft version of the Non-permanence risk tools for AFOLU and JNR. AFOLU project and JNR program Non-Permanence Risk Tools (NPRT) Updating – VERRA. Contract of service INVEMAR - South Pole. Santa Marta D.T.C.H., 39 p.
- INVEMAR. 2022a. Línea de costa, índice de Erosión Costera de Colombia. Fortalecimiento del sistema de operaciones estadísticas ambientales del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR. Escala 1:30.000. Programa Geociencias Marinas y Costeras.
- INVEMAR. 2022b. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2021. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 254 p.
- INVEMAR. 2022c. Sistema de Información Ambiental Marina de Colombia – SIAM. Base de datos del Sistema de Información para la Gestión de los Manglares de Colombia (SIGMA). <http://sigma.invemar.org.co>.
- INVEMAR. 2022d. Inclusión de la Adaptación Basada en Ecosistemas (AbE) en los Planes de Ordenación y Manejo Integrado de las Unidades Ambientales Costeras (POMIUAC). Eds: Hernández-Narváez, D., A. Zamora-Bornachera, P. Sierra-Corra. Informe Técnico Final. BPIN Actividad 1.2.20. Ministerio de Ambiente - INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta. 71 p.
- INVEMAR. 2022e. Análisis histórico 2001-2021 de la calidad de las aguas marinas y costeras en el Caribe y Pacífico colombianos. Obando P. y L. Espinosa (Eds). Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia – REDCAM: INVEMAR, MinAmbiente, CORALINA, CORPOGUAJIRA, CORPAMAG, CRA, CARDIQUE, CARSUCRE, CVS, CORPOURABÁ, CODECHOCÓ, CVC, CRC y CORPONARIÑO. Informe técnico 2021. Serie de Publicaciones Periódicas No. 4 del INVEMAR, Santa Marta. 208 p.
- INVEMAR. 2023. Evaluación del estado de los ecosistemas marinos (manglar, playas, corales y pastos marinos) y las condiciones ambientales en las islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina luego del paso del huracán Julia. Informe técnico final. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta. 96 pp.
- INVEMAR-Cl. 2022. Informe técnico final: Estimación de las existencias de carbono azul en ecosistema de manglar del distrito de manejo integrado Caimanera y parque natural regional Guacamayas, departamento de Sucre, Caribe colombiano. ITF Convenio No. 113085. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta. 56p + anexos.

INVEMAR-CORALINA. 2022. Estimación de las existencias de carbono azul en ecosistema de manglar del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Informe Técnico Final Convenio 001-2021. Santa Marta. 78 p.

INVEMAR-GEO. 2022. Morfodinámica de playa Salguero, evaluación de los procesos causantes de erosión costera. Informe Técnico Final. ACTIVIDAD BPIN INVEMAR. Programa Geociencias Marinas y Costeras. Santa Marta. 48 pp.

INVEMAR-MADS. 2020. Convenio MADS 534 para la formulación de un programa de acompañamiento técnico a comunidades con incidencia costera en la región Pacífica y Caribe, para la identificación de acciones y proyectos orientados a la prevención de riesgo de desastres y gestión del riesgo climático.

INVEMAR-MADS. 2022. Proyectos de eco-reducción del riesgo de desastres y adaptación al cambio climático en el municipio Nuquí y en la localidad de barú del distrito de Cartagena. Convenio interadministrativo No. 805 – 2022. MINAMBIENTE – INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta. 55 pp.

INVEMAR-MADS-Alcaldía Mayor de Cartagena de Indias-CDKN. 2012. Formulación de los lineamientos de adaptación al cambio climático en Cartagena de Indias. Proyecto Integración de la Adaptación al Cambio Climático en la Planificación Territorial y Gestión Sectorial de Cartagena de Indias. Editor: Rojas, G. X. Cartagena de Indias, Colombia. Serie de documentos especiales del Invemar, 211p.

INVEMAR-MINAMBIENTE-DIMAR-CCO. 2021. Seaflower Plus 2021: Ecosistemas marinos someros de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Roncador, Serrana y Quitasueño. Convenio Interadministrativo 628-2021 MinAmbiente-IAvH-IDEAM-Invemar. Informe Técnico Final. 112 p. + 8 anexos.

IOC-UNESCO. 2021. Taxonomic reference list of harmful algae. <http://www.marinespecies.org/hab>. Accessed on 2021-12-23.

IPCC. 2022: Summary for Policymakers [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, M. Tignor, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem (eds.)]. In: Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 3–33, doi:10.1017/9781009325844.001.

IPCC. 2019. Summary for Policymakers. In: IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate [H.- O. Pörtner, D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama and N. Weyer (eds.)]. In press.

Isaza, J.P., Sandoval-figueredo, V., Rodelo, M.C., Figueroa-Galvis, I., Muñoz-García, A., Vanegas, J. (2021). Metatranscriptomic characterization of the bacterial community of a contaminated mangrove from the Caribbean. Reg. Stud. Mar. Sci. 44, 101724. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101724>

Islebe, G. A., N. Torrescano-Valle, M. Valdez-Hernández, M. Tuz-Novelo y H. Weissberger. 2009. Efectos del impacto del huracán Dean en la vegetación del sureste de Quintana Roo, México. Foresta Veracruzana, 11(1): 1-6.

- IUCN, (2016). Definición de soluciones basadas en la naturaleza. WCC_2016_RES_069. Consultado el 03/08/2023 de: <https://portals.iucn.org/library/node/46486>
- Jaramillo, F., L. Licero, I. Åhlen, S. Manzoni, J. A. Rodríguez-Rodríguez, A. Guittard, y O. Martínez. 2018. Effects of hydroclimatic change and rehabilitation activities on salinity and mangroves in the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Wetlands*, 38(4), 755- 767.
- Jouanno, J., Sheinbaum, J., Barnier, B., Molines, J. M., & Candela, J. 2012. Seasonal and interannual modulation of the eddy kinetic energy in the Caribbean Sea. *Journal of Physical Oceanography*, 42(11), 2041-2055.
- Kathiresan, K. & Bingham, B.L. 2001. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. *Advances in marine biology*, 40, 81–251.
- Kauffman, J., C. Heider, T. Cole, K. A. Dwire y D. C. Donato. 2011. Ecosystem Carbon Stocks of Micronesian Mangrove Forests. *Wetlands*, 31: 343-352.
- Kauffman, J., D. C. Donato y M. F. Adame. 2013. Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares. Documento de Trabajo 117. CIFOR. Indonesia. 48 p.
- Kelleway, J. J., K. Cavanaugh, K. Rogers, I. C. Feller, E. Ens, C. Doughty y N. Saintilan. 2017. Review of the ecosystem service implications of mangrove encroachment into salt marshes. *Global Change Biology*, 23(10): 3967-3983.
- Kennedy, H., Beggins, J., Duarte, C.M., Fourqurean, J.W., Holmer, M., Marba, N. et al. 2010. Seagrass sediments as a global carbon sink: Isotopic constraints. *Global Biogeochemical Cycles*, 24.
- Komiyama, A., S. Havanond, W. Srisawant, Y. Mochida, K. Fujimoto, T. Ohnishi, S. Ishihara y T. Miyagi. 2000. Top / root biomass ratio of a secondary mangrove forest. *For. Ecol. Manage.* 139, 127–134.
- Komiyama, A., S. Havanond, W. Srisawant, Y. Mochida, K. Fujimoto, T. Ohnishi, S. Ishihara y T. Miyagi. 2000. Top / root biomass ratio of a secondary mangrove forest. *For. Ecol. Manage.* 139, 127–134.
- Kücklick, M. 1987. Biomasa del fitoplancton y contenido del seston en un estuario de manglar (Ciénaga Grande de Santa Marta). Tesis de Biología. Universität Stuttgart-Hohenheim. Botanisches Institut. 262 p.
- Lacambra C. L., C. P. Lozano, D. Alonso y M. Fontalvo. 2003. Amenazas naturales y antrópicas en las zonas costeras colombianas. Serie de documentos generales de INVEMAR No. 15. 74 p.
- Lavery, P., Mateo, M., Serrano, O. & Rozaimi, M. 2013. Variability in the Carbon Storage of Seagrass Habitats and Its Implications for Global Estimates of Blue Carbon Ecosystem Service. *PLoS One*, 8, e73748.
- Leal, M.C., Anaya-rojas, J.M., Munro, M.H.G., Blunt, J.W., Melian, C.J. (2020). Fifty years of capacity building in the search for new marine natural products 117, 24165–24172. <https://doi.org/10.1073/pnas.2007610117>
- Lebreton L, van der Zwet J, Damsteeg J, Slat B, Andrade A, Reisser J (2017) River plastic emissions to the world's oceans. *Nat Commun* 8:15611. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>

