



El ambiente
es de todos

Minambiente



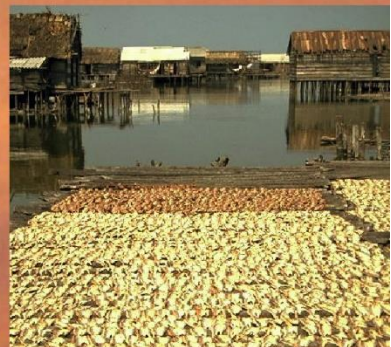
Colombia 50% Mar
INVAMAR
Instituto de Investigaciones Marítimas y Costeras "José Benito Vives de Kaulsky"
Vinculado al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible

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

2021

Volumen 20.



Santa Marta, Diciembre 2021



CUERPO DIRECTIVO INVEMAR

Director General

Francisco Armando Arias Isaza

Subdirector de Coordinación Científica

Jesús Antonio Garay Tinoco

Subdirectora Administrativa

Sandra Rincón Cabal

Coordinadora de Investigación e Información para la

Gestión Marina y Costera (GEZ)

Paula Cristina Sierra Correa

Coordinador Programa de Biodiversidad y Ecosistemas Marinos (BEM)

David Alejandro Alonso Carvajal

Coordinadora Programa Calidad Ambiental Marina (CAM)

Luisa Fernanda Espinosa Díaz

Coordinadora Programa Geociencias Marinas y Costeras (GEO)

Constanza Ricaurte Villota

Coordinador Programa Valoración y Aprovechamiento de Recursos Marinos y Costeros (VAR)

Mario Enrique Rueda Hernández

Coordinador Servicios Científicos (CSC)

Julián Mauricio Betancourt Portela

COORDINACIÓN DEL PROYECTO

INVEMAR

Luisa Fernanda Espinosa Díaz

Mario Rueda Hernández

CORPAMAG

Alfredo Martínez

Edgar Correa Viloria

GRUPO DE INVESTIGACIÓN

Programa CAM

Karen Patricia Ibarra Gutiérrez

Tatiana Zapata Rey

Luisa Fernanda Daza Espinosa

Roika Angulo Caamaño

Yoselin Nieto Gil

Olga Liliana Díaz Fajardo

Sebastián Contreras Fernández

Cesar A. Bernal

Julián Camilo Franco Angulo

Edgar Arteaga Sogamoso

Juan Camilo Rodríguez Ataró

Alexandra Rodríguez-Rodríguez

Programa VAR

Sarith Salas Castro

Efraín Viloria Maestre

José Romero Arenas

Fabián Escobar Toledo

Mario Rueda

Programa BEM

María A. Mutis Martinezguerra

Diana Isabel Gómez

David Alonso Carvajal

Coordinación GEZ

Lina Paola Vásquez Prieto

Darwin Torres

GRUPO DE APOYO

Campo

Kelvin Varela Cabello

Halbin Serrano Ramírez

Laura Alejandra Díaz Serrano

Ramón Velásquez Arrieta

Ingrid Catalina Cortes

Yurani Rojas

Ana María Sierra

Margarita Dussan

Tania Hoyos

Samir Silva

Carlos Daza

David Alejandro Sánchez

Vladimir Carbone H.

Héctor Rodríguez A.

Yaneth Palomino L.

Jesús Suarez G.

Stephannie Chávez Zabaleta

Laboratorio

Gustavo Lara Ospino

Edinson Orozco Surmay

Jonatan Pai Guanga

Juliana Gómez Moreno

Eliana Bernal Barreto

Mónica Rodríguez Suárez

Luisa Villalba Escobar

Leydy Alarcón Murillo

Janneth Andrea Beltrán Ibañez

Julián Pizarro Pertúz

Imagen portada: Proyecto Prociénaga – GTZ, Juan Pablo Parra, Carlos Augusto Villamil.

Cítese como:

INVEMAR. 2021. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2021, Volumen 20. Santa Marta 178 p.

INVEMAR

Calle 25 No. 2-55, Playa Salguero

Santa Marta D.T.C.H., Colombia

Teléfono: (57) (5) 4328600

www.invemar.org.co



TABLA DE CONTENIDO

1.	RESUMEN.....	13
2.	INTRODUCCIÓN	17
3.	METODOLOGÍA.....	20
3.1.	Área de Estudio.....	21
3.2.	Métodos y Análisis de información	23
3.2.1.	Calidad de Aguas	23
3.2.2.	Ecosistemas de Manglar.....	29
	Diseño Muestreal	30
	Análisis de cambios de coberturas en la CGSM	32
3.2.3.	Recursos Pesqueros.....	36
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	39
4.1.	CALIDAD DE AGUAS	40
4.1.1.	Contexto general calidad del agua y del sedimento en la Ciénaga Grande de Santa Marta	41
4.1.2.	¿Cuáles son las estaciones dónde se presentaron las condiciones de calidad de aguas más críticas para la preservación de flora y fauna en la CGSM entre abril de 2021 y septiembre de 2021?	48
	Nivel del agua	48
	Salinidad	48
	Temperatura	50
	Oxígeno Disuelto	51
	pH	53
	Nutrientes Inorgánicos Disueltos.....	55
4.1.3.	¿Cuáles fueron las tendencias en sólidos suspendidos totales y clorofila <i>a</i> ?	59
	Sólidos Suspendidos Totales (SST)	59
	Clorofila <i>a</i>	61
4.1.4.	¿Qué contaminantes se encontraron en aguas, sedimentos y organismos de la CGSM entre abril y septiembre del 2021?	62
	<i>Metales Pesados</i>	62
	Metales pesados totales en sedimentos	63
	Metales biodisponibles en material particulado suspendido en aguas y en sedimentos	66
	Mercurio total en aguas y organismos	68
	Plaguicidas en sedimentos	69



4.1.5.	¿Cuál fue el tamaño de grano predominante en los sedimentos superficiales de las bocas de los ríos provenientes de la SNSM y los caños Aguas Negras y Clarín?	70
4.1.6.	¿Cuál fue el estado de la calidad sanitaria del agua de la CGSM en el período comprendido entre abril y septiembre de 2021?	71
	Históricos microbiológicos: Coliformes Totales y Termotolerantes	71
4.1.7.	¿Qué factores etiológicos se encontraron en aguas y peces de interés comercial en la CGSM que pueden ser causantes de patologías intestinales y extraintestinales?	78
	<i>Vibrio SP.</i> y <i>Aeromonas SP.</i> en aguas	78
	<i>Vibrio SP.</i> y <i>Aeromonas SP.</i> en organismos.....	80
4.1.8.	¿Cómo fue el comportamiento de la composición y la densidad fitoplanctónica en la época de transición lluviosa menor (mayo) de 2021 en la CGSM?	80
4.1.9.	¿Cómo ha sido el comportamiento histórico entre los años 2014 y 2021 de la densidad y composición fitoplanctónica en dos estaciones de la CGSM y cómo ha sido la dinámica de la presencia de géneros con especies potencialmente nocivas?	86
4.2.	BOSQUE DE MANGLAR	93
4.2.1.	¿Cómo ha cambiado el estado de integridad de los bosques de manglar en la CGSM en los últimos años?	94
4.2.2.	¿Cómo ha sido el comportamiento de la salinidad en los manglares de la CGSM, su relación con las obras hidráulicas y la cobertura del bosque?.....	95
4.2.3.	¿Cuál es el estado actual de los bosques de manglar en la CGSM?.....	99
4.2.4.	¿Cuál es la dinámica de la regeneración natural en la CGSM?	106
4.2.5.	¿Cuál es la dinámica de la cobertura del manglar en el periodo 2020 - 2021?	108
4.2.6.	¿Cómo es la composición y abundancia de la comunidad avifaunal en las cinco estaciones históricas de la CGSM?	110
	Categorías de amenaza, residencia y migración	112
	Nidos y polluelos	116
	Composición y abundancia relativa por estación	117
4.2.7.	¿Cómo es el comportamiento por gremios tróficos de la comunidad avifaunal de las estaciones históricas de la CGSM?	120
4.3.	RECURSOS PESQUEROS	123
4.3.1.	¿Qué cambios se reflejan en las variables de desempeño pesquero y en su relación con la variabilidad climática global en las últimas dos décadas?	124
	Captura total	124
	Composición de las capturas por grupos de especies	125
	Composición de las capturas por especies de peces	126
	Composición de las capturas por especies de invertebrados	128



Captura total anual para los principales sitios de desembarco por arte y/ o método de pesca	129
Relación de la captura (t), esfuerzo de pesca (faenas) y captura por unidad de esfuerzo (kg/faena) de los principales artes y/o métodos de pesca.	132
4.3.2. En los aspectos económicos de la actividad pesquera en la CGSM, ¿cómo inciden la composición de las capturas en los ingresos económicos de los pescadores?.....	134
Comparación interanual de las capturas e ingresos económicos en la pesquería de CGSM.	134
Renta económica por pescador para los principales sitios de desembarco por arte y/o método de pesca en la ecorregión CGSM.	135
4.3.3. ¿Cuál es el estado actual de algunos indicadores reproductivos de especies de importancia comercial en la pesquería de la CGSM?.....	138
<i>Oreochromis niloticus</i> (Mojarra lora)	138
<i>Caquetaia Kraussi</i> (Mojarra peña)	140
<i>Triportheus Magdalenae</i> (Arenca)	142
<i>Micropogonias Furnieri</i> (Coroncoro).....	143
4.3.4. ¿Cuál es el impacto de la pesca sobre las tallas de los principales recursos pesqueros de la CGSM?.....	146
Relación entre los indicadores TMC, composición de captura por tallas contra la TM de las principales especies de peces e invertebrados en la pesquería de la CGSM.....	146
Presión pesquera artesanal sobre la estructura de tallas capturadas de las principales especies de peces de la ecorregión CGSM.....	150
5. DIAGNÓSTICO Y CONCLUSIONES.....	151
6. RECOMENDACIONES	155
7. BIBLIOGRAFÍA	158
8. ANEXOS.....	173



ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 3-1. LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA Y LÍMITE DEL ÁREA EFECTIVA DEL MONITOREO REALIZADO POR INVEMAR EN LA CGSM.	21
FIGURA 3-2. UBICACIÓN DE LAS ESTACIONES DE MONITOREO DEL COMPONENTE CALIDAD DE AGUAS Y SEDIMENTOS EN EL COMPLEJO LAGUNAR DE LA CGSM.	23
FIGURA 3-3. ESTACIONES DE MONITOREO. A: RINCONADA (RIN); B: AGUAS NEGRAS (ANE); C: CAÑO GRANDE (CGD); D: KILÓMETRO 22 (KM22); E: LUNA (LUN); F: SEVILLANO (SEV). FOTOS: JUAN CAMILO RODRÍGUEZ, PROGRAMA CAM, 2021.	30
FIGURA 3-4 ESQUEMA DE MEDICIÓN DE LA ESTRUCTURA, REGENERACIÓN NATURAL Y VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS. FUENTE: INVEMAR, 2019.	31
FIGURA 3-5 ESCALA DE INTERPRETACIÓN DEL INDICADOR DE INTEGRIDAD BIOLÓGICA DE MANGLARES.	32
FIGURA 3-6. MAPA CON PUNTOS DE VERIFICACIÓN SALIDA DE CAMPO NOVIEMBRE 2021.	35
FIGURA 3-7. PROCESO METODOLÓGICO DE CAMPO Y LABORATORIO DE LOS INDIVIDUOS RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	37
FIGURA 4-1 -ESTACIÓN BOCA DE LA BARRA UBICADA EN LA ZONA MARINA (ZONA 0), DONDE SE MUESTRA LA DIRECCIÓN DE LA CORRIENTE, EVIDENCIANDO EL FLUJO DE AGUA DESDE EL CUERPO PRINCIPAL DE LA CGSM HACIA EL MAR. FOTOS TOMADAS EN MAYO, JUNIO Y JULIO DE 2021 POR EDGAR ARTEAGA, PROGRAMA CAM – INVEMAR.	42
FIGURA 4-2. IMÁGENES DE LAS ESTACIONES DE LOS RÍOS DE LA VERTIENTE OCCIDENTAL DE LA SIERRA NEVADA DE SANTA MARTA (ZONA 1), DONDE SE EVIDENCIA LA PRESENCIA DE VEGETACIÓN FLOTANTE. FOTOS TOMADAS EN MAYO Y JULIO DE 2021 POR EDGAR ARTEAGA, PROGRAMA CAM – INVEMAR.	43
FIGURA 4-3. IMÁGENES DE LAS ESTACIONES UBICADAS EN LA ZONA DEL CUERPO DE AGUA PRINCIPAL (ZONA 2). FOTOS TOMADAS EN MAYO, JUNIO Y JULIO DE 2021 POR EDGAR ARTEAGA, PROGRAMA CAM – INVEMAR.	44
FIGURA 4-4. IMÁGENES DE LAS ESTACIONES UBICADAS EN EL COMPLEJO DE PAJARALES (ZONA 3). FOTOS TOMADAS EN MAYO Y JULIO DE 2021 POR EDGAR ARTEAGA, PROGRAMA CAM – INVEMAR.	45
FIGURA 4-5. IMÁGENES DE LAS ESTACIONES UBICADAS EN LA ZONA DEL CAÑO CLARÍN (ZONA 5). FOTOS TOMADAS EN MAYO, JUNIO Y JULIO DE 2021 POR LAURA DÍAZ, PROGRAMA CAM – INVEMAR.	46
FIGURA 4-6. IMÁGENES DE LAS ESTACIONES UBICADAS EN LA ZONA NOROCCIDENTAL DEL VÍA PARQUE ISLA DE SALAMANCA (ZONA 6). FOTOS TOMADAS EN MAYO, JUNIO Y JULIO DE 2021 POR LAURA DÍAZ, PROGRAMA CAM – INVEMAR.	47
FIGURA 4-7. MAPA DE CALOR EN EL QUE SE REPRESENTAN LOS CAMBIOS EN EL NIVEL DE AGUA DE LAS 28 ESTACIONES QUE HACEN PARTE DEL MONITOREO DE CALIDAD DE AGUAS EN LA CGSM. FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA.	48
FIGURA 4-8. SALINIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL EN 28 ESTACIONES UBICADAS EN SEIS ZONAS DE LA CGSM, ENTRE ABRIL DE 2021 Y SEPTIEMBRE DE 2021. ESCALA DE COLOR DE FONDO REPRESENTA EL TIPO DE AGUA SEGÚN LOS VALORES DE SALINIDAD, BASADO EN LA CLASIFICACIÓN PROPUESTA POR KNOX (2001).	49
FIGURA 4-9. TEMPERATURA DEL AGUA SUPERFICIAL EN 28 ESTACIONES UBICADAS EN SEIS ZONAS DE LA CGSM, ENTRE ABRIL DE 2021 Y SEPTIEMBRE DE 2021.	51
FIGURA 4-10. CONCENTRACIONES DE OXÍGENO DISUELTO (OD) DEL AGUA SUPERFICIAL EN 28 ESTACIONES UBICADAS EN SEIS ZONAS DE LA CGSM, ENTRE ABRIL DE 2021 Y SEPTIEMBRE DE 2021. LÍNEA HORIZONTAL ROJA REPRESENTA EL LÍMITE PERMISIBLE PARA EL OD SEGÚN LEGISLACIÓN COLOMBIANA (4,0 mg O ₂ /L; MINAMBIENTE, 2015).	52
FIGURA 4-11. VALORES DE PH DEL AGUA SUPERFICIAL EN 28 ESTACIONES UBICADAS EN SEIS ZONAS DE LA CGSM, ENTRE ABRIL DE 2021 Y SEPTIEMBRE DE 2021. LÍNEAS HORIZONTALES ROJAS REPRESENTAN LOS LÍMITES PERMISIBLES PARA EL PH EN AGUAS ESTUARINAS Y MARINAS (6,5 – 8,5); LÍNEAS HORIZONTALES FUCSIA REPRESENTAN LOS LÍMITES PERMISIBLES PARA EL PH EN AGUAS CÁLIDAS DULCES (4,5 – 9,0) (MINAMBIENTE, 2015).	54
FIGURA 4-12. CONCENTRACIONES DE FOSFATO MEDIDAS ENTRE ABRIL Y SEPTIEMBRE DE 2021 EN EL AGUA SUPERFICIAL DE 28 ESTACIONES UBICADAS EN SEIS ZONAS DE LA CGSM.	56
FIGURA 4-13. CONCENTRACIONES DE NITRÓGENO AMONIAICAL MEDIDAS ENTRE ABRIL Y SEPTIEMBRE DE 2021 EN EL AGUA SUPERFICIAL DE 28 ESTACIONES UBICADAS EN SEIS ZONAS DE LA CGSM. LA LÍNEA NARANJA REPRESENTA EL VALOR REFERIDO (70,0 µg/L) COMO TÍPICO PARA ESTUARIOS POCO CONTAMINADOS DAY ET AL. (1989) CITADO EN FRAILE ET AL. (1991). 57	



- FIGURA 4-14. CONCENTRACIONES DE NITRATO MEDIDAS ENTRE MAYO Y SEPTIEMBRE DE 2021 EN EL AGUA SUPERFICIAL DE 28 ESTACIONES UBICADAS EN SEIS ZONAS DE LA CGSM. LAS CONCENTRACIONES GRAFICADAS PARA EL MES DE ABRIL CORRESPONDEN A NITRITO + NITRATO. 58
- FIGURA 4-15. CONCENTRACIONES DE NITRITO MEDIDAS ENTRE ABRIL Y SEPTIEMBRE DE 2021 EN EL AGUA SUPERFICIAL DE 28 ESTACIONES UBICADAS EN SEIS ZONAS DE LA CGSM. 59
- FIGURA 4-16. CONCENTRACIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES ENTRE ABRIL Y SEPTIEMBRE DE 2021, EN EL AGUA SUPERFICIAL DE 28 ESTACIONES UBICADAS EN SEIS ZONAS DE LA CGSM. LÍNEAS HORIZONTALES AMARILLAS Y ROJAS REPRESENTAN LOS VALORES DE REFERENCIA MÍNIMO (150 MG/L) Y MÁXIMO (400 MG/L) USADOS EN LA CLASIFICACIÓN PARA AGUA SUPERFICIAL CONTAMINADA SEGÚN CONAGUA, 2015. 60
- FIGURA 4-17. CONCENTRACIONES DE CLOROFILA A ENTRE ABRIL Y SEPTIEMBRE DE 2021 EN EL AGUA SUPERFICIAL DE 28 ESTACIONES UBICADAS EN SEIS ZONAS DE LA CGSM. ESCALA DE COLOR DE FONDO REPRESENTA CONDICIONES OLIGOTRÓFICAS (BANDA CELESTE; 1,0 Y 2,5 $\mu\text{G CHL A/L}$), MESOTRÓFICAS (BANDA NARANJA; 2,5 Y 7,9 $\mu\text{G CHL A/L}$), EUTRÓFICAS (BANDA AMARILLA; 8,0 Y 25,0 $\mu\text{G CHL A/L}$) E HIPERTRÓFICAS (BANDA ROSA; > 25,0 $\mu\text{G CHL A/L}$), SEGÚN LA CLASIFICACIÓN PROPUESTA POR LA OCDE, 1982 (EN: [LÓPEZ Y MADROÑERO, 2015](#)) 62
- FIGURA 4-18. CONCENTRACIONES DE CROMO (Cr) TOTAL EN SEDIMENTOS MEDIDOS EN LOS MESES DE A) MAYO, B) JULIO Y C) SEPTIEMBRE DEL 2021, EN OCHO ESTACIONES DE MONITOREO UBICADAS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA. 64
- FIGURA 4-19. CONCENTRACIONES DE COBRE (Cu) TOTAL EN SEDIMENTOS MEDIDOS EN LOS MESES DE A) MAYO, B) JULIO Y C) SEPTIEMBRE DEL 2021 EN OCHO ESTACIONES DE MONITOREO UBICADAS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA. 64
- FIGURA 4-20. CONCENTRACIONES DE ZINC (Zn) TOTAL EN SEDIMENTOS MEDIDOS EN LOS MESES DE A) MAYO, B) JULIO Y C) SEPTIEMBRE DEL 2021 EN OCHO ESTACIONES DE MONITOREO UBICADAS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA. 65
- FIGURA 4-21. CONCENTRACIONES DE MERCURIO (Hg) TOTAL EN SEDIMENTOS MEDIDOS EN LOS MESES DE A) MAYO, B) JULIO Y C) SEPTIEMBRE DEL 2021 EN OCHO ESTACIONES DE MONITOREO UBICADAS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA. 65
- FIGURA 4-22. CONCENTRACIONES DE ZINC (Zn) BIODISPONIBLE EN SEDIMENTOS MEDIDOS EN LOS MESES DE A) MAYO, B) JULIO Y C) SEPTIEMBRE DEL 2021 EN OCHO ESTACIONES DE MONITOREO UBICADAS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA. 67
- FIGURA 4-23. CONCENTRACIONES DE COBRE (Cu) BIODISPONIBLE EN SEDIMENTOS MEDIDOS EN LOS MESES DE A) MAYO, B) JULIO Y C) SEPTIEMBRE DEL 2021 EN OCHO ESTACIONES DE MONITOREO UBICADAS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA. 67
- FIGURA 4-24. CONCENTRACIONES HISTÓRICAS PROMEDIO DE MERCURIO EN ORGANISMOS (PECES) DE LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, PERÍODO 2015 – SEPTIEMBRE 2021. ESPECIES ANALIZADAS EUGERRES PLUMIERIS Y MUGIL INCILIS. 68
- FIGURA 4-25. CONCENTRACIONES PROMEDIO DE MERCURIO EN ORGANISMOS (PECES) DE LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA EN RELACIÓN AL TAMAÑO, PERÍODO MAYO - SEPTIEMBRE 2021. ESPECIES ANALIZADA MUGIL INCILIS. 69
- FIGURA 4-26. TAMAÑO DE GRANO EN LAS ESTACIONES CAÑO AGUAS NEGRAS (CAN), BOCA CAÑO CLARÍN (B. CLARÍN), BOCA DEL RÍO ARACATACA (BRA), BOCA DEL RÍO FUNDACIÓN (BRF) Y BOCA DEL RÍO SEVILLA (BRS) EN ÉPOCA SECA MENOR (JULIO 2021) Y DE LLUVIAS MAYORES (SEPTIEMBRE 2021). 71
- FIGURA 4-27. SERIE DE TIEMPO DE LAS CONCENTRACIONES DE COLIFORMES TOTALES (CTT) EN LAS ESTACIONES DE LA CGSM PARA EL PERÍODO 1995 - 2021. LAS LÍNEAS ROJAS CONTINUA Y DISCONTINUA REPRESENTAN LOS LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE CONTACTO PRIMARIO (LOG 3,0 NMP CTT/100 mL) Y SECUNDARIO (LOG 3,7 NMP CTT/100 mL), RESPECTIVAMENTE ([MINAMBIENTE, 2015](#)). LA FRANJA NARANJA REPRESENTA EL PERÍODO NO MONITOREADO POR LA PANDEMIA DE COVID-19. 72
- FIGURA 4-28. SERIE DE TIEMPO DE LAS CONCENTRACIONES DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES (CTE) EN ESTACIONES UBICADAS EN SEIS ZONAS DE LA CGSM PARA EL PERÍODO 1995 - 2021. LA LÍNEA ROJA CONTINUA REPRESENTA EL LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE DE CONTACTO PRIMARIO PARA ESTE PARÁMETRO (2,30 LOG₁₀ NMP CTE/100mL; [MINAMBIENTE, 2015](#)). LA FRANJA NARANJA REPRESENTA EL PERÍODO NO MONITOREADO DEBIDO A LA PANDEMIA POR COVID-19. 73
- FIGURA 4-29. BOXPLOT DE LAS CONCENTRACIONES DE COLIFORMES TOTALES (CTT) EN DOCE ESTACIONES UBICADAS EN SEIS ZONAS DE LA CGSM DURANTE EL PERÍODO DE MONITOREO 1995-2021. EL ANCHO DE LAS CAJAS ES EQUIVALENTE A LA CANTIDAD DE DATOS DISPONIBLE EN CADA ESTACIÓN. LA LÍNEA ROJA CONTINUA CORRESPONDE AL LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE PARA CONTACTO PRIMARIO (3,0 LOG₁₀ NMP/100 mL) Y LA LÍNEA ROJA DISCONTINUA CORRESPONDE AL LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE PARA CONTACTO SECUNDARIO (3,7 LOG₁₀ NMP/100 mL) ([MINAMBIENTE, 2015](#)). 75
- FIGURA 4-30. BOXPLOT DE LAS CONCENTRACIONES DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES (CTE) EN DOCE ESTACIONES UBICADAS EN SEIS ZONAS DE LA CGSM DURANTE EL PERÍODO DE MONITOREO 1995-2021. EL ANCHO DE LAS CAJAS ES EQUIVALENTE A LA



CANTIDAD DE DATOS DISPONIBLE EN CADA ESTACIÓN. LA LÍNEA ROJA CONTINUA REPRESENTA EL LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE PARA CONTACTO PRIMARIO (2,30 LOG ₁₀ NMP/100ML) (MINAMBIENTE, 2015).	76
FIGURA 4-31. CORRELACIÓN ENTRE LA CONCENTRACIÓN DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES (CTE, IZQUIERDA) Y COLIFORMES TOTALES (CTT, DERECHA), Y LAS VARIABLES <i>IN SITU</i> ASOCIADAS, TEMPERATURA, OXÍGENO DISUELTO, SALINIDAD Y pH, PARA EL PERÍODO COMPRENDIDO ENTRE 1995 Y 2021. LOS ESPACIOS EN BLANCO CORRESPONDEN A VALORES ESTADÍSTICAMENTE NO SIGNIFICATIVOS.	77
FIGURA 4-32. ESPECIES DE <i>VIBRIO SP.</i> Y <i>AEROMONAS SP.</i> , AISLADAS POR CADA ESTACIÓN DE LA CGSM EN MUESTRAS DE AGUA, EN EL PERÍODO ABRIL A SEPTIEMBRE DE 2021. LOS NÚMEROS EN LAS BARRAS INDICAN EL NÚMERO DE CEPAS POR ESPECIE IDENTIFICADAS.	79
FIGURA 4-33. ESPECIES DE <i>VIBRIO SP.</i> Y <i>AEROMONAS SP.</i> , AISLADAS EN MUESTRAS DE ORGANISMOS ADQUIRIDOS CON PESCADORES DEL COMPLEJO DE PAJARALES Y VIPIS DE LA CGSM, DURANTE EL PERÍODO ABRIL - SEPTIEMBRE DE 2021. LOS NÚMEROS EN LAS BARRAS INDICAN EL NÚMERO DE CEPAS POR ESPECIE IDENTIFICADAS.	80
FIGURA 4-34. PORCENTAJE DE CONTRIBUCIÓN DE LOS GRUPOS TAXONÓMICOS ENCONTRADOS PARA LA ÉPOCA DE TRANSICIÓN LLUVIOSA MENOR 2021.	81
FIGURA 4-35. DENSIDAD CELULAR (CÉL/L) Y SALINIDAD REGISTRADA EN MAYO DE 2021 (ÉPOCA DE TRANSICIÓN LLUVIOSA MENOR). LBA= BOCA DE LA BARRA; CLU= CIÉNAGA LA LUNA; NVE= NUEVA VENECIA; CEN= CENTRO CGSM; RIN= RINCONADA; FRF= FRENTE A RÍO FUNDACIÓN Y CAN= BOCA DEL CAÑO AGUAS NEGRAS.	82
FIGURA 4-36. ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS TAXONÓMICOS DEL FITOPLANCTON EN LAS ESTACIONES DE MUESTREO DURANTE LA ÉPOCA DE TRANSICIÓN DE 2021. LBA= BOCA DE LA BARRA; CLU= CIÉNAGA LA LUNA; NVE= NUEVA VENECIA; CEN= CENTRO CGSM; RIN= RINCONADA; FRF= FRENTE A RÍO FUNDACIÓN Y CAN= BOCA DEL CAÑO AGUAS NEGRAS.	82
FIGURA 4-37. ATRIBUTOS ECOLÓGICOS DE LAS COMUNIDADES FITOPLANCTÓNICAS EN LAS SIETE ESTACIONES MONITOREADAS EN LA CGSM DURANTE LA ÉPOCA DE TRANSICIÓN DE 2021. A) RIQUEZA DE MARGALEF (D), B) DIVERSIDAD SHANNON-WIENER (H') C) ÍNDICES DE UNIFORMIDAD DE PIELOU (J') Y D) ÍNDICE DE PREDOMINIO DE SIMPSON (λ).	84
FIGURA 4-38. ESCALAMIENTO MULTIDIMENSIONAL NO MÉTRICO (N-MDS) DE LAS ESTACIONES CON RESPECTO A LAS ABUNDANCIAS. BOCA CAÑO AGUAS NEGRAS (CAN), CENTRO CIÉNAGA (CEN), FRENTE AL RÍO FUNDACIÓN (FRF), LA BOCA DE LA BARRA (LBA), CIÉNAGA LA LUNA (CLU), NUEVA VENECIA (NVE) Y RINCONADA (RIN). ZONAS: COMPLEJO PAJARALES (CP), CENTRO DE LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA (CGSM), ZONA MARINA (M).	85
FIGURA 4-39. DENSIDADES FITOPLANCTÓNICAS (CÉL/L) REGISTRADAS MENSUALMENTE EN LA BOCA LA BARRA (LBA) Y CIÉNAGA LA LUNA (CLU) ENTRE LOS AÑOS 2014 Y SEPTIEMBRE DE 2021.	86
FIGURA 4-40. ABUNDANCIAS RELATIVAS (%), REGISTRADAS MENSUALMENTE EN LA BOCA DE LA BARRA (LBA) ENTRE AGOSTO DE 2014 Y SEPTIEMBRE DE 2021.	87
FIGURA 4-41. ABUNDANCIAS RELATIVAS (%), REGISTRADAS MENSUALMENTE EN LA CIÉNAGA DE LA LUNA (CLU) ENTRE AGOSTO DE 2014 Y SEPTIEMBRE DE 2021.	88
FIGURA 4-42. SERIE HISTÓRICA (2015 - 2021) DEL INDICADOR DE INTEGRIDAD BIOLÓGICA - IBIM PARA LAS ESTACIONES DE MONITOREO EN LA CGSM.	94
FIGURA 4-43. PROMEDIO DE SALINIDAD INTERSTICIAL (0,5 M) Y NIVEL DE INUNDACIÓN EN LAS ESTACIONES DE MONITOREO DE LA CGSM POR TRIMESTRE PARA LA VIGENCIA 2021.	97
FIGURA 4-44. ÍNDICE OCEÁNICO DEL NIÑO (ONI, POR SUS SIGLAS EN INGLÉS) PARA EL PERIODO 2015 – 2021. LA LÍNEA PUNTEADA ROJA REPRESENTA EL UMBRAL DE ANOMALÍA POSITIVA (EL NIÑO) Y LA LÍNEA PUNTEADA AZUL REPRESENTA EL UMBRAL DE ANOMALÍA NEGATIVA DE TEMPERATURA (LA NIÑA). FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA. DATOS: NOAA(2021) HTTPS://ORIGIN.CPC.NCEP.NOAA.GOV/PRODUCTS/ANALYSIS_MONITORING/ENSOSTUFF/ONI_V5.PHP	98
FIGURA 4-45. SERIE HISTÓRICA (2015 - 2021) DEL PROMEDIO DE SALINIDAD INTERSTICIAL (0,5 M) EN LAS ESTACIONES DE MONITOREO DE LA CGSM.	98
FIGURA 4-46. SERIE HISTÓRICA (2015 - 2021) DEL ÁREA BASAL Y EL ÍNDICE DE VALOR DE IMPORTANCIA - IVI PARA LAS ESPECIES DE MANGLAR ENCONTRADAS EN RINCONADA.	100
FIGURA 4-47. SERIE HISTÓRICA (2015 - 2021) DEL ÁREA BASAL Y EL ÍNDICE DE VALOR DE IMPORTANCIA - IVI PARA LAS ESPECIES DE MANGLAR ENCONTRADAS EN AGUAS NEGRAS.	100
FIGURA 4-48. SERIE HISTÓRICA (2015 - 2021) DEL ÁREA BASAL Y EL ÍNDICE DE VALOR DE IMPORTANCIA - IVI PARA LAS ESPECIES DE MANGLAR ENCONTRADAS EN CAÑO GRANDE.	101



