

INFORME DEL ESTADO DE LOS AMBIENTES Y RECURSOS MARINOS Y COSTEROS DE COLOMBIA

2019

Serie de Publicaciones Periódicas
Número 3 | ISSN: 1692-5025
Año 2020 | Santa Marta | Colombia



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



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
Coordinación de Servicios Científicos (CSC)
Julián M. Betancourt Pórtela

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. 2020. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2019. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 183 p.

Citar capítulos:

Autores. 2020. Título capítulo. (Intervalo de páginas ej: Pp. 10-20). 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.

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

Leonardo Javier Ospino Sepulveda, Carolina García Valencia, Diana Carolina Romero D'Achiardi, Julián José Pizarro Pertúz, Desireé María Hernández Narváez, Anny Paola Zamora Bornachera.

Capítulo 2

Constanza Ricaurte Villota, Marco Correa, Magnolia Murcia Riaño, Andrés Ordóñez Zuñiga, Martha Bastidas Salamanca, Oswaldo Coca Domínguez, Andrés Rosado, Max Martínez, Julián Beltrán, Lizbeth Janet Vivas-Aguas, Paola Sofía Obando Madera, Luis Alfredo Gamarra Bustamante, Luisa F. Espinosa, Raúl Navas Camacho, Laura Sánchez Valencia, Selene Rojas Aguirre, Andrés Acosta Chaparro, Juan David González, Diana Isabel Gómez López, David A. Alonso Carvajal.

Jorge Augusto Acosta Rivera, Martha Eddy Arteaga Díaz, Andrea Ramírez Martínez (MINAMBIENTE – DAMCRA).

Capítulo 3

Mario Rueda, Fabián D. Escobar Toledo, Jorge Viaña Tous, Harold Castillo Navarro, José Alexander Romero, Mario Rueda.

Capítulo 4

Leonardo Javier Ospino Sepulveda, Carolina García Valencia, Milena Hernández Ortiz, Anny Paola Zamora Bornachera.

Capítulo 5

Alexandra Rodríguez-Rodríguez, Edgar Arteaga, Julián Franco, Luisa Espinosa, Laura Jutinico, Javier Gómez-León, Andrés Acosta Chaparro, Juan David González, Laura Sánchez Valencia, Diana Isabel Gómez López, Luis Chasqui Velazco.

Compilación

Leonardo Javier Ospino Sepulveda

Edición

Leonardo Javier Ospino Sepulveda, Carolina García Valencia.

Cartografía

LABSIS

Foto portada

Paisaje submarino dominado por grandes esponjas a 40 m de profundidad, Bajo Frijol, Parque Nacional Natural Corales de Profundidad. Foto: Luis Chasqui Velasco.

Diseño

INVEMAR

Las líneas de delimitación fronteriza presentados en este documento, son una representación gráfica aproximada con fines ilustrativos solamente.

Derechos reservados conforme a la ley, los textos pueden ser reproducidos total o parcialmente citando la fuente.

En cumplimiento de lo dispuesto en el artículo 47 de la Ley 222, modificado por el artículo 1º de la ley 603 de 2000, manifiesto que INVEMAR da cumplimiento a las normas de derechos de auditor y de uso de software legal.

PRESENTACIÓN

El Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés” – INVEMAR en cumplimiento de su misión, presenta la versión 2019 del Informe del Estado de los Recursos Marinos y Costeros de Colombia. Anualmente reporta información científica marina y costera actualizada, particularmente sobre indicadores y análisis del estado de los ambientes y recursos del medio marino y costeros colombianos.

Como se ha diseñado, el informe presenta un reporte basado en indicadores de Estado, Presión y Respuesta, incorporados gracias a la actualización, ajuste y generación de nuevos indicadores y estrategias de análisis de información en el tiempo, las cuales tiene como finalidad la identificación de tendencias, para la evaluación del estado de los ambientes y recursos marino-costeros, en concordancia con las políticas del país, y articulando su gestión con el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible – Minambiente y demás instituciones del SINA, como Parques Nacionales Naturales – PNN, las Corporaciones Autónomas Regionales – CAR con incidencia en las zonas marino-costeras, la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales – ANLA, entre otras, así como algunas universidades y centros de investigación.

Este documento dispone V capítulos, que incluyen la descripción de los espacios oceánicos y zonas costeras e insulares de Colombia y la descripción de 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 (Capítulo I). Adicionalmente, se presentan avances en el conocimiento del medio abiótico, una aproximación al estudio del oleaje y su potencial energético en puntos estratégicos del Caribe a partir de fuentes marinas, así como el indicador de áreas perdidas y ganadas por cambios en la línea de costa, la calidad de las aguas marinas y costeras del Caribe y Pacífico colombiano, e incluye un análisis de la calidad de las aguas de baño en playas turísticas, así como los indicadores de “salud” para ecosistemas de especial interés marino costero para Colombia, tales como arrecifes coralinos, pastos marinos y manglares. Por otra parte, en el Capítulo III se describen los indicadores de presión, es decir, 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. Igualmente, respondiendo a las necesidades de planificación y gestión de los espacios oceánicos y zonas costeras e insulares del país, en el Capítulo IV se establecen los instrumentos que aportan a los planes de desarrollo, ordenamiento territorial y gestión ambiental, en el orden departamental y municipal, así como a los planes de manejo de los consejos comunitarios y a los planes de vida de las comunidades indígenas. Por último, en el capítulo V se describe y analiza el estado del conocimiento y los vacíos de información que se tienen sobre los ecosistemas marinos y costeros de Colombia.

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	3
TABLA DE CONTENIDO	4
BATERÍA DE INDICADORES	7
LISTADO DE FIGURAS	9
LISTA DE TABLAS	15
CAPÍTULO I	18
LOS ESPACIOS OCEÁNICOS Y ZONAS COSTERAS E INSULARES DE COLOMBIA	18
MARCO GEOGRÁFICO	19
UNIDADES DE GESTIÓN AMBIENTAL.....	24
Región Caribe insular	25
Región Caribe y Pacífico continental y oceánica.....	25
CAPÍTULO II	29
ESTADO DEL AMBIENTE Y LOS ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS: INDICADORES DE ESTADO	29
INTRODUCCIÓN.....	30
EL AMBIENTE ABIÓTICO	31
La surgencia costera del sur del Caribe.....	31
Influencia continental y climática en el Parque Nacional Natural Gorgona	35
Variaciones hidrológicas en la CGSM y respuestas ambientales	38
Energías Renovables a partir de fuentes marinas y desarrollo tecnológico para el estudio del ambiente abiótico	41
Potencial de mareas como fuente de energía renovable no convencional en la CGSM	41
Hidrogeología	44
Dinámica sedimentológica y ambiental de planos intermareales	45
Evolución litoral: Playa Salguero, La Bocana y punta Soldado.....	46
Playa Salguero	46
La Bocana y punta Soldado	48
Fondos marinos.....	49
Playa Salguero	49
ESTADO DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS MARINAS Y COSTERAS DEL CARIBE Y PACÍFICO COLOMBIANO.....	52
Calidad de las aguas de baño en playas turísticas	60

BIODIVERSIDAD MARINA	63
ECOSISTEMAS Y HÁBITATS	65
Arrecifes Coralinos	65
Localización y distribución	65
Pastos Marinos	71
Localización y distribución	71
Manglares.....	75
Localización y distribución	77
CAPÍTULO III	93
CAUSAS Y TENSORES DEL CAMBIO EN LOS ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS Y SUS SERVICIOS: INDICADORES DE PRESIÓN	93
INTRODUCCIÓN	94
TENSOR DIRECTO	94
Aprovechamiento de recursos pesqueros	94
CAPÍTULO IV.....	121
INSTRUMENTOS DE GESTIÓN DE LOS ESPACIOS OCEÁNICOS Y ZONAS COSTERAS E INSULARES DE COLOMBIA: INDICADORES DE RESPUESTA.....	121
INTRODUCCIÓN.....	122
MANEJO INTEGRADO DE ZONAS COSTERAS.....	125
SUBSISTEMA DE ÁREAS COSTERAS Y MARINAS PROTEGIDAS	130
GESTIÓN DE ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS.....	135
Zonificación de pastos marinos.....	135
CAPÍTULO V.....	136
ESTADO DEL CONOCIMIENTO Y VACÍOS DE INFORMACIÓN	136
ESTADO DEL CONOCIMIENTO Y VACÍOS DE INFORMACIÓN SOBRE LOS ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS.....	137
Restauración de ecosistemas marinos y costeros.....	137
Microalgas potencialmente nocivas.....	139
Magdalena.....	139
Bahía de Buenaventura	143
Conclusiones.....	145
Bioprospección marina.....	145
ESTADO DEL CONOCIMIENTO Y VACÍOS DE INFORMACIÓN SOBRE CAUSAS Y TENSORES DEL CAMBIO DE LOS ECOSISTEMAS.....	151
Causas y tensores directos.....	151

Enfermedades asociadas.....	151
Especies exóticas invasoras.....	152
Daños mecánicos.....	154
Pérdida de hábitat.....	154
CAUSAS Y TENSORES INDIRECTOS.....	155
Cambio climático.....	155
LITERATURA CITADA.....	162

BATERÍA DE INDICADORES

1. Indicador de áreas perdidas y ganadas por cambios en la línea de costa a 2040, 2070 y 2100...	50
2. Índice de calidad aguas marinas y costeras – ICAM.....	54
2. Indicador de condición-tendencia de áreas coralinas - ICT _{AC}	66
3. Indicador de condición-tendencia para pastos marinos – ICT _{PM}	72
4. Indicador de extensión: cambio en la cobertura (Ie) de los bosques de manglar	79
5. Indicador de integridad biológica de manglares (IBIm) para la Ciénaga Grande de Santa Marta	82
6. Indicador de condición-tendencia de bosques de manglar – ICT _{BM}	87
7. Indicador de captura total y captura por especie (nacional)	95
8. Indicador de captura total y captura por especie para la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM	98
9. Indicador de abundancia relativa de la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM	100
10. Indicador de talla media de captura para la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM	101
11. Indicador de proporción de pesca incidental y descartes para la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM	103
12. Indicador de fracción desovante/juvenil de las capturas para la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM.	105
13. Indicador de renta económica de la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM.....	107
14. Indicador de captura total y captura por especie: pesca nacional industrial de camarón	109
15. Indicador de abundancia relativa del camarón: pesca industrial nacional.....	111
16. Indicador de talla media de captura (TMC): pesca industrial nacional de camarón.....	113
17. Indicador de proporción de pesca incidental y descartes: pesca industrial nacional de camarón	115
18. Indicador de fracción desovante/juvenil de las capturas: pesca industrial nacional de camarón	117
19. Indicador de rentabilidad económica: pesca industrial nacional de camarón	119
20. Indicador de número de personas capacitadas: fortalecimiento de capacidades en manejo integrado costero	128

21. Indicador de proporción de áreas protegidas con plan de manejo vs total de áreas protegidas	133
22. Indicador de especies bioprospectadas (ensayadas)	148
23. Indicador de organismos marinos con estructura química determinada/ elucidada	150

LISTADO DE FIGURAS

Figura 1. Fronteras nacionales e internacionales de la zona marino – costera del territorio colombiano (modificado de IGAC, 2002).	21
Figura 2. Localización de las Unidades Ambientales Oceánicas y Costeras (modificado de INVEMAR, 2000).	26
Figura 3. (a) Magnitud (color) y dirección del viento (vectores) para el día 16-02-2013 y 15-09-2013 en el sistema de surgencia del sur del Caribe. (b) Anomalía del nivel del mar y corrientes geostróficas. (c) Temperatura superficial del mar, con la isoterma de los 26°C resaltada con la línea de color negro. (d) concentración de clorofila-a. (e) frentes de temperatura y (f) de clorofila-a, calculados mediante el Operador Sobel (Correa-Ramírez <i>et al.</i> , 2020).	33
Figura 4. Promedio climatológico de la temperatura superficial del mar durante el mes de febrero, calculado a partir de 16 años (2002-2018) de registros satelitales MODIS-Aqua (Correa-Ramírez <i>et al.</i> , 2020).	33
Figura 5. Patrón de circulación subsuperficial en la profundidad del máximo salino (100-150 m). Los tonos azules (rojos) muestran la velocidad de las corrientes hacia el Oeste (Este). Las Aguas Subtropicales Subsuperficiales (Subtropical Under Waters – SUW), que afloran en las zonas de surgencia frente a Colombia y Venezuela, son trasportadas por la Corriente Costera Subsuperficial del Caribe desde la plataforma nicaragüense (Correa-Ramírez <i>et al.</i> , 2020).	34
Figura 6. (a) Gráfico de la temperatura conservativa vs. la salinidad absoluta (Θ -SA) de los datos CTD de los cruceros ANH-I (puntos negros) y ANH-II (puntos grises); (b) Gráfica Θ -SA de los perfiles CTD de las boyas autónomas Argo que cruzaron un área en el centro del Mar Caribe central ubicada entre 75–68°W y 13,5–18°N, en 2008 (puntos negros) y 2009 (puntos grises). En ambos paneles, los cuadrados rojos representan los valores típicos para las masas de Agua Superficial del Caribe (CSW), Agua Subtropical Subsuperficial (SUW), Agua Central del Atlántico Norte (wNACW) y Agua Intermedia Antártica (AAIW) (Correa-Ramírez <i>et al.</i> , 2020).	35
Figura 7. Promedio de 3 años (2016-2018) de los vientos sobre el mar, frente a la costa Pacífica de Colombia (panel izquierdo) y alrededor de isla Gorgona (panel derecho) (INVEMAR, 2019a).	36
Figura 8. Distribución de la temperatura superficial (a), la salinidad (b) los sólidos suspendidos totales (c) y la turbidez (d), alrededor de la isla Gorgona y transectos hasta Guapi y Sanquianga, durante agosto de 2019 (INVEMAR, 2019a).	37
Figura 9. Nivel del agua en el río Sevilla (cuenca baja) y caño Clarín Nuevo durante el año 2019 (INVEMAR-CORPAMAG, 2020).	39
Figura 10. Variaciones espaciales de salinidad (a) y transparencia del agua (b) en marzo de 2019 en la Ciénaga Grande de Santa Marta (INVEMAR-CORPAMAG, 2020).	40

Figura 11. Variaciones espaciales de salinidad (a) y transparencia del agua (b) en junio de 2019 en la Ciénaga Grande de Santa Marta (INVEMAR-CORPAMAG, 2020).	40
Figura 12. Variaciones espaciales de salinidad (a) y transparencia del agua (b) en octubre de 2019 en la Ciénaga Grande de Santa Marta (INVEMAR-CORPAMAG, 2020).....	41
Figura 13. Serie de tiempo de magnitud de la corriente ($m s^{-1}$) simulada en la boca de La Barra durante un año hidrológico (agosto 2017 - agosto 2018) (INVEMAR, 2020a).....	42
Figura 14. Potencia disponible para las condiciones de flujo y reflujo de la marea en un año (a) húmedo (La Niña) y (b) seco (El niño) y velocidades máximas en la boca de La Barra (INVEMAR, 2020a).	43
Figura 15. Sección transversal de la velocidad del agua ($cm s^{-1}$) en la boca de La Barra para el 17 de diciembre de 2019 (INVEMAR, 2020a).....	43
Figura 16. Conjunto de ocho imágenes de 2019 muestran la bocana de Iscuandé, Colombia. El agua (en azul) se distingue claramente de la vegetación (en negro). Los planos intermareales (en varios tonos de grises) tienen una respuesta intermedia y variable dependiendo de la marea. Las imágenes fueron reordenadas por altura de marea (INVEMAR, 2019c).....	45
Figura 17. Cambios en la línea de costa de playa Salguero a través de regresión lineal de todas las líneas de costa (INVEMAR, 2019d).....	47
Figura 18. Promedio de los cambios en la línea de costa para playa Salguero (arriba) y volúmenes de sedimentos de playa (abajo) (INVEMAR, 2019d).....	48
Figura 19. Cambios en la línea de costa para La Bocana (izq.) y punta Soldado (der.) a través de regresión lineal de todas las líneas de costa (INVEMAR, 2019d).....	49
Figura 20. Modelos de superficie del sector frente a playa Salguero: batimetría e isóbatas con capa de material en suspensión (INVEMAR, 2019d).	50
Figura 21. Territorio que se perdería y ganaría para los años 2040, 2070 y 2100 por departamentos.	51
Figura 22. Proporción que se perdería para los años 2040, 2070 y 2100 en el Caribe, en el Pacífico y para todo Colombia en km^2	52
Figura 23. Porcentaje (%) de sitios de muestreo que registraron cambios en las categorías de calidad del agua marina y costera evaluada con el índice $ICAM_{PFF}$ en los años 2018 y 2019 (A). Tendencia (B). Dispersión de sitios de muestreo de acuerdo a las categorías del ICAM obtenidas en los años 2018 y 2019 (C).	55
Figura 24. Distribución porcentual (%) de las categorías del índice de calidad del agua marina y costera obtenidas para los litorales Caribe y Pacífico colombianos en los años 2018 (A) y 2019 (B).	56
Figura 25. Representación de las categorías del índice de calidad de aguas marinas y costeras obtenidas en el 2018 (A) y 2019 (B) en los departamentos costeros de los litorales Caribe y Pacífico colombianos.	57

Figura 26. Relación del número de playas turísticas evaluadas y el porcentaje de playas que cumplieron con el criterio nacional de calidad microbiológica para aguas de baño de uso recreativo (200 NMP/100 mL de Coliformes termotolerantes, Minambiente, 2015) evaluadas en el monitoreo de la REDCAM entre 2008 y primer muestreo de 2019 (fuente: INVEMAR, 2020c)..... 61

Figura 27. Relación del número de playas turísticas evaluadas y el porcentaje de playas que cumplieron con el criterio para aguas de baño de uso recreativo con referencia de bandera azul (100 UFC/100 ml de Enterococos fecales; Unión Europea, 2006) evaluadas en el monitoreo de la REDCAM entre 2008 y primer muestreo 2019 (fuente: INVEMAR, 2020c)..... 62

Figura 28. Porcentaje de playas turísticas por departamento costero que en el 2018 cumplieron con el criterio de calidad nacional para aguas de uso recreativo (Coliformes termotolerantes - CTE <200 NMP/100 mL; barra verde oscuro) y la referencia de la Unión Europea para aguas de baño con excelente calidad (Enterococos fecales - EFE <100 UFC/100 mL; barra verde claro). ND: No Data (fuente: INVEMAR, 2020c). 62

Figura 29. Porcentaje de playas turísticas por departamento costero que en el primer semestre del 2019 cumplieron con el criterio de calidad nacional para aguas de uso recreativo (Coliformes termotolerantes - CTE <200 NMP/100 mL; barra verde oscuro) y la referencia de la Unión Europea para aguas de baño con excelente calidad (Enterococos fecales - EFE <100 UFC/100 mL; verde claro). ND: No Data (fuente: INVEMAR, 2020c). 63

Figura 30. Estaciones de monitoreo coralino y el estado de sus estaciones según el índice de condición-tendencia ICT_{AC} para 2019 en el Caribe colombiano: A. PNN Old Providence McBean Lagoon, B. Islas de San Bernardo PNN Corales del Rosario, C. PNN Tayrona y D. PNN Portete-Kaurrele (LABSIS- INVEMAR, 2020c). 68

Figura 31. Estaciones de monitoreo coralino en el Pacífico colombiano durante el 2019 A. SFF Malpelo, B. PNN Isla Gorgona y C. PNN Utría y su estado según el índice de condición-tendencia ICT_{AC} (LABSIS- INVEMAR, 2020c). 69

Figura 32. Índice de condición-tendencia de áreas coralinas ICT_{AC} para el año 2019, en porcentaje de estaciones de monitoreo por categoría de condición-tendencia (Tabla 11) en cada área (los números al interior de las barras corresponden a la cantidad de estaciones. 70

Figura 33. Estaciones de monitoreo de pastos marinos y el estado de sus estaciones según el indicador de condición- tendencia ICT_{PM} (densidad de vástagos y presencia del hongo *Labyrinthula* sp.) en el Caribe colombiano durante el 2019. A. PNN bahía Portete-Kaurrele, B. Cabo Nuevo, Manaure y Ballena (LABSIS-INVEMAR, 2020c)..... 74

Figura 34. Distribución de los manglares en Colombia (Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Caribe y Pacífico). Esta figura es una representación gráfica de la ubicación aproximada de los bosques de manglar en el país y tiene únicamente fines ilustrativos (LABSIS- INVEMAR, 2019)..... 78

Figura 35. Índice de extensión en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM). Las barras representan el cambio en cobertura respecto al año inmediatamente anterior. En rojo se representan las pérdidas y en verde las ganancias. Para conocer el valor de cobertura global para cada año consulte la Tabla 18. 80

Figura 33. Serie histórica (2000-2019) del indicador de integridad biológica de manglares (IBIm) en seis estaciones de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM).	84
Figura 37. Localidades de monitoreo de manglar y estado de sus estaciones, según la variable de densidad del indicador de condición tendencia de bosques de manglar (ICT _{BM}), en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.	89
Figura 38. Localidades de monitoreo de manglar y estado de sus estaciones, según la variable de área basal del indicador de condición tendencia de bosques de manglar (ICT _{BM}), en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.	90
Figura 39. 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.	95
Figura 40. 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.	96
Figura 41. 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.	96
Figura 42. Captura desembarcada total y por grupos de especies en la CGSM.	98
Figura 43. Composición interanual de la captura desembarcada por especies en la CGSM.	99
Figura 44. Abundancia relativa de peces (A) e invertebrados (B) por arte de pesca en la CGSM. .	100
Figura 45. 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.	101
Figura 46. Composición porcentual de las capturas en peso por arte de pesca para 2019, discriminando las capturas objetivo, incidental y descartes en la CGSM.	103
Figura 47. Fracción desovante (color claro) y juvenil (color oscuro) de los principales recursos pesqueros en la CGSM durante 2019.	105
Figura 48. Variación interanual de la renta económica promedio mensual (+/- EE) por pescador para los principales artes de pesca en la CGSM y su ubicación con respecto a una renta umbral equivalente a un SMMLV por año (en el 2019 SMMLV = \$ 828.116).	107
Figura 49. 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).	109
Figura 50. 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).	110
Figura 51. Variación interanual de la captura por unidad de esfuerzo (kg/h) estimada en las pesquerías de camarón del Pacífico (A) y Caribe (B) colombiano.	111

Figura 52. 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)..... 114

Figura 53. Variación interanual de la talla media de captura (TMC) de las hembras de camarón rosado *Penaeus notialis*, principal especie en la pesquería de CAS del Caribe colombiano con respecto al punto de referencia límite (PRL) que es la talla de madurez sexual (TM). 114

Figura 54. Variación interanual de la relación fauna acompañante/captura objetivo (FA/CO) en las pesquerías de camarón del Pacífico (A) y el Caribe colombiano (B)..... 115

Figura 55. Estructura de tallas para las hembras de las principales especies objetivo en las pesquerías de CAS (izquierda) y de CAP (derecha) del Pacífico colombiano durante 2019, indicando la fracción juvenil y adulta de las capturas y el valor de la talla de madurez (TM). 117

Figura 56. Estructura de tallas para las hembras de la principal especie objetivo en la pesquería de CAS del Caribe colombiano durante 2018, indicando la fracción juvenil y adulta de las capturas y el valor de la talla de madurez (TM). 118

Figura 57. 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)..... 119

Figura 58. Variación interanual de la renta promedio por faena (\pm DE) en las pesquerías de CAS del Caribe colombiano, con puerto de desembarco en Cartagena (A) y Tolú (B). CT = Costos totales. (- - - PRL = 15% más de los CT)..... 119

Figura 59. Esquema de las acciones desarrolladas para la planificación ambiental y la gestión integrada de los ambientes marinos y costeros en Colombia. 123

Figura 60. Metodología COLMIZC (tomado de Rojas-Giraldo *et al.*, 2010)..... 124

Figura 61. Número de personas capacitadas en temas en el marco del Manejo Integrado de la Zona Costera. 129

Figura 62. Número de áreas marinas protegidas con/sin plan de manejo. Fuente: elaboración propia con base en consultas a las entidades competentes. 134

Figura 63. Densidades fitoplanctónicas (cel. L^{-1}) en las estaciones de boca de la Barra (LBA) y ciénaga la Luna (CLU), entre octubre de 2018 y agosto de 2019..... 139

Figura 64. Abundancia relativa de los principales grupos taxonómicos de fitoplancton en la boca de la Barra (LBA) y ciénaga la Luna (CLU), entre octubre de 2018 y agosto de 2019. 140

Figura 65. Abundancia relativa de los principales grupos taxonómicos de fitoplancton en la bahía Chengue (BCH) y laguna Chengue (LCH), entre octubre de 2018 y agosto de 2019. 140

Figura 66. Densidades fitoplanctónicas registradas en la bahía Chengue (BCH) y laguna Chengue (LCH), entre octubre de 2018 y agosto de 2019. 141

Figura 67. Densidades totales de dinoflagelados potencialmente tóxicos asociados a las hojas de *Thalassia testudinum* en la bahía Chengue (BCH) y laguna Chengue (LCH), entre octubre de 2018 y junio de 2019. Los valores de BCH y de LCH fueron logaritmizados con el fin de permitir la visualización del comportamiento de la abundancia en ambos sitios..... 142

Figura 68. Densidades por género de dinoflagelados potencialmente tóxicos asociados a las hojas de <i>Thalassia testudinum</i> en la bahía Chengue (BCH) y laguna Chengue (LCH), entre octubre de 2018 y junio de 2019.....	142
Figura 69. Abundancias relativas (%) observadas en junio y noviembre de 2019 en tres estaciones de la bahía de Buenaventura, departamento del Valle del Cauca.....	144
Figura 70. Densidades fitoplanctónicas observadas en junio y noviembre de 2019 en tres estaciones de la bahía de Buenaventura, departamento del Valle del Cauca.....	144
Figura 71. . Grupos de organismos marinos y su correspondiente porcentaje de especies que tienen al menos un ensayo biológico que evalúa su bioactividad.	149
Figura 72. Número de ensayos biológicos evaluados en organismos marinos y sus derivados durante el año 2019.....	149
Figura 73. Especies de organismos marinos cuyos extractos han sido caracterizados químicamente.	150
Figura 74. Escenario de Ascenso del nivel del mar para el año 2100 en la costa Caribe y Pacífico colombiano (fuente: INVEMAR-IDEAM, 2017).....	158

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Áreas y longitudes aproximadas de la zona marina y costera de Colombia. Los vectores fueron re proyectados de Magna Colombia Bogotá a Lambert Azimutal Colombia para estimar áreas y distancias.	19
Tabla 2. Gobernabilidad en las regiones costeras colombianas.	22
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”).	27
Tabla 4. Áreas perdidas y ganadas por regiones y Colombia a los años 2040, 2070 y 2100.	51
Tabla 5. Escala de valoración del índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM. Fuente: Vivas-Aguas, 2011.	54
Tabla 6. Principales tensores antropogénicos relacionados con las condiciones inadecuadas y pésimas de calidad del agua marino costera determinadas en los departamentos del Caribe y Pacífico colombianos en el 2018 y 2019. Los números representan la cantidad de sitios por departamento y el color de la celda la categoría de calidad.	58
Tabla 7. Métodos de análisis de laboratorio para las variables que conforman el ICAM.....	59
Tabla 8. Opciones de medidas de seguimiento que se puedan adoptar según la valoración del índice ICAM. Tomado de Vivas-Aguas, 2011, modificado de Marín, 2001.....	59
Tabla 9. Escala de valoración del indicador de condición-tendencia de áreas coralinas – ICT _{AC} (Rodríguez-Rincón <i>et al.</i> , 2014).....	66
Tabla 10. Escala de referencias para las variables del indicador de condición-tendencia de áreas coralinas –ICT _{AC} (Rodríguez-Rincón <i>et al.</i> , 2014) en la región Caribe - Referencias de (HRI, 2012)..	66
Tabla 11. Escala de referencias para las variables del indicador de condición-tendencia de áreas coralinas – ICT _{AC} (Rodríguez-Rincón <i>et al.</i> , 2014) en la región Pacífico (Tomado de SISMAC-INVEMAR). Para el Pacífico no se hace referencia a biomasa.....	66
Tabla 12. Escala ejemplo de la valoración general del indicador de condición-tendencia de pastos marinos – ICT _{PM} . En la actualidad no se han evaluado los valores como reales, porque aún se encuentra en proceso de revisión la variable de función.	72
Tabla 13. Escala de referencia para la densidad de vástagos del indicador de condición- tendencia pastos marinos ICT _{PM} para praderas mono específicas o mixtas con mayor proporción de <i>Thalassia testudinum</i>	72
Tabla 14. Escala de referencia para la densidad de vástagos del indicador de condición- tendencia pastos marinos ICT _{PM} en praderas mixtas con dominancia de <i>Syringodium filiforme</i> (usada especialmente para la isla de Providencia fuera del Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon).....	73

Tabla 15. Escala de referencia para las variables de afectación de <i>Labyrinthula sp.</i> (Vref L) / o de presencia de mortalidad en la estación, del indicador de condición- tendencia pastos marinos ICT _{PM}	73
Tabla 16. Resultados de la valoración de estado para las variables densidad de vástagos y afectación del hongo <i>Labyrinthula sp.</i> en las praderas de pastos marinos del Caribe colombiano durante el 2019.....	75
Tabla 17. Distribución de las especies de mangle del Caribe y Pacífico colombiano. Datos tomados de Sánchez-Páez <i>et al.</i> (1997); INVEMAR y CRA (2005); Spalding <i>et al.</i> (2010). 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.....	78
Tabla 18. Indicador de extensión (Ie) de los bosques de manglar, caso “Ciénaga Grande de Santa Marta-CGSM”.....	79
Tabla 19. 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 manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Ibarra <i>et al.</i> , 2014). 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; plánt.: plántulas; propág.: propágulos.....	82
Tabla 20. Escala de interpretación del indicador de integridad biológica de manglares (IBIm) de la Ciénaga Grande de Santa Marta.	83
Tabla 21. Pesos o Factores de ponderación como ejemplo para las variables que componen el indicador de condición tendencia de bosques de manglar-ICT _{BM} (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014).	87
Tabla 22. Escala de calificación establecida para las variables de área basal (m ² /ha) y densidad (ind/ha) de los bosques de manglar de los departamentos costeros de Colombia (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014).	88
Tabla 23. Escala de clasificación inicial a manera de ejemplo del índice de condición tendencia de bosques de manglar (ICT _{BM}). Se presentan cinco calificaciones posibles de condición general de los bosques de manglar.	88
Tabla 24. Resultados de la valoración del estado de los bosques de manglar de acuerdo con las variables indicadoras del ICT _{BM} : densidad de árboles y área basal del bosque, en las estaciones de monitoreo de San Andrés.	90
Tabla 25. Resultados de la valoración del estado de los bosques de manglar de acuerdo con las variables indicadoras del ICT _{BM} : densidad de árboles y área basal del bosque, en las estaciones de monitoreo de Providencia y Santa Catalina.	91
Tabla 26. Listado de áreas marinas protegidas del SAMP. Fuente: SSD-SAMP (2020).	131

Tabla 27. Densidades máximas de géneros constituidos por especies potencialmente nocivas de acuerdo a la lista taxonómica de la IOC de UNESCO, observadas en las estaciones bahía de Chengue (BCH), bahía de Santa Marta (BSM), boca de la Barra (LBA) y ciénaga la Luna (CLU), departamento del Magdalena entre octubre de 2018 y agosto de 2019.	143
Tabla 28. Densidades máximas observadas de los géneros planctónicos constituidos por especies potencialmente nocivas de acuerdo a la lista taxonómica de la IOC de UNESCO, en la bahía de Buenaventura en junio y noviembre de 2019.....	145
Tabla 29. Consolidado de especies marinas cuya bioactividad ha sido evaluada hasta 2018, las que se han caracterizado químicamente hasta el 2018 y las publicadas en 2019.	147

CAPÍTULO I

LOS ESPACIOS OCEÁNICOS Y ZONAS COSTERAS E INSULARES DE COLOMBIA



Cabo de la Vela. Foto: Leonardo Ospino

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) (Figura 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 1:100.000 y 1:500.000.

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

		REGIÓN		TOTAL
		Caribe	Pacífico	
Línea de costa (km) Escala: 1.100.000¹	Continental	2.070 *****	4.684 *****	6.969
	Insular del margen continental	100 **	24 *	
	Insular oceánico	84 ***	7 ****	
	Subtotal	2.253	4.715	
Línea de costa (km) Escala: 1.500.000²	Continental	1.785 *****	1.545 *****	3.531
	Insular del margen continental	86 **	50 *	
	Insular Oceánico	60 ***	4 ****	

¹ 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 tiene una mayor influencia de la marea; de por más se encontrará que la longitud en kilómetros excede la de reportes generados anteriormente, además de considerar que entre mejor sea el detalle y la escala, la longitud de la línea aumenta en comparación a reportes generados anteriormente a una escala de menor detalle.

² 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.

		REGIÓN		TOTAL
		Caribe	Pacífico	
	Subtotal	1.932	1.599	
Área emergida de la zona costera (km ²)	Continental	7.594	8.435	16.128
	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.

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, a su vez con 45 municipios, 7 Capitanías de Puerto y 11 Autoridades Ambientales entre Corporaciones Autónomas Regionales – CAR y Departamentos Técnico Administrativos de 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 golfos 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 (Vermette, 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.

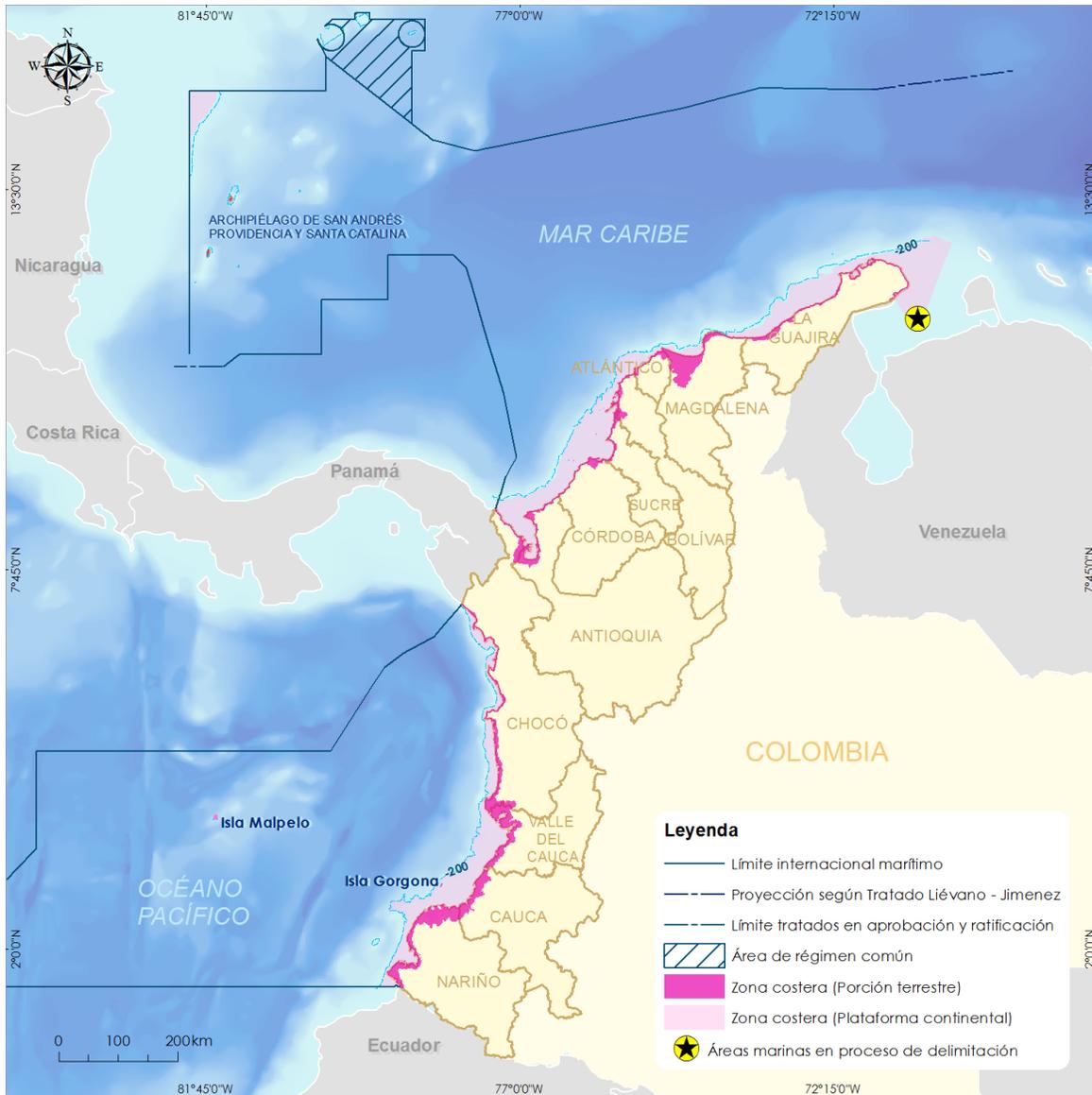


Figura 1. Fronteras nacionales e internacionales de la zona marino – costera del territorio colombiano (modificado de IGAC, 2002).

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 $10^{\circ}49'$ y $16^{\circ}10'$ de latitud Norte y $78^{\circ}00'$ y $82^{\circ}14'$ de longitud Oeste (Figura 1). Tiene una extensión de línea de costa de 100 km aproximadamente y un área terrestre de 49 km^2 (Posada *et al.*, 2011) (Tabla 1). Administrativamente está conformada por un solo departamento, 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 el Archipiélago (Tabla 2).

El litoral Pacífico está integrado por los departamentos de Chocó, Valle del Cauca, Cauca y Nariño, 16 municipios costeros, 4 Capitanías de Puerto y 4 CAR (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 y Henao, 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 (INVERMAR, 2016a).

Tabla 2. Gobernabilidad en las regiones costeras colombianas.

	DEPARTAMENTOS	MUNICIPIOS COSTEROS	AUTORIDADES AMBIENTALES	CAPITANÍAS DE PUERTO
COSTA CARIBE	Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina	Isla San Andrés	CORALINA	San Andrés
		Isla Providencia		Providencia
	La Guajira	Uribia	COPORGUAJIRA	Puerto Bolívar
		Manaure		
		Riohacha		Riohacha
		Dibulla		
	Magdalena	Santa Marta	DADMA	Santa Marta
		Ciénaga	CORPAMAG	
		Zona Bananera		
		Puebloviejo		
		El Retén		
		Pivijay		
		SitioNuevo		
		Remolino		
	Salamina			
	Atlántico	Barranquilla	DAMAB	Barranquilla
		Puerto Colombia	CRA	
		Tubará		
		Juan de Acosta		
Soledad				
Piojó				
Luruaco				
Bolívar	Cartagena de Indias	EPA	Cartagena	
	María la Baja	CARDIQUE		
	Santa Catalina			
	Santa Rosa			
	Turbaco			
	Turbaná			
Sucre	Arjona	CARSUCRE	Coveñas	
	San Onofre			
	Tolú			

DEPARTAMENTOS	MUNICIPIOS COSTEROS	AUTORIDADES AMBIENTALES	CAPITANÍAS DE PUERTO	
	Coveñas			
	Palmito			
	Córdoba	San Antero	CVS	Coveñas
		San Bernardo del Viento		
		Lorica		
		Moñitos		
		Puerto Escondido		
		Los Córdoba		
	Antioquia	Apartadó	CORPOURABA	Turbo
		Arboletes		
		Carepa		
		San Juan de Urabá		
		Necoclí		
Turbo				
Chocó	Unguía	CODECHOCÓ		
	Acandí			
COSTA DEL PACÍFICO	Chocó	Juradó	CODECHOCÓ	Bahía Solano
		Bojayá		
		Bahía Solano		
		Nuquí		
		Bajo Baudó		
	Valle del Cauca	Buenaventura	CVC	Buenaventura
	Cauca	López de Micay	CRC	Guapi
		Timbiquí		
		Guapi		
	Nariño	Santa Bárbara	CORPONARIÑO	Tumaco
		El Charco		
		La Tola		
		Olaya Herrera		
Mosquera				
Francisco Pizarro				
San Andrés de Tumaco				

Por otra parte, la zona costera colombiana se constituye en el principal eje de desarrollo económico del país, especialmente por la realización de actividades relacionadas con el transporte marítimo, el comercio exterior, el turismo, la pesca y el sector minero-energético (Ramos y Guerrero, 2010). Este último, ha tenido un proceso de reactivación, con un potencial gasífero y petrolero muy importante en las áreas marinas, especialmente en exploración y producción costa afuera (Ministerio de Minas y Energía, 2019). En este sentido, es importante resaltar el aporte de los 12 departamentos costeros al Producto Interno Bruto (PIB) nacional, cuya participación durante los últimos cuatro años se ha mantenido cercana al 41%, y para el año 2019 reportó 401.636 miles de millones de pesos (DANE, 2019). 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 (SuperTransporte, 2020), por las cuales se movilizó durante el año 2019 el 98,8%

de carga, con una variación negativa del 0,03% con respecto al año 2018, alcanzando los 4,2 millones de contenedores (SuperTransporte, 2020).

La población residente en las zonas costeras e insulares para el año 2019 es cercana a los 6.300.000 habitantes), de los cuales cerca del 87% 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, 2018).

UNIDADES DE GESTIÓN AMBIENTAL

Según el (DNP-Departamento Nacional de Planeación, 2007) 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 ellas 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:

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 Océánico:** 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.

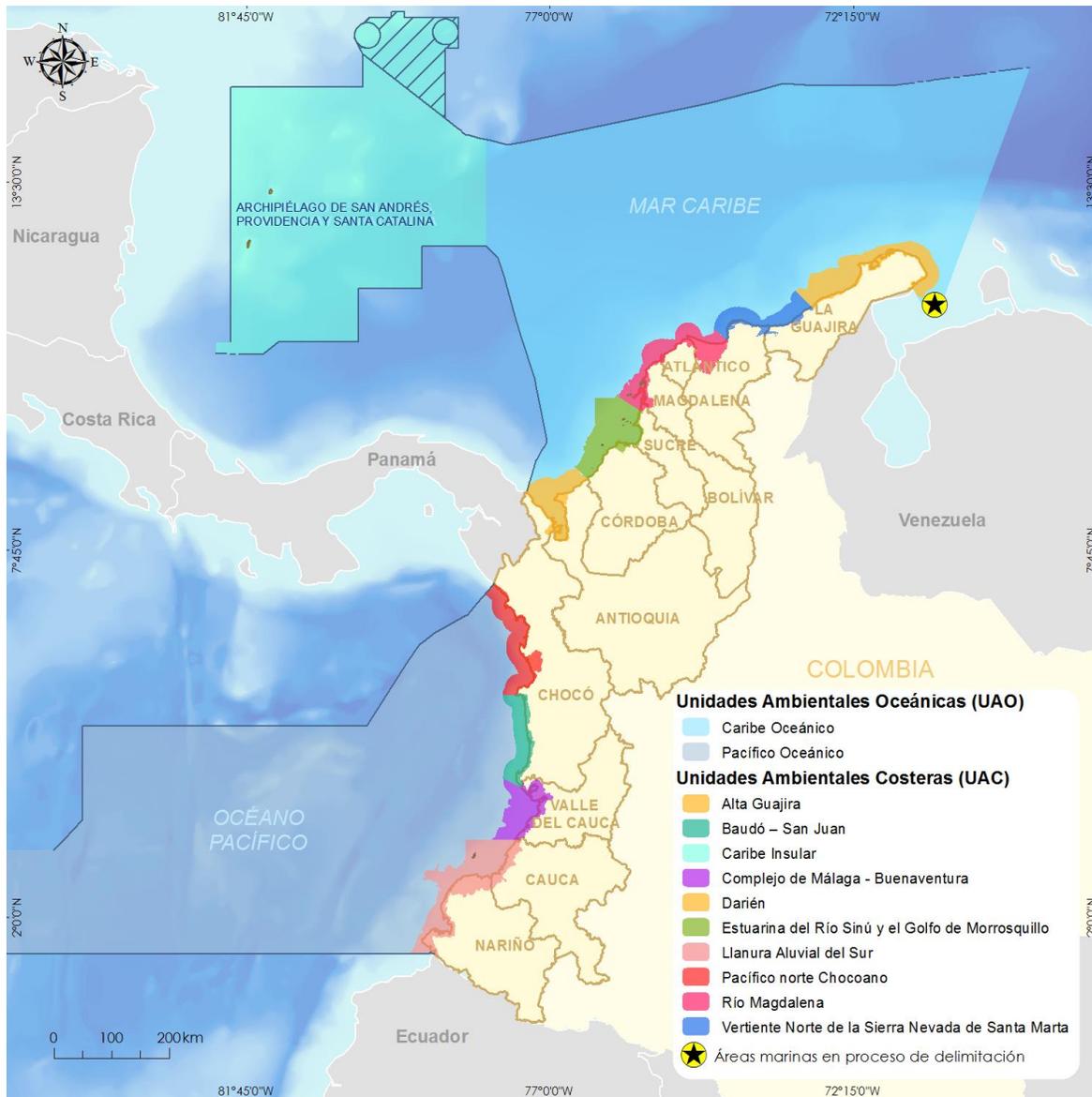


Figura 2. Localización de las Unidades Ambientales Océánicas y Costeras (modificado de INVEMAR, 2000).

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 – POMIUC 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.

<p>UAC Estuarina del Río Sinú y el Golfo de Morrosquillo</p>	<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.
<p>UAC del Darién</p>	<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.
<p>UAC Caribe Insular</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Decreto 415 de 2017.
<p>UAC Pacífico Norte Chocoano</p>	<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.
<p>UAC Baudó-San Juan</p>	<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.
<p>UAC del Complejo de Málaga - Buenaventura</p>	<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.
<p>UAC de la Llanura Aluvial del Sur</p>	<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



Acropora cervicornis en las islas de San Bernardo. Foto: Raúl Navas-Camacho

INTRODUCCIÓN

De manera simple, dentro de la estructura de cualquier ecosistema que haya existido y exista actualmente, el ciclo trófico comienza con una fuente de energía que activa el funcionamiento de la vida a todo nivel, la cual es aprovechada por un grupo de organismos (productores) especialistas que generan la materia orgánica, subsecuentemente, existen los organismos (consumidores) que requieren materia orgánica procedente de otros seres vivos para subsistir y dentro de este ciclo trófico los descomponedores se encargan de reciclar la materia orgánica que queda de los dos procesos anteriores.

Estas relaciones tróficas funcionan de manera natural entretanto ninguno de los componentes intrínsecos que intervienen se vean disminuidos, alterados o cambiados por perturbaciones causadas por agentes bióticos y abióticos externos a estas (fenómenos naturales, contaminación física y química, erosión, acreción o sedimentación, sobrepoblación, sobreexplotación, uso del suelo) los cuales provocan inexorablemente la pérdida de hábitats y especies a corto y largo plazo. Es indudable que, de los agentes mencionados, el 80% han sido promovidos por las actividades que los seres humanos realizan en el desarrollo de sus comunidades e intereses particulares para su supervivencia sin tener en cuenta que gran parte de esta depende de que el ciclo se mantenga lo más intacto posible para continuar obteniendo de la naturaleza todo aquello que nos ha permitido obtener (servicios ecosistémicos) para mantener el estatus de vida que llevamos hasta el momento.

Del entendimiento de que las acciones que realizamos de manera directa o indirecta sobre el medio ambiente nos afectan tarde o temprano a todos por igual, depende que conscientemente nos hagamos cargo de mitigar y erradicar las acciones que han provocado las mayores afectaciones que hoy en día han estado modificando el territorio que cada comunidad habita y del que hace uso durante su existencia y la de sus generaciones subsecuentes.

Además, partiendo de la definición de ecosistema como: *“El sistema completo, incluyendo no sólo el complejo de organismos, sino también todo el complejo de factores físicos que forman lo que se llama medio ambiente (o factores abióticos)”* (Tansley, 1935), de los cuales depende el desarrollo de un ser vivo, por lo tanto se puede decir que no es posible hablar de ecosistema sin tener en cuenta los factores abióticos, como el suelo (sustrato), las corrientes, energía solar (la luz, la temperatura), la salinidad, entre otros, ya que son imprescindibles para que la vida se desarrolle en nuestro planeta.

Es por esto que la interrelación entre lo abiótico y lo biótico es inseparable, sus particularidades definen las características de cada ecosistema del planeta y los diferencian; un ejemplo de esto es la temperatura, la cual es determinante para la distribución de los organismos debido a los rangos de tolerancia de éstos. Además, cada ecosistema tiene su particularidad, es decir sin factores abióticos no podría haber factores bióticos y si los primeros se alteran esto afectará a los organismos. Por esta razón, es importante entender la dinámica espacial y temporal de los factores abióticos y su relación con los diferentes ecosistemas presentes en los mares y costas de Colombia. Adicionalmente, para nuestra sociedad es importante conservar el equilibrio en dichos ecosistemas ya que depende de los bienes y servicios que estos le proveen.

Considerando lo anterior, a continuación, se realiza la descripción de los resultados de los seguimientos sobre los ambientes abióticos y bióticos que dan razón sobre el estado de los litorales costeros y marinos de nuestras zonas costeras.

EL AMBIENTE ABIÓTICO

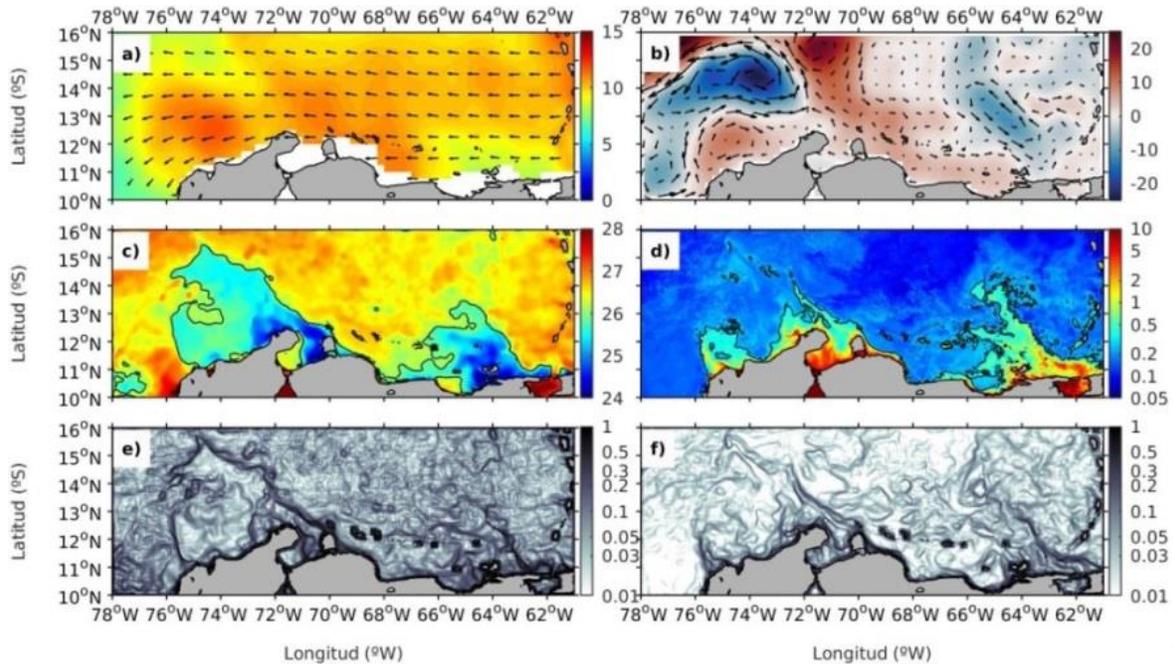
Los ecosistemas, unidades de paisaje o territorio, son unidades donde convergen prácticas sociales, económicas y culturales que están relacionadas con el ambiente y sus recursos, obteniendo una visión de paisaje, donde los ecosistemas, el agua, la tierra y el clima juegan un papel fundamental en esta visión integradora del territorio. Como se ha venido mencionando, el estudio de las condiciones físicas es de vital importancia para entender diferentes procesos o cambios que suceden en el territorio, ecosistemas o paisajes y por consiguiente una toma de decisiones integradora y de manera más acertada en relación con la conservación, planificación y el ordenamiento de las zonas marino costeras del país. En 2019, los estudios abióticos fueron pensados con un enfoque integrador de la naturaleza (biótico y abiótico) y la sociedad.

La surgencia costera del sur del Caribe

El sistema de surgencia del sur del Caribe es probablemente el principal proceso físico que proporciona los nutrientes requeridos para sustentar la productividad biológica observada en todo el mar Caribe. Muchos ecosistemas de alta importancia ecológica, como son los vastos ecosistemas de coral en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, dependen o se ven beneficiados casi exclusivamente por los procesos de circulación que eventualmente transportan aguas afloradas hasta esta región insular. Estos procesos determinan una conexión física entre la surgencia y los sistemas insulares en el Caribe, cuyo impacto en los ecosistemas depende de la variabilidad en la intensidad de la surgencia, de los procesos de advección y de las características particulares de las aguas afloradas en el sistema.

La surgencia costera del Caribe es generada cuando los vientos alisios se intensifican en una dirección paralela a las costas de Colombia, Venezuela y Trinidad. La fricción de estos vientos sobre la superficie del mar genera un transporte de aguas hacia el norte y fuera de la costa, el cual provoca el ascenso de aguas más frías y salinas en el borde costero (Andrade y Barton, 2005; Gordon, 1967; Rueda-Roa y Müller-Karger, 2013). Estas aguas afloradas tienen un mayor contenido de nutrientes respecto a las aguas superficiales del Caribe, nutrientes que estimulan una mayor productividad del fitoplancton (Corredor, 1979; Müller-Karger *et al.*, 2001, 1989), estimulan el crecimiento y determinan la estructura ecológica de los arrecifes de coral y las praderas de macroalgas (Díaz-Pulido y Garzón-Ferreira, 2002; Eidens *et al.*, 2014), y sustentan el 95% de la pequeña biomasa de los peces pelágicos pequeños (Rueda-Roa y Müller-Karger, 2013).

Las aguas afloradas son advectadas hacia el centro del Caribe, generando un descenso en la temperatura del sureste del mar Caribe por debajo de los 26,5°C (Figura 3



)
principalmente durante los meses de surgencia activa (Diciembre - Abril). Debido a que frente a la península de La Guajira los vientos alisios se intensifican formando el Jet de Bajo Nivel del Caribe (Amador, 2008; Hidalgo *et al.*, 2015; Muñoz *et al.*, 2008; Wang, 2007), se genera una mayor advección que extiende el área afectada por la surgencia hasta 450 km desde la costa, extensión que es mayor que es alcanzada frente a Venezuela (hasta 225 km de la costa). Sin embargo, la extensión efectiva puede ser aún mayor que la extensión promedio durante los máximos de las temporadas de surgencia.

La circulación superficial en el mar Caribe es dominada por la Corriente del Caribe, un flujo de este a oeste que se caracteriza por presentar una alta actividad de remolinos de mesoescala, estructuras interactúan con el sistema de surgencia y contribuyen a su extensión al transportar las aguas afloradas hacia el oeste. Estas estructuras contribuyen a la formación de las zonas frontales del sistema de surgencia en las cuales ocurren intensos procesos de mezcla con las aguas superficiales del Caribe (Figura 4). Además, los remolinos atrapan aguas afloradas y las transportan en su trayectoria hacia el oeste, más allá de las áreas de influencia directa de la surgencia. Debido a que estas aguas afloradas ganan progresivamente calor en superficie hasta alcanzar una temperatura equiparable a las aguas superficiales del Caribe, las aguas afloradas no son fácilmente rastreables a partir de información satelital de temperatura, pero su señal en la clorofila es evidente incluso en el archipiélago de San Andrés y Providencia.

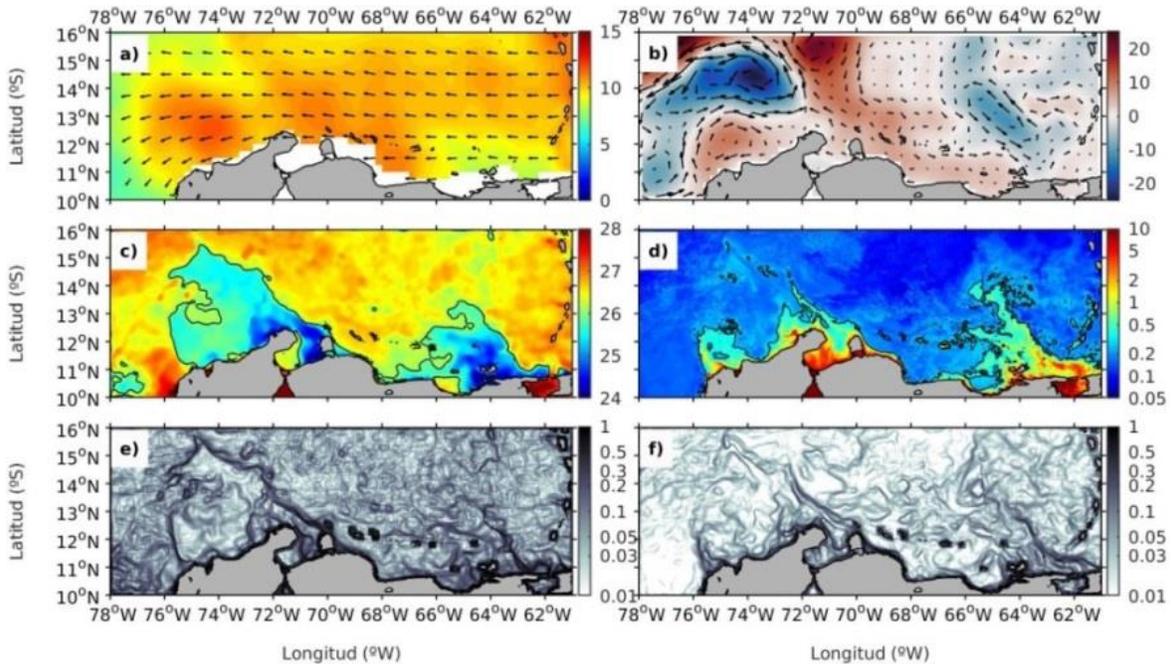


Figura 3. (a) Magnitud (color) y dirección del viento (vectores) para el día 16-02-2013 y 15-09-2013 en el sistema de surgencia del sur del Caribe. (b) Anomalia del nivel del mar y corrientes geostroficas. (c) Temperatura superficial del mar, con la isoterma de los 26°C resaltada con la línea de color negro. (d) concentración de clorofila-a. (e) frentes de temperatura y (f) de clorofila-a, calculados mediante el Operador Sobel (Correa-Ramírez *et al.*, 2020).

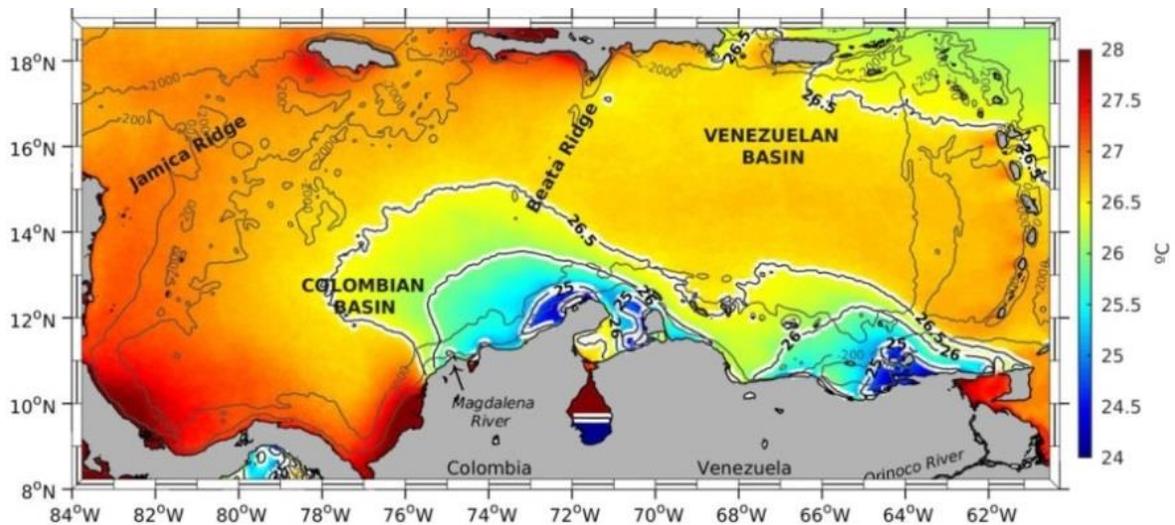


Figura 4. Promedio climatológico de la temperatura superficial del mar durante el mes de febrero, calculado a partir de 16 años (2002-2018) de registros satelitales MODIS-Aqua (Correa-Ramírez *et al.*, 2020).

Las aguas afloradas en el sistema de surgencia provienen del Agua Subtropical Subsuperficial (Subtropical Underwater, SUW), la cual es una masa de agua que se forma en la región subtropical del Atlántico norte e ingresa subsuperficialmente al Caribe a través de los pasos entre las Antillas Mayores y Menores, formando un máximo subsuperficial de salinidad ~150m de profundidad. A pesar de esto, los perfiles hidrográficos realizados con lances de CTD y boyas autónomas Argos muestran que las SUW afloradas en el sistema de surgencia son típicamente ~0,11 g kg⁻¹ menos

salinas y presentan una variación estacional de su salinidad, lo cual es observado en las SUW del centro del Caribe (Figura 5). Esta variación en la salinidad se debe a que las SUW que son afloradas no provienen del centro del Caribe, sino que arriban subsuperficialmente al sistema de surgencia transportadas por una Corriente Costera subsuperficial del Caribe (Caribbean Coastal Undercurrent - CaCU, velocidad media $0,28 \text{ m s}^{-1}$), que se forma desde una divergencia del flujo en la profundidad del máximo salino frente a la plataforma continental de Nicaragua y retorna hacia el oeste adosada a la plataforma costera hasta alcanzar las zonas de surgencia frente a Colombia y Venezuela (Figura 6) (Correa-Ramírez *et al.*, 2020). La disminución en la salinidad observada en las aguas surgidas es el resultado de intensos procesos de mezcla que ocurren cuando la CaCU transporta las SUW debajo de la región del giro Panamá-Colombia por la CaCU. En esta región, bajo los 200 m de profundidad procesos doble-difusivos que involucran la formación de dedos de sal, generan un flujo de sal hacia profundidad $> 2 \times 10^{-2} \text{ g kg}^{-1} \text{ m d}^{-1}$, en tanto que en la capa superficial, la turbulencia mecánica que causa la cizalle de las corrientes generan un mezcla con aguas superficiales menos salinas debido al gran aporte fluvial del río Magdalena y de los ríos que desembocan en el golfo de Urabá, lo cual genera un flujo de sal hacia superficie entre $0,5\text{--}4 \times 10^{-2} \text{ g kg}^{-1} \text{ m d}^{-1}$. Además de reducir el contenido de sal de las SUW afloradas, estos procesos de mezcla pueden modificar el contenido de nutrientes de las aguas que serán afloradas o incorporarles contaminantes de origen continental, que potencialmente pueden afectar el ecosistema de surgencia y los ecosistemas aledaños en el mar Caribe. El origen de los nutrientes en el sistema de surgencia es un aspecto que requiere ser analizado en futuros estudios para comprender la conectividad bio-geoquímica del sistema y su productividad.