- Lee, O.H.K. y K.D. Hyde. 2002. Phyloplane fungi in Hong Kong mangroves: evaluation of study methods. *Mycologia* 94, 596–606.
- Legendre, L., y R. B. Rivkin. 2002. Fluxes of carbon in the upper ocean: regulation by food-web control nodes. *Mar Ecol Prog Ser.* 242:95–109.
- Leung, Yu-Fai, Spenceley, A, Hvenegaard, G, and Buckley, R, (2018). Tourism and visitor management in protected areas: Guidelines for sustainability. Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 27, Gland, Switzerland: IUCN. 120 pp.
- Leyton, L. M. y F. E. Delgado 1994. Monitoreo IV Fase Ecosistemas de Manglar. Golfo de Morrosquillo. Ecopetrol-DCC, Cúcuta.
- Litaker, R.W., M. Vandersea, M. Faust, S. Kibler, M. Chinain, M. Holmes, W. Holland y P. Tester. 2009. Taxonomy of Gambierdiscus including four new species, *Gambierdiscus caribaeus*, *Gambierdiscus carolinianus*, *Gambierdiscus carpenteri* and *Gambierdiscus ruetzleri* (Gonyaulacales, Dinophyceae). *Phycologia*, 48(5): 344–390.
- Longhurst, A., S. Sathyendranath, T. Platt y C. Caverhill. 1995. An estimate of global primary production in the ocean from satellite radiometer data. *J Plankton Res.* 17:1245–71.
- Maldonado, I., M. Hernández, J. Clavijo y G. Reyes. 1998. Geología de la Plancha 25 Fundación. Escala 1:100.000. INGEOMINAS. Bogotá. 1 p.
- Mancera, J. E., y L. A. Vidal. 1994. Florecimiento de microalgas relacionado con mortandad masiva de peces en el complejo lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Ans. Inst. Invest. Mar. Punta Betín. 23: 103-117.
- Manjarrés, L., Duarte, L. O., Altamar, J., Escobar-Toledo, F., García, C., & Cuello, F. (2008). Efectos del uso de dispositivos reductores de pesca acompañante en la pesquería de camarón del Mar Caribe de Colombia. *Ciencias Marinas*, 34(2), 223-238. doi:10.7773/cm.v34i2.1154
- Manjarrez Paba, G.M., Baldiris Ávila, R. (2021). Enterococcus Present in Marine Ecosystems and Their Potential to Degrade Azo Dyes, in: Zhang, Y., Liang, X.S. (Eds.), *Coastal Environments*. <https://doi.org/10.5772/intechopen.95439>
- Marcaillou, B., Charvis, P., Y Collot, J. Y. 2006. Structure of the Malpelo Ridge (Colombia) from seismic and gravity modelling. *Marine Geophysical Researches*, 27(4), 289-300.
- Marín, B. 2001. Establecimiento de valores indicativos del grado de contaminación de tóxicos químicos y microorganismos de origen fecal, como base para la expedición de normativas de la calidad de las aguas marinas de Colombia. Informe Técnico Final de Proyecto. 45p.
- Marshall, P.A. and A.H. Baird. 2000. Bleaching of corals on the Great Barrier Reef: Differential susceptibilities among taxa. *Coral Reefs*, 19: 155-163. Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia 2021 245
- Martínez-Osuna P, J. F., Ocampo-Torres, F. J., Gutiérrez-Loza, L., Valenzuela, E., Castro, A., Alcaraz, R., Rodríguez, C., & Ulloa, L. R. 2021. Coastal buoy data acquisition and telemetry system for monitoring oceanographic and meteorological variables in the Gulf of Mexico. *Measurement*, 183, 109841. <https://doi.org/10.1016/J.MEASUREMENT.2021.109841>
- Mauffret, A., Y Leroy, S. 1997. Seismic stratigraphy and structure of the Caribbean igneous province. *Tectonophysics*. 1997. Vol, 283; no. 1-4, 61-104 p.

- Mauffret, A., Y Leroy, S. 1999. Neogene intraplate deformation of the Caribbean plate at the Beata Ridge. En *Sedimentary basins of the world*. Elsevier. Vol. 4. 627-669 p.
- McClanahan, T. R. 2004. Coral bleaching, diseases and mortality in the western Indian Ocean. 157-176. En: Rosenberg, E. and Y. Loya (Eds) *Coral health and disease*. Springer-Verlag, Berlin
- McField, M., P. Kramer, A. Giró-Petersen, M. Soto, I. Drysdale, N. Craig and M. Rueda-Flores. 2020. 2020 Mesoamerican Reef Report Card. 36 p.
- McLeod, E., Chmura, G.L., Bouillon, S., Salm, R., Bjork, M., Duarte, C.M. et al. 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, 552-560.
- Méndez-Lugo, Ber. 2011. *Huracanes y Ciclones en Centroamerica (Hurricanes and Tropical Storms in Central America)* Compilation by Bernardo Mendez Lugo (Mexican Diplomat).
- Merlotto, A., & Bértola, G. 2008. A5. Mapa de riesgo a la erosión costera de la provincia de buenos aires.
- Millar, R., & Fryer, R. 1999. Estimating the size-selection curves of towed gears, traps, nets, and hooks. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9(1), 89-116. doi:10.1023/A:1008838220001
- Minambiente – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2015. Decreto 1076 de 2015. "Por medio del cual se expide el Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible". Bogotá D.C. 654 p
- Minambiente – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2013. Decreto 1120 de 2013. "Por el cual se reglamentan las Unidades Ambientales Costeras – UAC- y las comisiones conjuntas, se establecen las reglas de procedimiento y criterios para reglamentar la restricción de ciertas actividades en pastos marinos y se dictan otras disposiciones". Bogotá D.C. 10 p
- Minambiente e INVEMAR (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible e Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras). 2015. Avances en la investigación y el conocimiento sobre amenazas y vulnerabilidad por erosión costera y riesgo ecológico en la zona costera colombiana. 268 p.
- Ministerio de Comercio, Industria y Turismo MCIT. 2022. Plan Sectorial de Turismo 2022 – 2026. Turismo en armonía con la vida. Documento Final. Bogotá. 83p.
- Mira, J.D., S. Betancur y L.E. Urrego. 2017. Relación entre la infección por agallas, las variables estructurales y la anatomía de la madera de *Rhizophora mangle* L. en el Golfo de Urabá (Colombia). *Actu Biol.* 39: 41-56.
- MMA – Ministerio de Medio Ambiente. 2001. Política Nacional Ambiental para el desarrollo sostenible de los espacios oceánicos y las zonas costeras e insulares de Colombia. Ministerio del Medio Ambiente, Bogotá. 81 p
- Mobilis. (n.d.). Data buoys - Mobilis. Retrieved February 13. 2023, from <https://mobilis-sa.com/en/products/data-buoy/>