FIGURA 4-49. SERIE HISTÓRICA (2015 - 2021) DEL ÁREA BASAL Y EL ÍNDICE DE VALOR DE IMPORTANCIA - IVI PARA LAS ESPECIES DE MANGLAR ENCONTRADAS EN SEVILLANO.	101
FIGURA 4-50. SERIE HISTÓRICA (2015 - 2021) DEL ÁREA BASAL Y EL ÍNDICE DE VALOR DE IMPORTANCIA - IVI PARA LAS ESPECIES DE MANGLAR ENCONTRADAS EN KILÓMETRO 22.	102
FIGURA 4-51. SERIE HISTÓRICA (2015 - 2021) DEL ÁREA BASAL Y EL ÍNDICE DE VALOR DE IMPORTANCIA - IVI PARA LAS ESPECIES DE MANGLAR ENCONTRADAS EN LUNA.	102
FIGURA 4-52. SERIE HISTÓRICA (2015 - 2021) DEL TOTAL DE BRINZALES EN LA CGSM.	103
FIGURA 4-53. SERIE HISTÓRICA (2015 - 2021) DEL TOTAL DE INDIVIDUOS POR CATEGORÍA DIAMÉTRICA EN LAS ESTACIONES DE LA CGSM.	104
FIGURA 4-54. SIGNOS Y SÍNTOMAS ENCONTRADOS EN LOS INDIVIDUOS MONITOREADOS DURANTE EL 2019 Y EL 2021. MUAS = MUERTE ASCENDENTE, FT= FRACTURACIÓN, RA= RAÍCES ADVENTICIAS, DES2= DESCORTEZAMIENTO, MB= MANCHAS BLANCAS, EXU= EXUDADO, HP= HOJAS PERFORADAS, DEF= DEFOLIACIÓN, HERB= HERBIVORÍA, CLO= CLOROSIS.	105
FIGURA 4-55. SIGNOS Y SÍNTOMAS POR ESPECIE DURANTE EL 2021. AG= MUAS = MUERTE ASCENDENTE, FT= FRACTURACIÓN, RA= RAÍCES ADVENTICIAS, DES2= DESCORTEZAMIENTO, MB= MANCHAS BLANCAS, EXU= EXUDADO, HP= HOJAS PERFORADAS, DEF= DEFOLIACIÓN, HERB= HERBIVORÍA, CLO= CLOROSIS.	105
FIGURA 4-56. SIGNOS Y SÍNTOMAS POR CATEGORÍA DIAMÉTRICA EN EL 2021. MUAS = MUERTE ASCENDENTE, FT= FRACTURACIÓN, RA= RAÍCES ADVENTICIAS, DES2= DESCORTEZAMIENTO, MB= MANCHAS BLANCAS, EXU= EXUDADO, HP= HOJAS PERFORADAS, DEF= DEFOLIACIÓN, HERB= HERBIVORÍA, CLO= CLOROSIS.	106
FIGURA 4-57. DENSIDAD DE PROPÁGULOS EN LAS ESTACIONES DE MONITOREO EN LA CGSM DURANTE EL 2021.	107
FIGURA 4-58. SERIE HISTÓRICA (2015 - 2021) DE LA DENSIDAD DE PROPÁGULOS POR ESPECIE.	107
FIGURA 4-59. DENSIDAD DE PLÁNTULAS EN LAS ESTACIONES DE MONITOREO EN LA CGSM DURANTE EL 2021.	108
FIGURA 4-60. SERIE HISTÓRICA (2015 - 2021) DE LA DENSIDAD DE PLÁNTULAS POR ESPECIE.	108
FIGURA 4-61. DINÁMICA DE PÉRDIDA, GANANCIA Y ESTABILIDAD DEL MANGLAR DE LA CGSM A ESCALA 1:25.000 ENTRE EL 2020 Y EL 2021.	109
FIGURA 4-62. PORCENTAJE DE REPRESENTATIVIDAD DE DETECCIONES AVIFAUNALES PARA CADA UNA DE LAS ESTACIONES EVALUADAS EN EL MONITOREO CORRESPONDIENTE A 2021. ANE: ESTACIÓN AGUAS NEGRAS. CGD: ESTACIÓN CAÑO GRANDE; KM22: ESTACIÓN KILÓMETRO 22; LUN: ESTACIÓN LUNA; RIN: ESTACIÓN RINCONADA	110
FIGURA 4-63. ESPECIES AVIFAUNALES BAJO ALGÚN TIPO DE CATEGORÍA DE AMENAZA, REGISTRADAS PARA EL MONITOREO EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, 2021; A. EJEMPLAR ADULTO DE CHAVARRÍ <i>CHAUNA CHAVARRIA</i> ; B-C. EJEMPLARES ADULTOS DE CONIROSTRO BICOLOREADO <i>CONIROSTRUM BICOLOR</i> Y D. EJEMPLAR ADULTO DE TORDO DE OJOS ROJOS <i>MOLOTHRUS AENEUS</i> .	113
FIGURA 4-64. A. PORCENTAJE DE DETECCIONES DE ESPECIES ENDÉMICAS (E), RESIDENTES (R), E INVERNANTES NO REPRODUCTIVAS (INR) Y B. PORCENTAJE DE REPRESENTATIVIDAD PARA LAS ESPECIES INR (MIGRATORIOS NEOTROPICALES) DETECTADAS PARA EL MONITOREO DE AVIFAUNA ASOCIADA A MANGLAR EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, 2021. ANE: ESTACIÓN AGUAS NEGRAS. CGD: ESTACIÓN CAÑO GRANDE; KM22: ESTACIÓN KILÓMETRO 22; LUN: ESTACIÓN LUNA; RIN: ESTACIÓN RINCONADA.	114
FIGURA 4-65. ALGUNAS DE LAS ESPECIES MIGRATORIAS NEOTROPICALES REGISTRADAS PARA EL MONITOREO EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, 2021; A. BARRAQUETE <i>SPATULA DISCORS</i> ; B. REINITA DORADA <i>PROTONOTARIA CITREA</i> ; C. REINITA ACUÁTICA <i>PARKESIA NOVEBORACENSIS</i> ; D. ZORZALITO ROJIZO <i>CATHARUS FUSCESCENS</i> ; E. ÁGUILA PESCADORA <i>PANDION HALIAETUS</i> ; F. REINITA DE LOUISIANA <i>PARKESIA MOTACILLA</i> .	115
FIGURA 4-66. NIDOS ACTIVOS Y POLLUELOS DE A. <i>TIGRISOMA</i> , B-C. <i>BUTEOGALLUS ANTHRACINUS</i> Y C. <i>ROSTRAMUS SOCIABILIS</i> DETECTADOS PARA EL MONITOREO DE AVES ASOCIADAS A MANGLAR EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, 2021.	116
FIGURA 4-67. PORCENTAJE DE REPRESENTATIVIDAD POR FAMILIAS PARA LA ESTACIÓN AGUAS NEGRAS-ANE, EN EL MARCO DEL MONITOREO DE AVIFAUNA ASOCIADA A MANGLAR EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, 2021.	118
FIGURA 4-68. PORCENTAJE DE REPRESENTATIVIDAD POR FAMILIAS PARA LA ESTACIÓN CAÑO GRANDE-CGD, EN EL MARCO DEL MONITOREO DE AVIFAUNA ASOCIADA A MANGLAR EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, 2021.	118
FIGURA 4-69. PORCENTAJE DE REPRESENTATIVIDAD POR FAMILIAS PARA LA ESTACIÓN KILÓMETRO 22-KM22, EN EL MARCO DEL MONITOREO DE AVIFAUNA ASOCIADA A MANGLAR EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, 2021.	119
FIGURA 4-70. PORCENTAJE DE REPRESENTATIVIDAD POR FAMILIAS PARA LA ESTACIÓN LUNA-LUN, EN EL MARCO DEL MONITOREO DE AVIFAUNA ASOCIADA A MANGLAR EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, 2021.	119



FIGURA 4-71. PORCENTAJE DE REPRESENTATIVIDAD POR FAMILIAS PARA LA ESTACIÓN RINCONADA-RIN, EN EL MARCO DEL MONITOREO DE AVIFAUNA ASOCIADA A MANGLAR EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, 2021.	120
FIGURA 4-72. PORCENTAJE DE REPRESENTATIVIDAD DE LOS GREMIOS TRÓFICOS DE LAS ESPECIES AVIFAUNALES DETECTADAS EN EN EL MARCO DEL MONITOREO DE AVIFAUNA ASOCIADA A MANGLAR EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, 2021. CNV: CARNÍVORO; F/G: FRUGÍVORO/GRANÍVORO; HBV: HERBÍVORO; ICT: ICTIÓFAGO; INS: INSECTÍVORO; MI: MACROINVERTEBRADÍVOROS; NEC: NECTÍVORO; OMN: OMNÍVORO; SCV: CARROÑERO.	122
FIGURA 4-73. PORCENTAJE DE REPRESENTATIVIDAD POR GREMIO TRÓFICO PARA CADA ESTACIÓN, DE LAS ESPECIES AVIFAUNALES DETECTADAS EN EN EL MARCO DEL MONITOREO DE AVIFAUNA ASOCIADA A MANGLAR EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, 2021, INCLUYENDO: A. CNV: CARNÍVORO; F/G: FRUGÍVORO/GRANÍVORO; HBV: HERBÍVORO; INS: INSECTÍVORO; MI: MACROINVERTEBRADÍVOROS; NEC: NECTÍVORO; OMN: OMNÍVORO; SCV: CARROÑERO, Y B. ICT: ICTIÓFAGO.	122
FIGURA 4-74. CAPTURA TOTAL ANUAL Y PROMEDIO MENSUAL EN LA PESQUERÍA DE LA ECORREGIÓN CGSM.	124
FIGURA 4-75. TENDENCIA DE LA CAPTURA TOTAL ANUAL DE PECES, CRUSTÁCEOS Y MOLUSCOS EN LA PESQUERÍA DE LA ECORREGIÓN CGSM. (1999: 4 MESES; 2020 Y 2021: 9 MESES).	125
FIGURA 4-76. VARIACIÓN MULTIANUAL DEL IOS, CAUDALES DEL RÍO MAGDALENA, SALINIDAD MEDIA Y CAPTURAS TOTALES EN LA CGSM. * 4 MESES Y ** 9 MESES.	125
FIGURA 4-77. COMPOSICIÓN INTERANUAL DE LA CAPTURA (T) DE PECES EN LA ECORREGIÓN CGSM (1999- 4 MESES, 2021-9 MESES).	127
FIGURA 4-78. COMPOSICIÓN INTERANUAL DE LA CAPTURA DE INVERTEBRADOS EN LA ECORREGIÓN (1999:4 MESES, 2021:9 MESES).	128
FIGURA 4-79. CAPTURA TOTAL ANUAL PARA LOS PRINCIPALES SITIOS DE DESEMBARCO POR ARTE Y/ O MÉTODO DE PESCA EN LA ECORREGIÓN CGSM. * 4 MESES Y ** 9 MESES.	130
FIGURA 4-80. CAPTURA, ESFUERZO Y CAPTURA POR UNIDAD DE ESFUERZO POR ARTE DE PESCA (A) ATARRAYA, (B) RED DE ENMALLE BOLICHE, (C) RED DE ENMALLE FIJA (TRASMALLO), (D) RED CAMARONERA RELEO Y (E) NASAS, EN LA ECORREGIÓN CGSM. (1999-4 MESES Y 2021-9 MESES).	133
FIGURA 4-81. COMPARACIÓN INTERANUAL DE LAS CAPTURAS E INGRESOS ECONÓMICOS A PRECIOS CORRIENTES E INDEXADOS A PRECIOS DE SEPTIEMBRE DE 2021 PARA EL TOTAL DE ESPECIES CAPTURADAS CON TODOS LOS ARTES EN LA PESQUERÍA DE CGSM. *4 MESES Y ** 9 MESES.	134
FIGURA 4-82. RENTA ECONÓMICA POR PESCADOR PARA LOS PRINCIPALES SITIOS DE DESEMBARCO POR ARTE Y/ O MÉTODO DE PESCA EN LA ECORREGIÓN CGSM. * 4 MESES Y ** 9 MESES.	136
FIGURA 4-83. (A) PROPORCIÓN DE ESTADOS DE MADUREZ Y (B) ESTACIONALIDAD REPRODUCTIVA PARA LA MOJARRA LORA (<i>Oreochromis niloticus</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	139
FIGURA 4-84. TALLA DE MADUREZ SEXUAL (TM) PARA SEXOS COMBINADOS DE LA MOJARRA LORA (<i>Oreochromis niloticus</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	140
FIGURA 4-85. (A) PROPORCIÓN DE ESTADOS DE MADUREZ Y (B) ESTACIONALIDAD REPRODUCTIVA PARA LA MOJARRA PEÑA (<i>Caquetaia kraussi</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	141
FIGURA 4-86. TALLA DE MADUREZ SEXUAL (TM) PARA SEXOS COMBINADOS DE LA MOJARRA PEÑA (<i>Caquetaia kraussi</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	142
FIGURA 4-87. (A) PROPORCIÓN DE ESTADOS DE MADUREZ Y (B) ESTACIONALIDAD REPRODUCTIVA PARA LA ARENCA (<i>Triportheus magdalenae</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	143
FIGURA 4-88. (A) PROPORCIÓN DE ESTADOS DE MADUREZ Y (B) ESTACIONALIDAD REPRODUCTIVA PARA EL CORONCORO (<i>Microponogonias furnieri</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	144
FIGURA 4-89. TALLA DE MADUREZ SEXUAL (TM) PARA SEXOS COMBINADOS DEL CORONCORO (<i>Microponogonias furnieri</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	145
FIGURA 4-90. COMPARACIÓN ANUAL DE LA TALLA MEDIA DE CAPTURA (2000-2021) Y COMPOSICIÓN DE LA CAPTURA POR TALLAS (2021) CONTRA LA TALLA DE MADUREZ SEXUAL PARA LAS PRINCIPALES ESPECIES DE PECES Y JAIBAS EN LA PESQUERÍA DE LA CGSM. 2021: 9 MESES. EL HISTOGRAMA INDICA LA ESTRUCTURA DE TALLAS PARA 2021.	148
FIGURA 4-91. INDICADOR PRESIÓN PESQUERA ARTESANAL SOBRE LA ESTRUCTURA DE TALLAS CAPTURADAS DE LAS PRINCIPALES ESPECIES DE PECES EN LA ECORREGIÓN CGSM.	150



ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 3-1. MÉTODOS DE ANÁLISIS EMPLEADOS EN EL LABCAM DEL INVEMAR PARA MEDIR VARIABLES DE CALIDAD DE AGUAS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.....	24
TABLA 3-2. MÉTODOS DE ANÁLISIS EMPLEADOS EN EL LABCAM DEL INVEMAR PARA MEDIR VARIABLES DE CALIDAD DE SEDIMENTOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	25
TABLA 3-3. MÉTODOS DE ANÁLISIS EMPLEADOS EN EL LABCAM DEL INVEMAR PARA MEDIR VARIABLES EN ORGANISMOS (<i>MUGIL INCILIS</i>).	26
TABLA 3-4. ESTACIONES Y PERIODICIDAD DE MUESTREO PARA EL ANÁLISIS DE VARIABLES EN AGUAS, SEDIMENTOS Y ORGANISMOS (M: MENSUAL, B: BIMESTRAL, S: SEMESTRAL). NUT: NUTRIENTES, CHL A: CLOROFILA A, SST: SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES, CTT: COLIFORMES TOTALES, CTE: COLIFORMES TERMOTOLERANTES.....	26
TABLA 3-5 ESTACIONES DE MONITOREO DEL BOSQUE DE MANGLAR.....	29
TABLA 3-6. SENSORES REMOTOS UTILIZADOS PARA LOS AÑOS DE ANÁLISIS.....	33
TABLA 3-7. PARÁMETROS DE SISTEMA DE COORDENADAS MAGNA COLOMBIA BOGOTÁ.....	33
TABLA 3-8. CLASES TEMÁTICAS PARA LA COBERTURA EN LA CGSM PARA EL AÑO 2020 Y 2021.	34
TABLA 3-9. CLASES TEMÁTICAS PARA LA DINÁMICA DE CAMBIOS EN LA COBERTURA DE MANGLAR 2020 – 2021.	34
TABLA 3-10. DESCRIPCIÓN DE LAS VARIABLES, PERIODO Y FRECUENCIA DE MUESTREO POR ESTACIÓN O SITIO DE DESEMBARQUE .	36
TABLA 4-1. REPORTE DEL NÚMERO DE MORFOTIPOS POR GRUPOS TAXONÓMICOS ENCONTRADOS EN LA CGSM EN DIFERENTES AÑOS Y ÉPOCAS DE MUESTREO, INCLUIDA LA DEL PRESENTE ESTUDIO. DIATOMEAS (DT), DINOFAGELADOS (DF), CHLOROPHYTA (CL), CIANOBACTERIA (CB) Y OTROS MORFOTIPOS (OTM).	83
TABLA 4-2. DENSIDAD (CÉL/L) DE LOS GÉNEROS CON ESPECIES DE MICROALGAS POTENCIALMENTE NOCIVAS REGISTRADAS DURANTE MAYO DE 2021 (ÉPOCA DE TRANSICIÓN LLUVIOSA MENOR) EN LAS ESTACIONES ANALIZADAS: LA BOCA DE LA BARRA (LBA), CIÉNAGA LA LUNA (CLU), NUEVA VENECIA (NVE), CENTRO CIÉNAGA (CEN), RINCONADA (RIN), FRENTE AL RÍO FUNDACIÓN (FRF) Y BOCA CAÑO AGUAS NEGRAS (CAN).....	85
TABLA 4-3. COEFICIENTES DE CORRELACIÓN DE SPEARMAN ENTRE LAS ABUNDANCIAS DE PRINCIPALES GRUPOS DEL FITOPLANCTON Y LAS VARIABLES AMBIENTALES EVALUADAS. * CORRELACIÓN SIGNIFICANTE CON $P > 0,05$	89
TABLA 4-4. PRESENCIA DE GÉNEROS CON ESPECIES POTENCIALMENTE NOCIVAS, PERIODO AGOSTO 2014-SEPTIEMBRE 2021, A NIVEL MENSUAL Y BIMENSUAL EN BOCA DE LA BARRA. ALE= <i>ALEXANDRIUM</i> ; ANA= <i>ANABAENA</i> , ANB= <i>ANABAENOPSIS</i> , CH= <i>CHAETOCEROS</i> , COC= <i>COCHLODINIUM</i> , GYM= <i>GYMNODINIUM</i> , GYR= <i>GYRODINIUM</i> , MIC= <i>MICROCYSTIS</i> , NIT= <i>NITZSCHIA</i> , PRO= <i>PROROCENTRUM</i> , PSE= <i>PSEUDO-NITZSCHIA</i> , RAP= <i>RAPHIDIOPSIS</i> , SCR= <i>SCRIPPSIELLA</i> , SKE= <i>SKELETONEMA</i> , SYN= <i>SYNECHOCYSTIS</i>	89
TABLA 4-5. PRESENCIA DE GÉNEROS CON ESPECIES POTENCIALMENTE NOCIVAS, PERIODO AGOSTO 2014-SEPTIEMBRE 2021, A NIVEL MENSUAL Y BIMENSUAL EN LA CIÉNAGA LA LUNA. ALE= <i>ALEXANDRIUM</i> ; ANA= <i>ANABAENA</i> , ANB= <i>ANABAENOPSIS</i> , CH= <i>CHAETOCEROS</i> , CYL= <i>CYLINDROSPERMOPSIS</i> , GYM= <i>GYMNODINIUM</i> , GYR= <i>GYRODINIUM</i> , MIC= <i>MICROCYSTIS</i> , NIT= <i>NITZSCHIA</i> , PRO= <i>PROROCENTRUM</i> , RAP= <i>RAPHIDIOPSIS</i> , SCR= <i>SCRIPPSIELLA</i> , SKE= <i>SKELETONEMA</i> , SYN= <i>SYNECHOCYSTIS</i>	91
TABLA 4-6. VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS MEDIDAS EN LAS ESTACIONES DE MONITOREO PARA LA VIGENCIA 2021. LOS VALORES DE ORP EN ROJO REFLEJAN UNA CONDICIÓN QUE, BAJO UNA EXPOSICIÓN PROLONGADA, PODRÍA SER NOCIVA PARA LA VEGETACIÓN.	96
TABLA 4-7. RESUMEN DE VARIABLES ESTIMADAS PARA EL COMPONENTE ESTRUCTURAL EN LAS ESTACIONES DE MONITOREO.....	99
TABLA 4-8. VALORES DE EXTENSIÓN DE MANGLAR VIVO Y PERDIDO EN LA CGSM, EN EL PERIODO 2020-2021.	109
TABLA 4-9. LISTADO DE ESPECIES REGISTRADAS EN EL MONITOREO DE AVIFAUNA ASOCIADA AL ECOSISTEMA DE MANGLAR DE LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, 2021. IUCN: CATEGORÍA DE AMENAZA SEGÚN LA UNIÓN INTERNACIONAL PARA LA CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA-IUCN. LR, CATEGORÍA DE AMENAZA EN EL LIBRO ROJO DE LAS AVES DE COLOMBIA. CATRES, CATEGORÍA DE RESIDENCIA DE LA ESPECIE EN EL PAÍS: R (RESIDENTE), INR (INVERNANTE CON POBLACIONES NO REPRODUCTIVAS), E (ENDÉMICO). CATMIG, CATEGORÍA MIGRATORIA: MB (MIGRATORIO NEOTROPICAL), ML (MIGRATORIO LOCAL).....	110
TABLA 4-10 PARÁMETROS ESTIMADOS DE LA PRINCIPAL VARIABLE MORFOMÉTRICA Y PESAJE DATADOS EN LABORATORIO DE LA MOJARRA LORA (<i>OREOCHROMIS NILOTICUS</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.....	138



TABLA 4-11. PARÁMETROS ESTIMADOS DE LA PRINCIPAL VARIABLE MORFOMÉTRICA Y PESAJE DATADOS EN LABORATORIO DE LA MOJARRA PEÑA (<i>CAQUETAIA KRAUSI</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	140
TABLA 4-12. PARÁMETROS ESTIMADOS DE LA PRINCIPAL VARIABLE MORFOMÉTRICA Y PESAJE DATADOS EN LABORATORIO DE LA ARENCA (<i>TRIPORTHEUS MAGDALENAE</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.....	142
TABLA 4-13. PARÁMETROS ESTIMADOS DE LA PRINCIPAL VARIABLE MORFOMÉTRICA Y PESAJE DATADOS EN LABORATORIO DEL CORONCORO (<i>MICROPOGONIAS FURNIERI</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	144

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO 8-1. LÍMITES DE DETECCIÓN DEL LABCAM PARA LOS PLAGUICIDAS ORGANOCLORADOS Y ORGANOFOSFORADOS MEDIDOS EN SEDIMENTOS.....	174
ANEXO 8-2. EJEMPLARES DE LOS DISTINTOS GREMIOS TRÓFICOS REGISTRADOS PARA EL MONITOREO DE AVIFAUNA ASOCIADA A MANGLAR EN LA CGSM, 2021. ALGUNAS ESPECIES CORRESPONDIENTES AL GREMIO TRÓFICO DE LOS ICTIOFAGOS-ICT REGISTRADAS PARA EL MONITOREO DE AVIFAUNA ASOCIADA A MANGLAR EN LA CGSM, 2021: A. <i>ARDEA ALBA</i> , B. <i>PELECANUS OCCIDENTALIS</i> , C. <i>EGRETTA THULA</i> , D. <i>NANNOPTERUM BRASILIANUS</i> , E. <i>NYCTANASSA VIOLACEA</i> JUVENIL, F. <i>NYCTICORAX NYCTICORAX</i>	175
ANEXO 8-3. EJEMPLARES DE LOS DISTINTOS GREMIOS TRÓFICOS REGISTRADOS PARA EL MONITOREO DE AVIFAUNA ASOCIADA A MANGLAR EN LA CGSM, 2021. ALGUNAS ESPECIES CORRESPONDIENTES AL GREMIO TRÓFICO DE LOS CARNÍVOROS-CNV REGISTRADAS PARA EL MONITOREO DE AVIFAUNA ASOCIADA A MANGLAR EN LA CGSM, 2021: A. <i>BUTEOGALLUS MERIDIONALIS</i> JUVENIL, B. <i>BUTEOGALLUS URIBITINGA</i> , C. <i>BUTEOGALLUS ANTHRACINUS</i> , D. <i>BUTEOGALLUS ANTHRACINUS</i> JUVENIL, E. <i>CARACARA CHERIWAY</i> , F. <i>BUSARELLUS NIGRICOLLIS</i>	175
ANEXO 8-4. EJEMPLARES DE LOS DISTINTOS GREMIOS TRÓFICOS REGISTRADOS PARA EL MONITOREO DE AVIFAUNA ASOCIADA A MANGLAR EN LA CGSM, 2021. ALGUNAS ESPECIES CORRESPONDIENTES AL GREMIO TRÓFICO DE LOS CARROÑEROS-SCV REGISTRADAS PARA EL MONITOREO DE AVIFAUNA ASOCIADA A MANGLAR EN LA CGSM, 2021: A. <i>CORAGYPS ATRATUS</i> , B. <i>CATHARTES BURROVIANUS</i>	176
ANEXO 8-5. EJEMPLARES DE LOS DISTINTOS GREMIOS TRÓFICOS REGISTRADOS PARA EL MONITOREO DE AVIFAUNA ASOCIADA A MANGLAR EN LA CGSM, 2021. ALGUNAS ESPECIES CORRESPONDIENTES AL GREMIO TRÓFICO DE LOS INSECTÍVOROS-INS REGISTRADAS PARA EL MONITOREO DE AVIFAUNA ASOCIADA A MANGLAR EN LA CGSM, 2021: A. <i>DENDROPLEX PICUS</i> , B. <i>CONIROSTRUM BICOLOR</i> INMADURO, C. <i>PICULUS CHRYSOCHLOROS</i> , D. <i>FLUVICOLA PICA</i> , E. <i>CHRYSONOMUS ICTEROCEPHALUS</i> , F. <i>TYRANNUS SAVANA</i>	176
ANEXO 8-6. EJEMPLARES DE LOS DISTINTOS GREMIOS TRÓFICOS REGISTRADOS PARA EL MONITOREO DE AVIFAUNA ASOCIADA A MANGLAR EN LA CGSM, 2021. ALGUNAS ESPECIES CORRESPONDIENTES AL GREMIO TRÓFICO DE LOS FRUGÍVOROS/GRANÍVOROS-F/G REGISTRADAS PARA EL MONITOREO DE AVIFAUNA ASOCIADA A MANGLAR EN LA CGSM, 2021: A. <i>ORTALIS GARRULA</i> , B. <i>SALTATOR COERULESCENS</i>	176
ANEXO 8-7. EJEMPLARES DE LOS DISTINTOS GREMIOS TRÓFICOS REGISTRADOS PARA EL MONITOREO DE AVIFAUNA ASOCIADA A MANGLAR EN LA CGSM, 2021. ALGUNAS ESPECIES CORRESPONDIENTES AL GREMIO TRÓFICO DE LOS OMNÍVOROS-OMN REGISTRADAS PARA EL MONITOREO DE AVIFAUNA ASOCIADA A MANGLAR EN LA CGSM, 2021: A. <i>JACANA JACANA</i> , B. <i>MILVAGO</i>	177
ANEXO 8-8. ESPECIES COMERCIALES DE LA PESQUERÍA DE LA ECORREGIÓN.....	177



1. RESUMEN



Ciénaga Grande de Santa Marta

Foto: Archivo Programa VAR - INVEMAR



La ecorregión de la Ciénaga Grande de Santa Marta - CGSM es el complejo lagunar estuarino más extenso de Colombia del que hacen parte 14 municipios. Por sus características hidrológicas, ecológicas y geomorfológicas, sus ecosistemas estuarinos son considerados de los más productivos de la zona tropical, hecho que le ha permitido estar designada con cinco figuras de protección. A pesar de su gran importancia, la CGSM mostró un grave deterioro ambiental en la década de los 90 como producto del desequilibrio hídrico originado por la construcción de la carretera Ciénaga-Barranquilla en los 50s, que condujo progresivamente a la hipersalinización del sistema. Con el objeto de promover su rehabilitación, se realizó la reapertura de cinco canales naturales preexistentes con conexión al río Magdalena. Desde la apertura de los canales y para evaluar los cambios ambientales, estructurales y funcionales de las comunidades vegetales (manglar), de la calidad del agua y los recursos pesqueros, el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR, con el apoyo de la Corporación Autónoma Regional del Magdalena –CORPAMAG y el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible- MinAmbiente, ha venido realizando el presente monitoreo ambiental en la CGSM.

En 2021, los resultados de la calidad del agua mostraron un descenso de la salinidad del agua superficial desde abril hasta septiembre, con valores que fluctuaron entre 0,0 y 17,0 unidades que han sido característicos en la CGSM en años con eventos La Niña, predominando el agua tipo salobre y dulce. Los bajos niveles de salinidad en la estación Boca de La Barra evidenciaron la salida de agua desde la Ciénaga hacia el mar Caribe, confirmando el incremento de agua dulce para el período de estudio por aumento de las precipitaciones. El pH y la concentración de oxígeno disuelto (OD), denotaron una mejora en la calidad del agua del sistema, especialmente en las ciénagas cercanas al cuerpo de agua principal y al complejo de Pajarales, favoreciendo las condiciones adecuadas para la preservación de flora y fauna, en términos de OD y pH. El río Magdalena continuó siendo el principal aportante de sólidos suspendidos totales. La calidad del agua respecto a esta variable presentó condiciones desde excelente hasta pésima, esta última principalmente en época de lluvias en las estaciones influenciadas por el río Magdalena, las demás estaciones del complejo lagunar presentaron condiciones de buena calidad en los meses evaluados. La mayor concentración de nutrientes ocurrió en la época de lluvias en la estación Boca de La Barra. Como principales aportantes de Nitratos se destacan el río Magdalena y los ríos de la vertiente occidental de la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM), así como estaciones con presencia de poblaciones palafíticas como Buenavista, donde se encontraron incrementos de Nitrógeno amoniacal y Fosfatos.

Los resultados de la comunidad fitoplanctónica en las 7 estaciones monitoreadas en mayo de 2021 evidenciaron que las cianobacterias fueron el grupo que más aportó a las densidades con porcentajes superiores al 90 % en la abundancia relativa. Por otra parte, el análisis histórico mostró el predominio en densidad y abundancia relativa de las cianobacterias en la CGSM.

Las altas concentraciones de metales pesados en las estaciones influenciadas por el río Magdalena como las ciénagas Poza Verde, caño Clarín y Boca Caño Aguas Negras siguen siendo recurrentes. Las concentraciones de los metales cromo, cobre, y zinc, superaron los valores de referencia TEL, indicadores de un riesgo ocasional para la biota. Se destaca un descenso en la concentración promedio de mercurio total en peces respecto a los años 2019 y 2020.

Respecto a la calidad sanitaria del agua, las concentraciones de Coliformes Termotolerantes y Coliformes Totales han tendido a aumentar históricamente desde el año 2015, reportando valores que superan los límites máximos permisibles de contacto primario y secundario en algunas de las estaciones de monitoreo como Boca del río Aracataca, Islas del Rosario, Nueva Venecia, Boca Caño



Clarín y Boca Caño Aguas Negras. Las especies de *Vibrio parahaemolyticus* y *Aeromonas hydrophila*, fueron las de mayor predominancia tanto en aguas como en organismos durante el período comprendido entre abril y septiembre de 2021, siendo ambos microorganismos patógenos que representan un riesgo a la afectación de la salud, tanto para animales acuáticos como para el ser humano.

De manera general se evidenció una mejora en las condiciones estructurales del manglar en las estaciones de monitoreo. Se registraron aumentos de área basal para todas las especies, así como la incorporación de nuevos individuos o reclutas, principalmente de *L. racemosa* en la estación la Luna, evidenciando un proceso de recuperación natural. Así mismo, hubo un aumento en la densidad de propágulos con respecto al 2019. La salinidad intersticial disminuyó en la mayoría de estaciones y se mantuvo dentro de los límites de tolerancia fisiológica reportados para las especies del Caribe. El Indicador de Integridad Biológica de Manglares - IBIm, muestra que el bosque dentro de las estaciones de monitoreo se encuentra entre “regular” y “buen estado”. En Sevillano se evidenció un deterioro progresivo de las condiciones estructurales del bosque. Allí se registraron los promedios de salinidad intersticial más elevados, así como una baja producción de plántulas y propágulos. El área basal en esta estación disminuyó drásticamente, lo que, en conjunto con las variables antes mencionadas, hace que el bosque se encuentre en la categoría “no deseable” específicamente en esta estación. La cobertura de bosque de manglar para el periodo 2020-2021 evidenció un proceso de recuperación, reflejado en el aumento de 321 ha y una ganancia neta de 200 ha con respecto al 2020.

Dentro de las 2486 detecciones avifaunales realizadas se registran 92 especies, nueve de las cuales son migratorias neotropicales, tres son endémicas y una casi endémica. Se registran dos especies catalogadas como casi amenazadas-NT y una en peligro crítico-CR por la UICN, y dos especies listadas como vulnerable-VU y una como en peligro-EN dentro del Libro Rojo de Aves de Colombia. De acuerdo a la relación de gremios tróficos con respecto al estado del bosque de manglar, se infiere que las estaciones monitoreadas presentan un proceso de recuperación reflejado en la diversidad avifaunal de las mismas.

A través del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR (SIPEIN), se evaluó el estado de aprovechamiento de los principales recursos pesqueros de la CGSM. A partir de 29.402 registros (24.110 de captura y esfuerzo, 3.570 de tallas y 1.722 de precios), en los cuatro principales sitios de desembarco del área durante el periodo enero-septiembre de 2021, se estimó una producción pesquera de 5.038 t, compuesta en un 84 % por peces y 16 % de crustáceos. En el grupo de peces, se destacó la lisa (30 %), seguido de un grupo de especies compuesto por la mojarra rayada, macabí, chivo mapalé, chivo cabezón y sábalo, que constituyeron el 42,5 % del total de peces. Asimismo, la mojarra lora, representó el 15,1 % de la captura total desembarcada de este grupo. A nivel de crustáceos, las jaibas representaron el 77,4 % del total del grupo. La alta producción de especies estuarinas entre las que se destaca la lisa y la mojarra lora, se vieron favorecidas por el descenso en la salinidad de las aguas del complejo lagunar. Lo valorado hasta septiembre de 2021, sugiere un incremento de la producción pesquera estimada, tanto en biomasa como en ingresos económicos, por encima de la media anual de la serie histórica monitoreada en la CGSM. La estimación de las tallas de madurez sexual (TM) para algunas especies con información actualizada fueron: chivo cabezón 30,1 cm de longitud total (Lt), mapalé 16,3 cm Lt, mojarra rayada 21,6 cm Lt, mojarra lora 19,0 cm Lt, coroncoro 21,7 cm Lt y mojarra peña 14,7 cm Lt. En el caso de los crustáceos, para la jaiba azul se estimó en 95 mm de ancho del caparazón (Aca) y para jaiba roja en 86,7 mm de Aca.