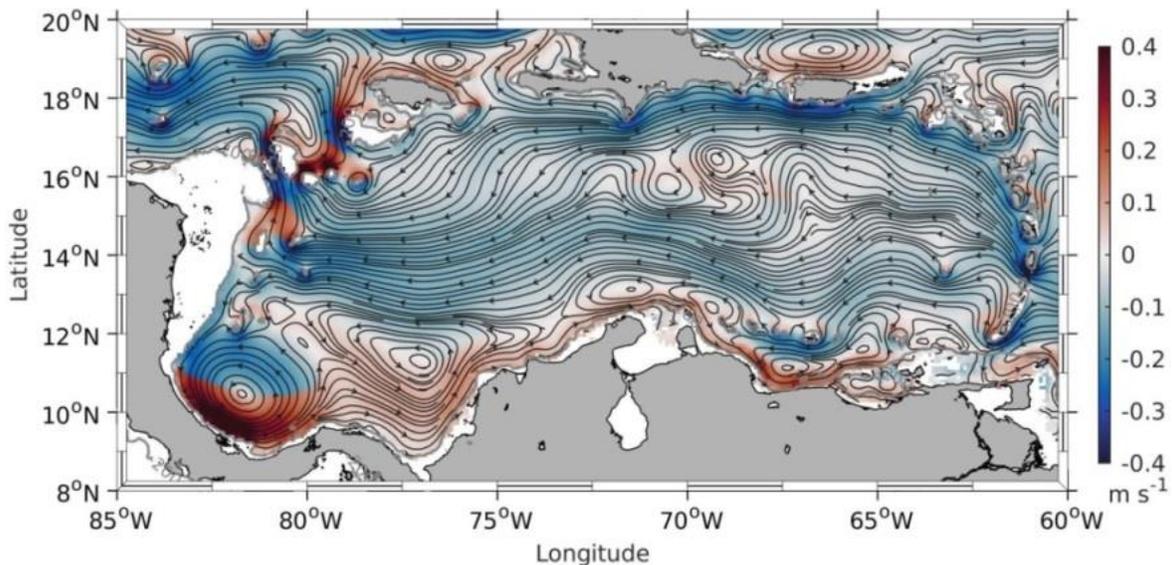


Figura 5. Patrón de circulación subsuperficial en la profundidad del máximo salino (100-150 m). Los tonos azules (rojos) muestran la velocidad de las corrientes hacia el Oeste (Este). Las Aguas Subtropicales Subsuperficiales (Subtropical Under Waters – SUW), que afloran en las zonas de surgencia frente a Colombia y Venezuela, son trasportadas por la Corriente Costera Subsuperficial del Caribe desde la plataforma nicaragüense (Correa-Ramírez *et al.*, 2020).

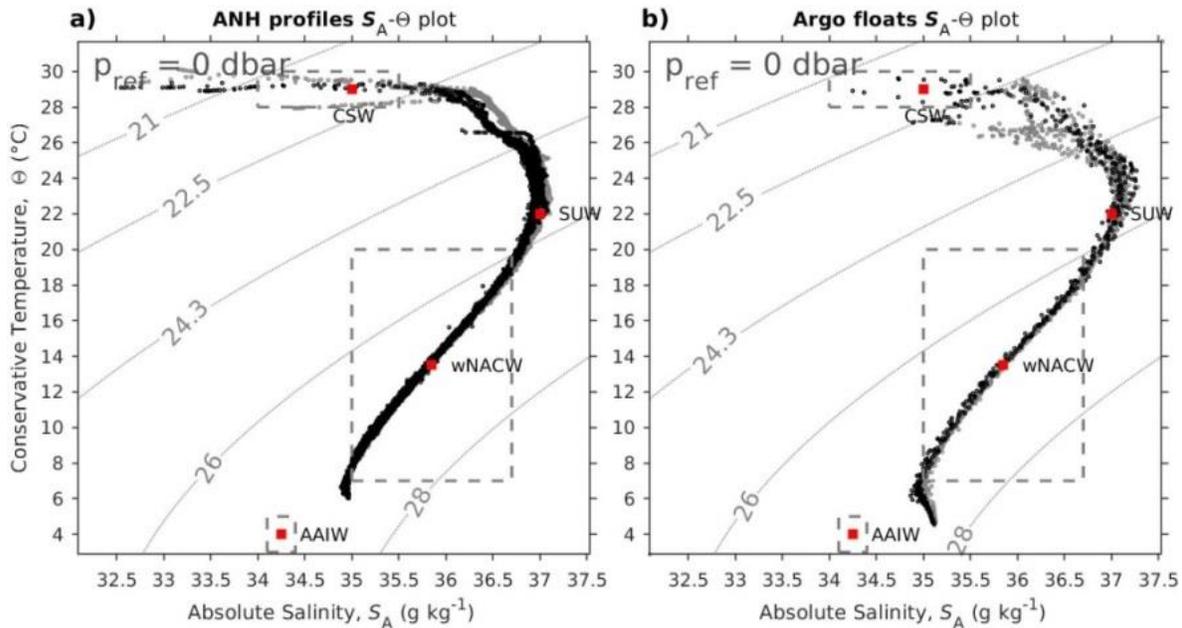


Figura 6. (a) Gráfico de la temperatura conservativa vs. la salinidad absoluta (θ - S_A) de los datos CTD de los cruceros ANH-I (puntos negros) y ANH-II (puntos grises); (b) Gráfica θ - S_A de los perfiles CTD de las boyas autónomas Argo que cruzaron un área en el centro del Mar Caribe central ubicada entre 75–68°W y 13,5–18°N, en 2008 (puntos negros) y 2009 (puntos grises). En ambos paneles, los cuadrados rojos representan los valores típicos para las masas de Agua Superficial del Caribe (CSW), Agua Subtropical Subsuperficial (SUW), Agua Central del Atlántico Norte (wNACW) y Agua Intermedia Antártica (AAIW) (Correa-Ramírez *et al.*, 2020).

Influencia continental y climática en el Parque Nacional Natural Gorgona

Los arrecifes de coral de la isla Gorgona son los más extensos del Pacífico colombiano, aunque se consideran marginales por su reducida extensión en comparación con los arrecifes del Caribe. Estos arrecifes tienen un patrón de zonificación poco marcado, caracterizado por el predominio de los corales pocillopóridos en zonas someras y la presencia de colonias masivas de *Pavona* y *Gardineroseris* en la base más profunda y expuesta de los arrecifes (Zapata y Vargas-Ángel, 2003). El limitado desarrollo de estos arrecifes se debe a las condiciones climáticas y oceanográficas de la región, las cuales no son óptimas para el crecimiento coralino. Estos arrecifes se desarrollan sobre una plataforma continental estrecha, afectados por lluvias intensas que dan como resultado escorrentía, turbidez y salinidad reducida.

Para establecer el efecto continental y atmosférico sobre los ecosistemas de coral, se utilizaron los datos del radiómetro polarimétrico WindSat, con una resolución temporal diaria. Así mismo se realizaron mediciones *in situ* de variables como, la salinidad, la temperatura, la turbidez y los sólidos suspendidos totales.

El patrón promedio (2016-2018) de los vientos frente a la costa Pacífica colombiana mostró una diferenciación entre la parte sur y la parte norte (aproximadamente a partir de los 4°N). Al sur de esta latitud predominaron los vientos del suroeste, mientras que, al norte, los vientos en la parte oceánica fueron del noroeste y más cerca de la costa vinieron del sur. En términos generales la velocidad del viento fue mayor en la parte sur con respecto a la velocidad en la parte norte (Figura

7). Debido a su localización $\sim 3^{\circ}\text{N}$, los vientos predominantes que afectaron a la isla Gorgona provinieron del suroeste, con una velocidad que osciló alrededor de los $5,5 \text{ m s}^{-1}$ en la zona más cercana a la isla. Además, es posible observar un incremento local en la velocidad del viento al norte de la isla, que posiblemente sea un efecto local de aceleración de los vientos a barlovento provocado por la perturbación al flujo que ejerce la elevación de la isla (Figura 7).

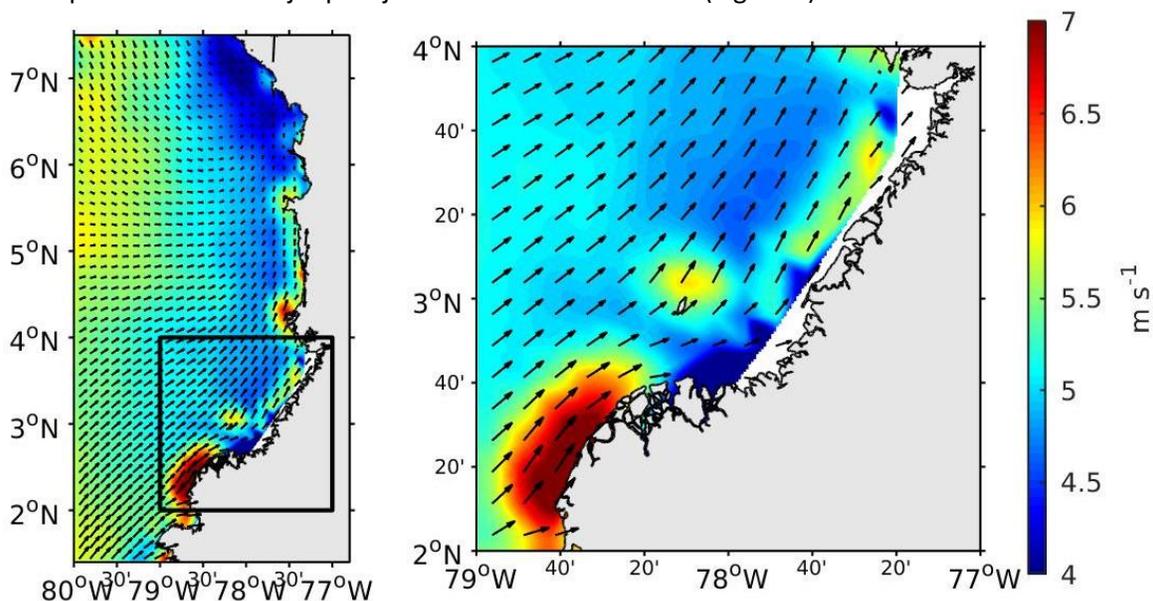


Figura 7. Promedio de 3 años (2016-2018) de los vientos sobre el mar, frente a la costa Pacífica de Colombia (panel izquierdo) y alrededor de isla Gorgona (panel derecho) (INVEMAR, 2019a).

La temperatura a nivel superficial mostró un calentamiento (temperatura máxima= $28,49^{\circ}\text{C}$) en la zona continental hacia el delta del río Guapi, el cual tuvo influencia sobre este factor, que se extendió en línea recta en dirección noroeste, sin alcanzar a tener una influencia sobre la temperatura del área marina circundante a la isla; por el contrario, alrededor de la isla Gorgona, se observaron los menores valores de temperatura, los cuales estuvieron entre $27,52$ y $27,91^{\circ}\text{C}$, siendo el sector norte ligeramente más cálido que el sector sur de la isla (Figura 8a). La diferencia en la temperatura superficial del mar entre el área circundante a la isla y el sector más cálido en la desembocadura del río Guapi fue de casi 1°C .

En cuanto a la salinidad, ésta presentó un patrón similar a la temperatura, el sector más cercano a la desembocadura del río Guapi fue diferente al resto del área de estudio, presentando los valores más bajos de salinidad (valor mínimo= $24,13$), así como también hubo valores bajos en el sector cercano a la desembocadura del delta Patía-Sanquianga. La influencia de los ríos sobre la salinidad, se extendió hasta aproximadamente la mitad del trayecto entre Guapi y Gorgona (Figura 8b). Por otro lado, alrededor de la isla Gorgona, se observó la influencia de aguas oceánicas, principalmente en el sector occidental de la isla, donde se presentaron los valores más altos de salinidad (valor máximo= $32,60$). Un patrón similar ha sido descrito por Giraldo *et al.*, (2011) para el área circundante a la isla, en la época de lluvias, donde a nivel superficial, el lado occidental presentó mayor salinidad que el lado oriental.

Finalmente, las imágenes de sólidos suspendidos totales (Figura 8c) y de turbidez (Figura 8d) a nivel superficial presentaron la mayor concentración (42 mg L⁻¹) y de 305 (NTU) respectivamente en la estación más cercana a la desembocadura del delta Patía-Sanquianga, para el cual se ha estimado una carga de sedimentos de 27 M ton año⁻¹ y la tasa de erosión más alta de cualquier río drenando el margen occidental de Sudamérica (1.500 ton km⁻² año⁻¹) (Restrepo & Cantera, 2011), a pesar de esto, se observó que la influencia del mismo sobre la concentración de SST se extendió sólo hasta la tercera estación (aproximadamente a 5,5 km de la primera estación) y en menor medida hasta la cuarta (aproximadamente a 13 km de la primera estación), sin que se alcance a ver una influencia clara del mismo en el área circundante a la isla Gorgona.

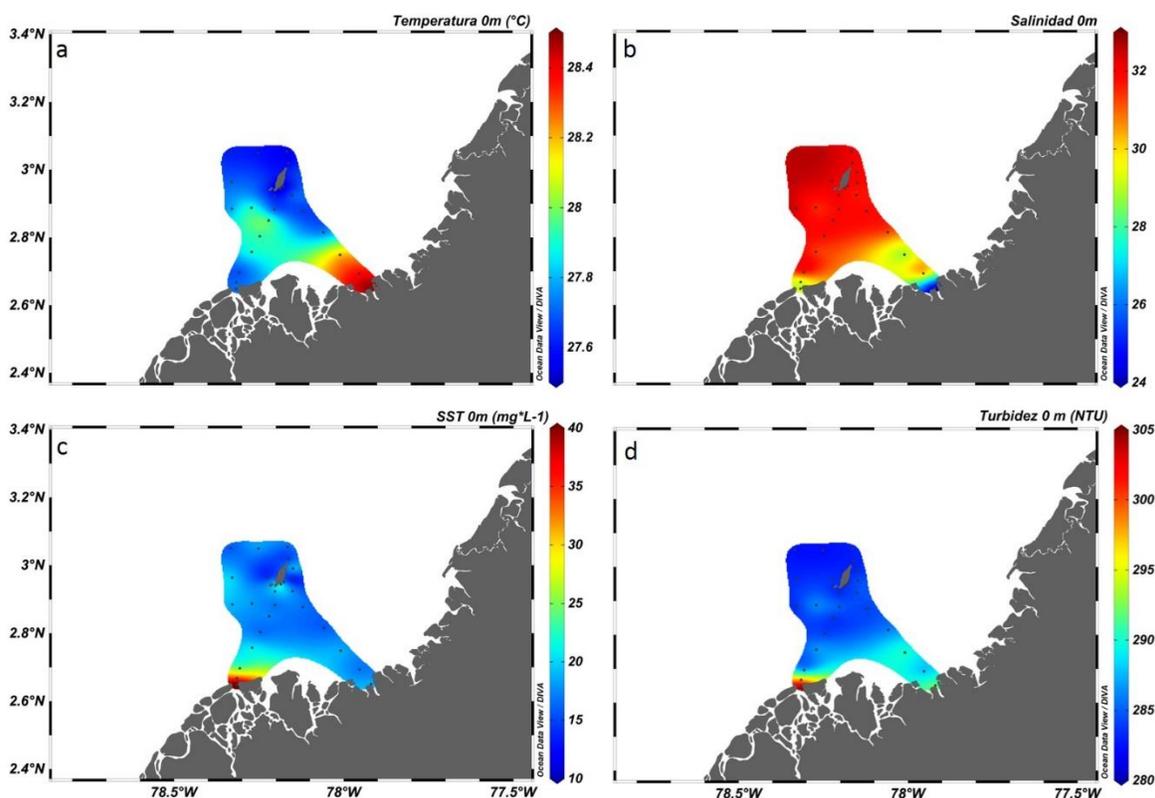


Figura 8. Distribución de la temperatura superficial (a), la salinidad (b) los sólidos suspendidos totales (c) y la turbidez (d), alrededor de la isla Gorgona y transectos hasta Guapi y Sanquianga, durante agosto de 2019 (INVEMAR, 2019a).

Aunque el muestreo se realizó durante una época catalogada de lluvias, se evidenció una fuerte influencia oceánica más que continental alrededor del Parque Nacional Natural Gorgona. Esto debido que la climatología de la señal de los sólidos suspendidos muestra que la señal se pierde porque éstos se diluyen o se decantan antes de llegar (aproximadamente a los 15 km de la costa). Aunado a esto, es probable que tampoco se vea la señal continental, debido que, desde octubre de 2018 hasta la fecha de muestreo, se presentaron anomalías positivas en la temperatura superficial del mar hasta de 0,9 °C según la NOAA, lo que causó una disminución de precipitaciones en la zona lo que causa que las escorrentías desde la zona continental sean menores.

Variaciones hidrológicas en la CGSM y respuestas ambientales

La ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) se encuentra localizada en una región climática marcada por un déficit hídrico, en la cual la evaporación supera a la precipitación la mayor parte del año. A partir del balance hídrico realizado INVEMAR-CORPAMAG (2018), se identificaron variaciones temporales del volumen de agua de la CGSM (pérdidas/excesos) bajo diferentes escenarios climáticos. Simulaciones realizadas en un año seco (2015) identificaron 9 meses de déficit hídrico, en los cuales las pérdidas de agua superaron a los ingresos. Bajo este escenario cobra importancia el monitoreo hidrológico de los principales aportes de agua superficial al espejo de agua principal.

En el 2019 se dio continuidad al monitoreo hidrológico iniciado en 2017 (INVEMAR-MADAS-PNN, 2017), en el cual se instalaron miras de nivel en los ríos y caños que desembocan al espejo de agua principal de la CGSM. Estas miras o reglas de nivel son leídas diariamente por observadores de la zona, los cuales registran el nivel del agua a las 6:00 a.m. y 6:00 p.m. A partir de estas lecturas ha sido posible identificar el régimen hidrológico de los ríos que descienden de la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM) por el costado Este, así como de los caños provenientes del río Magdalena por el costado oeste. Particularmente, el caño que aporta directamente sus aguas a la CGSM es el caño Clarín Nuevo, puesto que este cuerpo de agua no tiene conectividad alguna con ciénagas u otros caños o canales y aunque su capacidad hidráulica es la menor de los caños (respecto al Renegado y al Aguas Negras), transita sus aguas por una importante área protegida (Vía Parque Isla de Salamanca) con ecosistemas de manglar. Por su parte, el río Sevilla cobra importancia por estar en una zona de alta demanda hídrica para consumo por actividades agrícolas.

En el análisis de la serie de niveles del 2019, fue posible identificar regímenes diferentes: el caño Clarín tuvo sus máximos en junio y diciembre, concordando con el régimen ya descrito para el río Magdalena (Romero-Rodríguez *et al.*, 2017); mientras que el ciclo hidrológico del río Sevilla concuerda con la estacionalidad de las lluvias durante el año, presentando dos periodos húmedos correspondientes a mayo y octubre y un cuatrimestre de pocas lluvias que comienza en diciembre y finaliza en marzo (INVEMAR-CORPAMAG, 2018). También es importante advertir que la serie del Sevilla evidenció la sequía presentada en los primeros meses del 2019 y atribuida a la manifestación de un evento El Niño desde finales del 2018 (NCEP-NOAA, 2018), puesto que el nivel del río presentó sus niveles mínimos en el periodo enero-marzo; mientras que en abril se evidenciaron los primeros incrementos. Adicionalmente, este río presentó picos intermedios que se asocian a eventos esporádicos, típicos de los ríos torrentosos que provienen de la SNSM (Figura 9).

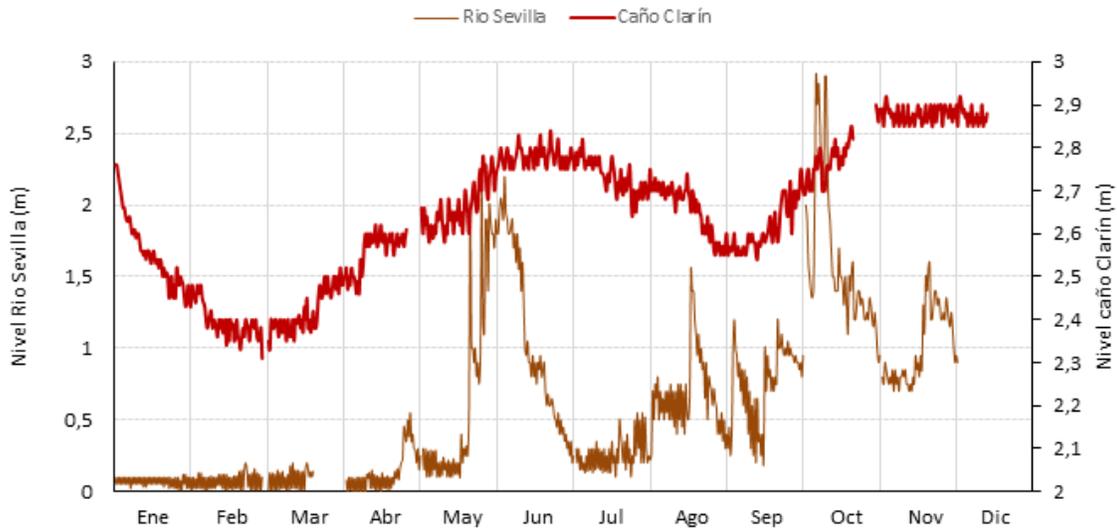


Figura 9. Nivel del agua en el río Sevilla (cuena baja) y caño Clarín Nuevo durante el año 2019 (INVEMAR-CORPAMAG, 2020).

De estas series de niveles se puede observar que los meses de menores aportes a la CGSM son: enero, febrero, marzo y abril, tanto por el costado este como por el oeste. Por su parte, mayo, junio, octubre y noviembre son los de mayor aporte. Estas variaciones en los niveles tienen su efecto en las condiciones ambientales del espejo de agua principal. En el monitoreo mensual realizado en el 2019 (INVEMAR-CORPAMAG, 2020), se identificó que el primer semestre fue más salino que el segundo, lo cual obedece a los bajos aportes de ríos y caños que generan predominancia del ingreso de agua marina al espejo de agua. Durante el mes de marzo de 2019, mes de niveles mínimos, se encontraron altos valores de salinidad, siendo el mayor de ellos en la boca de La Barra, por ser la conexión natural con el mar adyacente (Figura 10a). Por su parte, la transparencia del agua resultó menor en la zona de desembocadura de ríos y caños. Ante la ausencia de aportes de sedimentos provenientes de las fuentes hídricas, estos bajos valores en la transparencia pueden explicarse por la poca profundidad de la lámina de agua que deja al descubierto las bocas sedimentadas y al efecto del viento, el cual es mayor en los primeros meses del año, y por acción mecánica que logra resuspender material del fondo (Figura 10b).

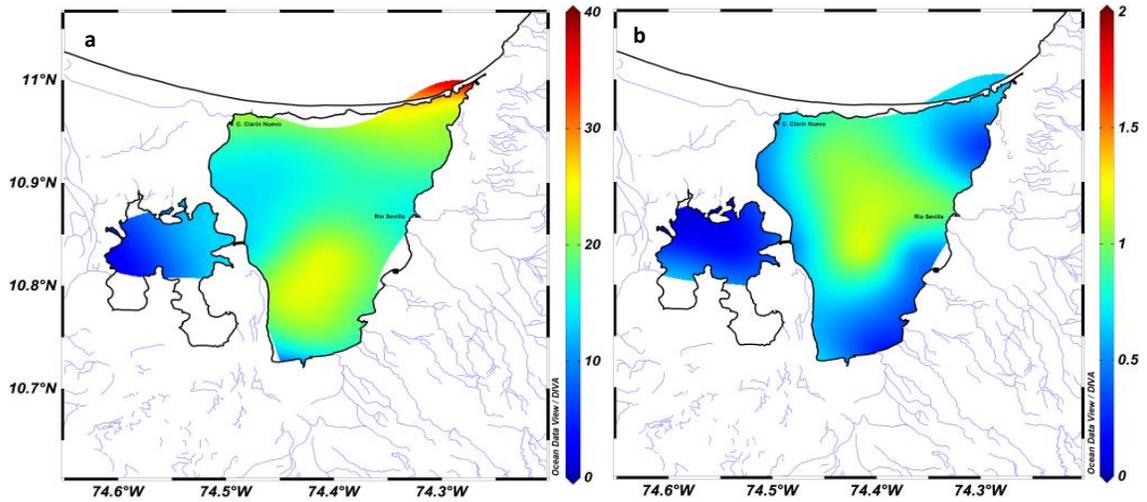


Figura 10. Variaciones espaciales de salinidad (a) y transparencia del agua (b) en marzo de 2019 en la Ciénaga Grande de Santa Marta (INVEMAR-CORPAMAG, 2020).

Posteriormente y para el mes de junio, mes en el que el caño Clarín Nuevo presentó su primer máximo de nivel y el río Sevilla incrementó debido a la primera temporada invernal, se presentó un contraste en la salinidad; con menores valores en el costado este producto del primer máximo de aportes de los meses de mayo y junio (Figura 11a) y mayores en el norte, asociados con el intercambio que se da a través de la boca de La Barra. La transparencia por su parte, presentó un comportamiento similar al mes de marzo (Figura 11b); sin embargo, los menores valores se pueden asociar al aporte de sedimentos que viene por los caños y ríos y que afectó la transparencia del agua.

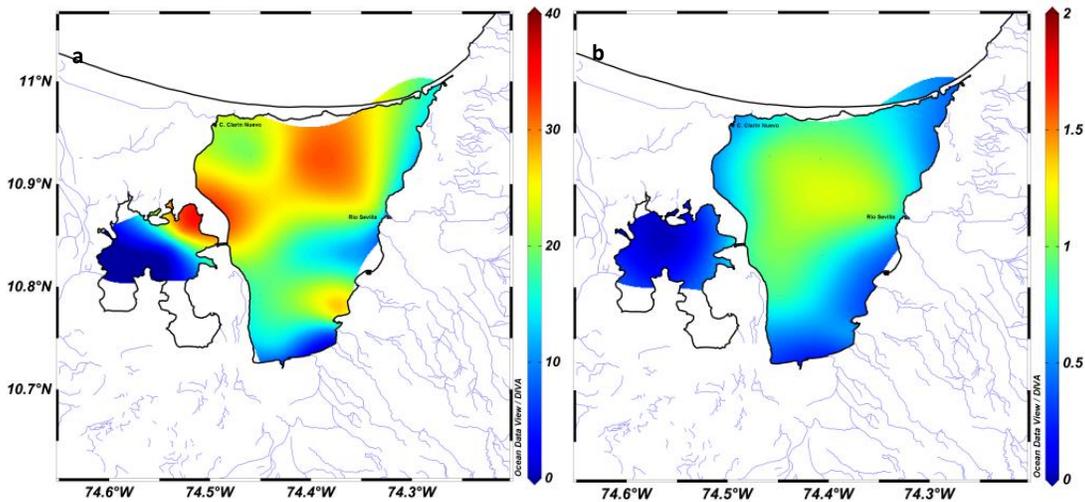


Figura 11. Variaciones espaciales de salinidad (a) y transparencia del agua (b) en junio de 2019 en la Ciénaga Grande de Santa Marta (INVEMAR-CORPAMAG, 2020).

Finalmente en octubre de 2019, mes de altos aportes de agua tanto por el costado este como el oeste, se encontraron las menores salinidades y transparencias del agua en las desembocaduras de ríos y caños (Figura 12); mientras que la zona centro-norte presentó los mayores valores. Estos

resultados muestran que ante la presencia de aportes hídricos superficiales (junio y octubre), se establece un núcleo de influencia marina en la zona norte, caracterizado por altas salinidades y transparencias.

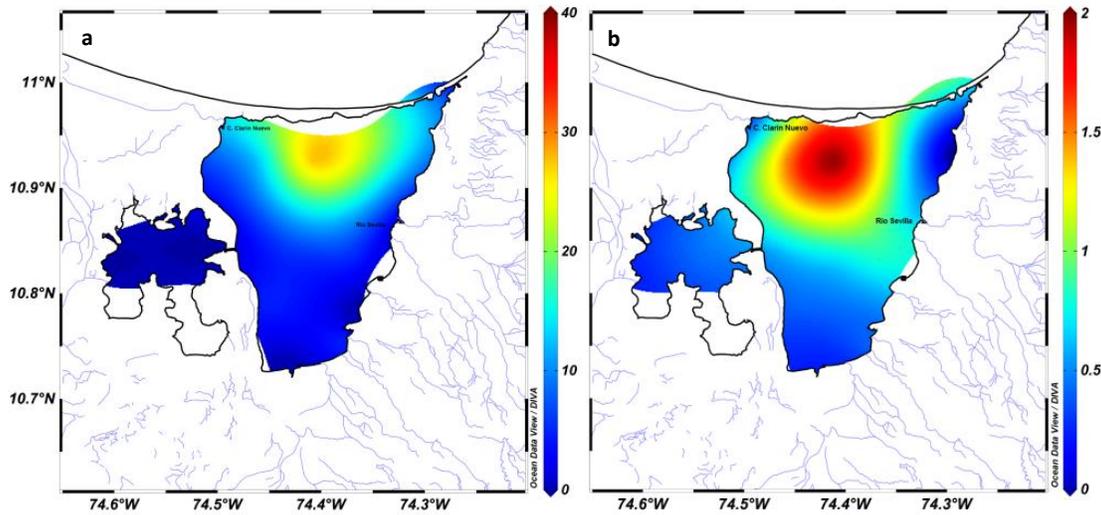


Figura 12. Variaciones espaciales de salinidad (a) y transparencia del agua (b) en octubre de 2019 en la Ciénaga Grande de Santa Marta (INVEMAR-CORPAMAG, 2020).

Energías Renovables a partir de fuentes marinas y desarrollo tecnológico para el estudio del ambiente abiótico

Potencial de mareas como fuente de energía renovable no convencional en la CGSM

Dentro del concepto de generación de energía, la marea es un fenómeno energético, periódico y confiable que puede ser aprovechado. De acuerdo con los desarrollos actuales, la energía de la marea puede ser aprovechada usando dos enfoques distintos: los diques y las corrientes de marea (Grabbe *et al.*, 2009). En el primero, se contempla la construcción de un dique de tal manera que se pueda almacenar agua y posteriormente aprovechar la caída que resulta de la variación del nivel del mar (similar a una hidroeléctrica); mientras que, en el segundo se busca aprovechar las corrientes que se crean cuando el agua entra o sale de una zona de estuario por acción de la marea.

Aunque la CGSM no fue identificada como un *hot spot* de energía renovable marina (Osorio *et al.*, 2016), hay evidencias recientes de que presenta condiciones para llevar a cabo proyectos a pequeña escala que favorezcan las condiciones socio económicas del sector. Los resultados obtenidos con el modelo hidrodinámico y mediciones de caudal realizadas por INVEMAR-CORPAMAG (2018), encontraron que las velocidades del agua en la boca de La Barra se incrementan cuando confluyen eventos de tipo meteorológico (viento) y marino (mareas vivas), que derivan en fuertes corrientes marinas en las zonas más estrechas (Figura 13). Estas condiciones hidráulicas, sumadas a la geomorfología (canal estrecho) y dinámica costera que se presenta en la boca, plantean un potencial escenario para la evaluación y puesta en marcha de iniciativas que permitan la transición hacia el uso y aprovechamiento de las energías no convencionales en un sector que históricamente ha sido vulnerable a eventos de restricción energética.

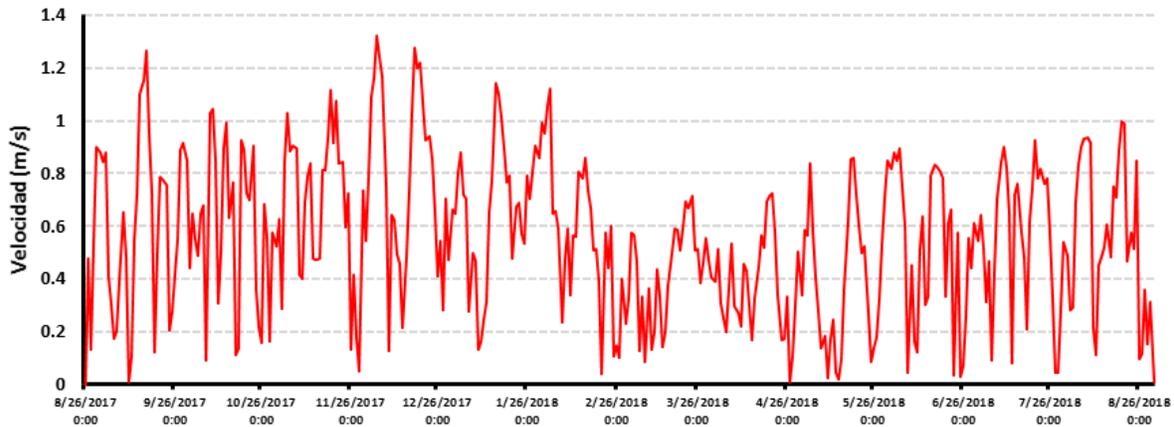


Figura 13. Serie de tiempo de magnitud de la corriente ($m s^{-1}$) simulada en la boca de La Barra durante un año hidrológico (agosto 2017 - agosto 2018) (INVEMAR, 2020a).

En el año 2019, se propuso evaluar el potencial eléctrico de la marea en la boca de La Barra a través del cálculo de potencia y potencia por unidad de área descritos en Polo *et al.*, (2008), para lo cual se adaptó un diseño de turbina propuesto por el investigador ruso Alexander Gorlov, el cual consiste en una hélice dentro de una estructura (Gorlov, 2010). La evaluación se realizó usando las dimensiones de este prototipo y los datos de velocidad arrojados por el modelo hidrodinámico existente para diferentes escenarios climáticos (déficit y excesos de agua). Adicionalmente, el prototipo fue evaluado en campo junto con mediciones de corrientes y caudal, que sirvió de insumo para la identificación y caracterización del potencial de energías no convencionales en la boca de La Barra (INVEMAR, 2020a).

Los resultados del cálculo de potencia disponible usando el modelo hidrodinámico (INVEMAR-CORPAMAG, 2018) bajo diferentes escenarios climáticos, identificó que para años con exceso de precipitaciones (La Niña) y por consiguiente, mayores caudales, las mayores potencias se dan en condición de refluo (el agua saliendo de la CGSM al mar adyacente) (Figura 14a), debido a la cantidad de agua saliendo de la boca de La Barra producto del aumento de caudales de los tributarios a la CGSM. Por el contrario y para un año seco, el ingreso de agua de mar a la CGSM genera los máximos de potencia disponibles si se compara con la salida de agua proveniente de la Ciénaga; sin embargo, los valores durante un año seco son menores a los obtenidos durante un año húmedo (Figura 14b).

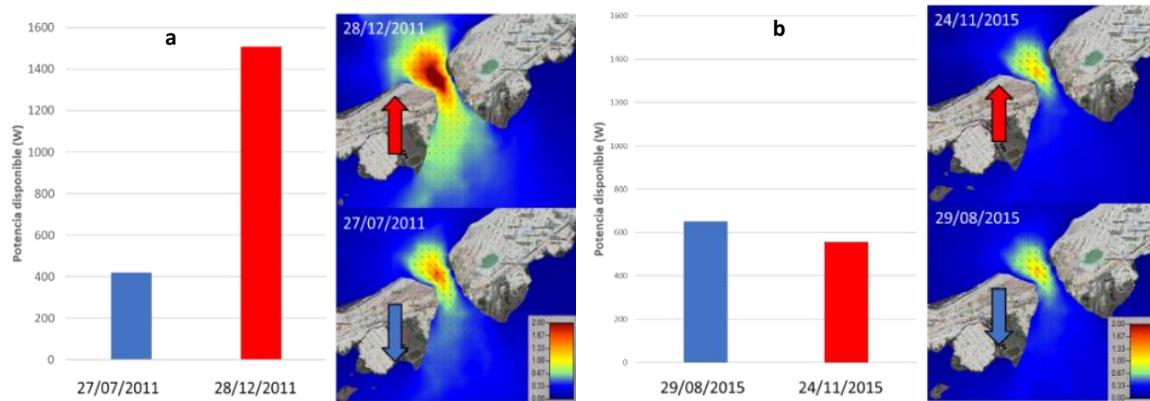


Figura 14. Potencia disponible para las condiciones de flujo y reflujos de la marea en un año (a) húmedo (La Niña) y (b) seco (El Niño) y velocidades máximas en la boca de La Barra (INVEMAR, 2020a).

De otro lado, los resultados de las evaluaciones en campo permitieron identificar que las velocidades necesarias para alcanzar el umbral de generación de potencial eléctrico ($0,68 \text{ m s}^{-1}$), se obtienen haciendo un transecto (Figura 15) con la turbina en movimiento y no en modo estacionario; sin embargo, la posición de la hélice de la turbina respecto al flujo afecta la generación de energía, situación que pone de manifiesto la necesidad de usar una plataforma que permita que la hélice esté fija y que gire conforme cambia la dirección del flujo. Debido a la baja generación de energía en la boca de La Barra, se optó por realizar el mismo procedimiento en caño Grande, cuya velocidad en el momento de la medición fue de $0,90 \text{ m s}^{-1}$. A razón de este aumento, se pudo observar que la turbina generó potencial cuando se posicionó frente al flujo; sin embargo, debido a la turbulencia presentada en el caño, la generación no fue constante, lo que reforzó la idea de crear una estructura para poder mantener la estabilidad del equipo.



Figura 15. Sección transversal de la velocidad del agua (cm s^{-1}) en la boca de La Barra para el 17 de diciembre de 2019 (INVEMAR, 2020a).

Los hallazgos reportados en INVEMAR (2020), permitieron caracterizar el comportamiento de la turbina e identificar que el umbral de generación de potencial eléctrico es una corriente de $0,68$

m/s, además que la posición de la hélice de la turbina respecto al flujo afecta la generación de energía, situación que pone de manifiesto la necesidad de usar una plataforma que permita que la hélice esté fija y que gire conforme cambia la dirección del flujo. Adicionalmente y haciendo uso del modelo hidrodinámico implementado en INVEMAR-CORPAMAG (2018), se logró identificar que, en la época climática de mayores lluvias, se obtendrían mayores potencias que en la época seca.

Hidrogeología

Los estudios hasta ahora adelantados se han estado enfocados en aumentar el nivel de conocimiento del acuífero de Ciénaga-Fundación, el cual es de tipo libre a semiconfinado con área superficial de 867 km² (IDEAM, 2015), situado en una zona de planicies a lo largo del piedemonte oeste de la SNSM.

La adquisición de datos geoelectrónicos (SEV) constituyen una herramienta útil para el estudio del sistema acuífero. Esta técnica ha permitido evaluar por métodos indirectos el avance de la cuña salina en el tiempo para el acuífero de Ciénaga-Fundación, dado que esta tiene una señal característica de valores muy bajos en los datos de resistividad.

Se le denomina “cuña salina” a una masa de agua de gran longitud con sección en forma de cuña que se apoya en la base del acuífero y con el pie hacia tierra adentro; de este modo, el avance de esta cuña salina hacia tierra adentro, se le denomina intrusión marina (Custodio, 1976). Los acuíferos costeros como el de Ciénaga-Fundación, son susceptibles a sufrir este fenómeno por su conexión hidráulica con el mar; de allí la importancia de monitorear el comportamiento de la intrusión marina, identificando si el bombeo excesivo aumenta el espesor de la zona de transición o mezcla entre el agua dulce y el agua salada (Castillo-Gurrola, 2003), causando un deterioro al acuífero, ya que tan solo con un 6% de mezcla de agua de mar ya es prácticamente inutilizable (Custodio, 2005).

En el año 2018, se llevó a cabo una caracterización geoelectrónica del acuífero de Ciénaga-Fundación (Ricaurte-Villota *et al.*, 2019), en la que se reporta una marcada influencia de la cuña salina en los datos de SEV hacia el NW del acuífero, esta restricción espacial esta demarcada por el ambiente litoral. Se reporta la presencia de la cuña salina desde menos de 1m de profundidad hasta valores de más de 5m.

En este sentido, para el año 2019 se adelantaron dos campañas de adquisición (mayo y noviembre) en las que se obtuvieron datos de 11 SEV concentrados en el ambiente litoral (NW de la zona de estudio) y margen este de la CGSM (INVEMAR, 2019b). Los resultados indican que la presencia de la cuña salina está fuertemente relacionada con el ambiente litoral, ya que esta se observa con mayor intensidad hacia la margen NW del acuífero; mientras que los sondeos ubicados hacia la parte sur, dejan ver un dominio fluvial. En esta ocasión se construyeron dos perfiles a partir de la información levantada, uno en la parte norte y el segundo en el centro de la zona de estudio, donde se observa claramente la influencia de la cuña salina en la sección norte, mientras que en la sección centro se observan varios niveles acuíferos identificados en los sondeos, en una sucesión fluvial-transicional.

La estructura interpretada es aquella también argumentada en (INGEOMINAS, 1998) dominada por una intercalación de materiales de origen transicional y grano fino que interactúan como barreras impermeables con horizontes porosos de arenas que constituyen los niveles acuíferos en la zona de

estudio. En este sentido, el acuífero tiene un comportamiento de tipo libre a semiconfinado y está compuesto por una sucesión formada por ambientes depositacionales estuarinos donde confluyen materiales de tipo transicional y fluvial.

Dinámica sedimentológica y ambiental de planos intermareales

Los planos intermareales son la matriz que mantiene muchos paisajes costeros alrededor del mundo. Por ejemplo, en el trópico, los planos intermareales son el sustrato sobre el que se establecen los bosques de mangle y en lugares como el norte de Nariño, Colombia, estos son un hábitat clave para los recursos hidrobiológicos que sustentan miles de habitantes costeros. Globalmente los planos intermareales son también reconocidos por su importancia para las aves a lo largo de sus rutas migratorias costeras. A pesar de su importancia, en Colombia conocemos poco sobre el funcionamiento de los ecosistemas intermareales y las características que limitan la biodiversidad que los habita. Para contribuir al conocimiento de los planos intermareales en Colombia, se estudiaron los planos localizados en la bocana de Iscuandé, en el norte de Nariño, una región que concentra cerca de un cuarto de este ecosistema en el país (Figura 16). Para el estudio, se realizó un análisis a través de percepción remota con muestreo de sedimentos y modelos estadísticos para (1) clasificar y estimar la extensión de los planos intermareales, (2) aproximar su distribución en relación con la dinámica mareal y (3) entender los posibles efectos de los patrones de inundación sobre las propiedades físicas y ópticas del sedimento. Con los resultados de esta investigación se ofrecen innovaciones tecnológicas aplicables a la caracterización de ecosistemas costeros que toman ventaja de “Big Data” espacial disponibles en la plataforma Google Earth Engine.

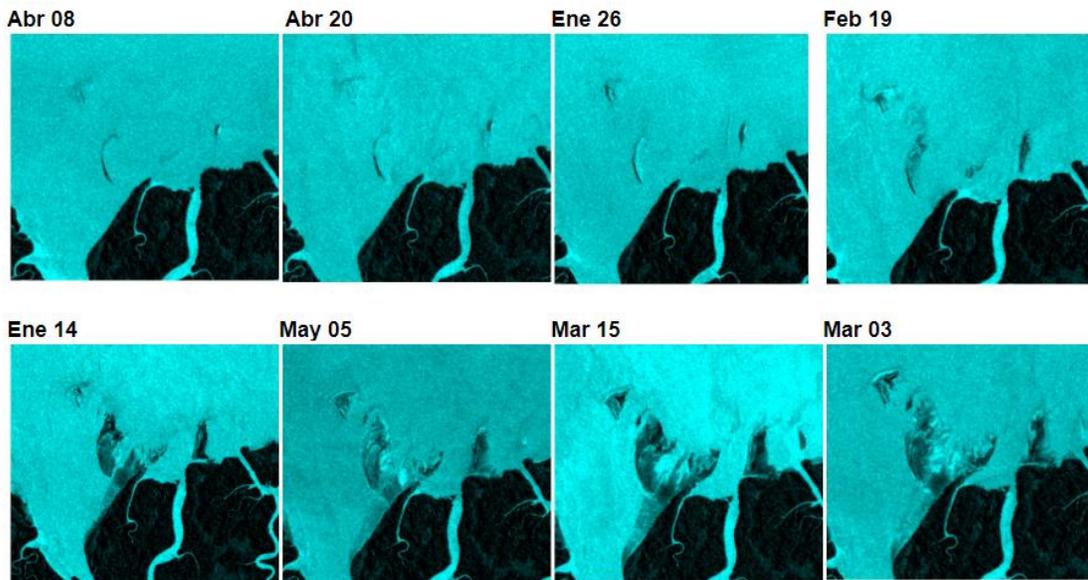


Figura 16. Conjunto de ocho imágenes de 2019 muestran la bocana de Iscuandé, Colombia. El agua (en azul) se distingue claramente de la vegetación (en negro). Los planos intermareales (en varios tonos de grises) tienen una respuesta intermedia y variable dependiendo de la marea. Las imágenes fueron reordenadas por altura de marea (INVEMAR, 2019c).

Evolución litoral: Playa Salguero, La Bocana y punta Soldado

Playa Salguero

Los resultados de las mediciones de la línea de costa realizadas en playa Salguero entre los meses de enero y noviembre de 2019, mostraron que la tendencia, obtenida de la regresión lineal, estuvo en retroceso sobre casi toda la línea de costa, a excepción del extremo norte (desembocadura) y el extremo sur, alcanzando valores de retroceso -11,43 m/año (Figura 17). Este resultado muestra que el 2019 fue un año con tendencia hacia la erosión costera para toda la playa.

En relación con las condiciones ambientales, los cambios en la línea de costa mostraron que los meses de acreción fueron mayo y septiembre, siendo este último el del valor más alto. Para el mes de septiembre se presentó la mayor precipitación y la menor velocidad en el viento de todo el año, lo cual se ve reflejado en el aumento de la línea de costa, aunque no en los datos obtenidos de volumen de sedimentos, esto debido al tipo de oleaje que se pudo presentar. En el resto de meses hubo valores de retroceso, siendo febrero, junio y octubre los meses de mayor retroceso. En los meses del primer semestre se presentó precipitación cero y altos valores en los vientos, lo cual justifica el retroceso de la línea de costa. Por último, a pesar de la precipitación observada en octubre, la cual fue alta, hubo retroceso costero, esto debido a cambios en la dinámica litoral y el cual se puede observar en los datos de volumen (Figura 18).

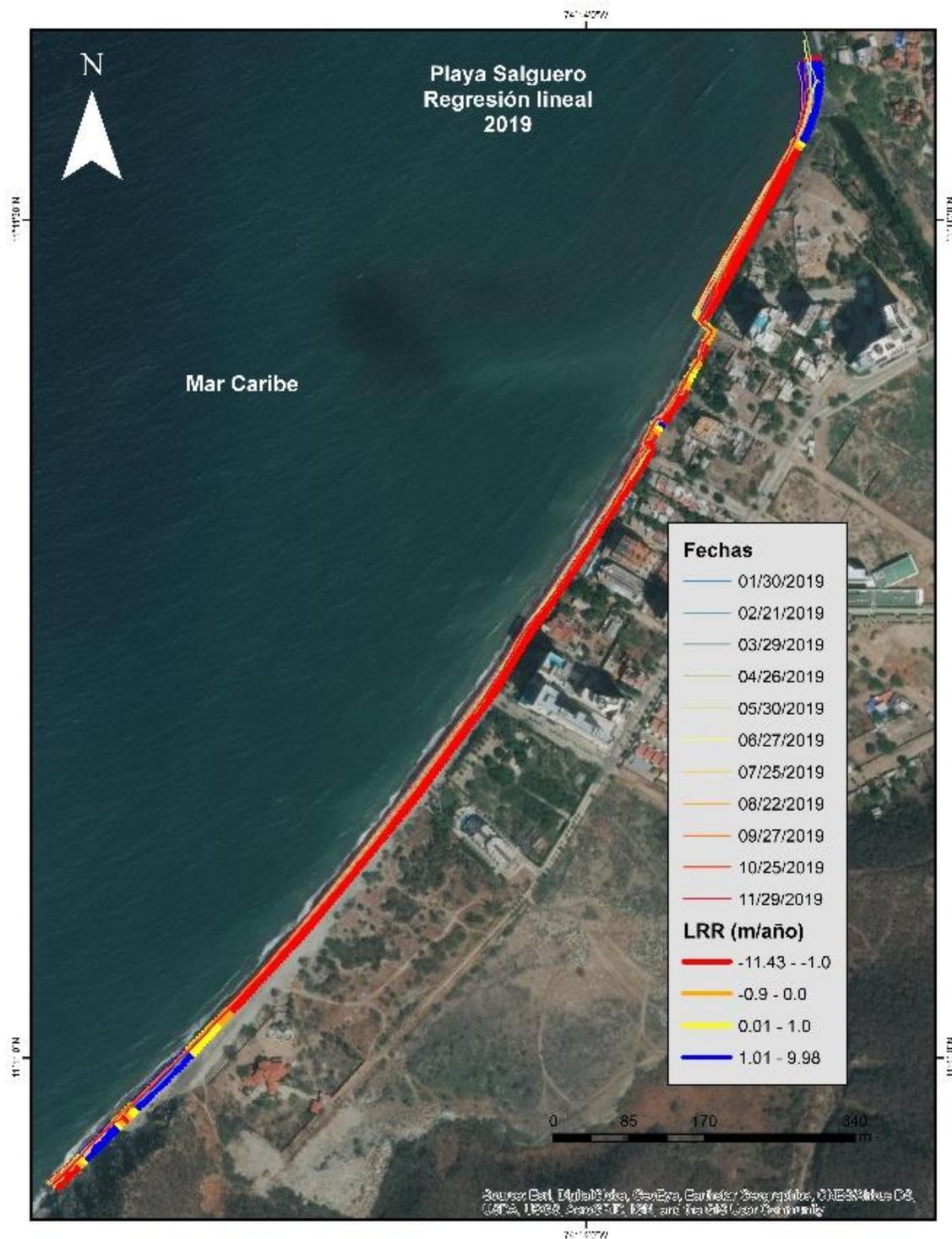


Figura 17. Cambios en la línea de costa de playa Salguero a través de regresión lineal de todas las líneas de costa (INEMAR, 2019d).

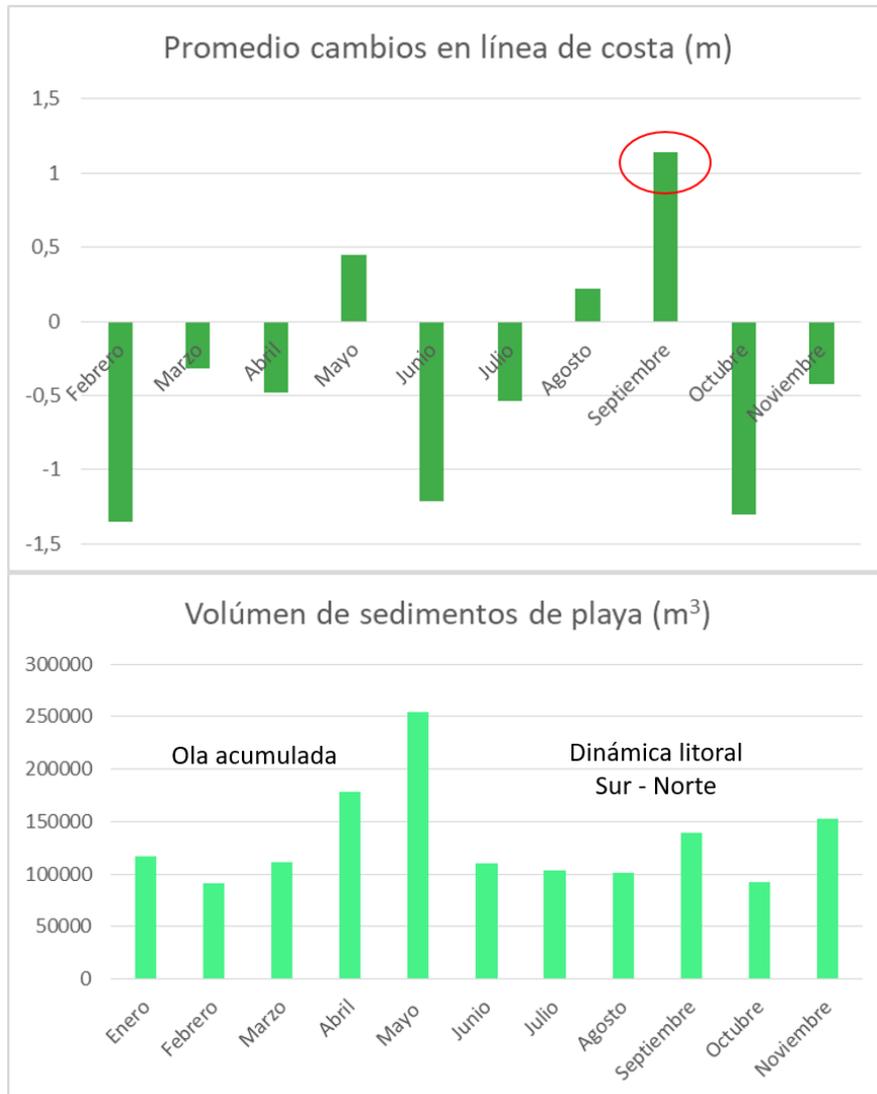


Figura 18. Promedio de los cambios en la línea de costa para playa Salguero (arriba) y volúmenes de sedimentos de playa (abajo) (INVEMAR, 2019d).

La Bocana y punta Soldado

En esta zona, las mediciones de línea de costa se realizaron entre los meses de abril y noviembre de 2019, donde la tendencia que arrojó la regresión lineal, mostró que toda la línea de costa de La Bocana estuvo hacia el retroceso, siendo este un año de erosión costera, dejando el sector de Vistahermosa como el de las tasas más altas, con valores que alcanzaron los -37,2 m/año, siendo julio y octubre los meses con los mayores valores promedio de retroceso, este último donde se presentó afectación a la infraestructura, y alcanzó los -2,2 m. (Figura 19). Por su parte punta Soldado no fue diferente, la tendencia fue de retroceso sobre toda la línea de costa, alcanzando valores de -49,23 m/año, siguiendo la tendencia de los últimos años y dejando en estado crítico la estación militar de la Armada Nacional, de igual manera, debilitando el sector sur (de la punta) dejándolo cerca de un proceso de avulsión, el cual derivaría que la base militar quedara como en una isla (Figura 19).

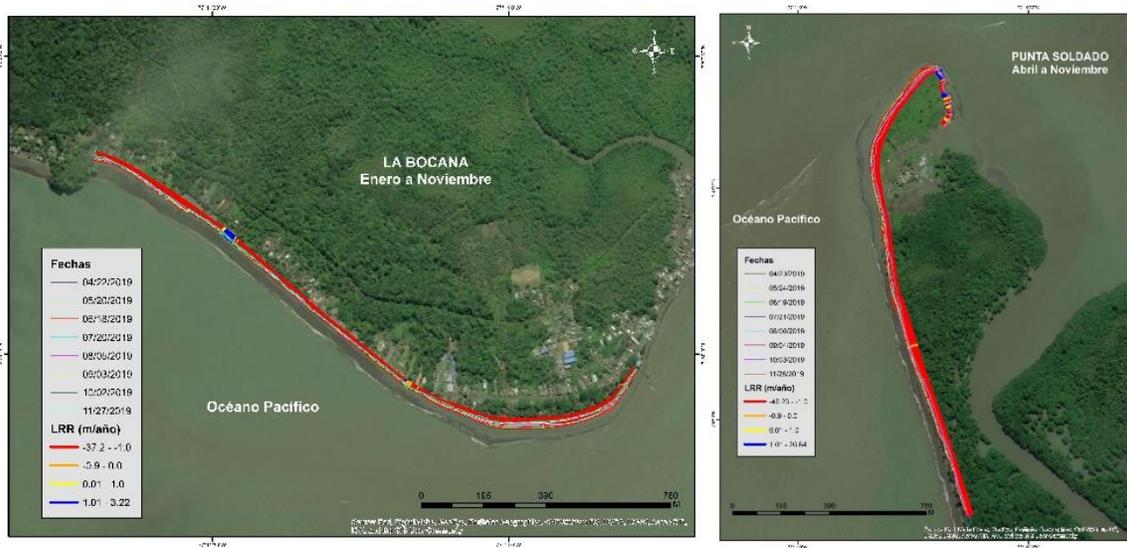


Figura 19. Cambios en la línea de costa para La Bocana (izq.) y punta Soldado (der.) a través de regresión lineal de todas las líneas de costa (INVEMAR, 2019d).

Fondos marinos

Playa Salguero

El área somera frente a la zona costera de playa Salguero corresponde a una planicie de sedimentos homogénea, con una prominencia al norte de la playa producto de la desembocadura del río Gaira condicionada por la punta del mismo nombre. La profundidad (Figura 20) aumenta en dirección al oeste, en un área que desciende suavemente hasta los 10 m aproximadamente a 690 m desde la línea de costa en la parte norte y se estrecha a 315 m en el área sur. En el costado suroccidental la profundidad aumenta hasta los 3 m en un área más cerca de la costa, mostrando el acuñamiento del depósito de playa hacia el sur, contra el área rocosa de la punta Gloria. Finalmente, se destacó durante la adquisición con perfilador de subsuelo con frecuencia de 8 kHz, la presencia de una capa con material en suspensión en la columna de agua. Se distribuye desde la zona central de playa Salguero en dirección hacia el norte frente a la desembocadura del río Gaira a 3-4 m de profundidad. La superficie de esta capa estuvo en promedio a 2,5 m de profundidad, con un mínimo de 1,5 m, espesor promedio de 1 m con un máximo de 2,3 m (Figura 20).

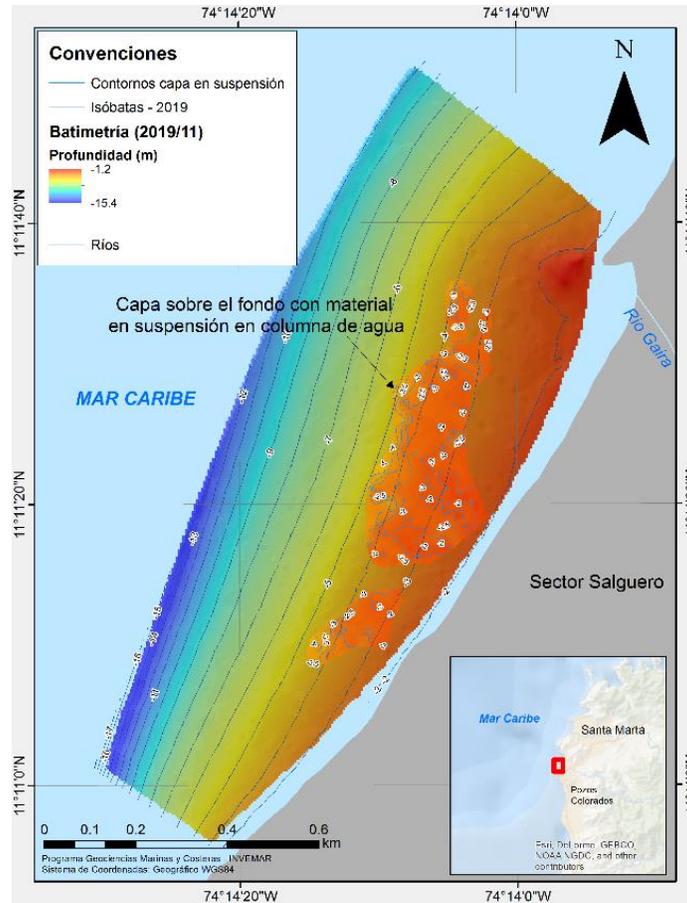


Figura 20. Modelos de superficie del sector frente a playa Salguero: batimetría e isóbatas con capa de material en suspensión (INVEMAR, 2019d).

1. Indicador de áreas perdidas y ganadas por cambios en la línea de costa a 2040, 2070 y 2100
Definición e importancia del indicador
<p>La erosión costera ha sido en los últimos años un tema de preocupación nacional debido a sus causas y consecuencias. Los cambios en línea de costa permiten identificar de manera muy eficaz, los lugares donde deben priorizarse los esfuerzos con el objetivo de mitigar dicho fenómeno.</p> <p>A partir de los cambios en la línea de costa de los últimos 30 años y con datos de ascenso del nivel del mar, se pudo calcular las áreas que se perderían o ganarían a causa de diferentes procesos costeros, proyectando a los años 2040, 2070 y 2100, siendo estos los escenarios de cambio climático.</p> <p>La importancia de este indicador radica en que se convierte en una herramienta para la toma de decisiones, ya que muestra para cada uno de los entes territoriales el área de territorio de su jurisdicción que puede ser afectada a los años 2040, 2070 y 2100 por el fenómeno de erosión costera (Tabla 4).</p> <p>El indicador presenta la extensión en proporción los kilómetros de línea de costa con amenaza y vulnerabilidad por erosión costera con respecto al total de la línea de costa de cada departamento evaluado hasta 2018 (Figura 21).</p>
Fuente de los datos e información
<p>Los datos fueron obtenidos de diferentes proyectos realizados por INVEMAR, en algunos casos en asocio con otras instituciones (INVEMAR, 2017a; CEPAL, 2011; Gutiérrez-Valderrama <i>et al.</i>, 2017).</p>
Periodo reportado
<p>Los resultados que aquí se presentan corresponden a estudios publicados entre 2017 y 2019.</p>

Reporte o cálculo del indicador

Tabla 4. Áreas perdidas y ganadas por regiones y Colombia a los años 2040, 2070 y 2100.

	Pérdidas	P - 2070	P - 2100	Ganancias G - 2040	G - 2070	G - 2100
Total Caribe	-50,50	-128,27	-230,70	53,52	146,40	307,27
Total Pacífico	-75,80	-156,32	-261,18	60,28	130,17	224,09
Total Colombia	-126,29	-284,59	-491,88	113,79	276,57	532,09

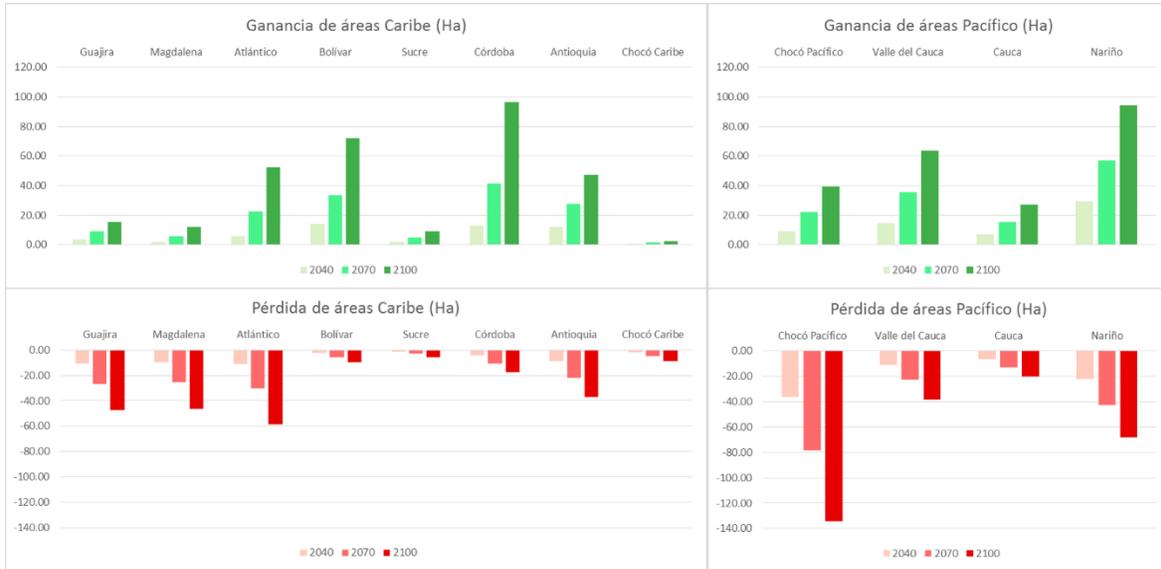


Figura 21. Territorio que se perdería y ganaría para los años 2040, 2070 y 2100 por departamentos.