- Monitoring, G., & Center, F. 2019. Global ocean 1/12 physics analysis and forecast updated daily product. EU Copernicus Marine Service Information [Data set]. Dataset accessed [2023-02-01] at <https://doi.org/10.48670/moi-00016>.
- Monsalve-bustamante, Y., Rincón-valencia, S., Mejía-giraldo, J., Moreno-tirado, D., Puertas-mejía, M. (2019). Screening of the UV absorption capacity, proximal and chemical characterization of extracts , and polysaccharide fractions of the *Gracilariaopsis tenuifrons* cultivated in Colombia. *J. Appl. Pharm. Sci.* 9, 103–109. <https://doi.org/10.7324/JAPS.2019.91014>
- Montoya-Sánchez, R. A., Devis-Morales, A., Bernal, G., & Poveda, G. 2018. Seasonal and intraseasonal variability of active and quiescent upwelling events in the Guajira system, southern Caribbean Sea. *Continental Shelf Research*, 171, 97-112.
- Moore Jr, T. C., Heath, G. R., Y Kowsmann, R. O. 1973. Biogenic sediments of the Panama Basin. *The Journal of Geology*, 81(4), 458-472.
- Moore, A. M., Arango, H. G., Broquet, G., Powell, B. S., Weaver, A. T., & Zavala-Garay, J. 2011. The Regional Ocean Modeling System (ROMS) 4-dimensional variational data assimilation systems: Part I—System overview and formulation. *Progress in Oceanography*, 91(1), 34-49.
- Moreira-González, A. R., Fernandes, L. F., Uchida, H., Uesugi, A., Suzuki, T., Chomérat, N., Bilien, G., Mafra Jr, L.L., 2019. Variations in morphology, growth, and toxicity among strains of the *Prorocentrum lima* species complex isolated from Cuba and Brazil. *J. Appl. Phycol.* 31, 519–532.
- Mumby, P.J. 2006. Connectivity of reef fish between mangroves and coral reefs: algorithms for the design of marine reserves at seascapes scales. *Biological conservation*, 128, 215–222.
- Muñoz-García. L. M. 2015. Evaluación del estado fitosanitario del bosque de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Trabajo de grado (Facultad Ingeniería Ambiental). Universidad del Magdalena. 61 p.
- Murcia-Riaño, M., Ricaurte-Villota, C., Ordoñez-Zuñiga A., & Bastidas Salamanca. 2017. Capítulo 2 Región 1: Sistema de la Guajira. PP (34-47) En Ricaurte-Villota, C. y M.L. Bastidas Salamanca (Eds.). 2017. Regionalización oceanográfica: una visión dinámica del Caribe. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives De Andréis (INVEMAR). Serie de Publicaciones Especiales de INVEMAR #14. Santa Marta, Colombia 180 p.
- Murillo-Sandoval PJ, Fatoyinbo L and Simard M (2022) Mangroves Cover Change Trajectories 1984-2020: The Gradual Decrease of Mangroves in Colombia. *Front. Mar. Sci.* 9:892946. doi: 10.3389/fmars.2022.892946
- Murray-Roberts, J., A.J. Wheeler, A. Freiwald and S.D. Cairns. 2009. Cold-Water Corals. *The Biology and Geology of Deep-Sea Coral Habitats*. New York: Cambridge University Press.
- Myers, R., & Worm, B. 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature*, 280-283.
- Nakajima, I., Y. Oshima, T. Yasumoto. 1981. Toxicity of Benthic Dinoflagellates in Okinawa. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries* 47(8), 1029-1033.

- Nambiar, G.R. y Raveendran, K. 2009. Manglicolous marine fungi on Avicennia and Rhizophora along Kerala Coast (India). *Middle-East Journal of Scientific Research* 4 48–51.
- Navarrete-Ramírez, S. M. y A. M. Rodríguez-Rincón. (2014). Protocolo Indicador Condición Tendencia Bosques de Manglar (ICTBM). Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP). Invemar, GEF y PNUD. Serie de Publicaciones Generales del Invemar No. 67, Santa Marta. 40 p.
- Navarrete-Ramírez, S. M. y A. M. Rodríguez-Rincón. 2014. Protocolo Indicador Condición Tendencia Bosques de Manglar (ICTBM). Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP). Invemar, GEF y PNUD. Serie de Publicaciones Generales del Invemar No. 67, Santa Marta. 40 p.
- Navas-Camacho R., D.L. Gil-Agudelo, A. Rodríguez-Ramírez, M.C. Reyes-Nivia and J. Garzón-Ferreira. 2010A. Coral diseases and bleaching on Colombian Caribbean coral reefs. *Rev. Biol. Trop.*, 58 (suplem 1): 95-106.
- Navas-Camacho, R., A. Rodríguez-Ramírez and M.C. Reyes-Nivia. 2010B. Agents of coral mortality on reef formations of the Colombian Pacific. *Rev. Biol. Trop.*, 58 (Suppl. 1): 133-138.
- NGINX. (n.d.). Advanced Load Balancer, Web Server, & Reverse Proxy - NGINX. Retrieved February 14, 2023, from <https://www.nginx.com/>
- ONU. 1992. Convenio sobre la Diversidad Biológica. Disponible en: <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf>
- Ordoñez, A., Murcia, M., Márquez V., Correa, C., Morales, D., Bastidas, M., Briceño, F., y Ricaurte, C. 2018. Dinámica atmosférica, oceanográfica y geosférica en la zona del bloque de exploración COL10. En Estudio técnico ambiental de línea base en el área de evaluación COL10, extremo norte del Caribe colombiano. pp. 39-91.
- Orfila, A., Urbano-Latorre, C. P., Sayol, J. M., Gonzalez-Montes, S., Caceres-Euse, A., Hernández-Carrasco, I., & Muñoz, Á. G. 2021. On the impact of the Caribbean counter current in the Guajira upwelling system. *Frontiers in Marine Science*, 8, 626823.
- Ortíz, J. 2007. Huracanes y tormentas tropicales en el mar Caribe colombiano desde 1900. *Boletín Científico CIOH*. No 25. 54-60. 10.26640/01200542.
- Ortíz, J.C., y Conde, M. 2022. El huracán que pasó sobre la Isla de San Andrés en 1911. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales*. 46. 795-806. 10.18257/raccefyn.1743.
- Ortíz-Reyes A., K. Robles-López, L.E. Urrego-Giraldo y M. Romero-Tabarez. 2018. Diversidad e interacciones biológicas en el ecosistema de manglar. *Rev. Cienc.* 22(2):111-127.
- Osorio, J.A., M.J. Wingfield, y J. Roux, 2016: A review of factors associated with decline and death of 36 mangroves, with particular reference to fungal pathogens. *South African Journal of Botany*, 103, 37 295-301.
- Osorno, A., A. S. Rojas-Aguirre, S. Herrera-Fajardo y J. A. Pacheco-Garzón. 2021. Evaluación del estado de los manglares en la isla de San Andrés post ETA e IOTA en el marco de la Operación