INFORME TÉCNICO FINAL 2021:
"MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE LOS
RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA GRANDE
DE SANTA MARTA"



Para los casos de las especies macabí y lebranche, se evidenció que, en la CGSM, solo se pescan en estado juvenil, dada su migración reproductiva mar afuera. El estado de los recursos pesqueros en la CGSM muestra en general un 50% de las principales especies que son extraídas por debajo de su talla de madurez, con mayor afectación es especies marinas que usan la ciénaga como áreas de crianza. Toda la información generada en este componente, sirvió de insumo para la generación de medidas de manejo para el Comité Ejecutivo de la Pesca, la elaboración del Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia, la generación de conceptos técnicos y el acompañamiento a diversos actores en torno a las problemáticas actuales del sistema lagunar.



2. INTRODUCCIÓN



Ciénaga La Redonda

Foto: Julián Franco, Programa CAM - INVEMAR



La Ciénaga Grande de Santa Marta - CGSM es el complejo lagunar estuarino más extenso de Colombia ([Blanco et al., 2006](#)), comprende el cuerpo central de la ciénaga, el complejo de ciénagas de Pajarales y la Isla de Salamanca ([Cotes, 2004](#)). Se encuentra ubicada en el departamento del Magdalena, norte de Colombia, separada del mar Caribe por la Isla de Salamanca y en la parte continental está limitada por la planicie de inundación del río Magdalena al oeste y suroeste, y con la SNSM al este y sureste. Además de la importancia ecológica de este ecosistema, en ella tienen asiento 14 municipios que derivan su sustento de forma directa e indirecta de los recursos que provee el ecosistema.

Geográficamente, en la ecorregión de la CGSM ejercen jurisdicción los municipios de Sitionuevo, Puebloviejo, Remolino, El Retén, Salamina, Zona Bananera, Pivijay, Ciénaga, Aracataca, El Piñón, Fundación, Concordia, Zapayán y Cerro de San Antonio. Dentro de Sitionuevo, están incluidas las comunidades palafíticas de Buenavista y Nueva Venecia, en el complejo de Pajarales. Estos 14 municipios registran una población de 518.584 habitantes (hab.), en los cuales se destacan los que se concentran en el casco urbano y área rural de Ciénaga (126.245 hab.), la Zona Bananera (75.081 hab.), Pivijay (39.570 hab.), Aracataca (42.128 hab.), Sitionuevo (29.612 hab.) y Puebloviejo (32.688 hab.) ([DANE 2021a](#)); municipios en donde las actividades económicas se enfocan en la pesca artesanal, agroindustria, ganadería y la economía informal ([Vilardy-Quiroga y González-Novoa, 2011](#)). Por sus características hidrológicas, ecológicas y geomorfológicas, los ecosistemas estuarinos son considerados uno de los ecosistemas más productivos en el mundo ([Day et al., 1989](#)). La CGSM y sus ecosistemas como los manglares, proveen servicios ecosistémicos de gran importancia para el bienestar, seguridad alimentaria y calidad de vida de las poblaciones aledañas, al tiempo que aporta beneficios del orden nacional, enfocados a la protección contra fenómenos naturales, producción de alimento y mejora en la calidad del agua; además de proveer beneficios de escala global como la captura de carbono y mitigación del cambio climático ([De la Peña et al., 2010](#)).

Por su gran riqueza natural y condiciones ecológicas especiales, la CGSM se encuentra cobijada bajo cinco figuras de conservación, el Parque Nacional Natural Vía Parque Isla de Salamanca - VIPIS (declarado en 1964), El Santuario de Flora y Fauna de la Ciénaga Grande de Santa Marta – SFF CGSM (declarado en 1977), Humedal RAMSAR (1998), Reserva de Biosfera (2000) y área de importancia internacional para la conservación de aves (IBA/AICA) dentro de la iniciativa de Birdlife Internacional y la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza- UICN. A pesar de su gran importancia, el complejo lagunar llegó a un avanzado estado de deterioro ambiental producto de actividades antrópicas, relacionadas con disminución de caudales de los ríos de la SNSM por la canalización para los cultivos de banano; por la construcción de la carretera Barranquilla-Ciénaga (entre 1956 y 1960) que ocasionó el cierre de algunas bocanas naturales de intercambio entre el mar y la CGSM (Barra Vieja, Rincón del Jagüey), dando inicio a los incrementos de salinidad en los suelos de manglar por la alteración de los flujos hídricos ([Dilger y Schnetter, 1998](#)) y por la paulatina construcción de canales y diques para facilitar la extracción y aprovechamiento de recursos forestales que afectó el relieve, la microtopografía y el drenaje de los bosques cercanos a los caños Clarín y Mendegua. Por otra parte, en la década de los sesenta y principios de los setenta, la construcción de los carreteables Medialuna-Pivijay-Salamina y Palermo-Sitio Nuevo, el puente del río Magdalena y una serie de diques y terraplenes para impedir la inundación de predios de uso agrícola y ganadero, y para desviar aguas del río Magdalena con fines de irrigación que causaron un grave desbalance en la entrada de agua dulce al sistema ([Dilger y Schnetter, 1998](#)). La interrupción de los flujos de agua entre la Ciénaga, el río Magdalena y el mar Caribe, desencadenaron el incremento de la salinidad en los suelos y cuerpos de agua internos, alcanzando valores de hasta



120 unidades de salinidad en áreas de manglar ([INVEMAR, 2002](#)), lo cual generó la pérdida de aproximadamente 285,7 km² (28.570 ha) de manglar entre 1956 y 1995 (correspondiente al 55,8 % de la cobertura de bosque que existía originalmente), mortandades periódicas de peces y la desaparición de la ostra, uno de los recursos más importantes del sistema ([Mancera y Vidal, 1994](#); [Viloria et al., 2012](#)).

Los efectos sobre los recursos naturales han sido igualmente acelerados por una creciente población humana que ha hecho uso indiscriminado de los mismos, destacando las comunidades de pescadores que constituyen el grupo social que ha interactuado por más tiempo y con mayor proximidad con el cuerpo lagunar, lo cual les ha garantizado el uso de los recursos sin una regulación estatal y social efectivas ([PROCIÉNAGA, 1995](#)). Estos impactos generaron pérdidas económicas importantes y deterioro de la calidad de vida de los habitantes.

Con el objetivo de promover la disminución de la salinidad en el ecosistema a través del restablecimiento del régimen hídrico y lograr recuperar la cobertura vegetal, los recursos pesqueros y contribuir al bienestar social de las comunidades, se inició en el año 1992 el “Proyecto de rehabilitación de la región de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM)” – PROCIENAGA ([Rivera-Monroy et al., 2001](#)). El proyecto tuvo como finalidad la reapertura de 5 canales naturales pre-existentes, con conexión al río Magdalena y la conexión del complejo lagunar con el mar a través de una serie de box-culverts construidos bajo la carretera ([Garay et al., 2004](#)). Desde la apertura de los canales y hasta la fecha, el INVEMAR ha venido realizando el monitoreo ambiental con el apoyo de CORPAMAG y el Minambiente en el marco de diversos convenios de cooperación. En el presente informe, se presentan los resultados de la evaluación de la calidad de aguas (período comprendido entre abril – septiembre de 2021), el monitoreo de los bosques de manglar (período abril, junio, septiembre y noviembre de 2021), y los recursos pesqueros (período comprendido entre abril y septiembre de 2021), con el fin de describir el comportamiento del complejo lagunar frente a las actividades de recuperación establecidas y su respuesta frente a los crecientes tensores ambientales de la zona. Así mismo, se incluyen los resultados obtenidos en el Convenio No. 40 de 2014 celebrado entre INVEMAR y CORPAMAG que busca el fortalecimiento del monitoreo ambiental en esta área, incluyendo el análisis de contenidos de metales pesados en sedimentos y tejido muscular de peces de interés comercial, los microorganismos que puedan afectar la salud humana o del ecosistema, el estado fitosanitario del bosque de manglar, la abundancia y composición de aves como indicador del estado de conservación del bosque y algunas variables biológicas relevantes al manejo pesquero (talla media de madurez). Se incluye un diagnóstico general del área de estudio de acuerdo a la información recopilada durante el período de estudio y unas recomendaciones generales dirigidas al manejo del complejo estuarino.



3. METODOLOGÍA



Análisis de laboratorio

Foto: Archivo Programa CAM - INVEMAR

3.1. ÁREA DE ESTUDIO

La Ciénaga Grande de Santa Marta - CGSM se localiza en latitud Norte entre los 10.54505306 y 11.13278062 grados, y en longitud Oeste entre los -74.87842746 y -74.21323554. En el presente estudio, el área efectiva analizada comprende 205.393 ha constituida por el cuerpo central de la ciénaga, el complejo de ciénagas de Pajarales, la Isla de Salamanca y la cuenca de los tributarios de la SNSM (Figura 3-1).

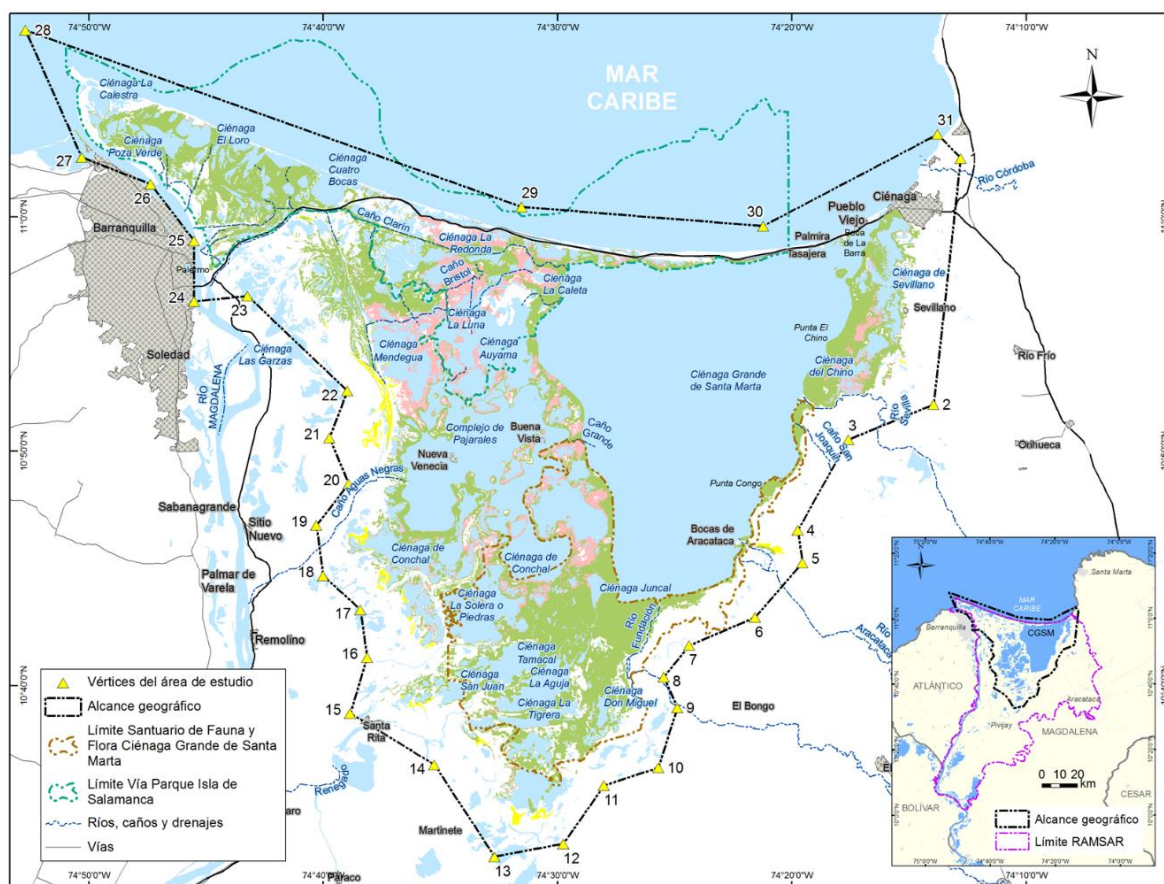


Figura 3-1. Localización geográfica y límite del área efectiva del monitoreo realizado por INVEMAR en la CGSM.

La CGSM, se encuentra ubicada en el departamento del Magdalena, separada del mar Caribe por la Isla de Salamanca. En la zona continental está limitada por la planicie de inundación del río Magdalena al oeste y suroeste, y por la SNSM al este y sureste. La CGSM se encuentra en una zona tropical árida, presentando un elevado déficit hídrico de 1031 mm/año (aprox.), que se debe a la alta tasa de evapotranspiración (1431 mm/año) (Rivera- Monroy et al., 2001). Para 2016, el IDEAM reportó para la región del Magdalena un promedio anual de precipitaciones entre 500-1000 mm con un comportamiento de precipitaciones tipo monomodal, con un marcado periodo de lluvias entre los meses de abril y noviembre, en donde se destaca octubre como el mes con mayores índices de pluviosidad, y un periodo comprendido entre diciembre y marzo donde se registran los menores índices de pluviosidad. Adicionalmente, fenómenos climáticos globales como El Niño y La Niña



determinan parcialmente el aporte de recurso hídrico a los principales tributarios de la CGSM ([Blanco et al., 2006](#); [Rodríguez-Rodríguez, 2015](#)); este aporte influye en la calidad del agua de la CGSM al modificar el volumen de descarga de los tributarios en el complejo lagunar, alterando el régimen hidrológico y generando variaciones en parámetros como la salinidad.

La hidrodinámica del sistema lagunar CGSM, está definida principalmente por la geomorfología del área y la mezcla vertical de aguas marinas por los Vientos Alisios (Kjerfve, 1986 En: [Rodríguez-Rodríguez et al., 2018](#)). Los tributarios de la cuenca de la SNSM determinan las condiciones hidrológicas e hidrodinámicas del sector oriente y suorientado del complejo lagunar; así mismo la vertiente del río Magdalena influencia directamente el sector occidente y noroccidente, más específicamente el complejo lagunar de Pajarales en donde se localizan las poblaciones palafíticas de Buenavista y Nueva Venecia ([Blanco et al., 2006](#)). Los aportes generados por el río Magdalena son altamente dependientes de los regímenes pluviométricos, mientras que los de los tributarios provenientes de la SNSM tienen un comportamiento más constante ([Rodríguez-Rodríguez et al., 2018](#)). El caudal promedio anual de descarga por parte de los afluentes mencionados es de $\sim 90 \text{ m}^3/\text{s}$ (aprox.). Finalmente, los patrones de circulación de la laguna son el resultado de la interacción entre los vientos Alisios, la batimetría y las descargas de tributarios. Durante la época lluviosa, los incrementos de agua dulce ocasionan un flujo de aguas de la Ciénaga hacia el mar, mientras que, en época seca, las aguas marinas entran al sistema a través de la Boca de la Barra (Kaufman y Hevert, 1973 En: [Rodríguez-Rodríguez et al., 2018](#)).

El análisis de sedimentos realizado por INVEMAR, ha mostrado que los fondos de la ciénaga se caracterizan por poseer una composición lodo-arcilloso y lodo-arenoso con presencia de material biogénico, posiblemente proveniente de antiguos bancos de bivalvos principalmente. Los resultados parciales del modelo batimétrico de la CGSM muestran que las menores profundidades se encuentran en el costado noreste y suroeste ([INVEMAR, 2016d](#); [INVEMAR-MADS-PNN, 2017](#)). La dinámica de la línea de costa en CGSM para 2017, mostró procesos erosivos entre los meses de marzo a julio y procesos de acreción o aporte de sedimentos durante los meses de agosto a octubre, con excepción del costado este en donde durante todo el año ocurrieron procesos erosivos ([INVEMAR-MADS-PNN, 2017](#)).

Las características climáticas y geomorfológicas del complejo lagunar deltaico previamente descritas, han permitido el desarrollo del bosque de mangle que se constituye como la cobertura vegetal más conspicua de la ecorregión ([Álvarez-León et al., 2004](#)).

En el marco del presente monitoreo, se evalúa la calidad de las aguas, el estado de los bosques de mangle y del recurso pesquero. Para esto, desde 1995 se implementó una red de estaciones de monitoreo y principales sitios de desembarco pesquero de la CGSM (Tasajera, Isla del Rosario, Caño Clarín, Torno y Nueva Venecia).

3.2. MÉTODOS Y ANÁLISIS DE INFORMACIÓN

3.2.1. Calidad de Aguas

La calidad del agua en el área de estudio de la CGSM, se evalúa en una red de 28 estaciones, ubicadas en diferentes zonas del complejo lagunar (Figura 3-2); la Boca de La Barra, localizada entre la Ciénaga Grande y el mar Caribe (zona 0); las desembocaduras y cuenca baja de los ríos provenientes de la SNSM (Sevilla, Aracataca y Fundación) (zona 1); el cuerpo de la laguna principal con ocho estaciones (zona 2); el Complejo de Pajarales donde se ubican las poblaciones palafíticas Nueva Venecia y Buenavista (zona 3); el Caño Clarín, la boca y el km 15 de la vía Ciénaga - Barranquilla (zona 5); y la parte noroccidental del VIPIS (zona 6). La calidad del sedimento se evalúa en estaciones características de cada una de las seis zonas.

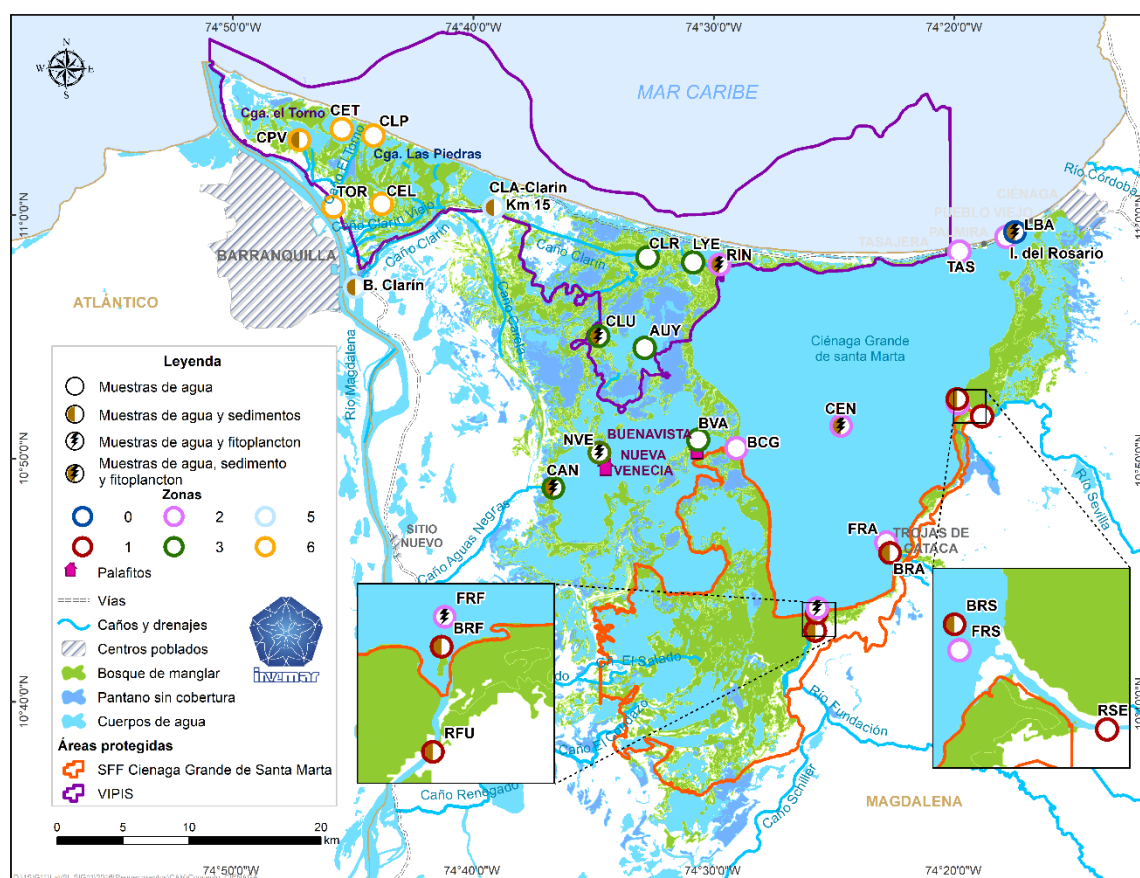


Figura 3-2. Ubicación de las estaciones de monitoreo del componente calidad de aguas y sedimentos en el complejo lagunar de la CGSM.

A causa de la pandemia por COVID-19 y las restricciones que de ella se derivaron, el monitoreo de la calidad del agua y sedimento fue suspendido desde abril de 2020 hasta marzo de 2021. Una vez reactivado en abril de 2021, las actividades de campo continuaron ejecutándose en dos días de muestreo, uno que comprende el cuerpo central de la ciénaga y el complejo de ciénagas de Pajarales



y otro en el noroccidente del VIPIS, ambos en un rango horario entre las 08:00 h y las 15:00 h. El monitoreo de Pajarales inicia en la estación Boca de La Barra, continúa por Isla del Rosario y Tasajera, los ríos Sevilla, Aracataca y Fundación, el centro de la CGSM, Caño Grande, los pueblos palafíticos Buenavista y Nueva Venecia, el Caño Aguas Negras, y finaliza con las ciénagas La Luna, La Ahuyama, La Redonda, y las estaciones La Ye y Rinconada en el extremo oriental del caño Clarín. El monitoreo en el noroccidente del VIPIS comienza en la boca del Caño Clarín y continúa aguas abajo del río Magdalena en la entrada del caño El Torno, hasta llegar a las ciénagas El Loro, Las Piedras, El Torno y Poza Verde.

En el período abril 2021 – septiembre 2021 se dio continuidad al seguimiento de variables en aguas, sedimentos y organismos para determinar la calidad física, química y sanitaria del sistema lagunar, y su relación con la reconexión hidrológica entre el río Magdalena, la CGSM y el mar Caribe, y con las actividades antrópicas asociadas al complejo lagunar. El detalle de los métodos de análisis empleados en la Unidad de Laboratorios de Calidad Ambiental Marina - LABCAM del INVEMAR, las estaciones y frecuencia con que se mide cada una de las variables de calidad de aguas, sedimentos y organismos se presentan en la Tabla 3-1, Tabla 3-2, Tabla 3-3, y Tabla 3-4, respectivamente. En julio de 2021 (época seca menor) y septiembre de 2021 (época lluviosa mayor), se recolectaron muestras de sedimentos para análisis de granulometría en las desembocaduras de los ríos Sevilla, Aracataca y Fundación, y en las bocas del Caño Aguas Negras y el Caño Clarín, principales conexiones del sistema con el agua dulce. El organismo analizado bimestralmente en 2021 correspondió a la especie *Mugil incilis* (lisa).

Tabla 3-1. Métodos de análisis empleados en el LABCAM del INVEMAR para medir variables de calidad de aguas en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Parámetros		Técnicas analíticas y métodos de referencia
Fisicoquímicos	Temperatura <i>in situ</i>	Medición electrométrica con termocupla acoplada a sonda portátil (Standard Methods N° 2550-B, APHA et al., 2017).
	Salinidad <i>in situ</i>	Medición electrométrica de la conductividad con electrodo acoplado a sonda (Standard Methods 2520-B, APHA et al., 2017).
	pH <i>in situ</i>	Medición potenciométrica con sonda portátil (Standard Methods N° 4500-H B, APHA et al., 2017).
	Oxígeno Disuelto <i>in situ</i>	Medición en campo con electrodo de membrana (Standard Methods N° 4500-O G, APHA et al., 2017). Método óptico por luminiscencia (ISO 17289, ISO, 2014)
	Sólidos Suspendedos Totales	Filtración en membrana de fibra de vidrio / Evaporación a 103-105°C / Gravimetría (Standard Methods N° 2540-D, APHA et al., 2017).
	Clorofila "a"	Método de Lorenzen, lectura por espectrofotometría (Standard Methods N° 10200-H, APHA et al., 2017).
	Nitrógeno amoniacal (nutrientes)	Método colorimétrico del azul de indofenol (Strickland y Parsons, 1972).
	Nitritos (nutrientes)	Método colorimétrico de la sulfanilamida (Strickland y Parsons, 1972).
	Nitratos (nutrientes)	Reducción con cadmio y método colorimétrico de la sulfanilamida (Strickland y Parsons, 1972).
	Ortofosfatos (nutrientes)	Método colorimétrico del ácido ascórbico (Strickland y Parsons, 1972).
Metales pesados	Metales en material particulado en aguas: Pb, Cd, Cu, Cr, Zn, Ni	Filtración: Standard Methods N° 3030B (APHA et al., 2017).
		Extracción débil (metales biodisponibles): Digestión con HCl 0,1 N.
		Cuantificación: Espectrometría de absorción atómica (Standard Methods 3111 B, APHA et al., 2017)



Parámetros		Técnicas analíticas y métodos de referencia
	Mercurio total	Mercurio en sólidos y solución por descomposición térmica, amalgamación y espectrometría de absorción atómica. (Método EPA 7473, EPA, 2007).
Microbiológicos	Coliformes totales (CTT) (NMP/100 mL)	Fermentación en tubos múltiples (Standard Methods N° 9221 B, APHA et al., 2017).
	Coliformes termotolerantes (CTE) (NMP/100mL)	Fermentación en tubos múltiples (Standard Methods N° 9221 E, APHA et al., 2017)
	<i>Aeromonas</i> sp.	Filtración por membrana con filtros de nitrocelulosa de 0,45 µm de poro, e incubación a 35°C, por 24 horas en Agar m-Aeromonas (Standard Methods N° 9260 L, APHA et al., 2017).
	<i>Vibrio</i> sp.	Filtración por membrana con filtros de nitrocelulosa de 0,22 µm de poro, e incubación a 35°C, por 24 horas en Agar TCBS (Standard Methods, APHA et al., 2017).

Tabla 3-2. Métodos de análisis empleados en el LABCAM del INVEMAR para medir variables de calidad de sedimentos en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Parámetros		Técnicas analíticas y métodos de referencia
Fisicoquímicos	Granulometría	Método gravimétrico dispersión con hexametáfosfato de sodio y cribado en tamices de 2 mm, 1 mm, 0,5 mm, 250 µm, 125 µm, 63 µm, < 63 µm (Dewis y Freitas, 1984)
Metales pesados	Metales biodisponibles: Pb, Cd, Cr, Ni, Cu y Zn	Extracción débil (metales biodisponibles): Digestión con HCl 0,1 N.
		Cuantificación: Espectrometría de absorción atómica (Standard Methods 3111 B, APHA et al., 2017)
	Metales totales: Pb, Cd, Cr, Ni, Cu y Zn	Extracción total: Digestión ácida asistida por microondas para matrices silíceas y orgánicas (EPA 3052, EPA, 1996b).
		Cuantificación: Espectrometría de absorción atómica (Standard Methods 3111 B, APHA et al., 2017)
	Mercurio total	Mercurio en sólidos y solución por descomposición térmica, amalgamación y espectrometría de absorción atómica. (Método EPA 7473, EPA, 2007).
Contaminantes orgánicos	Plaguicidas Organoclorados	(20 compuestos: α-HCH, β-HCH, γ-HCH, δ-HCH, heptacloro, aldrin, heptacloro epóxido, γ-clordano, endosulfan I, α-clordano, dieldrin, pp-DDE, Endrin, endosulfan II, pp-DDD, endrin aldehído, endosulfan sulfato, pp-DDT, endrin cetona, Metoxicloro) Extracción líquido-líquido con diclorometano (EPA 3510C, 1996a), Cuantificación cromatografía de gases acoplada a masas (EPA 8270D, 2014).
	Plaguicidas Organofosforados	(24 compuestos: sulfotep, bolstar, bromacil, cis-permetrina, clorotalonil, clorpirifos, demeton o, demeton s, diclorvos, dimethoate, disulfoton, epn, ethotrop, fenthion, malathion, methyl parathion, mevinphos, parathion, phorate, ronnel, sthiropos, tokuthion, trans-permetrina, diazinon, tricloronate) Extracción líquido-líquido con diclorometano (EPA 3510C, 1996), Cuantificación cromatografía de gases acoplada a masas (EPA 8270D, 2014).



Tabla 3-3. Métodos de análisis empleados en el LABCAM del INVEMAR para medir variables en organismos (*Mugil incilis*).

Parámetros		Técnicas analíticas y métodos de referencia
Metales pesados	Mercurio total	Mercurio en sólidos y solución por descomposición térmica, amalgamación y espectrometría de absorción atómica. (Método EPA 7473, EPA, 2007).
Microbiológicos	<i>Vibrio sp.</i> en peces	Incubación de 10 g de tejido muscular en agua peptonada por 8-12 h, con el sobrenadante se realiza siembra por agotamiento en placa con agar TCBS.

Tabla 3-4. Estaciones y periodicidad de muestreo para el análisis de variables en aguas, sedimentos y organismos (M: Mensual, B: Bimestral, S: Semestral). NUT: nutrientes, Chl a: clorofila a, SST: sólidos suspendidos totales, CTT: coliformes totales, CTE: coliformes termotolerantes.

Estación	Zona	In situ	NUT, Chl a, SST	Metales	Plaguicidas	Coliformes CTT-CTE	<i>Vibrio sp.</i> y <i>Aeromonas sp.</i>	Comunidades Fitoplanctónicas
Boca de la Barra	0	M	M	B	-	M	B	B
Río Sevilla	1	M	B	-	-	-	-	-
Río Fundación		M	B	B	-	-	-	-
Boca del río Sevilla		M	B	-	B	-	-	-
Boca del río Aracataca		M	M	-	B	M	B	-
Boca del río Fundación		M	B	-	B	-	-	-
Frente a río Sevilla	2	M	B	-	-	-	-	-
Frente a río Aracataca		M	B	-	-	-	-	-
Frente a río Fundación		M	B	-	-	-	-	S
Centro CGSM		M	M	B	-	M	B	S
Boca del caño grande		M	B	-	-	-	-	-
Rinconada		M	M	B	-	M	B	S
Tasajera		M	M	-	-	M	B	-
Isla del Rosario		M	M	-	-	M	B	-
Ciénaga la Luna	3	M	M	B	-	-	-	B
Ciénaga la Ahuyama		M	B	-	-	-	-	-
Ciénaga la Redonda		M	B	-	-	-	-	-
La Y		M	B	-	-	-	-	-
Buenavista		M	M	-	-	M	B	-
Nueva Venecia		M	M	-	-	M	B	S



Estación	Zona	In situ	NUT, Chla, SST	Metales	Plaguicidas	Coliformes CTT-CTE	Vibrio sp. y Aeromonas sp.	Comunidades Fitoplanctónicas
Boca del caño Aguas Negras		M	M	B	B	M	B	S
Caño Clarín - km 15	5	M	B	-	-	-	-	-
Boca del Caño Clarín		M	M	B	B	M	B	-
Ciénaga las Piedras	6	M	B	-	-	-	-	-
Ciénaga El Loro		M	B	-	-	-	-	-
Ciénaga El Torno		M	M	-	-	M	B	-
Ciénaga Poza Verde		M	B	B	-	-	-	-
Caño el Torno		M	B	-	-	-	-	-

El agua superficial de cada estación se clasificó según los rangos de salinidad propuestos por Knox (2001) para estuarios, y se interpretó en una escala de colores de acuerdo a lo referido en INVEMAR (2021). Se elaboró un mapa de calor para analizar el cambio en el nivel del agua de cada una de las estaciones en los meses de monitoreo.

Las concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos fueron comparadas con valores encontrados en ambientes estuarinos (Mahmud et al., 2020), las de clorofila *a* con la clasificación propuesta por el Comité de Eutroficación de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) en 1982, referida por López y Madroñero (2015; oligotróficas entre 1,0 y 2,5 µg Chl *a*/L, mesotróficas entre 2,5 y 7,9 µg Chl *a*/L, eutróficas entre 8,0 y 25,0 µg Chl *a*/L, hipertróficas > 25,0 µg Chl *a*/L) para determinar condiciones tróficas, y las de sólidos suspendidos totales con la escala de clasificación de CONAGUA (2015). Los resultados de metales pesados en sedimentos fueron analizados de acuerdo con los valores de referencia para el monitoreo de aguas y sedimentos propuestos por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA) (Buchman, 2008), en donde se pueden identificar tres rangos de concentraciones químicas, un rango bajo dentro del cual es poco probable que ocurran efectos biológicos adversos (TEL- Threshold Effect Level), un rango superior por encima del cual es probable que ocurran efectos biológicos adversos (PEL - Probable Effect Level) y un rango medio, dentro del cual los efectos biológicos adversos son posibles (valores entre TEL y PEL) (MacDonald et al., 2004). El mercurio total en peces fue analizado bajo los criterios del Ministerio de Salud y Protección Social para los productos de pesca para consumo humano (Minsalud, 2015).