Interpretación de los resultados

En la costa Caribe, en general son mayores los valores de ganancia que de pérdida, la causa se debe a los procesos de sedimentación de las desembocaduras de los ríos o canales, caso que ya se ha mencionado, y los cuales han crecido a un mayor ritmo, indiferente de esto, la pérdida de territorio es significativa y la diferencia equivale solo a un 6%, en relación con la ganancia. La variación de las áreas proyectadas para la región Caribe indicó que los departamentos que se verían más afectados son en primer lugar el departamento del Atlántico, seguido por La Guajira y Magdalena. Por su parte los departamentos donde habría variación de ganancia serían Bolívar, Córdoba, Atlántico y Antioquia. Sucre y Chocó son los departamentos que tendrían menor variación en relación con los otros departamentos de la región. En la costa del Pacífico en general son mayores los valores de pérdida que de ganancia. La variación de las áreas proyectadas para la región del Pacífico indicó que los departamentos que se verían más afectados son en primer lugar el departamento del Chocó, seguido de Nariño, Valle del Cauca y por último el Cauca. Por su parte los departamentos donde habría mayor variación de ganancia serían en primera instancia Nariño, luego Valle del Cauca, posteriormente Chocó y por último Cauca (Figura 21).

De manera general para Colombia los departamentos donde habría mayor pérdida de territorio serían el Chocó, Nariño y Atlántico. Las ganancias se observan que se darían en Córdoba, Nariño y Bolívar (Figura 21).

En la región Caribe se puede observar que para el año 2040, la ganancia estaría sobre las pérdidas en solo 3 km² sin mucha diferencia, en la región Pacífico por el contrario, las pérdidas son mayores en 15 km², ya para todo el país las pérdidas serían mayores en 13 km². Para el 2070 se observa que en el Caribe una mayor diferencia, la ganancia estaría 18 km² más que en las pérdidas, en la región del Pacífico continúan las pérdidas siendo mayores que las ganancias en 26 km², ya para toda Colombia la diferencia entre pérdidas y ganancias disminuiría a 8 km². Por último en el año 2100, en el Caribe colombiano continua siendo mayor la ganancia de territorio, para este año la diferencia ya sería de 77 km², por su parte en el Pacífico

continuaría siendo lo contrario, mayores pérdidas, quedando en 37 km². Por último, para todo el país tendríamos que ganaríamos más territorio, estando en 41 km² Para 2040 y 2070 se perdería territorio. Solo para 2100 habría ganancia de territorio y esto se debe en su mayoría por que la distribución de los sedimentos en las desembocaduras generaría un efecto abanico, donde las zonas externas son de mayor amplitud (Figura 22).

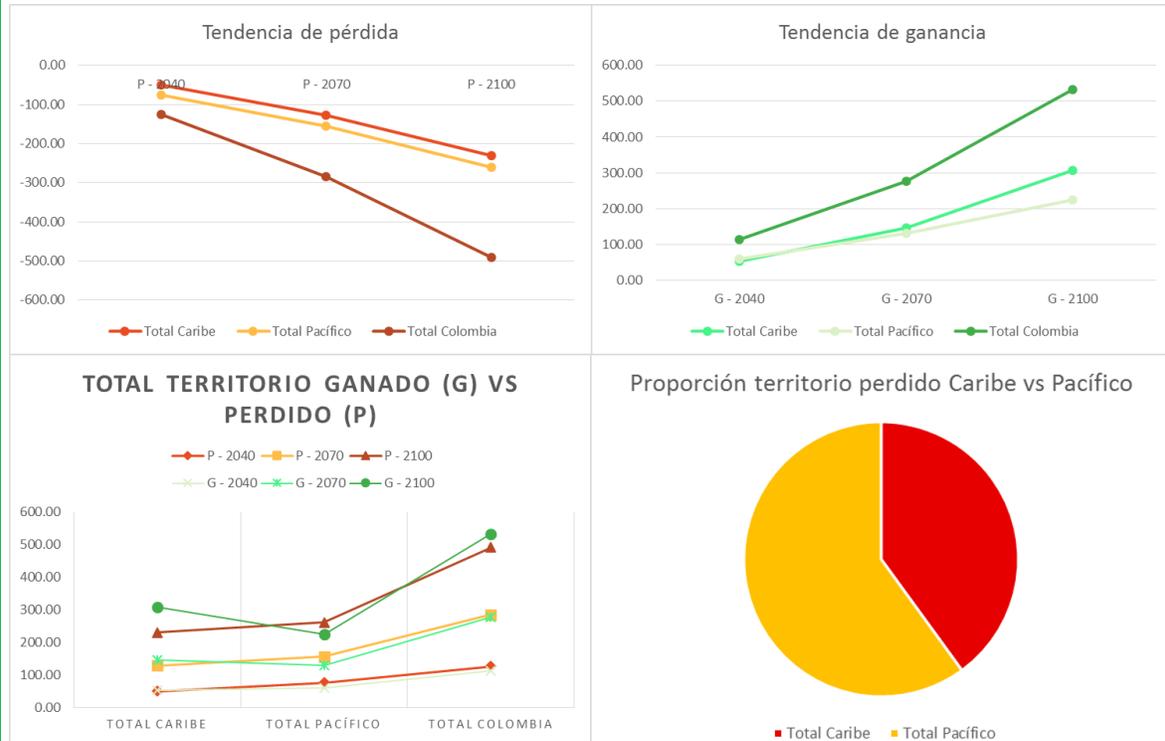


Figura 22. Proporción que se perdería para los años 2040, 2070 y 2100 en el Caribe, en el Pacífico y para todo Colombia en km².

Limitaciones del indicador

Para un mejor entendimiento del indicador es necesario la espacialización de los datos, que se puede observar en INVEMAR-PNUD (2017), para facilitar la labor de los planificadores, ordenadores y tomadores de decisiones.

ESTADO DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS MARINAS Y COSTERAS DEL CARIBE Y PACÍFICO COLOMBIANO

La contaminación del agua en Colombia es uno de los cinco motores de transformación y pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos ya reconocidos por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible y el Programa de la ONU para el Desarrollo (Minambiente y PNUD, 2014), la cual constituye una amenaza que se origina por procesos naturales y tensores antropogénicos. En particular, el recurso hídrico marino y costero se ve afectado por los residuos domésticos que genera la población y las actividades socioeconómicas como la minera, agricultura, ganadería, actividades portuarias y marítimas y, turismo, considerados tensores antropogénicos de importancia y alto impacto en la zona costera, debido a que los residuos no siempre son manejados de manera adecuada, y muchos son vertidos directamente a los ríos o al mar (INVEMAR, 2017b; INVEMAR,

2019e; INVEMAR, 2020b). Sumado a esto, la ausencia de planificación urbana, deficiencia de sistemas de saneamiento básico en los municipios costeros, la expansión de la frontera agrícola, el desarrollo incontrolado de otras actividades productivas y los planes deficientes para atender contingencias como los derrames de petróleo crudo de forma intencional o accidental, favorecen la degradación de ecosistemas marinos y costeros y el deterioro de la calidad del agua, limitando los diferentes usos en la zona costera (Uribe y Urrego, 2009; INVEMAR, UNIVALLE y CORPONARIÑO. 2017; INVEMAR, 2018a; INVEMAR y Minambiente, 2019a).

En este informe se presenta un análisis de la calidad de las aguas marinas y costeras como soporte a los instrumentos de política pública para la evaluación y control de la contaminación del medio 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”; y el Plan Estadístico Nacional (PEN) 2017-2022. En éste marco, Minambiente en coordinación con el Inveimar, promueven las acciones de evaluación y seguimiento del medio marino a escala nacional y regional, así como el control y vigilancia realizados por las corporaciones autónomas regionales y de desarrollo sostenible con jurisdicción marina. A partir de los resultados del presente reporte se espera la implementación de las acciones encaminadas al mejoramiento de la calidad de las aguas marinas en el país, a través de los instrumentos de administración ambiental y el fortalecimiento de las acciones de prevención y mitigación de las fuentes contaminantes por parte de las entidades territoriales.

Con el propósito de evaluar y hacer seguimiento a las condiciones de las aguas superficiales marinas y costeras, se estimó el índice de calidad de aguas marinas y costeras para la preservación de la fauna y flora marina – ICAM_{PFF} (Vivas-Aguas *et al.*, 2017), además de otros múltiples usos cuyo aprovechamiento eficiente y sostenible dependerá de la gestión integral que realicen los usuarios del recurso hídrico, las autoridades ambientales competentes y entes territoriales, para prevenir, controlar y mitigar los efectos de diferentes tensores antropogénicos y proteger el ambiente marino. A continuación, se presentan los resultados del cálculo del ICAM, con los datos colectados durante los años 2018 y 2019 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”; sistema que opera en articulación con el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible – MinAmbiente, las corporaciones autónomas regionales y de desarrollo sostenible con jurisdicción marina – CORALINA, CORPOGUAJIRA, CORPAMAG, CRA, CARDIQUE, CARSUCRE, CVS, CORPOURABA, CODECHOCO, CVC, CRC, CORPONARIÑO y el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR, que administra el sistema; en virtud de las acciones de fortalecimiento del programa de monitoreo a través de la ficha BPIN Operaciones Estadísticas (Resolución 046 y 304 de 2019), del BPIN Misional (Resolución 1973 de 2019) y de los acuerdos de cooperación técnica con las Corporaciones con injerencia costera.

2. Índice de calidad aguas marinas y costeras – ICAM

Definición e importancia del indicador

El índice de calidad de aguas marinas y costeras para la preservación de la flora y fauna (ICAM_{PF}) 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, en una escala de valoración de cinco categorías de calidad definidas entre 0 y 100 (Tabla 5; Vivas-Aguas, 2011).

Tabla 5. 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

El ICAM, es una herramienta que permite analizar la tendencia y las variaciones de la calidad del agua marina y costera, integrando la información de ocho variables (*oxígeno disuelto, pH, nitratos, ortofosfatos, sólidos suspendidos, hidrocarburos del petróleo disueltos y dispersos equivalentes de crseno, demanda bioquímica de oxígeno y coliformes termotolerantes*) mediante una ecuación de promedio geométrico ponderado (Ecuación 1); en el caso del agua estuarina, se tiene en cuenta las concentraciones de *clorofila a*, en reemplazo de los *hidrocarburos del petróleo*. Estas variables representan según sus valores de aceptación o rechazo una calidad o condición del agua en función de los criterios de calidad nacionales o valores de referencia internacionales para la preservación de la flora y fauna (Vivas-Aguas, 2011; Vivas-Aguas *et al.*, 2017).

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

Donde,

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

$$ICAM = [(X_{OD})^{0,16} \times (X_{pH})^{0,12} \times (X_{SST})^{0,13} \times (X_{DBO})^{0,13} \times (X_{CTE})^{0,14} \times (X_{HPDD})^{0,12} \times (X_{NO3})^{0,09} \times (X_{PO4})^{0,13}]^{1/\sum_{j=1}^m w_j}$$

Fuente de los datos e información

Los resultados que aquí se presentan corresponden a los muestreos realizados 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, almacenados en la base de datos del Sistema de Información Ambiental Marina de Colombia - SIAM que administra el INVEMAR.

Periodo reportado

Años 2018 y 2019.

Reporte o cálculo del indicador

Se presentan los resultados del cálculo del ICAM_{PF}, para los años 2018 y 2019, describiendo la información a escala nacional, regional y por departamentos, teniendo en cuenta las características y los tensores antropogénicos ambientales que pudieron generar los cambios en la calidad del agua marinas y costera. De igual forma, se reportan los resultados de conformidad con los criterios definidos en la ficha técnica de indicadores del Plan Nacional de Desarrollo (PND), 2018-2022: Pacto por Colombia pacto por la equidad (INVEMAR y Minambiente, 2019b).

En 2018 no fue posible hacer muestreos en el departamento de Nariño por la situación de orden público y seguridad y no se reporta ICAM para el Valle del Cauca, debido que no se contó con el número mínimo de variables con datos disponibles para su estimación.

Interpretación de los resultados

La calidad del agua de los ambientes marinos y costeros debe mantener buenas condiciones que favorezcan los procesos necesarios para la preservación de la fauna y flora asociados a estos ecosistemas. El análisis entre años mostró que en general en el 2018 se presentaron condiciones más favorables (categorías óptima y adecuada), en comparación con el año 2019 (Figura 23). En el 2018 el 3 % de los sitios de muestreo presentaron una calidad del agua óptima para la preservación de la flora y la fauna de los ambientes marinos y costeros, el 63 % adecuada, el 17 % aceptable, el 15 % inadecuada y el 2% pésima calidad; mientras que en el 2019 aunque aumentaron a 5 % los sitios en óptima calidad del agua y bajaron al 1% los sitios en pésima calidad, la categoría adecuada bajó a 47 % e incrementaron a 26 % la categoría aceptable y a 20 % la categoría inadecuada (Figura 23A).

Categorías de Calidad	2018	2019
Óptima	3%	5%
Adecuada	63%	47%
Aceptable	17%	26%
Inadecuada	15%	20%
Pésima	2%	1%

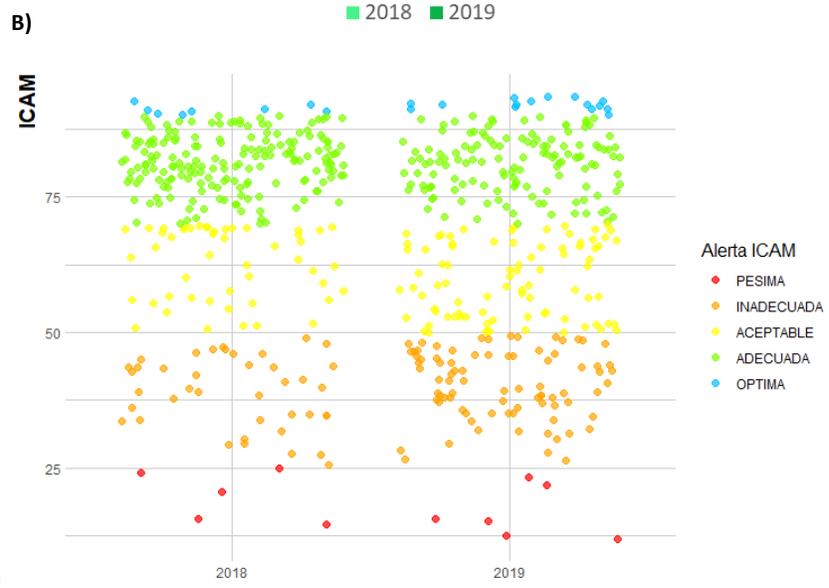
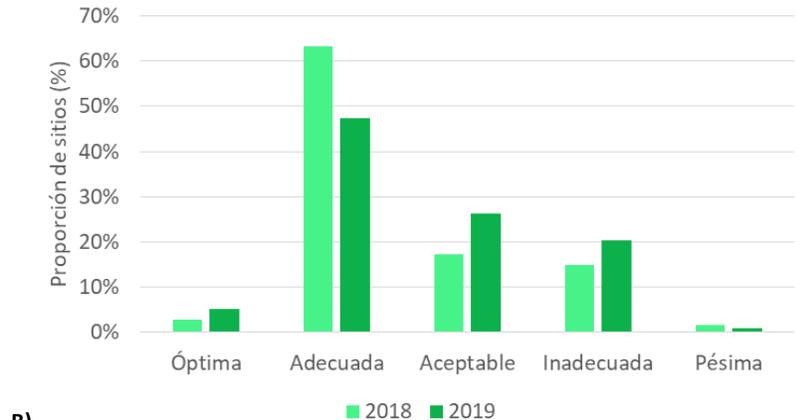


Figura 23. Porcentaje (%) de sitios de muestreo que registraron cambios en las categorías de calidad del agua marina y costera evaluada con el índice ICAM_{PF} en los años 2018 y 2019 (A). Tendencia (B). Dispersión de sitios de muestreo de acuerdo a las categorías del ICAM obtenidas en los años 2018 y 2019 (C).

A escala regional se presentaron variaciones en las condiciones de calidad del agua entre litorales durante el 2018. En el Caribe, los sitios con categorías de calidad óptima y adecuada, sumaron 67 % (Figura 24A), indicando características favorables para la vida acuática marina, siendo los departamentos del Magdalena, Sucre, Córdoba, San Andrés y Providencia los que más contribuyeron (Figura 25A); mientras que el Pacífico, éstas categorías sumaron el 53 % (Figura 24A); principalmente en estaciones ubicadas en el Chocó (Figura 25A). En contraste, las condiciones desfavorables se observaron en el 17 % de las estaciones tanto en el Caribe, como en el Pacífico (Figura 24A), donde prevalecen sitios de muestreo que han registrado categorías pésimas e inadecuadas de calidad del recurso hídrico marino de forma recurrente; principalmente, en los departamentos del Atlántico, Magdalena, La Guajira, Bolívar, Antioquia en el Caribe y Cauca en el Pacífico (Figura 25A).

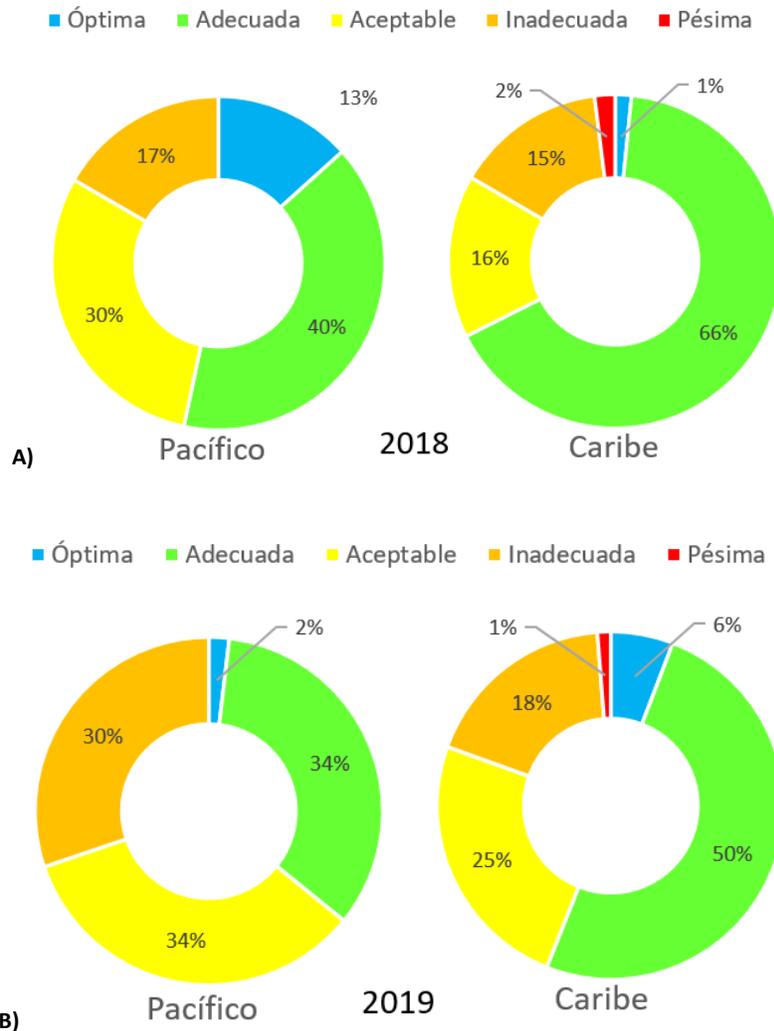
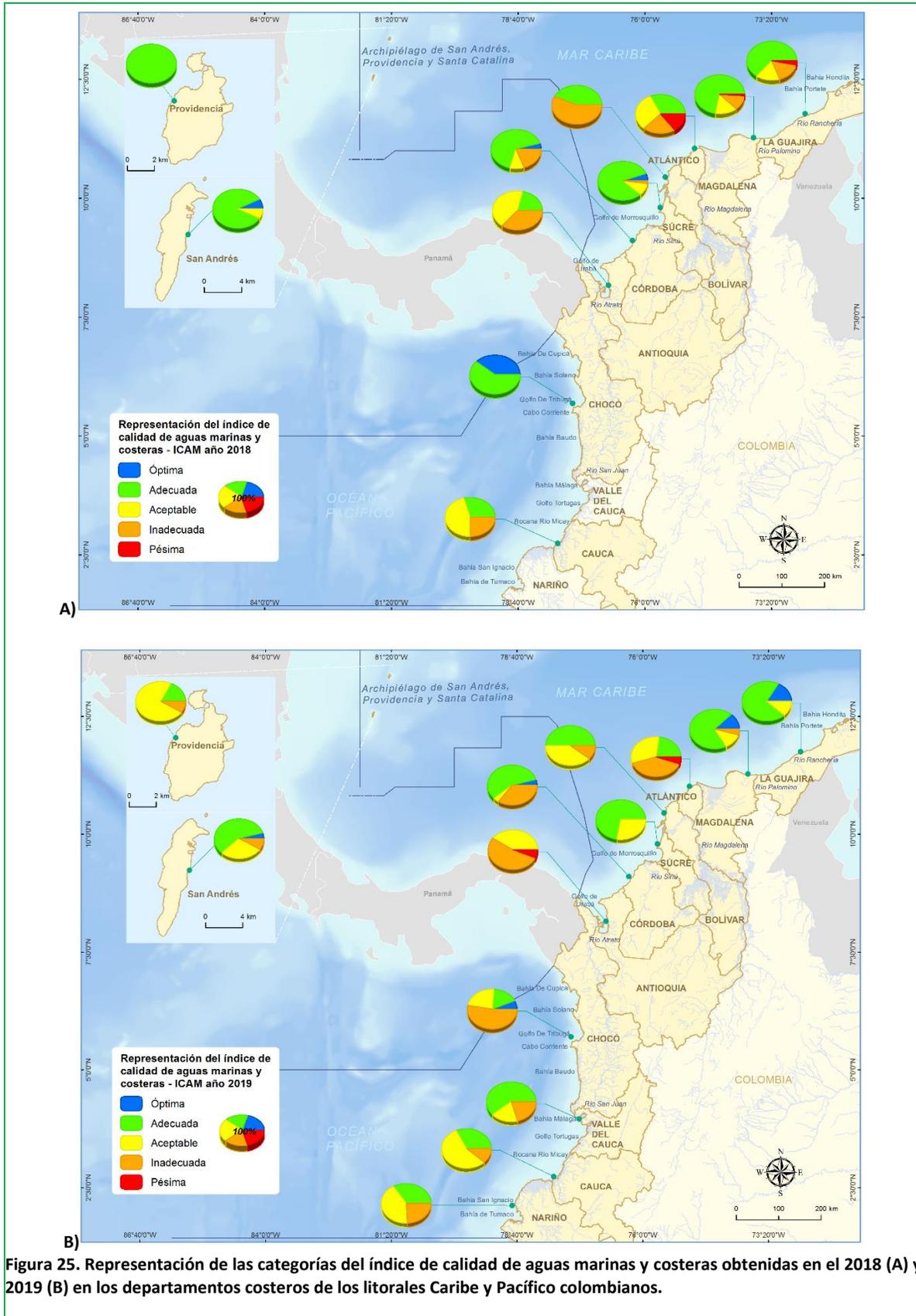


Figura 24. Distribución porcentual (%) de las categorías del índice de calidad del agua marina y costera obtenidas para los litorales Caribe y Pacífico colombianos en los años 2018 (A) y 2019 (B).

En el 2019, también se presentaron cambios a nivel regional en comparación con el año anterior, se redujo la proporción de sitios con aguas de características favorables (óptima y adecuada) a 56 % en el Caribe y a 36 % en el Pacífico (Figura 24B); los departamentos en los que registraron las mejores categorías de calidad fueron La Guajira, Magdalena, Córdoba y Sucre en el Caribe, y Valle del Cauca en el Pacífico (Figura 25B). Las aguas marinas y costeras con características desfavorables se observaron en el 19 % de los sitios del Caribe y en el 30 % del Pacífico, en categorías pésima e inadecuada de calidad del recurso hídrico marino (Figura 24B), principalmente en los departamentos del Atlántico, Córdoba y Antioquia en el Caribe, y Chocó (Figura 25B).



En la Tabla 6 se presenta un panorama detallado de los sitios de muestreo por región y departamento en los que la calidad de aguas marinas y costeras resultaron en categorías inadecuada y pésima en 2018 y 2019, reflejando condiciones desfavorables para la preservación de la flora y fauna asociada. Según la evaluación del estado de calidad, 43 cuerpos de agua en los 12 departamentos costeros, fueron categorizados con calidad inadecuada (Tabla 6), indicando limitantes en los usos del agua relacionados con la conservación de los ecosistemas marinos y basados en sus características. Los sitios valorados con esta categoría, se encuentran localizados en los departamentos de La Guajira, frente a los principales ríos que drenan, sus playas y 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; Bolívar, cerca de la descarga de aguas residuales y las principales playas urbanas de Cartagena; Sucre, frente al municipio costero con mayor población; Córdoba, frente a dos municipios costeros y en el estuario del río Sinú; Antioquia, frente a los principales asentamientos a lo largo del Golfo de Urabá; Valle del Cauca, en la bahía de Buenaventura y frente a las mayores cuencas costeras; y Cauca, frente a los principales asentamientos e influencia de actividad humana. Únicamente seis (6) estaciones registraron condiciones pésimas, en sitios correspondientes a cuerpos de agua influenciados por desembocaduras de ríos y estuarios, el drenaje de cuencas costeras y las descargas directas de aguas residuales provenientes de actividades urbanas. Estos resultados del ICAM, permiten evidenciar que se requieren medidas eficaces que reduzcan la presión de estas fuentes de contaminación que afectan la calidad del agua en los ambientes marinos de dichas regiones, especialmente, incrementar la infraestructura de saneamiento básico de municipios costeros y mejorar su funcionamiento (Superservicios y DNP, 2018).

Tabla 6. Principales tensores antropogénicos relacionados con las condiciones inadecuadas y pésimas de calidad del agua marino costera determinadas en los departamentos del Caribe y Pacífico colombianos en el 2018 y 2019. Los números representan la cantidad de sitios por departamento y el color de la celda la categoría de calidad.

Tensores antropogénicos	Actividades turísticas		Desembocaduras grandes cuencas		Drenaje menores de cuencas costeras		Asentamientos humanos		Descarga aguas residuales		Actividades productivas, portuarias e Infraestructura	
	2018	2019	2018	2019	2018	2019	2018	2019	2018	2019	2018	2019
San Andrés y Providencia		1						1				1
La Guajira	4				1		1				1	
Magdalena	1				5		1	1	1			1
Atlántico	3	5	1	1							1	
Bolívar	3								1		1	
Sucre	1						1					
Córdoba	1	1	2	2			1	2				
Antioquia	6	2	5	1		2			1			1
Chocó		3						1				
Valle del Cauca				1								1
Cauca	2				1		2		1			
Nariño		2						2				

El análisis estadístico descriptivo de las variables por departamento y por categorías pésima e inadecuada del ICAM permitió determinar que en general los departamentos presentan valores favorables en la mayoría de variables que conforman el ICAM; sin embargo, algunas variables con mayor ponderación en el índice como el nitrógeno inorgánico disuelto (en forma de nitratos), los coliformes termotolerantes, los sólidos suspendidos totales y el oxígeno disuelto que registraron valores dentro del rango de la categoría “pésima” durante los años 2018 y 2019, generaron un valor final del ICAM bajo.

Limitaciones del indicador

El ICAM_{PFF} 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 propias de otros ecosistemas no son compatibles con las que determina este índice, y los resultados no estarían acorde con la calidad esperada. Las variables deben ser medidas con técnicas analíticas sensibles para la matriz marina. Se recomienda usar metodologías ampliamente utilizadas, validadas y acreditadas.

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, pero debe considerarse el margen de confianza del resultado en su interpretación.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Debido a que el ICAM incorpora en su estructura de cálculo variables que obedecen a cambios naturales y antropogénicos en la calidad del agua marino-costera, la representación del resultado esperado es adecuada, 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. Por esta razón, se recomienda usar los métodos de análisis que se presentan en la Tabla 7.

Tabla 7. Métodos de análisis de laboratorio para las variables que conforman el ICAM.

VARIABLE	MÉTODOS DE ANÁLISIS
Oxígeno disuelto (mg O ₂ /L)	Método electrodo de membrana (Standard Methods 4500-O G), (APHA <i>et al.</i> , 2017). Método sensor óptico (ISO, 2014).
pH (unidades)	Método potenciométrico (Standard Methods 4500-H ⁺ B), (APHA <i>et al.</i> , 2017).
Nitratos (µg N-NO ₃ /L):	Método colorimétrico basado en la reducción con cadmio y reacción por sulfanilamida (Strickland y Parsons, 1972).
Ortofosfatos (µg P-PO ₄ ³⁻ /L):	Método colorimétrico del ácido ascórbico (Strickland y Parsons, 1972).
Sólidos Suspendidos Totales (mg/L)	Filtración en membrana de fibra de vidrio, secado 103-105°C y gravimetría (Standard Methods N° 2540-D), (APHA <i>et al.</i> , 2017).
Demanda bioquímica de oxígeno (mg/L)	Incubación sin dilución durante 5 días a 20 °C (Standard Methods N° 5210 B), (APHA <i>et al.</i> , 2017; ISO, 2014).
Coliformes Termotolerantes (NMP/100 mL)	Fermentación en tubos múltiples método de números más probable (Standard Methods 9221-E), (APHA <i>et al.</i> , 2017).
Hidrocarburos del petróleo disueltos o dispersos - HPDD (µg/L equivalentes de criseno)	Extracción líquido-líquido con hexano y cuantificación fluorométrica (UNESCO, 1984).
Clorofila a (µg/L)	Método de Lorenzen, lectura por espectrofotometría (Standard Methods N°10200-H), (APHA <i>et al.</i> , 2017).

Como alternativas de control y seguimiento del estado de calidad determinado por el ICAM_{PF}, se propone adoptar las medidas de seguimiento e investigación descritas en la Tabla 8, para identificar la posible causa y la fuente del deterioro de la calidad del agua, de manera que sirva para diseñar las medidas de reducción o mitigación del impacto sobre el ecosistema que esté siendo afectado.

Tabla 8. Opciones de medidas de seguimiento que se puedan adoptar según la valoración del índice ICAM (tomado de Vivas-Aguas, 2011, modificado de Marín, 2001).

Escala de calidad	Categorías	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 estrategias para la prevención, la reducción y el control de la contaminación del medio marino y costero, se hacen las siguientes recomendaciones:

A las CAR costeras

Incorporar en los planes de acción cuatrienales 2020-2023, el desarrollo de las siguientes acciones a escala regional:

- Realizar mínimo dos muestreos anuales (periodos enero - abril y agosto - octubre) dirigidos al monitoreo de la calidad de aguas marinas en jurisdicción de la Corporación, 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 de las aguas de baño en playas turísticas

Colombia, en los últimos años se ha consolidado a nivel internacional como un destino turístico que, gracias a su ubicación geográfica con costas en el mar Caribe y el océano Pacífico, cuenta con una gran variedad de ofertas en paisajes y riqueza cultural, donde uno de los destinos preferidos son las playas, que en muchos casos comparten con ecosistemas de arrecifes coralinos, pastos marinos y desembocaduras de ríos, que le dan mayor interés turístico (Ceballos, 2009). En los últimos años al país ingresan más turistas, ampliándose la oferta, y haciendo del turismo no solo una fuente de ingresos, sino un impulsor del desarrollo local que beneficia tanto a la comunidad como a los visitantes. Sin embargo, este mismo desarrollo ha generado la acumulación de presiones en ciertas zonas del país, afectando de manera negativa las condiciones naturales de las playas. Los asentamientos humanos causan una de las mayores afectaciones, debido a la generación de vertimientos de residuos sólidos y de aguas residuales domésticas que llegan de manera directa o indirecta a la zona costera o al mar a través de caños y ríos que reciben diferentes aportes a lo largo de su cauce; poniendo en riesgo la biodiversidad y a los bañistas que potencialmente pueden contraer enfermedades como gastroenteritis e infecciones del tracto respiratorio superior, ojos, oídos y piel (Phillips *et al.*, 2011). Adicionalmente, pueden llegar al ecosistema de playas contaminantes por escorrentías urbanas y rurales que se incrementan en época de lluvias, así como por la misma actividad turística, por el alto número de usuarios que aumentan la presión sobre el sistema.

El monitoreo de calidad microbiológica de aguas de baño en alrededor de 90 playas de uso turístico ubicadas en el Caribe y Pacífico colombianos se viene realizando sistemáticamente en el marco de la Red de vigilancia para la Conservación y Protección de las Aguas Marinas y Costeras de Colombia – REDCAM, actividad interinstitucional integrada por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible - Minambiente, las Corporaciones Autónomas Regionales - CAR con jurisdicción costera y el INVEMAR. El monitoreo comprende entre otros, mediciones de microorganismos indicadores de contaminación fecal (Coliformes termotolerantes y Enterococos fecales) que han permitido indicar si el agua es apta o no para uso recreativo, teniendo en cuenta los criterios de calidad nacionales e internacionales (Minambiente, 2015; Unión Europea, 2006).

Se presenta el análisis de calidad de aguas de baño con los resultados de Coliformes termotolerantes y Enterococos fecales para el 2018 y primer muestreo 2019 en los departamentos costeros del Caribe y Pacífico, a excepción del departamento de Nariño, que por orden público no se pudieron realizar los muestreos en 2018; y en los departamentos de Sucre, Chocó y Cauca que no se tiene información del primer muestreo 2019 (INVEMAR, 2020c). En el análisis se utilizó el percentil 95th y las concentraciones por año y por departamento y se compararon con el criterio de calidad para uso recreativo por contacto primario establecido en la norma colombiana (200 NMP/100 mL; Minambiente, 2015) y la referencia internacional de Bandera Azul (100 UFC/100 ml; Unión Europea, 2006).

La Figura 26, muestra el porcentaje de cumplimiento de calidad de aguas marino costeras para uso recreativo, en términos de concentración de coliformes termotolerantes en las playas que se vienen evaluando a escala nacional. De 83 playas evaluadas en el 2018, el 63% cumplieron con el criterio de calidad para aguas de uso recreativo (<200 NMP/100 mL de Coliformes termotolerantes; Minambiente, 2015); y en el primer muestreo 2019, de las 67 playas evaluadas el 75% cumplió con el criterio de calidad (Figura 26). Cabe destacar que en el 2018 y 2019 se observó un incremento del 11% y 12%, respectivamente de las playas con condiciones óptimas para el uso recreativo de las aguas de baño, en comparación con el año anterior. Si bien en general ha mejorado la calidad del agua de las playas, son recurrentes las playas que incumplieron con el criterio de calidad debido a las afectaciones por vertimientos y escorrentías que llegan a estos sitios, lo cual indica que en los últimos 10 años son pocos los avances en infraestructura de saneamiento básico en los municipios costeros.

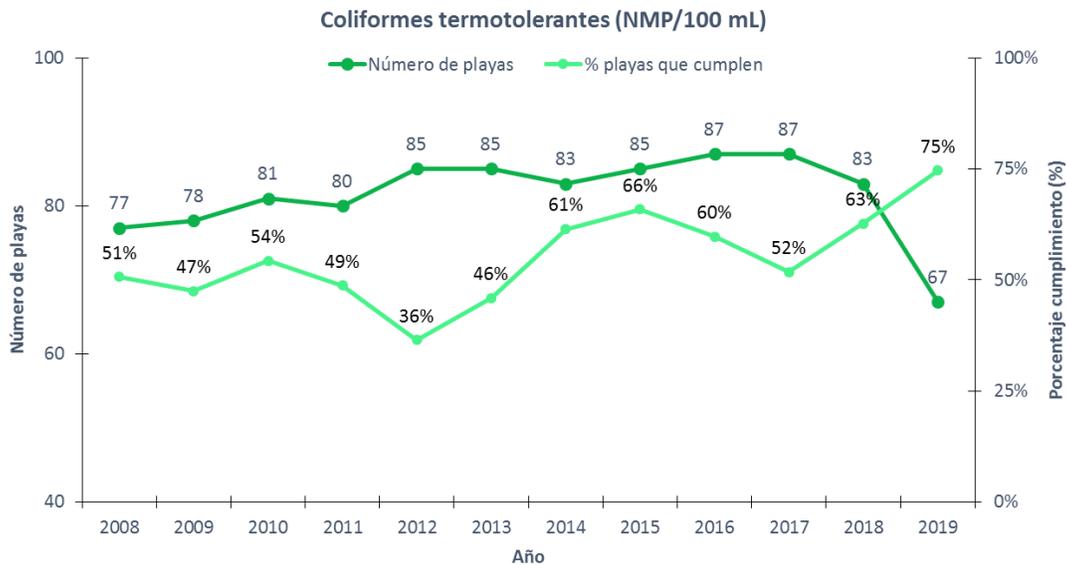


Figura 26. Relación del número de playas turísticas evaluadas y el porcentaje de playas que cumplieron con el criterio nacional de calidad microbiológica para aguas de baño de uso recreativo (200 NMP/100 mL de Coliformes termotolerantes, Minambiente, 2015) evaluadas en el monitoreo de la REDCAM entre 2008 y primer muestreo de 2019 (fuente: INVEMAR, 2020c).

En cuanto a las concentraciones de Enterococos fecales, de las 63 playas evaluadas en el 2018, el 75% cumplieron con el valor de referencia de la Unión Europea para aguas de baño que indica excelente calidad (<100 UFC/100 ml - bandera azul, Unión Europea, 2006), y en el primer muestreo de 2019 de las 49 playas evaluadas, el 88% cumplieron con el valor de referencia (Figura 27), mostrando un mayor porcentaje de cumplimiento a pesar que el número de playas disminuyó. Cabe

anotar que el número de estaciones donde se analizan Enterococos es más bajo que para Coliformes, debido a que la medición se realiza únicamente en aguas marinas y no en todos los departamentos costeros, se realiza este análisis.

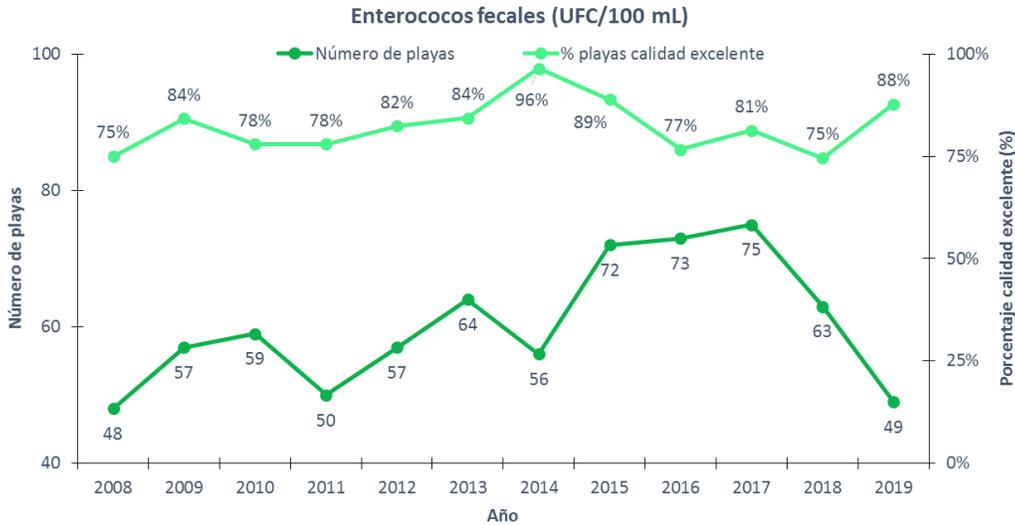


Figura 27. Relación del número de playas turísticas evaluadas y el porcentaje de playas que cumplieron con el criterio para aguas de baño de uso recreativo con referencia de bandera azul (100 UFC/100 ml de Enterococos fecales; Unión Europea, 2006) evaluadas en el monitoreo de la REDCAM entre 2008 y primer muestreo 2019 (fuente: INVEMAR, 2020c).

El análisis comparativo por departamentos para ambos indicadores microbiológicos (coliformes y enterococos), mostró que en el 2018, las playas de los departamentos de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Chocó y Magdalena, tuvieron el mayor porcentaje de playas que cumplían con los criterios de calidad nacionales para uso recreativo y para la referencia de la Unión Europea para aguas de baño con excelente calidad; seguidos de los departamentos Sucre, Córdoba y La Guajira; en tanto que en los departamentos de Atlántico y Antioquia ninguna playa cumplió con los criterios de calidad nacionales para uso recreativo (Figura 28).

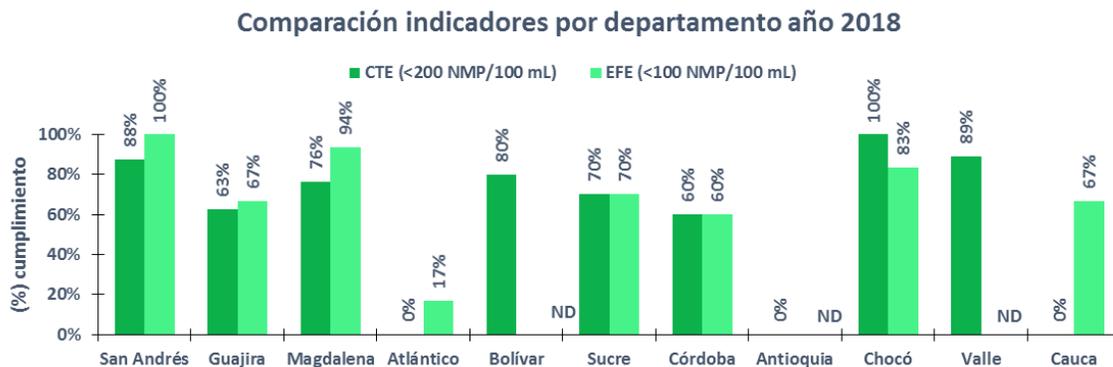


Figura 28. Porcentaje de playas turísticas por departamento costero que en el 2018 cumplieron con el criterio de calidad nacional para aguas de uso recreativo (Coliformes termotolerantes - CTE <200 NMP/100 mL; barra verde oscuro) y la referencia de la Unión Europea para aguas de baño con excelente calidad (Enterococos fecales - EFE <100 UFC/100 mL; barra verde claro). ND: No Data (fuente: INVEMAR, 2020c).

En el 2019, de igual manera el mayor número de playas que cumplió con los criterios de calidad nacionales para de uso recreativo y para la referencia de la Unión Europea para aguas de baño con excelente calidad fueron San Andrés, Providencia y Santa Catalina, seguidos de Magdalena, Sucre, Córdoba y La Guajira (Figura 29). Cabe resaltar que, en los departamentos de Atlántico y Antioquia, si bien el porcentaje de playas que cumplen con los criterios de calidad es más bajo que en los demás departamentos, se observó un aumento en el porcentaje de playas que cumplen con estos criterios de calidad para el disfrute de los bañistas en actividades recreativas de contacto primario.

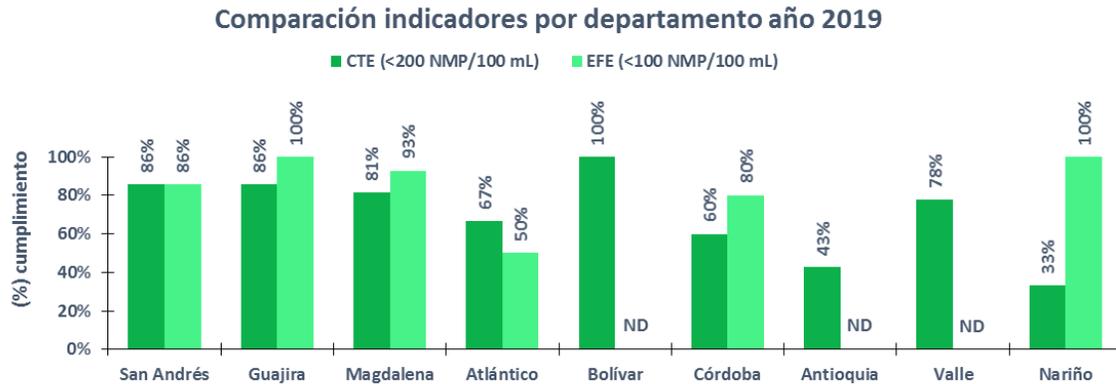


Figura 29. Porcentaje de playas turísticas por departamento costero que en el primer semestre del 2019 cumplieron con el criterio de calidad nacional para aguas de uso recreativo (Coliformes termotolerantes - CTE <200 NMP/100 mL; barra verde oscuro) y la referencia de la Unión Europea para aguas de baño con excelente calidad (Enterococos fecales - EFE <100 UFC/100 mL; verde claro). ND: No Data (fuente: INVEMAR, 2020c).

Estos resultados ponen de manifiesto la necesidad de actualizar la reglamentación nacional sobre los criterios de calidad ambiental para playas de uso recreativo y las que son consideradas objetos de conservación. Además, es importante incluir la medición de Enterococos fecales en aguas marinas por ser mejores indicadores microbiológicos en este tipo de aguas.

Es importante resaltar que en el 2019 las playas de Magüipi (Buenaventura, Valle del Cauca) en el Pacífico; y las playas de Johnny Cay (San Andrés), Playa Azul La Boquilla (Cartagena, Bolívar) y Bello Horizonte Hotel Zuana (Santa Marta, Magdalena) en el Caribe, recibieron el galardón de Bandera Azul, acción que se hizo como un esfuerzo del sector privado y entidades locales y regionales, para lo cual fue necesario reportar estos indicadores de calidad.

BIODIVERSIDAD MARINA

Una inspección al estado del ecosistema otorga un análisis grueso de cómo están los organismos y el medio abiótico específico, por lo que uno de los principales pilares del estado de la diversidad, está enfocado en el seguimiento a las variables indicadoras identificadas en cada uno de los ecosistemas marinos de especial interés para el país, como son los corales, los manglares y los pastos marinos. Pensando en la conservación y mejor gestión por parte de las autoridades ambientales responsables de la administración de estos ecosistemas, en los últimos años se ha desarrollado un amplio interés por evaluar su estado integral (estructura, composición y función). De esta actividad se derivan subsecuentemente acciones de investigación que permitirán reconocer o identificar al detalle eventos que se pueden estar llevando a cabo dentro de estos ecosistemas.

Desde el 2013 se han venido colectando datos de monitoreo en los ecosistemas de pastos marinos y corales, con el fin de poblar las bases de datos para establecer el índice de condición de pastos marinos ICTpm (Gómez-López *et al.*, 2014) y de corales ICTac (Rodríguez-Rincón *et al.*, 2014), a través de protocolos sencillos que no requieren como condición importante, ser llevados a cabo por personal experto. Teniendo en cuenta que las referencias en cuanto a estado de integridad fueron construidas para el Pacífico colombiano con datos históricos del Sistema de Información y Soporte del Monitoreo de Arrecifes Coralinos SISMAC y las del Caribe, se presentaron relativamente muy similares a las del arrecife Mesoamericano (México, Belice, Guatemala y Honduras), por lo que fueron adoptados como nuestros referentes y de esta manera, es posible compararnos a nivel regional sobre el estado del ecosistema coralino. A partir del 2018 se inició un vínculo del INVEMAR con la Iniciativa Arrecifes Saludables (HRI por sus siglas en inglés <https://www.healthyreefs.org/cms/es/>) con el que a futuro se espera incorporar los datos y trabajar mancomunadamente en temas en coincidentes de la región. A través de estos datos se busca conocer más sobre la diversidad biológica asociada a estos ecosistemas tanto del Caribe como del Pacífico colombianos, como parte de las políticas nacionales de conservación y protección de los recursos naturales y la diversidad biológica del país.

Los indicadores de condición tendencia ICT para áreas coralinas ICTac, manglares ICTbm (Navarrete-Ramírez *et al.*, 2014) y pastos marinos ICTpm, se probaron inicialmente dentro del subsistema de áreas marinas protegidas (SAMP), desarrollado en el marco del proyecto GEF-SAMP (COL-00075241, PIMS # 3997 Diseño e Implementación de un Subsistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas(SAMP) en Colombia, proyecto de implementación nacional NIM y con contrapartida del Banco de Proyectos de Inversión Nacional) en el que participaron más de 14 entidades de orden nacional. El uso y aplicación de estos indicadores se ha ampliado a otras áreas del Caribe y Pacífico colombiano con presencia de estos ecosistemas (p.ej. Coralina – Islas San Andrés y Providencia, Corpoguajira – Guajira Media y Corponariño - Tumaco).

Entre los tres indicadores de condición tendencia, el indicador de áreas coralinas es el que en su desarrollo está más adelantado, debido a la vasta información que se dispone de este ecosistema por las actividades de monitoreo que dieron inicio desde el año 1998. Esta información sirvió como referencia para determinar las distintas manifestaciones del estado del ecosistema (Deseable, Bueno, Regular, Alerta y No Deseable). Para el de bosque de mangle, dos de sus cuatro variables poseen actualmente referencias específicas (las estructurales de los árboles- Diámetro a la Altura del Pecho y Área Basal), sin embargo se están dando avances lentos en el desarrollo de sus variables de función (regeneración natural y presencia de organismos indicadores -Aves) en los que hay que establecer la información de referencia primero y esto depende de las oportunidades para ir a levantar la información en campo específicamente. En la Ciénaga Grande de Santa Marta, se trabaja un indicador de integridad biótica el cual se referenciará más adelante en este capítulo. Se espera que en un futuro cercano el ICTbm se pueda desarrollar también allí.

Por otra parte, el indicador de pastos marinos, cuenta con información de referencia de dos de sus tres variables principales (estructurales- Densidad de vástagos/área y presencia del hongo *Labyrinthula*) ajustadas actualmente para praderas fundamentalmente con *Thalassia testudinum* y con mezcla de *Syringodium filiforme* como especie predominante con *Thalassia testudinum* como sucede específicamente en la isla de Providencia. Producto de la información previa que se obtuvo del ecosistema desde el 2013, actualmente, se está trabajando en los indicadores de función del

ecosistema (grupos tróficos de distintos niveles) para tener la batería completa y funcionando al 100% lo más pronto posible.

Por lo anterior, es imprescindible que la información que se obtenga de los ecosistemas o sus especies asociadas en cualquier nivel, pueda llegar a ser de utilidad para fines académicos o para tomar acciones y contrarrestar la acelerada pérdida y transformación del medio ambiente por parte de autoridades ambientales o comunidades interesadas en la conservación, así como para reducir y mitigar los efectos negativos que esto pueda generar en los bienes y servicios ecosistémicos de los que es beneficiario el país y la humanidad.

ECOSISTEMAS Y HÁBITATS

Arrecifes Coralinos

Los arrecifes coralinos son estructuras ciclópeas tridimensionales que modifican dramáticamente el fondo marino creadas por diminutos seres llamados pólipos. Estos seres secretan carbonato de calcio y son 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 (Murray Roberts *et al.*, 2009). Los arrecifes creados pueden tener tamaños de miles de kilómetros de extensión y generan entre otras funciones hábitat, alimento y protección para más del 25% de especies marinas (Principe *et al.*, 2011). Son muchos los bienes y servicios que le brinda 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. Esta mencionada belleza, que le confiere valor económico y ecológico, hace que sea de vital importancia el continuar monitoreando, investigando, conociendo y preservando estos ecosistemas que hoy por hoy son el ecosistema emblemático de la humanidad, pese a atravesar serias amenazas contra su conservación (Burke *et al.*, 2011).

Localización y distribución

Las áreas coralinas en Colombia han sido exploradas con mayor detalle en aguas someras hasta los 30m de profundidad, tanto a nivel del Caribe como del Pacífico. En este sentido, dichas áreas comprenden además de los arrecifes de coral o 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, 2015). Estas áreas a nivel del Caribe se encuentran ubicadas en la región insular en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, así como en el borde costero en las zonas de bahía Portete, el sector de Chocó Darién y en el Archipiélago de Nuestra Señora del Rosario y San Bernardo. A nivel del

Pacífico, los sitios más representativos son la ensenada de Utría, punta Tebada, isla Gorgona e isla Malpelo, donde la cobertura de las áreas coralinas es más notable. 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 el 91%.

3. Indicador de condición-tendencia de áreas coralinas - ICT_{AC}

Definición e importancia del indicador

El indicador de condición tendencia de áreas coralinas (ICT_{AC}) es un indicador de estado que permite establecer de manera inicial la condición del ecosistema y con 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, algas, peces arrecifales carnívoros y herbívoros (Rodríguez-Rincón *et al.*, 2014) (Tabla 9). El resultado del ICT_{AC} será el estimado por un promedio aritmético de las variables adimensionadas y será específico para el conjunto de estaciones de una localidad, por lo que no se recomienda extrapolarlo a nivel nacional como un solo valor total. 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 10 y

Tabla 11). La importancia de este indicador radica en su fácil aplicabilidad como herramienta para el monitoreo estandarizado de arrecifes de coral, permitiendo una comunicación comprensible e inspiradora para aumentar el impacto

$$ICT_{AC} = \frac{CCV + CMF + BPH + BPC}{4}$$

en la conservación colectiva del ecosistema.

Donde:

CCV = Cobertura de coral duro escleractíneo vivo (Porcentaje)

CMF = Cobertura de macroalgas frondosas y tapetes algales (Porcentaje)

BPH = Biomasa de peces herbívoros para las familias Acanthuridae, Scaridae (g/100m²)

BPC = Biomasa de peces carnívoros para las familias Lutjanidae, Serranidae (g/100m²)

Tabla 9. Escala de valoración del indicador de condición-tendencia de áreas coralinas – ICT_{AC} (Rodríguez-Rincón *et al.*, 2014).

Condición general de integridad	Valor ICT _{AC}
Deseable	4,21 - 5,00
Buena	3,41 - 4,20
Regular	2,61 - 3,40
Alerta	1,81 - 2,60
No Deseable	1,00 - 1,80

Tabla 10. Escala de referencias para las variables del indicador de condición-tendencia de áreas coralinas –ICT_{AC} (Rodríguez-Rincón *et al.*, 2014) en la región Caribe - Referencias de (HRI, 2012).

Variabes	Deseable	Buena	Regular	Alerta	No Deseable
Cobertura de Coral pétreo Vivo CCV-%	≥40	20 -39,9	10-19,9	5,0 - 9,9	< 5
Cobertura de Macroalgas Frondosas-CMF %	0 - 0,9	1,0 - 5	5,1 - 12,0	12,1 - 25	> 25,0
Biomasa Peces Herbívoros - BPH (g/100m ²) loros y cirujanos	≥3.480	2.880 – 3.479	1.920 – 2.879	960 – 1.919	< 960
Biomasa Peces Carnívoros - BPC (g/100m ²) meros, chernas y pargos	≥1.680	1.260 – 1.679	840 – 1.259	420 - 839	< 420

Tabla 11. Escala de referencias para las variables del indicador de condición-tendencia de áreas coralinas – ICT_{AC} (Rodríguez-Rincón *et al.*, 2014) en la región Pacífico (Tomado de SISMAC- INVEMAR). Para el Pacífico no se hace referencia a biomasa.

Variable	Deseable	Buena	Regular	Alerta	No Deseable
Cobertura de coral pétreo vivo CCV-%	>60	59,9 - 30	29,9 - 15	14,9 - 10	< 9,9
Cobertura de macroalgas frondosas- CMF %	<9,9	10 - 19,9	20 - 39,9	40 - 59,9	> 60
Abundancia Peces herbívoros - APH (g/100m ²) loros y cirujanos	>35,46	35,45 - 12,84	12,83 - 2,02	2,01 - 1,39	< 1,38
Abundancia Peces carnívoros - APC (g/100m ²) meros, chernas y pargos	>22,22	22,23 - 3,13	3,12 - 0,78	0,72 - 0,57	< 0,57
Fuente de los datos e información					
Los resultados que aquí se presentan corresponden a datos obtenidos del monitoreo en Caribe insular en isla Providencia PNN-Old Providence McBean Lagoon, en el Caribe continental en PNN Tayrona, islas de San Bernardo (PNN Corales del Rosario y San Bernardo), PNN bahía Portete - Kaurrele y en el Pacífico en el SFF Malpelo, PNN Utría y PNN isla Gorgona (Figura 30 y Figura 31). La información recolectada se encuentra salvaguardada en el Sistema de Información del 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 analizada de los resultados del 2019.					
Reporte o cálculo del indicador					
Durante el 2019 se realizó la medición de las variables que conforman el ICT _{AC} : cobertura de coral escleractíneo vivo, cobertura de macroalgas cespitosas, biomasa y abundancia de peces arrecifales carnívoros y herbívoros en cada uno de los siete sitios monitoreados Figura 30 y Figura 31. En la Figura 32 se presenta el porcentaje de estaciones de monitoreo por categoría de Condición-Tendencia que cuentan con información disponible.					

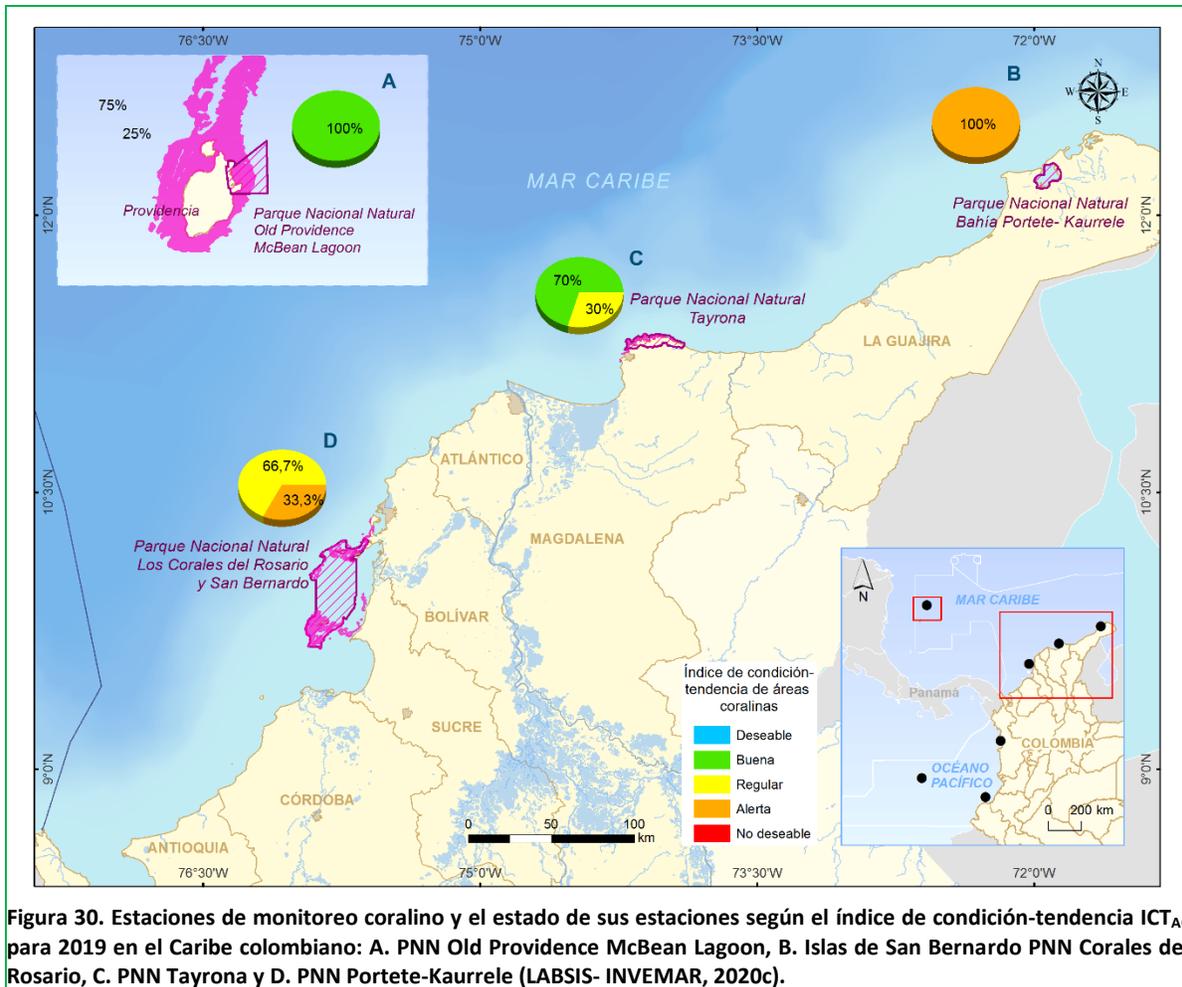


Figura 30. Estaciones de monitoreo coralino y el estado de sus estaciones según el índice de condición-tendencia ICT_{AC} para 2019 en el Caribe colombiano: A. PNN Old Providence McBean Lagoon, B. Islas de San Bernardo PNN Corales del Rosario, C. PNN Tayrona y D. PNN Portete-Kaurrele (LABSIS- INVEMAR, 2020c).