- Cangrejo Negro. Informe Técnico final. Instituto De Investigaciones Marinas Y Costeras “José Benito Vives De Andreis”-INVEMAR, Santa Marta, Colombia. 65 p.
- Osorno, A., A. S. Rojas-Aguirre, S. Herrera-Fajardo y J. A. Pacheco-Garzón. (2021). Evaluación del estado de los manglares en la isla de San Andrés post ETA e IOTA en el marco de la Operación Cangrejo Negro. Informe Técnico final. Instituto De Investigaciones Marinas Y Costeras “José Benito Vives De Andreis”-INVEMAR, Santa Marta, Colombia. 65 p.
- Ospino-Sepulveda L.J., C. García-Valencia, D. C. Romero-D`Achiardi, J. J. Pizarro-Pertúz, D. M. Hernández-Narváez y A. P. Zamora-Bornachera. 2020. Los espacios oceánicos y zonas costeras e insulares de Colombia. (Pp. 18-28). En: INVEMAR. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2019. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 183 p.
- Page, S. E., J. O. Rieley, y C. J. Banks. 2010. Global and regional importance of the tropical peatland carbon pool. *Global Change Biology* 17: 798- 818.
- Paramo, J., & Saint-Paul, U. 2010. Morphological differentiation of Southern Pink shrimp *Farfantepenaeus notialis* in Colombian Caribbean Sea. *Aquatic Living Resources*, 23(1), 95 - 101.
- Páramo, J., Correa, N., & Egurrola, E. 2006. Dinámica de la pesquería del camarón de aguas someras (*Farfantepenaeus notialis*) (Pérez-Farfante, 1967) en el Caribe colombiano. Santa Marta: INCODER.
- Páramo, J., Perez, D., & Wolff, M. 2014. Reproducción del camarón rosado *Farfantepenaeus notialis* (Decapoda: Penaeidae) en el Caribe colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 62(2), 513 - 521.
- Pearce, I., Handlinger, H. J., and Hallegraeff, G. H. 2005. Histopathology in Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) spat caused by the dinoflagellate *Prorocentrum rhathymum*. *Harmful Algae* 4, 61-74. doi: 10.1016/j.hal.2003.11.002
- Pendleton, L., D.C. Donato, B.C. Murray, S. Crooks, W.A. Jenkins, S. Sifleet & A. Baldera. 2012. Estimating global “blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems.
- Perdomo-Trujillo, L. V., J. E. Mancera-Pineda, J. H. Medina-Calderón, D. A. Sánchez-Núñez y M. L. Schnetter. 2021. Effect of restoration actions on organic carbon pools in the Lagoon-Delta Ciénaga Grande de Santa Marta, colombian Caribbean. *Water*, 13: 1297.
- Perdomo-Trujillo, L. V., J. E. Mancera-Pineda, J. H. Medina-Calderón, D. A. Sánchez-Núñez y M. L. Schnetter. 2021. Effect of restoration actions on organic carbon pools in the Lagoon-Delta Ciénaga Grande de Santa Marta, colombian Caribbean. *Water*, 13: 1297.
- Pérez, L. G., Ferrer, J. J., Bermejo, Á. I., Mejía, Y. K., Romero, G. F., y Álvarez-Silva, Ó. 2022. Advances in the study of coastal processes in the continental Colombian Caribbean coast. *Regional Studies in Marine Science*. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102209>.
- Perez, R. C., Foltz, G. R., Lumpkin, R., Wei, J., Voss, K. J., Ondrusek, M., Wang, M., & Bourassa, M. A. 2023. Oceanographic buoys: Providing ocean data to assess the accuracy of variables derived from satellite measurements. *Field Measurements for Passive Environmental*

- Remote Sensing: Instrumentation, Intensive Campaigns, and Satellite Applications, 79–100.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823953-7.00022-8>
- Petticrew, M., & Roberts, H. 2006. Systematic Reviews in the Social Sciences. A Practical Guide. Blackwell Publishing.
- Picard, N., Henry, M., Mortier, F., Trotta, C., & Saint-André, L. 2012. Using Bayesian model averaging to predict tree aboveground biomass in tropical moist forests. *Forest Science*, 58(1), 15–23.
- Pickering, C., Grignon, J., Steven, R., Guitart, D., & Byrne, J. (2015). Publishing not perishing : how research students transition from novice to knowledgeable using systematic quantitative literature reviews. *Studies in Higher Education*, 40(10), 1756–1769. <https://doi.org/10.1080/03075079.2014.914907>.
- PNUMA Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. 2021. De la contaminación a la solución: Una evaluación global de la basura marina y la contaminación por plásticos. 44p. Nairobi.https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/36965/POLSOLSum_SP.pdf
- Porter, J., P. Dustan, W. Jaap, K. Patterson, V. Kosmyrin, O. Meier, M. Patterson and M. Parsons. 2001. Patterns of spread of coral disease in the Florida Keys. *Hydrobiologia*, 460: 1–24.
- Prahl, H. von y H. Erhardt. 1985. Colombia: corales y arrecifes coralinos. FEN COLOMBIA, Bogotá, 295 p.
- Posada, B. O.; D. Morales-G. y W. Henao P. 2011. Diagnóstico de la erosión costera del territorio insular colombiano, INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales No. 24, Santa Marta. 112 páginas.
- Posada, B.O. & Henao, W. 2008. Diagnóstico de la erosión en la zona costera del Caribe colombiano. Serie Publicaciones Especiales No. 13. Santa Marta, Colombia.
- Posada, B.O., Henao, W. y Guzman, G. 2009. Diagnóstico de la erosión y sedimentación en la zona costera del Pacifico colombiano. INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales No. 17, Santa Santa Marta, Colombia.
- Poveda, G., y Mesa, O. J. 1996. Las fases extremas del fenómeno ENSO (El Niño y La Niña) y su influencia sobre la hidrología de Colombia. Ingeniería Hidráulica en México. Vol XI, Núm. 1. p-21-37.
- Premoli Silva, I. Y Bolli, H.M. 1973. Late cretaceous to Eocene planktonic foraminifera and stratigraphy of the leg 15 sites in the Caribbean sea. En: In: Terence Edgar, N. (Ed.), Initial Reports of the Deep-Sea Drilling Project 15. U.S. Government Printing Office, Washington. 499–547 p.
- Principe P., P. Bradley, S. Yee, W. Fisher, E. Johnson, P. Allen and D. Campbell. 2011. Quantifying Coral Reef Ecosystem Services. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Research Triangle Park, NC. 147 p.
- Quiroz-lobo, Y., Santafé-Patiño, G., Quirós-Rodríguez, J.A. (2022). Bioactividad e identificación de los ácidos grasos de la esponja marina *Tetilla rodriguesi* (Tetractinellida : Tetillidae) en el Caribe