Los resultados de Coliformes Totales (CTT) y Coliformes Termotolerantes (CTE) se analizaron bajo los criterios de calidad establecidos para fines recreativos mediante contacto primario (natación y buceo, CTT: 1000 NMP/100 mL, Log₁₀= 3,0; CTE: 200 NMP/100 mL, Log₁₀= 2,3) y secundario (pesca y deportes náuticos, CTT: 5000 NMP/100 mL, Log₁₀= 3,7) (MinAmbiente, 2015). Con el propósito de identificar tendencias en el comportamiento de los coliformes a partir de los datos recolectados en más de dos décadas de monitoreo, se construyeron las series de tiempo 1993 – 2021 para CTE y



CTT. Se realizó una exploración inicial de los datos con el fin de identificar posibles valores atípicos, los cuales fueron excluidos del análisis gráfico. Las series de tiempo fueron construidas con base en diagramas boxplot (cajas y bigotes) y la línea de tendencia de los datos generada a partir de un suavizado de las medianas en cada fecha de monitoreo. Los boxplot constituyen un análisis de tipo descriptivo en el que el 50 % de los datos centrales se distribuyen dentro de las cajas, el 25 % de los datos más bajos en el extremo inferior, el 25 % de los datos más altos en el extremo superior, y los datos considerados como atípicos se señalan con un punto fuera de la caja en cualquiera de los extremos. Se elaboró un mapa de calor en función del mes y del año para establecer la relación de esta variable con los eventos climáticos tanto locales como globales. Por último, se calculó el coeficiente de correlación de Spearman entre estas variables microbiológicas y las variables fisicoquímicas, empleando un nivel de confianza del 95 %. Estos análisis se realizaron empleando el software estadístico R (V.4.1.1; [R Core Team, 2021](#)).

En mayo de 2021 (época lluviosa menor) se realizó una (1) salida de campo, para caracterizar la comunidad fitoplanctónica en siete (7) estaciones (LBA= Boca de la Barra; CLU= Ciénaga la Luna; NVE= Nueva Venecia; CEN= Centro CGSM; RIN= Rinconada; FRF= Frente a Río Fundación y CAN= Boca del caño Aguas Negras). Adicionalmente, para fortalecer el monitoreo de la CGSM y determinar la presencia de microalgas potencialmente nocivas, se realizaron muestreos mensuales entre abril y septiembre de 2021 en las estaciones Ciénaga la Luna (CLU) y la boca de la Barra (LBA).

La recolección de muestras de agua se realizó siguiendo las recomendaciones de Franks y Keafer ([2004](#)). Las muestras se depositaron en frascos plásticos con capacidad de 250 mL, se preservaron con lugol en relación 1:100 ([Edler y Elbrächter, 2010](#)) y se almacenaron en contenedores plásticos evitando el acceso de luz solar para su transporte al laboratorio. En el laboratorio, se utilizó el método por sedimentación de Utermöhl según lo recomendado por Edler y Elbrächter ([2010](#)), utilizando un microscopio invertido. La identificación a nivel de género se realizó mediante caracteres morfológicos, siguiendo las descripciones y claves de Komárek y Anagnostidis ([1986](#)), Komárek y Anagnostidis ([1989](#)), Round et al. ([1990](#)), Vidal ([1995](#)), Thomas ([1997](#)), Cronberg y Annodotter ([2006](#)), Bicudo y Menezes ([2006](#)), Vidal ([2010](#)).

El análisis cuali-cuantitativo de las microalgas potencialmente nocivas se realizó teniendo en cuenta lo descrito por INVEMAR ([2019](#) y [2021](#)), y se elaboró un listado con la presencia y densidad de géneros potencialmente nocivos observados en la CGSM, teniendo como guía la lista de referencias taxonómicas de microalgas nocivas construida por la Comisión Oceanográfica Intergubernamental de la UNESCO - COI. Por otra parte, se realizó un análisis histórico (2014 a 2021) del comportamiento de la comunidad fitoplanctónica (composición y abundancia) y su relación con las variables ambientales (temperatura, salinidad, nitritos, nitratos, amonio y fosfatos) para las estaciones Boca de la Barra y Ciénaga la Luna.

Para el análisis de la información se aplicó estadística descriptiva, univariada y multivariada como inferencial, destacándose entre las multivariadas el N-MDS (Escalamiento multidimensional no métrico; [Clarke y Warwick, 2001](#)), técnica de ordenación que relaciona las similitudes (calculadas en este caso con el coeficiente Bray-Curtis) de un conjunto de elementos (muestras o estaciones) con distancias en un espacio de un número reducido de dimensiones, de tal modo que los puntos cercanos representan muestras que son muy similares en la composición y abundancia de especies, mientras que los puntos lejanos corresponden a comunidades muy diferentes. Por otra parte, se aplicó la técnica multivariada no paramétrica análoga al ANOVA, recomendada por Clarke y Warwick



(2001) para comparar similitudes con base en las especies presentes y su abundancia (también usando el coeficiente Bray Curtis) entre muestras con gran cantidad de ceros y variables.

3.2.2. Ecosistemas de Manglar

Para evaluar la respuesta del manglar ante las obras de recuperación hidráulica derivadas del proyecto PROCINAGA, desde la década del 90 se establecieron cinco estaciones de monitoreo en el sector noroccidental del complejo lagunar, las cuales responden a un gradiente de disturbio del bosque (INVEMAR, 2019). Desde ese momento hasta la actualidad, las estaciones han servido como testigos del progreso de la recuperación del bosque frente a diferentes impulsores. En 2018, para ampliar el alcance del monitoreo, se incluyó una estación adicional en el sector de Sevillano. La ubicación de las estaciones se muestra en la Tabla 3-5.

Tabla 3-5 Estaciones de monitoreo del bosque de manglar.

Estación	Zona	Influencia hídrica	Coordenadas
Rinconada (RIN)	Caño Clarín nuevo	Caño Clarín nuevo y espejo principal	10°57'47,5"N - 074°29'30,7"W
Kilómetro 22 (KM22)	Caño Clarín nuevo	Caño Clarín nuevo	10°58'38,7"N - 074°34'36,3"W
Caño Grande (CGD)	Espejo principal	Espejo principal	10°51'48,8"N - 074°28'53,6"W
Aguas Negras (ANE)	Pajarales	Caño Aguas Negras	10°48'34,8"N - 074°36'28,4"W
Luna (LUN)	Pajarales	Ciénaga de la Luna	10°54'25,6"N - 074°35'16,9"W
Sevillano (SEV)	Nororiente espejo principal	Ciénaga Sevillano	10°54'56.6"N - 74°16'46.8"W

Rinconada (RIN): fue establecida al costado sur del Caño Clarín, en la boca adyacente al espejo de agua principal del complejo lagunar (Figura 3-3 A). Fue considerada como la estación de referencia debido a un bajo grado de intervención y deterioro, así como un mayor desarrollo estructural del bosque y niveles de salinidad adecuados para el correcto desarrollo del manglar (Rodríguez-Rodríguez, 2015).

Aguas Negras (ANE): se ubicó al sur de la desembocadura del caño del mismo nombre (Figura 3-3 B). Fue considerada como una estación de perturbación media con un relicto de manglar y niveles de salinidad por debajo de 80.

Caño Grande (CGD): se ubicó al norte del Caño Grande (Figura 3-3 C). Se consideró como una estación de perturbación media, con un relicto de bosque de manglar en el borde externo y salinidad por debajo de 70. En el 2000, el proyecto Manglares de Colombia realizó reforestación con plántulas de *R. mangle*.

Kilómetro 22 (KM22): se ubicó al norte del margen del Caño Clarín, en el km 22 (Figura 3-3 D). Fue considerada como un sector de perturbación media con salinidad >60.

Luna (LUN): se localizó en la ciénaga de La Luna, complejo de Pajarales (Figura 3-3 E). Fue considerada como una estación con alto grado de perturbación debido al pobre desarrollo estructural y nivel de salinidad elevado >100.

Sevillano (SEV): se localiza en la parte nororiental del complejo (Figura 3-3 F). Influenciada principalmente por los flujos de agua salobre provenientes del mar Caribe, es considerada como un sistema semicerrado con gran parte de su superficie cubierta por bosque de manglar.



Figura 3-3. Estaciones de monitoreo. A: Rinconada (RIN); B: Aguas Negras (ANE); C: Caño Grande (CGD); D: kilómetro 22 (KM22); E: Luna (LUN); F: Sevillano (SEV). Fotos: Juan Camilo Rodríguez, Programa CAM, 2021.

DISEÑO MUESTREAL

Las estaciones de monitoreo se componen de tres transectos perpendiculares al cuerpo de agua principal, separados entre sí por una distancia de 100 m. Cada transecto corresponde a un conglomerado de 5 parcelas cuadradas de 100 m², separadas cada 10 m una de la otra como se muestra en la Figura 3-4. En cada una de las parcelas se midió el diámetro a la altura del pecho (DAP) y el estado fitosanitario de todos los individuos con DAP > 2,5 cm.

Trimestralmente, se tomaron registros de la regeneración natural y de algunas variables fisicoquímicas del agua superficial e intersticial como la salinidad, la temperatura, el pH y el potencial oxido-reducción (ORP). Adicionalmente se midió el nivel de inundación. La medición de las variables fisicoquímicas, la regeneración natural, la estructura y el estado fitosanitario del bosque, se realizó siguiendo las indicaciones de INVEMAR (2019).

El análisis de la información se realizó por medio de estadística descriptiva básica utilizando ©Excel. En el caso de las variables fisicoquímicas, se calcularon promedios, máximos y mínimos. El análisis de la estructura y función del bosque se realizó a través de la estimación de parámetros como el área basal, la abundancia, la densidad y el índice de valor de importancia según lo propuesto por Tavera (2014). Las categorías diamétricas se definieron según lo propuesto por Navarrete y Rodríguez (2014) donde se consideran como brinzales aquellos individuos con DAP entre 2,5 a 4,9 cm, latizales a los que tienen DAP entre 5 a 10 cm y, fustales, a los individuos con DAP > 10 cm. En el caso de regeneración natural, los resultados se expresaron en función de la densidad de plántulas y propágulos/m².

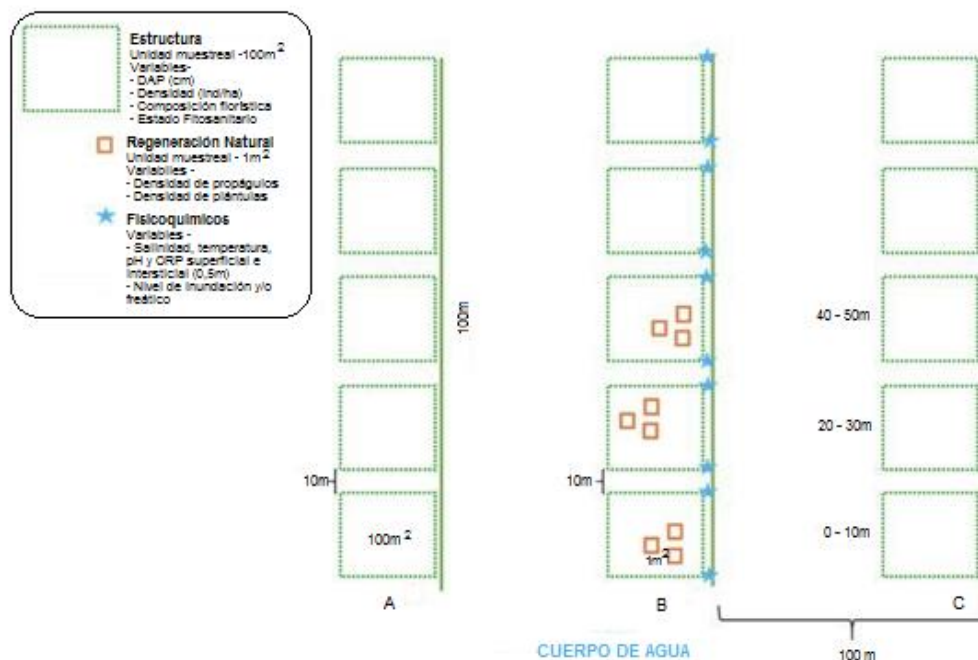


Figura 3-4 Esquema de medición de la estructura, regeneración natural y variables fisicoquímicas. Fuente: INVEMAR, 2019.

Finalmente, se calculó el Indicador de Integridad Biológica de Manglares – IBIm empleando la ecuación planteada por INVEMAR (2018a):

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

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

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

La escala de interpretación del indicador se muestra en la Figura 3-5. Todos los resultados fueron contrastados con información histórica de la CGSM para el periodo 2015 – 2021.



Rango	Categoría
<1,5	No deseable
≥1,5 y <2	Alerta
≥2 y <3	Regular
≥3 y <4	Buen estado
>4	Deseable

Figura 3-5 Escala de interpretación del Indicador de Integridad Biológica de Manglares.

El indicador de integridad biológica de manglares – IBIm, está diseñado para dar una idea de la estabilidad de un bosque con respecto a un estado de referencia ([Navarrete y Rodríguez, 2014](#)). Para su cálculo, se utilizaron todas las variables que integran la ecuación, teniendo en cuenta los valores de referencia para un bosque de cuenca y con esto, asignar los valores de los subíndices.

Para el monitoreo de avifauna asociada a manglar se empleó el método de conteo por puntos ([Ralph et al., 1997](#)) modificado para bosque de manglar, con puntos de observación entre 150 m y 200 m, distribuidos en un transecto de 1 km aproximadamente, paralelo al borde de manglar para cada estación; las observaciones se realizaron desde bote o en tierra, de acuerdo a las condiciones del punto de observación. Adicionalmente, se realizó observación mediante búsqueda intensiva entre puntos de observación. La observación se realizó entre las 6:00 y 11:00 de la mañana, empleando binoculares 10 x 42 marca Nikon y una cámara fotográfica Nikon D5500 con lente 70-300.

La identificación taxonómica de las especies se realizó de acuerdo con Hilty y Brown ([2009](#)), McMullan et al. ([2021](#)) y Ayerbe ([2019](#)); la categoría de residencia y la categoría de migración de las especies avistadas fue determinada según Ayerbe ([2019](#)), la categoría de amenaza se determinó según el Libro Rojo de Aves de Colombia y según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza – UICN.

Como parte del fortalecimiento a las comunidades locales y apoyo en procesos de formación para establecer el aviturismo como fuente de ingreso sostenible, se contó con la participación de personal de la Asociación de Pescadores de Buenavista-ASOPEBUE, quienes acompañaron las faenas de observación.

ANÁLISIS DE CAMBIOS DE COBERTURAS EN LA CGSM

El proceso de análisis de los cambios de cobertura de manglar entre el año 2020 y 2021 se realizó por medio de procesamiento e interpretación de imágenes multiespectrales de satélite, a escala 1:25.000, tomando como línea base la capa vectorial de cobertura de manglar 1:25.000 del año 2020. A continuación, se describen los insumos empleados y las actividades de teledetección ejecutadas para obtener las extensiones de cobertura de manglar estable, pérdida y ganancia.

Imágenes empleadas

Se utilizaron los sensores multiespectrales de los satélites Sentinel-2, dispuestos por la Agencia Espacial Europea (ESA, por su sigla en inglés). Las imágenes de estos sensores fueron utilizadas como base para el análisis a una escala de trabajo 1:25.000. Adicionalmente, fueron empleadas imágenes Planet Scope suministradas por la compañía © 2020 Planet Labs Inc gracias al programa NICFI (Tabla 3-6) como apoyo en la interpretación visual para mejorar el resultado.



Tabla 3-6. Sensores remotos utilizados para los años de análisis.

AÑO	SATÉLITE / SENSOR	RESOLUCIÓN ESPACIAL (m)	BANDAS UTILIZADAS
2020	PLANET SENTINEL-2-MSI PLANET	4	Azul, verde, rojo, infrarrojo cercano
		10	Azul, verde, rojo, infrarrojo cercano
		20	Rojo límite, infrarrojo de onda corta
		60	Aerosoles, vapor de agua, cirrus
		20	Rojo límite, infrarrojo de onda corta
		60	Aerosoles, vapor de agua, cirrus
2021	PLANET SENTINEL-2-MSI PLANET	4	Azul, verde, rojo, infrarrojo cercano
		10	Azul, verde, rojo, infrarrojo cercano
		20	Rojo límite, infrarrojo de onda corta
		60	Aerosoles, vapor de agua, cirrus
		20	Rojo límite, infrarrojo de onda corta
		60	Aerosoles, vapor de agua, cirrus

Corrección atmosférica de imágenes

Las imágenes obtenidas por sensores remotos suelen tener errores que se dan en el proceso de adquisición y tratamiento posterior, los cuales son causados principalmente por las limitaciones de la propia tecnología y las condiciones ambientales del lugar, así como el momento de captura de la escena. Por lo anterior, es necesario emplear una serie de procesos que disminuyan los efectos adversos en las imágenes.

Uno de los efectos más sensibles en los sensores remotos ópticos es la interferencia que tiene la atmósfera en la energía que capta el sensor. Para corregir este efecto existen algunas imágenes que ya son entregadas por el proveedor con un ajuste de estos efectos realizado con el modelo Sen2Cor, desarrollado por la ESA, el cual toma como parámetros información de algunas bandas del mismo sensor e información de modelos atmosféricos según el contexto geográfico ([Louis et al., 2016](#)). Las imágenes Planet para este estudio fueron también obtenidas con corrección atmosférica generada por el proveedor.

Ajuste geométrico de las imágenes Sentinel-2

Las especificaciones técnicas registradas en el reporte periódico de calidad geométrica ([Clerc et al., 2021](#)), muestra que las imágenes Sentinel-2 tienen una geolocalización absoluta de 5.5 metros, es decir, menor a un pixel de 10 metros, lo cual las hace aptas para la escala 1:25.000 ([Marquina y Mogollón, 2017](#)).

Sistema de coordenadas

El sistema de coordenadas empleado como referencia espacial para el proyecto y cálculo de áreas fue MAGNA-SIRGAS, origen central, el cual tiene las siguientes características (Tabla 3-7):

Tabla 3-7. Parámetros de sistema de coordenadas Magna Colombia Bogotá

Name: MAGNA_Colombia_Bogota	Geographic Coordinate System: GCS_MAGNA
EPSG: 3116	Angular Unit: Degree (0.0174532925199433)
Projection: Transverse_Mercator	Prime Meridian: Greenwich (0.0)



False_Easting: 1000000.0	Datum: D_MAGNA
False_Northing: 1000000.0	Spheroid: GRS_1980
Central_Meridian: -74.07750791666666	Semimajor Axis: 6378137.0
Scale_Factor: 1.0	Semiminor Axis: 6356752.314140356
Latitude_Of_Origin: 4.596200416666666	Inverse Flattening: 298.257222101
Linear Unit: Meter (1.0)	

Clases temáticas

La Tabla 3-8 muestra las clases temáticas que se tuvieron en cuenta tanto para la capa de cobertura de manglar del año 2020 como para la actualización de la misma, con fecha del noviembre 2021. Por su parte, la Tabla 3-9 relaciona las categorías de la capa de dinámica de cambio de cobertura de manglar para el periodo 2020-2021.

En el presente análisis se incluyó una categoría adicional denominada "cobertura de manglar por verificar" la cual corresponde a diferentes polígonos en la zona norte de la CGSM en los cuales se evidenciaron cambios durante el proceso de interpretación visual, que, a pesar de no reflejarse de manera clara en la clasificación supervisada como áreas de manglar, tienen una respuesta espectral que puede estar asociada a esta cobertura. Por tal razón, y con el fin de no interferir en las cifras de ganancia de manglar, se consideraron estos polígonos como una nueva clase que cuenta con incertidumbre y debe ser verificada.

Tabla 3-8. Clases temáticas para la cobertura en la CGSM para el año 2020 y 2021.

CLASE
Manglar
No manglar

Tabla 3-9. Clases temáticas para la dinámica de cambios en la cobertura de manglar 2020 – 2021.

CLASE
Manglar estable
Pérdida manglar
Ganancia manglar
Cobertura de manglar por verificar

Información de campo

Se emplearon datos de campo de periodos anteriores ([INVEMAR, 2018a](#); [INVEMAR, 2019](#); [INVEMAR 2021](#)) que sirvieron como referencia para actualizar la capa de manglar 2021. En el marco del presente convenio, se realizó una salida de campo para verificación de puntos de cobertura de manglar el 24, 25 y 26 de noviembre, en los cuales se obtuvo información de presencia, ausencia, estado y una caracterización rápida del manglar para 71 puntos de muestreo (Figura 3-6). Estos datos se incluyeron como muestras de entrenamiento y validación dentro de los algoritmos empleados para generar una clasificación supervisada que separa el manglar de otras coberturas.

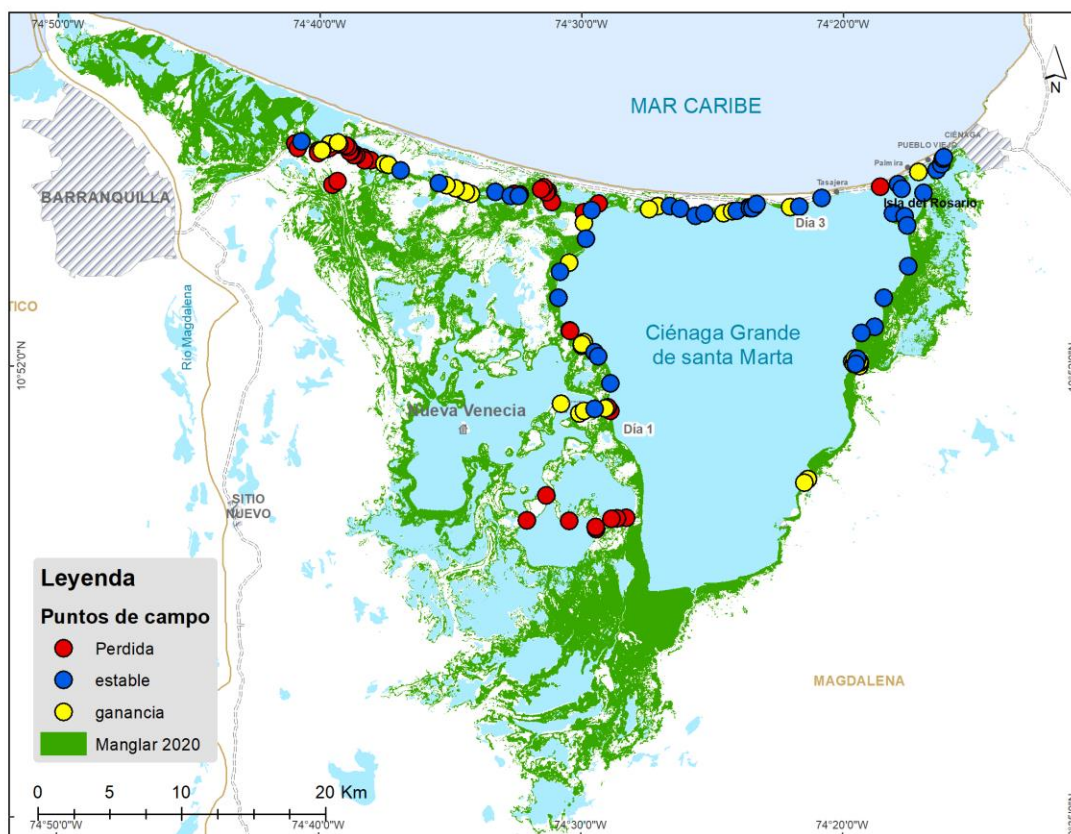


Figura 3-6. Mapa con puntos de verificación salida de campo noviembre 2021.

Procesamiento de imágenes en la plataforma Google Earth Engine

Se emplearon algoritmos de procesamiento digital de imágenes satelitales en la nube, en la plataforma Google Earth Engine para detectar manglar en el año 2021, (Hu et al., 2020). Allí se aplicó un algoritmo de clasificación supervisada de bosques aleatorios el cual incluyó como datos de entrada una compilación de bandas obtenidas de diferentes procesos con las imágenes de satélite e índices de vegetación, además de datos de campo para entrenamiento y validación de la clasificación (Belgiu y Drăgu, 2016). Cabe aclarar que la información de campo de los años anteriores al 2021, fue actualizada y verificada con base en una imagen satelital Sentinel 2 del año 2021, esto con el fin de entrenar el modelo con información de cobertura que corresponda con la fecha de las imágenes procesadas. La clasificación obtuvo un índice kappa superior a 0.9, que de acuerdo a la interpretación de Landis & Koch (1977), equivale a una concordancia excelente.

Interpretación visual de imágenes y edición cartográfica

Teniendo la clasificación supervisada obtenida para el año 2021, la cual permitió de manera preliminar separar el manglar de otras coberturas, se inició un proceso de edición cartográfica de la cobertura de manglar 2020 para adicionar los polígonos que mostraran ganancia y eliminar los que evidenciaban pérdida entre el periodo marzo 2020 – noviembre 2021.

La edición cartográfica se realizó por medio de interpretación visual, donde además del resultado de la clasificación supervisada se emplearon imágenes Sentinel 2 y Planet como apoyo. A estas



imágenes, se le aplicaron combinaciones a falso color resaltando las bandas del infrarrojo cercano, infrarrojo de onda corta y rojo. Adicionalmente, se generaron ajustes locales de contraste con el fin de evaluar a escalas espectrales detalladas la variación en la reflectancia para las diferentes cubiertas vegetales. Este proceso de interpretación visual, permitió identificar zonas en las que la respuesta espectral del manglar ha cambiado hacia la de otras cubiertas (Pérdida) y zonas en las que otras cubiertas han mudado hacia vegetación de manglar (Ganancia) que no se habían identificado claramente con la clasificación.

Con la capa de cobertura de manglar actualizada al 2020, se realizó un control de topología y finalmente se aplicaron herramientas espaciales para determinar áreas de ganancia y pérdida entre el periodo 2020-2021.

3.2.3. Recursos Pesqueros

Dando continuidad al monitoreo de los recursos pesqueros, en 2021 se registraron datos de las variables de desempeño de la pesquería artesanal de la ecorregión CGSM (Tabla 3-10), aplicando un muestreo en los principales sitios de desembarco (Figura 3-7). En cada sitio, el muestreo es realizado por personal del instituto capacitado, residente en las localidades seleccionadas y conocedores de la dinámica de la actividad pesquera. Ellos, a través de encuestas diseñadas para el monitoreo, colectaron información del poder de pesca (especificaciones técnicas de los artes y métodos de pesca) y de la actividad pesquera (unidades económicas de pesca activas diarias y número de días efectivos de pesca mensuales). La información registrada en este informe para 2021 corresponde al periodo enero-septiembre.

Tabla 3-10. Descripción de las variables, periodo y frecuencia de muestreo por estación o sitio de desembarque

Estación/ Pto. de muestreo, desembarque	Variable de muestreo	Periodo de muestreo	Frecuencia de muestreo	Observaciones
Isla del Rosario	Captura, esfuerzo pesquero y tallas (discriminadas por especie, arte de pesca, zona de pesca y sitio de desembarco). Datos económicos (precios por especie y costos de faenas de pesca).	Enero 1994 - septiembre de 2021. Los datos económicos se tomaron desde el año 2000.	Diaria. 1994-1996 (6 días/semana). 1999-2021 (tres días por semana).	Se registran diariamente, pero se realizan estimaciones mensuales y anuales.
Tasajera	Ídem	Ídem	Ídem	Ídem
Nueva Venecia	Ídem	Ídem	Ídem	Ídem
K-15 Caño Clarín	Ídem	Septiembre 1999 - Septiembre de 2021.	1999-2020 (tres días por semana).	Ídem
El Torno	Ídem	Marzo 2002 – Diciembre de 2017.	2002-2017 (tres días por semana).	Ídem. De 2018-2021, no se registraron datos por inconvenientes administrativos.

La información fue registrada a través de dispositivos móviles en el Sistema de Información Pesquera de INVEMAR (SIPEIN) ([Narváez et al., 2005](#)). A partir de esta información, se estimó la producción pesquera de la ecorregión y otras variables de desempeño pesquero a nivel de indicadores como la abundancia relativa de los recursos (captura por unidad de esfuerzo-CPUE), tallas medias de captura (TMC) y la renta económica de la pesquería. Así mismo, un promedio ponderado anual de la salinidad fue utilizado para comparar los efectos ambientales (Índice de Oscilación Sur-IOS y con los caudales de los ríos tributarios), para determinar patrones en el ecosistema como principal fuentes de agua dulce del sistema lagunar ([Blanco et al., 2006](#); [Blanco et al., 2007](#)).

Durante el mismo periodo de tiempo, se continuó con la determinación de la talla de madurez sexual (TM) y otras variables biológico-pesqueras para diferentes especies. Desde 2019, se viene trabajando con las especies mojarra lora (*Oreochromis niloticus*) y coroncoro (*Micropogonias furnieri*), tratando de complementar el ciclo biológico de un año dada las dificultades de colectas de muestras durante la emergencia sanitaria por COVID-19. De igual manera, se determinaron preliminarmente las TM de las especies mojarra peña (*Caquetaia kraussi*) y arenca (*Triporthus magdalenae*) (Figura 3-7). Para mayores detalles metodológicos se empleó lo referenciado en INVEMAR ([2019](#)).

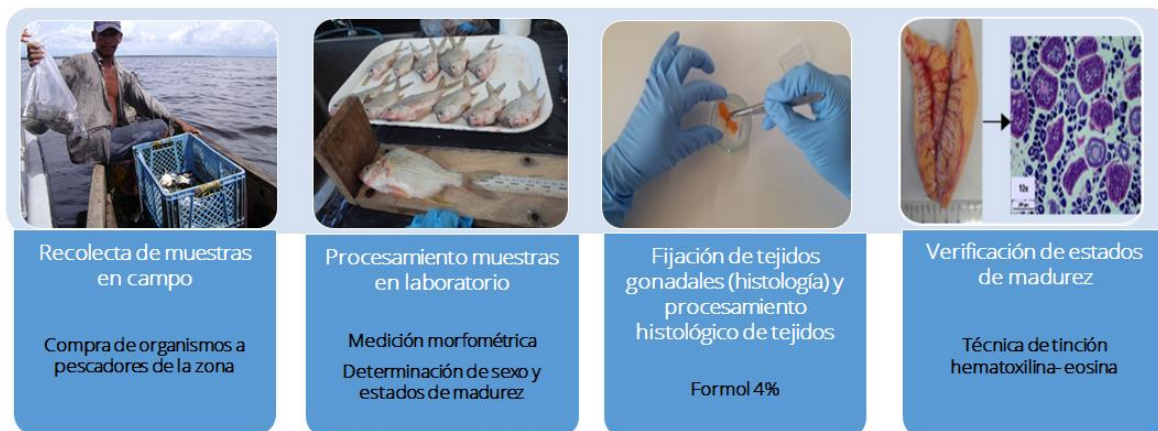


Figura 3-7. Proceso metodológico de campo y laboratorio de los individuos recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Para la estimación de la TM, definida como la longitud en la que al menos el 50 % de los individuos llegan a la madurez sexual ([Saborido 2004](#)), se aplicó un ajuste linealizado del modelo logístico de madurez con máxima verosimilitud y estimación de intervalos de confianza mediante técnicas de remuestreo (Bootstrap) ([Ogle 2013](#)). La estimación de los parámetros y la construcción de los intervalos, se realizó con la ayuda del software R ([R-Core 2020](#)), siguiendo el programa de madurez de Northland College ([Ogle, 2013](#)). La estacionalidad reproductiva se estimó teniendo en cuenta el porcentaje mensual de individuos en cada estado de madurez y se relacionó con valores promedio del índice gonadosomático ($IGS = PG/PT$, donde PG es el peso de la gónada y PT peso total del pez) e índice hepatosomático ($IHS = PH/PT$, donde PH es el peso del hígado y PT peso total del individuo).

Las especies seleccionadas para actualización de TM, fueron consideradas debido a su importancia comercial y sobre las cuales se tenía incertidumbre de dichas estimaciones. El valor calculado es



INFORME TÉCNICO FINAL 2021:
"MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE LOS
RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA GRANDE
DE SANTA MARTA"



contrastado con la talla media de captura TMC, para alimentar el indicador de presión pesquera artesanal calculado para las 15 principales especies de peces en la ecorregión CGSM (para mayor detalle del indicador (consultar <https://www.invemar.org.co/web/guest/estadistica-presion-pesquera-artesanal>)).

En relación a los datos económicos, se analizaron a precios corrientes y constantes de diciembre de 2021, utilizando el Índice de Precios al Consumidor registrado por el Departamento Administrativo Nacional de Estadística- DANE ([DANE, 2021b](#)).