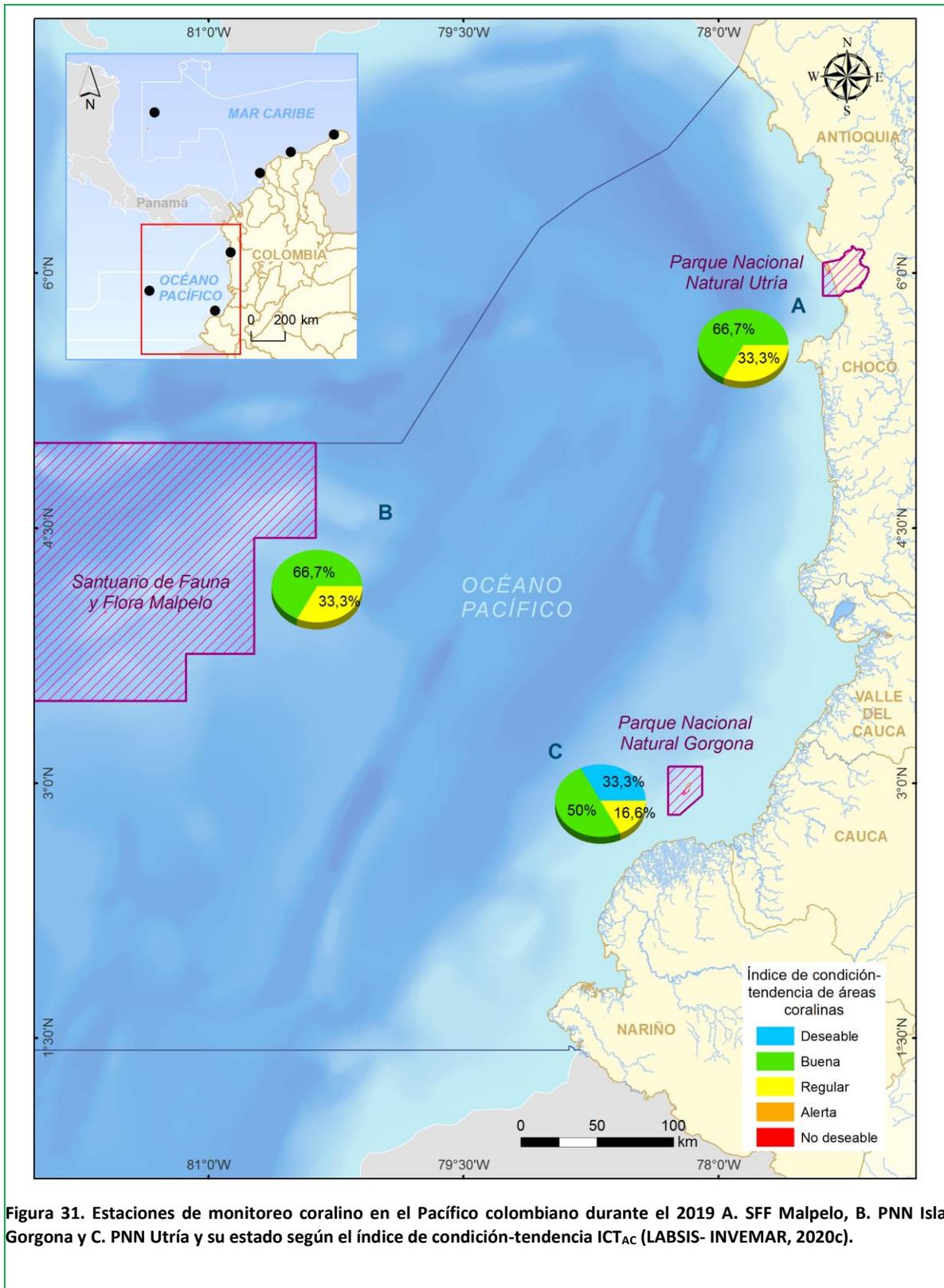


Figura 31. Estaciones de monitoreo coralino en el Pacífico colombiano durante el 2019 A. SFF Malpelo, B. PNN Isla Gorgona y C. PNN Utría y su estado según el índice de condición-tendencia ICT_{Ac} (LABSIS- INVEMAR, 2020c).

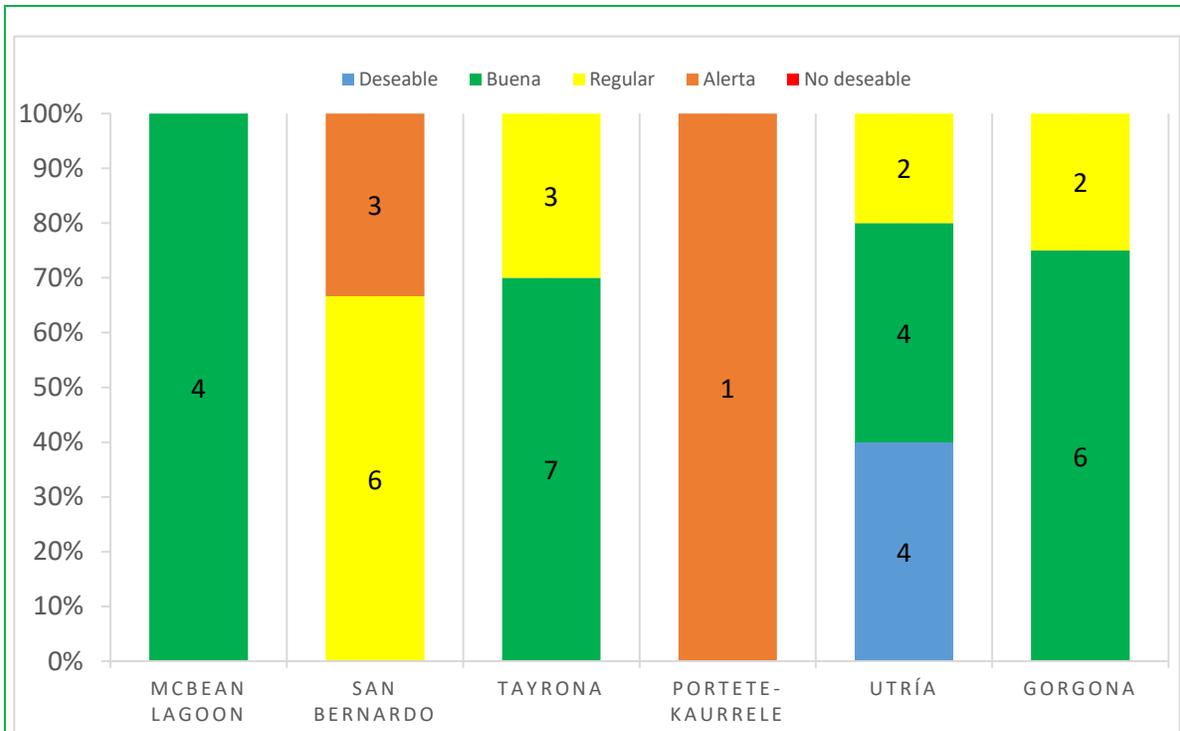


Figura 32. Índice de condición-tendencia de áreas coralinas ICTAc para el año 2019, en porcentaje de estaciones de monitoreo por categoría de condición-tendencia (Tabla 11) en cada área (los números al interior de las barras corresponden a la cantidad de estaciones).

Interpretación de los resultados

Al comparar los resultados del 2019 en el Pacífico colombiano sólo se podrá comparar el SFF Malpelo ya que las de Utría y Gorgona serán comparadas con la información reportada en el 2017 (http://www.invemar.org.co/documents/10182/14479/IER_2017_baja_Final.pdf/76690566-f6e1-4610-906f-1c49c610b2c8 página 62). En relación a las estaciones del SFF Malpelo se observa un leve deterioro por la pérdida de la estación en estado Deseable y el aumento de las estaciones en Buen estado. La causa principal de esta situación es que se registró la disminución de la cobertura de coral vivo en la estación (Arrecife medio) en la especie *Porites lobata*. Para las estaciones de Utría y Gorgona en relación al 2017, se observa deterioro al presentarse estaciones en estado Regular y pérdida de las que se encontraban en estado Deseable, causado principalmente por un aumento de algas filamentosas que aparecen cubriendo densamente los sustratos adyacentes incluido los coralinos, sin que se haya logrado hasta el momento identificar su origen. En Gorgona, las colonias de *Pavona gigantea* continúan perdiendo cobertura de coral vivo en la estación de Azufrada 1 medio que ha venido siendo afectada por distintos agentes de deterioro (más que todo de tipo natural) desde hace ya más de 10 años.

En el Caribe colombiano comparativamente hablando en relación al 2018, en McBean Lagoon (100%) y en el Tayrona (73%) se observa una mejoría en las estaciones en estado “Bueno”. Caso contrario observado en las islas de San Bernardo y en el PNN bahía Portete-Kaurrele en las que cada vez se hace más notoria la ausencia de especies insignia de los arrecifes de coral como lo son los pargos y los meros, situación que genera un aumento de las estaciones en “Alerta”. Específicamente para las islas, la presencia de algas frondosas tiende a presentar un aumento en la zona, pese a que las coberturas de coral de manera generalizada se mantienen estables con respecto a años anteriores de monitoreo.

Limitaciones del indicador

Tal como se ha mencionado en informes anteriores las limitaciones del indicador están directamente relacionadas con parámetros climáticos que pueden variar en términos de unos pocos días y que dificultan tanto la visibilidad como las actividades náuticas y de buceo. Así mismo, el indicador es más sensible a la presencia o ausencia de las distintas poblaciones o comunidades de peces al momento del monitoreo, ya que estos varían más a corto plazo que lo que representan los cambios en la cobertura coralina viva o la de macroalgas, que se han observado hasta el momento. En cualquier caso, siempre se explicará porque el índice final se comporta como se está presentando.

Recomendaciones y alternativas de manejo

El indicador ICT_{AC} ha sido diseñado y ajustado para medir la integralidad del ecosistema y que tenga aplicabilidad en el territorio nacional, por lo tanto, maneja métodos de monitoreo estandarizados y sostenibles que deben aplicarse según las indicaciones establecidas convirtiéndolo en una herramienta práctica de obtención de información crucial y para el control y manejo por parte de las autoridades ambientales.

Es necesario, además, mantener debidamente entrenado en las técnicas y metodologías para la toma del dato, tanto al personal del INVEMAR como a los funcionarios de las autoridades ambientales respectivas (PNN o CARs) y actores comunitarios que participen de las actividades, con el fin de minimizar errores en la toma *in situ* al interior de las áreas evaluadas. De igual manera y con el propósito de evitar mayores variaciones en los resultados, es conveniente realizar las visitas a las áreas en las mismas épocas cada año y así contar con las condiciones ambientales similares; también es importante analizar con una perspectiva independiente y mancomunada cada una de las variables, ya que por su naturaleza propia cada una de ellas puede tener causas y efectos diferentes y, por ende, al evaluarlo no integralmente podría arrojar conclusiones erradas sobre la condición de un área en particular.

Por último, se recomienda revisar la página web <http://siam.invemar.org.co/sibm-simac-indicadores> en la que se puede ver el comportamiento de los indicadores en los sitios de monitoreo de los años anteriores (2014, 2015, 2016, 2017 y 2018).

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 4 familias y 12 géneros, de los cuales en el Caribe colombiano se encuentran 3 familias y 6 especies de las que *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), y 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 de 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), 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 (Pendleton *et al.*, 2012; Fourqurean *et al.*, 2012).

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; Gómez-López *et al.*, 2014a). 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 que no hacen parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas – SINAP, es decir que no contaban en ese momento con algún tipo de protección ambiental sobre este ecosistema como lo eran el departamento de La Guajira y el Chocó Caribe, se contabilizó en su totalidad una extensión nacional 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 coral-macro- algas-parches de pastos marinos para un total de 66.132,47 ha (Gómez-López *et al.*, 2014a). Durante el 2018 y 2019 la Corporación para el Desarrollo Sostenible del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa

Catalina junto con INVEMAR actualizaron la cartografía de pastos marinos en las islas dando como resultado 498,1 ha para San Andrés y 1.933 ha para Providencia y Santa Catalina. En el Caribe colombiano el 28,8% de la cobertura de este ecosistema se encuentra en áreas del SINAP.

4. Indicador de condición-tendencia para pastos marinos – ICT_{PM}

Definición e importancia del indicador

El indicador de condición tendencia de pastos marinos (ICT_{PM}) 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 de cinco variables, que miden atributos estructurales y funcionales de este ecosistema (densidad de vástagos, densidad de herbívoros, carnívoros y detritívoros/omnívoros, afectación por *Labyrinthula* sp. y/o afectación por invertebrados) en un solo valor numérico (ver propuesta en Gómez-López *et al.*, 2014b). La fórmula del ICT_{PM} que es sugerida y puede ser diferente al tener ya todas las variables en funcionamiento, al ser un indicador compuesto, integra la relación entre el valor real de cada una de sus variables componentes, con respecto a la tabla de referencia (Vref) respectiva y entre todos, por medio de una relación aritmética ponderada. Cada una de las cinco variables que conforman el indicador, se clasifican según escalas de referencia para el Caribe colombiano como: deseable, buena, regular, alerta y no deseable (Tabla 12, Tabla 13, Tabla 14 y Tabla 15).

$$ICT_{PM} = \left(\frac{D}{Vref D}\right)^{0,30} * \left(\frac{DH}{Vref DH} + \frac{DCO}{Vref DCO} + \frac{DC}{Vref DC}\right)^{0,60} * \left(\frac{L}{Vref L}\right)^{0,10}$$

Donde:

D = Densidad de vástagos por m² Vref D = Valor de referencia de Densidad de vástagos.

DH = Densidad de Herbívoros por m² Vref DH= Valor de referencia de Densidad de herbívoros.

DCO = Densidad de detritívoros/omnívoros por m² Vref DCO = Valor de referencia de densidad de detritívoros/ omnívoros.

DC = Densidad de Carnívoros por m² Vref DC = Valor de referencia de Densidad de carnívoros.

L = Afectación por *Labyrinthula* sp. por cuadrante.

Tabla 12. Escala ejemplo de la valoración general del indicador de condición-tendencia de pastos marinos – ICT_{PM}. En la actualidad no se han evaluado los valores como reales, porque aún se encuentra en proceso de revisión la variable de función.

Condición general de pastos marinos	Valor ICT _{PM} (valores no reales)
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

Tabla 13. Escala de referencia para la densidad de vástagos del indicador de condición- tendencia pastos marinos ICT_{PM} para praderas monoespecíficas o mixtas con mayor proporción de *Thalassia testudinum*.

Condición general de pastos marinos	Equivalente para el (ICT _{PM})	Densidad de vástagos/m ²
Deseable	5	>451
Buena	4	351-450
Regular	3	200-350
Alerta	2	126-199
No Deseable	1	<125

Tabla 14. Escala de referencia para la densidad de vástagos del indicador de condición- tendencia pastos marinos ICT_{PM} en praderas mixtas con dominancia de *Syringodium filiforme* (usada especialmente para la isla de Providencia fuera del Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon).

Condición general de referencia para densidad de vástagos de pastos marinos Isla de Providencia	Equivalente para el (ICT _{PM})	Densidad de vástagos/m ²
Deseable	5	>240
Buena	4	144,1-240
Regular	3	96,1-240
Alerta	2	48,1-96
No deseable	1	<48

Tabla 15. Escala de referencia para las variables de afectación de *Labyrinthula sp.* (Vref L) / o de presencia de mortalidad en la estación, del indicador de condición- tendencia pastos marinos ICT_{PM}.

Condición general de referencia para afectación por <i>Labyrinthula sp.</i>	Equivalente para el (ICT _{PM})	% afectación	% mortalidad/ estación
Deseable	5	< 30	0-5
Buena	4	31 - 40	6-20
Regular	3	41 - 60	21-40
Alerta	2	61 - 89	41-70
No deseable	1	>90	71-100

Fuente de los datos e información

Los resultados que aquí se presentan corresponden a los obtenidos en cada una de las siguientes áreas: Caribe continental PNN bahía Portete-Kaurrele (2) y departamento de La Guajira (3).

Periodo reportado

El reporte que se realiza en este informe corresponde a la información tomada durante el 2019. Los valores de referencia, están basados en el registro histórico de las variables individuales escogidas, que se tienen desde el 2013 para los PNN Tayrona, PNN Corales del Rosario y San Bernardo, información desde 2015 del Chocó Caribe y La Guajira y de San Andrés y Providencia desde el 2016 (Tabla 5, Tabla 6, Tabla 7 y Tabla 8).

Reporte o cálculo del indicador

Como se ha referenciado en otros documentos similares, los valores de referencia para evaluar este indicador son la densidad de vástagos y afectación del hongo *Labyrinthula sp.* Si bien estas son sólo dos de las tres variables que se tienen en cuenta en el complejo del indicador, constituyen preliminarmente la base para poder calificar el estado de los pastos marinos del país (Figura 33 y Tabla 16).

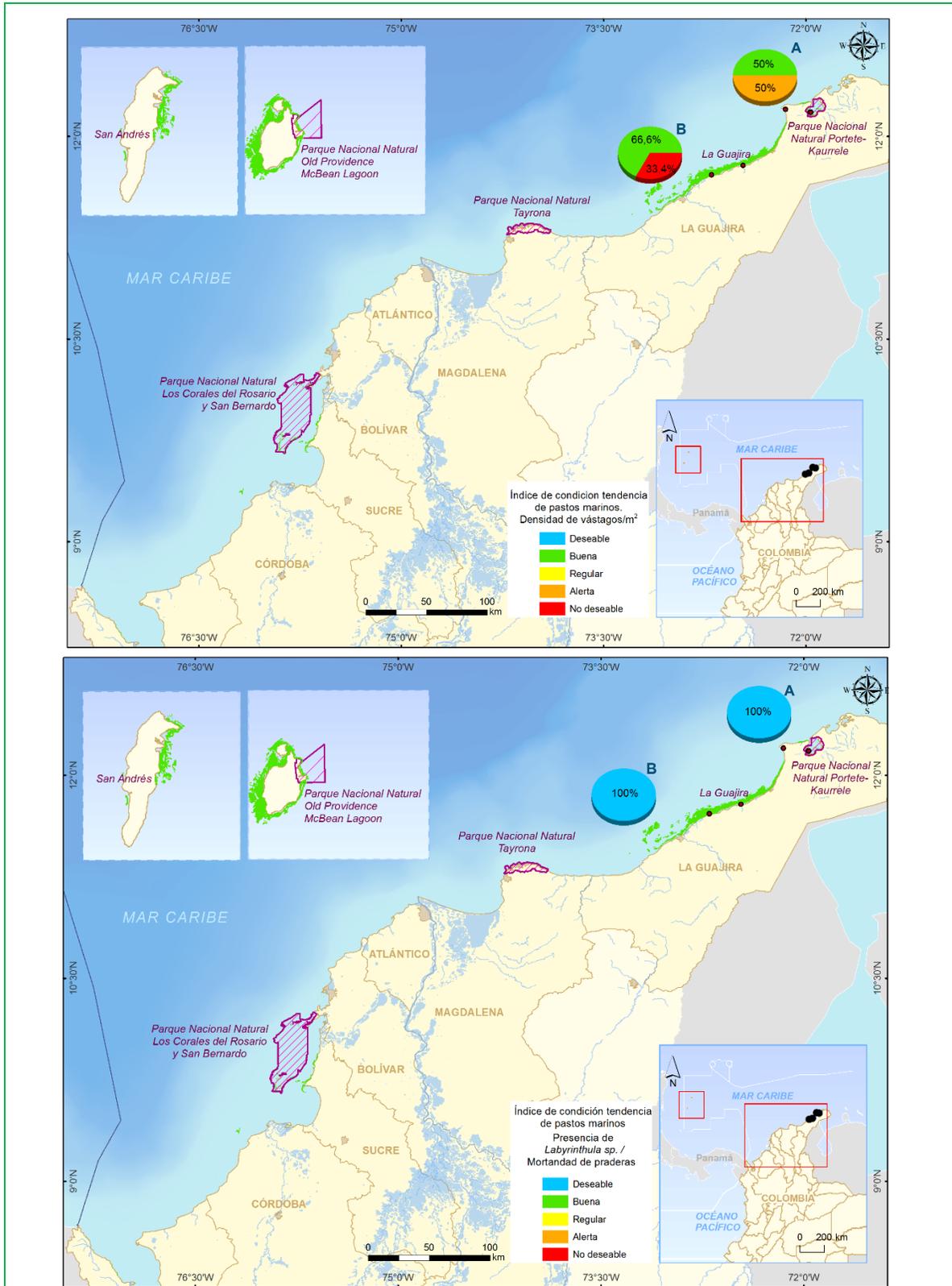


Figura 33. Estaciones de monitoreo de pastos marinos y el estado de sus estaciones según el indicador de condición-tendencia ICT_{PM} (densidad de vástagos y presencia del hongo *Labyrinthula* sp.) en el Caribe colombiano durante el 2019. A. PNN bahía Portete-Kaurrele, B. Cabo Nuevo, Manaure y Ballena (LABSIS-INVEMAR, 2020c).

Tabla 16. 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 Caribe colombiano durante el 2019.

Área	Localidad	Densidad de vástagos/m ² (2019)	Presencia de <i>Labyrinthula</i> sp./mortalidad de praderas (2019)
PNN bahía Portete-Kaurrele	Portete	Alerta	Deseable
	Kaurrele	Bueno	Deseable
La Guajira	Cabo Nuevo	No deseable	Deseable
	Manaure	Alerta	Deseable
	Ballena	Alerta	Deseable

Interpretación de los resultados

En la Tabla 16 se han registrado los resultados de las cinco estaciones evaluadas. La estación de Cabo Nuevo continúa evidenciando un estado No Deseable, aun consecuencia de la recuperación del área por el coletazo del huracán Mathew que golpeó el litoral costero de La Guajira en el 2016. De una manera similar, las estaciones de Ballena y Manaure fueron afectadas y aunque Manaure presentó un estado similar al 2018, Ballena presenta una baja en su condición pasando a Alerta.

Las estaciones presentes en el PNN Bahía Portete-Kaurrele presentan un ensamblaje de especies ícticas particular, las cuales reportaron abundancias altas de algunos individuos no muy comunes para estos ecosistemas, siendo praderas de especial interés, sin embargo, en cuestión de la densidad de vástagos se observa que la estación de Kaurrele se encuentra en mejores condiciones que la de Portete.

Por su parte el indicador de *Labyrinthula* sp. reportó un estado Deseable para todas las estaciones.

Limitaciones del indicador

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

Recomendaciones y alternativas de manejo

El indicador ICT_{PM} se diseñó para que pueda de manera holística servir como referencia para determinar fácilmente el estado de integridad integral del ecosistema de pastos marinos del Caribe colombiano mediante un protocolo de evaluación en campo sencillo de seguir, que permite la identificación de las variables más conspicuas y relevantes en la evaluación del estado del ecosistema a nivel de estructura y función.

Como cualquier sistema de monitoreo, es necesario realizar una autoevaluación periódica con el fin de que esta herramienta esté acorde con las necesidades (o preguntas de investigación) de las autoridades ambientales, así como de los ajustes de los valores de referencia, como también el mantener debidamente entrenado en las técnicas y metodologías para la tomas del dato, tanto al personal del Instituto como a los funcionarios de las autoridades ambientales respectivas (PNN o CARs) y actores comunitarios que participen de las actividades de monitoreo, con el fin de evitar o disminuir los errores que conlleven resultados no deseables. Teniendo en cuenta que la dinámica de las praderas de pastos (especialmente de la *Thalassia testudinum*) es variable a lo largo del año de acuerdo a las variables de profundidad y época climática, se recomienda que al levantar la información y compararla entre sí, se realice entre muestras tomadas a similares profundidades y en épocas similares, de otra manera es posible que, al no corresponderse entre sí, los resultados sean muy contrastantes y se propicien falsas conclusiones.

Manglares

Los manglares comprenden árboles o arbustos que colonizan la línea de costa a lo largo de las zonas tropicales y subtropicales del planeta (Woodroffe *et al.*, 2016), ubicándose aproximadamente entre los 30°N y 30° S de latitud (Giri *et al.*, 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). Son plantas halófitas facultativas o tolerantes a la salinidad, con adaptaciones morfológicas, fisiológicas y

reproductivas que les permiten establecerse en localidades con poca o nula cantidad de oxígeno, con alta concentración de sales, y/o de inundación permanente o semipermanente. Entre las adaptaciones más importantes se encuentran la tolerancia a la anegación, la aparición de estructuras especializadas en la respiración como lo son las lenticelas y neumatóforos y la generación de raíces aéreas que permiten la colonización de sustratos inestables (Saenger, 2002). Otras de las características relevantes de estos árboles, incluyen el uso eficiente del agua, que les confiere tolerancia a la salinidad del sustrato, así mismo, presentan una estrategia reproductiva en la que la semilla germina cuando aún se encuentra ligada al parental (viviparismo), lo que facilita en primer lugar la implantación en condiciones más favorables para el desarrollo y segundo, una mayor dispersión en largas distancias (Field, 1997; Feller *et al.*, 2010), confiriéndoles una ventaja adaptativa (Nettel y Dodd, 2007). Finalmente, el uso y conservación eficiente de los nutrientes; la alta plasticidad y capacidad para regenerarse en ambientes muy disturbados, hacen de los manglares las coberturas vegetales dominantes y más representativas de la zona costera colombiana.

Los manglares desempeñan una función ecológica muy importante en la zona intermareal en donde los aportes hídricos provienen principalmente del mar, los ríos y la escorrentía del continente. Estos ecosistemas, generan una serie de bienes y servicios ecosistémicos que incluyen: la mitigación de la erosión; la reducción del oleaje; facilitan la retención, fijación, estabilización y acreción del suelo, aumentando la resiliencia de la zona costera frente a escenarios de cambio climático (Alongi, 2008) y protegiendo a las comunidades de la acción de la dinámica costera.

Adicionalmente, actúan como filtro natural protegiendo otros ecosistemas asociados (pastos marinos y arrecifes de coral) de las descargas continentales (Ellison, 2012); son hábitat de diversas especies de peces, mamíferos, aves, reptiles, anfibios e invertebrados y, regulan el microclima (Field, 1997; Sánchez-Páez *et al.*, 1997). Los manglares, además están dentro de los bosques más productivos del Trópico, actúan como sumideros de carbono principalmente a nivel de subsuelo (Donato *et al.*, 2011; Alongi, 2012). Debido a ello y a su estrecha relación con las comunidades humanas desde tiempo ancestrales (registros de uso datan del año 1230) (Walsh, 1977), los bosques de mangle han sido ampliamente usados como fuente de madera para combustible, material para construcción, en la medicina tradicional y la producción de taninos (Bandaranayake, 1998), así como fuente de recursos hidrobiológicos a comunidades costeras, brindándoles seguridad alimenticia. A nivel mundial, es ampliamente reconocido su soporte a las pesquerías, actuando como guardería para muchas especies de peces de importancia ecológica y económica (Walters *et al.*, 2008), así como su influencia en la estructura de la comunidad de peces de aguas abiertas, al ser un eslabón clave en la conectividad de los hábitats marinos (Mumby *et al.*, 2004).

Si bien, la degradación de los manglares sigue siendo mayor a la de los bosques continentales y los arrecifes de coral, principalmente por causas asociadas al cambio en el uso del suelo (desarrollo urbano, agricultura, acuicultura) y la sobreexplotación (Alongi, 2002; Giri *et al.*, 2008; Spalding *et al.*, 2010); a nivel mundial, la pérdida de estos bosques parece haber disminuido en las últimas tres décadas, posiblemente por el incremento de la resiliencia o por los esfuerzos de conservación, restauración o rehabilitación (Webber *et al.*, 2016). Otros factores como el aumento relativo del nivel del mar por efectos del cambio climático, podrían representar una seria amenaza para los manglares (Giri *et al.*, 2011); mientras que se prevé que el aumento de temperaturas, favorecería la intrusión del manglar sobre las áreas de marismas (Kelleway *et al.*, 2017).

En Colombia, los factores antrópicos más destacados, son los relacionados con: el cambio en el uso del suelo, incluida la expansión de la frontera urbana, hotelera, agropecuaria e industrial; la

demanda de recursos, entendida como la extracción de recursos naturales para el consumo y comercio; la exposición a eventos de índole natural asociados con la dinámica costera y, finalmente, la exposición a sustancias contaminantes producto de derrames incidentales en las zonas costeras (Villamil, 2014), los cuales generan entre otros, pérdida de biomasa, desaparición de nichos ecológicos, disminución de la biodiversidad, formación de playones salinos, colmatación de cuerpos de agua e incremento de la erosión costera (Ulloa-Delgado *et al.*, 1998; Minambiente e INVEMAR, 2015).

Localización y distribución

Los manglares en Colombia, se distribuyen a lo largo de las dos costas (Figura 34). En el Caribe, se encuentran cinco de las ocho especies de mangle reportadas para el país (Tabla 17), de las cuales, *Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle*, son las más abundantes y de mayor aprovechamiento, seguidas por *Laguncularia racemosa*, *Conocarpus erectus* y *Pelliciera rhizophorae*. De esta última especie, sólo se tienen registros puntuales en la bahía de Cispata en Córdoba, en la bahía de Baracoas e isla de Barú en Bolívar, en ciénaga Honda y de Pablo en Sucre, en el golfo de Morrosquillo y en la bahía de Marirrió en el Urabá antioqueño. En el Pacífico colombiano, además de las especies mencionadas para el Caribe, se hallan *Rhizophora harrisonii*, *Rhizophora racemosa* y *Mora oleifera*, esta última especie también conocida como mangle nato, está catalogada como Vulnerable, de acuerdo con 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 mangle se encuentran dentro de diferentes categorías de conservación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) y para el Pacífico el 38%.

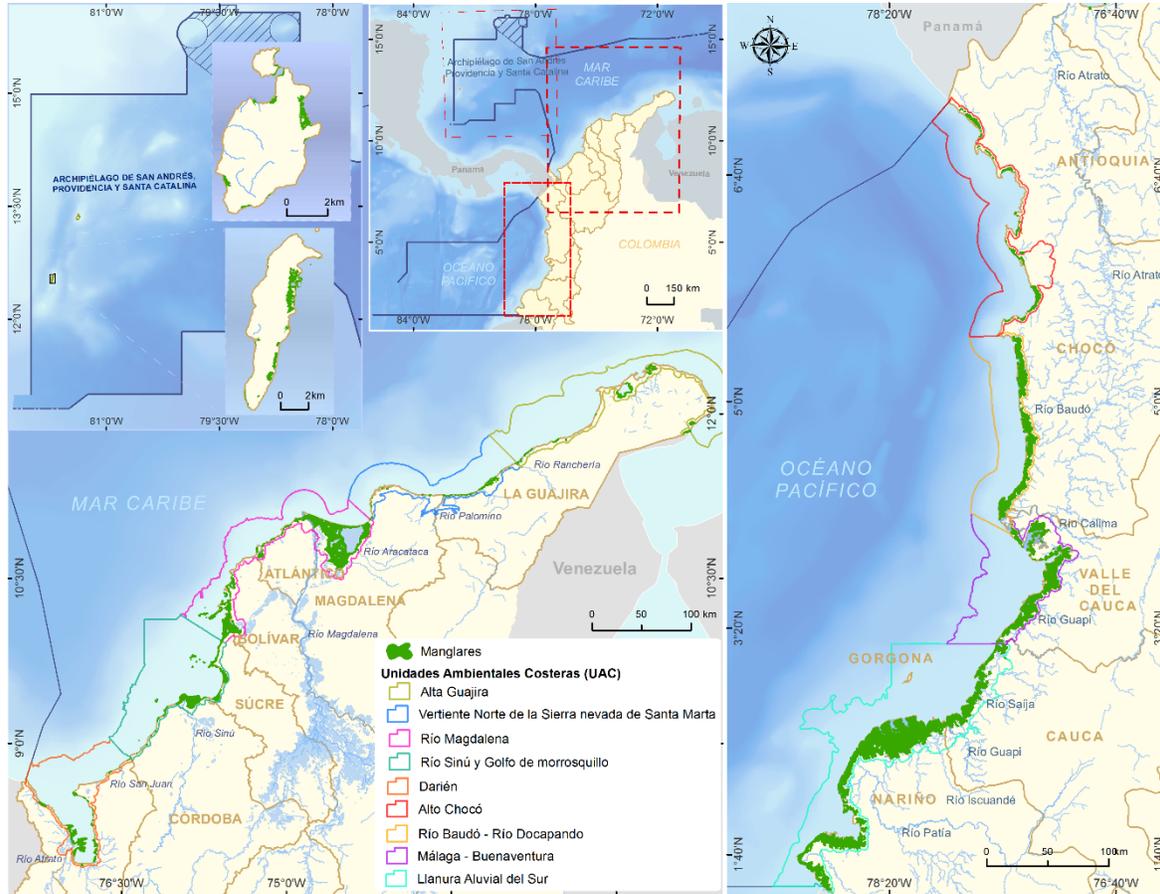


Figura 34. Distribución de los manglares en Colombia (Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Caribe y Pacífico). Esta figura es una representación gráfica de la ubicación aproximada de los bosques de manglar en el país y tiene únicamente fines ilustrativos (LABSIS-INVEMAR, 2019).

Tabla 17. Distribución de las especies de mangle del Caribe y Pacífico colombiano. Datos tomados de Sánchez-Páez *et al.* (1997); INVEMAR y CRA (2005); Spalding *et al.* (2010). 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.

Familia	Especie	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	
	<i>Conocarpus erectus</i>	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	
Tetrameristaceae**	<i>Pelliciera rhizophorae</i>					X	X	X	X	X	X	X	X	
Caesalpiniaceae	<i>Mora oleifera</i>									X	X	X	X	

* *Rhizophora harrisonii* es considerada por autores como Duke (1992) y Beentje *et al.* (2007), como una especie híbrida.

** Las familias fueron revisadas con base a la actual clasificación en The Plant List (2013) y Trópicos (2018).

5. Indicador de extensión: cambio en la cobertura (Ie) de los bosques de manglar**Definición e importancia del indicador**

El indicador permite medir los cambios en la extensión o en el área total de manglar en un intervalo temporal para un sector determinado, mostrando así el comportamiento y la dinámica general del ecosistema. Su cálculo es muy sencillo y se obtiene al estimar la diferencia entre el área de manglar reportada de una fecha y la correspondiente fecha anterior.

Fuente de los datos e información

El indicador de extensión se encuentra formulado, sin embargo, no se tiene información sistemática y consecutiva de las áreas de manglar presentes en el todo el país para su ejecución. Para ver su aplicación y uso, se realizó el cálculo basándose en los datos generados durante el análisis e interpretación de imágenes satelitales de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) 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 CGSM", el cual cuenta con la información necesaria para este fin.

A futuro se espera que se puedan generar datos de extensión de los bosques de manglar del país, teniendo en cuenta que el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (a través de la Resolución 1263 de 2018) estipula la recolección de los datos necesarios para determinar los cambios temporales de las áreas de manglar, apoyándose en entidades ejecutoras como lo son para este caso las Corporaciones Autónomas Regionales. De esta manera y como perspectiva próxima, se pretende que los datos obtenidos por los diferentes entes territoriales sean canalizados a través del Sistema de Información para la Gestión de los Manglares de Colombia (SIGMA) (<http://sigma.invemar.org.co>), que cuenta dentro de sus herramientas con un geovisor que permitiría la inclusión de la información.

Periodo reportado

Para la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) el periodo de análisis contempla desde el año 1956 hasta 2019.

Reporte o cálculo del indicador

Tabla 18. Indicador de extensión (Ie) de los bosques de manglar, caso "Ciénaga Grande de Santa Marta-CGSM".

Año	Línea base (ha)	Porcentaje de manglar vivo respecto al periodo inicial (%)	Ie manglar (ha)
1956	51.150	100	NA
1968	49.060	95,9	-2.090
1987	30.340	59,3	-18.720
1993	26.440	51,7	-3.900
1995	22.580	44,1	-3.860
1997	23.770	46,5	1.190
1999	25.750	50,3	1.980
2001*	29.139	57,0	3.389
2003*	26.683	52,2	-2.456
2007*	29.510	57,7	2.827
2009*	35.581	69,6	6.071
2011*	38.514	75,3	2.933

2013*	39.535	77,3	1.021
2015*	39.291	76,8	-244
2017**	31.876	62,3	-7.415
2018*	34.365	67,2	2.489
2019*	35.379	69.2	1.014

* Las capas ajustadas corresponden a las generadas después del año 2001. **Para el reporte del indicador en el año 2017 se realizó un ajuste entre el sistema de coordenadas utilizado anteriormente en Colombia, conocido como DATUM-BOGOTÁ y el oficial a la fecha, denominado MAGNA-SIRGAS. De esta manera existen pequeñas diferencias con las áreas reportadas en informes anteriores de menos del 0,3%, las cuales no son significativas para el objetivo del indicador.

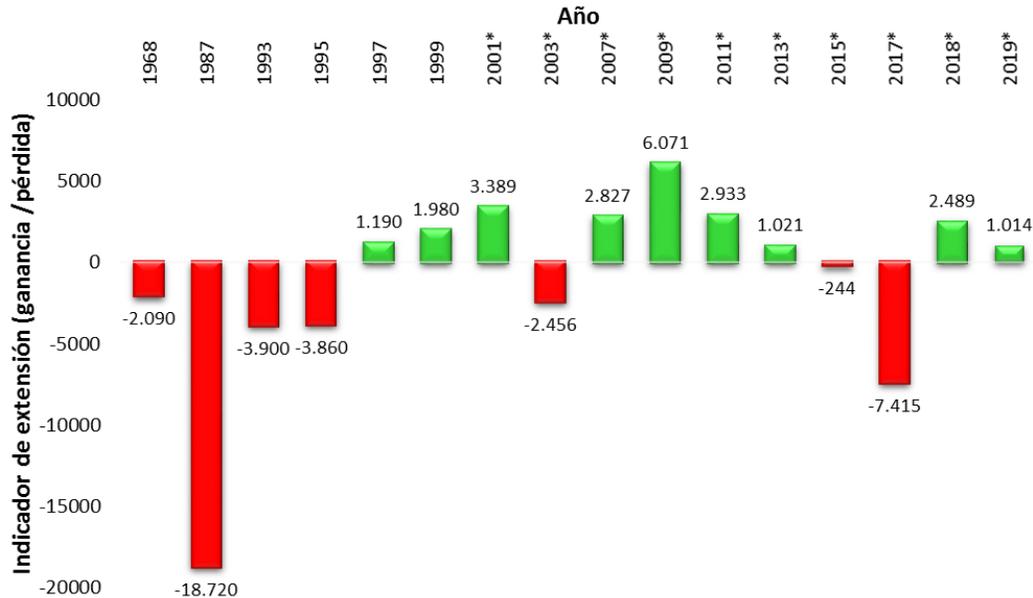


Figura 35. Índice de extensión en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM). Las barras representan el cambio en cobertura respecto al año inmediatamente anterior. En rojo se representan las pérdidas y en verde las ganancias. Para conocer el valor de cobertura global para cada año consulte la Tabla 18.

Interpretación de los resultados

La aplicación del Indicador de extensión (Ie) en la Ciénaga Grande de Santa Marta muestra reducción del bosque desde 1956 hasta el año 1995 (barras rojas a la izquierda en la Figura 35), punto en el que aparece la cobertura más baja dentro del complejo, aproximadamente 22.580 hectáreas (Tabla 18). A partir de este momento y asociado a la finalización de las obras hidráulicas realizadas por el proyecto PROCIENAGA que permitieron la entrada de agua dulce al sistema y el flujo de la misma, se observa un aumento en la cobertura y un mejor desarrollo del bosque. En la Figura 35 muestra que hubo pérdidas puntuales en los años 2003, 2015 y 2017, sin embargo desde el año 2018 se ha observado una recuperación en el sistema.

Estos cambios están asociados con las variaciones de la salinidad que dependen de los eventos de variabilidad climática local y global, tales como El Niño y La Niña (Blanco *et al.*, 2006). Para 2015 se reportó un año “El Niño” muy fuerte en la Ciénaga Grande de Santa Marta (Santoso *et al.*, 2017), el cual trajo consigo la reducción de la precipitación en la zona Caribe colombiana y con ello el aumento en los valores de salinidad intersticial en las estaciones monitoreadas, alcanzando hasta 90 unidades en el tercer trimestre del año 2016, lo cual afectó drásticamente el estado de salud del manglar (INVEMAR, 2017a), reflejándose finalmente en la pérdida de extensión de al menos 7.415 ha en el año 2017 (Tabla 18). La reducción en el aporte de agua dulce de los ríos

que provienen de la Sierra Nevada de Santa Marta o del propio río Magdalena, también puede afectar negativamente el ecosistema de manglar, al generar indirectamente un aumento en la salinidad o la disminución del nivel de agua, lo que, en último, puede ser determinante en la disminución de la extensión del bosque.

Durante el 2018, el indicador mostró la recuperación del bosque, representado en un aumento de cobertura (2.400 ha, aproximadamente), este hecho pudo haber sido causado por el aumento en los aportes hídricos derivados de los trabajos de dragado y mantenimiento realizados en el sector noroccidental en los caños Bristol, Covado, Covado II, Caleta del Tambor, El Burro y Salado contratados por la Corporación Autónoma Regional del Magdalena - CORPAMAG. Adicionalmente durante el segundo y tercer trimestre del 2018, se presentó un aumento en las precipitaciones, dejando condiciones propicias para el establecimiento de nuevos individuos, condición que se verificó durante los recorridos habituales del proceso de verificación de coberturas, observando individuos nuevos (árboles y pequeños arbustos) de *Laguncularia racemosa* en varias zonas del complejo estuarino. En general, desde el año 2017 y hasta la actualidad se observa un aumento en la regeneración natural de plántulas, lo que explica el aumento en la extensión del bosque de manglar para el año 2018 y 2019 (aprox. 1000 ha.); además, para este último año se observa un aumento en los individuos de la categoría brinjal (o arbolitos pequeños) algo que no ocurría desde el año 2011 y que a gran escala puede reflejarse en el aumento de la cobertura evidenciado en los últimos años. Los estadios de desarrollo juveniles (plántulas, propágulos y brinzales) son muy importantes para la repoblación y rehabilitación del bosque, ya que son los que constituirán los futuros arboles adultos.

Limitaciones del indicador

Dada la potencialidad del indicador de extensión (Ie) para ayudar a entender la dinámica de los bosques y como herramienta de manejo, se hace necesario que se lleve a cabo un levantamiento sistemático de información cartográfica de calidad a nivel nacional, con resolución, frecuencia adecuada y en lo posible siguiendo la misma metodología que permita la aplicación del indicador a escala país.

Recomendaciones y alternativas de manejo

La Resolución 1263 de 2018 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, dicta medidas para garantizar la sostenibilidad y la gestión integral de los ecosistemas de manglar. Bajo esta Resolución, se incluyen los lineamientos nacionales para el monitoreo de manglares, que han sido implementados por algunas Corporaciones Autónomas Regionales desde aproximadamente el año 2016. Igualmente, existe un protocolo para el monitoreo de la extensión de los ecosistemas marinos y costeros en el Subsistema de Áreas Marinas Protegidas – SAMP. Estas herramientas muestran la necesidad de aunar esfuerzos para el desarrollo periódico de las estimaciones bajo ciertos estándares de calidad (atributos, escala mínima identificable) con el fin de obtener información sistemática y comparable. Los trabajos cartográficos sugeridos para el ecosistema de manglar deben ser desarrollados al menos con una escala de 1:25.000.

Existe además a nivel nacional, el Sistema de Información para la Gestión de los Manglares (SIGMA) que fue construido principalmente como un repositorio de información, por lo que las diferentes iniciativas científicas, de conocimiento y de ordenamiento territorial relacionadas con el ecosistema deberían reportar la información al mismo (<http://sigma.invemar.org.co>). Se espera que con la información cargada al SIGMA se puedan construir diferentes indicadores que permitan reportar el estado de las áreas de bosque de manglar de todo el país, incluyendo el indicador de extensión (Ie) de manglar.

6. Indicador de integridad biológica de manglares (IBIm) para la Ciénaga Grande de Santa Marta

Definición e importancia del indicador

El indicador de integridad biológica de manglares (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 manglar. De este modo, aunque el IBIm está 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”.

El cálculo de este indicador bajo cierta temporalidad y en diferentes áreas de manglar es importante para hacer un acercamiento al grado de estabilidad de los bosques y, además, para conocer su vulnerabilidad frente a los cambios. 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.

El cálculo del IBIm se basa en variables simples asociadas a atributos de integridad (composición, estructura, variables abióticas), los cuales se integran con ponderaciones definidas de acuerdo a 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 19).

La formulación del indicador se describe a continuación:

$$IBI_m = \left(\prod_{i=1}^n x_i^{a_i} \right)^{\frac{1}{\sum_i a_i}}$$

$$IBI_m = \left(D_{(sp1)}^{0.2(62.5\%)} \times D_{(sp2)}^{0.2(25\%)} \times D_{(sp3)}^{0.2(12.5\%)} \times AB_{(sp1)}^{0.3(62.5\%)} \times AB_{(sp2)}^{0.3(25\%)} \times AB_{(sp3)}^{0.3(12.5\%)} \times S^{0.15} \times Pl^{0.0875} \times Pr^{0.0875} \right)^{\frac{1}{\sum pesos}}$$

Donde

- D_{spn}= Subíndice de densidad para la especie n
- AB_{spn}= Subíndice de área basal para la especie n
- S= Subíndice de Salinidad
- Pl= Subíndice de plántulas
- Pr= Subíndice de propágulos

Tabla 19. 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 manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Ibarra *et al.*, 2014). 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; plánt.: plántulas; propág.: propágulos.

Tipo fisiográfico	Salinidad	S	Densidad (ind/ha)	S	Área basal (m ² /ha)	S	Plántulas (plánt./m ²)	S	Propágulos (propág./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≤1.210	5	4,2<x≤7,7	3	2,16<x≤3,4	3	8,11<x≤16,78	3
	46,7<x≤55	2	1.210<x≤1.812	4	7,7<x≤15,9	4	3,4<x≤7,13	4	16,78<x≤37,19	4
	>55	1	>1.812	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≤1.210	5	17<x≤25	3				
	23,3<x≤30	2	1.210<x≤1.812	4	25<x≤30	4				
	>30	1	>1812	2	>30	5				
Borde	x<40	5	<564	1	x<10	1				
	40<x≤46,67	4	564<x≤669	3	10<x≤20	2				
	46,6<x≤53,3	3	669<x≤1.210	5	20<x≤30	3				
	53,3<x≤60	2	1.210<x≤1.812	4	30<x≤40	4				
	>60	1	>1.812	2	>40	5				

* 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 IBIm, a partir de la integración de los subíndices deberá emplearse la escala mostrada en la Tabla 20.

Tabla 20. Escala de interpretación del indicador de integridad biológica de manglares (IBIm) de la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Valor total del IBIm Ciénaga Grande de Santa Marta	Interpretación del indicador
< 1,5	No deseable
≥ 1,5 y < 2	Alerta
≥ 2 y < 3	Regular
≥ 3 y < 4	Bueno
> 4	Deseable

Fuente de los datos e información

La aplicación práctica del indicador incluye los datos de seis estaciones del monitoreo de manglar 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”. La información de las estaciones dentro del complejo cenagoso está enmarcada en el tipo fisiográfico tipo Cuenca por lo tanto cada uno de los rangos fue calculado con estos datos.

Periodo reportado

Para la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) el periodo de análisis contempla desde el año 2000 hasta 2019.

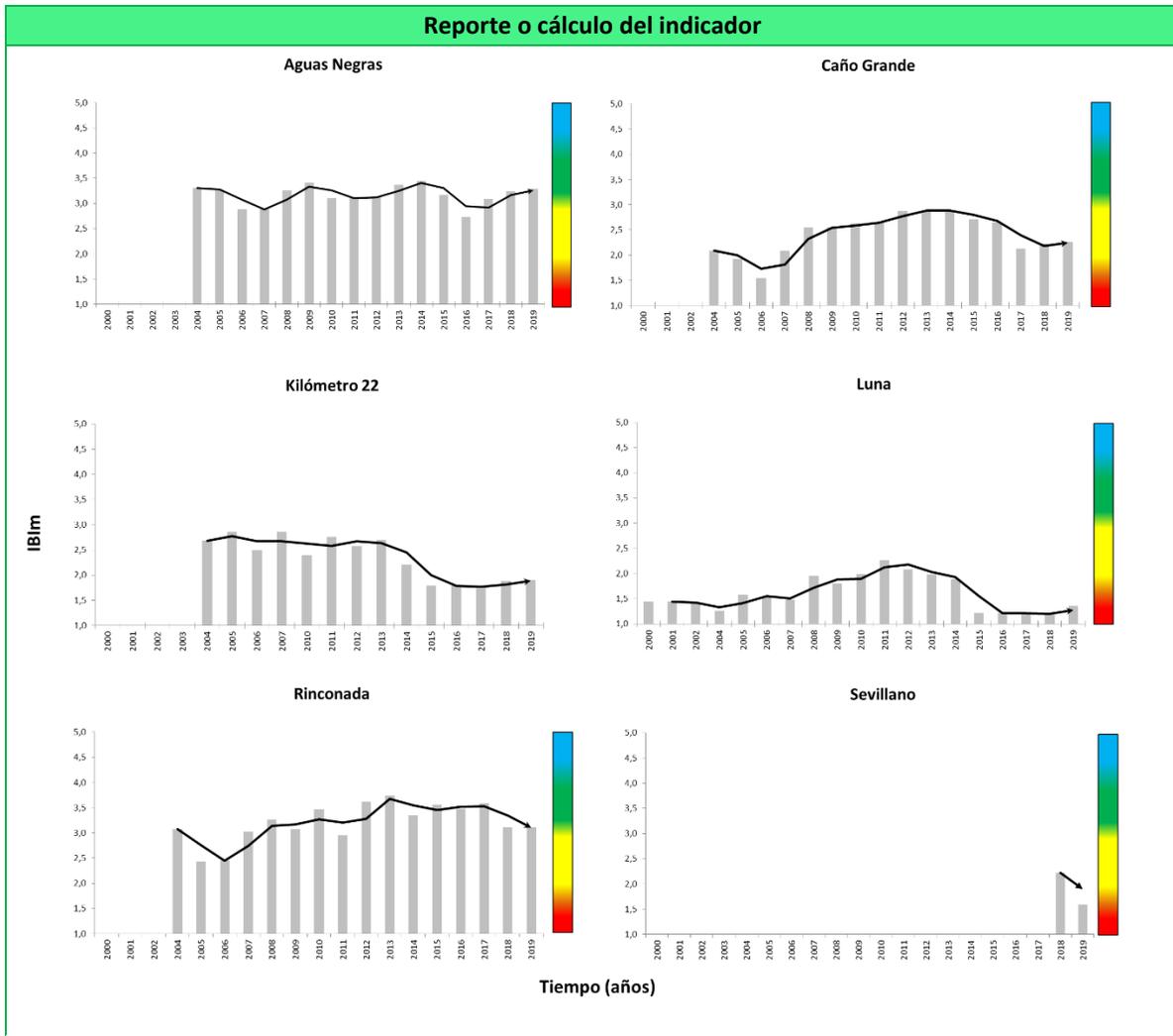


Figura 36. Serie histórica (2000-2019) del indicador de integridad biológica de manglares (IBIm) en seis estaciones de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM).

Interpretación de los resultados

El indicador de integridad biológica de manglares (IBIm) aplicado para la CGSM, muestra fluctuaciones a lo largo del tiempo que evidencian la dinámica del sistema durante el proceso de rehabilitación del complejo estuarino, tras la culminación de las obras del proyecto PROCIENAGA en 1998 y a su vez la re-apertura y mantenimiento de caños en la parte noroccidental del complejo en los años 2017-2018 (Figura 36). De manera general, durante los primeros años de observación, el indicador muestra una recuperación de la integridad del bosque en estaciones con impactos moderados a severos como Kilómetro 22 y Luna. Las estaciones Rinconada y Aguas Negras, que son las que tienen menor impacto inicial, evidencian cierta estabilidad en la categoría “Bueno”, lo que sugiere la presencia de un ensamblaje maduro, donde los mecanismos de autorregulación le permiten al bosque hacer frente a disturbios y auto-renovarse a través del tiempo, manteniendo su complejidad y capacidad adaptativa (Rodríguez-Rodríguez, 2015). A nivel estructural en las estaciones Rinconada y Aguas Negras, la especie más importante es *Avicennia germinans*, considerando el mayor número de individuos observados, y además presenta los valores de área basal más altos dentro del complejo (respecto a las demás estaciones) (INVEMAR, 2019f), lo que finalmente se ve reflejado en los altos valores del indicador para ambas localidades.

La estación Rinconada se muestra como un buen modelo ecológico para evaluar la rehabilitación del complejo estuarino (Rodríguez-Rodríguez, 2015). En esta localidad, después del 2014, se observa una disminución del indicador, posiblemente relacionado con el aumento en la salinidad intersticial en los años 2015, 2016 y 2018 (INVEMAR, 2016b; INVEMAR, 2017a; INVEMAR, 2018b). Igualmente, los resultados pueden estar relacionados al fuerte fenómeno de “El Niño” presentado en el periodo 2014-2016 y la correspondencia de este con los caudales, tributarios y la disponibilidad de agua en la ciénaga (Blanco, 2006), considerando que para este periodo los valores de precipitación promedio para la región Caribe disminuyeron en hasta un 37% (Fernández et al., 2016). En Rinconada se presentaron disminuciones puntuales del indicador en los años 2005, 2018 y 2019 relacionadas con la disminución del área basal, causada principalmente por la muerte o pérdida de árboles de la especie *Laguncularia racemosa*.

En la estación “Aguas Negras”, el indicador ha mostrado principalmente dos estados, “Regular” y “Bueno”, siendo el último el que prevalece entre los años 2004 al 2015 (Figura 36); esta condición del bosque puede deberse a los dragados y mantenimientos realizados sobre el caño Aguas Negras desde 1998, que han permitido el ingreso de agua dulce del río Magdalena, mejorando las condiciones fisicoquímicas del agua y suelo y por lo tanto del bosque, al disminuir la salinidad intersticial y al aumentar la densidad y el área basal de especies como *A. germinans* y *L. racemosa*. En 2018 y 2019, la estación muestra un buen estado, que se debe principalmente a un aumento en el número de semillas (propágulos) y a las características estructurales de la estación (INVEMAR, 2018b e INVEMAR, 2019f).

Las obras hidráulicas llevadas a cabo en el complejo entre los años 1995 y 1998, además del patrón climático “La Niña” que se presentó en los años 2006, 2008 y 2010, mejoraron en las condiciones fisicoquímicas del suelo (mayor disponibilidad de agua dulce) lo que permitió el incremento del IBI_m hasta el año 2012 en estaciones con estado “No deseable” como Luna o “Alerta” como Caño Grande (Figura 27). Esta última estación presentó recuperación del bosque en el periodo 2002 a 2014, probablemente influenciada por el proceso de reforestación con *Rhizophora mangle* llevado a cabo dentro del proyecto “Manglares de Colombia” en los años 2000, que modificó el proceso de sucesión natural en esta zona (Rodríguez-Rodríguez, 2015). En Caño Grande, a diferencia de las demás estaciones, la especie más importante ecológicamente es *Rhizophora mangle* (INVEMAR, 2019f) que para el año 2019 conservó el estado “Regular”; vale la pena resaltar que en esta localidad y dentro de la misma parcela de monitoreo, se ha observado entresaca de árboles en buen estado, lo que podría estar causando la reducción del indicador desde el año 2015.

En las estaciones Kilómetro 22 y Luna, se han registrado los valores más bajos del indicador, encontrándose en las categorías “Regular”, “Alerta” y “No deseable” (Figura 36), lo que se ha atribuido principalmente a las condiciones de alta salinidad encontradas en el monitoreo durante los años 2002 al 2005, 2007 y del 2015 al 2018 para Luna y, del 2009 al 2019 para Kilómetro 22 (INVEMAR, 2019f), que han afectado considerablemente el desarrollo del ecosistema. Para la estación Luna, los valores de salinidad menores a 50 unidades (2008), favorecieron la regeneración natural, lo que llevó a un aumento en la densidad de plántulas y al mejoramiento del estado del sistema hasta el año 2013, cuando de nuevo el aumento de la salinidad impactó negativamente los valores del indicador. Para el 2019 el promedio de salinidad intersticial en Luna alcanzó los valores más bajos registrados a lo largo del monitoreo (23.4 unidades – INVEMAR, 2019f), lo que se espera configure mejores condiciones para el crecimiento y desarrollo de los árboles en el mediano plazo.

Con el fin de mejorar la representatividad del monitoreo CGSM, la estación Sevillano empezó a ser monitoreada a finales de 2018 calificándose en un estado “regular”, posteriormente en el 2019, su estado cambió a “pobre” principalmente por el aumento en la salinidad intersticial en 13,56 unidades, además, los valores de densidad y de área basal para esta estación son considerablemente más bajos que para las estaciones en buen estado. Los bajos valores de área basal podrían estar relacionados a condiciones de mayor intervención antrópica,

como fue reportado para una parcela permanente en la localidad establecida en 1996-1997 durante el proyecto “Manglares de Colombia” (Sanchez-Páez *et al.*, 1998).

De manera general, la mayoría de estaciones monitoreadas en CGSM mostraron una recuperación progresiva de la integridad del bosque hasta el año 2011-2012, aunque, a partir de los años 2013-2014, se ha observado una tendencia a la reducción del IBIm en la mayoría de los sitios, para el 2019, en todas las estaciones (excepto en Sevillano) se observa un aumento en los valores del indicador respecto al año inmediatamente anterior, lo que muestra una tendencia hacia la recuperación del sistema. Entre 2013 y 2014, la tendencia a la reducción se puede explicar por el estrés que genera el aumento de la salinidad intersticial derivada del déficit hídrico en el sistema lagunar, ocasionado por las escasas precipitaciones (entre 400 y 1300 mm/año), la alta evapotranspiración (1800mm/año) (Villamil, 2004) y la alta tasa de sedimentación del río Magdalena que ha colmatado y sedimentado los caños que surten de agua dulce al sistema ($145 \pm 47 \times 10^6$ t/yr; Higgins *et al.*, 2016); elementos que han actuado de manera sinérgica, explicando el deterioro del complejo lagunar en este periodo de tiempo. En el último año, el aumento en el indicador en las estaciones Caño Grande, Kilometro 22 y Luna, puede explicarse por factores como la disminución en la salinidad o el aumento en el área basal de la especie *Avicennia germinans* en Aguas Negras, lo que puede verse apoyado en el cambio positivo en extensión (cobertura vegetal) que aparece en los años 2018 y 2019 (INVEMAR, 2019f).

Limitaciones del indicador

Los datos con los que se construyeron los intervalos de referencia para el IBIm, corresponden a estudios realizados para la región Caribe, por ende, el indicador no debe aplicarse a la región del Pacífico colombiano 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 sólida 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 a los intervalos presentados en la Tabla 19.

Aunque el IBIm 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. e. aves, crustáceos, microorganismos).

Recomendaciones y alternativas de manejo

Colombia cuenta con un Protocolo Nacional de Monitoreo para manglares (Tavera, 2014), implementado durante el 2015 por las Corporaciones Autónomas Regionales y de Desarrollo Sostenible del país. Los datos derivados de estos monitoreos, mediante la implementación de este protocolo por parte de otras autoridades y entidades ambientales, así como la carga de los mismos en el Sistema de Información para la Gestión de los Manglares de Colombia (SIGMA) (<http://sigma.invemar.org.co>), es de suma importancia para consolidar una base de datos a nivel nacional que facilite el cálculo del indicador de manera automatizada, así como su permanente re-calibración y validación.

7. Indicador de condición-tendencia de bosques de manglar – ICT_{BM}

Definición e importancia del indicador

A diferencia del indicador de integridad biológica de manglares (IBIm), expuesto anteriormente y aplicado exclusivamente en la Ciénaga Grande de Santa Marta, el indicador de condición tendencia de bosques de manglar (ICT_{BM}), tiene incorporado en su concepción, una variable que permite de manera indirecta, entender la función ecológica del ecosistema. De este modo, el ICT_{BM} evalúa la condición general de integridad biótica y por tanto, el estado de conservación de los manglares y sus cambios a través del tiempo, por medio de la incorporación de la información de cuatro variables, que miden atributos estructurales (densidad de árboles, área basal del bosque y regeneración natural –densidad de plántulas y propágulos) y de función (presencia de aves indicadoras u otro organismo seleccionado) en un solo valor numérico (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014). El ICT_{BM} al ser un indicador compuesto, integra la relación entre cada una de estas variables, con su respectivo valor de referencia. El peso o factor de ponderación que aporta cada variable es el mismo para todos inicialmente (Tabla 21). No obstante, debido a que aún no se tienen los valores de referencia de las variables de regeneración natural (densidad de plántulas y propágulos) y de especies de aves indicadoras a nivel nacional, el ICT_{BM} no puede calcularse en su totalidad. Las otras dos variables, densidad y área basal, sí cuentan con valores de referencia por departamento para el Caribe y Pacífico colombiano y, se clasifican, según dichos valores de referencia, como: Muy Bueno, Bueno, Regular y Pobre (Tabla 22). La importancia del ICT_{BM}, una vez se tenga completamente desarrollado éste con las dos variables que hacen falta, radica en la fácil aplicabilidad que tendrá en los monitoreos de manglares de Colombia y en que los resultados darán un aporte significativo al conocimiento del estado de salud y conservación del manglar a través del tiempo, al hacer su interpretación.

La formulación preliminar del indicador se describe a continuación:

$$ICT_{BM} = \left(\prod_{i=1}^n \left(\frac{X_i}{V_{ref\ i}} \right)^{w_i} \right)^{\frac{1}{\sum w_i}}$$

ICT_{BM} =

$$\left(\frac{D_{sp1}}{V_{ref\ D_{sp1}}} + \frac{D_{sp2}}{V_{ref\ D_{sp2}}} + \frac{D_{spX}}{V_{ref\ D_{spX}}} \right)^{0,25} \times \left(\frac{AB_{sp1}}{V_{ref\ AB_{sp1}}} + \frac{AB_{sp2}}{V_{ref\ AB_{sp2}}} + \frac{AB_{spX}}{V_{ref\ AB_{spX}}} \right)^{0,25} \times \left(\frac{R_{prog\ sp1}}{V_{ref\ Sp1}} + \frac{R_{plant\ sp1}}{V_{ref\ Sp1}} + \frac{R_{prog\ sp2}}{V_{ref\ Sp2}} + \frac{R_{plant\ sp2}}{V_{ref\ Sp2}} + \frac{R_{prog\ spX}}{V_{ref\ SpX}} + \frac{R_{plant\ spX}}{V_{ref\ SpX}} \right)^{0,25} \times \left(\frac{AvR}{V_{ref\ AvR}} \right)$$

Donde

D = Densidad de árboles

AB = Área basal

R = Reclutamiento (densidad de plántulas y propágulos)

Av = Especies de aves indicadoras de la salud del manglar

Tabla 21. Pesos o Factores de ponderación como ejemplo para las variables que componen el indicador de condición tendencia de bosques de manglar-ICT_{BM} (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014).

Peso de las variables	
Densidad de árboles (D)	0,25
Área basal (AB)	0,25
Reclutamiento (R)	0,25
Especies de aves indicadoras de la salud del manglar (Av)	0,25

Tabla 22. Escala de calificación establecida para las variables de área basal (m^2/ha) y densidad (ind/ha) de los bosques de manglar de los departamentos costeros de Colombia (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014).

DEPARTAMENTO	Área Basal (m^2/ha)				Densidad (ind/ha)			
	Pobre	Regular	Bueno	Muy Bueno	Pobre	Regular	Bueno	Muy Bueno
Archipiélago	<10	11 - 20	21 - 31	>32	<531	532 - 881	882 - 2237	>2237
La Guajira	<2,2	2,3 - 5,3	5,4 - 12,0	>12,1	<163	164 - 466	467 - 1281	>1282
Magdalena	<17,8	17,9 - 19,6	19,7 - 26,9	>27,0	<1637	1638 - 2006	2007 - 3620	>3621
Atlántico	<3,1	3,2 - 11,7	11,8 - 16,3	>16,4	<737	738 - 1325	1326 - 2483	>2484
Bolívar	<0,8	0,9 - 2,5	2,6 - 6,0	>7,0	<104	105 - 273	274 - 442	>443
Sucre	<1,3	1,4 - 2,3	2,4 - 5,8	>5,9	<46	47 - 355	356 - 1031	>1032
Córdoba	<7,5	7,6 - 12,1	12,2 - 17,5	>17,6	<77	78 - 556	557 - 1300	>1301
Antioquía	<2,2	2,3 - 8,1	8,2 - 21,6	>21,7	<240	241 - 898	899 - 1658	>1659
Valle del Cauca	<0,6	0,7 - 1,5	1,6 - 3,0	>3,1	<17	18 - 47	48 - 153	>154
Cauca	<1,0	1,1 - 3,2	3,3 - 14,3	>14,4	<62	63 - 135	136 - 230	>231
Nariño	<0,6	0,7 - 2,9	3,0 - 12,5	>12,6	<36	37 - 127	128 - 346	>346

Para obtener la calificación de condición general, del bosque de manglar evaluado, el valor obtenido para el ICT_{BM} se clasificará según la escala de valores que se presenta en la Tabla 23 a medida que se vaya consolidando la aplicación del indicador y se genere mayor información sobre cada una de las variables, los valores de la tabla irán siendo actualizados y particularizados). Para la interpretación adecuada del indicador, es indispensable contar con información complementaria del manglar, como las condiciones de inundación del sistema, la salinidad de las aguas superficiales e intersticiales asociadas al manglar y los posibles agentes de degradación que sean evidenciados durante los monitoreos o que hayan sido reportados antes del monitoreo por las personas de la comunidad; con el fin de tener un panorama más general y comprender la clasificación obtenida del indicador, en cualquiera de sus condiciones: Deseable, Buena, Regular, Alerta o No deseable.