- colombiano. *Rev. biol. trop* 70, 20–29.
- Ramírez, A. 2001. Monitoreo de los ecosistemas de manglar del Golfo de Morrosquillo. Ecopetrol, Bogotá. 69 p + Anexos.
- Ramírez, A. 2012. Evaluación de la estructura de manglar del Golfo de Morrosquillo, programa de monitoreo biológico-ecológico. Informe de campo. Ecopetrol S.A., Bogotá. 58 p.
- RAMSAR. 2017. Informe Misión Ramsar de Asesoramiento No. 82 Sitio Ramsar Sistema Delta Estuarino del Rio Magdalena Ciénaga Grande de Santa Marta (Vol. 2). Bogotá: Informe RAMSAR.
- Rangel-Buitrago, N., Anfuso, G. & Williams, A.T. 2015. Coastal erosion along the Caribbean coast of Colombia: magnitudes, causes and management. *Ocean Coast Manag.* 114:129-144.
- Rangel-Buitrago, N., Williams, A. y Anfuso, G. 2018. Killing the goose with the golden eggs: litter effects on scenic quality of the Caribbean coast of Colombia. *Marine Pollution Bulletin*, 127, 22-38.
- Raymundo, L., C. Couch and C. Harvell. 2008. Coral disease handbook: guidelines for assessment monitoring and management. Coral Reef Targeted Research and Capacity Building for Management Program. Melbourne, Australia. 121 p.
- Resolución 1263 de 2018. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible – Minambiente. “Por medio de la cual se actualizan las medidas para garantizar la sostenibilidad y la gestión integral de los ecosistemas de manglar, y se toman otras determinaciones”. Publicada en el Diario Oficial, Edición 50.658 del 18 de julio de 2018.
- Révillon, S., Hallot, E., Arndt, N.T., Chauvel, C. Y Duncan, R.A. 2000. A complex history for the Caribbean plateau: petrology, geochemistry and geochronology of the Beata Ridge, southern Hispaniola. *J. Geol.* Vol 108. 641–661 p.
- Reyes, J., N. Santodomingo y P. Flórez. 2010. Corales escleractíneos de Colombia. Invemar, Serie de Publicaciones Especiales, No. 14. Santa Marta, 246 p.
- Reyna-Fabián, M., Espinoza, A., Seingier, G., Ortiz-Lozano, L., y L. Espejel. 2018. De la evaluación ecológica a la socio-ecológica: la vulnerabilidad de los arrecifes de coral ante los factores de estrés asociados al cambio climático. *Sociedad y ambiente*, 17, 59-92.
- Ricaurte, C., Cortina, J.F., Morales D.F., Lozano, J.F., Macias, P.A. 2022. Monitoreo a los impactos del huracán IOTA en los ecosistemas costeros de playas de San Andrés y Providencia. Informe técnico final. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis. Santa Marta. 42 p.
- Ricaurte-Villota, C. y M.L. Bastidas Salamanca (Eds.). 2017. Regionalización oceanográfica: una visión dinámica del Caribe. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives De Andréis (INVEMAR). Serie de Publicaciones Especiales de INVEMAR #14. Santa Marta, Colombia 180 p.
- Ricaurte-Villota, C., & Cortina-Munera, J.F. (Eds.). 2022. Monitoreo de ecosistemas y generación de capacidades de las Corporaciones Autónomas Regionales para la adaptación basada en naturaleza para mitigar la erosión costera del Caribe colombiano. Informe Técnico Final –

Sistema de Monitoreo. Convenio 285-2021. FONDO ACCIÓN - INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta. 93 pp.

Ricaurte-Villota, C., Coca-Domínguez, O., González, M.E., Bejarano-Espinosa, M., Morales, D.F., Correa-Rojas, C., Briceño-Zuluaga, F., Legarda, G.A. y Arteaga, M.E. 2018. Amenaza y vulnerabilidad por erosión costera en Colombia: enfoque regional para la gestión del riesgo. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives De Andréis” –INVEMAR. Serie de Publicaciones Especiales de INVEMAR # 33. Santa Marta, Colombia. 268 p.

Ricaurte-Villota, C., Murcia-Riaño, M., Ordoñez-Zuñiga A.2017. Capítulo 4 Región 3: Insular. PP (64-81) En Ricaurte-Villota, C. y M.L. Bastidas Salamanca (Eds.). 2017. Regionalización oceanográfica: una visión dinámica del Caribe. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives De Andréis (INVEMAR). Serie de Publicaciones Especiales de INVEMAR #14. Santa Marta, Colombia 180 p.

Rivera, G. 1999. Conceptos introductorios a la fitopatología. Primera reimpresión: editorial universidad estatal a distancia san José Costa Rica, 2007 44-45 p.

Robblee, M. B., T. R. Barber, P. R. Carlson, M. J. Durako, J. W. Four-qurean, L. K. Muehlstein, D. Porter, L. A. Yarbro, R. T. Zieman and J. C. Zieman. 1991. Mass mortality of the tropical seagrass *Thalassia testudinum* in Florida Bay (USA). *Marine EcologyProgress Series*, 71: 297–299.

Robertson, A.I. & Alongi, D.M. 1992. Tropical mangrove ecosystems. American Geophysical Union. Washington DC, USA. pp. 329.

Rodríguez - Rincón, A., Navarrete-Ramírez, S., Gómez - López, D., y Navas-Camacho, R. (2014). Protocolo Indicador Condición Tendencia Áreas Coralinas (ICTAC). Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de Areas Marinas Protegidas (SAMP). Serie de Publicaciones Generales del Invemar, 66 pp.

Rodríguez, A., Rueda, M., Viaña, J., García, C., Rico, F., García, L., & Girón, A. 2012. Evaluación y Manejo de la pesquería de camarón de aguas profundas en el Pacífico colombiano 2010-2012. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR.

Rodríguez, F., Riobó, P., Crespín, G.D., Daranas, A.H., de Vera, C.R., Norte, M., Fernández, J.J., Fraga, S. 2018. The toxic benthic dinoflagellate *Prorocentrum maculosum* Faust is a synonym of *Prorocentrum hoffmannianum* Faust. *Harmful Algae* 78, 1-8.

Rodríguez, F., Riobó, P., Crespín, G.D., Daranas, A.H., de Vera, C.R., Norte, M., Fernández, J.J., Fraga, S., 2018. The toxic benthic dinoflagellate *Prorocentrum maculosum* Faust is a synonym of *Prorocentrum hoffmannianum* Faust. *Harmful Algae* 78, 1-8.