4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN



Complejo de Pajarales

Foto: Archivo Programa VAR- INVEMAR



4.1. CALIDAD DE AGUAS



Buenavista

Foto: Archivo Programa VAR - INVEMAR



4.1.1. Contexto general calidad del agua y del sedimento en la Ciénaga Grande de Santa Marta

La confluencia de agua salada del mar Caribe y agua dulce de los ríos Magdalena, Sevilla, Aracataca y Fundación en la CGSM, otorgan a este estuario diversas funciones ecológicas que le permiten proveer servicios ecosistémicos como la pesca, el turismo, la recreación, y la alimentación, que representan medios de subsistencia y bienestar para las comunidades. A su vez, ofrecen regulación y soporte local y global a través de la captura de carbono, el reciclaje de nutrientes, la productividad biológica, el flujo de energía, el hábitat, y la purificación natural del agua ([Vargas-Castillo et al., 2016](#); [Rodríguez-Rodríguez et al., 2018](#))

Como resultado de sus múltiples funciones, la CGSM ha sido sometida intensa y continuamente a diversas presiones derivadas de las actividades antrópicas que se desarrollan dentro y en sus alrededores, situación que sumada a la alteración de los patrones de lluvia locales, los cambios en los regímenes de transporte de sedimentos, y la variabilidad en los eventos climáticos extremos, han generado cambios y deterioro en la calidad del agua de esta laguna costera, que repercuten con la preservación de la flora y la fauna local, y la calidad de vida de quienes utilizan sus recursos ([Rodríguez-Rodríguez et al., 2018](#); [INVEMAR, 2021](#)). Por tanto, el monitoreo de la calidad del agua y del sedimento, ha sido durante las dos últimas décadas un importante instrumento para evaluar el estado del recurso hídrico con relación a las actividades humanas presentes en la zona, a eventos climáticos de escala local y global, y a las obras hidráulicas de rehabilitación realizadas para recuperar la conectividad hídrica del sistema. Esta información ha permitido la gestión del sistema lagunar, convirtiéndose en una de las herramientas para el manejo y protección de la ecorregión.

Las observaciones de campo realizadas entre los meses de abril y septiembre de 2021, pusieron en evidencia la salida de agua desde la Ciénaga hacia el mar Caribe, debido a la dirección de la corriente y el incremento de materiales en suspensión en la zona marina (zona 0; Figura 4-1). En la zona de los ríos provenientes de la SNSM (zona 1) y particularmente en los ríos Fundación y Sevilla, mes a mes se observó el aumento de material vegetal flotante (Figura 4-2). En el cuerpo de agua principal (zona 2) y en el complejo de Pajarales (zona 3), se observó que entre abril y julio incrementó la presencia de macrófitas (Figura 4-3 y Figura 4-4) y con ello el taponamiento de canales. Tras las obras de dragado ejecutadas en el segundo semestre de 2021, se despejaron los canales, incrementó la transparencia y movilidad del agua, y disminuyó el tiempo de recorrido entre estaciones, especialmente en el sector que conecta a las ciénagas La Luna, La Ahuyama, y La Redonda, con La Y, y Rinconada. Caso contrario ocurrió en los caños Aguas Negras (zona 3) y Clarín (zona 5; Figura 4-5), en los cuales mes a mes aumentó el material vegetal flotante, hecho que dificultó el acceso a dichas estaciones. En el noroccidente del VIPIS (zona 6; Figura 4-6), el nivel del agua aumentó a partir del mes de mayo, causando la ruptura de palmas y vegetación que permanecía a la orilla del caño El Torno, y la salida de algunos pobladores que habitaban en este sector.



Zona 0

Marina



Boca de La Barra (Mayo, 2021)



Boca de La Barra (Junio, 2021)



Boca de La Barra (Julio, 2021)

Figura 4-1 -Estación Boca de La Barra ubicada en la zona marina (zona 0), donde se muestra la dirección de la corriente, evidenciando el flujo de agua desde el cuerpo principal de la CGSM hacia el mar. Fotos tomadas en mayo, junio y julio de 2021 por Edgar Arteaga, Programa CAM – INVEMAR.



Zona 1

Ríos Sierra Nevada de Santa Marta



Río Fundación (Julio, 2021)



Boca río Fundación (Julio, 2021)



Río Sevilla (Mayo, 2021)



Boca río Sevilla (Mayo, 2021)



Boca río Aracataca (Julio, 2021)

Figura 4-2. Imágenes de las estaciones de los ríos de la vertiente occidental de la Sierra Nevada de Santa Marta (zona 1), donde se evidencia la presencia de vegetación flotante. Fotos tomadas en mayo y julio de 2021 por Edgar Arteaga, Programa CAM – INVEMAR.



Zona 2

Cuerpo de agua principal



Frente río Sevilla (Mayo, 2021)



Frente río Aracataca (Mayo, 2021)



Frente río Fundación (Mayo, 2021)



Isla del Rosario (Mayo, 2021)



Tasajera (Mayo, 2021)



Rinconada (Junio, 2021)



Centro CGSM (Julio, 2021)



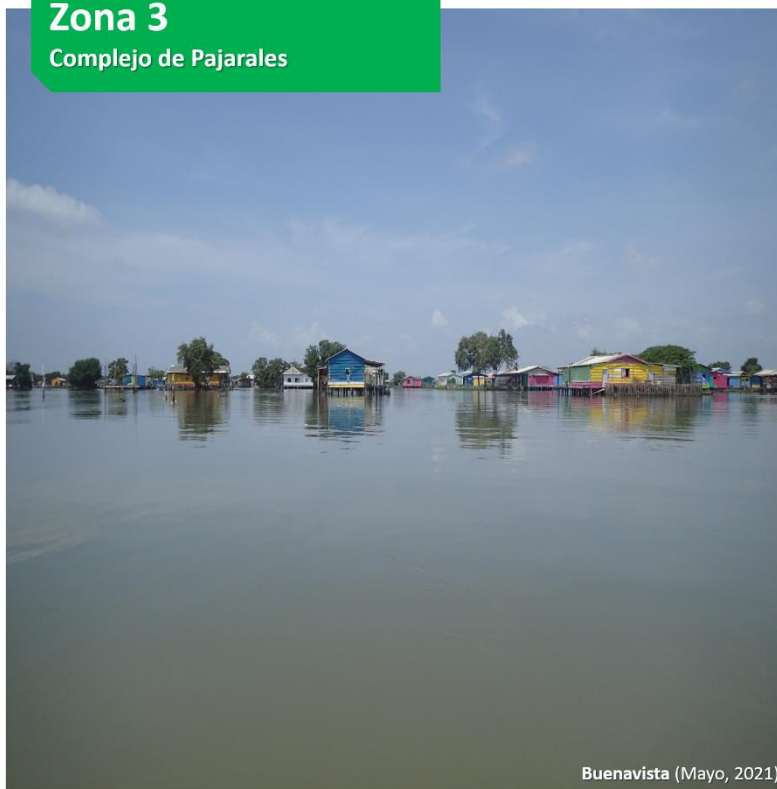
Boca del Caño Grande (Julio, 2021)

Figura 4-3. Imágenes de las estaciones ubicadas en la zona del cuerpo de agua principal (zona 2). Fotos tomadas en mayo, junio y julio de 2021 por Edgar Arteaga, Programa CAM – INVEMAR.



Zona 3

Complejo de Pajarales



Buenavista (Mayo, 2021)



La Ye (Julio, 2021)



Boca Caño Aguas Negras (Mayo, 2021)



Ciénaga La Ahuyama (Julio, 2021)



Ciénaga La Luna (Julio, 2021)



Nueva Venecia (Mayo, 2021)



Ciénaga La Redonda (Julio, 2021)

Figura 4-4. Imágenes de las estaciones ubicadas en el Complejo de Pajarales (zona 3). Fotos tomadas en mayo y julio de 2021 por Edgar Arteaga, Programa CAM – INVEMAR.



Zona 5

Caño Clarín



Boca Caño Clarín (Mayo, 2021)



Boca Caño Clarín (Junio, 2021)



Boca Caño Clarín (Julio, 2021)



Caño Clarín km 15 (Junio, 2021)



Caño Clarín km 15 (Julio, 2021)



Caño Clarín km 15 (Mayo, 2021)

Figura 4-5. Imágenes de las estaciones ubicadas en la zona del caño Clarín (zona 5). Fotos tomadas en mayo, junio y julio de 2021 por Laura Díaz, Programa CAM – INVEMAR.



Zona 6

Noroccidente Vía Parque Isla de Salamanca (VIPIS)



Caño El Torno (Mayo, 2021)



Caño El Torno (Junio, 2021)



Caño El Torno (Julio, 2021)



Ciénaga El Loro (Julio, 2021)



Ciénaga Las Piedras (Julio, 2021)



Ciénaga Poza Verde (Junio, 2021)



Ciénaga El Torno (Julio, 2021)

Figura 4-6. Imágenes de las estaciones ubicadas en la zona noroccidental del Vía Parque Isla de Salamanca (zona 6). Fotos tomadas en mayo, junio y julio de 2021 por Laura Díaz, Programa CAM – INVEMAR.

4.1.2. ¿Cuáles son las estaciones dónde se presentaron las condiciones de calidad de aguas más críticas para la preservación de flora y fauna en la CGSM entre abril de 2021 y septiembre de 2021?

NIVEL DEL AGUA

En la Figura 4-7 se representaron mediante código de colores los cambios en el nivel de agua de cada estación para el período abril – septiembre 2021. Las estaciones Boca del Caño Grande y Ciénaga El Torno presentaron los mayores niveles de agua (entre 6,0 m y 9,0 m), en ambos casos un notorio aumento mensual. En la Boca de La Barra y los ríos Sevilla y Fundación el nivel de agua fluctuó entre 3,0 m y 5,0 m. Las estaciones con los niveles de agua más bajos (entre 0,5 y 1,5 m) fueron la desembocadura del río Aracataca, el frente del río Fundación, Isla del Rosario, Buenavista, Boca Caño Aguas Negras, La Y, y Caño Clarín km 15. Las demás estaciones mostraron un nivel de agua intermedio (1,5 – 2,5 m) y poca variabilidad.

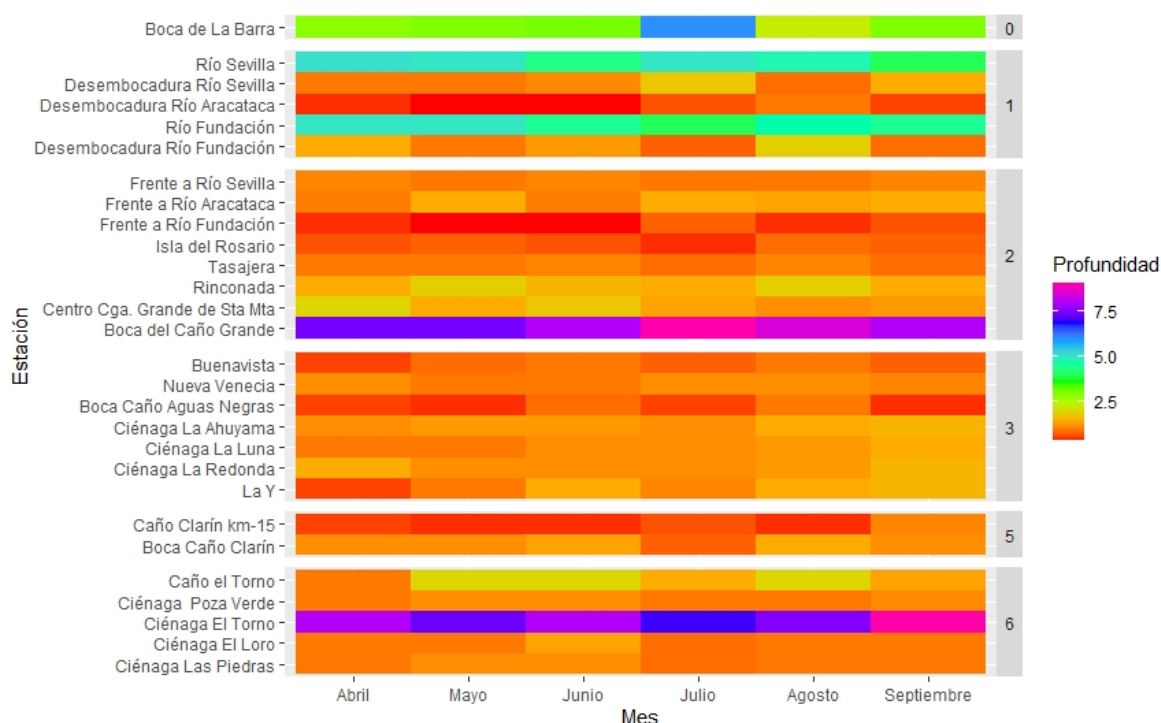


Figura 4-7. Mapa de calor en el que se representan los cambios en el nivel de agua de las 28 estaciones que hacen parte del monitoreo de calidad de aguas en la CGSM. Fuente: Elaboración propia.

SALINIDAD

La salinidad entre abril y septiembre de 2021 (Figura 4-8) mostró una tendencia mensual de disminución como resultado de un año con predominio de condiciones La Niña en el que el incremento de las precipitaciones se dio desde el mes de mayo ([IDEAM, 2021](#)). Esto ocasionó que prevaleciera el agua de tipo salobre en el 56 % de las estaciones (salinidad entre 0,6 y 17,0; [Knox,](#)

2001), y dulce en el 33 % (salinidad entre 0 y 0,5; Knox, 2001), el agua de tipo marina solo se presentó en el 11 % de las estaciones (salinidad entre 18 y 38; Knox, 2001). Las condiciones salobres de baja salinidad se dieron especialmente en las estaciones ubicadas en el cuerpo de agua principal (zona 2) donde tributan los ríos Sevilla, Aracataca, Fundación y el Caño Clarín; el complejo de Pajarales (zona 3) donde los principales aportes de agua dulce provienen del Caño Agua Negras, y el noroccidente del VIPIS (zona 6) que recibe agua dulce a través de los caños Clarín y El Torno.

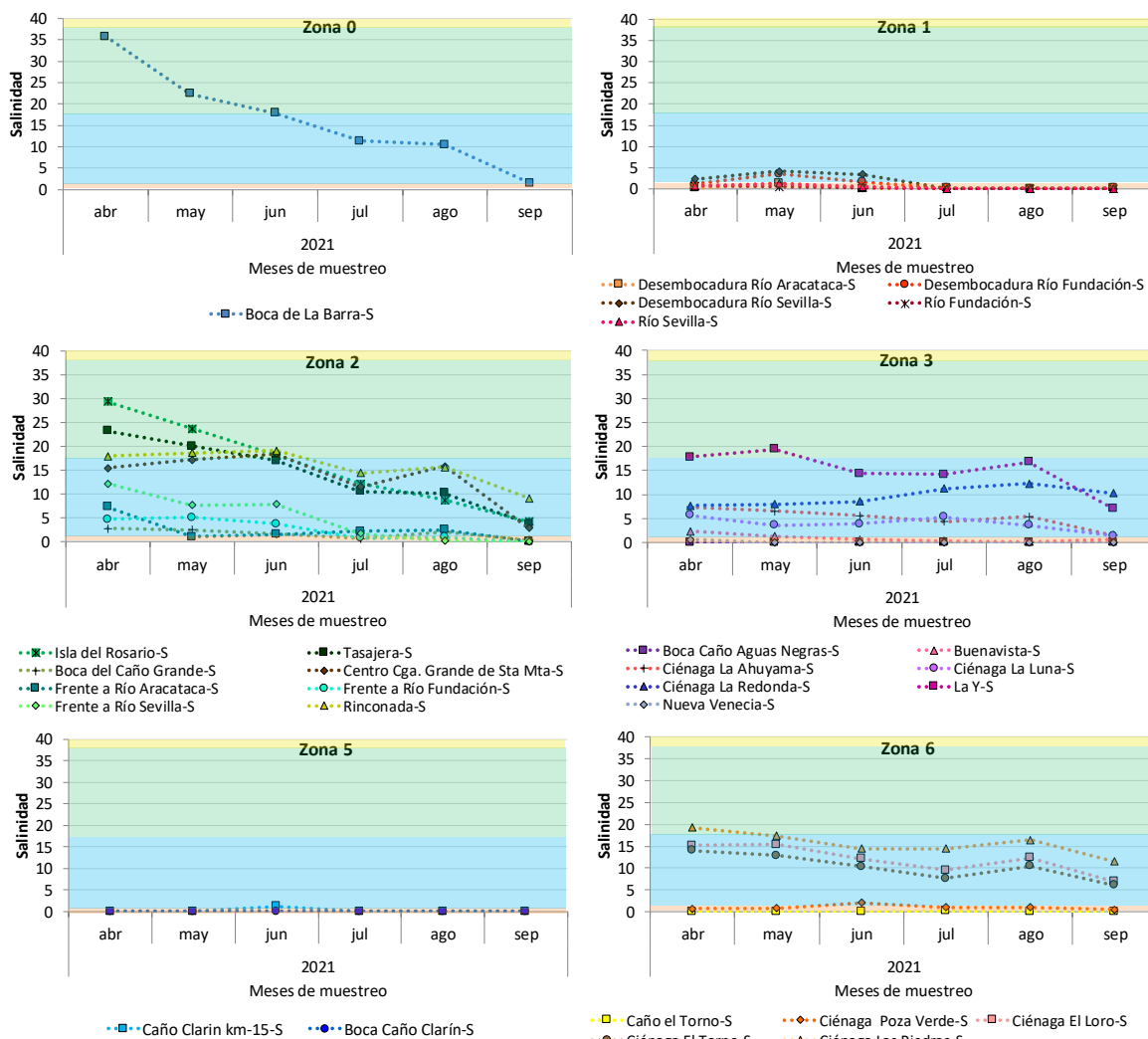


Figura 4-8. Salinidad del agua superficial en 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM, entre abril de 2021 y septiembre de 2021. Escala de color de fondo representa el tipo de agua según los valores de salinidad, basado en la clasificación propuesta por Knox (2001).

Es de resaltar que la salida de agua desde la ciénaga hacia el mar Caribe a través de la Boca de la Barra (zona 0) observada durante las campañas de muestreo para el periodo analizado, se reflejó en la disminución de la salinidad en esta estación mes a mes, encontrando un valor mínimo y atípico de 1,5 en septiembre de 2021 (Figura 4-8).



En la cuenca baja y las desembocaduras de los ríos provenientes de la SNSM (zona 1), así como en el Caño Clarín (boca y km 15, zona 5), la salinidad presentó una variabilidad baja (0,0 y 4,1), pasando de condiciones levemente salobres entre abril y junio de 2021 (0,7 – 4,1), a condiciones de agua dulce entre julio y septiembre de 2021 (0,0 – 0,2) (Figura 4-8).

En el cuerpo de agua principal (zona 2) se presentaron dos grupos de estaciones que se diferenciaron por sus valores de salinidad, el primero correspondiente a los frentes de los ríos de la SNSM y a la boca del caño Grande con agua tipo dulce y salobre (0,4 – 12,2), y el segundo grupo conformado por las estaciones ubicadas en la laguna principal (Centro CGSM) y en cercanía a la Boca de la Barra (Isla del Rosario, Tasajera y Rinconada) con agua de tipo salobre y marina (2,9 – 29,4). Situación similar se evidenció en la zona noroccidental del VIPIS en donde se dio una separación de las estaciones caño El Torno y Ciénaga Poza Verde con agua predominantemente dulce, y las ciénagas El Loro, El Torno, y las Piedras con agua tipo salobre (Figura 4-8).

TEMPERATURA

La temperatura del agua de los estuarios es un factor que influye en los procesos biológicos, químicos y físicos, así como en la distribución y salud de la vida acuática. El aumento de la temperatura del agua puede incrementar las condiciones de hipoxia, los niveles de patógenos, los brotes de enfermedades infecciosas, y la frecuencia, intensidad y duración de las floraciones algales nocivas. Los principales impulsores climáticos que influyen en la temperatura del agua de los estuarios son la radiación solar, las temperaturas de los ríos, el aire y el océano, los cambios en las descargas de los ríos y la intensidad del viento ([Brown et al., 2016](#)).

En el período de estudio (abril – septiembre de 2021) la temperatura del agua superficial en las 28 estaciones monitoreadas fluctuó entre 23,4 °C y 33,7 °C (Figura 4-9). La mayor variabilidad se presentó entre las estaciones ubicadas en la cuenca baja y desembocaduras de los ríos de la SNSM (zona 1; 23,4 °C – 30,5 °C), y en el cuerpo de agua principal (zona 2; 24,5 °C – 32,2 °C). Las menores variaciones se dieron en la Boca de la Barra (zona 0; 27,5 °C – 30,6 °C), en el complejo de Pajarales (zona 3; 29,0 °C – 33,7 °C), el caño Clarín (zona 5; 28,4 °C – 30,3 °C), y en el noroccidente del VIPIS (zona 6). Las temperaturas más altas se midieron en el complejo de Pajarales (28,8 °C – 34,7 °C, zona 3), comportamiento que obedece a una mayor intensidad de la radiación solar durante las horas de monitoreo (11:00 h y 13:00 h). Las temperaturas más bajas se registraron en la parte noroccidental del VIPIS (zona 6; 26,3 °C – 31,3 °C) atribuido a una mayor aireación de las aguas por los vientos que predominan en esta zona que es cercana a la costa.

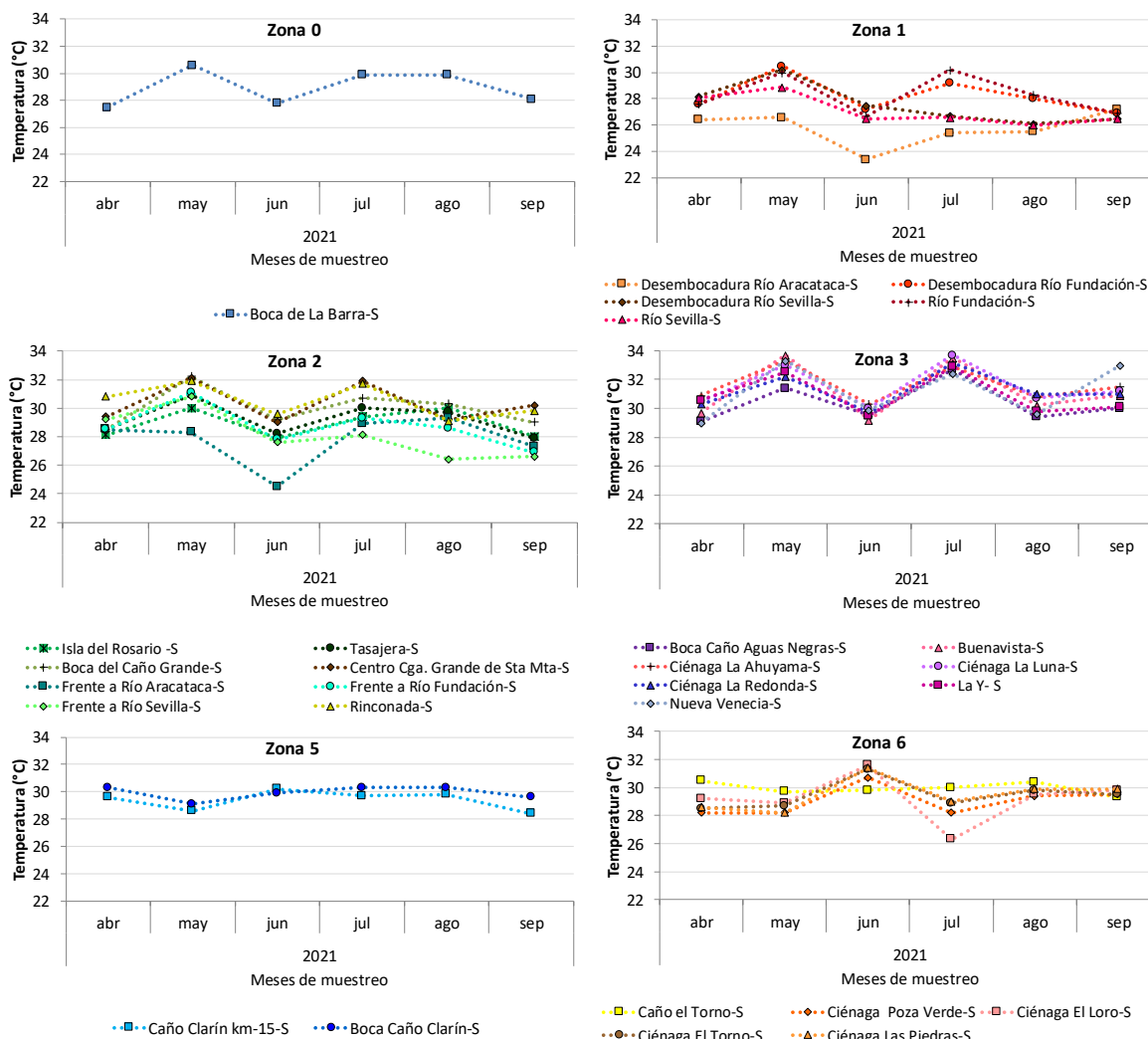


Figura 4-9. Temperatura del agua superficial en 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM, entre abril de 2021 y septiembre de 2021.

OXÍGENO DISUELTO

El oxígeno disuelto (OD) se evalúa en la CGSM para identificar condiciones adecuadas e inadecuadas para la preservación de flora y fauna, con base en la concentración definida por la normatividad colombiana para aguas cálidas dulces, aguas estuarinas y aguas marinas (4,00 mg O₂/L; [Minambiente, 2015](#)). En el monitoreo abril - septiembre de 2021, el 75 % de las mediciones de OD evidenciaron condiciones adecuadas para la preservación de flora y fauna (Figura 4-10), con una variación de la concentración entre 4,02 mg O₂/L y 9,00 mg O₂/L, y saturación de oxígeno entre 53,2 % y 121 %. Este rango muestra una recuperación, especialmente en el cuerpo de agua principal (zona 2) y en el complejo de Pajarales (zona 3), en donde estaciones como Rinconada, los frentes de los ríos Sevilla, Aracataca y Fundación, Buenavista y las ciénagas La Luna, La Ahuyama y La Redonda, han excedido de forma general los 9,00 mg O₂/L, concentración que ha correspondido con niveles de sobresaturación de oxígeno. Los registros históricos han mostrado que entre los años 2014 y

2019, el 25 % de los resultados del monitoreo presentaron condiciones de saturación de oxígeno de hasta 310 %, especialmente en las zonas 2 y 3 ([INVEMAR, 2021](#)).

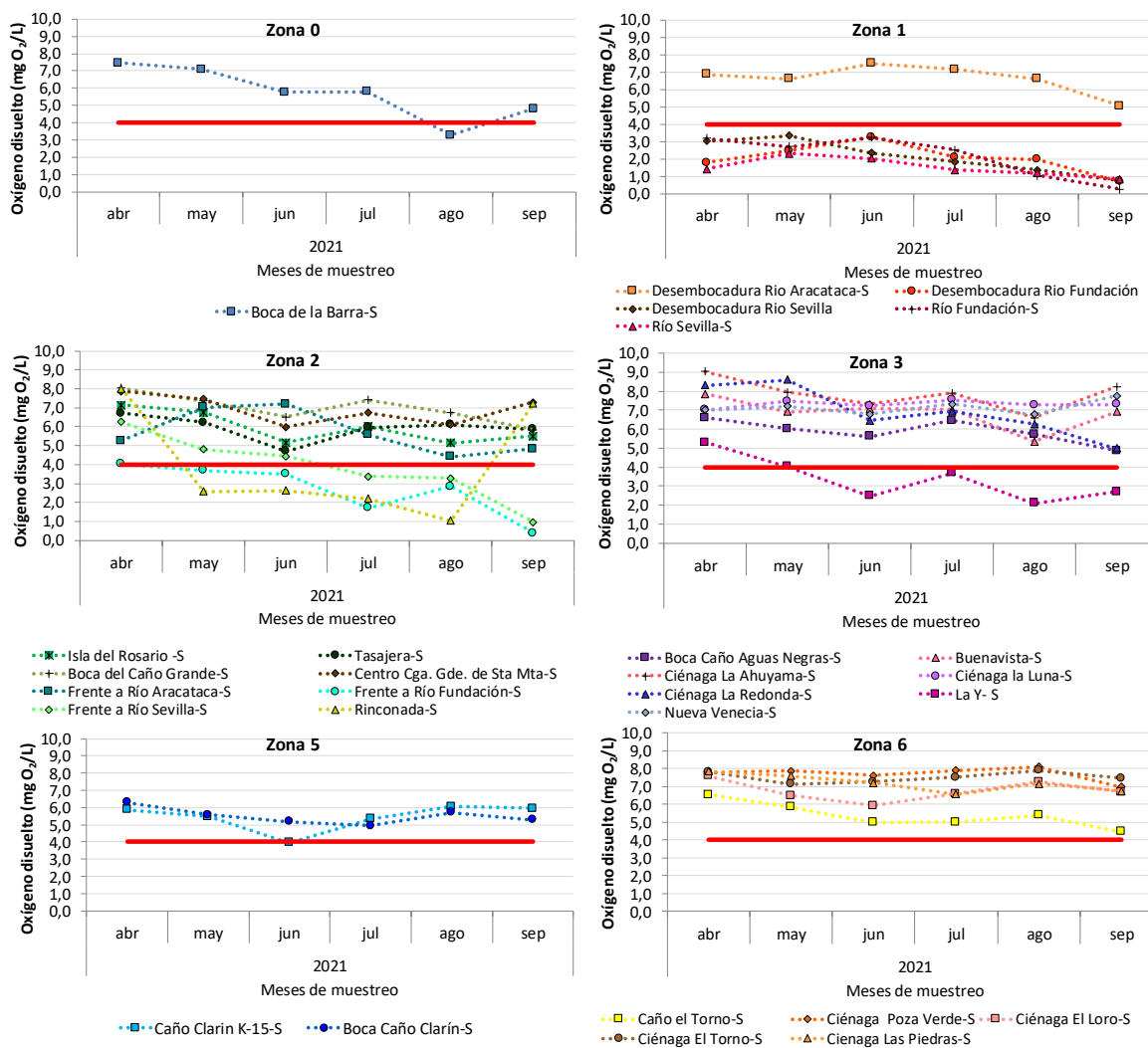


Figura 4-10. Concentraciones de oxígeno disuelto (OD) del agua superficial en 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM, entre abril de 2021 y septiembre de 2021. Línea horizontal roja representa el límite permisible para el OD según legislación colombiana (4,0 mg O₂/L; [Minambiente, 2015](#)).

Si bien en general las concentraciones de OD en la mayoría de estaciones estuvieron por encima del mínimo requerido para la preservación de fauna y flora, en las estaciones Boca de la Barra (zona 0) en agosto, Caño Clarín km 15 (zona 5) en junio; en la cuenca baja, las desembocaduras (zona 1) y los frentes de los ríos Sevilla y Fundación (zona 2), y en La Y (zona 3), se registraron concentraciones por debajo del valor permisible, considerando estas estaciones con condiciones inadecuadas para la preservación de flora y fauna. Este resultado se debe a la presencia del material vegetal flotante en los ríos provenientes de la SNSM, así como al taponamiento por macrófitas durante los monitoreos de junio y julio de 2021 en el Caño Clarín que ocasionan una alta demanda de oxígeno



para descomponer la materia orgánica, y dificultan el intercambio de oxígeno agua-atmósfera en la superficie. Cabe destacar que en los últimos cinco años de monitoreo, en los ríos Sevilla y Fundación, sus desembocaduras y frentes, han sido reiterativas las condiciones de oxígeno inadecuadas ([INVEMAR, 2018](#); [INVEMAR, 2019](#); [INVEMAR, 2021](#)).

El nivel de OD en cuerpos de agua oligotróficos o no contaminados tiende al equilibrio con el oxígeno atmosférico al 100 % de saturación ([Baxa et al., 2021](#)). Sin embargo, en un cuerpo de agua como la CGSM donde confluyen diversas actividades antrópicas ([Rodríguez-Rodríguez et al., 2018](#)), se presenta una alta disponibilidad de nutrientes que estimula el crecimiento de los productores primarios como el fitoplancton y plantas acuáticas, ocasionando una alta variabilidad de las concentraciones de OD que han dado lugar a que la CGSM sea considerado como un sistema estuarino eutrófico ([Espinosa et al., 2021](#)). Desde los años 90, han ocurrido diferentes eventos de mortandades de peces en la Ciénaga que han sido atribuidos a los cambios en el sistema principalmente durante la época de lluvias, luego de que el sistema ha pasado por prolongados periodos de sequía ([INVEMAR, 2014](#); [INVEMAR, 2015 a](#); [INVEMAR, 2015 b](#); [INVEMAR 2016 a](#); [INVEMAR, 2016 b](#); [INVEMAR, 2016 c](#); [INVEMAR, 2016 d](#)) .

Para el período abril 2021 – septiembre 2021 se presentó una mejora en los niveles de OD y por ende de la calidad del agua de la CGSM como respuesta a los aportes continuos de agua dulce que recibió el sistema, ocasionados por el aumento de las precipitaciones y por las obras de dragado en el segundo semestre de 2021, que dieron lugar a un mayor recambio de agua. Sin embargo, resulta relevante hacer un seguimiento continuo al material vegetal flotante, cuya presencia reiterativa repercute en la oxigenación, penetración de la radiación solar, transparencia y circulación del agua ([Baxa et al., 2021](#)).

pH

El pH del agua superficial en las estaciones clasificadas como estuarinas o marinas (zonas 0, 2, 3, 6), fluctuó dentro de los criterios de calidad para la preservación de flora y fauna en aguas de este tipo (6,5 – 8,5; [Minambiente, 2015](#)), excepto la estación ciénaga La Luna cuyo pH en mayo de 2021 fue 0,2 unidades superior al valor máximo permisible (Figura 4-11).

En las estaciones donde predominaron las condiciones de agua dulce, el pH se comparó con los criterios de calidad definidos por la legislación colombiana para agua cálida dulce (4,5 – 9,0; [Minambiente, 2015](#)), encontrando que el pH en el agua de las estaciones ubicadas en la cuenca baja y en la desembocadura de los ríos Sevilla, Aracataca y Fundación (zona 1), y el Caño Clarín (boca y km 15, zona 5) fluctuó dentro de este rango.