Tabla 23. Escala de clasificación inicial a manera de ejemplo del índice de condición tendencia de bosques de manglar (ICT_{BM}). Se presentan cinco calificaciones posibles de condición general de los bosques de manglar.

Condición general de referencia para el ICT_{BM}	
Deseable	0,80 - 1,00
Buena	0,60 - 0,79
Regular	0,40 - 0,59
Alerta	0,21 - 0,39
No deseable	0,00 - 0,20

Fuente de los datos e información

Los resultados que aquí se presentan corresponden a los obtenidos durante los monitoreos de manglar realizados por el INVEMAR, para las respectivas Corporaciones Autónomas Regionales, en las siguientes localidades: manglares de la isla de San Andrés y Providencia (Convenio # 001-2019 entre CORALINA e INVEMAR).

Periodo reportado

El reporte que se realiza en este informe corresponde a la información del 2019. Los valores de referencia para la densidad y el área basal de los manglares, están basados en la escala de calificación establecida para los departamentos del Caribe y Pacífico colombiano (Tabla 22), según Gómez-Cubillos *et al.* (2014) y que son parte integral del ICT_{BM} (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014).

Reporte o cálculo del indicador

Con el fin de actualizar la información sobre el estado estructural y de salud de los manglares de San Andrés (SAI) y Providencia (PVZ), se realizó entre el 30 de agosto y el 14 de septiembre de 2019, el monitoreo de las estaciones de manglar de ambas Islas. Para ello, se llevó a cabo el levantamiento de información primaria en las parcelas circulares permanentes (PCP) de 12 m de radio presentes en cada una de las estaciones de monitoreo. Los manglares seleccionados -por su importante representatividad y ausencia de un seguimiento continuo a lo largo de los años-, fueron los correspondientes a Old Town en Providencia, que presenta una cobertura de manglar de 6,9 ha (CORALINA-INVEMAR, 2016) y el manglar del sector sureste de Santa Catalina; isla en la cual, hay una cobertura total de 3,8 ha (CORALINA-INVEMAR, 2016) (Figura 37, Figura 38, Tabla 24 y Tabla 25).

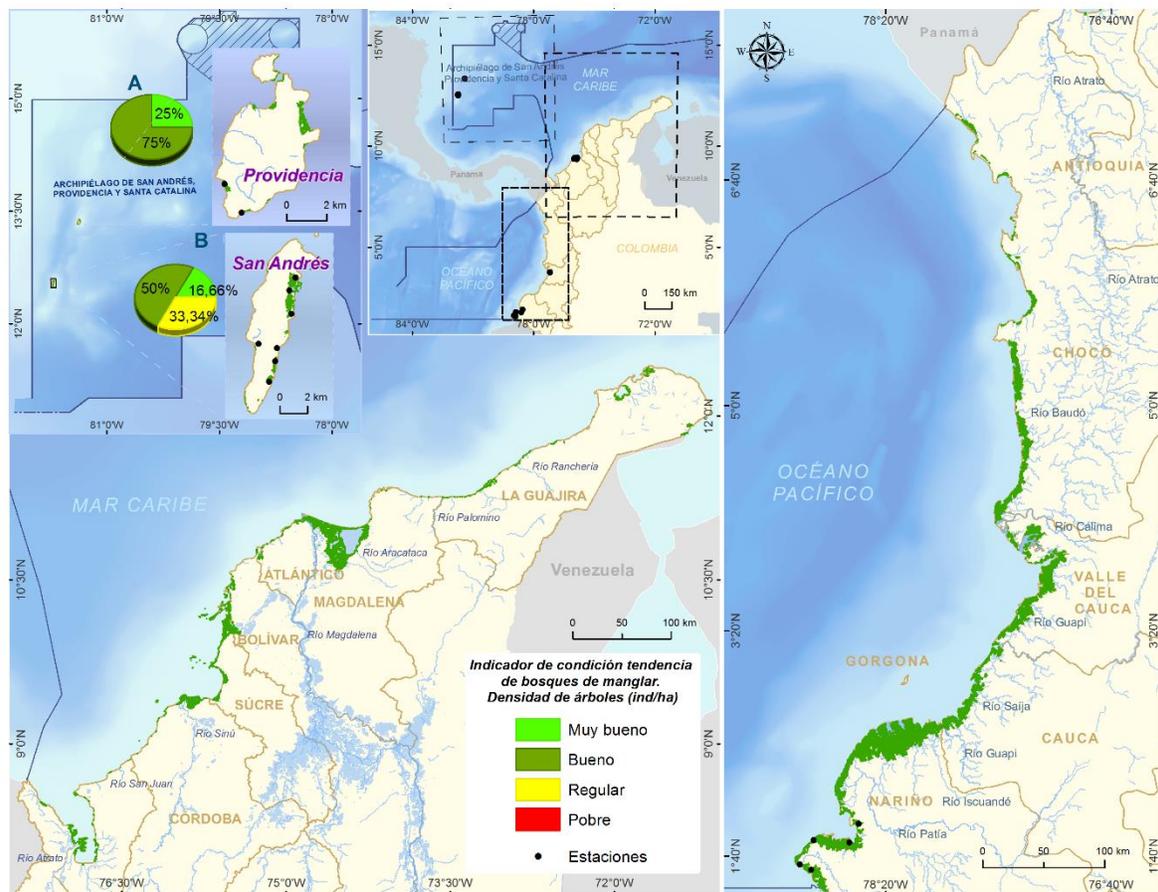


Figura 37. Localidades de monitoreo de manglar y estado de sus estaciones, según la variable de densidad del indicador de condición tendencia de bosques de manglar (ICT_{BM}), en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.

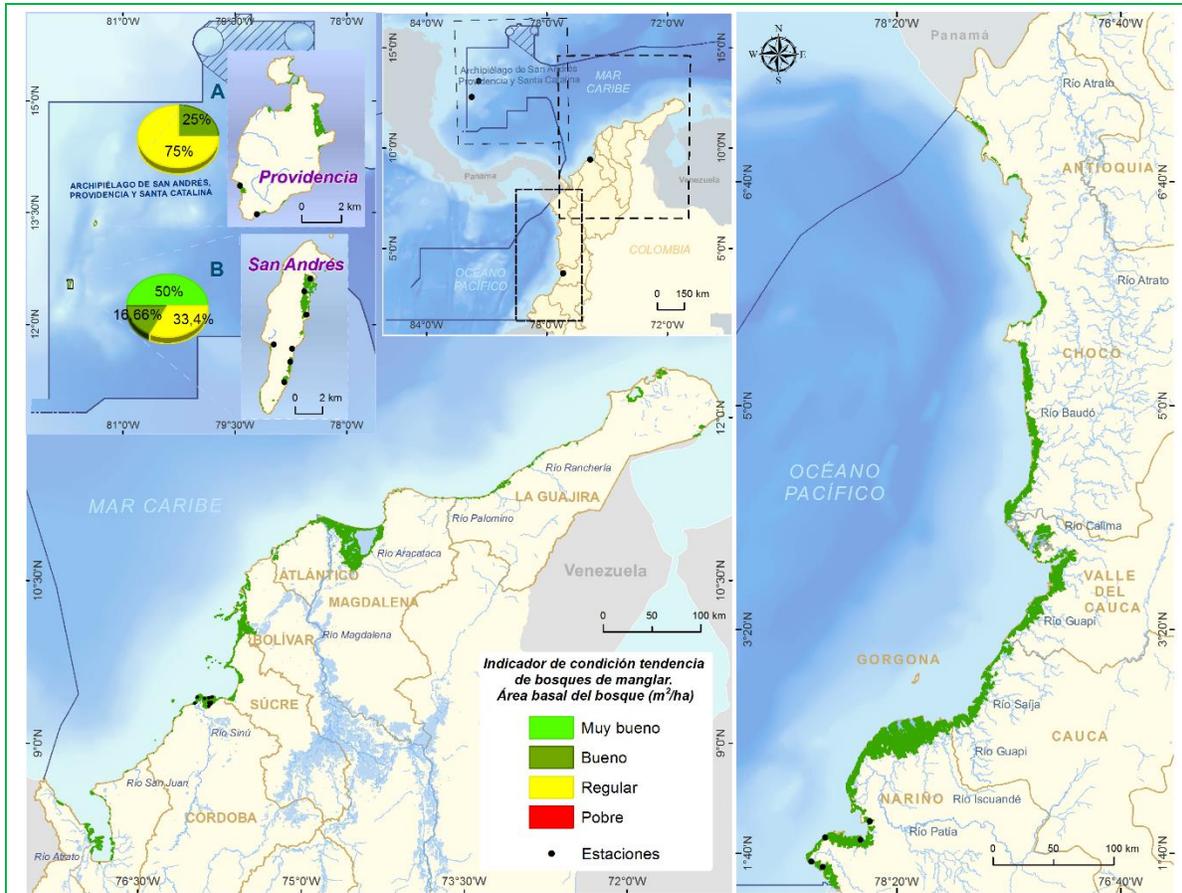


Figura 38. Localidades de monitoreo de manglar y estado de sus estaciones, según la variable de área basal del indicador de condición tendencia de bosques de manglar (ICT_{BM}), en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.

Tabla 24. Resultados de la valoración del estado de los bosques de manglar de acuerdo con las variables indicadoras del ICT_{BM} : densidad de árboles y área basal del bosque, en las estaciones de monitoreo de San Andrés.

Estación	Calificación para el indicador de densidad (ind/ha)	Calificación para el indicador de área basal (m^2/ha)
Bahía Honda	Bueno	Bueno
Bahía Hooker	Muy bueno	Regular
Cocoplum	Bueno	Muy bueno
Cove	Regular	Regular
Salt Creek	Bueno	Muy bueno
Smith Channel	Regular	Muy bueno
Sound Bay	Regular	Bueno
Área de estudio (San Andrés)	Bueno	Bueno

Tabla 25. Resultados de la valoración del estado de los bosques de manglar de acuerdo con las variables indicadoras del ICT_{BM}: densidad de árboles y área basal del bosque, en las estaciones de monitoreo de Providencia y Santa Catalina.

Estación	Calificación para el indicador de densidad (ind/ha)	Calificación para el indicador de área basal (m ² /ha)
Manzanillo	Bueno	Bueno
Suroeste	Bueno	Regular
Old Town	Muy bueno	Regular
Santa Catalina	Bueno	Regular
Área de estudio (Providencia y Santa Catalina)	Bueno	Regular

Interpretación de los resultados

A partir de los resultados de densidad y área basal obtenidos en las siete estaciones monitoreadas en la isla de San Andrés se puede realizar una aproximación de la condición de los bosques de manglar evaluados usando la escala de calificación establecida para los indicadores de densidad y área basal de los bosques de manglar del departamento Archipiélago (información recopilada por Gómez *et al.*, 2014 y publicada en Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014 en el "Protocolo del indicador condición tendencia de bosques de manglar"). Se encontró que en lo que respecta a la densidad bahía Hooker fue la única estación que presentó una calificación de "Muy bueno", las estaciones de bahía Honda, Cocoplum y Salt Creek presentaron una "Buena" condición, mientras que las estaciones restantes presentaron una calificación "Regular". En lo que respecta al área basal, solo dos de las estaciones (Cove y Bahía Hooker) presentaron un estado "Regular", mientras que los cinco restantes tuvieron una calificación de "Muy bueno" o "Bueno". Para la isla de San Andrés se registró una densidad promedio de $1.371,03 \pm 347,81$ ind/ha y un área basal promedio de $27,12 \pm 3,86$ m²/ha, encontrándose que de acuerdo a la escala de calificación mencionada los manglares evaluados presentaron una condición "Buena" en términos de la densidad y área basal. las variables de salinidad, temperatura y pH de las aguas asociadas a los manglares presentaron condiciones adecuadas para el establecimiento y el desarrollo de *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans*, toda vez que los valores registrados se encontraron por debajo de los límites máximos de tolerancia de dichas especies.

Se evidenciaron variaciones entre las estaciones de monitoreo, identificándose cinco áreas dominadas por *Rhizophora mangle* (i.e. bahía Honda, Cove, Smith Channel, Sound bay en SAI; Suroeste en PVZ), tres dominados por *Avicennia germinans* (bahía Hooker en SAI; Old Town y Santa Catalina en PVZ y SC) y tres dominados por *Laguncularia racemosa* (Cocoplum, Salt Creek en SAI; Manzanillo en PVZ), con diferencias en cuanto al desarrollo estructural, evidenciándose los manglares de mayor desarrollo diamétrico y altura total de los árboles, en las estaciones Smith Channel, seguida por Sound bay, Cocoplum y Manzanillo, que a su vez, exhibieron las menor densidad de árboles en SAI y PVZ. Por el contrario, se evidenciaron manglares correspondientes a formaciones jóvenes o con un bajo desarrollo diamétrico, contrastado con una alta densidad de árboles, como los correspondientes a las estaciones bahía Hooker, bahía Honda, Old Town y Santa Catalina SAC.

Como se ha mencionado previamente Smith channel posee características de un bosque maduro: un alto desarrollo estructural, y bajas densidades lo que le llevó a tener una calificación regular. De igual forma bahía Hooker presenta características de formaciones jóvenes, al tener una alta densidad de individuos y un bajo desarrollo diamétrico lo que explicaría la calificación "Regular" obtenida para el área basal. Por su parte, Cove, presentó una clasificación "Regular" tanto en su densidad como en su área basal. Considerando que se trata de un bosque es monoespecífico de *R. mangle*, es posible que las raíces zanco que tienden a extenderse podrían estar limitando la existencia de altas densidades. Sin embargo, es importante destacar que en esta estación se observó un sector con varios individuos muertos, de los cuales 10 se encontraban al interior de una de las parcelas evaluadas; la muerte de estos individuos posiblemente contribuyó a la obtención de estas calificaciones. Adicionalmente en esta estación la regeneración natural fue muy baja para el 2019, no se evidenciaron brinzales, indicando ausencia de nuevos individuos que puedan llegar a formar parte de la estructura del bosque de manglar (con DAP igual o mayor a 2,5 cm).

En términos generales de salud, los árboles de las especies de mangle de las estaciones monitoreadas se encontraron en Buen estado en las islas de SAI, PVZ y SAC; se evidenció que los síntomas más frecuentes fueron en el área foliar, específicamente los relacionados con: herbivoría, clorosis y hoja perforada, mientras que el signo más frecuente fue el de presencia de hormigas.

En cuanto a la evaluación de aves y los grupos tróficos a los que pertenecen en San Andrés, los manglares de Salt Creek y Sound bay presentan mayor similitud de gremios tróficos de aves, con dominancia de ejemplares nectívoros y herbívoros, seguido de insectívoros, así como una baja presencia de invertebradívoros e ictiófagos; mientras que, el manglar de la estación Cove, exhibió una presencia casi homogénea de gremios tróficos, con una leve dominancia de invertebradívoros, ictiófagos y herbívoros. En Providencia, los manglares de las estaciones Manzanillo y Suroeste presentan mayor similitud de gremios tróficos con dominancia de ejemplares insectívoros y nectívoros, contrastado con una escasa o nula presencia de invertebradívoros e ictiófagos; mientras que, los manglares de Old Town y Santa Catalina, exhiben una mayor presencia de gremios tróficos, con dominancia de insectívoros y herbívoros, respectivamente. Cabe resaltar que la ausencia de especies de aves carroñeras y carnívoras en los manglares de San Andrés y Providencia representan un buen estado de salud general de estos bosques.

Limitaciones del indicador

La formulación y aplicación completa del ICT_{BM} , todavía se encuentra en desarrollo, ya que sólo dos de sus variables (densidad y área basal), presentan suficiente información histórica que permitió obtener los valores de referencia para los departamentos costeros del Caribe continental e insular y del Pacífico colombiano. Las otras dos variables (reclutamiento: densidad de plántulas y propágulos y, aves indicadoras del estado de salud), ya cuentan con alguna información histórica que puede ser evaluada y utilizada, en al menos dos localidades del Caribe colombiano, en los manglares de la Ciénaga Grande de Santa Marta y el Distrito de Manejo Integrado de la bahía de Cispata, La Balsa y Tinajones, por lo que el próximo avance será el desarrollo y formulación de los valores de referencia de las dos variables y de este modo, continuar avanzando en el ajuste de la formulación del indicador de condición tendencia de bosques de manglar.

Recomendaciones y alternativas de manejo

El indicador ICT_{BM} fue diseñado para determinar de una manera simple, pero holística, en qué estado se encuentra el ecosistema de manglar en Colombia. Para ello, está para el acceso a la comunidad interesada, el protocolo de evaluación en campo, que puede seguirse fácilmente y permite identificar las variables que integran el indicador y aquellas complementarias que ayudan en conjunto a evaluar el estado del ecosistema, en términos de su estructura y función.

No obstante, como cualquier sistema de monitoreo, se requiere una continua verificación, así como una revisión y ajuste periódico de los valores de referencia, con el fin de que el indicador esté acorde con las necesidades o pregunta de fondo para la gestión, que surjan por parte de quienes lo implementan. Es imperante continuar con el levantamiento de información asociada al reclutamiento de los manglares y a las aves indicadoras del estado de salud del manglar, en varias regiones del país, para continuar alimentando la base de datos que ayudará a establecer y definir los valores de referencia de estas variables del ICT_{BM} .

CAPÍTULO III

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



Preparación para faena de pesca en el municipio de Tasajera. Foto: Rubén Acevedo

INTRODUCCIÓN

El presente capítulo muestra los indicadores de presión que dan cuenta de las causas y tensores de cambios tanto en los ecosistemas marinos y costeros, como en los servicios ecosistémicos que ofertan estos ambientes en Colombia, de los cuales el INVEMAR posee información. El alcance de estos indicadores de presión se da a partir de la evolución y estado deL conocimiento de servicios como la provisión de alimento y el consecuente aprovechamiento por pesca, tanto a nivel industrial como artesanal. Cada indicador muestra en sus fichas 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 que se constituye en un capital natural fundamental, formando uno de los sistemas más productivos que existen en el planeta (Agardy, 1994; Eichbaum *et al.*, 1996). Así mismo, 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. alimento por pesca). Sin embargo, existe mucha evidencia del uso inadecuado de la biodiversidad y sus ecosistemas, amenazando la oferta de estos servicios. A nivel de pesca, algunas investigaciones han documentado en el país sus impactos sobre la biodiversidad (Rueda *et al.*, 2006; Rodríguez *et al.*, 2012), así como efectos en la estructura y funcionamiento del ecosistema (Rueda y Defeo, 2003; Rueda *et al.*, 2004; Escobar-Toledo *et al.*, 2015). Precisamente, los indicadores que se abordan en esta sección, pretenden evidenciar la evolución de la presión ejercida sobre los recursos pesqueros usando puntos de referencia límites y recomendaciones para el manejo del recurso pesquero. Los indicadores se construyeron con base en información colectada por el INVEMAR tanto en proyectos de investigación como en actividades de monitoreo pesquero y estadísticas oficiales de pesca generadas por la Autoridad Pesquera (actualmente la AUNAP).

8. Indicador de captura total y captura por especie (nacional)																																																																																								
Definición e importancia del indicador																																																																																								
Es una medida de producción o rendimiento de los recursos pesqueros que son explotados por la pesquería industrial y artesanal y, que se desembarcan o llegan a puerto luego de ser capturado por algún tipo de arte de pesca durante las faenas, en un área determinada. Este indicador contribuye a la formulación de medidas de manejo pesquero.																																																																																								
Fuente de los datos e información																																																																																								
Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INPA: 1990-1999), Instituto Colombiano para el desarrollo Rural (INCODER: 2000-2006), Convenio entre el Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural y la Corporación Colombia Internacional – CCI (MADR-CCI: 2007-2011) y el Servicio Estadístico Pesquero Colombiano (SEPEC; AUNAP: 2012-2019).																																																																																								
Periodo reportado																																																																																								
1990-2019. Nota: El convenio MADR – CCI no reportó información de pesca industrial y artesanal para 2011, por tanto, no se muestra información para este año. Para el periodo 2014-2019, el SEPEC publicó las estadísticas de pesca solo para los meses en los que se realizó el registro de información.																																																																																								
Reporte o cálculo del indicador																																																																																								
<table border="1"> <caption>Approximate data from Figure 39 (Captura in tons)</caption> <thead> <tr> <th>Año</th> <th>Costa Caribe (t)</th> <th>Costa del Pacífico (t)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>1990</td><td>10,000</td><td>75,000</td></tr> <tr><td>1991</td><td>10,000</td><td>70,000</td></tr> <tr><td>1992</td><td>15,000</td><td>90,000</td></tr> <tr><td>1993</td><td>15,000</td><td>80,000</td></tr> <tr><td>1994</td><td>10,000</td><td>55,000</td></tr> <tr><td>1995</td><td>15,000</td><td>90,000</td></tr> <tr><td>1996</td><td>25,000</td><td>80,000</td></tr> <tr><td>1997</td><td>10,000</td><td>120,000</td></tr> <tr><td>1998</td><td>25,000</td><td>80,000</td></tr> <tr><td>1999</td><td>15,000</td><td>85,000</td></tr> <tr><td>2000</td><td>20,000</td><td>85,000</td></tr> <tr><td>2001</td><td>20,000</td><td>110,000</td></tr> <tr><td>2002</td><td>25,000</td><td>60,000</td></tr> <tr><td>2003</td><td>10,000</td><td>85,000</td></tr> <tr><td>2004</td><td>10,000</td><td>90,000</td></tr> <tr><td>2006</td><td>20,000</td><td>30,000</td></tr> <tr><td>2007</td><td>5,000</td><td>75,000</td></tr> <tr><td>2008</td><td>5,000</td><td>60,000</td></tr> <tr><td>2009</td><td>5,000</td><td>40,000</td></tr> <tr><td>2010</td><td>5,000</td><td>20,000</td></tr> <tr><td>2012</td><td>5,000</td><td>40,000</td></tr> <tr><td>2013</td><td>5,000</td><td>30,000</td></tr> <tr><td>*2014</td><td>20,000</td><td>15,000</td></tr> <tr><td>*2015</td><td>15,000</td><td>20,000</td></tr> <tr><td>*2016</td><td>5,000</td><td>10,000</td></tr> <tr><td>*2017</td><td>15,000</td><td>15,000</td></tr> <tr><td>*2018</td><td>10,000</td><td>50,000</td></tr> <tr><td>*2019</td><td>30,000</td><td>40,000</td></tr> </tbody> </table>		Año	Costa Caribe (t)	Costa del Pacífico (t)	1990	10,000	75,000	1991	10,000	70,000	1992	15,000	90,000	1993	15,000	80,000	1994	10,000	55,000	1995	15,000	90,000	1996	25,000	80,000	1997	10,000	120,000	1998	25,000	80,000	1999	15,000	85,000	2000	20,000	85,000	2001	20,000	110,000	2002	25,000	60,000	2003	10,000	85,000	2004	10,000	90,000	2006	20,000	30,000	2007	5,000	75,000	2008	5,000	60,000	2009	5,000	40,000	2010	5,000	20,000	2012	5,000	40,000	2013	5,000	30,000	*2014	20,000	15,000	*2015	15,000	20,000	*2016	5,000	10,000	*2017	15,000	15,000	*2018	10,000	50,000	*2019	30,000	40,000
Año	Costa Caribe (t)	Costa del Pacífico (t)																																																																																						
1990	10,000	75,000																																																																																						
1991	10,000	70,000																																																																																						
1992	15,000	90,000																																																																																						
1993	15,000	80,000																																																																																						
1994	10,000	55,000																																																																																						
1995	15,000	90,000																																																																																						
1996	25,000	80,000																																																																																						
1997	10,000	120,000																																																																																						
1998	25,000	80,000																																																																																						
1999	15,000	85,000																																																																																						
2000	20,000	85,000																																																																																						
2001	20,000	110,000																																																																																						
2002	25,000	60,000																																																																																						
2003	10,000	85,000																																																																																						
2004	10,000	90,000																																																																																						
2006	20,000	30,000																																																																																						
2007	5,000	75,000																																																																																						
2008	5,000	60,000																																																																																						
2009	5,000	40,000																																																																																						
2010	5,000	20,000																																																																																						
2012	5,000	40,000																																																																																						
2013	5,000	30,000																																																																																						
*2014	20,000	15,000																																																																																						
*2015	15,000	20,000																																																																																						
*2016	5,000	10,000																																																																																						
*2017	15,000	15,000																																																																																						
*2018	10,000	50,000																																																																																						
*2019	30,000	40,000																																																																																						
<p>Figura 39. 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.</p>																																																																																								

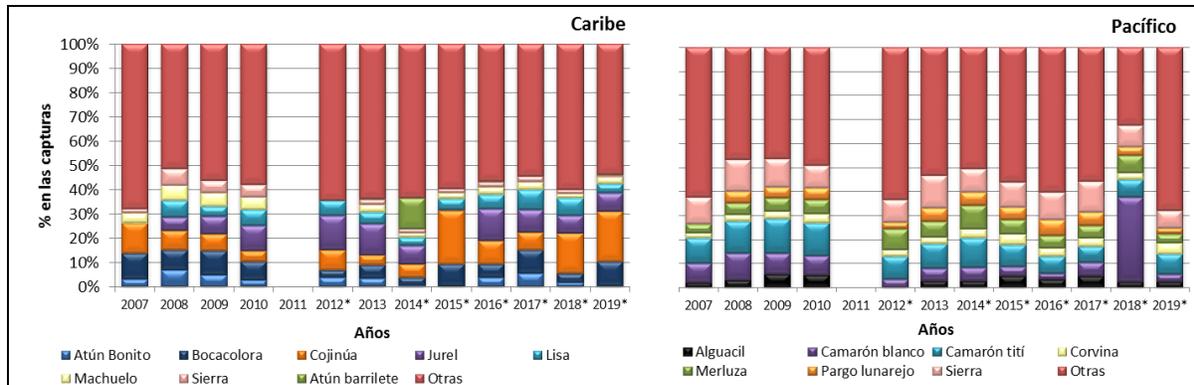


Figura 40. Captura artesanal en peso por especie desembarcada para el Caribe (izquierda) y Pacífico colombiano (derecha). *Los datos publicados en el SEPEC no cuentan con información para algunos meses del año, por tanto, esta información es subestimada.

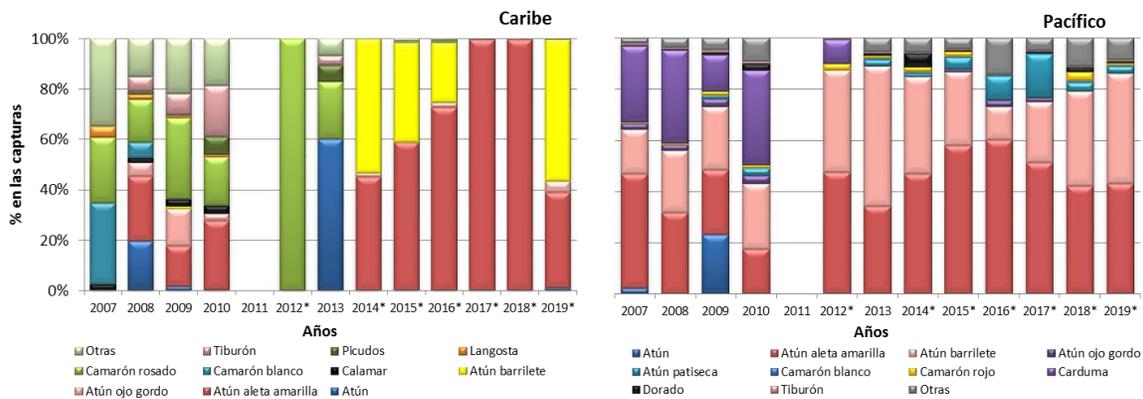


Figura 41. Captura industrial en peso por especie desembarcada para el Caribe (izquierda) y Pacífico colombiano (derecha). *Los datos publicados en SEPEC tienen vacíos de información para algunos meses del año, por tanto, esta información es subestimada.

Interpretación de los resultados

Los registros históricos de la captura desembarcada en el Caribe y en el Pacífico mostraron un declive en 2006; sin embargo, se observa un incremento en el rendimiento pesquero a partir de 2013, mostrando para 2019 el mayor volumen desembarcado en toda la serie de tiempo (34.355 t). Para el Pacífico, se obtuvo un rendimiento de 39.471 t, valor cercano a lo reportado hace una década, pero inferior a lo reportado en 2018, siendo el 32,6% del máximo histórico registrado (Figura 39). El indicador no incluye las capturas del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina ni de la Ciénaga Grande de Santa Marta; adicionalmente para los años señalados en las figuras, aproximadamente un 25% del año se encuentra sin reporte de información. Históricamente, para la pesca artesanal en el Caribe se registraron 10.747 t en 2019 con predominio de peces de las familias Carangidae (cojinúas y jureles; 28,3%), Haemulidae (bocacolorá; 9,9%) y Mugilidae (3,7%) (Figura 40). En el Pacífico, el desembarco artesanal fue de 28.104 t, destacando las familias Penaeidae (camarón tití y camarón blanco; 11,1%), Scombridae (sierra; 7,5%) y Sciaenidae (corvina; 4,7%) (Figura 40).

A nivel industrial, en 2019, el desembarco registrado para el Caribe fue de 23.607 t, con mayor representación de los peces de la familia Scombridae (atunes; 98,7%) (Figura 41). De igual manera, para el Pacífico, el desembarco fue de 11.554 t, con predominio de la misma familia Scombridae (atunes; 82,8%) (Figura 41). Desde 2013, no se presentan registros de carduma (pequeño pelágico), debido al cierre de la flota de cerco de pelágicos pequeños en el Pacífico.

Limitaciones del indicador
Existe un nivel de incertidumbre en los reportes de los desembarcos de los últimos años, no obstante, estos datos corresponden a la información oficial disponible de la autoridad pesquera, permitiendo así construir un indicador de la tendencia de la producción pesquera afectada por niveles de esfuerzo de pesca y la variabilidad ambiental. A partir de las limitaciones que presentan en cuanto al nivel de representatividad de los datos y la ausencia de un indicador basado en la abundancia relativa (p.e. captura por unidad de esfuerzo), es limitado el juicio de valor que se pueda suministrar sobre el estado de explotación de las poblaciones aprovechadas por pesca.
Recomendaciones y alternativas de manejo
El indicador sigue mostrando una tendencia a la disminución en general para el país, principalmente en el Pacífico, a pesar que en los últimos años se evidencia un incremento en los volúmenes, pero pueden deberse a un incremento en el esfuerzo de muestreo. No obstante, la información corresponde a una fracción del año que puede no ser representativa del comportamiento de las capturas en todos los meses, dada la estacionalidad del recurso. Así mismo, se debe considerar el esfuerzo de pesca aplicado, la influencia de factores ambientales y condiciones del hábitat en la disponibilidad y abundancia del recurso o la falta de continuidad en la colecta y registro de la información pesquera. De manera precautoria las cuotas de pesca a aplicar deben ser conservadoras sobre los registros mostrados confrontados con estimaciones de Máximo Rendimiento Sostenible basados en modelación de registros históricos.

9. Indicador de captura total y captura por especie para la pesca artesanal en la 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

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

Periodo reportado

2000-2019.

Reporte o cálculo del indicador

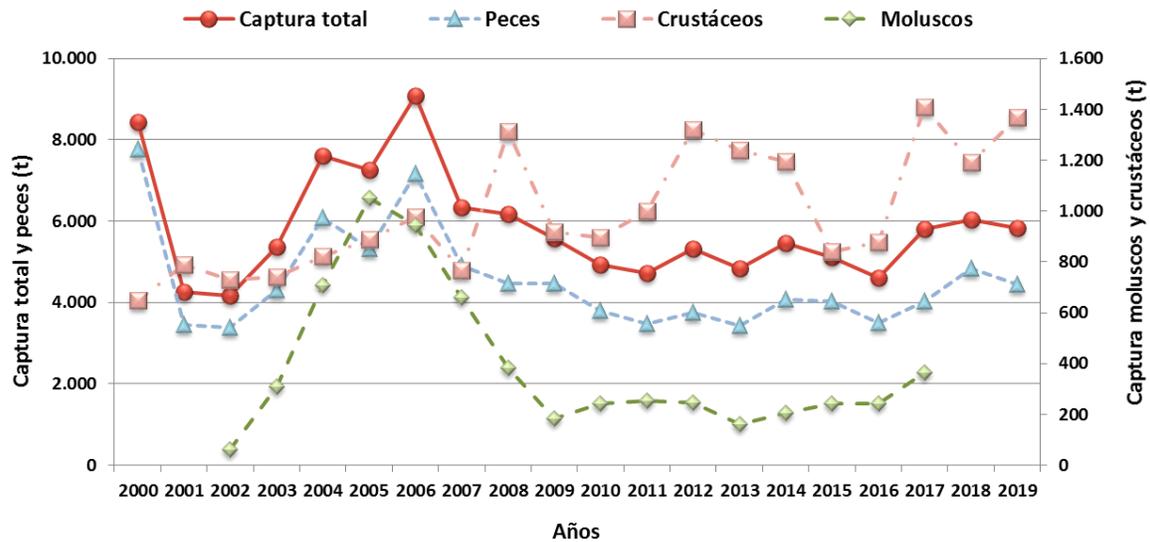


Figura 42. Captura desembarcada total y por grupos de especies en la CGSM.

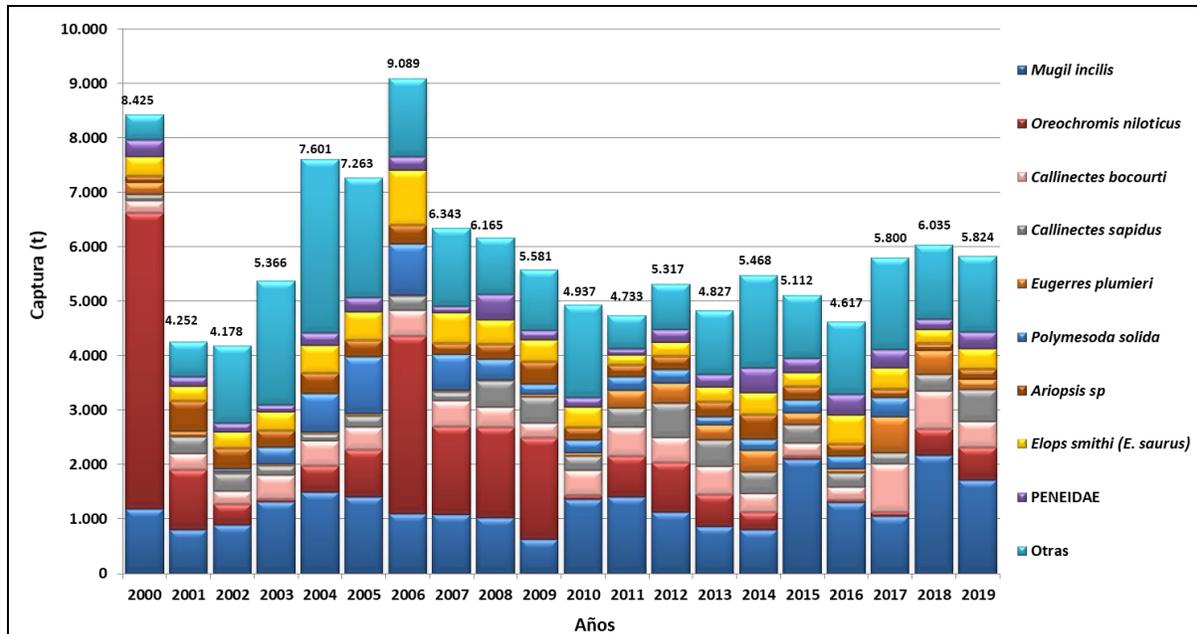


Figura 43. Composición interanual de la captura desembarcada por especies en la CGSM.

Interpretación de los resultados

En 2019, la captura total se estimó en 5.824 t, mostrando un comportamiento similar a los últimos años de la serie, pero con valores más altos que a inicios de la década, siendo aún inferior al año 2006 cuando se registró la máxima captura relacionada con la entrada al ecosistema de la mojarra lora, una vez entraron en funcionamiento los caños dragados (Figura 42). La mayor representación de las capturas en 2019, estuvo dada por los peces con 4.454 t (76,5%), manteniendo el mismo comportamiento de los últimos años, seguidos por los crustáceos con una captura de 1.369 t (23,5%), con mayor variabilidad que los peces, pero representando el segundo valor más alto en toda la serie de tiempo para este grupo (Figura 42). Para 2019, al igual que ocurrió durante 2018, no se registró información de los moluscos por lo que no puede hacerse comparaciones con este grupo (Figura 42). A nivel del grupo de peces, se destacan las especies lisa (*Mugil incilis*; 29,4%), mojarra lora (*Oreochromis niloticus*; 10,2%) y macabí (*Elops smithi*; 6,3%), mostrando la adaptación al ecosistema de especies tolerantes a mayores concentraciones de salinidad (Figura 43). Respecto a los crustáceos, se destaca la captura de las dos principales especies de este grupo, jaiba azul (*Callinectes sapidus*; 10,1%) y jaiba roja (*Callinectes bocourti*; 8,1%).

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.

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).

10. Indicador de abundancia relativa de la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM	
Definición e importancia del indicador	
<p>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.</p>	
Fuente de los datos e información	
<p>Base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN.</p>	
Periodo reportado	
<p>2000-2019.</p>	
Reporte o cálculo del indicador	
<p>Figura 44. Abundancia relativa de peces (A) e invertebrados (B) por arte de pesca en la CGSM.</p>	
Interpretación de los resultados	
<p>La abundancia relativa reflejada por los tres principales artes de pesca para peces, muestra cierta estabilidad en la abundancia de peces capturados por la atarraya y trasmallo con valores entre 20 y 40 kg/faena, y un incremento en la producción del arte más efectivo para la captura de peces en los últimos dos años (el boliche con más de 100 kg/faena) (Figura 44A). No hay una tendencia clara en la abundancia de peces dado que para dos de los artes se denota una leve disminución, mientras que para otro arte se muestra un ligero incremento, aunque con picos y descensos en la serie de tiempo analizada. La abundancia de jaibas capturadas con nasas, mostró ser similar al año anterior, manteniendo valores promedio arriba de los 20 kg/faena (Figura 44B). Para el caso de las almejas, no se pudo verificar su comportamiento durante 2019, 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 Parque Vía Isla de Salamanca (Figura 44B).</p>	
Limitaciones del indicador	
<p>El indicador ha sido estimado con buen grado de certidumbre. Teniendo en cuenta el carácter multiespecífico de la pesquería, deben tomarse con precaución los datos de este indicador con diferentes artes de pesca.</p>	
Recomendaciones y alternativas de manejo	
<p>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. En el caso del buceo, no se establecen puntos de referencia, debido a que el recurso almeja es aprovechado en áreas protegidas, en donde Parques Nacionales Naturales ejerce el control respectivo hacia una disminución de esta actividad.</p>	

11. Indicador de talla media de captura para la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM	
Definición e importancia del indicador	
<p>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 (TM) de la especie, se asume como un indicador del estado de la pesquería en términos de sobrepesca 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.</p>	
Fuente de los datos e información	
Base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN.	
Periodo reportado	
2000-2019.	
Reporte o cálculo del indicador	
<p>Figura 45. 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.</p>	
Interpretación de los resultados	
<p>El análisis sigue mostrando la fuerte presión pesquera que existe desde 2014 sobre la lisa en los últimos años, dado que la TMC se encuentra por debajo de la TM (punto de referencia límite – PRL), además la tendencia a la baja amenaza la sostenibilidad del recurso (Figura 45A). Para la jaiba roja se registra similar situación, pero la presión viene dada desde 2005 (Figura 45B). Por el contrario, aunque la jaiba azul muestra mayor recuperación al estar la TMC por encima del PRL, en 2019 la TMC fue menor que la del año anterior (Figura 45C). Por otro lado, especies como la mojarra rayada, mojarra lora y la almeja, generalmente han sido extraídas por encima de su TM, pero muy cercano al PRL, lo que representa un riesgo moderado de sobrepesca por crecimiento (Figura 45D, E y F).</p>	

Limitaciones del indicador
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 (<i>M. incilis</i>) = 24 cm LT; mojarra rayada (<i>E. plumieri</i>) = 20 cm LT; mojarra lora (<i>O. niloticus</i>) = 21 cm LT y almeja (<i>P. solida</i>) = 3 cm. Para las jaibas (<i>C. bocourti</i> y <i>C. sapidus</i>), se indica una talla mínima de captura de 9,0 cm de ancho estándar del caparazón, de acuerdo a la reglamentación oficial (Resolución No. 623 de 2004, INCODER), pero que, con información actualizada, la TM calculada es de 10 cm para <i>C. bocourti</i> y de 9,27 para <i>C. sapidus</i> . 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.

12. 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																			
Base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN.																			
Periodo reportado																			
2019.																			
Reporte o cálculo del indicador																			
<table border="1"> <caption>Data for Figure 46: Composition of captures by fishing gear</caption> <thead> <tr> <th>Arte de pesca</th> <th>Captura (t)</th> <th>No. Especies</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Atarraya</td> <td>716 t</td> <td>52</td> </tr> <tr> <td>Boliche</td> <td>1.916 t</td> <td>36</td> </tr> <tr> <td>Trasmallo</td> <td>806 t</td> <td>51</td> </tr> <tr> <td>Buceo de almeja</td> <td>735 t</td> <td>5</td> </tr> <tr> <td>Nasas</td> <td>735 t</td> <td>5</td> </tr> </tbody> </table>		Arte de pesca	Captura (t)	No. Especies	Atarraya	716 t	52	Boliche	1.916 t	36	Trasmallo	806 t	51	Buceo de almeja	735 t	5	Nasas	735 t	5
Arte de pesca	Captura (t)	No. Especies																	
Atarraya	716 t	52																	
Boliche	1.916 t	36																	
Trasmallo	806 t	51																	
Buceo de almeja	735 t	5																	
Nasas	735 t	5																	
<p>Figura 46. Composición porcentual de las capturas en peso por arte de pesca para 2019, discriminando las capturas objetivo, incidental y descartes en la CGSM.</p>																			
Interpretación de los resultados																			
<p>La pesca artesanal de la CGSM no muestra descartes, ya que toda la captura es aprovechada por el pescador (p.e. especies pequeñas para alimento en zoolocriaderos, para carnada e incluso para consumo humano). 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 y funcionalidad como tal del ecosistema. Para 2019, solo las nasas fueron totalmente selectivas. Así mismo, en el caso del buceo también es una pesquería selectiva, pero para 2019 no se tuvo información. En el caso del boliche, atarraya y red fija (trasmallo), fueron los artes menos selectivos para la extracción de peces, siendo el trasmallo el de mayor impacto por su mayor porcentaje de captura incidental (51%), representada en 2019 por 51 especies. Las principales especies objetivo fueron: la lisa (<i>M. incilis</i>), el macabí (<i>Elops smithi</i>) y la mojarra lora (<i>O. niloticus</i>).</p>																			

La atarraya capturó 52 especies, siendo las especies objetivo la lisa (*M. incilis*) y el mapalé (*C. mapale*); mientras que para el boliche la captura objetivo fue la lisa (*M. incilis*) y mojarra rayada (*E. plumieri*) con 27 especies aprovechadas (Figura 46). 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.

13. 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

2019.

Reporte o cálculo del indicador

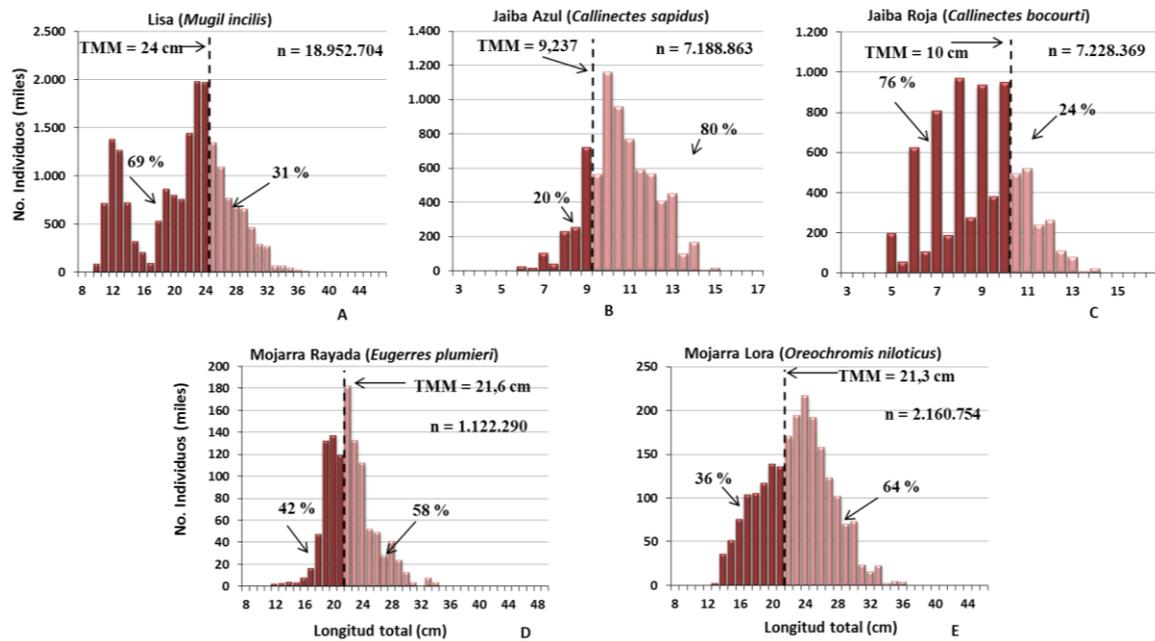
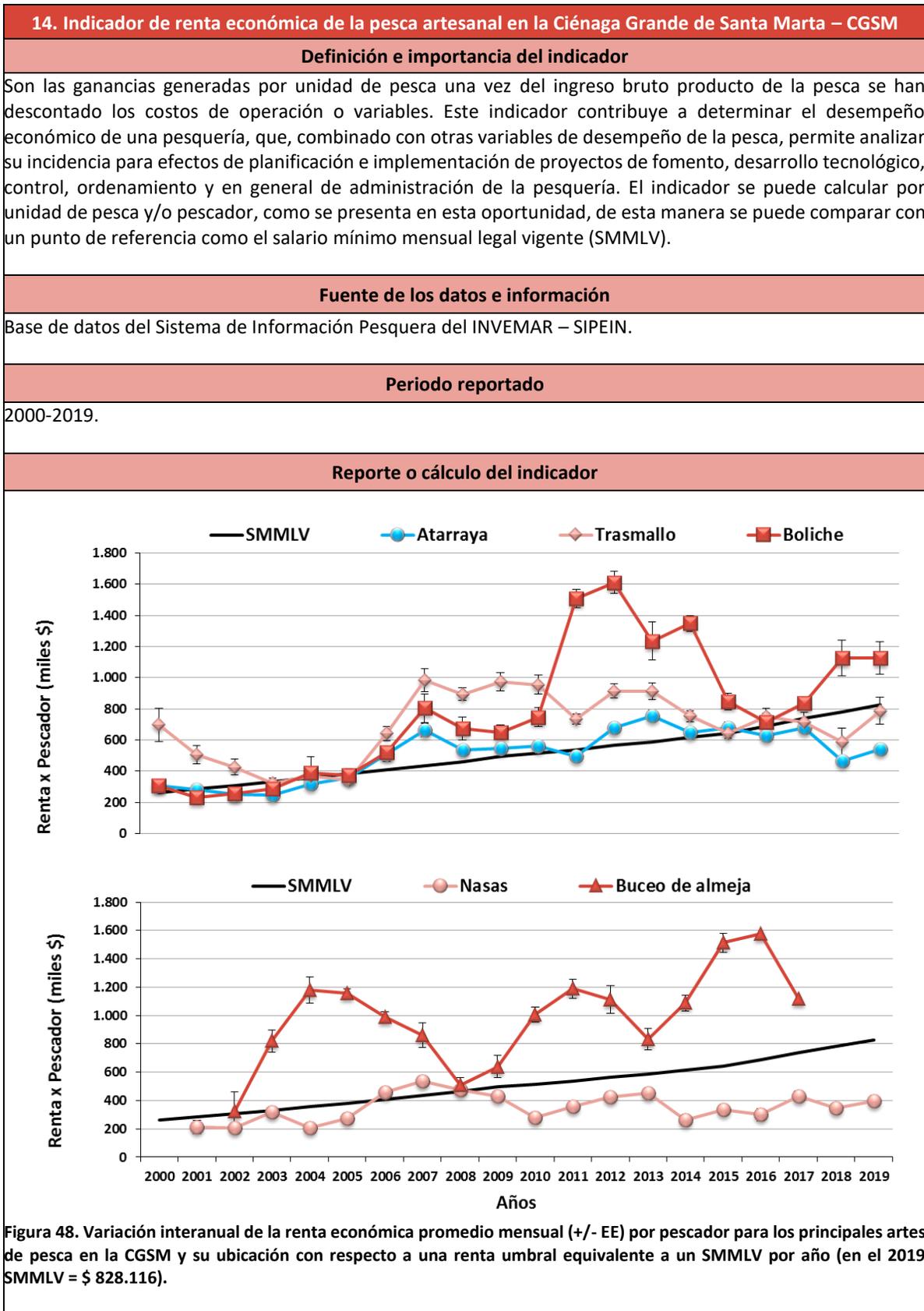


Figura 47. Fracción desovante (color claro) y juvenil (color oscuro) de los principales recursos pesqueros en la CGSM durante 2019.

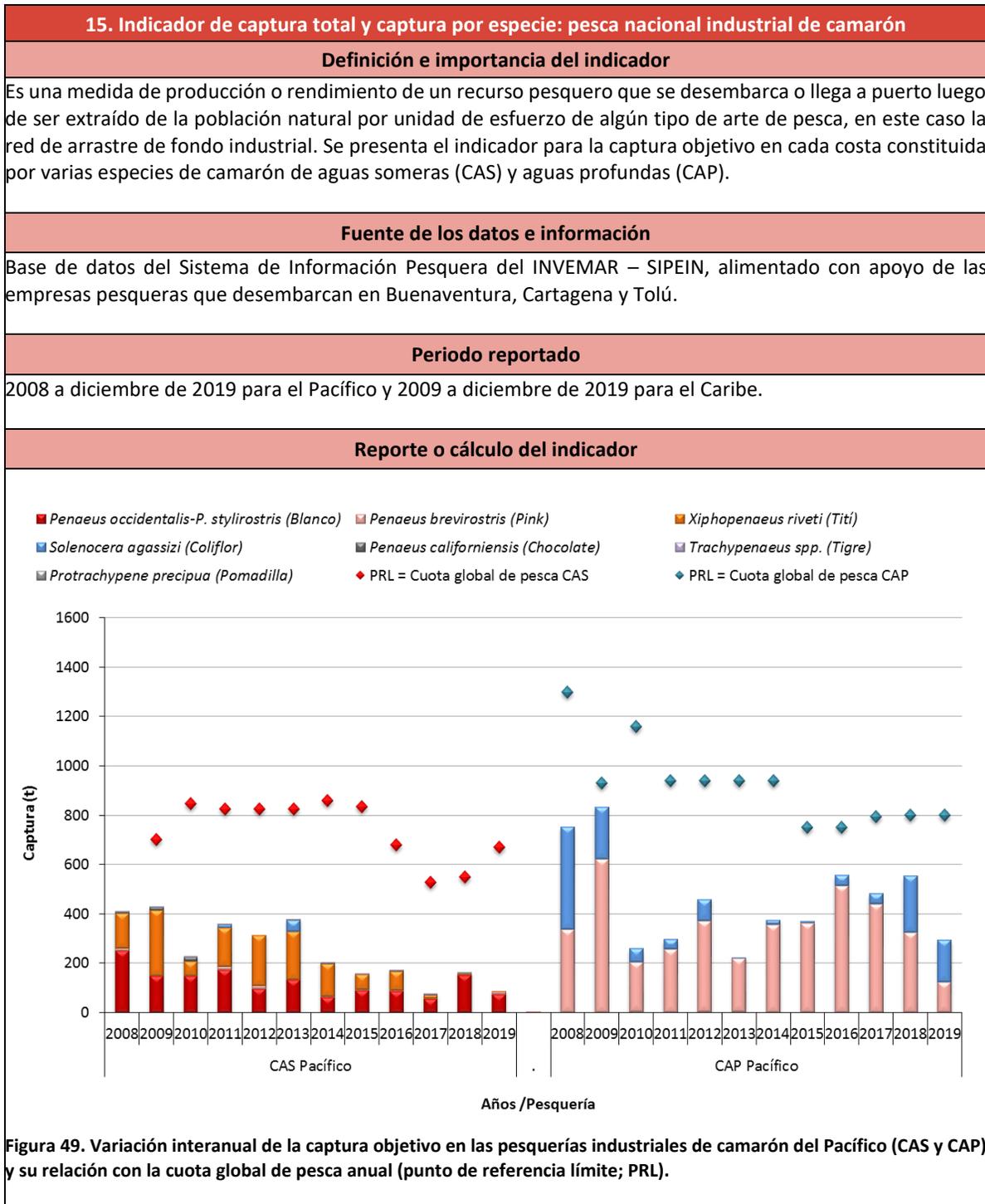
Interpretación de los resultados

La fracción aprovechada por debajo de la TM como PRL para lisa (69%) y jaiba roja (76%) es alta, indicando que buena parte de los desembarcos se compone de organismos juveniles, influyendo en la capacidad reproductiva de las poblaciones pesqueras, contrario a lo sucedido con la jaiba azul cuya fracción aprovechada por encima del PRL fue alta (80%) (Figura 47A, B y C). Al igual que esta última especie, la mojarra rayada y la mojarra lora la fracción inferior a la TM es de 42% y 39%, respectivamente, lo que no indica una baja incidencia negativa de la pesca en la estructura de tamaños, ya que su aprovechamiento está basado en tamaños por encima de su PRL, aumentando la probabilidad de reproducción de los individuos de la población (Figura 47D y E).

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).



Interpretación de los resultados
En 2019, la renta de los pescadores que utilizaron boliche, se mantuvo en los mismos valores de 2018, mayor a los tres años anteriores y superando el umbral de referencia (SMMLV). No obstante, para los otros dos artes analizados (atarraya y trasmallo) sigue presentándose valores inferiores al PRL, aunque más fuertemente con la atarraya. En lo relativo a la actividad de buceo de almeja no se registró información para el 2019 por lo que no se tiene referencia del comportamiento para el último año. Para el caso de las nasas usadas para la extracción de jaiba, mostraron una renta por debajo del umbral fijado, tendencia que se observa desde 2009 (Figura 48).
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.



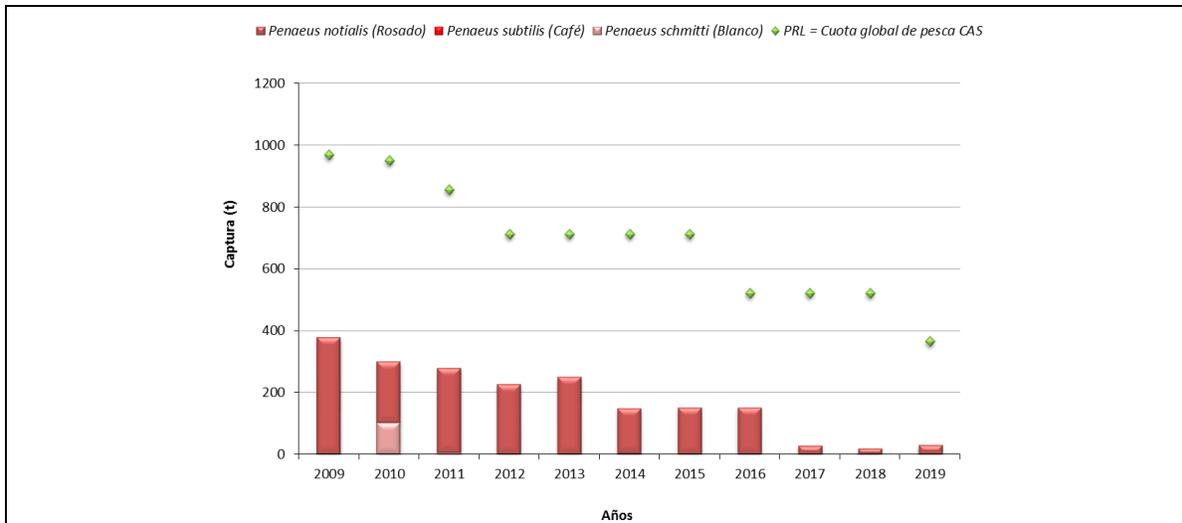


Figura 50. Variación interanual de la captura objetivo en la pesquería de camarón industrial del Caribe y su relación con la cuota global de pesca anual (punto de referencia límite; PRL).

Interpretación de los resultados

En 2019, la pesquería de CAS en el Pacífico colombiano presentó un desembarco de 84,1 t de captura objetivo (CO), uno de los valores más bajos de la serie, similar a lo desembarcado en 2017. La captura solamente cubrió el 12,5% de la cuota global de pesca asignada para el año (670 t) establecida por la AUNAP (Figura 49). El camarón blanco fue el principal producto de la CO (*Penaeus occidentalis-P. stylirostris*; 87,0%), seguido del camarón pink (*Penaeus brevisrostris*) que representó el 11,1% y el camarón tití (*Xiphopenaeus riveti*) con el 1,9%. La captura de CAP para 2019 fue de 292,8 t, el valor más bajo del último lustro, pero superior a lo obtenido en 2013. La captura correspondió al 36,6% de la cuota global de pesca (800 t) asignada para 2019, debido a restricción del esfuerzo de pesca por limitaciones de acceso a mercados internacionales. A diferencia de los últimos años, donde la pesquería mantenía una tendencia de capturar principalmente camarón pink, en 2019 la captura de camarón pink representó el 41,8% de la captura total, mientras que el camarón coliflor (*Solenocera agassizi*) alcanzó el 58,2% (Figura 49). El grado de aprovechamiento de esta pesquería se encuentra aún en niveles de sostenibilidad lo que representa un bajo riesgo de sobrepesca.

La captura del CAS en el Caribe en 2019 fue de 30,2 t, aunque mayor que en 2018, los valores de captura siguen siendo muy inferiores a los reportados antes de 2016. La captura representó solo el 8,3% de la cuota de pesca establecida para 2019 (364 t) (Figura 50). Los desembarcos industriales de camarón se llevan a cabo en dos puertos del Caribe: Tolú y Cartagena; no obstante, la reducción significativa del esfuerzo incide en las bajas capturas. La única especie representativa fue el camarón rosado (*P. notialis*), recurso que ha pasado por estados de sobrepesca y agotamiento (Páramo *et al.*, 2006; Manjarrés *et al.*, 2008; Páramo y Saint-Paul, 2010).

Limitaciones del indicador

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.

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 manteniendo su producción 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, Cartagena y Tolú.																																																																												
Periodo reportado																																																																												
2008 a diciembre de 2019 para el Pacífico y 2010 a diciembre de 2019 para el Caribe.																																																																												
Reporte o cálculo del indicador																																																																												
<p>Figura 51. Variación interanual de la captura por unidad de esfuerzo (kg/h) estimada en las pesquerías de camarón del Pacífico (A) y Caribe (B) colombiano.</p> <table border="1"> <caption>Data for Graph A: Pacific Shrimp Fisheries (2007-2019)</caption> <thead> <tr> <th>Año</th> <th>CAS (kg/h)</th> <th>CAP (kg/h)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>2007</td><td>14</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>5</td><td>15</td></tr> <tr><td>2012</td><td>8</td><td>32</td></tr> <tr><td>2013</td><td>6</td><td>35</td></tr> <tr><td>2014</td><td>4</td><td>23</td></tr> <tr><td>2015</td><td>4</td><td>23</td></tr> <tr><td>2016</td><td>5</td><td>32</td></tr> <tr><td>2017</td><td>2</td><td>19</td></tr> <tr><td>2018</td><td>4</td><td>32</td></tr> <tr><td>2019</td><td>1.85</td><td>32.0</td></tr> </tbody> </table> <table border="1"> <caption>Data for Graph B: Caribbean Shrimp Fisheries (2010-2019)</caption> <thead> <tr> <th>Año</th> <th>Cartagena (kg/h)</th> <th>Tolú (kg/h)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>2010</td><td>8.5</td><td>8.5</td></tr> <tr><td>2011</td><td>10</td><td>6</td></tr> <tr><td>2012</td><td>8.5</td><td>8.5</td></tr> <tr><td>2013</td><td>8.5</td><td>7.5</td></tr> <tr><td>2014</td><td>7</td><td>5</td></tr> <tr><td>2015</td><td>8.5</td><td>6.5</td></tr> <tr><td>2016</td><td>5.5</td><td>4.5</td></tr> <tr><td>2017</td><td>3.5</td><td>4.5</td></tr> <tr><td>2018</td><td>4</td><td>4</td></tr> <tr><td>2019</td><td>2.9</td><td>2.9</td></tr> </tbody> </table>		Año	CAS (kg/h)	CAP (kg/h)	2007	14	14	2008	6	24	2009	8	23	2010	4	19	2011	5	15	2012	8	32	2013	6	35	2014	4	23	2015	4	23	2016	5	32	2017	2	19	2018	4	32	2019	1.85	32.0	Año	Cartagena (kg/h)	Tolú (kg/h)	2010	8.5	8.5	2011	10	6	2012	8.5	8.5	2013	8.5	7.5	2014	7	5	2015	8.5	6.5	2016	5.5	4.5	2017	3.5	4.5	2018	4	4	2019	2.9	2.9
Año	CAS (kg/h)	CAP (kg/h)																																																																										
2007	14	14																																																																										
2008	6	24																																																																										
2009	8	23																																																																										
2010	4	19																																																																										
2011	5	15																																																																										
2012	8	32																																																																										
2013	6	35																																																																										
2014	4	23																																																																										
2015	4	23																																																																										
2016	5	32																																																																										
2017	2	19																																																																										
2018	4	32																																																																										
2019	1.85	32.0																																																																										
Año	Cartagena (kg/h)	Tolú (kg/h)																																																																										
2010	8.5	8.5																																																																										
2011	10	6																																																																										
2012	8.5	8.5																																																																										
2013	8.5	7.5																																																																										
2014	7	5																																																																										
2015	8.5	6.5																																																																										
2016	5.5	4.5																																																																										
2017	3.5	4.5																																																																										
2018	4	4																																																																										
2019	2.9	2.9																																																																										
Interpretación de los resultados																																																																												
<p>La abundancia relativa del CAS en el Pacífico durante 2019 fue de 1,85 kg/h, siendo la abundancia relativa más baja de toda la serie de tiempo evaluada (Figura 51A). En esta pesquería se ejerce una presión secuencial de pesca industrial y artesanal sobre el camarón blanco, lo que ha llevado al estado prolongado de sobreexplotación del recurso. El CAP, aunque mostró un valor menor respecto al año anterior, este indicador para 2019 (32,0 kg/h) fue uno de los más altos de toda la serie de tiempo (Figura 51A). No obstante, se considera que el recurso continúa moderadamente explotado por lo que se sugiere mantener las actuales medidas de regulación de la pesquería.</p> <p>En el Caribe, la abundancia relativa del CAS continuó su comportamiento al descenso como ha sido en toda la serie mostrada. La flota con puerto base en Tolú (2,9 kg/h), presentó el valor más bajo en la abundancia relativa del recurso de toda la serie de tiempo evaluada. Cabe destacar que, para 2019, en la flota con puerto base en Cartagena no se obtuvo información (Figura 42B). Aun así, todo indica que el camarón rosado aún no muestra signos de recuperación consistente.</p>																																																																												

Limitaciones del indicador
La calidad de la estimación de la abundancia relativa o CPUE es altamente dependiente de la información que las empresas pesqueras suministran tanto de captura como del esfuerzo de pesca, por tanto, no contar con toda la información disponible, impide una evaluación más efectiva del recurso.
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 establecer 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 rendimiento máximo sostenible.