Rodríguez, W., Duque, C., Zea, S., Castellanos, L., Ramos, F., Forero, A.M., Osorno, O.(2021). Ocean and Coastal Phospholipid fatty acids from Colombian Caribbean sea sponges. *Ocean Coast. Res.* 1–12. <https://doi.org/10.1590/2675-2824069.21-005wr>

Rodríguez-Ramírez, A., M. C. Reyes-Nivia, S. Zea, R. Navas-Camacho, J. Garzón-Ferreira, S. Bejarano, P. Herrón and C. Orozco. 2010. Recent dynamics and condition of coral reefs in the Colombian Caribbean. *Rev. Biol. Trop.*, 58 (Suppl. 1): 107 – 131.

- Rodríguez-Rincón, A., S. Navarrete-Ramírez, D. Gómez-López y R. Navas-Camacho. 2014. Protocolo Indicador Condición Tendencia Áreas Coralinas (ICTAC). Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP). Serie de Publicaciones Generales del Invemar, 66. Santa Marta. 52 p.
- Rodríguez-Rodríguez, J. A., J. F. Blanco-Libreros y L. F. Espinosa. 2022. Los ecosistemas de manglar en Colombia y sus causas de deterioro. pp. 18-27. En: Rodríguez-Rodríguez, J. A. (Ed). La restauración de los manglares en Colombia: Técnicas, saberes y experiencias. Serie Publicaciones Generales No. 123 de Invemar, Santa Marta, Colombia. 176 p.
- Rodríguez-Rodríguez, J. A., P. C. Sierra-Correa, M. C. Gómez-Cubillos y L. V. Villanueva. 2016. Mangroves of Colombia. En: C. M. Finlayson, G. R. Milton, R. C. Prentice y N. C. Davidson (Eds). The Wetland Book: II: Distribution, Description and Conservation, 1-10. Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-6173-5_280-2
- Rodríguez-Rodríguez, J.A. (Ed.) 2022. La restauración de los manglares en Colombia: Técnicas, saberes y experiencias. Serie Publicaciones Generales No. 123 de Invemar, Santa Marta, Colombia. 176 p.
- Rodríguez-Rodríguez, J.A., Gonzalez-Polo, D., Rodríguez, J.M., & Rodríguez Otero, R. 2014. Manual de usuario del sistema de información para la gestión de los manglares de Colombia-SIGMA. Santa Marta.
- Rodríguez-Zurrunero, A., Granja-Bruña, J. L., Muñoz-Martín, A., Leroy, S., Ten Brink, U., Gorosabel-Araus, J. M. Y Carbó-Gorosabel, A. 2020. Along-strike segmentation in the northern Caribbean plate boundary zone (Hispaniola sector): Tectonic implications. *Tectonophysics*, 776, 228322.
- Rojas Giraldo, X., Sierra-Correa P.C., Lozano-Rivera P., López Rodríguez A. 2010. Guía metodológica para el manejo integrado de las zonas costeras en Colombia, manual 2: planificación de la zona costera. Serie de Documentos Generales INVEMAR No.44, 74 p
- Romero L. M., Smith T. J. III. y Fourqurean J. W. 2005. Changes in mass and nutrient content of wood during decomposition in a south Florida mangrove forest. *J. Ecol.* 93:618–31.
- Rosenberg, A. A., Swasey, J. H., & Bowman, M. 2006. Rebuilding US fisheries: progress and problems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(6), 303-308.
- Rosenberg, E. y Y. Ben-Haim. 2002. Microbial diseases of corals and global warming. *Environ. Microbiol.*, 4 (6): 318-326.
- Rueda, M., & Defeo, O. 2003. Spatial structure of fish assemblages in a tropical estuarine laggon: combining multivariate and geostatistical techniques. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 296(1), 93-112. doi:10.1016/S0022-0981(03)00319-8
- Rueda, M., Angulo, J. A., Madrid, N., Rico, F., & Girón, A. (2006). La pesca industrial de arrastre de camarón en aguas someras del Pacífico colombiano: su evolución, problemática y perspectivas hacia una pesca responsable. Santa Marta: Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR.
- Rueda, M., Blanco, J., Narváez, J. C., Viloria, E., Newmark, F., & Santos-Acevedo, M. (2004). Estado de los recursos sometidos a explotación. En INVEMAR, Informe del Estados de los

- Ambientes Marinos y Costeros 2003. (Vol. 8, págs. 261-284). Santa Marta: Serie de Publicaciones Periódicas del INVEMAR.
- Rueda, M., Rico-Mejía, F., Angulo, W., Girón, A., Rodríguez, A., García, L., & Arenas, L. (2010). Evaluación biológico-pesquera del estado de las poblaciones de camarón de aguas profundas, mediante la aplicación de métodos directos (prospección pesquera) e indirectos (estadísticas de captura y esfuerzo) en el Pacífico colombiano. Santa Marta: INVEMAR-MADR.
- Ruiz-Moreno, D., B. L. Willis, A. C. Page, E. Weil, A. Cróquer, B. Vargas-Ángel, A. G. Jordan-Garza, E. Jordán-Dahlgren, L. Raymundo and C. D. Harvell. 2012. Global coral disease prevalence associated with sea temperature anomalies and local factors. *Dis. Aquat. Org.*, 100: 249–261
- Saenger, P. 2002a. Mangrove Silviculture and Restoration, *Mangrove Ecology, Silviculture and Conservation*, Dordrecht. Springer, Netherlands. 229-270 p.
- Saenger, P. 2002b. The Value of Mangroves. In: *Mangrove Ecology, Silviculture and Conservation*. Springer, pp. 207–228.
- Salamanca, M.L.B. & Zúñiga, S.A.O. & Ricaurte-Villota, Constanza. (2016). Events of wind intensification and relaxation in the Bay of Santa Marta (Colombian Caribbean): Oceanographic implications. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*. 45. 181-196.
- Salamanca, M.L.B., Zúñiga, S.A.O. y Ricaurte-Villota, Constanza. 2016. Events of wind intensification and relaxation in the Bay of Santa Marta (Colombian Caribbean): Oceanographic implications. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*. 45. 181-196.
- Salas-Salazar, L., 2016. Conflicto armado y configuracion territorial: elementos para la consolidacion de la paz en Colombia. *Bitacoras* 26(2), 45-57. <https://doi.org/10.15446/bitacora.v26n2.57605>
- Salazar-Vallejo, S. I. 2002. Huracanes y Biodiversidad Costera Tropical. *Rev. Biol. Trop.* 50(2): 415-428.
- Sánchez-Alférez, A., R. Álvarez-León, S. Carvalho y O. Pinzón-Florirán. 2009. Aspectos fitosanitarios de los manglares del Uraba Antioqueño, Caribe colombiano. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 4(3): 339-346.
- Sánchez-Cabeza, J. A. y Ruíz-Fernández, A.C. 2012. ^{210}Pb sediment radiochronology: An integrated formulation and classification of dating models. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 82, 183-200.
- Sánchez-Páez, H., R. Álvarez-León, F. Pinto-Nolla, A. Sánchez-Alférez, J. Pino-Rengifo, I. Acosta-Peñaiza y M. T. García-Hansen. 1997. Diagnóstico y zonificación preliminar de los manglares del Caribe de Colombia. *MinAmbiente y OIMT*. Bogotá D. C. 511 p.
- Sánchez-Sánchez, O. y G. A. Islebe. (1999). Hurricane Gilbert and structural changes in a tropical forest. *Global Ecology and Biogeography*, 8: 29-38.
- Santos, F., Gómez-Gesteira, M., Varela, R., Ruiz-Ochoa, M., & Días, J. M. 2016. Influence of upwelling on SST trends in La Guajira system. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 121(4), 2469-2480.