El pH en las 28 estaciones fue favorable para la preservación de flora y fauna, resultado que corrobora la mejora en las condiciones del sistema lagunar, comparado con las tendencias históricas de esta variable, para la cual el 25 % de los datos entre los años 2000 y 2020 estuvieron por encima de los criterios de calidad para agua dulce (9,0) y estuarina-marina (8,5) ([INVEMAR, 2021](#)), siendo indicadores de una elevada actividad fotosintética especialmente en el cuerpo de agua principal (zona 2) y el complejo de Pajarales (zona 3).

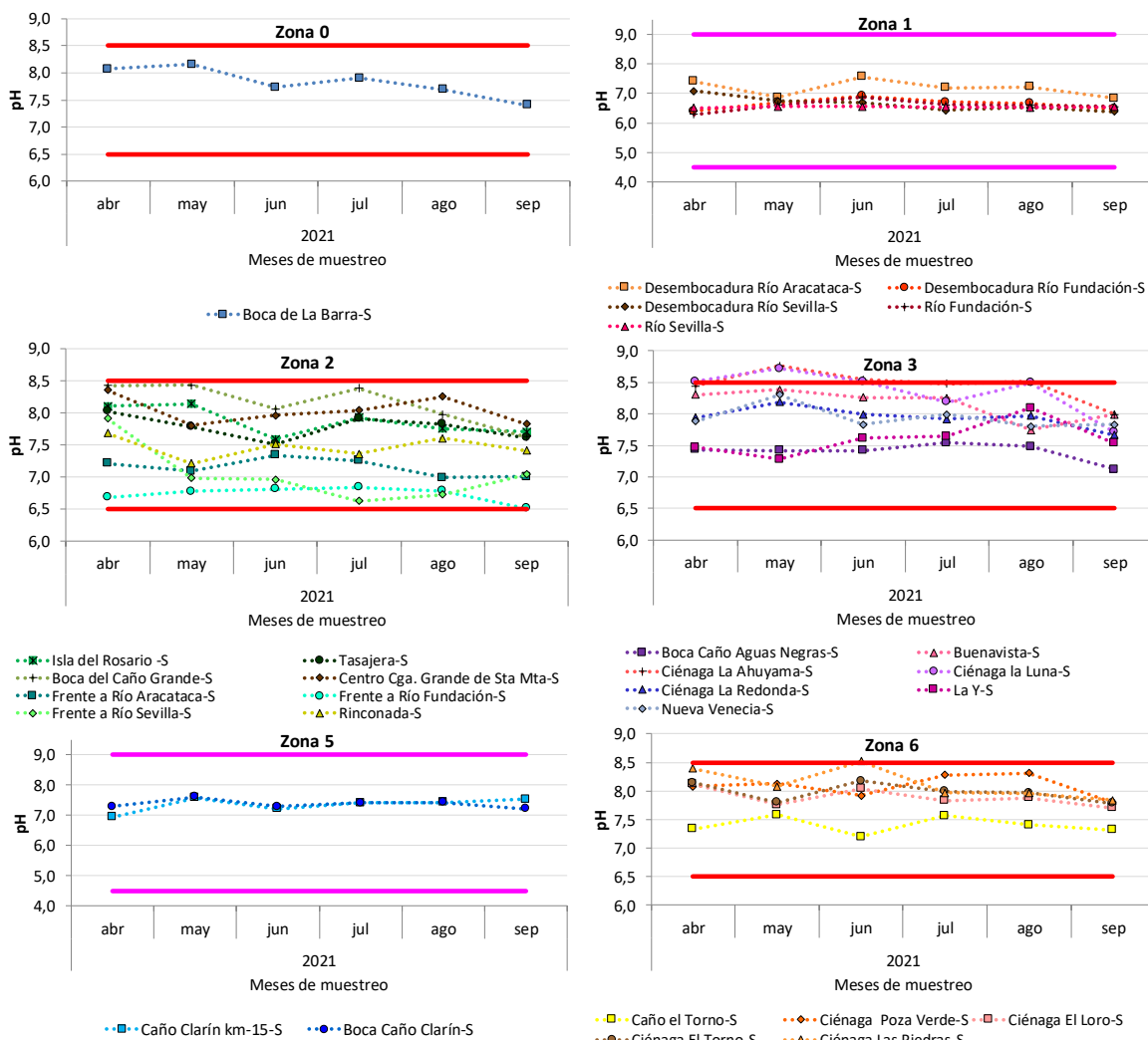


Figura 4-11. Valores de pH del agua superficial en 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM, entre abril de 2021 y septiembre de 2021. Líneas horizontales rojas representan los límites permisibles para el pH en aguas estuarinas y marinas (6,5 – 8,5); Líneas horizontales fucsia representan los límites permisibles para el pH en aguas cálidas dulces (4,5 – 9,0) (Minambiente, 2015).

En el período abril 2021 – septiembre 2021 se observó una mejora en la calidad del agua de la CGSM en términos de oxígeno disuelto y pH, evidenciando una respuesta positiva del sistema a los aportes continuos de agua dulce.



NUTRIENTES INORGÁNICOS DISUELTOS

Los ecosistemas estuarinos, son reservorios y fuentes importantes de nutrientes (Fosfatos, Nitritos, Nitratos y Nitrógeno amoniacal), estos están estrechamente relacionados con la productividad primaria de los sistemas lagunares. El aumento de las concentraciones de nutrientes, puede ocasionar problemas de eutrofización, que generan cambios ambientales como eventos de floraciones algales que pueden causar mortandad de organismos debidos a perturbaciones en la disponibilidad de oxígeno disuelto o por intoxicación con algas nocivas ([Bornman et al., 2021](#); [Prakash et al., 2020](#)). Las concentraciones de nutrientes en la CGSM se han relacionado históricamente con variaciones climáticas y presiones antropogénicas de las poblaciones aledañas y de las cuencas altas de los ríos con influencia en ella, entre los estresores se identifica el uso de suelos y los asentamientos humanos sin sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas, que son descargadas directamente a la Ciénaga, aumentando las concentraciones de nutrientes ([Vivas-Aguas et al., 2013](#)).

La mayor concentración de Fosfatos registrada durante el monitoreo fue de 495 $\mu\text{g P-PO}_4/\text{L}$ en la estación Buenavista para el mes de julio. Este valor estuvo por encima de valores típicos registrados para estuarios (15,5 a 93,0 $\mu\text{g P-PO}_4/\text{L}$) según Mahmud et al. ([2020](#)) y de valores históricos registrados para esta zona de la Ciénaga desde 2002 hasta 2021, los cuales no superan los 200 $\mu\text{g P-PO}_4/\text{L}$ ([INVEMAR, 2020](#); [INVEMAR, 2021](#)). En el resto de los meses evaluados las concentraciones de Fosfatos estuvieron en un rango comprendido entre 2,22 y 25,2 $\mu\text{g P-PO}_4/\text{L}$, por lo cual, la concentración registrada en el mes de julio se trató de un dato atípico, que pudo estar relacionado con un vertimiento puntual ya que en la zona hay presencia de una población palafítica y las actividades humanas pueden ser generadoras de un aporte excesivo de nutrientes. Los Fosfatos particularmente, pueden provenir de efluentes domésticos con trazas de productos como detergentes ([Barletta et al., 2019](#); [Betancourt et al., 2011](#)). Los ríos de la vertiente occidental de la SNSM también se encontraron entre los mayores contribuyentes de Fosfatos en la época lluviosa, con concentraciones entre 60,4 $\mu\text{g P-PO}_4/\text{L}$ y 147 $\mu\text{g P-PO}_4/\text{L}$ entre agosto y septiembre. También se registraron concentraciones altas para las estaciones Ciénaga El Torno (147 $\mu\text{g P-PO}_4/\text{L}$) y Ciénaga Las Piedras (253 $\mu\text{g P-PO}_4/\text{L}$), ubicadas en la parte noroccidental del VIPIS (zona 6), valores que fueron similares a los reportados en el periodo de monitoreo entre octubre de 2019 y marzo de 2020 ([INVEMAR, 2020](#)). En la zona 6 no es clara la fuente de Fosfatos, sin embargo, pueden estar relacionados con intercambios entre el agua del estuario y los manglares adyacentes ([Wang et al., 2021](#)) (Figura 4-12).

En la estación Boca de La Barra, la concentración de Fosfatos en septiembre aumentó considerablemente respecto a los meses anteriores, pasando de estar en un rango entre 2,04 $\mu\text{g P-PO}_4/\text{L}$ y 7,36 $\mu\text{g P-PO}_4/\text{L}$, a una concentración de 60,0 $\mu\text{g P-PO}_4/\text{L}$. Este aumento de concentración se atribuye al flujo de agua dulce de la Ciénaga hacia el mar, pues se ha evidenciado que las lluvias producen cambios biogeoquímicos en los estuarios de manera rápida, afectando el intercambio de nutrientes océano – zona costera, en estos periodos se favorece la resuspensión de sedimentos y la escorrentía de nutrientes desde el suelo hacia el agua del estuario, finalmente, la corriente beneficia el movimiento del agua rica en nutrientes desde el estuario hacia la zona costera ([Reithmaier et al., 2021](#)). Estos procesos conllevaron al aumento de la productividad primaria, evidenciado en el aumento de clorofila *a* (Figura 4-17) y el agotamiento oxígeno disuelto (3,28 $\text{mg O}_2/\text{L}$) debido a su uso en la oxidación de la materia orgánica, llevando a que este parámetro presentara en el mes de septiembre un valor por debajo de la concentración considerada adecuada para la preservación de flora y fauna según la normatividad Colombiana (4,00 $\text{mg O}_2/\text{L}$; [MinAmbiente, 2015](#)).

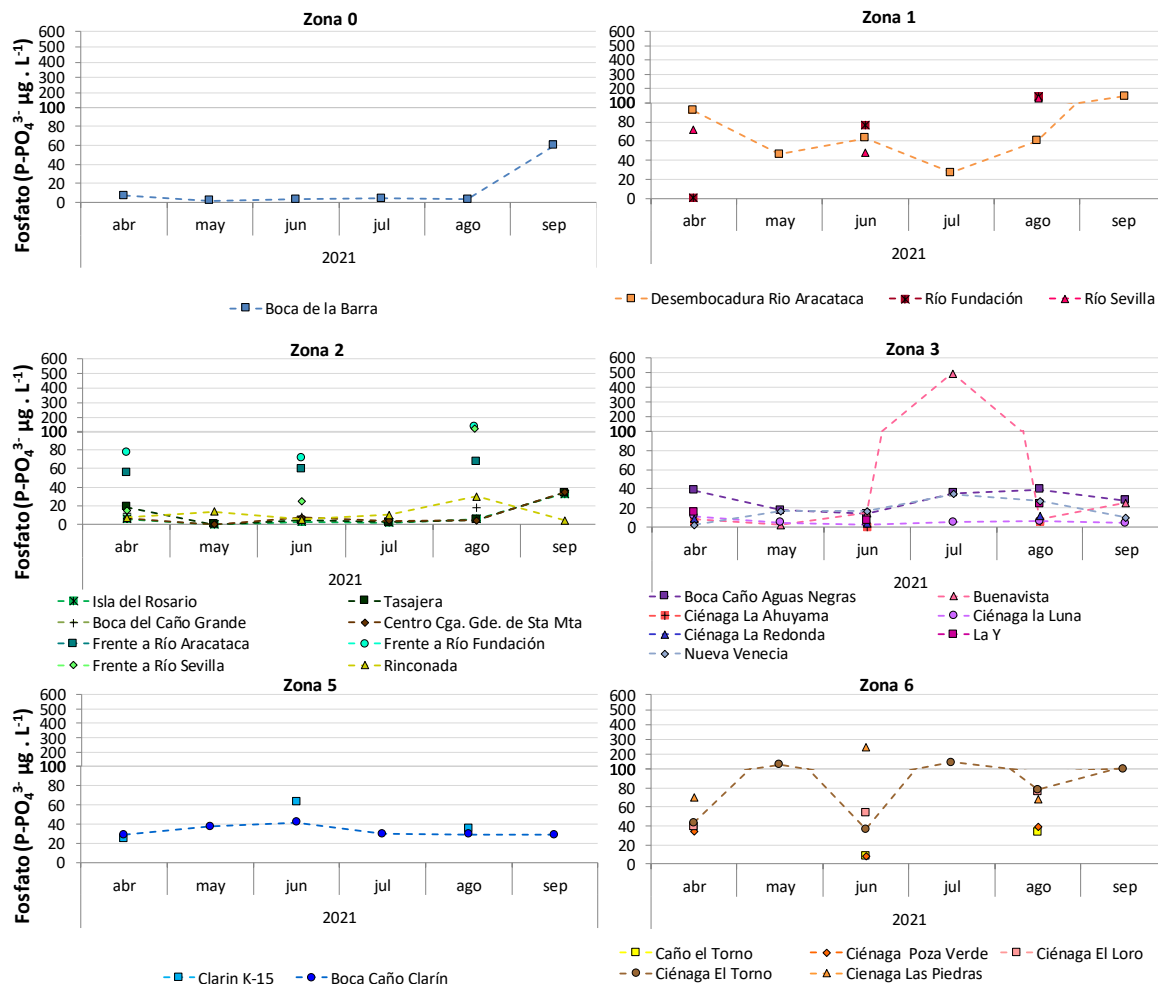


Figura 4-12. Concentraciones de Fosfato medidas entre abril y septiembre de 2021 en el agua superficial de 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM.

Las máximas concentraciones de Nitrógeno amoniacal se registraron en el mes de julio, durante la época lluviosa en las estaciones Tasajera (282 µg N/L), Isla del Rosario (281 µg N/L) y Buenavista (235 µg N/L). En los ríos de la vertiente occidental de la SNSM, al igual que en sus frentes, también se registraron altas concentraciones de este nutriente durante todo el periodo de monitoreo. Según Day et al. (1989) citado en Fraile et al. (1991), valores de Nitrógeno amoniacal en estuarios poco contaminados oscilan alrededor de los 70,0 µg/L. Las concentraciones de Nitrógeno amoniacal en varias estaciones y momentos del monitoreo estuvieron por encima de 70,0 µg/L, y pueden relacionarse con contaminación de origen antropogénico (Figura 4-13).

Al igual que los Fosfatos, la concentración de Nitrógeno amoniacal en la estación Boca de la Barra se registró en el mes de septiembre (160 µg N/L). Este resultado sumado al bajo valor de salinidad (1,50) en el mismo mes, refuerza la hipótesis de que, en época de lluvias, se favoreció el flujo de agua cargada de nutrientes desde la Ciénaga hacia el mar Caribe (Figura 4-8).

Por otra parte, la máxima concentración de Nitrógeno amoniacal registrada en la estación Buenavista en el mes de julio (235 µg N/L), coincidió con el máximo de Fosfatos (495 µg P-PO₄/L), lo cual podría relacionarse con un caso de vertimiento puntual en el momento del monitoreo, ya que

en el resto de los meses evaluados, al igual que para los Fosfatos, las concentraciones de Nitrógeno amoniacal fueron bajas (Figura 4-13).

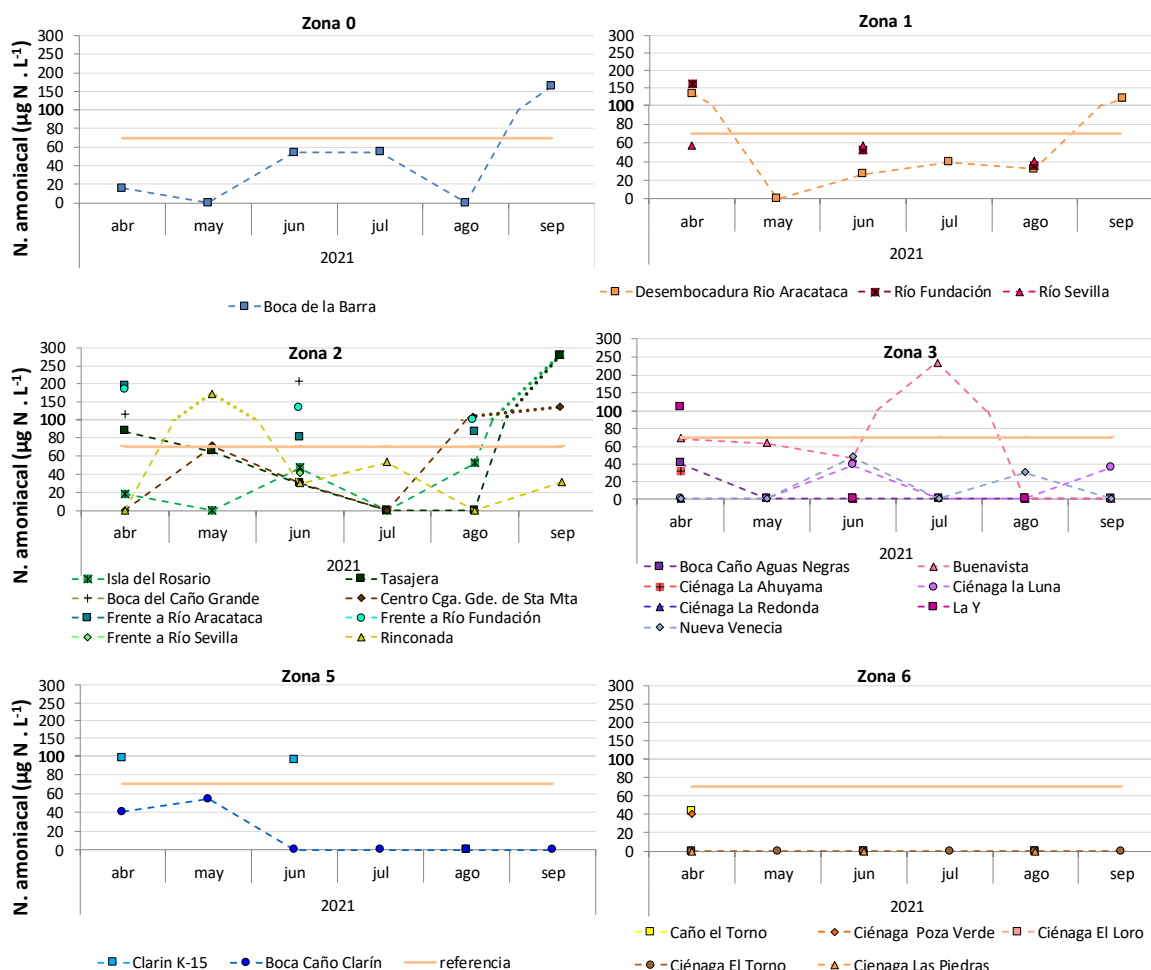


Figura 4-13. Concentraciones de Nitrógeno amoniacal medidas entre abril y septiembre de 2021 en el agua superficial de 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM. La línea naranja representa el valor referido ($70,0 \mu\text{g/L}$) como típico para estuarios poco contaminados Day et al. (1989) citado en Fraile et al. (1991).

En la Figura 4-14 se muestran las concentraciones de Nitratos para las diferentes estaciones y meses evaluados. Los valores registrados en el mes de abril corresponden a la suma de Nitrito + Nitrato. El análisis de laboratorio se realizó de esta manera, debido a restricciones en el laboratorio inherentes a la pandemia generada por el nuevo coronavirus COVID-19 que dificultaron el análisis de los Nitritos dentro de los tiempos de preservación establecidos por la norma de referencia (Strickland y Parsons, 1972), el resto de los meses, los análisis se pudieron realizar de la manera estandarizada para el monitoreo y en la gráfica corresponden a concentraciones de Nitratos.

Las mayores concentraciones de Nitratos se registraron en las estaciones influenciadas por el Río Magdalena (Boca Caño Aguas Negras, Boca del Caño Clarín, Caño El Torno y Caño Clarín Km 15), los ríos de la vertiente occidental de la SNSM (Desembocadura del Río Aracataca, Frente a río Aracataca, Río Fundación y Frente a Río Fundación) y poblaciones palafíticas (Nueva Venecia y Buenavista).

Según [Mahmud et al. \(2020\)](#), en aguas estuarinas se encuentran típicamente concentraciones de Nitratos de hasta 5600 $\mu\text{g N-NO}_3/\text{L}$, este valor es superior a los datos registrados durante el periodo actual, incluso en el mes de abril, donde los valores corresponden a la suma de Nitrito + Nitrato (Figura 4-14).

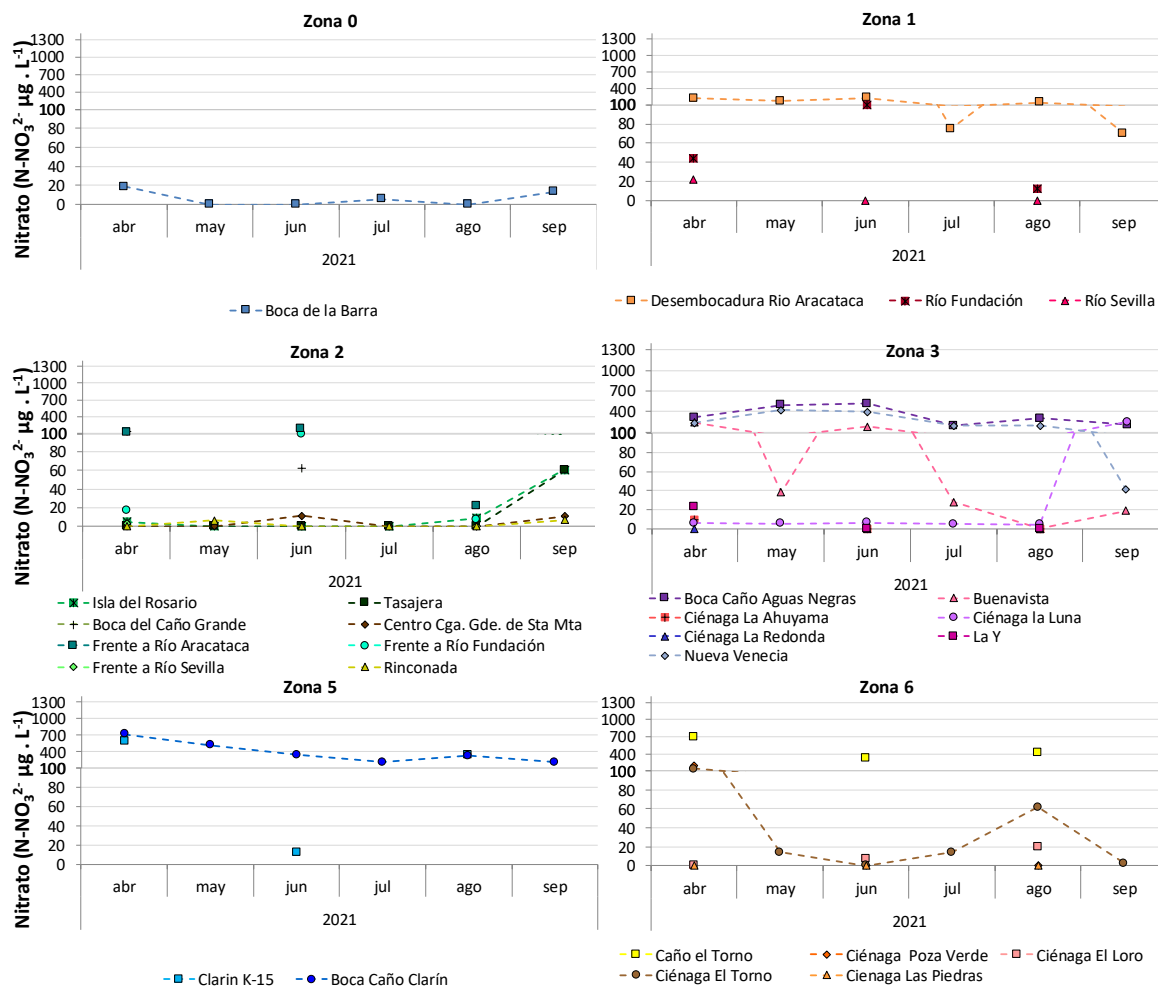


Figura 4-14. Concentraciones de nitrato medidas entre mayo y septiembre de 2021 en el agua superficial de 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM. Las concentraciones graficadas para el mes de abril corresponden a Nitrito + Nitrato.

En la estación Ciénaga El Torno, las concentraciones de Nitritos fueron más altas que el resto de las estaciones monitoreadas durante el 60 % de los meses evaluados. Para los meses de mayo (110 $\mu\text{g N-NO}_2/\text{L}$), julio (33,4 $\mu\text{g N-NO}_2/\text{L}$) y agosto (41,4 $\mu\text{g N-NO}_2/\text{L}$), los registros estuvieron por encima del máximo dentro de intervalos típicos en estuarios (7,00 $\mu\text{g N-NO}_2/\text{L}$ a 21,0 $\mu\text{g N-NO}_2/\text{L}$) ([Mahmud et al., 2020](#)), las demás estaciones se encontraron en un intervalo entre < 0,70 y 14,4 $\mu\text{g N-NO}_2/\text{L}$, con el 30 % de los datos por debajo del límite de cuantificación del método (0,70 $\mu\text{g N-NO}_2/\text{L}$) (Figura 4-15).

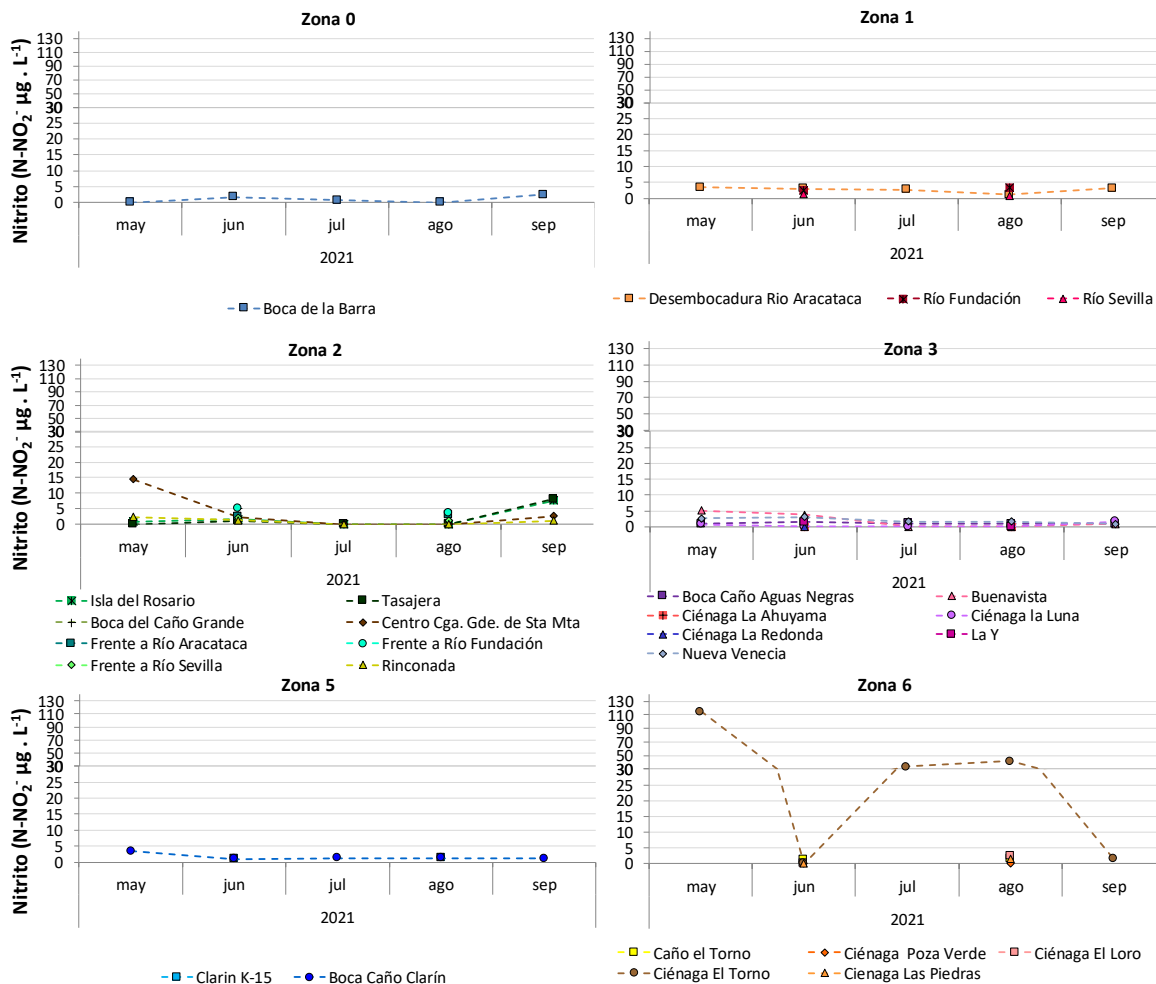


Figura 4-15. Concentraciones de Nitrito medidas entre abril y septiembre de 2021 en el agua superficial de 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM.

4.1.3. ¿Cuáles fueron las tendencias en sólidos suspendidos totales y clorofila *a*?

SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST)

Los sólidos suspendidos totales (SST) tienen un papel fundamental en la calidad del agua de sistemas estuarinos como la CGSM, ya que influyen en el paso de luz solar a través de la columna de agua limitando la productividad primaria ([Thornton y Elledge, 2021](#); [Torregroza-Espinosa et al., 2020](#)).

En la Desembocadura del río Aracataca (zona 1), Boca del Caño Grande (zona 2), Caño Clarín Km 15 y Boca caño Clarín (zona 5), y Caño El Torno (zona 6), se registraron concentraciones de SST por encima de los valores de referencia que indican mala calidad del agua según Conagua ([2015](#); SST entre 150 y 400 mg/L). Las mayores concentraciones de sólidos suspendidos totales se presentaron en agosto de 2021 durante la época lluviosa en estaciones con alta influencia del río Magdalena, el cual arrastra altas cantidades de sedimentos, contribuyendo con el 97% de sólidos suspendidos

totales que llegan al mar caribe ([Torregroza-Espinosa et al., 2020](#)), y que se dan producto de la deforestación, la minería y la creciente urbanización en su cuenca ([Restrepo y Escobar, 2018](#)), lo que naturalmente lo convierte también en el mayor aportante de sólidos suspendidos de la CGSM a través de los caños que los conectan. La elevada concentración de SST en la estación Desembocadura del río Aracataca en agosto (209 mg/L) se presentó como un dato atípico, ya que en los otros 5 meses evaluados fue baja (entre 4,28 y 54,0 mg/L) y disminuyó drásticamente en septiembre (4,28 mg/L), donde la calidad de agua pasó a clasificarse como excelente ($SST \leq 25$ mg/L; [CONAGUA, 2015](#)). Las demás estaciones se clasificaron como de buena calidad según el criterio de evaluación empleado (Figura 4-16).

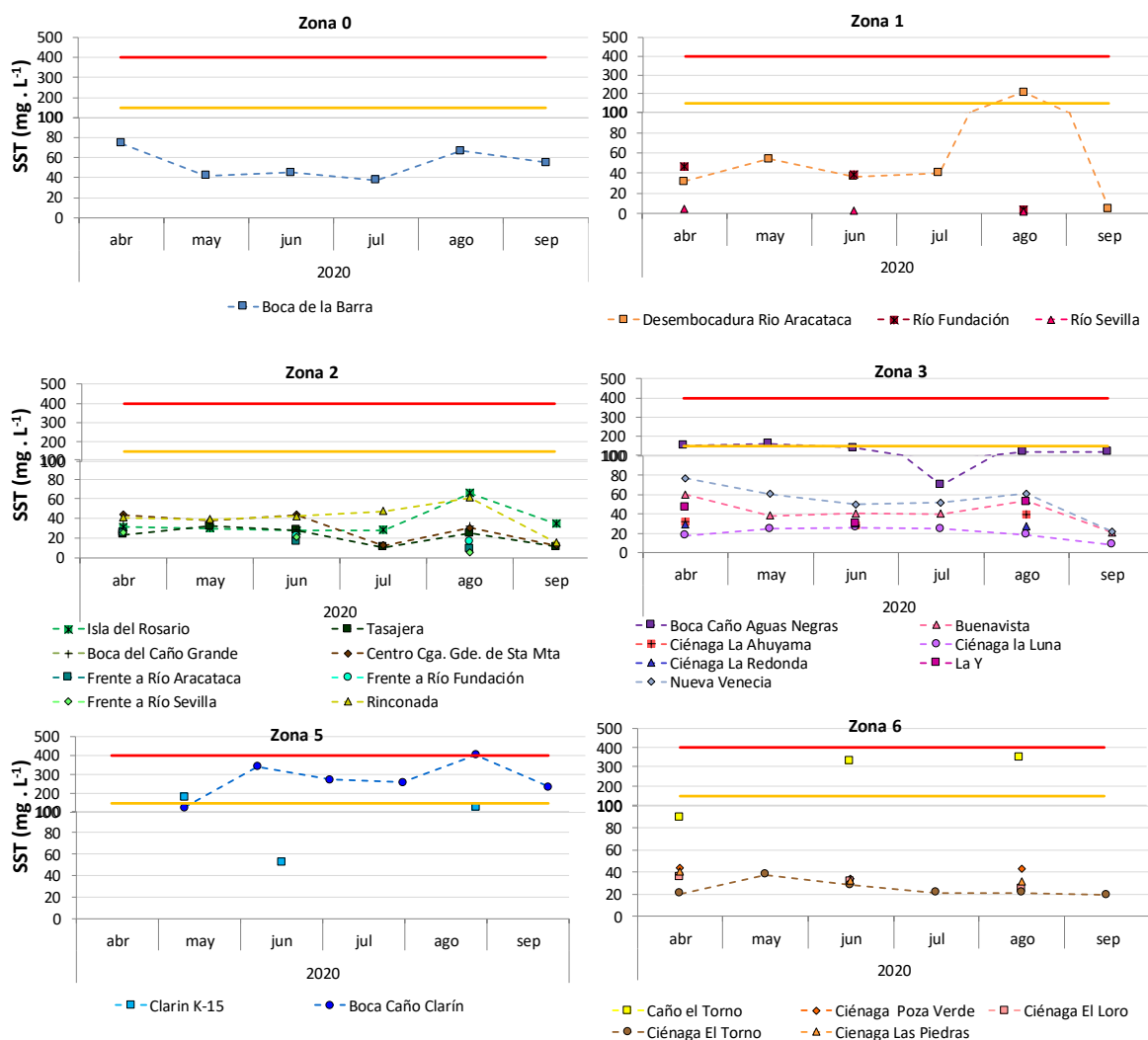


Figura 4-16. Concentración de sólidos suspendidos totales entre abril y septiembre de 2021, en el agua superficial de 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM. Líneas horizontales amarillas y rojas representan los valores de referencia mínimo (150 mg/L) y máximo (400 mg/L) usados en la clasificación para agua superficial contaminada según CONAGUA, 2015.