17. Indicador de talla media de captura (TMC): pesca industrial nacional de camarón	
Definición e importancia del indicador	
<p>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.</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	
<p>2004 a diciembre de 2019 para el Pacífico y 2010 a diciembre de 2018 para el Caribe.</p>	
Reporte o cálculo del indicador	
<p>Blanco (<i>Penaeus occidentalis</i>) TMM = 17,1 cm (INVEMAR, 2010 y 2011)</p>	<p>Tití (<i>Xiphopenaeus riveti</i>) TMM = 8,1 cm (INVEMAR, 2010 y 2011)</p>
A	B
<p>Coliflor (<i>Solenocera agassizi</i>) TMM = 11,5 cm (Rueda et al., 2010)</p>	<p>Pink (<i>Penaeus brevisrostris</i>) TMM = 13,1 cm (Girón et al., 2016)</p>
C	D

Figura 52. 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).

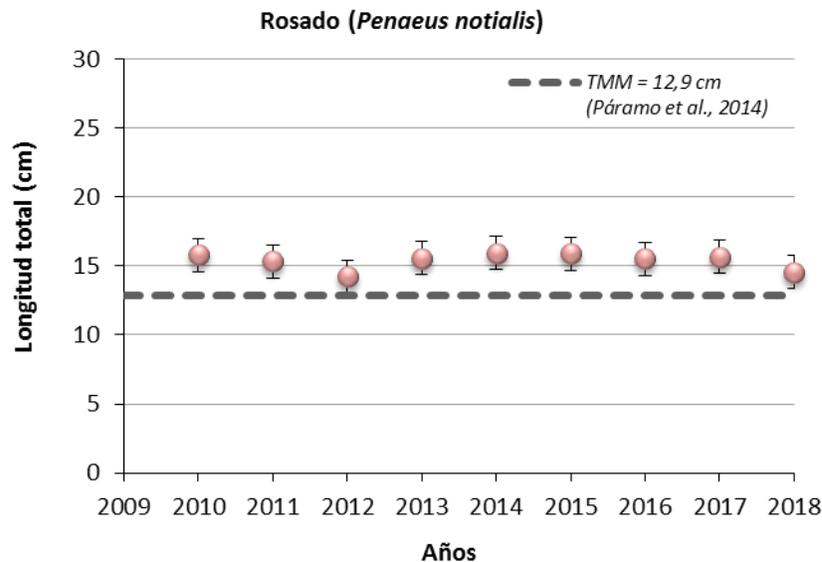


Figura 53. Variación interanual de la talla media de captura (TMC) de las hembras de camarón rosado *Penaeus notialis*, principal especie en la pesquería de CAS del Caribe colombiano con respecto al punto de referencia límite (PRL) que es la talla de madurez sexual (TM).

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 (19,4 cm para camarón blanco, *P. occidentalis*) estuvieron por encima de este PRL. Para las principales especies del CAP, el camarón coliflor (*S. agassizi*) mostró, para 2019, una TMC de 11,5 cm, siendo igual al PRL (11,5 cm; Rueda *et al.*, 2010; Figura 52C). El camarón pink (*P. brevivirostris*), presentó un riesgo moderado de sobrepesca ya que la TMC calculada (12,9 cm) es un poco menor a la TM (13,1 cm; Girón *et al.*, 2016), este PRL fue actualizado y las TMC históricas siempre se ubicaron por debajo de la TM (Figura 52D). Para el Caribe, el camarón rosado (*P. notialis*), al igual que el CAS del Pacífico, presentó valores de TMC por encima de la TM (INVEMAR, 2010, 2011; Páramo *et al.*, 2014), lo que muestra una condición favorable del recurso y garantizando la renovación natural de la población (García y Le Reste, 1986).

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.

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 y 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.

18. Indicador de proporción de pesca incidental y descartes: pesca industrial nacional de camarón																																																																																	
Definición e importancia del indicador																																																																																	
<p>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 dirigidas a reducir los descartes, pues las capturas incidentales basadas en individuos de tallas por encima de la talla media de madurez, son aprovechados por interés del mercado con beneficios a las comunidades que dependen en su seguridad alimentaria y empleo de esta pesquería.</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																																																																																	
<p>2005 a diciembre de 2019 para el Pacífico y 2010 a diciembre de 2019 para el Caribe.</p>																																																																																	
Reporte o cálculo del indicador																																																																																	
<p>Figura 54 consists of two scatter plots, A and B, showing the inter-annual variation of the FA/CO ratio. Plot A (Pacífico) shows data from 2005 to 2019 for CAS (purple diamonds) and CAP (red squares). Plot B (Caribe) shows data from 2010 to 2019 for Cartagena (red squares) and Tolú (red triangles). Both plots include a horizontal dashed line representing the PRL = 10. In Plot A, CAS values are generally higher than CAP values, with CAS reaching 21.8 in 2019. In Plot B, Cartagena values are consistently higher than Tolú values, with Cartagena at 1.3 in 2019.</p> <table border="1"> <caption>Data for Figure 54: FA/CO Ratio</caption> <thead> <tr> <th>Year</th> <th>CAS (Pacífico)</th> <th>CAP (Pacífico)</th> <th>Cartagena (Caribe)</th> <th>Tolú (Caribe)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>2005</td><td>15</td><td>-</td><td>-</td><td>-</td></tr> <tr><td>2006</td><td>-</td><td>-</td><td>-</td><td>-</td></tr> <tr><td>2007</td><td>-</td><td>5</td><td>-</td><td>-</td></tr> <tr><td>2008</td><td>12</td><td>2</td><td>-</td><td>-</td></tr> <tr><td>2009</td><td>18</td><td>2</td><td>-</td><td>-</td></tr> <tr><td>2010</td><td>40</td><td>2</td><td>13</td><td>-</td></tr> <tr><td>2011</td><td>15</td><td>2</td><td>9</td><td>3</td></tr> <tr><td>2012</td><td>48</td><td>2</td><td>4</td><td>1</td></tr> <tr><td>2013</td><td>8</td><td>2</td><td>5</td><td>3</td></tr> <tr><td>2014</td><td>12</td><td>2</td><td>8</td><td>1</td></tr> <tr><td>2015</td><td>10</td><td>2</td><td>2</td><td>2</td></tr> <tr><td>2016</td><td>20</td><td>2</td><td>2</td><td>2</td></tr> <tr><td>2017</td><td>30</td><td>2</td><td>3</td><td>2</td></tr> <tr><td>2018</td><td>23</td><td>2</td><td>3</td><td>2</td></tr> <tr><td>2019</td><td>21.8</td><td>1.3</td><td>3</td><td>3</td></tr> </tbody> </table>		Year	CAS (Pacífico)	CAP (Pacífico)	Cartagena (Caribe)	Tolú (Caribe)	2005	15	-	-	-	2006	-	-	-	-	2007	-	5	-	-	2008	12	2	-	-	2009	18	2	-	-	2010	40	2	13	-	2011	15	2	9	3	2012	48	2	4	1	2013	8	2	5	3	2014	12	2	8	1	2015	10	2	2	2	2016	20	2	2	2	2017	30	2	3	2	2018	23	2	3	2	2019	21.8	1.3	3	3
Year	CAS (Pacífico)	CAP (Pacífico)	Cartagena (Caribe)	Tolú (Caribe)																																																																													
2005	15	-	-	-																																																																													
2006	-	-	-	-																																																																													
2007	-	5	-	-																																																																													
2008	12	2	-	-																																																																													
2009	18	2	-	-																																																																													
2010	40	2	13	-																																																																													
2011	15	2	9	3																																																																													
2012	48	2	4	1																																																																													
2013	8	2	5	3																																																																													
2014	12	2	8	1																																																																													
2015	10	2	2	2																																																																													
2016	20	2	2	2																																																																													
2017	30	2	3	2																																																																													
2018	23	2	3	2																																																																													
2019	21.8	1.3	3	3																																																																													
Interpretación de los resultados																																																																																	
<p>En la pesquería del CAS en el Pacífico colombiano la relación FA/CO para el 2019 fue de 21,8, inferior a la calculada el año inmediatamente anterior, pero por encima del PRL establecido en 10 (Figura 54A). Dentro de la fauna acompañante, la captura incidental CI, que es aquella fracción colectada por la tripulación para fines de comercialización, se ha convertido en una parte importante para cubrir los costos de operación de la flota que en algunos es más del 50% de los mismos. Para 2019, el porcentaje de la CI en la fauna acompañante fue de 52,5%, mientras que los descartes fueron del 47,5%. 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 <i>et al.</i>, 1998), por lo que a la fecha se cuentan 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 1,3, superior a la de los últimos cinco años, mostrando que, aunque incremento para este año, el impacto de esta pesquería sobre la biodiversidad asociada es bajo, en comparación con la pesca del CAS (Figura 54A).</p> <p>En el Caribe, la relación FA/CO del CAS en 2019 solo se calculó para la flota con puerto base en Tolú (3,0), mostrando la misma tendencia a disminuir en los últimos años (Figura 54B). A pesar de ser un valor bajo, esta pesquería ha mostrado una alta variabilidad de esta relación, desde valores mayores 10 hasta incluso valores</p>																																																																																	

cercanos a uno. Cabe resaltar que los menores valores presentados son dados por la flota con puerto base en Tolú con niveles de esta tasa inferiores a los reportados (tasa hasta de 4) para la zona del golfo de Morrosquillo (Herazo *et al.*, 2006).

Limitaciones del indicador

Para el año 2019, a pesar de no realizar un monitoreo exhaustivo a bordo, se contó con información para la flota industrial con puerto base en Tolú. 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 de FA/CO, 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 *et al.*, 2006; Girón *et al.*, 2010; Manjarrés *et al.*, 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.

19. Indicador de fracción desovante/juvenil de las capturas: pesca industrial nacional de camarón	
Definición e importancia del indicador	
<p>Los juveniles de una población son individuos que, aunque están completamente formados, no han alcanzado la madurez sexual y por tanto no tienen la capacidad para reproducirse. Si las capturas por pesca impactan una proporción de juveniles mayor que la de los adultos, se ponen en riesgo los procesos reproductivos y de crecimiento de la población. Así mismo, una reducción de la población desovante afecta 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	
<p>2019.</p>	
Reporte o cálculo del indicador	
<p>Blanco (<i>Penaeus occidentalis</i>) n = 588 TMM = 17,1 cm Invemar (2010 y 2011b) 9,2% juveniles, 90,8% adultos</p> <p>Pink (<i>Penaeus brevisrostris</i>) n = 959 TMM = 13,1 cm Girón et al. (2016) 63,4% juveniles, 36,6% adultos</p> <p>Tití (<i>Xiphopenaeus riveti</i>) n = 267 TMM = 8,1 cm Girón et al. (2016) 0,4% juveniles, 99,6% adultos</p> <p>Coliflor (<i>Solenocera agassizi</i>) n = 794 TMM = 11,5 cm Girón et al. (2016) 59,1% juveniles, 40,9% adultos</p>	
<p>Figura 55. Estructura de tallas para las hembras de las principales especies objetivo en las pesquerías de CAS (izquierda) y de CAP (derecha) del Pacífico colombiano durante 2019, indicando la fracción juvenil y adulta de las capturas y el valor de la talla de madurez (TM).</p>	

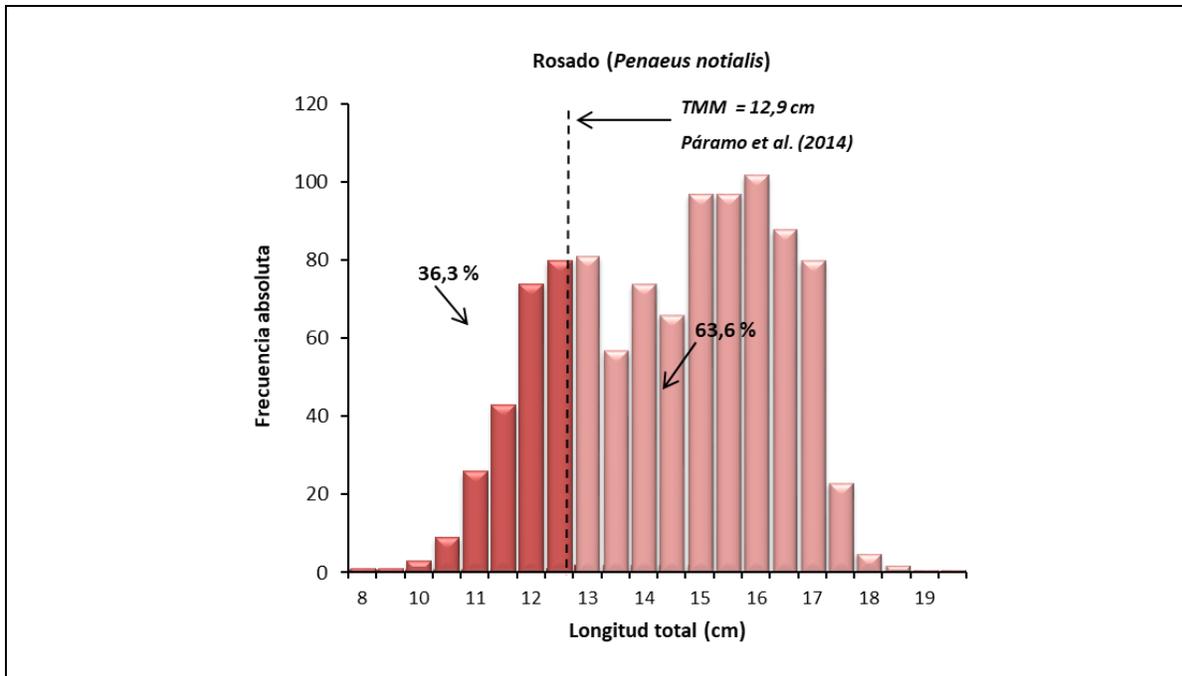


Figura 56. Estructura de tallas para las hembras de la principal especie objetivo en la pesquería de CAS del Caribe colombiano durante 2018, indicando la fracción juvenil y adulta de las capturas y el valor de la talla de madurez (TM).

Interpretación de los resultados

Las hembras muestreadas en la pesquería del CAS del Pacífico fueron en su mayoría maduras (más del 90% tanto *P. occidentalis* como para *X. riveti*) y más del 60% en el caso del Caribe (*P. notialis*). Esto indica una baja presión de pesca sobre la estructura poblacional de estos recursos (Figura 55 y Figura 56). Contrario a lo sucedido con el CAS, la proporción de hembras maduras de CAP fue baja, siendo de 36,6% para el camarón pink y de 40,9% para el camarón coliflor (Figura 55). 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 estas especies afectando la disponibilidad de biomasa.

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, algo que para el Caribe no es así por el hecho de la baja actividad y representatividad de la flota, dado que ejerce su actividad en pequeñas áreas del Caribe. Así mismo, 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 espaciales 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, Cartagena y Tolú.	
Periodo reportado	
2007 a 2019 para el Pacífico y 2010 a 2019 para el Caribe.	
Reporte o cálculo del indicador	
<p>Figura 57. Variación interanual de la renta promedio por faena (±DE) en las pesquerías de CAS (A) y CAP (B) en el Pacífico colombiano. CT = Costos totales. (- - - PRL = 15% más de los CT).</p>	
<p>Figura 58. Variación interanual de la renta promedio por faena (±DE) en las pesquerías de CAS del Caribe colombiano, con puerto de desembarco en Cartagena (A) y Tolú (B). CT = Costos totales. (- - - PRL = 15% más de los CT).</p>	
Interpretación de los resultados	
Se estableció arbitrariamente como PRL que la renta correspondiera al 15% de los costos totales promedio de una faena. Para la pesquería del CAS en el Pacífico, la renta promedio fue de -\$18,1 millones ± DE 39,9 millones, muy por debajo del PRL (\$13,9 millones) (Figura 57A). Se destaca el hecho que parte importante de los ingresos de esta pesquería fueron aportados por la captura incidental, debido a que se está realizando un esfuerzo dirigido hacia la captura de especies acompañantes para poder alcanzar el margen de utilidad, generando un impacto variable sobre la biodiversidad asociada. Para la pesquería del CAP la renta económica fue de \$111,2 millones ± DE 65,8 millones, encontrándose por encima del PRL (\$81,6 millones), mostrando un buen desempeño económico de esta flota en los últimos años, quizás al incremento del dólar en los últimos años (Figura 57B). Los ingresos para esta flota provienen en su mayoría de la captura objetivo. Para la flota de CAS con puerto base en Tolú, la renta promedio fue de \$19,9 millones ± DE 25,4 millones, estando por encima del PRL (\$6,1 millones), mostrando en general un escenario de ganancias en 2019 (Figura 58). Para la flota con puerto base en Cartagena, la renta promedio fue de \$29,8 millones ± DE 37,6 millones, estando por encima del PRL al igual que la flota de Tolú (Figura 58).	

Limitaciones del indicador
Al depender de que la información suministrada por las empresas sea suficiente y confiable respecto a sus costos y precios, la calidad de la estimación de la renta se verá reflejada de manera directa. La oferta y demanda del mercado pueden afectar la estimación de indicadores económicos, sin tener relación directa con la disponibilidad de los recursos.
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.

CAPÍTULO IV

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



Curso Sistemas de Carbonatos: Documentación de conjuntos de datos. Sede Principal del INVEVAR, Santa Marta. Foto: Archivo INVEVAR.

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 (CDB, 1992). A su vez, en el marco de los Objetivos de Desarrollo Sostenible ODS y en especial el objetivo 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 al 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), los cuales 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 la Década, desde su misión de enfocar y propender por trabajar en la Ciencia que necesitamos para el océano que queremos, y 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), 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 59), así como a los planes de manejo de los consejos comunitarios y los planes de vida de las comunidades indígenas.

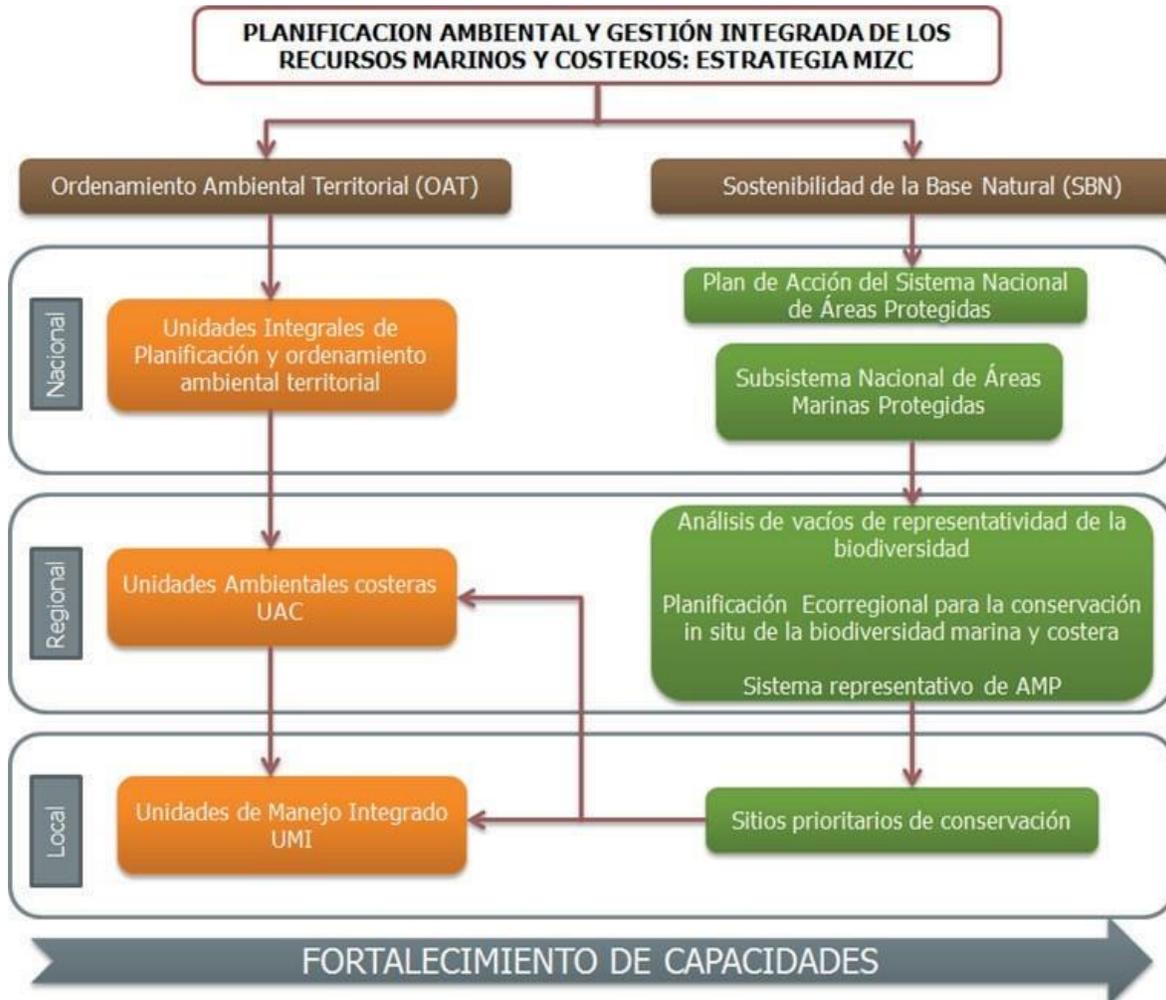


Figura 59. Esquema de las acciones desarrolladas para la planificación ambiental y la gestión integrada de los ambientes marinos y costeros en Colombia.

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 60).

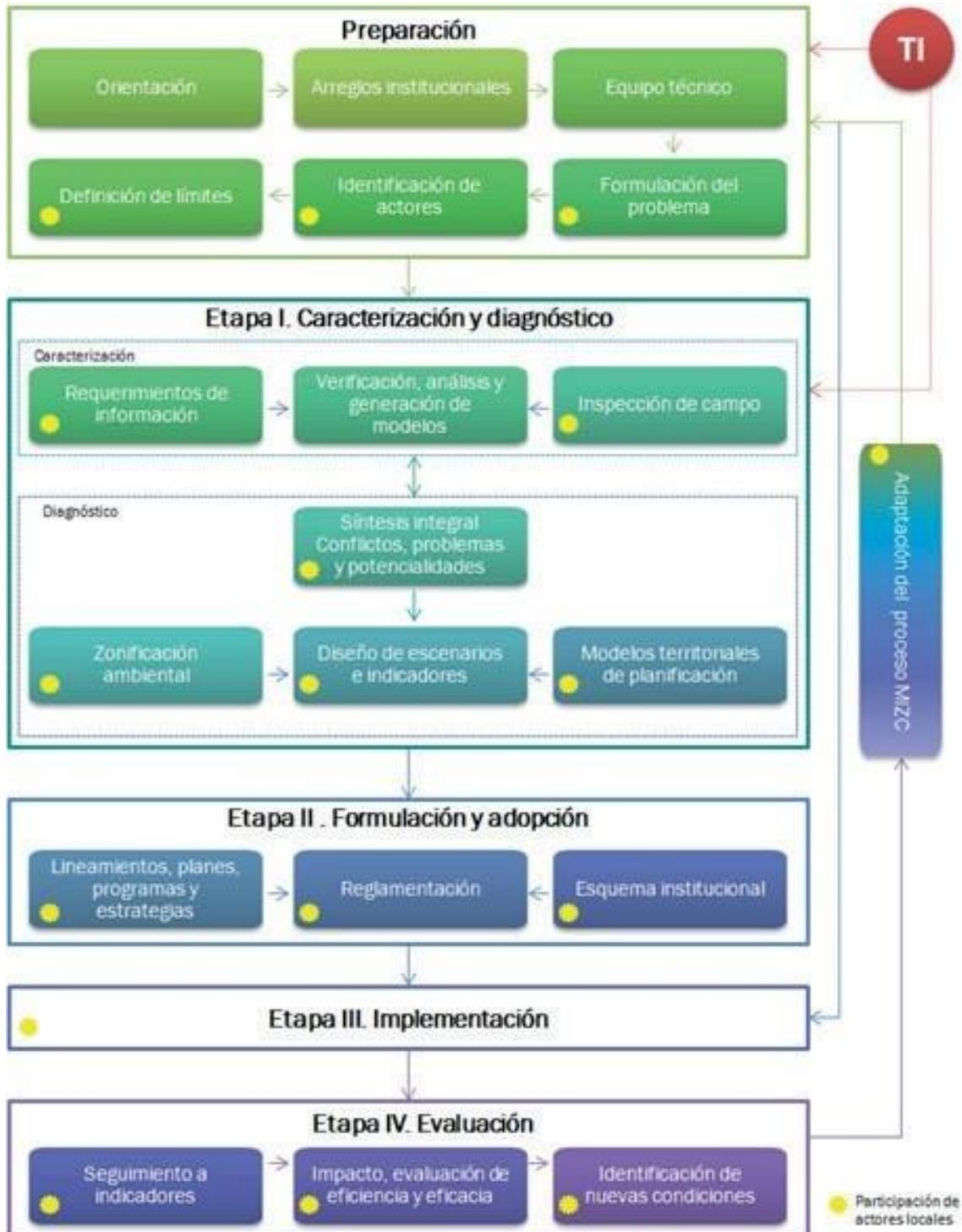


Figura 60. Metodología COLMIZC (tomado de Rojas-Giraldo *et al.*, 2010).

MANEJO INTEGRADO DE ZONAS COSTERAS

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 (CDB, 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 el enfoque 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 (MADS, 2015), 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-Departamento Nacional de Planeación, 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 párrafo 3, dice que los planes de manejo de las UACs deberán ser realizados por las CARS y CDS; así mismo, el numeral 10 del artículo 17 del Decreto 3570 de 2011 modificó la parte final del párrafo 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 – POMIUC, 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 POMIUC, 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. 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, 2013).

En este sentido el INVEMAR, desde el año 2015, ha adelantado ejercicios para generar insumos de PEM, que aportan elementos metodológicos y técnicos a los procesos MIZC que se vienen llevando a cabo, en el marco de la PNAOCI (MMA, 2001). Estos insumos han permitido reforzar los análisis de la sub zona marina de las UAC, bajo un enfoque que permite analizar y gestionar los conflictos compatibilidades que se generan en esta área.

El ejercicio ha permitido adaptar y proponer la metodología PEM para Colombia, haciendo su aplicación en casos prácticos: UAC Málaga-Buenaventura y UAC Vertiente Norte Sierra Nevada de Santa Marta y UAC Río Magdalena³ en lo que corresponde a la zona marina del departamento del Magdalena, así como para la UAC de la Llanura Aluvial del Sur para el sector del departamento del Cauca y del departamento Nariño, enfocado en análisis de conflictos. Además, en el año 2019 se realizó este ejercicio de PEM, enfocado en análisis e identificación de conflictos, para la UAC Río Magdalena en el sector del departamento de Bolívar.

³ Unidad Ambiental Costera (UAC) del Río Magdalena, complejo Canal del Dique -Sistema lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta.

De igual manera, el desarrollo y avances en los temas de MIZC-PEM, 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 a temas como Tecnologías de Información (TI), Planificación Espacial Marina (PEM), Áreas Marinas Protegidas (AMP) y Cambio Climático (CC). Teniendo en cuenta la experiencia que tiene el INVEMAR desde 1999 en la realización de cursos anuales en las temáticas señaladas, 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 Ocean Teacher Global Academy (OTGA) 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.

21. Indicador de número de personas capacitadas: fortalecimiento de capacidades en manejo integrado costero
Definición e importancia del indicador
<p>En el ámbito nacional, sub-nacional y local, el entrenamiento en temas de Manejo Integrado de Zonas Costeras (MIZC), Planificación Espacial Marina (PEM), Áreas Marinas Protegidas (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, adaptación y mitigación del cambio climático y la academia. Estos cursos se han realizado con el objetivo de fortalecer la capacidad técnica de las instituciones del SINA incluidos los entes territoriales con injerencia costera y consolidar un grupo interdisciplinario de profesionales que contribuyan al MIZC, PEM y a las AMP en el país, 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 en Colombia.</p> <p>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.</p> <p>Este parámetro muestra el número de personas capacitadas en cursos de capacitación no formal en los temas de MIZC, AMP, CC y TI. Su unidad de medida es número de personas.</p>
Fuente de los datos e información
<p>INVEMAR, Coordinación de Investigación e Información para la Gestión Marina y Costera (GEZ), Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (Minambiente) y Centro Regional de Entrenamiento para Latinoamérica (OTGA).</p>
Periodo reportado
<p>Los resultados que aquí se presentan se derivan de la serie de cursos impartidos entre 1999 y 2019.</p>

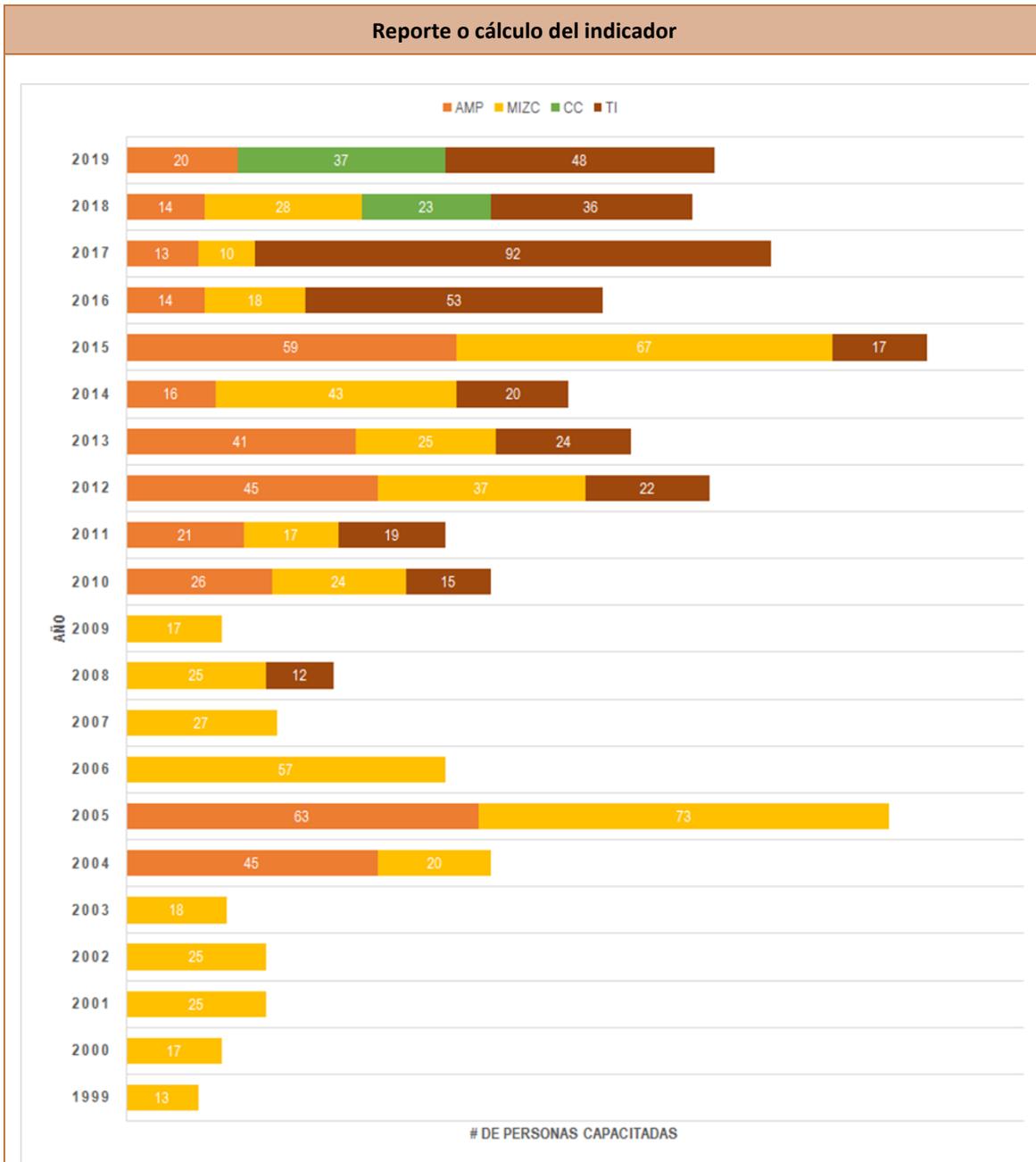


Figura 61. Número de personas capacitadas en temas en el marco del Manejo Integrado de la Zona Costera.

Interpretación de los resultados

Teniendo en cuenta la experiencia que tiene el INVEMAR desde 1999 en la realización de cursos, el Instituto se constituye a partir del 2015 como Centro Regional de Entrenamiento para Latinoamérica, el cual hace parte de la estrategia Ocean Teacher Global Academy del Programa Internacional de Intercambio de Datos e Información IODE (por su sigla en inglés). El INVEMAR durante el año 2019 organizó 6 cursos con 105 capacitados en las temáticas relacionadas con AMP, tecnologías de la información y cambio climático (Figura 61), todos ofertados en la Maestría en Gestión Ambiental de Sistemas Marino Costeros (GASIMAC) y el tema de AMP ofertado como materia electiva en el programa de Doctorado en Ciencias del Mar.

Dentro de la temática de tecnologías de la información se dictaron los cursos de Administración de Datos Biogeográficos Marinos (Contribuyendo al Uso de OBIS) en Santa Marta (Colombia) y en México. En la temática de Cambio Climático se realizaron 3 cursos relacionados específicamente con: i) Métodos de estudio de pastos marinos y vinculación con datos de OBIS; ii) Carbono Azul y adaptación basada en ecosistemas marinos y costeros; y iii) Sistemas de Carbonatos: Documentación de conjuntos de datos, su análisis y visualización geográfica, en el marco del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14.3 para minimizar los impactos de acidificación de los océanos. Estos cursos contaron con la participación de estudiantes de varios países y recibieron charlas de expertos, alguno de estos internacionales.

En total se han capacitado durante estos 20 años a 1.381 personas, entre estudiantes, comunidad local, representantes de Corporaciones Autónomas Regionales, Parques Nacionales Naturales de Colombia, MADS e investigadores de ciencias del mar procedentes de 21 países de Latinoamérica y el Caribe.

Limitaciones del indicador

Ninguna.

Recomendaciones y alternativas de manejo

No aplican.

SUBSISTEMA DE ÁREAS COSTERAS Y MARINAS PROTEGIDAS

Colombia ocupa el segundo lugar en biodiversidad y está entre las 12 naciones más megadiversas del planeta (SIB, 2019). Posee gran cantidad de hábitats y ecosistemas marino costeros tales como lagunas costeras y humedales, arrecifes de corales, algas marinas, manglares, playas rocosas y arenosas, zonas de afloramiento costero y varios tipos de fondos marinos (Alonso *et al.*, 2008a). Desde hace más de 20 años se ha considerado estratégico posicionar el tema de las Áreas Marinas Protegidas (AMP) y avanzar en el diseño e implementación de un subsistema ecológicamente representativo, sostenible y bien manejado, como el principal instrumento de conservación y protección de la biodiversidad y sus servicios ambientales (Alonso *et al.*, 2008b). Es así como, en el 2009 se dio inicio a la formulación y puesta en marcha del proyecto “Diseño e Implementación del Subsistema de Áreas Marina Protegidas (SAMP)” con acciones encaminadas a cumplir las metas propuestas en la Convención de la Diversidad Biológica (CDB).

El 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 35 AMP de orden nacional y regional, ubicadas tanto en el Caribe como en el Pacífico colombiano que cubren más del 13% de las zonas marinas y costeras del país (Tabla 26), superando la meta mundial Aichi del 10% al año 2020 (RUNAP, 2020).

Tabla 26. Listado de áreas marinas protegidas del SAMP. Fuente: SSD-SAMP (2020).

Región	Nº	Área marina protegida	Orden	Autoridad responsable	Tipo
CARIBE CONTINENTAL	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 Cispotá, 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	Corpourabá	Costero
	16	PNR Humedales del Río León y Suriquí	Regional	Corpourabá	Costero
	17	DRMI La Playona - Loma de la Caleta	Regional	Codechocó	Costero
	18	DRMI Lago Azul-los Manatíes	Regional	Codechocó	Costero
	19	DRMI Delta del Río Ranchería	Regional	Corpoguajira	Costero
	20	DRMI Pastos Marinos Sawäirü	Regional	Corpoguajira	Marino Costero
CARIBE INSULAR	21	PNN Old Providence McBean Lagoon	Nacional	PNN	Marino Costero
	22	DMI área Marina Protegida de la Reserva de Biósfera Seaflower	Nacional	MADS	Marino
	23	PNR Jhonny Cay	Regional	Coralina	Marino Costero
PACÍFICO CONTINENTAL	24	DNMI Cabo Manglares Bajo Mira y Frontera	Nacional	PNN	Marino Costero
	25	PNN Uramba Bahía Málaga	Nacional	PNN	Marino Costero
	26	PNN Sanquianga	Nacional	PNN	Costero
	27	PNN Utría	Nacional	PNN	Marino Costero
	28	PNR La Sierpe	Regional	CVC	Costero
	29	DRMI La Plata	Regional	CVC	Costero
	30	DRMI Golfo de Tribugá - Cabo Corrientes	Regional	Codechocó	Marino Costero
	31	DRMI Encanto de los manglares del Bajo Baudó	Regional	Codechocó	Marino Costero
	32	PNR El Comedero	Regional	CRC	Marino Costero
PACÍFICO INSULAR	33	DMI Integrado Yuruparí - Malpelo	Nacional	PNN	Marino
	34	SFF Malpelo	Nacional	PNN	Marino
	35	PNN Gorgona	Nacional	PNN	Marino

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.

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.

Con la implementación del SAMP se ha logrado poner los temas marinos y costeros en las prioridades de las políticas de Estado y se han dinamizado varios procesos que tienden a conceptualizar y fortalecer el tema marino (Alonso *et al.*, 2015). Desde el punto de vista político, el SAMP contribuye 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 12 años y a las metas establecidas en los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS). Los resultados de sus cuatro componentes (1. Legal, institucional y operacional; 2. Sostenibilidad financiera, 3. Generación de capacidades a nivel institucional e individual y 4. Componente generación de conciencia pública nacional e internacional) se han constituido en insumos para que las diferentes entidades encargadas de la gestión avancen en las disposiciones jurídicas y reglamentarias para el fortalecimiento de las AMP y la planificación de los territorios costeros y marinos.

En términos generales, el establecimiento del SAMP, ha permitido fortalecer las acciones de conservación de la biodiversidad marina y costera del país, que se evidencia en los logros alcanzados, así: 1) Se superó el número de AMPs y hectáreas de ecosistemas marinos bajo protección y se incorporaron nuevos ecosistemas (corales de profundidad), ayudando a Colombia a superar el 10% esperado al 2020 en las metas Aichi (RUNAP, 2020). 2) Con la declaratoria del Distrito Regional de Manejo Integrado- DRMI Pastos Marinos Sawäirü se aumentó la representatividad de los pastos marinos en el SAMP en un 18,47% (SSD-SAMP, 2020), este aumento demuestra la voluntad institucional por parte de las Corporaciones Autónomas Regionales en específico Corpoguajira, para la conservación de los ecosistemas marinos y costeros y de sus servicios ecosistémicos. 3) Se superaron los indicadores de sostenibilidad financiera con un aumento del 17,8% en la destinación de recursos económicos de fuentes gubernamentales. 4) De una propuesta piloto y metodología para proyectos tipo REDD+ en manglares, se dio el paso a un proyecto de Carbono azul y su implementación redundará en beneficio de la salud del DRMI-Cispata y del bienestar socioeconómico de las comunidades locales que dependen de este. 5) fortalecimiento la capacidad de gestión individual mediante la capacitación a más de 200 miembros del Sistema Nacional Ambiental y sectores económicos y firma de 66 acuerdos de uso y manejo. 6) Creación del Sistema de Soporte de Decisiones del SAMP enlazado al Registro Único de áreas Protegidas - RUNAP y el Sistema de Información Ambiental Marino - SIAM de Colombia. 7) Generación de capacidades para el manejo de AMPs y de conciencia pública para la conservación de nuestros recursos marinos y costeros (INVMAR, 2016c).

Por los logros anteriores, el SAMP fue reconocido en el año 2016 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. Para ello, se estableció por un periodo de cinco años entre PNN, los SIRAP Caribe y Pacífico e INVMAR el convenio de cooperación No. 007 de 2017 que tiene por objeto “Aunar esfuerzos para la consolidación del SAMP de Colombia, mediante la articulación y coordinación de los SIRAP Caribe y Pacífico”. Para esto se ha venido avanzando en la implementación del Plan de Acción del SAMP 2016-2023 (Cardique *et al.* 2016), que proporciona pautas para incorporar componentes de AMP de manera consistente y complementaria en los instrumentos de planificación nacional y sub-nacionales. El Plan de acción responde a la necesidad de construir un lenguaje común y una hoja de ruta que guíe la implementación del SAMP a mediano y largo plazo. En su formulación, se definieron en consenso entre los SIRAP Caribe y Pacífico 7 metas y 23 acciones, bajo los objetivos de:

- (i) Garantizar la representatividad ecológica y la conectividad entre las áreas marinas protegidas;
- (ii) Mejorar la capacidad de gestión institucional y promover el fortalecimiento organizativo;
- (iii) Promover el desarrollo socioeconómico a través del fortalecimiento de los procesos de producción sostenible de acuerdo con los objetivos de conservación;
- (iv) Fortalecimiento de la capacidad científica para el manejo de áreas marinas protegidas;
- (v) Promover la educación y fortalecer la gobernabilidad.

22. Indicador de proporción de áreas protegidas con plan de manejo vs total de áreas 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 a diciembre de 2010 a diciembre de 2019.

Reporte o cálculo del indicador

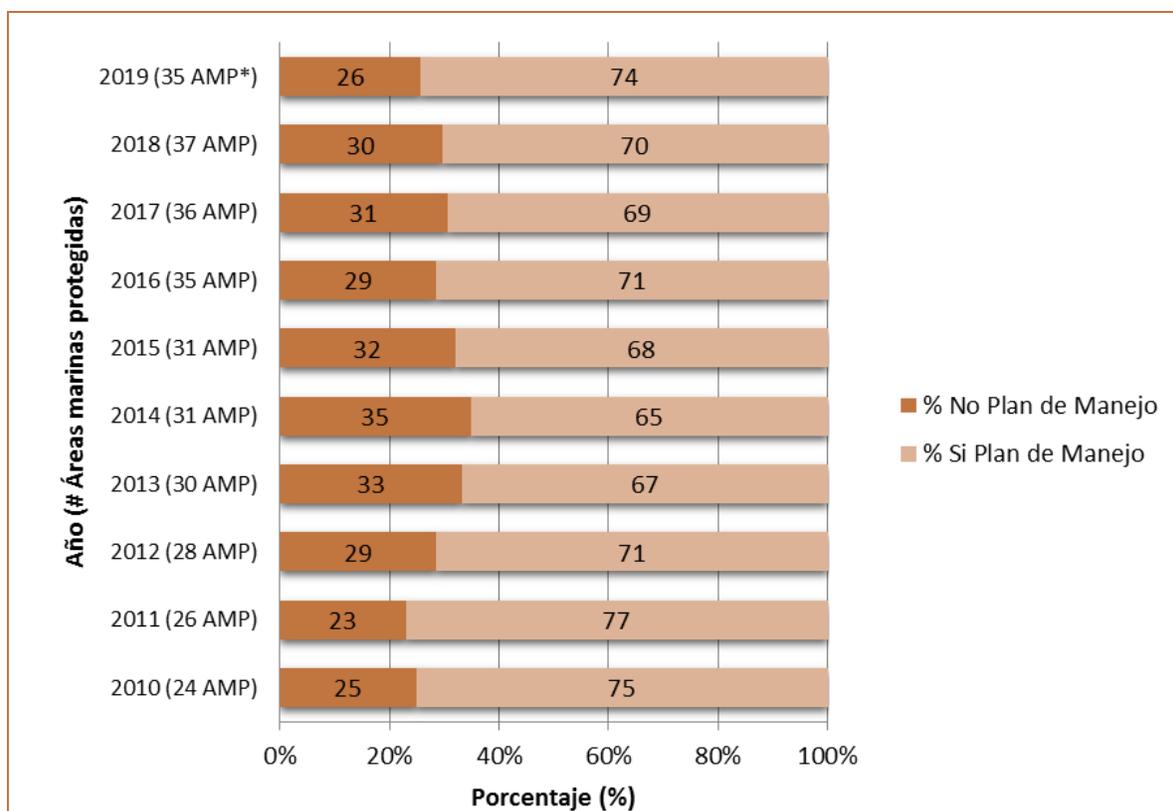


Figura 62. Número de áreas marinas protegidas con/sin plan de manejo. Fuente: elaboración propia con base en consultas a las entidades competentes.

* **Nota:** Con relación al informe del estado de los recursos del año 2018, se excluyen del listado para el reporte del 2019, 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 2016 y el 2019 se incorporaron al RUNAP las áreas marinas protegidas DRMI El Encanto de los Manglares del Bajo Baudó (2017) y DRMI Pastos Marinos Sawäirü (2018). No obstante, el número de AMP se mantiene en 35, ya que se excluyen del listado para el reporte 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, pero en la actualidad no se ha hecho el proceso de homologación y por ende se encuentran registradas en el RUNAP. De este total, el 74% cuentan con plan de manejo frente a un 26% que no lo tiene.

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 referencian los planes que están en proceso de elaboración o aprobación. Áreas de conservación, aquellas especies y/o comunidades no adecuadamente representadas constituyen vacíos en los esfuerzos de conservación (Pliscoff y Fuentes, 2008).

Recomendaciones y alternativas de manejo

No aplican.

GESTIÓN DE ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS

Zonificación de pastos marinos

Con el objetivo de proteger el ecosistema de pastos marinos y en el marco de lo dispuesto en el parágrafo 2, del artículo 207 de la Ley 1450 de 2011 (Plan Nacional de Desarrollo 2010-2014), en el cual se establece que en áreas de *“pastos marinos se podrá restringir parcial o totalmente el desarrollo de actividades mineras, de exploración y explotación de hidrocarburos, acuicultura y pesca industrial de arrastre con base en estudios técnicos, económicos, sociales y ambientales adoptados por el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial o quien haga sus veces”*, la Corporación Autónoma Regional de La Guajira (CORPOGUAJIA), con el apoyo técnico del INVEMAR, elaboró en el año 2019 el Plan de Manejo para un área importante de pastos marinos (que se encontraba dentro de la zona marina de su jurisdicción) declarada como área protegida bajo la figura de “Distrito de Regional de Manejo Integrado (DRMI)”.

El Plan de Manejo tuvo en cuenta la información de estudios técnicos desarrollados por el INVEMAR entre el año 2015 y 2016, en el cual se identificó que esta área importante de pastos marinos presentaba características particulares genéticas de interés como fuente de diversidad en la zona y en la región Caribe colombiana (Vides *et al.*, 2016), lo que la hacía clave para implementar acciones de conservación y ser objeto de llevar a alguna categoría de área protegida del Sistema Nacional de Áreas Protegidas SINAP.

CAPÍTULO V

ESTADO DEL CONOCIMIENTO Y VACÍOS DE INFORMACIÓN



Sepioteuthis sp. sobre fondo coralino en la isla de Providencia. Foto: Archivo BEM- INVEMAR.

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

Restauración de ecosistemas marinos y costeros

A pesar de que la eliminación de tóxicos y las medidas de conservación, siguen siendo una de las estrategias más ampliamente usadas para promover la recuperación de los ecosistemas marinos y costeros, asistir su rehabilitación de manera activa es imperativo; no solo porque su recuperación sin asistencia es insignificante considerando las tasas aceleradas de pérdida de hábitat, sino por la alta capacidad de secuestro de carbono que tienen estos ecosistemas y que podrían contribuir de manera importante a hacer frente al cambio climático, cuyos efectos ya han sido reconocidos a nivel mundial, y que han puesto al planeta en “emergencia climática” (Ripple *et al.*, 2019). Ante esto, generar información técnica, experiencias replicables, metodologías y protocolos que permitan implementar la restauración de mares y costas efectiva, rápidamente y a gran escala, es fundamental.

El uso de herramientas para planear objetivos de restauración, el entendimiento de las interacciones en el hábitat en un ámbito geográfico amplio para contar con mejores técnicas de restauración, el diseño de indicadores para evaluar el éxito de las intervenciones basados en servicios ecosistémicos, que permitan la comunicación efectiva con las partes interesadas y el aumento de la conciencia pública, así como el involucramiento de las comunidades locales, la mejora en el uso de esquemas de pago por servicios ambientales y la implementación de políticas que fomenten las aplicaciones de la restauración (Basconi *et al.*, 2020), son desafíos que requieren ser abordados a escala global.

En Colombia, con el fin de enfocar de manera apropiada las estrategias de restauración a nivel nacional, el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible - Minambiente, formuló en 2015 el Plan Nacional de Restauración-PNR (Ospina *et al.*, 2015), que define un Plan de Acción para el logro de metas a corto, mediano y largo plazo. Particularmente, dentro de la primera fase, se plantea “Conformar una mesa nacional asesora en restauración (MNAR) coordinada por el Minambiente, que tenga como misión constituir y mantener agendas de trabajo interinstitucionales, interministeriales, intersectoriales y regionales, para lograr la implementación del Plan Nacional de Restauración”. De acuerdo a ello, actualmente la MNAR cuenta con un plan de acción y prioridades identificadas que buscan apalancar el PNR mediante el fortalecimiento institucional y el desarrollo de estrategias de comunicación, la generación de propuestas de política pública con los diferentes sectores y carteras ministeriales que permitan garantizar la inclusión de los lineamientos, directrices y acciones de restauración establecidos en el PNR; la promoción, implementación y escalonamiento de proyectos y acciones de restauración a través de una comisión de ciencia y tecnología; la identificación de prioridades de restauración en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas y el diálogo con diferentes sectores de la industria (minero, energético, infraestructura y agropecuario) para la inclusión de los lineamientos, directrices y acciones de restauración en las agendas sectoriales (MNAR, 2019).

En este contexto, y considerando que el PNR se constituye como la hoja de ruta que direcciona las acciones de restauración en el país, es apremiante ajustar y actualizar el PNR mediante la inclusión de un mapa de prioridades para restaurar ecosistemas marino costeros. Si bien en el 2015 fue

publicado el “*Portafolio de áreas de arrecifes de coral, pastos marinos, playas de arena y manglares con potencial de restauración en Colombia*” (Gómez-Cubillos *et al.*, 2015), este insumo actualmente no está efectivamente incluido en el PNR. Adicionalmente, sería conveniente generar mapas de priorización a mejor escala para favorecer procesos de implementación a escala local. En este sentido se resalta el avance en la generación del portafolio de áreas prioritarias de conservación y compensación de la biodiversidad a escala 1:25.000 para el departamento del Atlántico (Corporación Autónoma Regional del Atlántico y 4D Elements Consultores, 2018).

De manera paralela y como insumos técnicos para guiar el diseño de proyectos de restauración en ecosistemas marino costeros, se destacada la generación de lineamientos de restauración para ecosistemas coralinos someros (MADS, 2014), de manglar (Villamil, 2014) y lagunas costeras (INVEMAR-MADS, 2016), lineamientos a partir de los cuales se han dado algunos ejercicios de implementación a escala local (Quiro, 2017), y que podrían ser considerados dentro de la actualización del PNR.

Para dar respuesta a los compromisos nacionales e internacionales en materia de restauración (metas Aichi 14 y 15 del Convenio de Diversidad Biológica, el reto Bonn, la iniciativa 20x20, ODS 13 y 14), es necesario que Colombia maximice los esfuerzos de implementación de la restauración sobre bases técnicas sólidas. Para ello se requiere avanzar en la priorización de especies con potencial para la restauración de los ecosistemas estratégicos, la generación de protocolos para su establecimiento, la puesta en marcha de diferentes técnicas de restauración específicas para cada uno de los ecosistemas con el fin de adaptarlas al contexto local; la formulación y estandarización de protocolos para el monitoreo de los programas de restauración a través de indicadores de éxito y un sistema de reporte adecuado a nivel nacional. Finalmente, es necesario desarrollar capacidades locales para llenar los vacíos de información existentes y avanzar hacia la implementación de proyectos a gran escala, para lo cual además de capacidad técnica se requerirá un financiamiento adecuado (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2019a).

Con el fin de avanzar con estas necesidades identificadas para Colombia y a nivel global (Basconi *et al.*, 2020); durante el 2019, el INVEMAR en el marco de su misión institucional, avanzó de la mano de diferentes socios estratégicos en el diseño e implementación de iniciativas piloto en restauración de manglares, que brindan sobre la base de lecciones aprendidas y la puesta en marcha en terreno, insumos técnicos para afinar las técnicas y la planeación de las acciones de restauración de manglar en el Caribe colombiano.

En el marco del convenio interadministrativo No. 292 de 2018 entre CORPAMAG e INVEMAR, se implementó un proyecto piloto para la reforestación de manglar sobre montículos de sedimento en zonas sobre inundadas de la Ciénaga Grande de Santa Marta; si bien, los montículos demostraron proveer el espacio físico necesario para favorecer el crecimiento y desarrollo de plántulas de *L. racemosa* en zonas inundadas donde el colapso del sedimento no permite el establecimiento de nuevos individuos, la experiencia deberá continuar bajo monitoreo y observación con el fin de establecer las mejores condiciones y recomendaciones para su replicabilidad y escalabilidad (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2019b). Por otro lado, bajo la acción Manglares, Pastos Marinos y comunidad locales (MAPCO), cofinanciada por la Unión Europea, se avanzó en la implementación de acciones de restauración hidrológica (Vargas-Castillo *et al.*, 2019) y la evaluación de su efecto en la calidad del agua y el hábitat para peces y mangles en el sector de Ustria del DRMI Cispata (Garcés-Ordoñez, 2020). Los resultados demostraron efectos positivos de la técnica para la recuperación de

estos atributos en el corto plazo, y dan luces sobre los indicadores de éxito básicos y de escala temporal corta, que deberían ser considerados para la evaluación de este tipo de actividades.

Microalgas potencialmente nocivas

Magdalena

Entre octubre de 2018 y agosto de 2019, se realizaron muestreos bimestrales para determinar las densidades de fitoplancton potencialmente nocivo, en dos estaciones de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), Boca de la Barra (LBA) y ciénaga La Luna (CLU); en una estación de la bahía de Santa Marta (BSM); y en una estación de la bahía Chengue (BCH).

Las densidades fitoplanctónicas en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), mostraron variaciones entre estaciones y entre meses de muestreo (Figura 63). En la estación LBA las densidades fluctuaron entre 2.936.049 cél. L⁻¹ en diciembre de 2018 y 80.321.297 cél. L⁻¹ en agosto de 2019, mientras que en la estación CLU variaron entre 10.588.546 y 366.984.133 cél. L⁻¹ para los meses de diciembre de 2018 y abril de 2019, respectivamente (en época seca). En estas estaciones se destacaron las formas esféricas de la cianobacteria *Synechocystis* por su mayor contribución a las densidades, alcanzando las concentraciones más altas en abril en la estación CLU (221.854.199 cel. L⁻¹) y en agosto de 2019 en la estación LBA (79.301.075 cel. L⁻¹). Sin embargo, estos valores estuvieron dentro del rango reportado en el monitoreo CGSM durante el 2016, 2017 y 2018 (INVEMAR, 2018b; INVEMAR, 2018c).

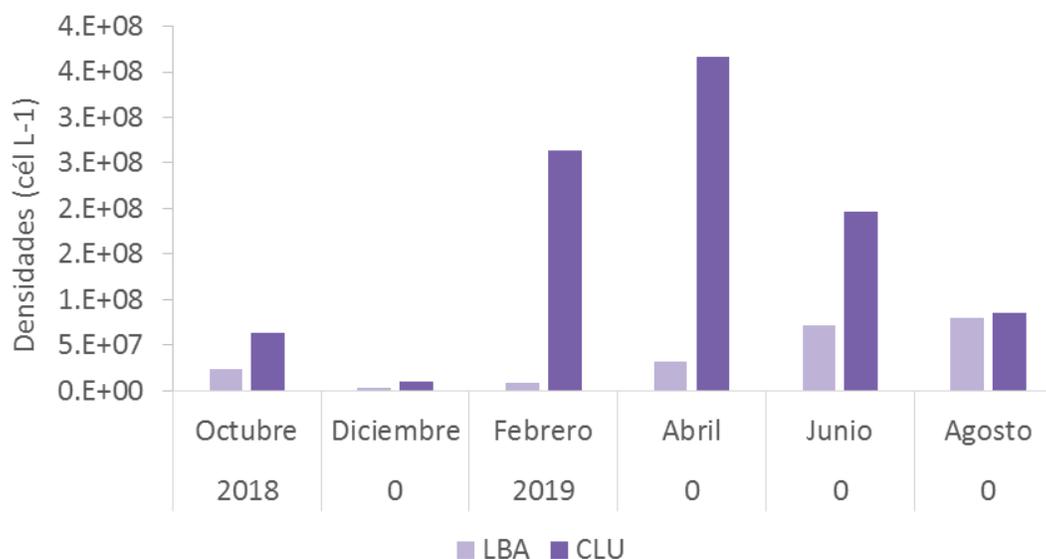


Figura 63. Densidades fitoplanctónicas (cel. L⁻¹) en las estaciones de boca de la Barra (LBA) y ciénaga la Luna (CLU), entre octubre de 2018 y agosto de 2019.

En la CGSM el incremento de las densidades del género *Synechocystis* se ha vinculado con condiciones hipóxicas o anóxicas en la columna de agua en horas de la noche y mortandad de peces (INVEMAR, 2016a), no obstante, durante este período no se detectaron mortandades.

Las mayores concentraciones fitoplanctónicas en la estación CLU, dadas principalmente por las cianobacterias, se observaron en abril, febrero y junio de 2019 (Figura 63). Comportamiento también observado en los mismos meses en el 2018, lo cual se atribuye al descenso de salinidad (<15) que se presenta en el período de transición entre la época seca y lluviosa, que favorece la proliferación de estos organismos.

Las cianobacterias (cyanobacteria) contribuyeron en más del 90% de la abundancia relativa en casi todos los meses, en las dos estaciones CLU y LBA, con excepción de los meses de diciembre y febrero, en la estación LBA, donde las diatomeas fueron las principales aportantes (Figura 64), debido a la mayor influencia de agua marina que ingresa al sistema lagunar a través de la boca de la Barra por la acción de los vientos Alisios.

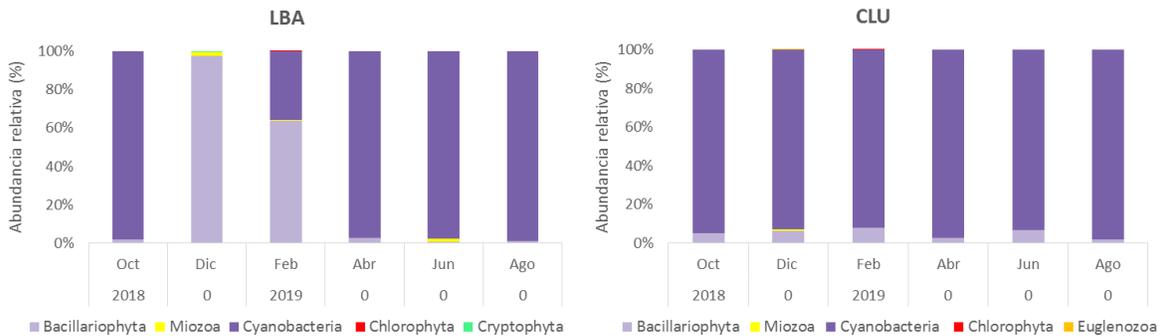


Figura 64. Abundancia relativa de los principales grupos taxonómicos de fitoplancton en la boca de la Barra (LBA) y ciénaga la Luna (CLU), entre octubre de 2018 y agosto de 2019.

En las estaciones de la bahía de Santa Marta (BSM) y bahía Chengue (BCH), las diatomeas (bacillariophyta) fueron el grupo predominante en términos de abundancia relativa (>70%), seguido por los dinoflagelados (miozoa) y las cianobacterias (Figura 65). En la estación BCH, las densidades fitoplanctónicas oscilaron entre 19.089 y 1.271.671 cél. L⁻¹, mientras que en la estación BSM estuvieron entre 6.569 y 1.997.541 cél. L⁻¹. En ambas estaciones las mayores densidades se registraron en octubre de 2018 (Figura 66), en la época lluviosa del Caribe colombiano, cuando aumentan los aportes continentales, evidenciado en una leve disminución de la salinidad (<32,7), que pudo favorecer la proliferación de ciertas diatomeas de los géneros *Pseudo-nitzschia*, *Chaetoceros* y *Skeletonema*.

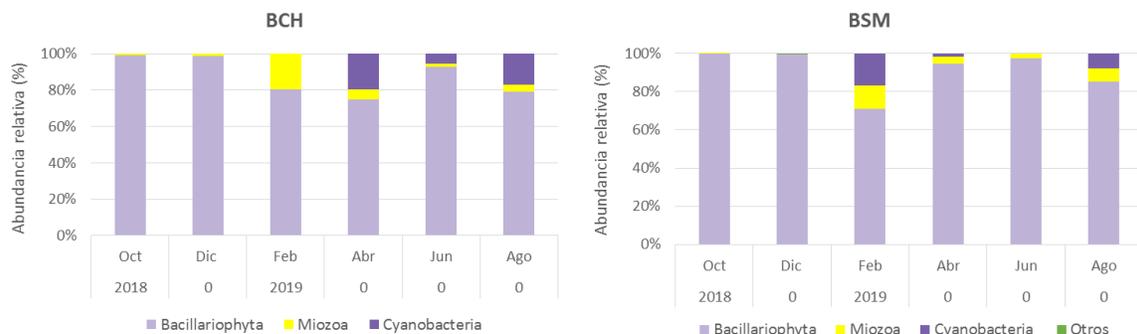


Figura 65. Abundancia relativa de los principales grupos taxonómicos de fitoplancton en la bahía Chengue (BCH) y laguna Chengue (LCH), entre octubre de 2018 y agosto de 2019.