- Sar, E. A., M. E. Ferrario y B. Reguera. 2002. Floraciones algales nocivas en el cono sur americano. Instituto Español de Oceanografía. 311 p.
- SDI-12 Support Group. (2021). SDI-12 A Serial-Digital Interface Standard for Microprocessor-Based Sensors. www.sdi-12.org
- Seijo, J. C., Defeo, O., & Salas, S. (1998). *Fisheries bioeconomics. Theory, modelling and management.* Roma: FAO.
- Selvaraj J, Gallego Pérez B An enhanced approach to mangrove forest analysis in the Colombian Pacific coast using optical and SAR data in Google Earth Engine. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* (2023) 30 100938
- Semana sostenible. 2019. Cuatro playas colombianas fueron certificadas por gestión ambiental. Semana. Recuperado el 24 de febrero de 2021 de <https://sostenibilidad.semana.com/medio-ambiente/articulo/playas-colombianas-fueron-galardonadas-por-gestion-ambiental/46931>.
- Serna, L. M., Arias, P. A., y Vieira, S. C. 2018. Las corrientes superficiales de chorro del Chocó y el Caribe durante los eventos de El Niño y El Niño Modoki. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 42(165), 410-421. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.705>.
- Serrano, O., D. I. Gómez-López, L. Sánchez-Valencia, A. Acosta-Chaparro, R. Navas-Camacho, J. González-Corredor, C. Salinas, P. Masque, C. A. Bernal & N. Marbà. 2021. Seagrass blue carbon stocks and sequestration rates in the Colombian Caribbean. *Scientific Reports* 11:11067 | <https://doi.org/10.1038/s41598-021-90544-5>
- Serrano-Díaz, L., L. Botero, P. Cardona, y J. E. Mancera-Pineda. 1995. Estructura del manglar en el delta exterior del río Magdalena-CGSM, una zona tensionada por alteraciones del equilibrio hídrico. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 24: 135-164.
- Short, F., T. Carruthers, W. Dennison & M. Waycott. 2007. Global seagrass distribution and diversity: a bioregional model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350(1-2), 3-20.
- Shribman, Z. 2021. Blue carbon in South Florida's Mangroves: The role of large roots and necromass. *LSU Master's Theses*.
- Sierra-Correa, P. C. y J. R. Cantera. 2015. Ecosystem-based adaptation for improving coastal planning for sea-level rise: A systematic review for mangrove coasts. *Marine Policy*, 51: 385-393.
- Souter, D., S. Planes, J. Wicquart, M. Logan, D. Obura, F. Staub. 2021. Status of coral reefs of the world: 2020 report. Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN)/International Coral Reef Initiative (ICRI). Accessed: <https://gcrmn.net/2020-report/> Spalding, M., M. Kainuma y L. Collins. 2010. *World atlas of mangroves.* Earthscan. 319 p.
- Spalding, M. D. y M. Leal (Eds). 2021 *The State of the World's Mangroves 2021.* Global Mangrove Alliance. 79 p.
- Steer, R., F. Arias, A. Ramos, P. Aguirre, P. Sierra y D. Alonso. 1997. Documento preliminar de políticas de ordenamiento ambiental de las zonas costeras colombianas, Bogotá, Colombia. 413 p.

- Sutherland, K., J. Porter and C. Torres. 2004. Diseases and immunity in Caribbean and Indo-Pacific zooxanthellate corals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 266: 273-302
- Tanner, E. V. J., V. Kapos y R. Healey. (1991). Hurricane effects on forest ecosystems in the Caribbean. *Biotropica*, 23: 513-521.
- The Plant List. 2013. *Pelliciera rhizophorae* Planch. & Triana (familia Tetrameristaceae). <http://www.theplantlist.org/tpl1.1/record/tro-31600185> Downloaded on 18 February 2019.
- Thermo Fisher Scientific. (n.d.). DataTaker Data Loggers - CO. Retrieved February 13, 2023, from <https://www.thermofisher.com/ht/en/home/industrial/manufacturing-processing/data-acquisition.html>
- Tichadou, L., Glaizal, M., Armengaud, A., Grossel, H., Lemée, R., Kantin, R., Lasalle J. L., Drouet, G., Rambaud, L., Malfait, P., De Haro, L., 2010. Health impact of unicellular algae of the *Ostreopsis* genus blooms in the Mediterranean Sea: experience of the French Mediterranean coast surveillance network from 2006 to 2009. *Clin. Toxicol.* 48, 839-844.
- Tindall, D. R., Miller D. M and Bomber J. W. 1989. Culture and toxicity of dinoflagellates from ciguatera endemic regions of the world. *Toxicom* 27:83.
- Tomlinson, P.B. 1986. The botany of mangroves. Cambridge tropical biology series. Cambridge University Press, Cambridge. 419 p.
- Trinchin, R., Manta, G., Santana, R., Rubio, L., Horta, S., Passadore, C., Mello, C. de, Szephegyi, M. N., & Barreiro, M. (2020). Hacia un monitoreo continuo de variables oceanográficas en el Parque Nacional Isla de Flores, Uruguay. *INNOTECH*, 21(21 ene-jun), 89–108. <https://doi.org/10.26461/21.03>
- Trópicos. 2018. *Pelliciera rhizophorae* Planch. & Triana (familia Tetrameristaceae). <https://www.tropicos.org/name/40003234> Downloaded on 18 February 2019.
- Ulloa-Delgado, G., H. Sánchez-Páez, W. Gil-Torres, J. Pino-Rengifo, H. Rodríguez-Cruz y R. Álvarez-León. 1998. Conservación y uso sostenible de los manglares del Caribe colombiano., Proyecto PD 171/91 Rev. 2 Fase II (Etapa I) Conservación y Manejo para el Uso Múltiple y el Desarrollo de los Manglares en Colombia. 224 p.
- UNEP. 2020. Out of the Blue, The Value of Seagrasses to the Environment and to People. United Nations Environment Programme; GRID-Arendal; United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre.
- UNESCO-COI. 2019. La ciencia que necesitamos para el océano que queremos: El Decenio de las Naciones Unidas de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible (2021–2030). (inglés) Folleto COI 2018-7 (IOC/ BRO/2018/7 Rev). París. 24 p.
- Unión Europea. 2006. Directiva (UE) 2006/7/EC del Parlamento Europeo y del Consejo de 15 febrero
- United Nations, European Commission, Food and Agricultural Organization of the United Nations, International Monetary Fund, Organization for Economic Co-operation and Development,