CLOROFILA *a*

La concentración de clorofila evidenció una disminución con respecto a las concentraciones registradas en los monitoreos de 2019 ([INVEMAR, 2019](#)) y 2020 ([INVEMAR, 2021](#)). De acuerdo con la clasificación propuesta por el Comité de Eutroficación de la OCDE en 1982, referida por López y Madroñero ([2015](#)), se encontró que en la Boca de La Barra (zona 0) las condiciones tróficas fluctuaron entre oligotróficas y eutróficas (Figura 4-17). Esta zona, conexión continua entre la CGSM y el mar Caribe, presentó las mayores concentraciones en la época lluviosa (agosto y septiembre de 2021), coincidiendo con los niveles más bajos de oxígeno disuelto (Figura 4-10) y de salinidad (Figura 4-8) en esta estación, lo que se relaciona con periodos de flujo de agua rica en nutrientes y aportes de agua dulce desde la Ciénaga hacia el mar. En ninguno de los meses se superaron los valores obtenidos en 2019 y 2020.

En la zona de los ríos de la SNSM (zona 1) y el caño Clarín (zona 5) en donde hay aportes continuos de agua dulce, predominaron las condiciones oligotróficas y mesotróficas, con concentraciones de clorofila *a* que fluctuaron entre $< 0,07$ y $5,34 \mu\text{g Chl } a/\text{L}$, estos resultados revelan que las zonas por donde entran los principales aportes de agua dulce presentaron una calidad favorable en términos de clorofila *a*.

En el caso del cuerpo de agua principal (zona 2), el complejo de Pajarales (zona 3) y el noroccidente del VIPIS (zona 6), se encontraron condiciones eutróficas e hipertróficas en Boca del Caño Grande, Centro CGSM, Rinconada, Buenavista, ciénaga La Ahuyama, ciénaga La Luna, La Y, y ciénaga Las Piedras, estaciones donde la movilidad del agua no siempre es continua. La estación con la concentración más alta de clorofila *a* fue Rinconada ($60,5 \mu\text{g Chl } a/\text{L}$) en agosto de 2021, mes para el cual registró una concentración de OD inadecuada para la preservación de flora y fauna ($1,02 \text{ mg O}_2/\text{L}$; Figura 4-10; [MinAmbiente, 2015](#)) y una elevada concentración de fosfatos ($30,0 \mu\text{g P-PO}_4/\text{L}$; Figura 4-12).

La alta concentración de clorofila *a* representa un incremento de la biomasa fitoplanctónica, soportada por el enriquecimiento con fósforo inorgánico disuelto, que conllevan al agotamiento del oxígeno disuelto por procesos de descomposición de la materia orgánica, condiciones típicas de ecosistemas eutrofizados ([Mishra et al., 2021](#)). Estaciones como los frentes de los ríos Sevilla, Aracataca y Fundación, Isla del Rosario, Tasajera, Boca del Caño Aguas Negras, y Nueva Venecia, presentaron en la mayoría de meses del monitoreo concentraciones de clorofila *a* inferiores a $8,0 \mu\text{g Chl } a/\text{L}$, corroborando las diferencias que se presentan en estaciones del cuerpo de agua principal y las ciénagas del Complejo de Pajarales.

La clorofila *a* reveló condiciones oligotróficas y mesotróficas en la zona de los ríos de la SNSM y el caño Clarín. En el cuerpo de agua principal y el Complejo de Pajarales predominaron las condiciones eutróficas. La estación con la concentración más alta de Clorofila *a* fue Rinconada en agosto de 2021 ($60,5 \mu\text{g Chl } a/\text{L}$).

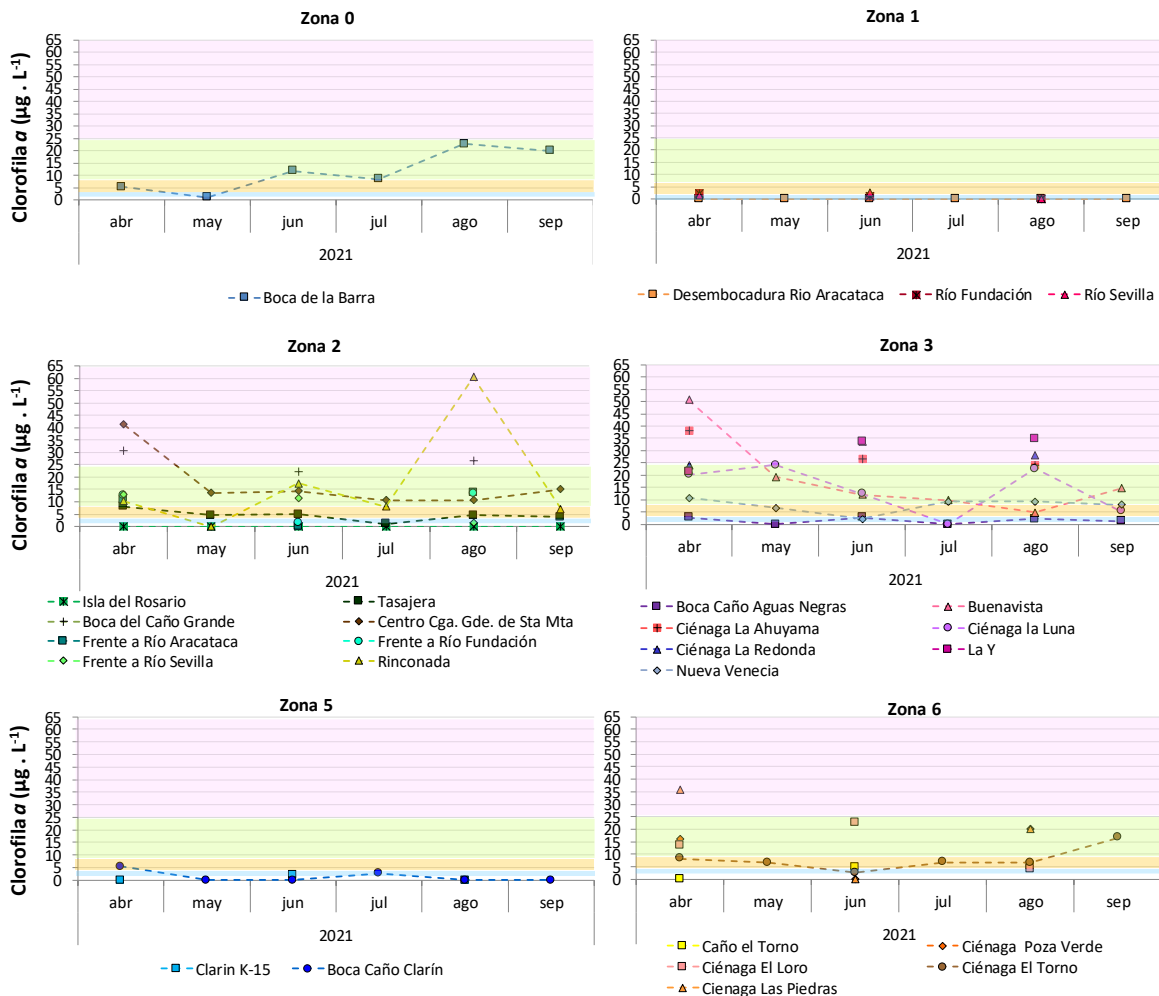


Figura 4-17. Concentraciones de clorofila *a* entre abril y septiembre de 2021 en el agua superficial de 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM. Escala de color de fondo representa condiciones oligotróficas (banda celeste; 1,0 y 2,5 µg Chl *a*/L), mesotróficas (banda naranja; 2,5 y 7,9 µg Chl *a*/L), eutrófica (banda amarilla; 8,0 y 25,0 µg Chl *a*/L) e hipertrófica (banda rosa; > 25,0 µg Chl *a*/L), según la clasificación propuesta por la OCDE, 1982 (en: [López y Madroño, 2015](#))

4.1.4. ¿Qué contaminantes se encontraron en aguas, sedimentos y organismos de la CGSM entre abril y septiembre del 2021?

METALES PESADOS

Los metales pesados son contaminantes que tienen efectos negativos sobre los ambientes y sobre la salud humana, debido a su toxicidad. Su comportamiento ambiental depende principalmente de su estado de oxidación y unión a otros elementos o complejos que influyen directa o indirectamente en su biodisponibilidad, movilidad y toxicidad para el ambiente, los animales o humanos, a través de la cadena alimentaria ([Sun et al., 2017](#)).



La contaminación por metales pesados en ambientes acuáticos ha atraído una atención generalizada. La industrialización crea una gran cantidad de metales antropogénicos residuales (por ejemplo, óxidos de hierro, manganeso, compuestos organometálicos, etc.), que luego se depositan rápidamente y se adhieren fuertemente a diferentes tipos de granos finos de sedimentos; los cuales pueden desprenderse y liberarse en la columna de agua afectando negativamente su calidad ([Vu et al., 2017](#)). Por lo tanto, el monitoreo de estos contaminantes proporciona indicadores útiles para predecir el impacto sobre el ambiente y bioacumulación en organismos ([Jeong et al., 2021](#)).

METALES PESADOS TOTALES EN SEDIMENTOS

Los sedimentos se consideran el principal depósito de muchos contaminantes, entre ellos los metales pesados, por lo que el análisis de sedimentos es un procedimiento apropiado para monitorear la contaminación ([Pejman et al., 2017](#)) e indicador de las condiciones ambientales y el estado de un ecosistema ([Kumar et al., 2020](#)). Los sedimentos reciben los metales pesados a través del procesamiento químico y físico de las rocas, la filtración del suelo y el proceso fisiológico de las plantas. Además de los aportes antropogénicos por actividades como la urbanización, las actividades industriales y agrícolas, entre otras que aumentan las concentraciones de metales. Estos procesos artificiales y naturales son el principal camino hacia la contaminación ([Pandiyan et al., 2021](#)).

En sedimentos de la CGSM, se monitorearon bimestralmente entre abril y septiembre los metales totales cromo (Cr), cobre (Cu), zinc (Zn), cadmio (Cd), níquel (Ni) y mercurio (Hg). Durante los meses de mayo, julio y septiembre, los metales Cd, Ni y Pb se encontraron por debajo de límite de cuantificación del método utilizado en el LABCAM de INVEMAR (Cd= 12,5 µg/g; Ni= 75 µg/g; Pb= 15 µg/g), resultados que han sido recurrentes en los últimos años ([INVEMAR, 2020](#)). Los metales Cr (Figura 4-18), Cu (Figura 4-19), Zn (Figura 4-20) y Hg (Figura 4-21), presentaron variaciones significativas en su concentración de acuerdo a la ubicación de las estaciones y la época climática.

Las concentraciones más elevadas de los metales totales Cr, Zn y Hg, se registraron en las estaciones Ciénaga Poza Verde, Rinconada y en los caños Boca de Aguas Negras y Clarín, presentando los picos más altos en la estación Ciénaga Poza Verde, en septiembre (85,4 µg Cr/g; 39,9 µg Cu/g; 163 µg Zn/g y 123 ng Hg/g), mes en el cual se presentaron las mayores precipitaciones comparadas con los meses de mayo y julio ([IDEAM, 2021](#)).

Las estaciones donde se presentaron las concentraciones más altas de Cr, Cu, Zn y Hg, están influenciada por el río Magdalena, el cual presenta las tasas de transporte de sedimentos más altas de América del Sur y transporta contaminantes provenientes de las aguas residuales municipales e industriales, los desechos contaminados de la minería, las actividades relacionadas con el petróleo y escorrentía agrícola ([Benitez et al., 2016](#)) que son factores determinantes en la contaminación del río.

El aumento del caudal del río Magdalena por el incremento de las lluvias en 2021, contribuyó al aumento de las concentraciones de metales pesados en las estaciones Ciénaga Poza Verde y las bocas de los caños Clarín y Aguas Negras que reciben sus aguas.

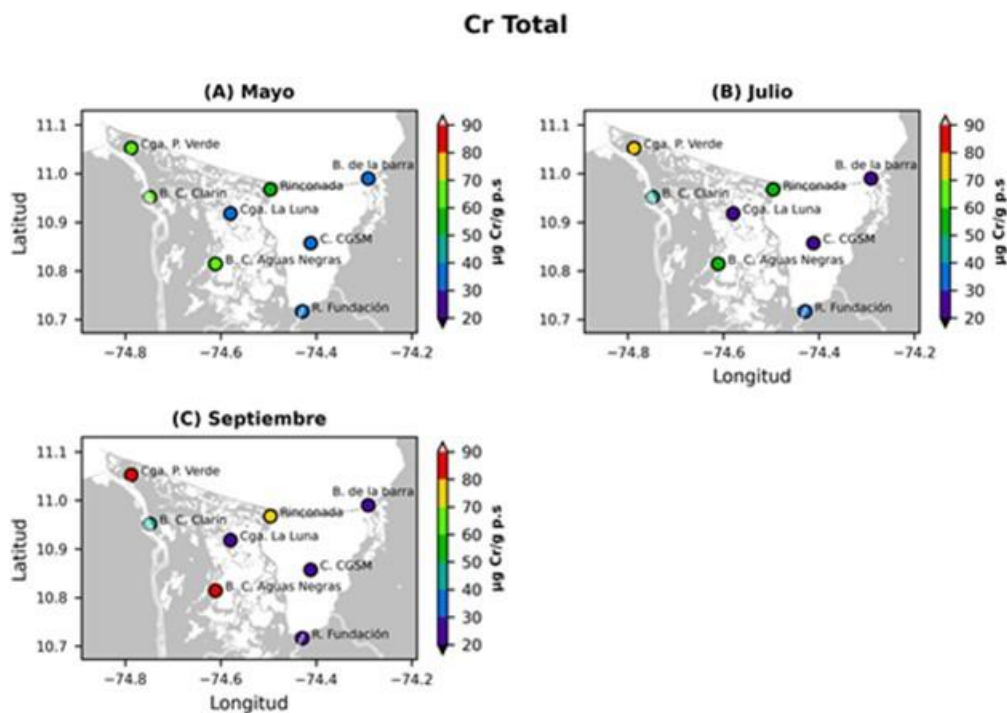


Figura 4-18. Concentraciones de Cromo (Cr) total en sedimentos medidos en los meses de A) mayo, B) julio y C) septiembre del 2021, en ocho estaciones de monitoreo ubicadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

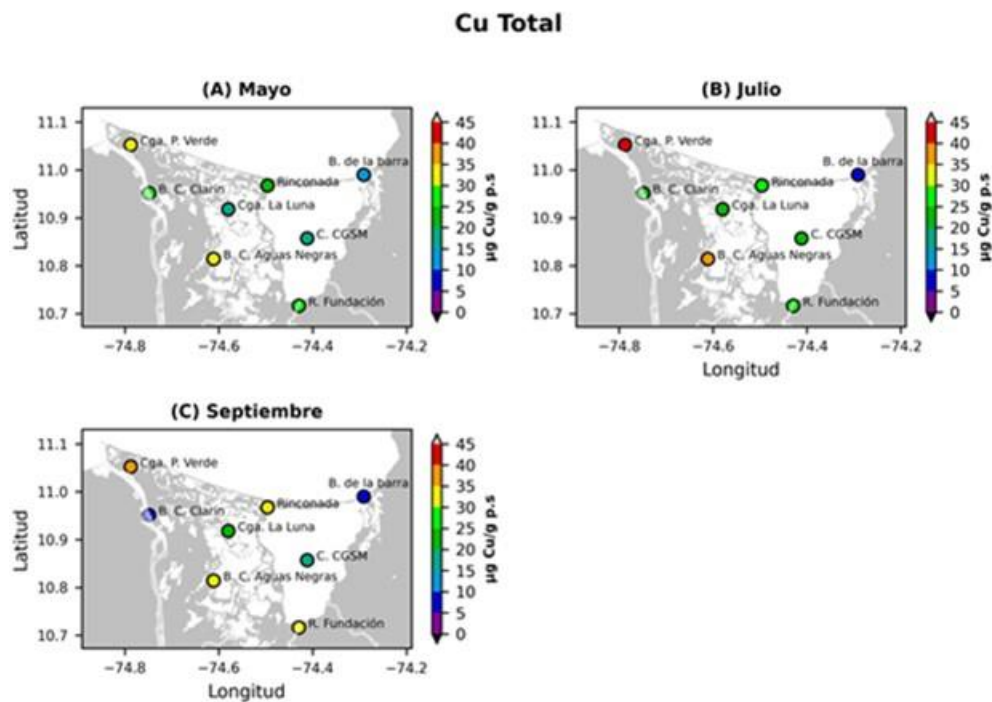


Figura 4-19. Concentraciones de Cobre (Cu) total en sedimentos medidos en los meses de A) mayo, B) julio y C) septiembre del 2021 en ocho estaciones de monitoreo ubicadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

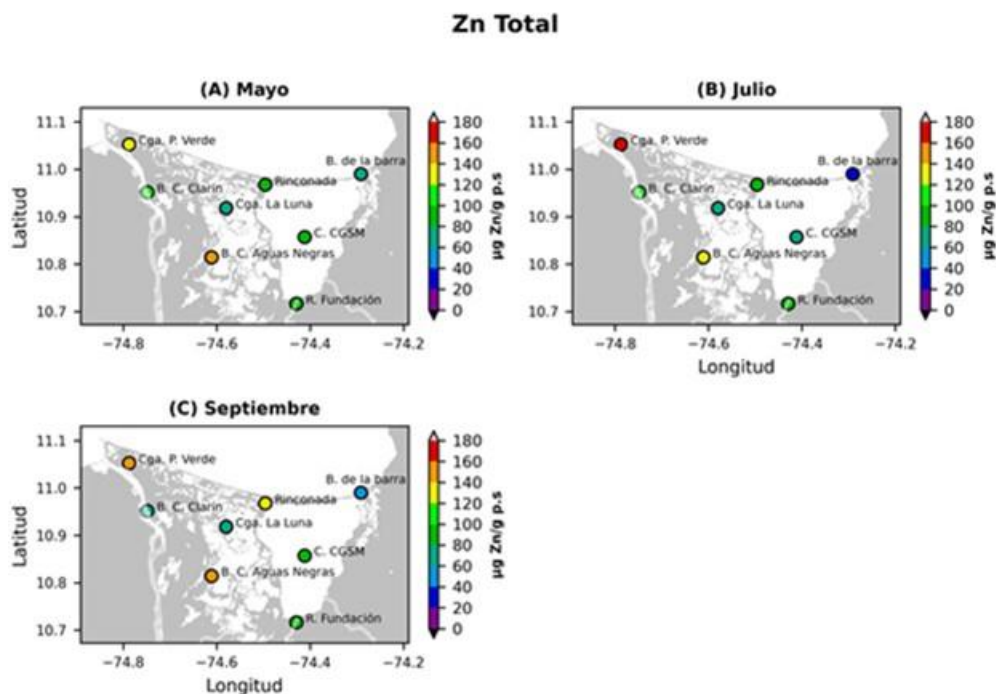


Figura 4-20. Concentraciones de Zinc (Zn) total en sedimentos medidos en los meses de A) mayo, B) julio y C) septiembre del 2021 en ocho estaciones de monitoreo ubicadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

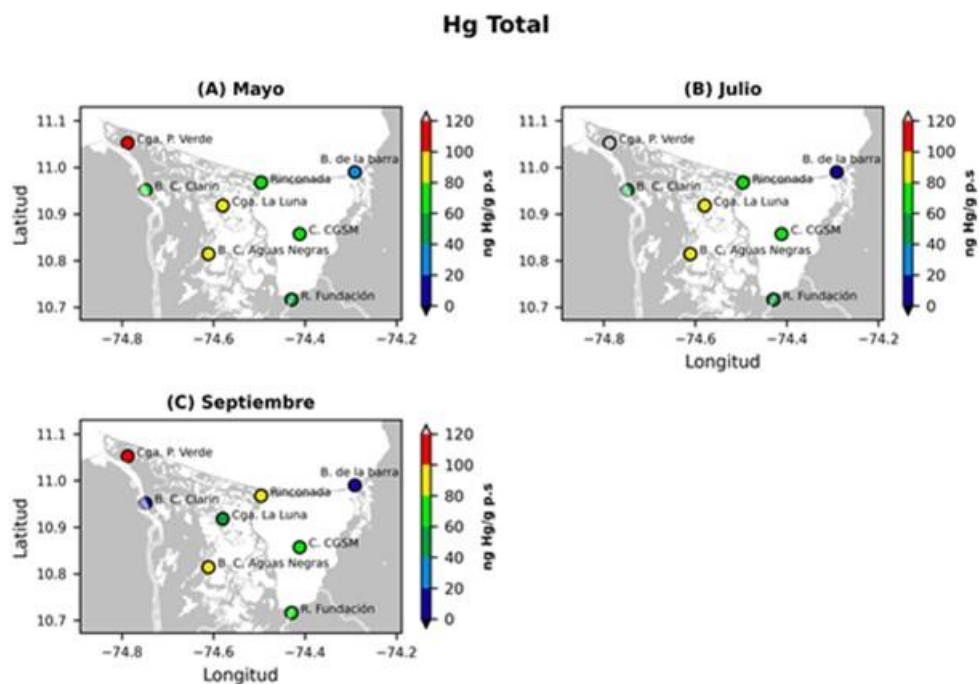


Figura 4-21. Concentraciones de Mercurio (Hg) total en sedimentos medidos en los meses de A) mayo, B) julio y C) septiembre del 2021 en ocho estaciones de monitoreo ubicadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta.



Las concentraciones más bajas de Cr, Cu, Zn y Hg, se presentaron en las estaciones Boca de la barra, Centro de la CGSM, Ciénaga La Luna y río Fundación (Figura 4-18, Figura 4-19, Figura 4-20, Figura 4-21), las cuales están menos influenciadas por los aportes del río Magdalena.

Tomando como referencia los valores propuestos para el monitoreo de aguas y sedimentos de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA) de los Estados Unidos ([Buchman, 2008](#)), se evidenció que el Cr, Cu, y Zn en las estaciones Ciénaga Poza Verde y Boca del Caño Aguas Negras sobrepasaron los valores TEL (Cr= 52,3 µg/g; Cu=18,7 µg/g; Zn=124 µg/g) (Figura 4-18, Figura 4-19, Figura 4-20) en los tres meses monitoreados, mientras que el mercurio solo sobrepasó el valor de referencia en el mes de julio (Figura 4-21). Sin embargo, ninguno de los metales sobrepasó los valores de referencia PEL (Cr= 160 µg/g; Cu=108 µg/g; Zn=271 µg/g; Hg= 700 µg/g), lo cual indica que ocasionalmente pueden ocurrir efectos sobre la biota.

Las concentraciones de los metales Cr, Cu y Zn en las estaciones Ciénaga Poza Verde y las bocas de los caños Aguas Negras y Clarín, sobrepasaron los valores de referencia TEL sin superar los PEL. Esta condición puede generar ocasionalmente riesgos sobre la biota.

METALES BIODISPONIBLES EN MATERIAL PARTICULADO SUSPENDIDO EN AGUAS Y EN SEDIMENTOS

La concentración total de metales no es suficiente para estimar la potencial toxicidad y el estado general de los sistemas de agua debido a un mayor número de variables como la biodisponibilidad, las interacciones con otros elementos y los efectos de las mezclas de metales que también pueden jugar un papel clave en los efectos biológicos de éstos ([Roig et al., 2016](#)). Los metales potencialmente biodisponibles o los metales débilmente unidos representan el mayor riesgo de toxicidad para la salud humana y del ecosistema, ya que se encuentran en las fracciones intercambiables y solubles en ácido (o fracciones débilmente unidas) unidas a las partículas, a través de interacciones electrostáticas relativamente débiles ([Miranda et al., 2021](#)).

De los metales biodisponible Cu, Zn, Cr, Pb, Ni, Cd analizados en sedimentos monitoreados en los meses de mayo, julio y septiembre, solamente el Zn y el Cu registraron concentraciones por encima del límite de cuantificación (LC Zn y Cu =2,50 µg/g). Al igual que para los metales totales, en las estaciones Ciénaga Poza Verde, Rinconada y los caños Boca Clarín y Boca Aguas Negras se registraron las concentraciones más altas de Cu y Zn biodisponible, las cuales oscilaron entre 20 y 70 µg Zn/g, y 5 y 20 µg Cu/g. En las estaciones Boca de la Barra y Centro de CGSM se registraron las concentraciones más bajas, las cuales oscilaron entre < LC y 30 µg Zn/g, y < LC y 10 µg Cu/g (Figura 4-22; Figura 4-23).

Zn Biodisponible

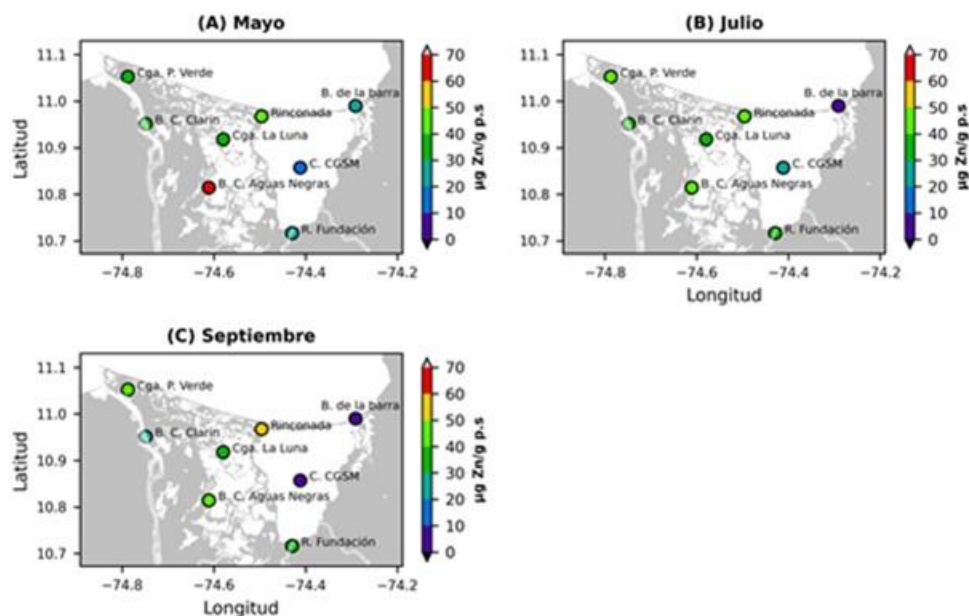


Figura 4-22. Concentraciones de Zinc (Zn) Biodisponible en sedimentos medidos en los meses de A) mayo, B) julio y C) septiembre del 2021 en ocho estaciones de monitoreo ubicadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Cu Biodisponible

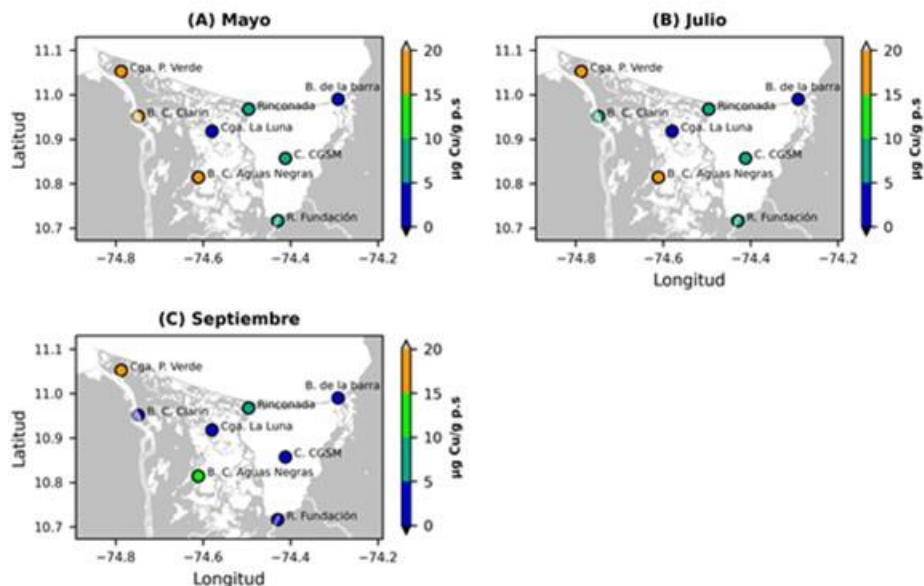


Figura 4-23. Concentraciones de Cobre (Cu) Biodisponible en sedimentos medidos en los meses de A) Mayo, B) Julio y C) Septiembre del 2021 en ocho estaciones de monitoreo ubicadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

MERCURIO TOTAL EN AGUAS Y ORGANISMOS

Debido a su toxicidad, el mercurio (Hg) se convirtió en una preocupación pública internacional, se presenta en diversas formas y se bioacumula en las redes tróficas donde puede ejercer impactos tóxicos sobre el propio organismo y sus presas. Además, en algunos entornos, el Hg puede encontrarse en altas concentraciones (por ejemplo, zonas mineras, incluidas las minas artesanales de oro), por lo cual es necesario conocer la toxicidad del mercurio para los entornos y las especies de peces ([Suhendrayatna et al., 2019](#)).

La entrada de Hg a un ecosistema acuático ocurre naturalmente como resultado de depósitos minerales, incendios forestales, volcanes, emisiones oceánicas y desgasificación de la corteza. Este metal también puede ser liberado a los ecosistemas por actividades humanas, como fundiciones que procesan minerales de sulfuro (es decir, en la producción de metales como Fe, Au, Cu, Zn y Pb) y otras actividades industriales, como la quema de carbón ([Spencer et al., 2018](#); [Hylander y Meili, 2003](#)).

En la Figura 4-24 se muestran las concentraciones históricas promedio de Hg total en peces de las especies *Eugerres Plumieris* (mojarra rayada) (2015) y *Mugil Incilis* (lisa) (2016 - 2021). Para los años 2019 y 2020 se observó un ligero aumento de las concentraciones promedio de Hg, alcanzando un máximo de concentración promedio de 70 ng Hg/g peso fresco. Sin embargo, con respecto a estos valores, los meses de mayo, julio y septiembre de 2021 presentaron una disminución de las concentraciones alcanzando un máximo de concentración promedio de $31,1 \pm 17,6$ ng Hg/g peso fresco. En las muestras analizadas, las concentraciones de Hg no superan el valor máximo permisible establecido por el Ministerio de Salud y Protección Social para los productos de pesca para consumo humano (500 ng Hg/g de peso fresco) ([Minsalud, 2015](#)).

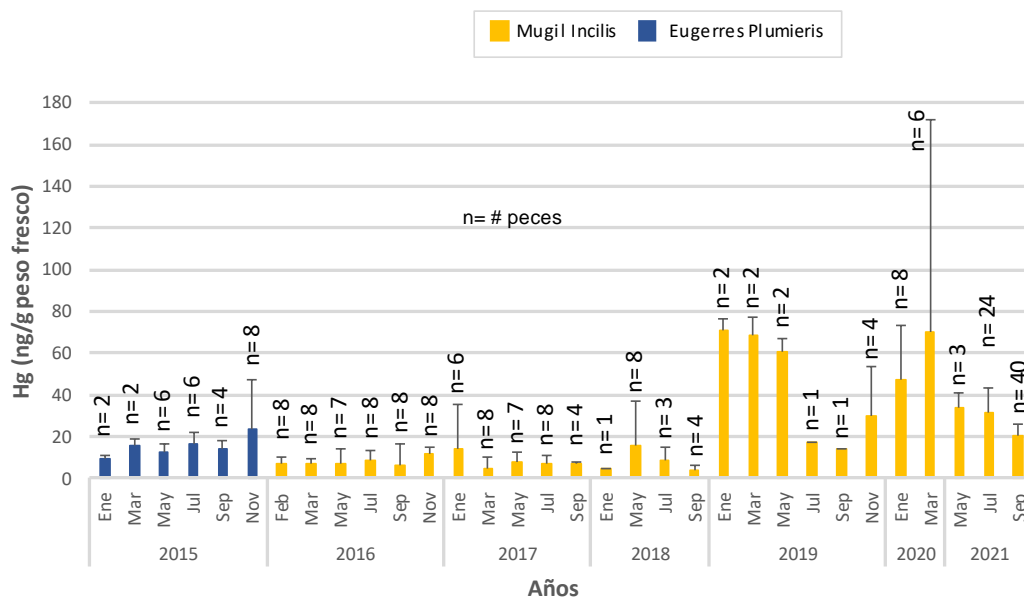


Figura 4-24. Concentraciones históricas promedio de mercurio en organismos (peces) de la Ciénaga Grande de Santa Marta, período 2015 – septiembre 2021. Especies analizadas *Eugerres Plumieris* y *Mugil Incilis*.