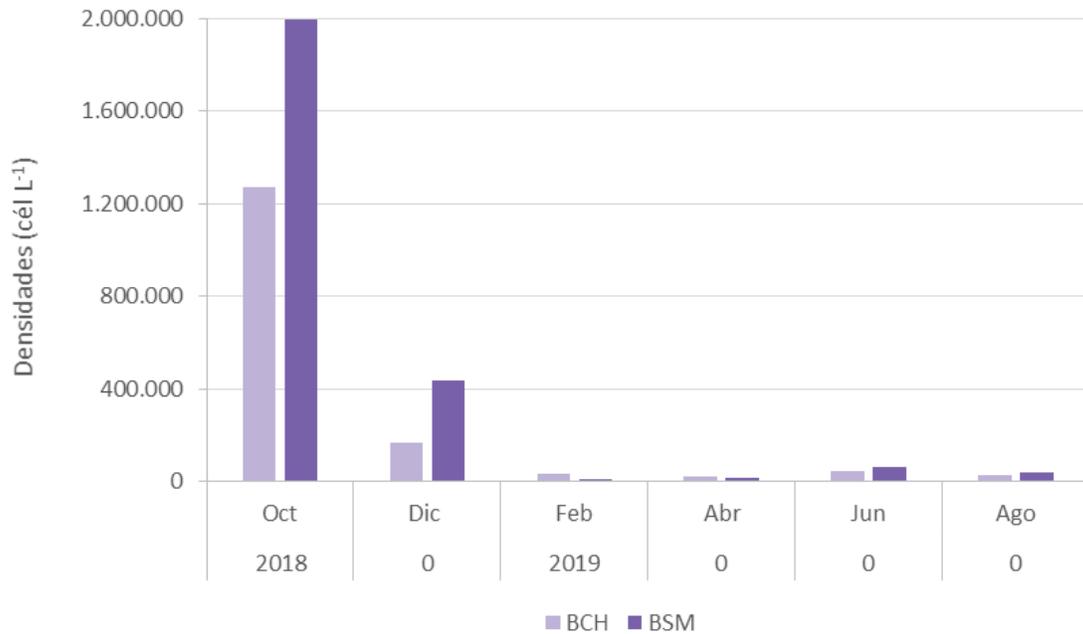


Figura 66. Densidades fitoplanctónicas registradas en la bahía Chengue (BCH) y laguna Chengue (LCH), entre octubre de 2018 y agosto de 2019.

Dinoflagelados Bentónicos

En la bahía Chengue (BCH) y en la laguna Chengue (LCH), se colectaron muestras de *Thalassia testudinum*, para determinar las densidades de los dinoflagelados bentónicos asociados a sus hojas. En BCH, la mayor densidad se registró en abril de 2019, 20.361 células por gramo de peso húmedo de sustrato ($\text{cel. g}^{-1} \text{ p.h.}$; $4,3 \text{ Log}_{10}$) y la menor densidad en junio de 2019, 156 $\text{cel. g}^{-1} \text{ p.h.}$ ($2,2 \text{ Log}_{10}$, Figura 67). Estas densidades fueron mucho mayores a las registradas en LCH que no superaron las 66 $\text{cel. g}^{-1} \text{ p.h.}$ ($1,8 \text{ Log}_{10}$) de sustrato en febrero de 2019, cuando se registró la mayor densidad. En la Figura 67 se observa un incremento en las densidades de estos dinoflagelados en la BCH en los meses de febrero y abril de 2019. Comparando estos resultados con los registros históricos, las concentraciones obtenidas en abril de 2019 fueron las más altas, desde que inició el monitoreo en el 2010, incluso por encima de las máximas densidades reportadas en septiembre de 2014 (20.109 $\text{cel. g}^{-1} \text{ p.h.}$). Las condiciones observadas en BCH, en abril de 2019, fueron similares a las reportadas por Arbeláez (2017), en donde salinidades superiores a 36, temperaturas cercanas a 28 °C y bajas concentraciones de nutrientes, favorecieron las altas densidades de dinoflagelados bentónicos.

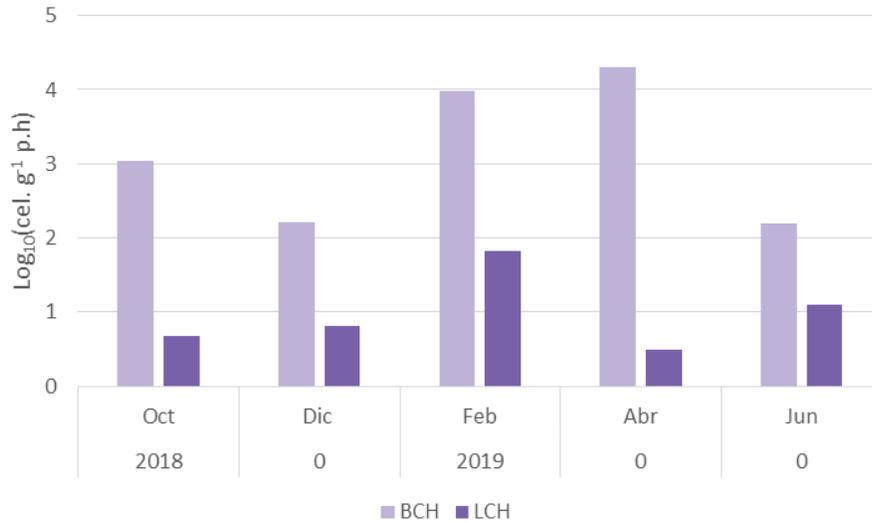


Figura 67. Densidades totales de dinoflagelados potencialmente tóxicos asociados a las hojas de *Thalassia testudinum* en la bahía Chengue (BCH) y laguna Chengue (LCH), entre octubre de 2018 y junio de 2019. Los valores de BCH y de LCH fueron logaritmizados con el fin de permitir la visualización del comportamiento de la abundancia en ambos sitios.

En la BCH se reportaron 3 géneros de dinoflagelados bentónicos (Figura 68), el género más abundante fue *Prorocentrum* (16.064 cel. g⁻¹ p.h), seguido por el género *Ostreopsis* (4.297 cel. g⁻¹ p.h) en abril de 2019. En la laguna - LCH *Prorocentrum* y *Ostreopsis* fueron los géneros que aportaron a las concentraciones observadas.

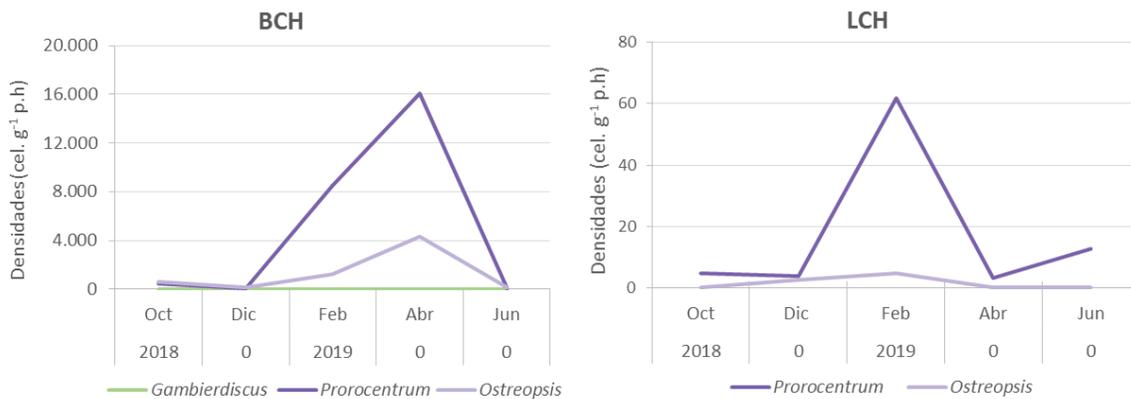


Figura 68. Densidades por género de dinoflagelados potencialmente tóxicos asociados a las hojas de *Thalassia testudinum* en la bahía Chengue (BCH) y laguna Chengue (LCH), entre octubre de 2018 y junio de 2019.

En todas las estaciones monitoreadas en el Caribe colombiano, fue evidente la presencia de géneros con especies de microalgas potencialmente nocivas, referenciadas en la lista taxonómica de la IOC de UNESCO (Hallegraeff *et al.*, 2004). Observándose un total de 13 géneros, pertenecientes a los grupos de las diatomeas (*Skeletonema*, *Pseudo-nitzschia*, *Nitzschia* y *Chaetoceros*), de los dinoflagelados (*Prorocentrum*, *Ostreopsis*, *Gambierdiscus*, cf. *Alexandrium*, *Gymnodinium* y *Scrippsiella*) y las cianobacterias (*Raphidiopsis*, *Anabaenopsis* y *Synechocystis*). En la Tabla 27 se registran las densidades máximas alcanzadas por los géneros que presentan especies potencialmente nocivas observadas en las estaciones de boca de la Barra, ciénaga la Luna, bahía Chengue y bahía de Santa Marta entre octubre de 2018 y agosto de 2019.

Tabla 27. Densidades máximas de géneros constituidos por especies potencialmente nocivas de acuerdo a la lista taxonómica de la IOC de UNESCO, observadas en las estaciones bahía de Chengue (BCH), bahía de Santa Marta (BSM), boca de la Barra (LBA) y ciénaga la Luna (CLU), departamento del Magdalena entre octubre de 2018 y agosto de 2019.

Grupo	Género	Densidades máximas (cél L ⁻¹)	Estación	Mes-año
Diatomea	<i>Pseudo-nitzschia</i>	601.755	BSM	Octubre-2018
		521.358	BCH	Octubre-2018
Diatomea	<i>Nitzschia</i>	20.598.219	CLU	Febrero-2019
		5.338.921	LBA	Febrero-2019
Diatomea	<i>Skeletonema</i>	815.396	BSM	Octubre-2018
Diatomea	<i>Chaetoceros</i>	305.201	BCH	Octubre-2018
Dinoflagelado	cf. <i>Gymnodinium</i>	1.192.235	LBA	Junio-2019
		423.119	CLU	Abril-2019
Dinoflagelado	<i>Ostreopsis</i>	2.359	BCH	Febrero-2019
Dinoflagelado	<i>Prorocentrum</i>	1.180	BCH	Febrero-2019
Dinoflagelado	<i>Gambierdiscus</i>	295	BCH	Febrero-2019
Dinoflagelado	cf. <i>Alexandrium</i>	1.828	BCH	Diciembre-2018
Dinoflagelado	<i>Scrippsiella</i>	7.618	LBA	Abril-2019
Cianobacteria	<i>Anabaenopsis</i>	5.077.432	CLU	Abril-2019
		296.792	CLU	Agosto-2019
Cianobacteria	<i>Raphidiopsis</i>	2.019.433	CLU	Febrero-2019
		1.269.358	CLU	Abril-2019
Cianobacteria	<i>Synechocystis</i>	221.854.199	CLU	Abril-2019
		122.916.667	CLU	Junio-2019

Si bien en otros países, algunas especies de los géneros *Ostreopsis* se han relacionado con problemas respiratorios e irritaciones dérmicas a causa de aerosoles tóxicos (Gallitelli *et al.*, 2005; Tubaro *et al.*, 2011; Del Favero *et al.*, 2012; Ciminiello *et al.*, 2014); y *Prorocentrum* con intoxicaciones diarreas (Yasumoto *et al.*, 1987; Lee *et al.*, 1989; Heredia-Tapia *et al.*, 2002; Delgado, 2005), a la fecha no se han reportado intoxicaciones de este tipo en el departamento del Magdalena, debido en gran parte al escaso conocimiento sobre su diagnóstico, pudiendo confundirse con otros tipos de intoxicaciones alimentarias, además por la dificultad de identificar toxinas producidas por estas microalgas. Por tanto, es fundamental no solo continuar con el monitoreo de estos organismos, sino también con el fortalecimiento en la capacitación del personal técnico, científico y de salud pública, pues la presencia de estos organismos debe ser considerada como un riesgo para la salud.

Bahía de Buenaventura

En el Pacífico colombiano, el muestreo de fitoplancton potencialmente nocivo se realizó en tres estaciones de la bahía de Buenaventura, en junio y noviembre de 2019. En esta zona, se observaron 3 grupos de fitoplancton (diatomeas, dinoflagelados y euglenófitas), siendo las diatomeas las principales contribuyentes en la abundancia relativa (> 85 %; Figura 69) y densidad fitoplanctónica. Este grupo es característico de ambientes marinos (Balech, 1977) y proporciona entre el 20 al 25 % de la productividad primaria neta del sistema (Dawes, 1986).

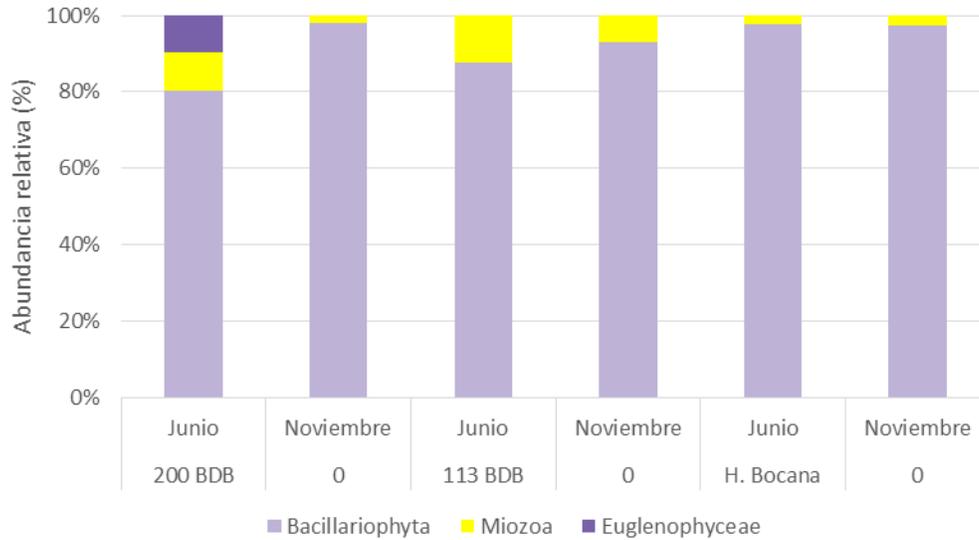


Figura 69. Abundancias relativas (%) observadas en junio y noviembre de 2019 en tres estaciones de la bahía de Buenaventura, departamento del Valle del Cauca.

Las densidades fitoplanctónicas oscilaron entre 101.256 en junio y 1.634.234 cél. L^{-1} , en noviembre de 2019. Como se observa en la Figura 70, en las 3 estaciones hubo un aumento de las densidades en noviembre), comportamiento similar a noviembre de 2018, donde se registraron densidades entre 2.033.772 y 2.687.406 cél. L^{-1} .

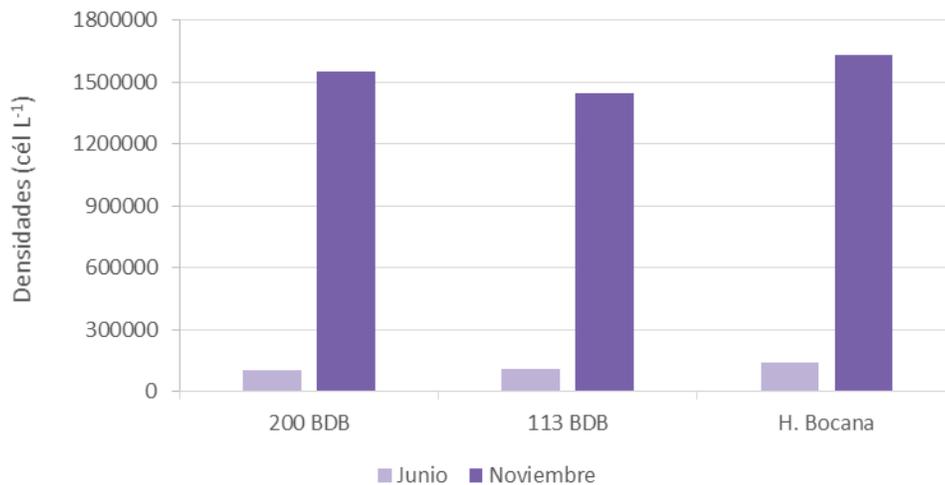


Figura 70. Densidades fitoplanctónicas observadas en junio y noviembre de 2019 en tres estaciones de la bahía de Buenaventura, departamento del Valle del Cauca.

En la Tabla 28, se muestran las densidades de los géneros registrados en junio y noviembre de 2019 que presentan especies potencialmente nocivas. Se identificaron 6 géneros, pertenecientes a los grupos de las diatomeas (*Skeletonema*, *Nitzschia*, *Pseudo-nitzschia* y *Chaetoceros*) y los dinoflagelados (*Scrippsiella* y *Gymnodinium*). Entre ellos, *Pseudo-nitzschia* contribuyó con las mayores densidades que oscilaron entre 1.202.007 y 1.487.257 cel.L^{-1} , cabe resaltar que, las concentraciones reportadas en las 3 estaciones superaron el millón de cel.L^{-1} y podrían ser consideradas como floraciones algales (Sar *et al.*, 2002), sin embargo, no se evidenció cambios en la

coloración del agua o efectos nocivos sobre los organismos en la zona en el muestreo de noviembre de 2019, aunque en otros países han sido reportadas como causantes del síndrome tóxico TAM (Toxina Amnésica por Mariscos), por su producción de ácido domóico (Sar *et al.*, 2002).

Tabla 28. Densidades máximas observadas de los géneros planctónicos constituidos por especies potencialmente nocivas de acuerdo a la lista taxonómica de la IOC de UNESCO, en la bahía de Buenaventura en junio y noviembre de 2019.

Grupo	Género	Densidades máximas (cél L ⁻¹)	Estación	Mes-año
Diatomea	<i>Skeletonema</i> *	153.139	200 BDB	Noviembre-2019
Diatomea	<i>Pseudo-nitzschia</i>	1.487.257	H. Bocana	Noviembre-2019
Diatomea	<i>Nitzschia</i>	47.120	200 BDB	Noviembre-2019
Diatomea	<i>Chaetoceros</i> *	20.775	113 BDB	Noviembre-2019
Dinoflagelado	<i>Scrippsiella</i>	22.160	113 BDB	Noviembre-2019
	<i>Gymnodinium</i>	6.925	113 BDB	Noviembre 2019

*No se referencia en la lista de la COI de UNESCO como potencialmente nociva, sin embargo, altas densidades de estas microalgas han estado asociadas a mortandades de peces (Hallegraeff *et al.*, 2004).

Conclusiones

El análisis de fitoplancton en estaciones de los departamentos de Magdalena (Caribe) y bahía de Buenaventura (Pacífico), mostró que hay presencia de especies potencialmente nocivas, cuya dinámica y las variaciones en sus densidades se producen principalmente por factores ambientales, en general se observó que las densidades aumentan durante las épocas lluviosas. Esta información es la base técnica que permitirá a futuro elaborar los sistemas de alerta temprana para atender eventos de floraciones algales nocivas. Por lo tanto, es necesario continuar con el seguimiento que se viene realizando.

Bioprospección marina

En las últimas décadas, es creciente el reconocimiento que ha ganado la biodiversidad, no solo como expresión de las diferentes formas de vida presentes en el planeta, sino también como la base del bienestar y la calidad de vida de los seres humanos (MADS, 2012). Colombia es uno de los países con mayor diversidad biológica, ya que con solo el 0,7% de la superficie continental posee cerca del 15% de la diversidad mundial. Esta biodiversidad ha sido utilizada por comunidades tradicionales y es base directa e indirecta de numerosas actividades productivas, por lo cual juega un papel estratégico en el desarrollo nacional, y en las oportunidades futuras de desarrollo sostenible.

Los recursos marino costeros representan un potencial enorme para los estudios de bioprospección porque están prácticamente inexplorados, en comparación con aquellos provenientes del medio terrestre, no solo desde el punto de vista biológico, sino también desde su posible utilización. En la práctica se aprovecha solo una mínima parte de las especies marinas, principalmente como alimento, a pesar de que el espectro de posibles aplicaciones es mucho más amplio incluyendo procesos industriales, salud, belleza (cosméticos), recubrimientos marinos no tóxicos para controlar la bioincrustación o *fouling* sobre superficies sumergidas (Fusetani, 2004; Harder, 2008; Puentes *et al.*, 2014), producción de nuevas enzimas, biopolímeros e investigación medioambiental

(biorremediación) (Harper *et al.*, 2001; Jha y Zi-rong, 2004; Durães Sette y Costa Bonugli Santos, 2013). Adicionalmente, el medio marino tiene peculiaridades únicas que han permitido la diversificación de una gran cantidad de especies con una amplia variedad morfológica, genética y química (Harper *et al.*, 2001; Fusetani, 2010). En el medio marino están representados 32 de 33 de los grandes grupos animales conocidos, de los cuales 21 son exclusivamente marinos. Los procesos metabólicos de estos organismos producen una gran diversidad de compuestos, con estructuras complejas y novedosas, que incorporan en muchos casos elementos no encontrados en los productos naturales terrestres. Esta diversidad de compuestos obedece a su necesidad de defenderse de depredadores, competidores por espacio, epibiontes que crecen sobre su superficie o patógenos, ya que la mayoría de ellos, por lo menos en el caso de los invertebrados, son sésiles y carecen de defensas físicas (Stachowicz, 2001).

Este informe presenta las investigaciones realizadas en productos naturales marinos de Colombia a partir de los artículos científicos publicados en revistas indexadas durante el período 2007 - 2019. Respecto al informe del año 2018 (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2019c) se incluyen seis artículos científicos que fueron publicados en el año 2019. Se destacan las investigaciones llevadas a cabo con técnicas analíticas, respaldadas por análisis estadísticos y con un flujo de trabajo en metabolómica, que permitieron analizar la composición metabólica de extractos obtenidos a partir de 28 especies de corales blandos, de los géneros *Plexaura*, *Antilloorgia*, *Eunicea* y *Plexaurella*; y correlacionar con su actividad citotóxica contra líneas celulares de cáncer de cuello uterino (SiHa), adenocarcinoma de pulmón (A549) y próstata. La aplicación de este análisis metabólico puede ser útil en estudios de bioprospección tradicional de productos naturales marinos ya que estos requieren mucho tiempo para identificar la presencia de compuestos biológicamente activos provenientes de organismos marinos (Santacruz *et al.*, 2019). Por otra parte, mediante herramientas espectroscópicas se realizó una comparación de los perfiles metabólicos del coral blando *Erythropodium caribaeorum* (fuente rica de diterpenos), proveniente de tres poblaciones del Caribe colombiano (Santa Marta, islas de Rosario, y Providencia), lo que permitió establecer tres quimiotipos que se caracterizaron por la presencia de diferentes compuestos de eritrólidos, con capacidad citotóxica contra líneas cancerígenas de humanos (pulmón, mama y próstata) (Molina *et al.*, 2019). También, empleando técnicas espectroscópicas de resonancia magnética nuclear (RMN) y espectrometría de masas (MS), (rotación en tres dimensiones), se identificó la estructura de cuatro nuevos diterpenos aislados del alga *Dictyota pinnatifida*, de los cuales, el diterpeno Dyctiol L mostró una fuerte inhibición contra biopelículas de *Pseudomonas aeruginosa*, sugiriendo que estos compuestos podrían ser candidatos como agentes potenciales para el control de biopelículas en infecciones nosocomiales (Rubiano-Buitrago *et al.*, 2019). Nuevos diterpenos aislados del coral *Pseudoplexaura flagellosa*, también fueron caracterizados químicamente mediante RMN, MS, rotación óptica y modelamiento 3D, determinando su actividad citotóxica con valores de IC50 inferiores a 75µg/mL frente a líneas cancerígenas de humano (mama, útero, próstata y pulmón). Además, se sintetizaron compuestos análogos a los diterpenos aislados, encontrando que uno de estos fue el más activo frente a las cuatro líneas celulares de cáncer evaluadas, con valores de IC50 menores a 20µg/mL (Bauer *et al.*, 2019). Por otro lado, se resaltan los primeros ejemplos exitosos de cocultivo entre bacteria - bacteria y bacteria - hongo (14 bacterias y un hongo) provenientes de sedimentos, invertebrados y algas, realizando 151 ensayos de interacciones de distancia y de contacto, en diferentes zonas en medios sólidos, pudiendo identificar mediante cromatografía

líquida (HPLC-DAD) y RMN cambios en el perfil metabólico, destacando el cocultivo entre el hongo *Purpureocillium* sp. PNM-67 y la bacteria *Rhodococcus* sp. RKHC-26 o *Gordonia* sp. PNM-25 (Martínez-Buitrago *et al.*, 2019). Otros estudios con microorganismos aislados de sedimentos, fueron reportados por Conde-Martínez *et al.* (2019), evaluando y encontrando que los extractos crudos de la cepa *Vibrio diabolicus* A1SM3, presentaron actividad contra *Staphylococcus aureus* resistente a meticilina y actividad citotóxica frente a la línea celular cancerígena de pulmón. Las fracciones obtenidas (N = 15) del extracto crudo se analizaron por HPLC-MS / MS, RMN, logrando la identificación de 2,2-di (3-indolil) -3-indolona (isotrisindolina), un derivado del antibiótico indol, previamente aislado de organismos marinos.

Por otra parte, se realizaron investigaciones relacionadas con organismos y microorganismos marinos, enfocadas en temas ecológicos, que establecen información de interés para futuros estudios de bioprospección marina. Entre estas investigaciones se reporta el trabajo de Puyana *et al.* (2019) con muestras de afloramientos de cianobacterias bentónicas, evaluando interacciones entre cianobacterias y corales hermatípicos, identificando que algunos consorcios de bentos marinos, las cianobacterias tienen efecto negativo sobre los corales como resultado de la abrasión (contacto físico directo) y que los mecanismos alelopáticos pueden desempeñar un papel importante en las interacciones competitivas entre corales y cianobacterias. Estos dos mecanismos (negativos y alelopáticos) le confieren a los corales protección contra la herbivoría y, constituyen adaptaciones efectivas que permiten a las cianobacterias colonizar efectivamente el sustrato, formando tapices extensos, dominando y sobreviviendo en ambientes de arrecife. Por último, López *et al.* (2019) evaluaron la formación de biopelículas a diferentes temperaturas con cepas de *Bacillus* individualmente y en grupos, infiriendo que los consorcios bacterianos pueden favorecer la resistencia a variaciones ambientales en las biopelículas formadas por bacterias del género *Bacillus*.

Teniendo en cuenta las investigaciones publicadas, en la Tabla 29 se muestra 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 2007-2019, frente al número total registrado y estimado de especies marinas del país.

Tabla 29. Consolidado de especies marinas cuya bioactividad ha sido evaluada hasta 2018, las que se han caracterizado químicamente hasta el 2018 y las publicadas en 2019.

Grupo	Número registrado de especies 2019*	Número estimado de especies 2019*	Especies ensayadas hasta 2018	Especies nuevas ensayadas 2019	Especies caracterizadas químicamente hasta 2018	Especies nuevas caracterizadas químicamente 2019
Equinodermos*	325	394	14	0	9	0
Bryozoa*	95	118 ^a	0	0	0	0
Poliquetos*	10	261	0	0	0	0
Corales*	141	153	27	8	11	2
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
Eponjas*, ^a	168	350 ^a	115	0	36	0

Grupo	Número registrado de especies 2019*	Número estimado de especies 2019*	Especies ensayadas hasta 2018	Especies nuevas ensayadas 2019	Especies caracterizadas químicamente hasta 2018	Especies nuevas caracterizadas químicamente 2019
Algas*	520	620	29	3	19	1
Zoantideos*	6	9	4	0	3	0
Moluscos*	1545	1.170	1	0	0	0
Bacterias**†	94	652 †	41	10	3	0
Hongos**†	2	1097 †	7	0	0	0
Total	3234	4950	238	21	81	3

*El número registrado y estimado de especies marinas en Colombia se actualizó de acuerdo al reporte de Montoya-Cadavid y Bohorquez (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.

‡Para 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 (Montoya-Cadavid y Bohorquez, 2019).

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

23. Indicador de especies bioprospectadas (ensayadas)

Definición e importancia del indicador

El indicador contabiliza la cantidad de especies de organismos marinos recolectados en Colombia, a los que se les ha realizado al menos una prueba para evaluar su potencial bioactivo. Adicionalmente, se detalla el trabajo realizado durante el año, mostrando el total de ensayos biológicos que se evaluaron ya sea en un organismo marino o un derivado del mismo; por ejemplo, algún compuesto sea este modificado o natural. Se discrimina dentro de este indicador los ensayos biológicos en especies que no tienen reportes sobre su potencial bioactivo y, los ensayos biológicos en especies que tienen estudios previos con al menos una prueba que evalúa su bioactividad.

Fuente de los datos e información

Publicaciones científicas en bases de datos Scielo, Redalyc, Science Direct y Pubmed.

Periodo reportado

2007-2019.

Reporte o cálculo del indicador

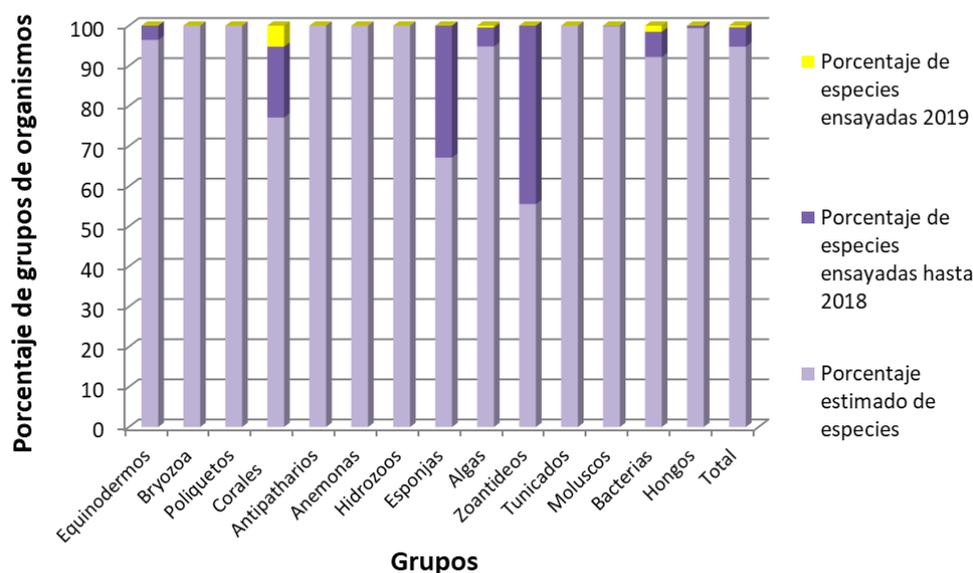


Figura 71. Grupos de organismos marinos y su correspondiente porcentaje de especies que tienen al menos un ensayo biológico que evalúa su bioactividad.

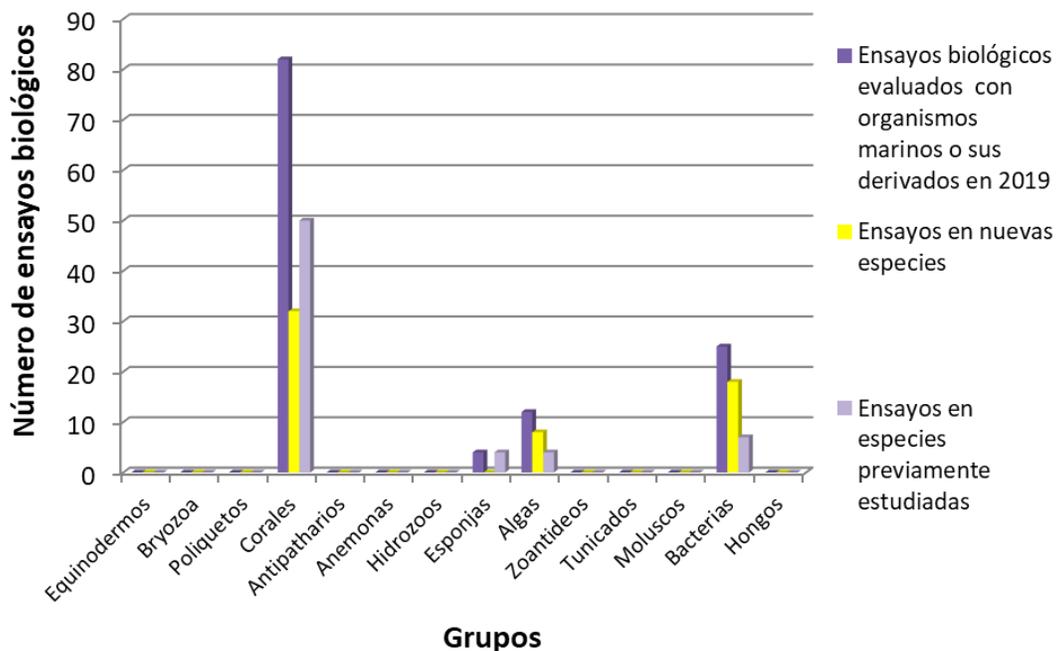


Figura 72. Número de ensayos biológicos evaluados en organismos marinos y sus derivados durante el año 2019.

Interpretación de los resultados
En el año 2019, se publicaron resultados de 3 especies de algas, 8 especies de coral y 10 bacterias no bioprospectadas previamente, para un total de 259 especies evaluadas, lo que implica ensayos biológicos de algún tipo en especies marinas de Colombia del 5,22% (Figura 71). Durante el 2019, las investigaciones se enfocaron en el análisis del potencial bioactivo de bacterias marinas asociadas a corales, sedimento marino, algas y en menor medida a esponjas marinas (Figura 72), permitiendo avanzar en el conocimiento de otras especies marinas diferentes a las trabajadas constantemente como las esponjas y los zoantideos, evidenciando de esta forma su capacidad para biosintetizar o almacenar compuestos químicos bioactivos.
Limitaciones del indicador
No toda la información es publicada, ni se tiene acceso a todas las revistas y bases de datos.
Recomendaciones y alternativas de manejo
Continuar avanzando en la búsqueda de especies con potencial bioactivo y/o biotecnológico en el país, mediante el fortalecimiento de los grupos de investigación, personal capacitado y equipos, generando bases de datos unificadas para Colombia en donde se permita el fácil acceso a la información sobre el avance de la investigación en el tema.

24. Indicador de organismos marinos con estructura química determinada/ elucidada																																																																	
Definición e importancia del indicador																																																																	
Número de organismos a los cuales se les ha caracterizado parte de su estructura química.																																																																	
Fuente de los datos e información																																																																	
Publicaciones científicas en bases de datos Scielo, Redalyc, Science Direct y Pubmed.																																																																	
Periodo reportado																																																																	
2007 a 2019.																																																																	
Reporte o cálculo del indicador																																																																	
<p>The chart displays the percentage of marine organisms with chemically characterized extracts across various groups. The Y-axis represents the percentage of groups of organisms (0 to 100), and the X-axis lists the groups: Equinodermos, Bryozoa, Poliquetos, Corales, Antipatharios, Anemonas, Hidrozoos, Esponjas, Algas, Zoantideos, Tunicados, Moluscos, Bacterias, Hongos, and Total. The legend indicates three categories: Porcentaje de especies caracterizadas químicamente 2019 (yellow), Porcentaje de especies caracterizadas químicamente hasta 2018 (dark purple), and Porcentaje estimado de especies (light purple).</p> <table border="1"> <caption>Data for Figure 73: Percentage of chemically characterized marine species</caption> <thead> <tr> <th>Grupo</th> <th>Porcentaje estimado de especies (Light Purple)</th> <th>Porcentaje de especies caracterizadas químicamente hasta 2018 (Dark Purple)</th> <th>Porcentaje de especies caracterizadas químicamente 2019 (Yellow)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>Equinodermos</td><td>95</td><td>5</td><td>0</td></tr> <tr><td>Bryozoa</td><td>95</td><td>5</td><td>0</td></tr> <tr><td>Poliquetos</td><td>95</td><td>5</td><td>0</td></tr> <tr><td>Corales</td><td>95</td><td>5</td><td>0</td></tr> <tr><td>Antipatharios</td><td>95</td><td>5</td><td>0</td></tr> <tr><td>Anemonas</td><td>95</td><td>5</td><td>0</td></tr> <tr><td>Hidrozoos</td><td>95</td><td>5</td><td>0</td></tr> <tr><td>Esponjas</td><td>95</td><td>5</td><td>0</td></tr> <tr><td>Algas</td><td>90</td><td>10</td><td>0</td></tr> <tr><td>Zoantideos</td><td>68</td><td>32</td><td>0</td></tr> <tr><td>Tunicados</td><td>95</td><td>5</td><td>0</td></tr> <tr><td>Moluscos</td><td>95</td><td>5</td><td>0</td></tr> <tr><td>Bacterias</td><td>95</td><td>5</td><td>0</td></tr> <tr><td>Hongos</td><td>95</td><td>5</td><td>0</td></tr> <tr><td>Total</td><td>95</td><td>5</td><td>0</td></tr> </tbody> </table>		Grupo	Porcentaje estimado de especies (Light Purple)	Porcentaje de especies caracterizadas químicamente hasta 2018 (Dark Purple)	Porcentaje de especies caracterizadas químicamente 2019 (Yellow)	Equinodermos	95	5	0	Bryozoa	95	5	0	Poliquetos	95	5	0	Corales	95	5	0	Antipatharios	95	5	0	Anemonas	95	5	0	Hidrozoos	95	5	0	Esponjas	95	5	0	Algas	90	10	0	Zoantideos	68	32	0	Tunicados	95	5	0	Moluscos	95	5	0	Bacterias	95	5	0	Hongos	95	5	0	Total	95	5	0
Grupo	Porcentaje estimado de especies (Light Purple)	Porcentaje de especies caracterizadas químicamente hasta 2018 (Dark Purple)	Porcentaje de especies caracterizadas químicamente 2019 (Yellow)																																																														
Equinodermos	95	5	0																																																														
Bryozoa	95	5	0																																																														
Poliquetos	95	5	0																																																														
Corales	95	5	0																																																														
Antipatharios	95	5	0																																																														
Anemonas	95	5	0																																																														
Hidrozoos	95	5	0																																																														
Esponjas	95	5	0																																																														
Algas	90	10	0																																																														
Zoantideos	68	32	0																																																														
Tunicados	95	5	0																																																														
Moluscos	95	5	0																																																														
Bacterias	95	5	0																																																														
Hongos	95	5	0																																																														
Total	95	5	0																																																														
<p>Figura 73. Especies de organismos marinos cuyos extractos han sido caracterizados químicamente.</p>																																																																	
Interpretación de los resultados																																																																	
<p>En el 2019 se destaca la caracterización química de las especies de coral <i>Pseudoplexaura flagellosa</i> y <i>Erythropodium caribaeorum</i>, y de la especie de alga, <i>Dictyota pinnatifida</i>, las cuales no habían sido estudiadas previamente. A partir de estas se reportaron novedosos compuestos tipo diterpenos y eritrólidos con actividad citotóxica contra líneas de cáncer humano y capacidad inhibitoria de biofilms de <i>Escherichia coli</i> y <i>Pseudomonas aeruginosa</i>. Además, se continuó con la caracterización química de una bacteria marina previamente estudiada, identificada como <i>Vibrio diabolicus</i>, a partir de la cual se aisló un nuevo compuesto con actividad contra <i>Staphylococcus aureus</i> resistente a metilina y actividad citotóxica frente a la línea celular cancerígena de pulmón. A la fecha se han caracterizado químicamente 84 especies lo que implica una caracterización química de algún tipo en especies marinas de Colombia del 1,70 %, (Figura 73).</p>																																																																	
Limitaciones del indicador																																																																	
No toda la información es publicada, ni se tiene acceso a todas las revistas y bases de datos.																																																																	
Recomendaciones y alternativas de manejo																																																																	
Continuar avanzando en la búsqueda de especies con potencial bioactivo y/o biotecnológico en el país mediante el fortalecimiento de los grupos de investigación, personal capacitado y equipos, generando bases de datos unificadas para Colombia en donde se permita el fácil acceso a la información sobre el avance de la investigación en el tema.																																																																	

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

Teniendo en cuenta que la calidad física, biológica y química de los ambientes terrestres, acuícolas y marinos se ha visto alterada por el ingreso de sustancias y organismos, intervenciones físicas y estructurales o la sinergia de estos u otros factores originados por las acciones que como humanos hemos generado y que aún no somos conscientes de mitigar o mejorar positivamente para disminuir el *stress* al que el medio ambiente se ve sometido diariamente y que producen afectación directa en el desarrollo y supervivencia de los organismos y subsecuentemente en los ecosistemas en los cuales estos habitan e inextricablemente en los bienes y servicios que estos proveen.

En la actualidad, no se conocen realmente todos los efectos que se producen en la fauna y flora afectada por los tensores identificados hasta ahora, así como tampoco está identificado el grado de impacto que la sinergia de los tensores que están presentes en el medio ambiente están afectando actualmente o a futuro aspectos fisiológicos, reproductivos, sociales, tróficos etc... del ecosistema. Cada investigación que se realiza en el tema, prácticamente responde a una pregunta específica sin ser esta en sí la respuesta que se pueda aplicar a todo el sistema, por lo que es imprescindible que se aumente la investigación básica en este sentido, con el fin de obtener la información clave que permita mejorar tanto la gestión que se realice para los ambientes marinos así como la respuesta que se deba obtener por parte de las autoridades ambientales y lo que se espere de los usuarios directos e indirectos de los mismos.

A continuación, se presentan las causas y tensores directos mejor reconocidos en los ecosistemas marinos del país.

Causas y tensores directos

Enfermedades asociadas

En las últimas décadas a nivel de los arrecifes coralinos, se ha reportado una disminución masiva en la cobertura coralina viva, producida por los efectos de en algunos casos, causas primarias no identificadas, que causan mortandad masiva y propician el aumento en las coberturas de macroalgas de tapete y carnosas en varias zonas tanto del Caribe como del Pacífico (Gil-Agudelo *et al.*, 2009). Actualmente en Colombia se reconocen 6 enfermedades coralinas (Banda negra, Banda blanca, Plaga blanca, Banda amarilla, White Pox y lunares oscuros), pero en los últimos años en el Caribe se ha presentado una nueva versión de enfermedad que se ha denominado enfermedad de la pérdida de tejido coralino (Stony coral tissue loss disease -SCTLD por sus siglas en inglés) la cual ha sido objeto de estudio a nivel regional (<https://www.agrra.org/coral-disease-outbreak/>), sin embargo aún no ha sido posible identificar los vectores de las enfermedades hoy día están registradas para este ecosistema (Anthony *et al.*, 2008). Lo que tienen todas en común es que, por razones desconocidas, la superficie del coral expuesta a alguna afectación en la columna de agua que lo hace susceptible a ser atacado rápidamente por diversos organismos, como bacterias, virus,

algas o las esponjas, provocando en algunos casos deterioros irreversibles de grandes formaciones coralinas (Ruppert y Barnes, 1996). En las praderas de pastos marinos por su parte, las infecciones por el hongo del género *Labyrinthula* sp. son comunes a nivel global, afectando en casos extremos sus tasas fotosintéticas y su capacidad de asimilación de CO₂ (Durako y Kuss, 1994), que, aunque en Colombia no se han registrado mortandades por este organismo, en la región Caribe y del Atlántico occidental si ha causado las mayores pérdidas de pastos marinos de la historia de este continente (Short *et al.*, 1987; Robblee *et al.*, 1991).

Teniendo en cuenta lo anterior, son múltiples los esfuerzos que deben hacerse a través de diversas entidades (académicas, centros de investigación, entidades sectoriales, gobierno local y regional) e iniciativas con miras a identificar los orígenes de estas problemáticas, continuar con el seguimiento y monitoreo periódico con el fin de ejercer la mitigación de éstos y un manejo correspondiente a todos procesos allí inmersos. En este sentido, el INVEMAR realiza visitas anuales a los sitios de mayor presencia de estos ecosistemas para analizar los efectos inherentes a estos, en aras de cuantificar cualquier afectación que presenten y las diferencias entre años consecutivos.

Aunque esta es una de las labores que debe realizarse, es poca para los fines propuestos, por lo que se hace necesario aumentar el esfuerzo en las áreas para tener información de otros sensores en la columna de agua y sedimentos que puedan estar facilitando la sensibilidad de los organismos a las enfermedades o inclusive causarlas. Actualmente, con diferentes protocolos metodológicos se ha evaluado la presencia e identificado las enfermedades registradas (incluyendo el blanqueamiento) así como signos de deterioro de índole determinado, ya sea formando parte de la recolección de la información principal o secundaria para explicar los resultados de los indicadores correspondientes.

En consecuencia, es importante mantener dichos protocolos y cualquier otro necesario con el fin de enriquecer cada año la base de datos e identificar los nuevos vacíos de información que puedan existir, con miras a mejorar desde el punto de vista antropogénico las acciones a realizar para incrementar las tendencias positivas en la salud de los ecosistemas estratégicos del país.

Especies exóticas invasoras

Las especies exóticas invasoras (EEI) son aquellas que después de haber sido introducidas, de manera intencional o accidental, fuera de su ámbito natural, han logrado establecerse y generan efectos negativos en la biota nativa, el equilibrio ecológico, la economía, o la salud humana. La propagación de las especies exóticas invasoras se reconoce como una de las mayores amenazas para la ecología y economía global, ocupando el segundo puesto como causa de pérdida de biodiversidad después de la destrucción del hábitat (McNeeley *et al.*, 2001).

La translocación de especies por acción del hombre no es nueva, sin embargo, este fenómeno creció considerablemente en el siglo pasado, de la mano del creciente proceso de globalización. Entre las consecuencias a nivel local y regional se cuentan la extinción de especies endémicas, la contaminación genética, la alteración de la dinámica trófica, cambios en los ensamblajes de especies y en la productividad de los ecosistemas; a nivel global las invasiones biológicas se consideran un factor causal del creciente proceso de homogenización de la biodiversidad (MEA, 2005). Dada su importancia, el tema fue abordado en el Convenio de Diversidad Biológica (CDB), el cual en el artículo 8h establece que cada país parte “Impedirá que se introduzcan, controlará o erradicará las especies exóticas que amenacen a ecosistemas, hábitats o especies”. Como país parte del CDB

Colombia ha avanzado en diferentes aspectos para cumplir ese compromiso, bajo el marco de acción del Plan Nacional (Minambiente, 2011).

En los ambientes marinos el conocimiento sobre las EEI es más bien escaso, y el manejo de las invasiones biológicas es complejo. El movimiento de aguas de lastre en los buques se considera uno de los principales vectores de introducción de especies en el mar, pero otros factores como el comercio internacional de especies para acuarios y la maricultura han sido y continúan siendo vías de entrada de invasiones biológicas de especial consideración (Gracia *et al.*, 2011). El nivel de conocimiento sobre invasiones biológicas en los mares colombianos es inicial, la mayoría de estudios publicados corresponden a los reportes de presencia de las especies. Gracia *et al.* (2011) a partir de la información disponible hasta 2011 reconocen la existencia de 16 especies exóticas introducidas en ambientes marinos y costeros colombianos, entre algas, corales, gusanos, moluscos, crustáceos y peces, y presentan estudios de caso para algunas especies en las que esfuerzos adicionales de investigación han sido realizados. Se destaca el pez león *Pterois volitans*, un eficiente y voraz cazador al acecho originario del Indopacífico, causante de una de las peores invasiones biológicas marinas conocidas, y que ha recibido mucha atención de la comunidad científica marina americana.

Morris (2013) presentó un completo estado del arte para una etapa más bien inicial de la invasión; posteriormente, docenas de trabajos se han publicado en diferentes aspectos de la invasión, que incluyen estudios sobre la biología, ecología y genética del pez león en su nuevo ambiente y estudios sobre los efectos del pez león en las comunidades bióticas de las áreas invadidas. Entre los trabajos más recientes, Acero *et al.* (2019) presentan una recopilación sobre la ecología trófica del pez león, con información para Colombia y para el Gran Caribe. Para las restantes 15 especies los trabajos, más allá del reporte de presencia, son escasos o inexistentes. En los últimos años el equipo de trabajo de la Línea Biología y Estrategias de Conservación del INVEMAR ha realizado estudios con las especies *Carijoa riisei*, *Penaeus monodon*, *Corbicula fluminea* y *Kappaphycus alvarezii*, que se encuentran en proceso de publicación. A la fecha solo el pez león cuenta con un plan de manejo (Minambiente, 2017), que fue construido por un equipo de investigadores y académicos de todo el país con la coordinación de Minambiente, y que ha sido pieza clave para direccionar los esfuerzos de investigación y manejo de senda amenaza.

La Estrategia mundial sobre especies exóticas invasoras del Programa mundial de especies invasoras de la UICN establece la prevención como pilar principal de la estrategia (McNeeley *et al.*, 2001). En ese sentido, prevenir la propagación de las especies es una acción fundamental que debe guiarse por un fuerte enfoque precautorio, que requiere considerar a cada especie exótica como potencialmente invasora hasta que evidencia científica sólida demuestre lo contrario. Una herramienta fundamental para guiar las decisiones bajo ese enfoque en el caso de introducciones deliberadas de especies (i.e. con fines económicos o científicos) es el análisis de riesgo. El INVEMAR y Minambiente ha desarrollado una herramienta en Excel de fácil uso, que adapta la metodología de análisis de riesgo desarrollada por Baptiste *et al.* (2010) a los ambientes y especies marinas, con el fin de proporcionar una herramienta robusta y sencilla que permita tomar decisiones informadas frente a solicitudes de autorización de ingreso de especies exóticas a los mares y costas colombianos. La herramienta es de uso libre y está disponible en <http://invasoresmarinos.invemar.org.co/>. En ese mismo portal se encuentra información recopilada sobre el estado de conocimiento de las 16 especies exóticas marinas y costeras conocidas en Colombia, así como información sobre estadísticas de reportes de esas especies.

Para avanzar en el conocimiento y gestión de las especies exóticas en ambientes marinos en Colombia se requieren mayores esfuerzos de la comunidad científica nacional, y de las entidades responsables del manejo de los ambientes y recursos marinos. Por ejemplo, urge avanzar en la investigación sobre las especies exóticas asociadas a las aguas de lastre, una labor enmarcada en la Estrategia nacional para la gestión de aguas de lastre elaborada por el Grupo de tarea nacional de gestión de aguas de lastre, del cual el INVEMAR hace parte. No obstante, avanzar en este y otros aspectos de importancia en la lucha contra el peligro que representan las invasiones biológicas dependerá de la financiación disponible, por demás escasa en un país que invierte mucho menos del 1% del PIB en ciencia y tecnología.

Daños mecánicos

Los daños mecánicos corresponden a las afectaciones que se desarrollan subsecuentemente o son directamente causados sobre un ecosistema cuyo origen son las actividades náuticas, construcciones, extracción de recursos (flora y fauna), que se llevan a cabo en los litorales costeros, los cuales se constituyen en un problema para los diferentes ecosistemas marinos y costeros (arrecifes coralinos, praderas de pastos marinos y manglares), principalmente. La adecuación de las áreas costeras para el turismo, la navegación (tanto de pesca, como industrial y de turismo), la expansión urbana y la construcción (muelles y aparcaderos) son los principales precursores de este tipo de afectaciones (Martínez y Acosta, 2005) (González-Ferrer *et al.*, 2007). Esto puede verse reflejado en el deterioro del ecosistema en el tiempo o también en evidencias recientes que se pueden detectar inmediatamente, como fracturas en las colonias de corales o desgarres en la continuidad de las praderas marinas o en los árboles de manglar, generando un deterioro irreversible o hasta la muerte, contribuyendo al declive de estos ecosistemas y los bienes y servicios que nos proporcionan.

Si bien los daños mecánicos son un tensor de alta importancia que afecta directamente los ecosistemas, no existen metodologías propuestas para la evaluación directa de este tipo de afectación ni su repercusión en los ecosistemas marinos y costeros a corto o largo plazo más allá del daño evidente, lo que hace que no esté debidamente cuantificada y caracterizada. En consecuencia, tomar nota a este tipo de afectaciones e ir desarrollando una metodología consistente que permita identificar los daños infringidos, constituye un tema de especial interés a corto plazo.

Pérdida de hábitat

La pérdida de hábitat se refiere específicamente a la degradación parcial o total de un ambiente físico en la que vive una comunidad, la cual puede ser causada en parte por daños mecánicos efecto de encallamientos de motonaves, navegación a motor sin control, la construcción de infraestructura en la zona costera (muelles, puertos, edificaciones, salida de aguas negras, industriales o subproductos sólidos de estos que se acumulen en un área específica), por la intrusión en el medio de especies invasoras o como consecuencia de un fenómeno climático extremo entre otros. Teniendo en cuenta que, por las condiciones geomorfológicas de un ambiente, así mismo se conforma la comunidad que allí vivirá dependiendo de las características y oportunidades específicas disponibles, cualquier modificación en la geomorfología de un sitio o en los componentes biológicos o químicos que se den en este, causaría inclusive un cambio de las comunidades que podrían llegar a establecerse allí a futuro, si es que las condiciones lo permiten.

Hay que recordar que la pérdida de hábitat es la principal causa de la pérdida de la biodiversidad en el mundo (Maxwell *et al.*, 2016) inclusive mayor que la fragmentación del hábitat ya que se postula que la cantidad de hábitat en un paisaje es el principal determinante de la riqueza de especies (Fahrig, 2013; Uezu and Metzger, 2011; De Camargo *et al.*, 2018). Ya que los hábitats están constituidos por un equilibrio entre todos los componentes bióticos y abióticos que específicamente los conforman, en cierto sentido y gradientes, estos pueden llegar a recuperarse de un impacto siempre y cuando la duración y frecuencia de estos sean muy bajos; pero cuando son de carácter duradero o frecuente, el ambiente podría al recuperarse, si fuera el caso, llegar a cambiar tan drásticamente presentando eventualmente una comunidad totalmente diferente a la que solía estar antes de la perturbación, o definitivamente, no prosperar ninguna a largo plazo por las condiciones que tenía el hábitat original, lo que repercute en que ya no se puedan proveer los mismos o ninguno de los servicios ecosistémicos que se solían obtener históricamente.

Uno de los más grandes retos entonces, se presenta para cada autoridad ambiental y en la mentalidad de cada uno de los que quieren ser coherentes, al tratar de promover e implementar el respeto al medio ambiente a nivel local (o personal) y a mediana escala (o comunitaria) con una mejor gestión de planeación y normatividad clara para los actuales y nuevos proyectos y con todos los aportes individuales que podamos ofrecer en las actividades que se realizan en la zona marina y costera. Por otro lado, las acciones fuertes complementarias que deben asumirse para mitigar y reestablecer los espacios alterados y en lo posible, las poblaciones de organismos de la fauna y flora afectada, para incrementar la potencialidad de recuperación, lo cual siempre será menos costoso que tratar de recuperarlo desde cero.

CAUSAS Y TENSORES INDIRECTOS

Cambio climático

El cambio climático, es considerado uno de los problemas más serios que enfrenta el planeta. El Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC por sus siglas en inglés) en su quinto informe señala que si no somos capaces de reducir la producción de Gases de Efecto Invernadero (GEI), la temperatura mundial podría aumentar de 2,6 a 4,8 °C para el año 2100, siendo los sistemas costeros altamente vulnerables. Esto será más preocupante en los próximos años, debido al aumento de la población y el crecimiento económico y la urbanización (Filatova *et al.*, 2011). En octubre del 2018, el IPCC realizó la publicación de un informe especial sobre el calentamiento global, donde se resaltan los impactos del cambio climático que podrían evitarse si se limita el calentamiento a 1,5 °C; en este sentido, al año 2100 la elevación del nivel del mar sería 10 centímetros inferior en comparación a la proyectada con un calentamiento de 2 °C, el Ártico no quedaría libre de hielo con tanta frecuencia y los arrecifes de coral podrían salvarse entre un 70 y 90%, mientras que a 2 °C desaparecerían (IPCC, 2018).

Actualmente el calentamiento ha alcanzado 1 °C por encima del nivel preindustrial y va aumentando a un nivel de 0,2 °C, lo cual está produciendo condiciones meteorológicas más extremas. Sin embargo, aún se puede limitar el calentamiento a 1,5 °C, pero se requieren transiciones “rápidas y de gran alcance” para lo cual las emisiones de CO₂ deben disminuir en un 45% hacia el año 2030 y al 2050 deben ser cero (IPCC, 2018). En el informe especial del IPCC publicado en septiembre del 2019 “IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate”, se indica que el derretimiento de los mantos de hielo del planeta incrementará el nivel del mar y la frecuencia de

los episodios extremos será mayor con graves riesgos para muchas islas pequeñas y ciudades costeras de baja altitud; la absorción del exceso de calor del sistema climático por parte de los océanos podría ser entre cinco y siete veces mayor al período preindustrial si el calentamiento global sobrepasa los 2 °C, la consecuencia es la reducción del suministro de oxígeno y nutrientes para la vida marina (IPCC, 2019).

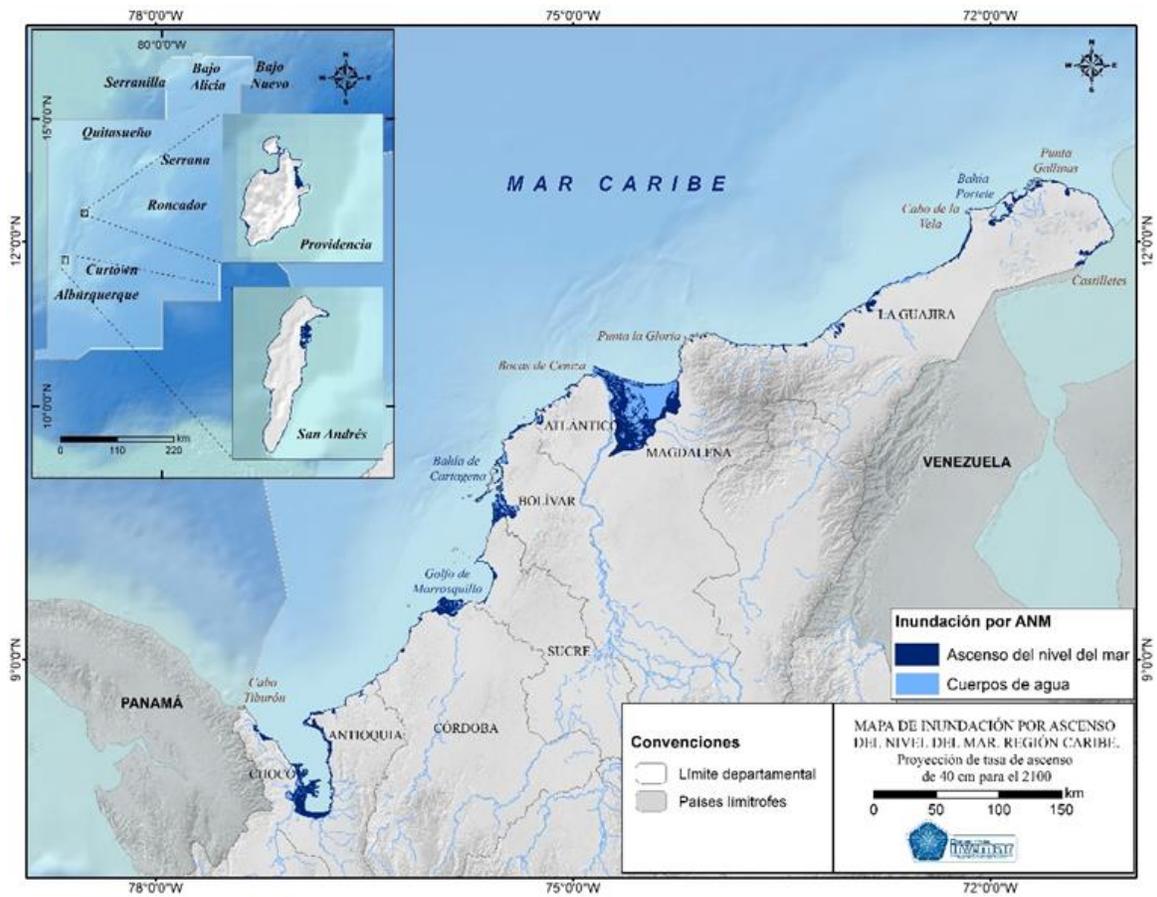
Colombia es un país con bajas emisiones de Gases Efecto Invernadero (GEI) correspondientes al 0,4% de las emisiones globales del 2010, sin contabilizar las producidas por el cambio de uso del suelo y las actividades forestales (Minambiente, 2017); no obstante, si los niveles de estos gases aumentan, la temperatura media anual en el país podría incrementarse en 2,14 °C para finales del siglo XXI. Esto traería consecuencias como un mayor aumento del nivel del mar, cambios en la línea de costa, derretimiento acelerado de los nevados y glaciares, reducciones en la productividad agropecuaria y mayor frecuencia en la ocurrencia de fenómenos climáticos extremos (IDEAM *et al.*, 2015).

Así mismo, los volúmenes de precipitación tendrían reducciones por encima del 17% para la región Caribe y existirían incrementos de precipitación hacia el centro y sur de la región del Pacífico con reducciones no muy acentuadas en el norte (IDEAM *et al.*, 2015). Esta situación podría agravar los efectos de fenómenos de variabilidad climática como son El Niño o La Niña y pondría en riesgo los sistemas bióticos y socioeconómicos de las zonas costeras.

En este contexto, el INVEMAR continúa trabajando en la generación de estudios y estrategias encaminadas a levantar información para mejorar la capacidad de decisión en cualquiera de los temas relacionados con vulnerabilidad, mitigación, y adaptación al cambio climático para la zona marino costera e insular del país.

Para el tema de vulnerabilidad al cambio climático en las zonas costeras e insulares del país, el INVEMAR desde hace más de 15 años ha venido generando información que ha permitido clasificar la zona costera colombiana con una alta vulnerabilidad frente a los efectos de inundación progresiva por Ascenso del Nivel del Mar (ANM) y erosión costera. Estos resultados han sido la base para las comunicaciones nacionales de cambio climático ante la Convención Marco de las Naciones Unidas (CMNUCC). Así mismo, a partir de estas valoraciones, se han realizado análisis de vulnerabilidad a escala local para siete sitios críticos como son Cartagena de Indias (año 2008), Santa Marta (año 2010) y Santiago de Tolú (2019) en el Caribe, San Andrés, Providencia y Santa Catalina en el Caribe insular (2014), Tumaco (2008), Buenaventura (2017) y bahía Solano (2018) en el Pacífico.

60 municipios costeros con una extensión de 7.261.042 hectáreas, se encontrarían en riesgo de inundación por ANM para el año 2100 (9% de la zona costera) (Figura 74); adicionalmente, al 2100 podría perderse por erosión costera cerca del 1% de las áreas municipales costeras, siendo los departamentos del Magdalena, Atlántico, La Guajira, Chocó y Nariño los más afectados. A nivel de ecosistemas, el 80% de los manglares podrían verse afectados por el ANM (26% en Caribe y 74% Pacífico) y 5% por la erosión costera (31% Caribe y 69% Pacífico); así mismo, para final de siglo cerca del 35,3% de los corales estarían expuestas a temperatura superficial del mar TSM superior a 28,9°C, siendo los corales del archipiélago del Rosario y San Bernardo los más susceptible de verse afectados. En los pastos marinos, la tendencia de TSM tiene menores implicaciones que para los corales; sin embargo, para el 2100 aproximadamente el 7% de las áreas de pastos tendrían un nivel de exposición a la TSM superior a 30°C y podrían empezar a presentar estrés térmico (INVEMAR-IDEAM, 2017).