- World Bank, & U. N., ... Banco Mundial. 2014. System of Environmental-Economic Accounts 2012 Experimental Ecosystem Accounting. Nueva York: United Nations.
- United Nations. 2009. Practical guide to producing consumer prices indices (Vol. 1). https://unece.org/fileadmin/DAM/stats/publications/Practical_Guide_to_Producing_CPI.pdf
- Van Andel, T. H. 1973. Texture and dispersal of sediments in the Panama Basin. *The Journal of Geology*, 81(4), 434-457.
- Van Andel, T. H., Heath, G. R., Malfait, B. T., Heinrichs, D. F., Y Ewing, J. I. 1971. Tectonics of the Panama Basin, eastern equatorial Pacific. *Geological Society of America Bulletin*, 82(6), 1489-1508.
- Vanegas J., M. Gnecco, E.M. Alvarado Chacón, V. Pizarro, M.F. Maya. Ed. J. Prato, A. Santos-Martínez. 2022. SECCIÓN V. Documento técnico protocolo de respuesta y restauración post huracán para ecosistemas: Arrecifes de coral. Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe – CORALINA. San Andrés Isla.
- Vergara y G, Méndez CR, Morante HY, Heredia VI, Béjar VR. 2007. Enterococcus y Escherichia coli como indicadores de contaminación fecal en playas costeras de Lima. *Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica*. 10(20): 6-82.
- Vernette, G. 1985. La plateforme continentale Caraïbe de Colombie (du débouche du Magdalena au golfe de Morrosquillo). Importance du diapirisme arigileux sur la morphologie et la sédimentation. Tesis Doctoral (Ciencias), Universidad de Bordeaux –I. 378 p.
- Vides, M., Sierra-Correa, P., Arias-Isaza, F. 2008. Adaptación costera al ascenso en el nivel del mar, fomentando la capacidad de adaptación de San Andrés de Tumaco. NCAP II Colombia: "Construcción de Capacidad para mejorar la adaptabilidad al aumento en el nivel del mar en dos puntos vulnerables (Tumaco-Costa Pacífico y Tumaco-Costa Caribe) en las zonas costeras colombianas". INVEMAR. ETC Project number: 032135.
- Villamil, C. 2014. Lineamientos Nacionales para la restauración de ecosistemas de manglar y justificación técnica. Informe Final Convenio de asociación No. 156 de 2014 suscrito entre el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible y la Asociación de Corporaciones Autónomas Regionales, Bogotá, Colombia. 62 p.
- Viloria, E. 2017. Hojas metodológicas de los indicadores resultantes de un monitoreo pesquero usando el sistema de información pesquera de Invemar – SIPEIN Ciénaga Grande de Santa Marta Versión 2.0. <https://alfresco.invemar.org.co/share/s/Wm4Nr0EoSWWP0ZDp-KALw>
- Vivas-aguas J., Castillo Viana M. y P. Obando-Madera. 2022a. Ficha metodológica índice de calidad de aguas marinas y costeras ICAM. Versión 5. Santa Marta D.T.C.H., Colombia. 14 p.

- Vivas-Aguas, J. L., M. Vargas-Morales, K. Guillen Oñate, M. Villarraga y D. Sánchez. 2014. Vulnerabilidad de la población costera frente a la contaminación orgánica y microbiológica en la bahía de Buenaventura. Serie de Publicaciones Generales del Invemar No. 76, Santa Marta. 24 p.
- Vivas-Aguas, L.J. 2011. Formulación del índice de calidad de aguas costeras (ICAM) para los países del Pacífico Sudeste. Documento Metodológico. Proyecto - SPINCAM. Santa Marta. 40 p.
- Vivas-Aguas, L.J., K. Ibarra, J. Sánchez, M. Martínez, Y. Nieto, Y. Moreno, I. Cuadrado, P. Obando, O. Garcés, D. Sánchez, M. Villarraga, y O. Sierra. 2015. Diagnóstico y Evaluación de la calidad de las Aguas Marinas y Costeras del Caribe y Pacífico colombianos. Serie de Publicaciones Periódicas del Invemar No. 4 (2015). Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia (REDCAM). Informe técnico 2014. Invemar, Santa Marta. 320 p.
- Vivas-Aguas, L.J., Obando-Madera P.S., Córdoba-Meza T.L., Castillo-Viana M.J., Espinosa L.F., Arriaga-Rodríguez A.M., Acosta-Rivera, J.A. 2022b. Boletín estadístico Índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras – ICAM. Reporte año 2021. INVEMAR. Santa Marta. 28 p.
- Waddell, K. L. 2002. Sampling coarse woody debris for multiple attributes in extensive resource inventories. *Ecological indicators*, 1: 139-153.
- Wagreich, M. 2012. Oae 3 - regional Atlantic organic carbon burial during the Coniacian–Santonian. *Clim. Past* 8, 1447–1455 p.
- Waycott, M., C.M. Duarte, T.J.B. Carruthers, R.J. Orth., W.C. Dennison, S. Calladine, J.W. Fourqurean, F. Short y S.L. Williams. 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106, 12377-12381.
- Weatherall, P., Marks, K. M., Jakobsson, M., Schmitt, T., Tani, S., Arndt, J. E., ... & Wigley, R. 2015. A new digital bathymetric model of the world's oceans. *Earth and space Science*, 2(8), 331-345.
- Whigham, D. F., I. Olmsted, E. Cabrera-Cano y M. E. Harmon. (1991). The impact of hurricane Gilbert on trees, litterfall, and woody debris in dry tropical forest in the northeastern Yucatan peninsula. *Biotropica*, 23: 434-441.
- Williamson, P., y Gattuso, J. 2022. Carbon removal using coastal blue carbon ecosystems is uncertain and unreliable, with questionable climatic cost-effectiveness. *Frontiers in Climate*, 4.
- Woodroffe, C. D., K. Rogers, K. L. McKee, C. E. Lovelock, I. A. Mendelsohn y N. Saintilan. 2016. Mangrove Sedimentation and Response to Relative Sea-Level Rise. *Annual Review of Marine Science*, 8(1): 243-266.
- Ximenes, A.C.; Cavanaugh, K.C.; Arvor, D.; Murdiyarso, D.; Thomas, N.; Arcoverde, G.F.B.; da Conceição Bispo, P.; Van der Stocken, T. A comparison of global mangrove maps: Assessing spatial and bioclimatic discrepancies at poleward range limits. *Sci. Total Environ.* 2022.

- Yañez-Arancibia, A., J. W. Day, R. R. Twilley, R. H. Day. 2014. Mangrove swamps: sentinel ecosystem in front of the climate change, Gulf of Mexico. *Madera y Bosques*, 20(3): 39-75.
- Yepes, A., M. Zapata, J. Bolívar, A. Monsalve, S.M. Espinosa, P.C. Sierra-Correa y A. Sierra. 2016. Ecuaciones alométricas de biomasa aérea para la estimación de los contenidos de carbono en manglares del Caribe Colombiano. *Revista Biología Tropical*, 64(2), pp. 9
- Zhang, H., Li, Y., Cen, J., Wang, H., Cui, L., Dong, Y., Lu, S., 2015. Morphotypes of *Prorocentrum lima* (Dinophyceae) from Hainan Island, South China Sea: morphological and molecular characterization. *Phycologia* 54, 503—516.