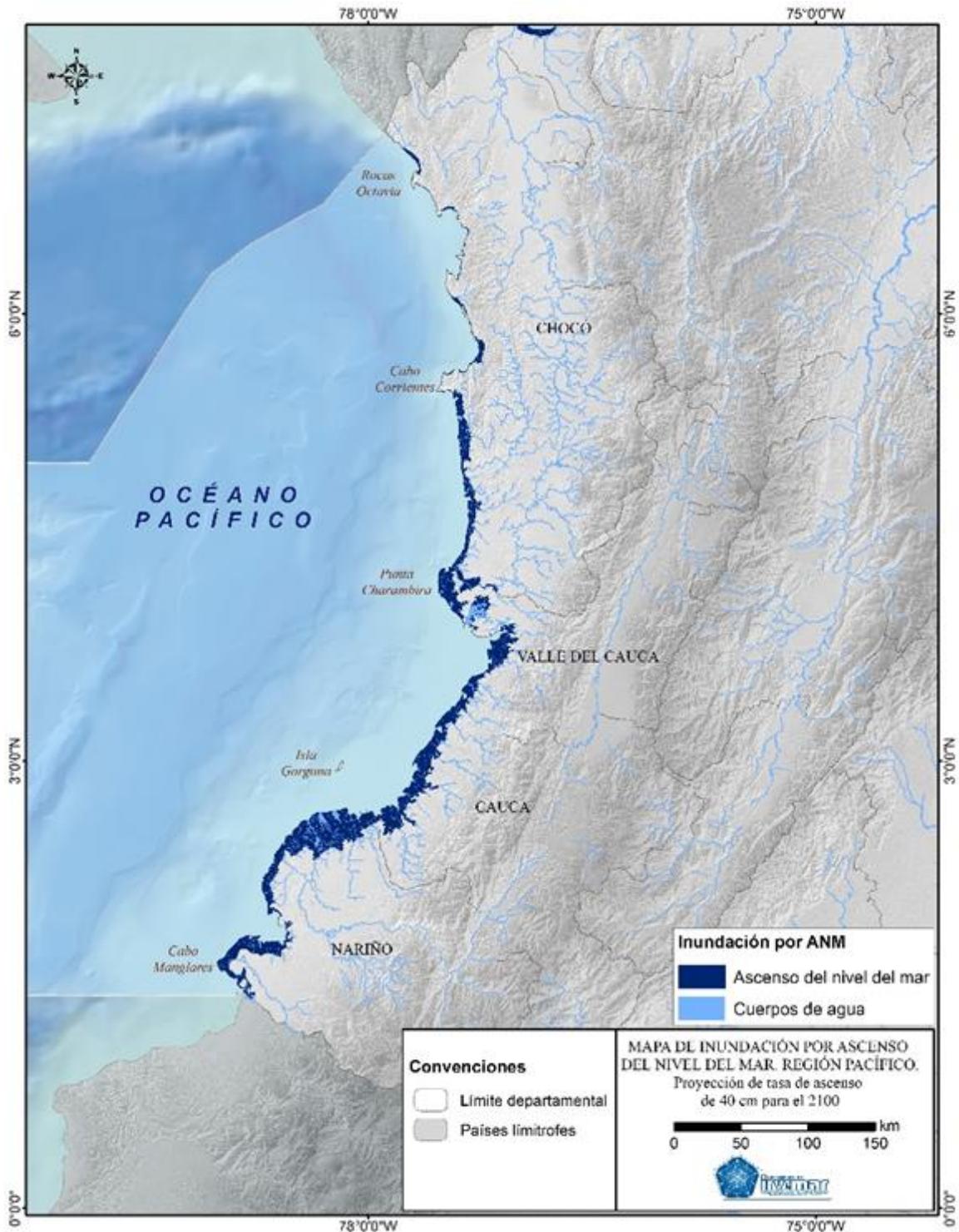


Figura 74. Escenario de Ascenso del nivel del mar para el año 2100 en la costa Caribe y Pacífico colombiano (fuente: INVEMAR-IDEAM, 2017).

En cuanto a acidificación marina, en la Tercera Comunicación Nacional se estimó a partir de los modelos mundiales el nivel de saturación de Aragonita (Ω), el cual resultó mayor que 3 para ambas costas (rango 3,45-3,9 en el Caribe y 2,8 – 3 en el Pacífico), indicando un entorno aceptable para la sobrevivencia de los corales (valores mayores a 1 favorecen la disponibilidad de carbonato de calcio

en la columna de agua) (INVEMAR-IDEAM, 2017). No obstante, el país carece de información detallada para medir las variables del sistema del carbono de manera directa y adecuada según los estándares internacionales, por lo tanto, requiere inversiones considerables para evaluar los impactos a escala más detallada y generar modelos específicos para las condiciones del Caribe y Pacífico colombiano.

En materia de mitigación, el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible a través de la Dirección de Cambio Climático, con el apoyo del Departamento Nacional de Planeación (DNP) y los Ministerios Sectoriales de Colombia viene avanzando en la Estrategia Colombiana de Desarrollo Bajo en Carbono – ECDBC, la cual busca desligar el aumento de los Gases Efecto Invernadero (GEI) del crecimiento económico nacional. Esto se hará a través del diseño y la implementación de planes, proyectos y políticas que tiendan a la mitigación de GEI y simultáneamente, fortalezcan el crecimiento social y económico del país, dando cumplimiento a los estándares mundiales de eficiencia, competitividad y desempeño ambiental.

Es de resaltar que, Colombia sigue avanzando en la formulación de políticas que respaldan el cumplimiento del compromiso de París y en general la gestión del cambio climático. Es así, como en el año 2018 se emitió la Ley 1931 del 27 de julio del 2018 “por la cual se establecen directrices para la gestión del cambio climático”, la cual busca establecer las pautas para las acciones de adaptación al cambio climático, mitigación de GEI y reducción de vulnerabilidad al fenómeno. A su vez, el plan Nacional de Desarrollo 2018-2022 está direccionado hacia el desarrollo sostenible y la conservación, donde el país se compromete a la sostenibilidad, la mitigación y adaptación al cambio climático.

En este sentido, el INVEMAR para promover acciones relacionadas con el tema de mitigación de GEI en las zonas costeras y fortalecer la gestión de las áreas marinas protegidas (AMP), ha desarrollado ejercicios pilotos en el Caribe y en el Pacífico para evitar la deforestación del manglar, mediante el levantamiento de la línea base de existencias de carbono y establecimiento de parcelas de monitoreo en cuanto a deforestación y degradación en áreas de manglar con vista a evidenciar la factibilidad en la creación de proyectos subnacionales REDD+ en este tipo de ecosistema. Con base en los resultados obtenidos, para el golfo de Morrosquillo en el Caribe colombiano, específicamente para el AMP denominada Distrito de Manejo Integrado (DMI) de Cispata, La Balsa y Tinajones, se ha venido trabajando en asocio con la Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y del San Jorge (CVS), Conservación Internacional, Fundación Omacha y la participación comunitaria, en el diseño e implementación de un proyecto de Carbono Azul para la reducción de emisiones de GEI. Este se encuentra en la fase de validación para registro y certificación del proyecto, ante Verified Carbon Standard (VCS) y The Climate, Community and Biodiversity (CCB). Complementario a esto, se cuenta con una guía metodológica para la formulación de proyectos tipo REDD+ en ecosistema de manglar, con base en la experiencia alcanzada y el trabajo con los actores locales.

De igual manera, para pastos marinos se ha venido avanzando en la Guajira y San Andrés isla en la toma y análisis de información de campo para la cuantificación del actual stock de Carbono y su potencial de almacenamiento, con miras a poder vincularlos a estrategias de Carbono Azul. Avances en estudios realizados indican que el carbono orgánico (Corg) presente en la biomasa total es en promedio de 7,89 + 3,19 Mg C/ha, valor que supera el promedio mundial de 2,52 + 0,48 Mg C/ha reportado por Fourqurean *et al.* en 2012, lo cual podría indicar áreas con gran potencial de acumulación de CO₂ en el país.

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. El avance está representado en el desarrollo de un portafolio de medidas AbE que para el golfo de Morrosquillo que podrán ser escaladas a otras zonas costeras con características similares y en la definición de estrategias de incorporación del riesgo asociado al cambio climático en los esquemas e instrumentos de planificación de los entes territoriales departamentales y municipales y en planes de gestión sectorial considerados adecuados de acuerdo al escenario normativo y legislativo Nacional (Ley 388 de 1997; Conpes 3700; Ley 1450 de 2011, Decreto 1523 de 2013, Decreto 120 de 2013, Decreto 298 de 2016).

El INVEMAR con el apoyo del Minambiente, Mintransporte y el aporte de los representantes del sector portuario del país, avanzó en la formulación del plan de cambio climático para puertos marítimos de Colombia, el cual contiene estrategias encaminadas a promover acciones de adaptación y mitigación de GEI para el sector portuario marítimo de Colombia, las cuales apuntan al mejoramiento de la eficiencia energética y al aprovechamiento de oportunidades que de estas acciones se deriven. Para la ciudad de Cartagena de Indias, el INVEMAR con el apoyo financiero de CDKN, el liderazgo de la Alcaldía Distrital y la participación de actores públicos, privados y comunitarios formularon el Plan 4C “Cartagena Competitiva y Compatible con el Clima” que constituye un marco de planificación y acción para responder a un desarrollo compatible con el clima, el cual incluye también los lineamientos de adaptación para el territorio insular correspondiente al archipiélago del Rosario, San Bernardo e Isla Fuerte. Este se constituye en el primer plan de cambio climático para una ciudad costera de Colombia y referente conceptual para la elaboración de otros planes de adaptación al cambio climático como el del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, formulado con el apoyo de la Dirección de Cambio Climático del Minambiente y con la participación de diversos actores públicos, privados y comunitarios. Así mismo, para las ciudades de Santa Marta, Riohacha, Buenaventura, bahía Solano y Santiago de Tolú se ha venido apoyando en la elaboración de los lineamientos de adaptación que incluyen líneas estratégicas encaminadas a favorecer el desarrollo urbano y rural, la conservación y restauración de ecosistemas estratégicos y al fortalecimiento institucional y la gobernanza en consonancia con los desafíos que implica el cambio climático para estas áreas.

La experiencia adquirida por el INVEMAR en las diferentes investigaciones desarrolladas, ha permitido generarle al Ministerio de ambiente los lineamientos y 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) y se han establecido ejercicios pilotos para incorporar la variable de cambio climático en los ejercicios de ordenamiento de las UAC LLAS y Alta Guajira y en los POT de los municipios de Cartagena, Ciénaga, Puebloviejo y Sitionuevo.

Por otra parte, el INVEMAR continúa con el mantenimiento y administración del sistema de Observación Global para el Caribe Occidental, sistema instalado desde el 2009 como parte de la medida de adaptación nacional. El sistema mantiene el acopio y generación de información meteorológica para el público, incrementando la capacidad nacional para la toma y procesamiento de información que permita desarrollar, a través de la generación de series de tiempo para 4 estaciones en el Caribe, que conlleven a la mejora de diseños de escenarios y modelos regionalizados de cambio climático y ANM para el Caribe colombiano.

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. Se mantiene el accionar en el marco de los nodos regionales establecidos por el decreto 298 de 2016 que reglamenta el Sistema Nacional de Cambio Climático (SISCLIMA) a través de la participación en eventos y reuniones para el fortalecimiento de capacidades. Durante el año 2019 se participó en cuatro encuentros del Nodo 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.

Por otra parte, el sitio web de CLIMARES se encuentra en proceso de actualización, durante el año 2019 se trabajó en el diseño de una nueva plataforma y el geoportal “Geoclimares”, así como la migración de contenidos relevantes para el tema de cambio climático marino costero en el país. El nuevo sitio contará con información reciente sobre los análisis de cambio climático a nivel nacional, regional y municipal en cuanto a vulnerabilidad, mitigación y adaptación para los sistemas naturales y humanos; contenido sobre política marina; las publicaciones anuales del boletín de cambio climático; los Nodos Regionales de Cambio Climático, entre otros. El antiguo portal aún se encuentra disponible en la dirección web <http://cambioclimatico.invemar.org.co/>.

LITERATURA CITADA

- Acero P., A., D. Bustos-Montes, P. Pabón Q., C.J. Polo-Silva and A. Sanjuan M. 2019. Feeding habits of *Pterois volitans*: A real threat to Caribbean coral reef biodiversity. 269-314. In: Makowski, C. y C.W. Finkl (Eds.). Impacts of invasive species on coastal environments. Coastal Research Library, Vol. 29. Springer, Cham. 482 p.
- Agardy, M.T. 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., Ramírez, L., Segura-Quintero, C., Castillo-Torres, P, Diaz, J.M. y T. Walschburger. 2008a. Prioridades de conservación in situ para la biodiversidad marina y costera de la plataforma continental del Caribe y Pacífico colombiano. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR, The Nature Conservancy-TNC y Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales-UAESPNN. Santa Marta, Colombia, 20 p.
- Alonso, D., Ramírez, L. F., Segura-Quintero, C., Castillo-Torres, P., Walschburger, T. y N. Arango. 2008b. Hacia la construcción de un Subsistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas en Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR, Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques nacionales Naturales –UAESPNN y The Nature Conservancy –TNC. Santa Marta, Colombia, 20 p.
- 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.
- Amador, J. A. 2008. The Intra-Americas Sea low-level jet: overview and future research. *Ann. N. Y. Acad. Sci.*, 1146: 153–188.
- Andrade, C. A. and E. D. Barton. 2005. The Guajira upwelling system. *Continental Shelf Research*, 25: 1003–1022.
- Anthony, K.R.N., D.I. Kline, G. Diaz-Pulido, S. Dove and O. Hoegh-Guldberg. 2008. Ocean acidification causes bleaching and productivity loss in coral reef builders. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(45): 17442-17446.

- APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association) y WEF (Water Environment Federation). 2017. Standard methods for the examination of water and wastewater, 23 editions, Standard Methods. Washington. 1368 p.
- Arbeláez, N. 2017. Variación espacio-temporal del ensamblaje de dinoflagelados potencialmente tóxicos epifitos de *Thalassia testudinum* (Banks ex König, 1805) en Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Colombia sede Caribe, Santa Marta. 110 p + Anexos.
- Balech, E. 1977. Introducción al fitoplancton. Editorial Universitaria. Buenos Aires. 211 p.
- Bandaranayake, W.M. 1998. Traditional and medicinal uses of mangroves. *Mangroves and Salt Marshes*, 2(3): 133-148.
- Baptiste, M.P., N. Castaño, D. Cárdenas, F.P. Gutiérrez, D.L. Gil-Agudelo y C.A. Lasso. 2010. Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá D.C. 200 p.
- Basconi, L., C. Cadier and G. Guerrero-Limón. 2020. Challenges in Marine Restoration Ecology: How Techniques, Assessment Metrics, and Ecosystem Valuation Can Lead to Improved Restoration Success. 83-99. In: Jungblut S., V. Liebich and M. Bode-Dalby. (Eds.). *YOU MARES 9-The Oceans: Our Research, Our Future*. Springer, Cham. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-030-20389-4>
- Bauer, K., M. Puyana, L. Castellanos and E. Tello. 2019. New Diterpenes Isolated from the Colombian Caribbean Soft Coral *Pseudoplexaura flagellosa* and Their Cytotoxic Properties, *Records of Natural Products*, 13(3): 243-253.
- Blanco, J.A., E.A. Viloria and J.C. Narváez B. 2006. ENSO and salinity changes in the Ciénaga Grande de Santa Marta coastal lagoon system, Colombian Caribbean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66(1-2): 157-167.
- Börjk, M., F.T. Short, E. McLeod and S. Beer. 2008. Managing seagrasses for resilience to climate change. *UICN, Gland, Switzerland*. 60 p.
- Burke, L., K. Reytar, M. Spalding and A. Perry. 2011. Reef at Risk revisited. Washington D. C.: World Resources 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.
- Cairns, S.D. 1999. Species richness of recent Scleractinia. *Atoll Research Bulletin*, 459: 1–12.
- CARDIQUE, CARSUCRE, CODECHOCO, CORALINA, CORPAMAG, CORPOGUAJIRA, CORPONARIÑO, CORPOURABA, CRA, CRC, CVC, CVS, INVEMAR, MADRS, 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.
- Campbell, D.E. 2000. Using Energy Systems Theory To Define, Measure, and Interpret Ecological Integrity and Ecosystem Health. *Ecosystem Health*, 6(3): 181-204.
- Castillo-Gurrola, J. 2003. Aplicación de diferentes métodos para estudiar la intrusión salina en acuíferos de Sonora, México. Tecnología de la intrusión de agua de mar en acuíferos costeros: Países Mediterráneos. IGME. Madrid. 10 p.
- Ceballos, C. 2009. Estado de las playas en Colombia. En: INVEMAR. 2009. Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia. Año 2008. Serie de Publicaciones Periódicas No. 8. Santa Marta, 244 p.
- 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.
- Ciminiello, P., C. Dell'Aversano, E. Dello Iacovo, E. Fattorusso, M. Forino, L. Tartaglione, G. Benedettini, M. Onorari, F. Serena, C. Battocchi, S. Casabianca and A. Penna. 2014. First finding of *Ostreopsis cf. ovata* toxins in marine aerosols. *Environ. Sci. Technol.*, 48(6): 3532-3540.
- Conde-Martínez, N., A. Bauermeister, A. Pilon, N. Lopes and E. Tello. 2019. Integrating Molecular Network and Culture Media Variation to Explore the Production of Bioactive Metabolites by *Vibrio diabolicus* A1SM3, *Marine Drugs*, 17(4): 196.
- 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.
- CORALINA-INVEMAR, 2016. Actividades de investigación para la gestión ambiental marino-costera del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Informe técnico final. Convenio 005-2016. INVEMAR, Santa Marta. 181 p.
- Corporación Autónoma Regional del Atlántico y 4D Elements Consultores. 2018. Portafolio de áreas prioritarias de conservación y compensación de la biodiversidad del Atlántico escala 1:25.000. Documento síntesis. Barranquilla, Atlántico. Colombia. 36 p.
- Correa, I.D. y J.J. Restrepo. 2002. Geología y oceanografía del delta del río San Juan, litoral Pacífico colombiano. Fondo editorial Universidad EAFIT, Medellín. 206 p.
- Correa-Ramírez, M., Á. Rodríguez-Santana, C. Ricaurte-Villota and J. Paramo. 2020. The Southern Caribbean upwelling system off Colombia: Water masses and mixing processes. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 155: 103145. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2019.103145>

- Corredor, J.E. 1979. Phytoplankton response to low level nutrient enrichment through upwelling in the Colombian Caribbean Basin. *Deep-Sea Research*, 26A: 731–741.
- Custodio, E. y M. R. Llamas. 1976. *Hidrología subterránea*. Ed. Omega. Barcelona, España. 1194 p.
- Custodio, E. 2005. Coastal aquifers as important natural hydrogeological structures. *Groundwater and Human Development*. Barcelona, España.
- DANE – Departamento Administrativo Nacional de Estadística. 2018. Proyecciones de población 2018-2020, total departamental por área. <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/proyecciones-de-poblacion.10/02/2020>.
- DANE – Departamento Administrativo Nacional de Estadística. 2019. Cuentas nacionales departamentales: PIB por departamento. <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/cuentas-nacionales/cuentas-nacionales-departamentales.10/02/2020>.
- Dawes, C. 1986. *Botánica marina*. Ed. Limusa S.A. México. 673 p.
- De Camargo, R.X., V. Boucher-Lalonde and D.J. Currie. 2018. At the landscape level, birds respond strongly to habitat amount but weakly to fragmentation *Divers. Distrib.*, 24: 629-639.
- De la Torre-Castro, M. and P. Ronnback. 2004. Links between humans and seagrasses- an example from tropical East Africa. *Ocean and Coastal Management*, 47: 361-387.
- Del Favero, G., S. Silva, M. Pelin, E. D’Orlando, C. Florio, P. Lorenzon, M. Poli and 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(4): 407-414.
- Delgado, G. 2005. *Dinoflagelados bentónicos tóxicos asociados a la ciguatera: abundancia, toxicidad y relación con los factores ambientales en un área del litoral noroccidental de Cuba*. Tesis de doctorado en Ciencias del Mar. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. La Paz, Cuba. 72 p.
- Díaz, J.M., L.M. Barrios y D.I. Gómez-López. 2003. *Praderas de pastos marinos en Colombia: Estructura y distribución de un ecosistema estratégico*, Serie Publicaciones Especiales N° 10 INVEMAR, Santa Marta. 160 p.
- 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. 176p.
- Díaz-Pulido, G. and J. Garzón-Ferreira. 2002. Seasonality in algal assemblages on upwelling-influenced coral reefs in the Colombian Caribbean. *Botánica Marina*, 45: 284–292.

- 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.
- Donato, D.C., J.B. Kauffman, D. Murdiyarso, S. Kurnianto, M. Stidham and M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4(5): 293-297.
- 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>.
- Durães Sette, L. and R. Costa Bonugli Santos. 2013. Ligninolytic enzymes from marine-derived fungi: production and applications, in *Marine Enzymes for Biocatalysis, Sources Biocatalytic Characteristics and Bioprocesses of Marine Enzymes*, A. Trincone, Ed. Cambridge: Woodhead Publishing Limited., Elsevier. 403-427.
- Durako, M.J. and K.M. Kuss. 1994. Effects of *Labyrinthula* infection on the photosynthetic capacity of *Thalassia testudinum*. *Bulletin of Marine Science*, 54(3): 727-732.
- Eichbaum, W.M., M.P. Crosby, M.T. Agardy and S.A. Laskin. 1996. The role of marine and coastal protected areas in the conservation and sustainable use of biological diversity, *Oceanography*, 9(1): 60-70.
- Eidens, C., E. Bayraktarov, T. Hauffe, V. Pizarro, T. Wilke, and C. Wild. 2014. Benthic primary production in an upwelling-influenced coral reef, Colombian Caribbean. *PeerJ* 2, e554.
- Ellison, J. 2012. *Climate Change Vulnerability Assessment and Adaptation Planning for Mangrove Systems*. World Wildlife Fund (WWF), Washington, DC. 130 p.
- Escobar-Toledo, F., M.J. Zetina-Rejón and L.O. Duarte. 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. *Taylor & Francis, Marine Biology Research*, 11(5): 528-539.
- Fahrig, L. 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *J. Biogeogr.*, 40: 1649-1663
- Feller, I.C., C.E. Lovelock, U. Berger, K.L. McKee, S.B. Joye and M.C. Ball. 2010. Biocomplexity in Mangrove Ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 2(1): 395-417.
- Fernández Lopera, C. C. and J.A. Castro Rivera. 2016. Fenómeno El Niño, Análisis comparativo 1997-1998//2014-2016. Unidad Nacional para la Gestión del Riesgo de Desastres, Bogotá 2016. 144 p.
- Field, C. 1997. *La restauración de ecosistemas de manglares*. ed OIMT-Organización Internacional de Maderas Tropicales. Managua. 278 p.

- Filatova, T., J. Mulder and A. Van der Veen. 2011. Ocean & Coastal Management Coastal risk management: How to motivate individual economic decisions to lower flood risk? Elsevier Ltd. Ocean and Coastal Management, 54(2): 164-172.
- Fourqurean, J.W., C.M. Duarte, H. Kennedy, N. Marbà, M. Holmer, M.A. Mateo, E.T. Apostolaki, G.A. Kendrick, D. Krause-Jensen, K.J. McGlathery and O. Serrano. 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. Nature Geoscience, 5(7): 505-509.
- Fusetani, N. 2010. Biotechnological potential of marine natural products, Pure and Applied Chemistry, 82(1): 17-26.
- Futesani, N. 2004. Biofouling and antifouling, Natural Product Reports, 21(1): 94-104.
- Gallitelli, M., N. Ungaro, L.M. Addante, V. Procacci, N.G. Silveri and C. Sabbá. 2005. Respiratory illness as a reaction to tropical algal blooms occurring in a temperate climate. JAMA, 293(21): 2599-2600.
- Garcés-Ordóñez, O. 2020. Eficacia de la rehabilitación hidrológica para mejorar el hábitat de peces y mangles en Cispatá, Caribe colombiano: una estrategia de adaptación al cambio climático. Tesis de maestría. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 38 p.
- García, S. y L. Le Reste. 1986. Ciclos vitales, dinámica, explotación y ordenación de las poblaciones de camarones peneidos costeros. ed FAO Doc. Téc. Pesca (203). Roma. 180p.
- Gil-Agudelo, D., R. Navas-Camacho, A. Rodríguez-Ramírez, M.C. Reyes-Nivia, S. Bejarano, J. Garzón-Ferreira y G.W. Smith. 2009. Enfermedades coralinas y su investigación en los arrecifes colombianos. Bol. Invest. Mar. Cost., 38(2): 189-224.
- Giraldo, A., B. Valencia y D. Ramírez. 2011. Productividad planctónica y condiciones oceanográficas locales en isla Gorgona, durante julio de 2006. Bol. Invest. Mar. Cost., 40(1): 185-201.
- Giri, C., E. Ochieng, L.L. Tieszen, Z. Zhu, A. Singh, T. Loveland, J. Masek and 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., F. Rico y M. Rueda. 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, 39(2): 337-357.
- Gómez-Cubillos, C., L. Licero, A. Rodríguez, D. Romero, D. Ballesteros, D.I. Gómez, A. Melo, J. García, L. Chasqui, M. Bastidas, C. Ricaurte y L. Perdomo. 2014. Asistir técnicamente en la implementación de los productos de restauración y monitoreo de ecosistemas marinos costeros: Identificación de las áreas potenciales de restauración ecológica. 287 p + Anexos. En: INVEMAR. Elementos técnicos que permitan establecer medidas de manejo, control, uso sostenible y restauración de los ecosistemas costeros y marinos del país. Código ACT-BEM-001-014. Informe técnico final. Convenio MADS-INVEMAR No 190. Santa Marta – Colombia. 1476 p + Anexos.

- Gómez-Cubillos, C., L. Licero, L. Perdomo, A. Rodríguez, D. Romero, D. Ballesteros-Contreras y D. Alonso. 2015. Portafolio Áreas de arrecifes de coral, pastos marinos, playas de arena y manglares con potencial de restauración en Colombia. Serie de Publicaciones Generales N° 79. INVEMAR, Santa Marta. 69 p.
- Gómez-López, D.I., C. Díaz, E. Galeano, L. Muñoz, S. Millán, J. Bolaños y C. Garcia. 2014a. Proyecto de Actualización cartográfica del atlas de pastos marinos de Colombia: Sectores Guajira, Punta San Bernardo y Chocó: Extensión y estado actual. PRY- BEM-005-13 (convenio interadministrativo 2131068 FONADE-INVEMAR. Informe Técnico Final. Santa Marta, Colombia. 136 p.
- Gómez-López, D.I., S.M. Navarrete-Ramírez, R. Navas-Camacho, C.M. Díaz-Sánchez, L. Muñoz-Escobar y E. Galeano. 2014b. Protocolo Indicador Condición Tendencia Praderas de Pastos Marinos (ICTPM). Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP), Serie de Publicaciones Generales No. 6. INVEMAR. 36 p.
- González-Ferrer, D.S., H. Caballero, P.M. Alcolado, A. Jiménez, F. Martín y D. Cobián. 2007. Diversidad de corales pétreos en once sitios de buceo recreativo de Maria la Gorda. Revista de Investigaciones Marinas, 28(2): 121-130.
- Gordon, A.L. 1967. Circulation of the Caribbean Sea. J. Geophys. Res., 72: 6207–6223.
- Gorlov, A.A. 2010. Helical Turbine and Fish Safety. 14 p.
- Grabbe, M., E. Lalander, S. Lundin, and M. Leijon. 2009. A review of the tidal current energy resource in Norway. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 13(8): 1898-1909.
- Gracia, A., J. Medellín Mora, D.L. Gil Agudelo y V. Puentes G. 2011. Guía de las especies introducidas marinas y costeras de Colombia. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Bogotá, Colombia. 136 p.
- Gutiérrez-Valderrama, J.E., A.F. Carvajal, J.D. Pabón, F. Ruiz, A. Cusva-Verdugo, V. Nieto, X. Lecanda, J. Rodríguez- Cajamarca, J.E. Mendoza, J.C. Álvarez, G. Quimbayo, J. Dorado, A. Camacho, I. Bernal, G. Armenta, P. Sierra, A.P. Zamora, A. Gelabert, C. Álvarez, G. Rueda-Ferrer, M. Campos, V. Nieto, J.C. Alarcón, V. Celis, A.G. Concha-Mera, J.F. Grajales, C. Ricaurte-Villota, M. Bastidas-Salamanca, A. Ordóñez, J.D. Navia, O. Coca-Domínguez, C. Andrade, P. Tigreros, X. Rojas, D. Hernández, T. Hernández, A. Vega, D. Romero y J. Pizarro. 2017. Vulnerabilidad y riesgo por cambio climático. Pp. 199 – 305. EN: IDEAM, PNUD, MADS, DNP, CANCELLERÍA. 2017. Tercera Comunicación Nacional De Colombia a La Convención Marco De Las Naciones Unidas Sobre Cambio Climático (CMNUCC). Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático. IDEAM, PNUD, MADS, DNP, CANCELLERÍA, FMAM. Bogotá D.C., Colombia. 546 p.
- Hallegraeff G. M., D.M. Anderson and A.D. Cembella. 2004. Manual on harmful marine microalgae. Monographs on Oceanographic Methodology. UNESCO Publishing, Paris. 793 p.
- Harder, T. 2008. Marine Epibiosis: Concepts, Ecological Consequences and Host Defence. 1-13. In: Marine and industrial biofouling. Springer series on biofilms. 4(2):219-231. DOI: https://doi.org/10.1007/7142_2008_16

- Harper, M.K., T.S. Bugni, B.R. Copp, R.O. James, B.S. Lindsay, A.D. Richardson, P.C. Schnabel, D. Tasdemir, R.M. Wagoner, S.M. Verbitski and C.M. Ireland. 2001. Introduction to the Chemical Ecology of Marine Natural Products. 3-69. In: McCiintock, J.B. y B.J. Baker (Eds.). *Marine Chemical Ecology*, CRC Marine Science Series. 624 p. DOI: 10.1201/9781420036602.sec1
- Herazo., D., A. Torres-P. y E. Olsen-V. 2006. Análisis de la composición y abundancia de la ictiofauna presente en la pesca del camarón rosado (*Penaeus notialis*) en el Golfo de Morrosquillo, Caribe colombiano. *Revista MVZ Córdoba*, 11(Sup.1): 46-61.
- Heredia-Tapia, A., B.O. Arredondo-Vega, E.J. Nuñez-Vázquez, T. Yasumoto, M. Yasuda y J.L. Ochoa. 2002. Isolation of *Prorocentrum lima* (Syn. *Exuviaella lima*) and diarrhetic shellfish poisoning (DSP) risk assessment in the Gulf of California, Mexico. *Toxicon.*, 40(8): 1121–1127.
- Hidalgo, H.G., A. M. Durán-quesada, J. A. Amador and E. J. Alfaro. 2015. The caribbean low-level jet, the inter-tropical convergence zone and precipitation patterns in the intra-americas sea: a proposed dynamical mechanism. *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*, 97: 41–59.
- Higgins, A., J.C. Restrepo, J.C. Ortiz, J. Pierini and L. Otero. 2016. Suspended sediment transport in the Magdalena River (Colombia, South America): Hydrologic regime, rating parameters and effective discharge variability. *International Journal of Sediment Research*, 31(1): 25-35.
- Ibarra, K.P., M.C. Gómez, E.A. Vilorio, E. Arteaga, I. Cuadrado, M.F. Martínez, Y. Nieto, J.A. Rodríguez, L.V. Licero, L.V. Perdomo, S. Chávez, J.A. Romero y M. Rueda. 2014. Informe Técnico Final 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, Santa Marta, Colombia. 140 p. + anexos.
- 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 – Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales. 2015. Estudio Nacional del Agua 2014. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá, D. C. 496 p.
- IDEAM, IGAC, IAvH, INVEMAR, I. Sinchi e IIAP. 2007. Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia. IDEAM, IGAC, IAvH, IIAP, INVEMAR, e I. Sinchi. Bogotá, D. C. 276p. + 37 hojas cartográficas.
- IDEAM, PNUD, MADS, DNP, CANCELLEERÍA. 2015b. 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.

- IGAC. 2002. Atlas de Colombia. 5 ed. IGAC-Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Imprenta Nacional, Bogotá. 320 p.
- INGEOMINAS. 1998. Evaluación hidrogeológica y contaminación de acuíferos de la zona bananera de Santa Marta departamento del Magdalena. Convenio CORPAMAG-GTZ, Santafé de Bogotá. 205p.
- INVEMAR. 2000. Programa Nacional de Investigación en biodiversidad Marina y Costera. Díaz, J.M. y D. Gómez (Eds.). Invemar-FONADE-MMA. 83 p.
- INVEMAR. 2010. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia: Año 2009, Serie de Publicaciones Periódicas del Invemar No. 8. INVEMAR, Santa Marta. 319 p.
- INVEMAR. 2011. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia: Año 2010, Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. INVEMAR, Santa Marta. 322 p.
- INVEMAR. 2015. 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. 2016a. 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>. 08/02/2020.
- INVEMAR. 2016b. 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 2015, Volumen 14. Santa Marta 181p.+ anexos.
- INVEMAR. 2016c. Project Implementation Review (PIR) report 2016. Project COL75241, Designing and Implementing a National Sub-System of Marine Protected Areas (SMPA) in Colombia. INVEMAR, MADS, GEF y PNUD. 61 p.
- INVEMAR. 2017a. 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 2016, Volumen 15. Santa Marta 139p.+ anexos.
- INVEMAR. 2017b. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2016. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 200 p.
- INVEMAR. 2018a. Diagnóstico y evaluación de la calidad de las aguas marinas y costeras en el Caribe y Pacífico colombianos. Bayona-Arenas, M. y Garcés-Ordóñez, O. (Ed). 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 2017. Serie de Publicaciones Periódicas No. 4 del INVEMAR, Santa Marta. 336 p.+ anexos.
- INVEMAR. 2018b. 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 2018, Volumen 17. Santa Marta 178 p.+ anexos.
- INVEMAR. 2018c. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2017, (16). Santa Marta. 174 p.+ anexos.
- INVEMAR. 2019a. Respuesta del Sistema de Carbonatos ante la influencia continental y climática en el Parque Nacional Natural Gorgona. Actividad GEO - BPIN INVEMAR. Santa Marta. 48 p.
- INVEMAR. 2019b. Caracterización del acuífero Ciénaga-Fundación en la zona costera del departamento de Magdalena. FASE II: Configuración hidrogeológica del margen oriental de la CGSM. Actividad GEO - BPIN INVEMAR, Santa Marta. 49p.
- INVEMAR. 2019c. Evolución de planos intermareales en el norte de Nariño, Colombia. Informe Técnico Final. Santa Marta. 29 p.
- INVEMAR. 2019d. Morfodinámica costera de playas del Pacífico y el Caribe colombiano (playa La Bocana y playa Salguero), Actividad GEO - BPIN INVEMAR, Santa Marta. 32p.
- INVEMAR. 2019e. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2018. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 200 p.
- INVEMAR. 2019f. 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 2019. Santa Marta 214 p + anexos.
- INVEMAR. 2020a. Hidrodinámica en la boca de La Barra para evaluación del potencial de mareas como fuente de energía renovable no convencional de aprovechamiento local. Informe técnico final. Actividad GEO - BPIN INVEMAR. Santa Marta. 27 p.
- INVEMAR. 2020b. Diagnóstico y evaluación de la calidad de las aguas marinas y costeras en el Caribe y Pacífico colombianos. Luisa F. Espinosa, Paola Obando y Ostin Garcés (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 2019. Serie de Publicaciones Periódicas No. 4 del INVEMAR, Santa Marta. 171 p.
- INVEMAR. 2020c. Sistema de Información Ambiental Marina de Colombia – SIAM. Base de datos del sistema de información de calidad ambiental marina de la REDCAM. Datos microbiológicos

del monitoreo REDCAM departamentos de Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, La Guajira, Magdalena, Atlántico, Bolívar, Sucre, Córdoba, Antioquia, Chocó, Valle del Cauca, Cauca y Nariño años del 2008 al 2018. MinAmbiente, INVEMAR, CORALINA, CORPOGUAJIRA, CORPAMAG, CRA, CARDIQUE, CARSUCRE, CVS, CORPOURABÁ, CODECHOCO, CVC, CRC y CORPONARIÑO. <https://siam.invemar.org.co/redcam.08/02/2020>.

INVEMAR e IDEAM. 2017. Elaboración del Análisis de Vulnerabilidad Marino Costera e Insular ante el Cambio Climático para el País. Informe Técnico Final– 001. Contrato PNUD No. 0000040357. Santa Marta. 256 p.

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, MINAMBIENTE y PNN. 2017. Convenio interadministrativo No. 430 de 2017. Caracterización y diagnóstico topobatimétrico, sedimentológico e hidrológico de la CGSM e implementación de modelo hidrológico. Informe técnico final. Santa Marta. 119 p.

INVEMAR, UNIVALLE y CORPONARIÑO. 2017. Implementación de acciones que contribuyan a la rehabilitación ecológica de áreas afectadas por hidrocarburos en zona costera y piedemonte del departamento de Nariño. Espinosa, L.F. (Ed). Resolución No. 1516 y Acuerdo No. 010 de 2016, Minambiente. Código proyecto: PRYCAM- 012-16. Informe técnico final. Santa Marta., 497 p.

INVEMAR-CORPAMAG. 2018. Estudio integral de la Ciénaga Grande de Santa Marta - Fase II (B): modelaciones hidráulica, hidrosedimentológica y biogeoquímica. Convenio interadministrativo No. 209 de 2017, Santa Marta. 74 + 2 anexos.

INVEMAR-CORPAMAG. 2020. Monitoreo hidrosedimentológico de la Ciénaga Grande de Santa Marta 2018-2030. Fase 2019. Convenio interadministrativo 317 de 2018. Santa Marta. 61 p.

INVEMAR-MADS. 2016. Componente 2: Diseñar, coordinar y fortalecer programas de conservación y restauración de ecosistemas marinos, costeros e insulares. Actividad 3: Lineamientos generales para la restauración de las lagunas costeras de Colombia. Santa Marta. 148 p.

INVEMAR-PNUD. 2017. Elaboración del análisis de vulnerabilidad marino costera e insular ante el cambio climático para el país, PRY-GEZ-001-16, CONTRATO PNUD NO. 0000040357. Santa Marta, Colombia. 256 p.

- IPCC.2018. Summary for Policymakers. 1-32p. In: Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (Eds.). Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland. 538 p + Annexes.
- IPCC. 2019. Summary for Policymakers. 1-35 p. In: Pörtner, H. O., D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama, N. Weyer (Eds.). IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate. 674 p + Annexes.
- ISO (International Standard). 2014. ISO 17289:2014, Water quality - Determination of dissolved oxygen - Optical sensor method. First edition. 14p.
- Jha, R.K. and X. Zi-rong. 2004. Biomedical Compounds from Marine organisms, *Marine Drugs*, 2(3): 123-146.
- Jouanno, J., J. Sheinbaum, B. Barnier, J.-M. Molines, L. Debreu and F. Lemarié. 2008. The mesoscale variability in the Caribbean Sea. Part I: Simulations and characteristics with an embedded model. *Ocean Modelling*, 23: 82–101.
- Karr, J.R. 1991. Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management. *Ecological Applications*, 1(1): 66-84.
- Kelleway, J.J., K. Cavanaugh, K. Rogers, I.C. Feller, E. Ens, C. Doughty and N. Saintilan. 2017. Review of the ecosystem service implications of mangrove encroachment into salt marshes. *Global Change Biology*, 23(10): 3967-3983.
- Lee, J.S., T. Igarashi, S. Fraga, E. Dahl, P. Hovgaard y T. Yasumoto. 1989. Determination of diarrhetic shellfish toxins in various dinoflagellate species. *J. Appl. Phycol.*, 1: 147-152.
- López Pérez, S., S. Zea y J. Gómez. 2019. Evaluación in vitro de la formación de biopelículas de bacterias marinas del Caribe colombiano, *Bull. Mar. Coast. Res.*, 48(2): 71-93.
- MADS – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2012. Política Nacional para la gestión integral de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos (PNGIBSE). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 128p.
- MADS – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2014. Protocolo Nacional para la Restauración Integral de Arrecifes de Coral Someros. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Bogotá, Colombia. 110 p.
- Maldonado, I., Hernández, M., Clavijo, J. & Reyes, G. 1998. Geología de la Plancha 25 Fundación. Escala 1:100.000. INGEOMINAS. Bogotá. 1p.

- Manjarrés, L., L.O. Duarte, J. Altamar, F. Escobar, C. García y F. Cuello. 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.
- 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.
- Martinez, S. y A. Acosta. 2005. Cambio temporal en la estructura de la comunidad coralina del área de Santa Marta- PNN Tayrona (Caribe colombiano). *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 34: 161-191.
- Martínez-Buitrago, P., F. Ramos and L. Castellanos. 2019. Binary co-culture selection from marine-derived microorganisms for differential production of specialized metabolites. *Química Nova*, 42(7): 1-10. DOI: 10.21577/0100-4042.20170388
- Maxwell, S. R.A. Fuller, T.M. Brooks and J.E.M. Watson. 2016. The ravages of guns, nets and bulldozers *Nature*, 536 (2016): 143-145.
- McNeely, J.A., H.A. Mooney, L.E. Neville, P. Schei and J.K. Waage (Eds.). 2001. *A Global Strategy on Invasive Alien Species*. IUCN Gland, Switzerland, and Cambridge, UK. x + 50 p.
- MEA- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC. 137 p.
- Millar, R.B. and R.J. Fryer. 1999. Estimating the size-selection curves of towed gears, traps, nets and hooks, *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9(1): 89-116.
- 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.
- Minambiente – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2011. *Plan Nacional para la Prevención, el Control y Manejo de las Especies Introducidas, Trasplantadas e Invasoras: Diagnóstico y listado preliminar de especies introducidas, Trasplantadas e invasoras en Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt-IAvH; The Nature Conservancy - Colombia – TNC. Bogotá, D.C. 131 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 – 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. 2017. Plan para el manejo y control del pez león, *Pterois volitans*, en el Caribe Colombiano. Bogotá D.C. 32 p.
- Minambiente – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2017. Política nacional de cambio climático: documento para tomadores de decisiones. Murillo, Luis Gilberto Ministro (2016 - 2018), Dirección de Cambio Climático: Florián Buitrago, Maritza; Pabón Restrepo Giovanni Andrés; Pérez Álvarez, Paulo Andrés; Rojas Laserna, Mariana; Suárez Castaño, Rodrigo. Bogotá, D.C. 70 p.
- Minambiente – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible e INVEMAR – 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.
- Minambiente – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible y PNUD – Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. 2014. Quinto Informe Nacional de Biodiversidad de Colombia ante el Convenio de Diversidad Biológica. Bogotá, D.C., 101 p.
- Ministerio de Minas y Energía. 2019. Memorias al Congreso de la República 2018-2019. Bogotá. 176 p.
- MinTransporte – Ministerio de Transporte. 2008. Actualización de los estudios de ordenamiento físico, portuario y ambiental de los litorales colombianos. INCOPLAN S.A. Bogotá. 203 p. 11 tomos + anexos.
- MNAR – Mesa Nacional Asesora de Restauración. 2019. Plan de acción 2019 – 2021 Mesa Nacional Asesora de Restauración. Bogotá D.C. 9 p.
- Molina, S.L., A.M. Forero, F.I. Ayala, M. Puyana, S. Zea, L. Castellanos, D. Muñoz, G. Arboleda, A.G. Sandoval-Hernández and F.A. Ramos. 2019. Metabolic Profiling of the Soft Coral *Erythropodium caribaeorum* (Alcyonacea: Anthothelidae) from the Colombian Caribbean Reveals Different Chemotypes, Marine Drugs, 18(1): 4 p.
- Montoya-Cadavid, E y J. Bohorquez. 2020. Biodiversidad marina Colombia 2019: construyendo cifras del inventario nacional. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR, Programa de Biodiversidad y Ecosistemas Marinos - Museo de Historia Natural Marina de Colombia Makuriwa. Documento Anexo del Informe BPIN INVEMAR 2019. Santa Marta, 12 p.
- Mora, C., D.P. Tittensor, S. Adl, A.G.B. Simpson and B. Worm. 2011. How Many Species Are There on Earth and in the Ocean?, PLOS Biology. 9 p.
- Morris, J.A., Jr. (Ed.). 2013. El pez león invasor: guía para su control y manejo. Gulf and Caribbean Fisheries Institute Special Publication Series, No. 2, Marathon, Florida, USA. 126 p.
- Müller-Karger, F., R. Varela, R. Thunell, M. Scranton, R. Bohrer, G. Taylor, J. Capelo, Y. Astor, E. Tappa, T.-Y. Hoz and J. J. Walsh. 2001. Annual cycle of primary production in the Cariaco Basin: Response to upwelling and implications for vertical export. J. Geophys. Res., 106: 4527–4542.

- Müller-Karger, F.E., C. R. McClain, T. R. Fisher, W. E. Esaias and R. Varela. 1989. Pigment distribution in the Caribbean sea: Observations from space. *Progress In Oceanography*, 23: 23–64.
- Mumby, P.J., A.J. Edwards, J. Ernesto Arias-González, K.C. Lindeman, P.G. Blackwell, A. Gall, M.I. Gorczyńska, A.R. Harborne, C.L. Pescod, H. Renken, C. C. Wabnitz and G. Llewellyn. 2004. Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature*, 427(6974): 533-536.
- Muñoz, E., A. J. Busalacchi, S. Nigam and A. Ruiz-Barradas. 2008. Winter and Summer Structure of the Caribbean Low-Level Jet. *J. Climate*, 21: 1260–1276.
- Murray Roberts, J., A.J. Wheeler, A. Freiwald, S.D. Cairns. 2009. *Cold-Water Corals. The Biology and Geology of Deep-Sea Coral Habitats*. New York: Cambridge University Press.
- 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.
- Nettel, A. and R.S. Dodd. 2007. Drifting Propagules and Receding Swamps: Genetic Footprints of Mangrove Recolonization and Dispersal Along Tropical Coasts. *Evolution*, 61(4): 958-971.
- NCEP-NOAA. 2018. El Niño/Oscilación del Sur (ENSO) discusión diagnóstica. Centro de predicciones climáticas/ncep/nws
- Osorio, A. F., Ortega, S., y Arango-Aramburo, S. 2016. Assessment of the marine power potential in Colombia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 53: 966-977.
- Ospina, O.L., S. Vanegas, G.A. Escobar, W. Ramírez y J.J. Sánchez. 2015. Plan Nacional de Restauración: restauración ecológica, rehabilitación y recuperación de áreas disturbadas. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Bogotá. 92p.
- Páramo, J. and U. Saint-Paul. 2010. Morphological differentiation of southern pink shrimp *Farfantepenaeus notialis* in Colombian Caribbean Sea, *Aquatic Living Resources*, 23(1): 95-101.
- Páramo, J., D. Pérez and M. Wolff. 2014. Reproduction of the pink shrimp *Farfantepenaeus notialis* (Decapoda: Penaeidae) in the Colombian Caribbean, *Revista de Biología Tropical*, 62(2): 513-521.
- Páramo, J., N. Correa y E. Egurrola. 2006. Dinámica de la pesquería del camarón de aguas someras (*Farfantepenaeus notialis*) (Pérez Farfante, 1967), en el Caribe colombiano, Santa Marta. 20p.
- Pendleton, L., D.C. Donato, B.C. Murray, S. Crooks, W.A. Jenkins, S. Sifleet, C. Craft, J.W. Fourqurean, J.B. Kauffman, N. Marba, P. Megonigal, E. Pidgeon, D. Herr, D. Gordon and A. Baldera. 2012.

- Estimating Global “Blue Carbon” Emissions from Conversion and Degradation of Vegetated Coastal Ecosystems. *PloS one*, 7(9): e4354.
- Phillips, M., H. Solo-Gariele, A. Piggot, J. Klaus and Y. Zhang. 2011. Relationships between sand and water quality at recreational beaches. *Water Research*, 45(20): 6763-6769.
- Polo, J. M., Rodríguez, J., y Sarmiento, A. 2008. Potencial de generación de energía a lo largo de la costa colombiana mediante el uso de corrientes inducidas por mareas. *Revista de Ingeniería*. 28 p.
- Posada, B.O. y W. Henao P. 2008. Diagnóstico de la erosión y sedimentación en la zona costera del Caribe colombiano. INVEMAR - Serie Publicaciones Especiales No. 13, Santa Marta. 200p.
- Posada, B.O., W. Henao y G. Guzmán. 2009. Diagnóstico de la erosión y sedimentación en la zona costera del Pacífico colombiano. INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales No. 17, Santa Marta. 148p.
- Posada, B.O., D. Morales-G. y W. Henao P. 2011. Diagnóstico de la erosión costera del territorio insular colombiano. INVEMAR. Serie de Publicaciones Especiales No. 24, Santa Marta. 112p.
- Prahl, H. von y H. Erhardt. 1985. Colombia: corales y arrecifes coralinos. FEN COLOMBIA, Bogotá, 295p.
- 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.
- Puentes, C., K. Carreño, M. Santos-Acevedo, J. Gómez-León, M. García, M. Pérez, M. Stupak and G. Blustein. 2014. Anti-fouling Paints Based on Extracts of Marine Organisms from The Colombian Caribbean, *Ciencia y tecnología de buques*, 8(15): 75-90.
- Puyana, M., J.A. Prato, C.F. Nieto, F.A. Ramos, L. Castellanos, P. Pinzón and J.C. Zárate. 2019. Experimental Approaches for the Evaluation of Allelopathic Interactions Between Hermatypic Corals and Marine Benthic Cyanobacteria in the Colombian Caribbean, *Acta Biológica Colombiana*, 24(2): 243-254.
- Quiro, Carlos R. 2017. Guía de Restauración Ecológica de Manglares Ëperãara Siapidãara en el departamento del Cauca - GREM SIA / revisores: José Crispulo Chiripua; Jainer Mejía; Evaristo Chiripua; Edgar Mejía; Carlos Quiro. --- Bogotá D.C., 2017. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible; GEF; CI Colombia. 30 p. + 3 cuentos cortos Eperaara Siapidaara.
- Ramos, A. y D.S. Guerrero. 2010. El suelo costero, propuesta para su reconocimiento. Eds. Instituto de Estudios del Ministerio público, Procuraduría General de la nación, y Fundación MarViva. 120p.
- Restrepo, J.D. and J. Cantera. 2011. Discharge diversion in the Patía River delta, the Colombian Pacific: geomorphic and ecological consequences for mangrove ecosystems. *J. S. Am. Earth Sci.*, 46: 183-198.

- Reyes, J., N. Santodomingo y P. Flórez. 2010. Corales escleractíneos de Colombia. Invemar, Serie de Publicaciones Especiales, No. 14. Santa Marta, 246 p.
- Ricaurte-Villota C., M. González, A. Ordóñez Zúñiga, M. Bastidas-Salamanca, M. Murcia-Riaño, J. Rodríguez, F. Briceño, G. Legarda, P.S. Obando-Madera, L.J. Vivas-Aguas, M. Martínez, J. Beltrán-Pedraza, A. Rodríguez-Rodríguez, A.S. Rojas-Aguirre, L. Sánchez, R. Navas-Camacho, D.I. Gómez-López, D. Alonso, L. Chasqui. 2019. Estado del ambiente y los ecosistemas marinos y costeros: indicadores de estado. Pp. 26-76). En: INVEMAR. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2018. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 200 p.
- Ripple, W.J., C. Wolf, T.M. Newsome, P. Barnard and W.R. Moomaw. 2019. World scientists' warning of a climate emergency. *BioScience* 70(1): 8-12.
- Robblee, M.B., T.R. Barber, P.R. Carlson Jr, M.J. Durako, J.M. Fourqurean, L.K. Muehlstein and J.C.Z. D. Porter, L. A. Yarbrow and R. T. Zieman. 1991. Mass mortality of the tropical seagrass *Thalassia testudinum* in Florida Bay (USA). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 71: 297-299.
- Rodríguez, A., M. Rueda, J. Viaña, C. García, F. Rico, L. García y A. Girón. 2012. Evaluación y manejo de la pesquería de camarón de aguas profundas en el Pacífico colombiano 2010-2012. Santa Marta. 114 p.
- Rodríguez-Rincón, A., S. Navarrete-Ramírez, D. Gómez-López y R. Navas-Camacho. 2014. Protocolo Indicador Condición Tendencia Áreas Coralinas (ICT_{AC}). 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, L. Licero- Villanueva y J. Beltrán. 2019b. Implementación de piloto para favorecer la restauración activa del manglar en el sector noroeste de la CGSM. Informe Técnico Final. Convenio 292-2018. CORPAMAG- INVEMAR, Santa Marta. 32 p + Anexos.
- Rodríguez-Rodríguez, J.A., Y. Vargas-Castillo, N. Arbeláez, D. Gómez, A. Zamora-Bornachera, D. Hernández, L. Jutinico y J. Gómez-León J. 2019c. Capítulo V: Estado del conocimiento y vacíos de información sobre los ecosistemas marinos y costeros. Restauración de ecosistemas marinos y costeros (Pp: 121 – 125). En: INVEMAR. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2018. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 200 p.
- Rodríguez-Rodríguez, J.A., Y. Vargas-Castillo, N. Arbeláez, D. Gómez, A. Zamora-Bornachera, D. Hernández, L. Jutinico y J. Gómez-León J. 2019a. Capítulo V: Estado del conocimiento y vacíos de información sobre los ecosistemas marinos y costeros. Restauración de ecosistemas marinos y costeros (Pp: 96 – 112). En: INVEMAR. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2018. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 200 p.

- Rodríguez-Rodríguez, J.A. 2015. Trayectorias de rehabilitación del bosque de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, luego de su reconexión con el Río Magdalena. Tesis Magister en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional de Colombia. 94 p.
- Romero-Rodríguez, D.A, C. Peña-Mejía, A. Ordóñez-Zúñiga, C. Ricaurte-Villota y M. Bastidas-Salamanca. 2017. Región 6: Ciénaga Grande de Santa Marta, río Magdalena, Bolívar. Pp. 106-123. En: 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.
- Rubiano-Buitrago, P., F. Duque, M. Puyana, F.A. Ramos and L. Castellanos. 2019. Bacterial biofilm inhibitor diterpenes from *Dictyota pinnatifida* collected from the Colombian Caribbean, *Phytochemistry Letters*, 30: 74-80.
- Rueda, M. and O. Defeo. 2003. Spatial structure of fish assemblages in a tropical estuarine lagoon: combining multivariate and geostatistical techniques, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 296(1): 93-112.
- Rueda, M., F. Rico-Mejía, W. Angulo, A. Girón, A. Rodríguez, L. García y L. Arenas. 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, Informe final, Invemar y Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, Santa Marta. 130p.
- Rueda, M., J. Blanco, J.C. Narváez, E. Viloría, F. Newmark y M. Santos-Acevedo. 2004. Estado de los Recursos sometidos a explotación, Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia año 2003. Invemar Serie de Publicaciones Periódicas del Invemar No. 8, Santa Marta, 261-284 p.
- Rueda, M., J.A. Angulo, N. Madrid, F. Rico y A. Girón. 2006. La pesca industrial de arrastre de camarón en aguas someras del Pacífico colombiano: su evolución, problemática y perspectivas hacia una pesca responsable. INVEMAR., Santa Marta. 60p.
- Rueda-Roa, D.T. and F. E. Müller-Karger. 2013. The southern Caribbean upwelling system: Sea surface temperature, wind forcing and chlorophyll concentration patterns. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 78: 102–114.
- RUNAP. 2020. Registro único nacional de áreas protegidas de Colombia en cifras. <https://runap.parquesnacionales.gov.co/cifras>. 20/01/2020.
- Saenger, P. 2002. *Mangrove Silviculture and Restoration, Mangrove Ecology, Silviculture and Conservation*, Dordrecht. Springer, Netherlands. 229-270 p.
- Sánchez-Páez, H., R. Álvarez-León, F. Pinto-Nolla, A. Sánchez-Alfárez, J. Pino-Rengifo, I. Acosta-Peñaloza 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-Páez, H., G.A. Ulloa-Delgado y R. Álvarez-León. 1998. Conservación y uso sostenible de los manglares del Caribe colombiano. Ministerio del Medio Ambiente/Asociación colombiana de reforestadores-ACOFOR/Organización internacional de Maderas Tropicales OiMT, Colombia. 224 p.
- Santacruz, L., O. Thomas, C. Duque, M. Puyana and E. Tello. 2019. Comparative Analyses of Metabolomic Fingerprints and Cytotoxic Activities of Soft Corals from the Colombian Caribbean, *Marine Drugs*, 17(1): 37.
- Santoso, A., M.J. McPhaden and W. Cai. 2017. The Defining Characteristics of ENSO Extremes and the Strong 2015/2016 El Niño. *Reviews of Geophysics*, 55(4): 1079-1129.
- Sar, E. A., M. E. Ferrario y B. Reguera. 2002. Floraciones algales nocivas en el cono sur americano. Instituto Español de Oceanografía. 311 p.
- Seijo, J.C., O. Defeo and S. Salas. 1998. Fisheries bioeconomics. Theory, modelling and management. Roma. 108p.
- SIB. 2019. Biodiversidad en el mundo: Top 10 países con mayor biodiversidad. Sistema de información sobre biodiversidad en Colombia. <https://cifras.biodiversidad.co/>. 23/04/2020.
- Short, F.T., L.K. Muehlstein and D. Porter. 1987. Eelgrass wasting disease: cause and recurrence of a marine epidemic. *Biological Bulletin*, 173(3): 557-562.
- Short, F.T., T.J.B. Carruthers, W.C. Dennison and M. Waycott. 2007. Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model. *J Exp Mar Biol Ecol*, 350: 3-20.
- Spalding, M., M. Kainuma and L. Collins. 2010. World atlas of mangroves. Earthscan. 319 p.
- SSD-SAMP. 2020. Sistema de soporte de decisiones del SAMP. INVEMAR. <http://cinto.invemar.org.co/ssdsampindicadores/>. 20/01/2020.
- Stachowicz, J.J. 2001. Chemical Ecology of Mobile Benthic Invertebrates: Predators and Prey, Allies and Competitors, in *Marine Chemical Ecology*, McClintock, J.B. y B.J. Baker (Eds.). CRC Press. 157 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.
- Strickland, D. H. y T. R. Parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. Bulletin 167. 2a Ed. Fisheries Research. Board of Canada. Ottawa. 310 p.
- Superservicios – Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios y DNP – departamento nacional de planeación. 2018. Estudio Sectorial de los servicios públicos domiciliarios de Acueducto y Alcantarillado 2014 – 2017. Bogotá D.C. 88 p.

- SuperTransporte – Superintendencia de Puertos y Transporte. 2020. Boletín Estadístico. Tráfico Portuario en Colombia año 2019. Disponible: https://www.supertransporte.gov.co/documentos/2020/Febrero/Puertos_07/BOLETIN-TRAFICO-PORTUARIO-2019.pdf 04/02/2020
- Tansley, A. G. (1935). The Use and Abuse of Vegetational Concepts and Terms. *Ecology*, 16(3): 284-307.
- Tavera, H.A. 2014. Tercer informe documento final de los lineamientos nacionales para el monitoreo de ecosistemas de manglar en Colombia. Contrato de prestación de servicios No. 52 -14, en el marco del Convenio No. 156 del 2014 suscrito entre el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible – MADS y la Asociación de Corporaciones Autónomas Regionales y de Desarrollo Sostenible – ASO- CARS. 57 p.
- Tomlinson, P.B. 1986. The botany of mangroves. Cambridge tropical biology series. Cambridge University Press, Cambridge. 418 p. DOI: <https://doi.org/10.1017/CBO9781139946575>
- Tubaro A., P. Durando, G. Del Favero, F. Ansaldi, G. Icardi, J.R. Deeds and S. Sosa. 2011. Case definitions for human poisonings postulated to palytoxins exposure. *Toxicon*, 57(3): 478-495.
- Uezu, A. and J.P. Metzger. 2011. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. *Biodivers. Conserv.*, 20: 3627-3643.
- 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.
- UNESCO. 1984. Manuales y guías No. 13 de la COI. Manual para la vigilancia del aceite y de los hidrocarburos del petróleo disueltos/dispersos en el agua de mar y en las playas. 87 p.
- 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 pp.
- Unión Europea. Directiva (UE) 2006/7/EC del Parlamento Europeo y del Consejo de 15 febrero de 2006, relativa a la gestión de la calidad de las aguas de baño y por la que se deroga la Directiva 76/160/EEC. Diario Oficial de la Unión Europea, L64/37, 04 de marzo de 2006, 1-15 p.
- Uribe, J. y L. Urrego. 2009. Gestión ambiental de los ecosistemas de manglar: aproximación del caso colombiano. *Rev. Gestión y Ambiente*, 12 (2): 57-72.
- Vargas-Castillo Y., Rodríguez-Rodríguez, J.A. 2019. Acciones iniciales de restauración, primera fase de implementación del plan básico de restauración y monitoreo para dos áreas de manglar

- en el distrito de manejo integrado de Cispata, Córdoba. 26 páginas + apéndices. Contrato de Subvención No. EU ENV/2016/380-526.
- 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., D. Gómez-López y D. Alonso. 2016. Levantamiento de información ambiental de sistemas marinos y costeros sobre el Caribe colombiano Fase II. Convenio 167 ANH- INVEMAR. Informe técnico final. INVEMAR, Santa Marta. 603 p.
- Villamil, C. 2004. Interacción por recursos (espacio, luz y nutrientes) entre *Typha domingensis* y las tres especies de manglar predominantes en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis Biología Marina, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 91 p.
- 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 Autónoma, Bogotá, Colombia. 62 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., P.S. Obando-Madera y L. Arias-Alemán. 2017. Hoja metodológica del indicador. Índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras – ICAM. Versión 3. Santa Marta D.T.C.H., Colombia. 16 p.
- Walsh, G.E. 1977. Exploitation of mangal. *Wet Coastal Ecosystems*, 1: 347-362.
- Walters, B.B., P. Rönnbäck, J.M. Kovacs, B. Crona, S.A. Hussain, R. Badola, J.H. Primavera, E. Barbier and F. Dah- Douh-Guebas. 2008. Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: a review. *Aquatic Botany*, 89(2): 220-236.
- Wang, C. 2007. Variability of the Caribbean Low-Level Jet and its relations to climate. *Climate Dynamics*, 29: 411–422.
- Webber, M., H. Calumpang, B. Ferreira, E. Granek, S. Green, R. Ruwa and M. Soares. 2016. Mangroves, UN World Ocean Assessment. United Nations, 18 p.
- Woodroffe, C.D., K. Rogers, K.L. McKee, C.E. Lovelock, I.A. Mendelssohn and N. Saintilan. 2016. Mangrove Sedimentation and Response to Relative Sea-Level Rise. *Annual Review of Marine Science*, 8(1): 243-266.
- Yasumoto, T., N. Seino, Y. Murakami y M. Murata. 1987. Toxins produced by benthic dinoflagellates. *Biol. Bull.* 172: 128-131.

Zapata, F.A. and B. Vargas-Ángel. 2003. Corals and coral reefs of the Pacific coast of Colombia. 419-447. In: Cortés, J. (Ed.). Latin American Coral Reefs. Elsevier Science, Amsterdam, Países Bajos. 508 p.