La mayor concentración de Hg se registró en el mes de julio (31,1 ng Hg/g peso fresco) y la más baja (18,3 ng Hg/g peso fresco) el mes de septiembre (Figura 4-25). Cabe aclarar que las concentraciones promedio de Hg no fueron afectadas por la longitud promedio de las peces, ya que en todos los meses monitoreados el tamaño los organismos analizados fue similar (23 cm \pm 1,8 cm).

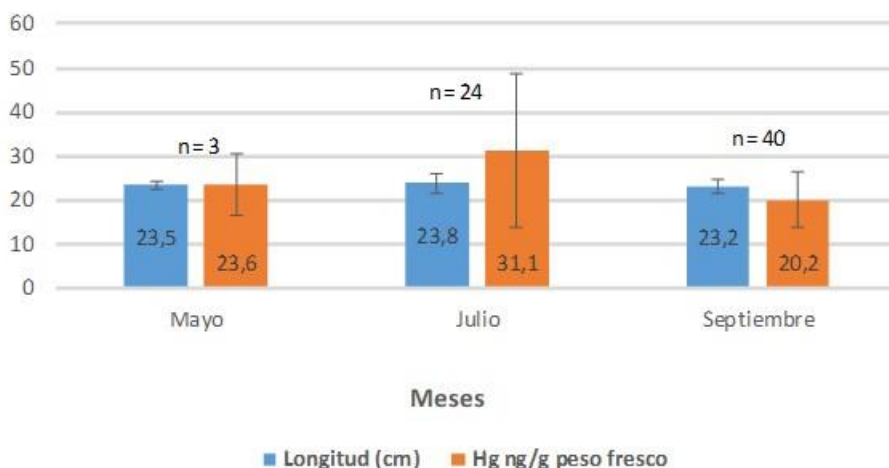


Figura 4-25. Concentraciones promedio de mercurio en organismos (peces) de la Ciénaga Grande de Santa Marta en relación al tamaño, periodo mayo - septiembre 2021. Especies analizada Mugil Incilis.

Por otra parte, para el año 2021 las concentraciones de Hg total en agua se encontraron por debajo del límite de cuantificación del método usado en el LABCAM del INVEMAR (< 0,30 μ g Hg/L), como ha ocurrido desde que inició la medición de este metal en 2015 ([INVEMAR, 2021](#)).

Desde 2015 hasta la actualidad, las concentraciones de mercurio en peces de la CGSM no han superado el valor máximo permisible establecido por el ministerio de Salud para productos de pesca de consumo humano (500 ng Hg/g de peso fresco).

PLAGUICIDAS EN SEDIMENTOS

Los plaguicidas organoclorados (POC) se clasifican dentro del grupo de los contaminantes orgánicos persistentes (COP), ya que como su nombre lo indica persisten en el ambiente, y adicionalmente pueden bioconcentrarse en matrices abióticas y bióticas, y ser acumuladas por los organismos vivos ([Vazquez, 2021](#)). Los plaguicidas organofosforados (POF) se consideran plaguicidas de nueva generación que son fácilmente degradables, con solo una ligera bioacumulación y poco impacto en el



medio ambiente. Sin embargo, algunas POF tienen efectos adversos y pueden poner en peligro los ecosistemas ([Xiao, 2021](#)). Los plaguicidas pueden acumularse en los suelos los cuales sirven como reservorios para muchos contaminantes, más aún si son ricos en materia orgánica. A medida que estos plaguicidas se vuelven químicamente disponibles, pueden ser transportados por arroyos y ríos, llegando a la costa y ambientes marinos ([Vazquez, 2021](#)).

En todas las muestras analizadas de sedimento superficial de las desembocaduras de los ríos Sevilla, Aracataca, Fundación, Boca Aguas Negras y Boca caño Clarín, las concentraciones de estos plaguicidas analizados estuvieron por debajo del límite de cuantificación del método utilizado en el LABCAM de INVEMAR. Cabe resaltar que los límites de cuantificación del LABCAM para estos plaguicidas (Anexo 8-1), son inferiores a los valores umbral de referencia para efectos probables sobre la biota (TEL) propuestos por la NOAA ([Buchman, 2008](#)), por lo cual, se infiere que en las estaciones donde fueron evaluados, no hay contaminación por este tipo de plaguicidas.

4.1.5. ¿Cuál fue el tamaño de grano predominante en los sedimentos superficiales de las bocas de los ríos provenientes de la SNSM y los caños Aguas Negras y Clarín?

Los materiales particulados que transitan a través de la columna de agua, se depositan y acumulan como sedimentos en el lecho de los estuarios y zonas marinas, convirtiéndose en un repositorio de información de variables ambientales. Los sedimentos están constituidos por fragmentos de rocas y partículas sólidas que son transportadas desde las áreas terrestres a la zona costera por el viento y la escorrentía, también pueden estar constituidos por remanentes de organismos y precipitados químicos del agua de mar ([Libes, 2011](#)). Su clasificación se da de acuerdo al tamaño de sus partículas, en el caso de las gravas están compuestas por material $> 2,0$ mm, las arenas entre 2,0 mm y 0,125 mm, los limos entre 0,125 mm y 0,063 mm, y las arcillas por partículas $< 0,002$ mm (Dewis y Freitas, 1970). Los materiales finos pueden resuspenderse como consecuencia de la acción del oleaje y la corriente ([Petroni, 2005](#); [Vera, 2008](#); [Libes, 2011](#)).

En la Figura 4-26, se presenta la clasificación por tamaño de grano para las estaciones ubicadas en las bocas de los ríos Sevilla, Aracataca, Fundación, Caño Aguas Negras, y caño Clarín, en las cuales predominó el tamaño de grano fino limo arcilloso, característico de los fondos de la Ciénaga Grande de Santa Marta ([Bernal y Betancourt, 1996](#)). Las partículas de grano fino tienen elevada actividad superficial y mayor relación área/volumen que les otorga la capacidad de adsorber una mayor cantidad de contaminantes por unidad de masa, en comparación con partículas de tamaño de grano superior ([Niu et al., 2021](#)).

En la época seca prevaleció el material muy fino (0,063 mm y $< 0,063$ mm), conformado principalmente por limos finos en contenidos superiores al 70%. En la época de lluvias el tamaño de grano aumentó, es decir, fue más grueso, especialmente en las estaciones boca del río Aracataca y boca del caño Clarín que presentaron limos gruesos y arenas finas, resultado del arrastre de materiales gruesos por las cuencas de los ríos debido al incremento de las lluvias.

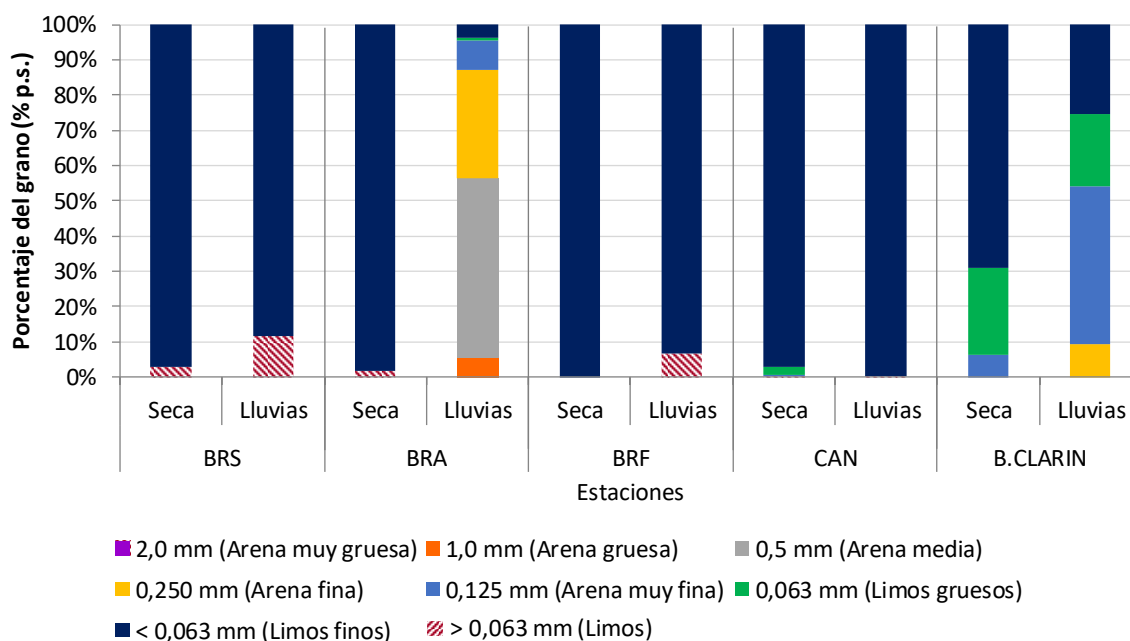


Figura 4-26. Tamaño de grano en las estaciones Caño Aguas Negras (CAN), Boca Caño Clarín (B. Clarín), Boca del río Aracataca (BRA), Boca del río Fundación (BRF) y Boca del río Sevilla (BRS) en época seca menor (julio 2021) y de lluvias mayores (septiembre 2021).

4.1.6. ¿Cuál fue el estado de la calidad sanitaria del agua de la CGSM en el período comprendido entre abril y septiembre de 2021?

HISTÓRICOS MICROBIOLÓGICOS: COLIFORMES TOTALES Y TERMOTOLERANTES

El concepto de calidad sanitaria del agua, está asociado a la seguridad física y a los riesgos de afectación a la salud que éstos cuerpos de agua representan para los usuarios, entre ellos la comunidad que habita en zonas aledañas, o quienes se benefician de sus servicios ambientales, debido a las actividades que involucran contacto directo con estos y sus sedimentos, bien sea primario (actividades de natación, buceo y baños medicinales), o secundario (deportes náuticos y pesca) ([Minambiente, 2015](#)). Una de las herramientas más empleadas para determinar la calidad sanitaria, consiste en utilizar indicadores microbiológicos de contaminación fecal, entre los cuales se destacan las bacterias Coliformes Totales (CTT), Coliformes Termotolerantes (CTT), y Enterococos Fecales (EFE) ([Manjarrez, 2019](#)), quienes dentro de su caracterización han sido asociados a múltiples patologías, generalmente de origen gastrointestinal ([Ávila, 2013](#)).

El INVEMAR viene monitoreando la calidad sanitaria del agua de la CGSM desde 1993, reportando de forma global valores mínimos cuantificable de 0,26 (\log_{10} NMP CTT-CTE/100 mL) en diversas estaciones a lo largo del tiempo, y un valor máximo de 6,40 (\log_{10} NMP CTT/100 mL), registrado en la Ciénaga El Torno en el año 2012, debido probablemente a que hace parte de la zona de influencia que representa la conexión entre Caño Clarín con el río Magdalena y a las actividades antropogénicas desarrolladas por las comunidades palafíticas que en ella habitan ([INVEMAR, 2012](#)).



En 1995, año en que inició el monitoreo de las condiciones ambientales de la CGSM luego de las obras de rehabilitación de caños para recuperar el régimen hídrico, se logró capturar datos con mayor frecuencia; no obstante, durante los primeros años de muestreo se recopiló poca información, debido al proceso de gestión, articulación y consolidación del sistema de monitoreo que se tiene actualmente establecido ([INVEMAR, 2021](#)). Para el presente informe, se analizó la información de las estaciones Boca de La Barra (zona 0, marina), Boca Río Aracataca (zona 1, ríos SNSM), Centro CGSM, Isla del Rosario, Rinconada, Tasajera (zona 2, cuerpo de agua principal), Boca caño Aguas Negras, Buenavista, Ciénaga La Luna, Nueva Venecia (zona 3, Complejo de Pajarales), Boca Caño Clarín (zona 5, Caño Clarín) y Ciénaga El Torno (zona 6, noroccidente VIPIS).

El análisis histórico de CTT muestra a nivel general que entre los años 2001 y 2015, las concentraciones fueron cercanas o estuvieron por debajo del límite permisible para contacto primario y secundario (Figura 4-27); y para CTE entre el 2005 y 2017 las concentraciones estuvieron cerca o por debajo del límite máximo permisible para contacto primario (Figura 4-28). A partir de esta fecha se evidencia que las dos variables han aumentado con el transcurso del tiempo, lo que puede asociarse a las alteraciones en la CGSM que abarcan desde transformaciones del territorio, desecación de los humedales, pérdida de manglar, inundaciones, cambios en las condiciones hidrológicas, hasta las variaciones en los parámetros fisicoquímicos, además de la falta de gestión integral que permita mantener y preservar el equilibrio ecosistémico ([Torres, 2017](#)). Es importante destacar que en el período comprendido entre 2020 y 2021, representado por la barra de color naranja en ambas figuras, no se analizaron muestras debido a las restricciones derivadas de la emergencia sanitaria causada por la pandemia de COVID-19 ([INVEMAR, 2021](#)).

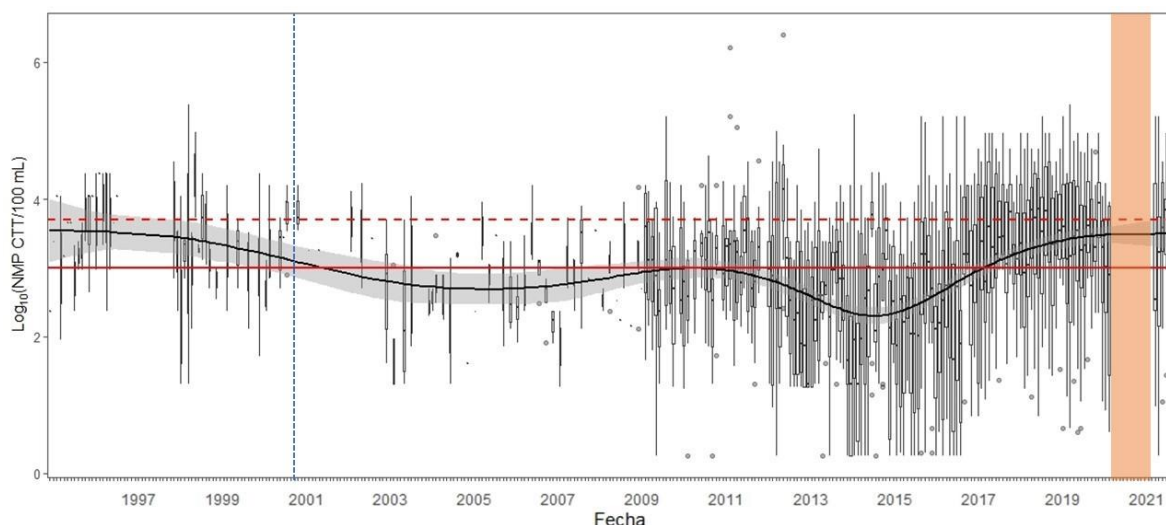


Figura 4-27. Serie de tiempo de las concentraciones de Coliformes Totales (CTT) en las estaciones de la CGSM para el período 1995 - 2021. Las líneas rojas continua y discontinua representan los límites máximos permisibles de contacto primario (LOG 3,0 NMP CTT/100 mL) y secundario (LOG 3,7 NMP CTT/100 mL), respectivamente ([Minambiente, 2015](#)). La franja naranja representa el período no monitoreado por la pandemia de COVID-19.

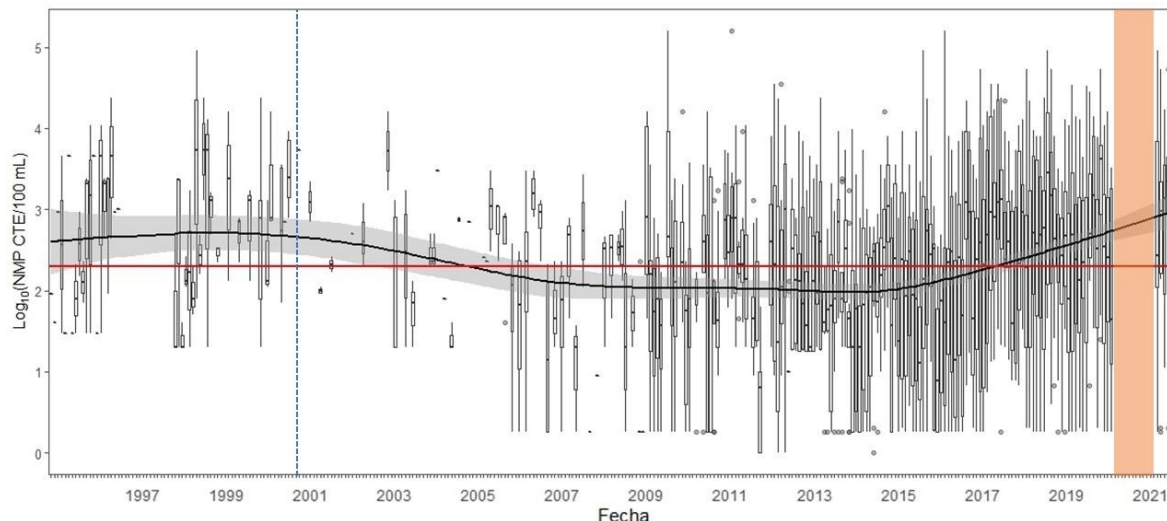


Figura 4-28. Serie de tiempo de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE) en estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM para el período 1995 - 2021. La línea roja continua representa el límite máximo permisible de contacto primario para este parámetro (2,30 LOG_{10} NMP CTE/100mL; [Minambiente, 2015](#)). La franja naranja representa el período no monitoreado debido a la pandemia por COVID-19.

Las condiciones climáticas inciden sobre las variables de calidad del agua. El período comprendido entre 2015 y 2017 estuvo marcado por el fenómeno de El Niño que produjo baja disponibilidad del recurso hídrico en la zona. Durante los meses de marzo y mayo de 2017 se registraron once ondas tropicales que ocasionaron lluvias y cambios inesperados de temperatura en el norte y centro del país ([IDEAM, 2015](#)). El 2018 se destacó por la presencia de lluvias por encima del promedio anual ([IDEAM, 2018](#)). Por su parte, el período comprendido entre 2019 y 2021 se ha caracterizado por un comportamiento típico del fenómeno de La Niña y podría explicar la tendencia de los resultados para ambas variables, como consecuencia de los cambios en los patrones de circulación hídrica que inciden en los sistemas acuáticos ([IDEAM, 2021](#)).

La calidad sanitaria está ligada a bioindicadores como Coliformes Totales y Coliformes Termotolerantes, que permiten monitorear el estado de los cuerpos de agua y determinar condiciones para prestar servicios ambientales.

Entre los años 1993 - 1998 y 2016 - 2021, cerca del 50 % de las observaciones estuvieron por encima del límite permisible para contacto primario, 3,0 (Log_{10} NMP CTT/100mL; [Minambiente, 2015](#)), y aproximadamente el 25 % superaron el límite permisible para contacto secundario 3,7 (Log_{10} NMP CTT/100mL; [Minambiente, 2015](#)). Sin embargo, en los años 2001 - 2007, 2010 - 2014, los valores medidos estuvieron por debajo de los límites permisibles para contacto primario y secundario.

Con el propósito de determinar la incidencia de los eventos climáticos sobre el comportamiento de los indicadores microbiológicos de calidad sanitaria, se calculó el coeficiente de Spearman, encontrando una correlación inversa, con un nivel de significancia estadística bajo ($p = -0,191$, $n = 210$, $p\text{-valor} = 0,005$), para un nivel de confianza del 95 %, entre la concentración media mensual de CTT y el valor del ONI. Este resultado indicaría que los eventos climáticos El Niño y La Niña,



representados por el indicador ONI, no tienen incidencia directa en la carga microbiana presente en el agua de la CGSM. Probablemente se debe a que éste es un indicador genérico de nivel global y podría no describir de manera puntual la dinámica específica de la Ciénaga ([Bejarano, 2020](#)).

Por otra parte, los picos de concentraciones por fuera de los límites permisibles se pueden asociar a las temporadas de mayores precipitaciones en el departamento del Magdalena, las cuales ocasionan cambios en la circulación de las aguas, efectos de escorrentía y descargas de aguas residuales en la zona evaluada, con lo cual incrementa también la carga microbiana, entre ellos los Coliformes ([INVEMAR, 2020](#)). Al observar el comportamiento de manera mensual, no se identifica ningún patrón de aumento o disminución en las concentraciones a lo largo del año, sin embargo, la mayoría de las mediciones de marzo y abril presentan valores bajos, y pueden estar influenciados por la tasa de precipitación de la zona para dicha época ([Trejos, 2015](#)). Según lo reportado en la literatura, las concentraciones de este bioindicador están asociadas al aumento de oxígeno disuelto, pH cercano al neutral, menor temperatura del agua, incremento en los valores de nitrógeno amoniacal y nitritos, que según lo identificado, van cambiando con el transcurso del tiempo, a diferencia de los Coliformes Termotolerantes que dependen de condiciones más específicas para favorecer su crecimiento y desarrollo, como la relación Carbono/Nitrógeno y la biodisponibilidad de nutrientes, lo cual limita su abundancia ([Gianoli, 2019](#)).

En cuanto a los CTE, más del 50 % de las observaciones han excedido el límite máximo permisible para contacto primario, principalmente a partir del 2015, llegando incluso en los últimos años a más del 75 % (Figura 4-28). Al igual que para los CTT, se calculó el coeficiente de Spearman, para determinar la relación entre los efectos climáticos de los fenómenos de El Niño y La Niña, en el cual no se encontró correlación estadísticamente significativa a un nivel de confianza del 95%, entre la concentración media mensual de CTE y el valor del ONI ($p = -0,097$, $n = 215$, $p\text{-valor} = 0,15$). Lo anterior indica que los fenómenos climáticos asociados, no están estrechamente ligados a la concentración de Coliformes Termotolerantes o Totales, específicamente para la zona de la CGSM, y que los datos podrían fluctuar con las variaciones de las precipitaciones a escala local ([Ochoa, 2016](#)).

Al observar el comportamiento mensual, no se identifica ningún patrón de aumento o disminución en las concentraciones de CTE a lo largo del año, lo que concuerda con Montoya y colaboradores ([2019](#)), quienes identificaron transformaciones ambientales al interior de la columna de agua, asociados a parámetros fisicoquímicos de biodisponibilidad de nutrientes, temperatura, salinidad y oxígeno disuelto, teniendo en cuenta la influencia de los asentamientos humanos, los cuales incrementan la concentración de microorganismos en los sistemas acuáticos e influyen en el aumento de dicho bioindicador ([Aguirre, 2021](#)).

Las concentraciones de Coliformes Termotolerantes y Coliformes Totales en la CGSM han presentado tendencia de aumento desde el año 2015, alcanzando valores que superan los límites permitidos de contacto primario y secundario según la normatividad colombiana.

Actualmente y durante el período comprendido entre abril y septiembre de 2021, las concentraciones de CTT en las estaciones evaluadas oscilaron entre 1,8 NMP/100 mL ($0,26 \text{ Log}_{10}$ NMP/100 mL) y 92000 NMP/100 mL ($4,96 \text{ Log}_{10}$ NMP/100 mL; Figura 4-29), siendo Boca del río Aracataca la estación con los valores más altos registrados, seguido de Boca Caño Clarín, Boca Caño Aguas Negras, e Isla del Rosario, lo cual concuerda con lo reportado en el año 2020, en donde se obtuvieron resultados similares, indicando que estas zonas reciben un aporte significativo de material orgánico proveniente de las actividades antropogénicas, lo que representa un riesgo para el ecosistema y la salud pública ([INVEMAR, 2021](#)).

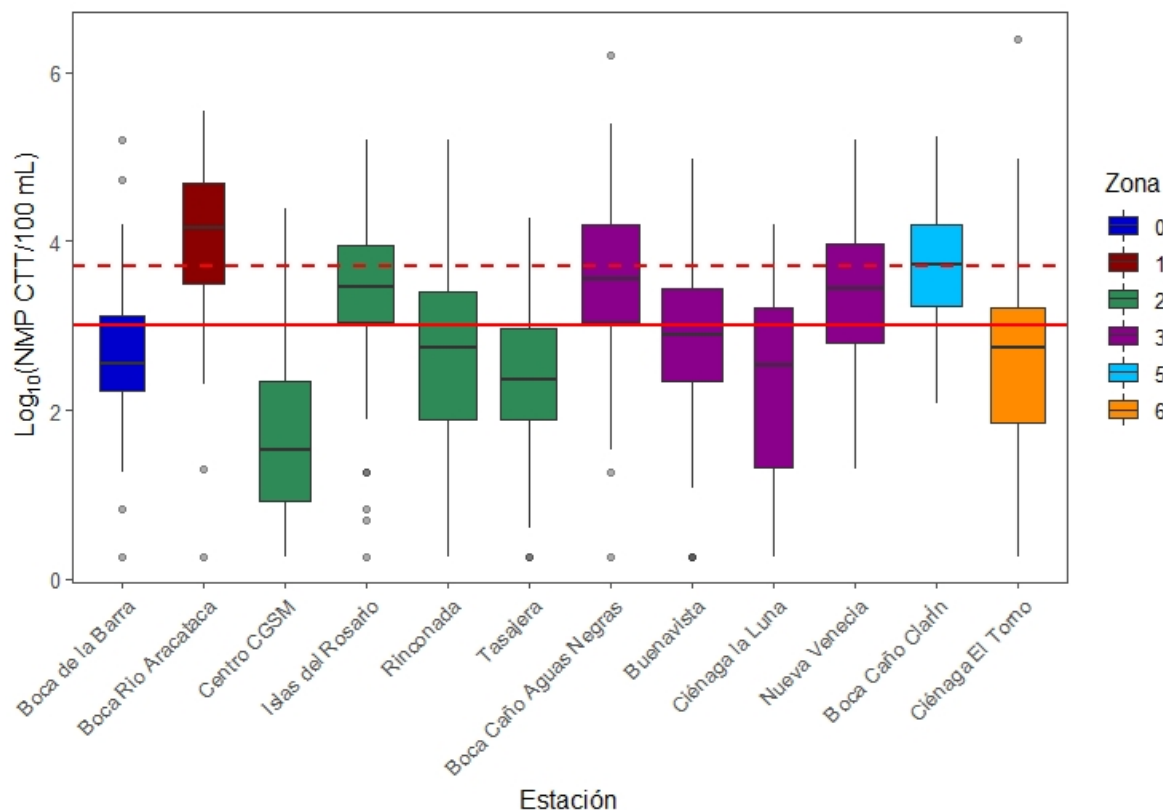


Figura 4-29. Boxplot de las concentraciones de Coliformes Totales (CTT) en doce estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM durante el período de monitoreo 1995-2021. El ancho de las cajas es equivalente a la cantidad de datos disponible en cada estación. La línea roja continua corresponde al límite máximo permisible para contacto primario ($3,0 \text{ Log}_{10}$ NMP/100 mL) y la línea roja discontinua corresponde al límite máximo permisible para contacto secundario ($3,7 \text{ Log}_{10}$ NMP/100 mL) ([Minambiente, 2015](#)).

En general, las estaciones con concentración de CTE más bajas pertenecen en su mayoría a la zona 2 (Centro CGSM, Tasajera y Rinconada), además de Ciénaga la Luna y Ciénaga El Torno de la zona 3, en las cuales solo el 25 % de los resultados superaron el límite de contacto primario $2,30 (\text{Log}_{10}$ NMP/100 mL). Las estaciones que presentan las concentraciones más altas son Boca Río Aracataca, Isla del Rosario, Boca Caño Aguas Negras, Nueva Venecia y Boca Caño Clarín, en las cuales más del 75 % de las observaciones se encuentran por encima del límite máximo permisible (Figura 4-30), lo que concuerda con los análisis anteriores e indica que estas zonas cuentan con una inadecuada calidad sanitaria del agua.

Durante el período abril - septiembre de 2021, se reportaron concentraciones de CTE de 4,96 (Log_{10} NMP/100 mL) en las estaciones Boca de la Barra y Boca Caño Aguas Negras (Figura 4-30). En la zona 1 (Boca Río Aracataca), se registraron los valores más altos durante todo el período evaluado, al superar el límite máximo permisible para esta variable, seguido de Isla del Rosario, Nueva Venecia y Boca Caño Clarín. Las zonas 0, 2 y 6, registraron en la mayoría de los casos valores dentro de los límites permisibles de contacto, esto puede deberse a la influencia de ríos y aguas residuales que se integran al sistema, e incrementan la concentración de microorganismos potencialmente patógenos (Zamora, 2019).

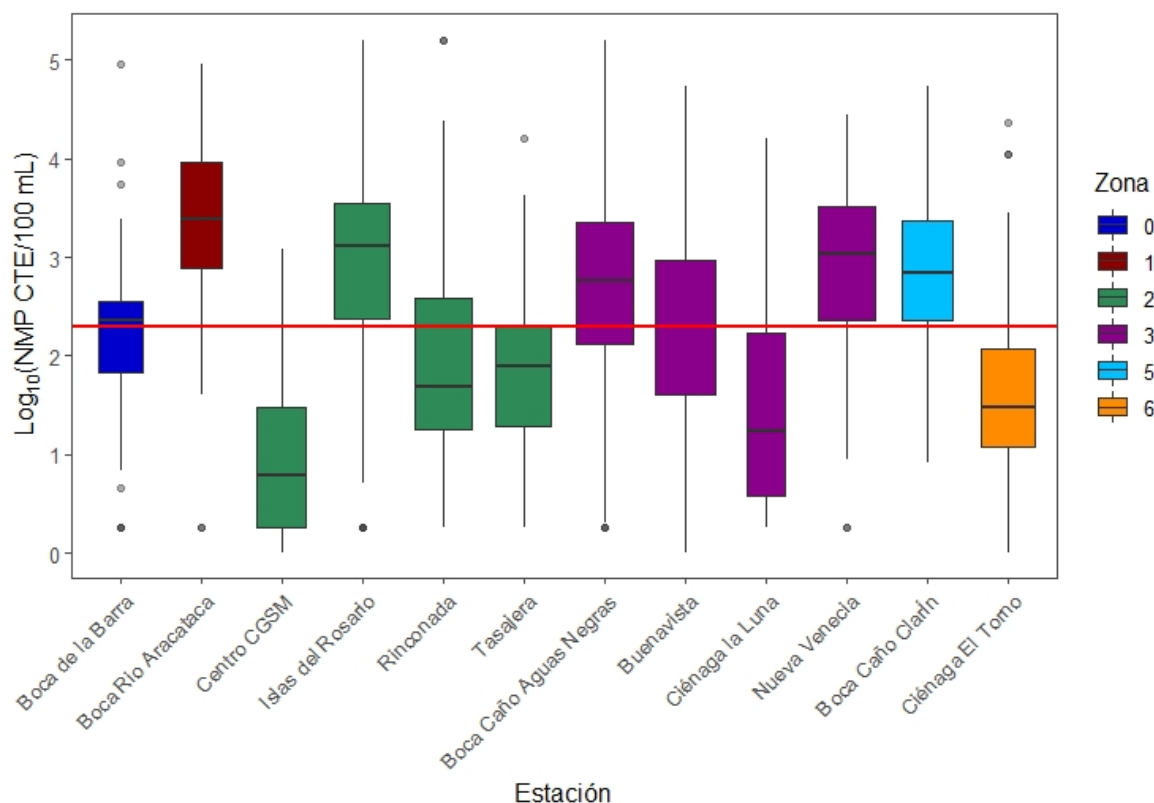


Figura 4-30. Boxplot de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE) en doce estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM durante el período de monitoreo 1995-2021. El ancho de las cajas es equivalente a la cantidad de datos disponible en cada estación. La línea roja continua representa el límite máximo permisible para contacto primario (2,30 Log_{10} NMP/100mL) (Minambiente, 2015).

Históricamente en las estaciones Boca Río Aracataca, Isla del Rosario, Boca Caño Aguas Negras, Nueva Venecia y Boca Caño Clarín, se han obtenido resultados superiores a los límites máximos permisibles de contacto para Coliformes Totales y Termotolerantes, por lo que representan una amenaza para la salud pública.

Finalmente se realizó un análisis de correlaciones para determinar la relación existente entre la concentración de ambos indicadores microbiológicos (CTE y CTT), con respecto a los parámetros fisicoquímicos temperatura del agua, oxígeno disuelto (OD), pH y salinidad. En el caso de CTE, el OD, el pH y la salinidad mostraron una correlación inversa baja de -0,09, -0,13 y -0,24 respectivamente, lo que indica que cuando aumentan los valores de estas variables, la concentración de CTE disminuye. Se evidencia un mayor impacto por los cambios en la salinidad, y menor por los cambios de temperatura. Igualmente se analizaron las correlaciones históricas para CTT y se encontró un comportamiento similar, en donde la salinidad también tiene una relación inversa con un coeficiente de -0,4; así mismo aumentaron los coeficientes para pH y OD (Figura 4-31). Esto se explica debido a que, al aumentar la carga bacteriana, el OD disminuye porque es usado por los microorganismos para sus procesos metabólicos y el pH baja porque se libera CO_2 a la columna de agua. Según lo reportado por Plúas y colaboradores ([2020](#)), las correlaciones de éstos parámetros con respecto a la carga microbiana suelen ser bajas, y pueden depender de otros factores como la concentración de sólidos o sedimentos altamente contaminados que favorezcan el aumento de la actividad microbiana y por ende, su concentración final.

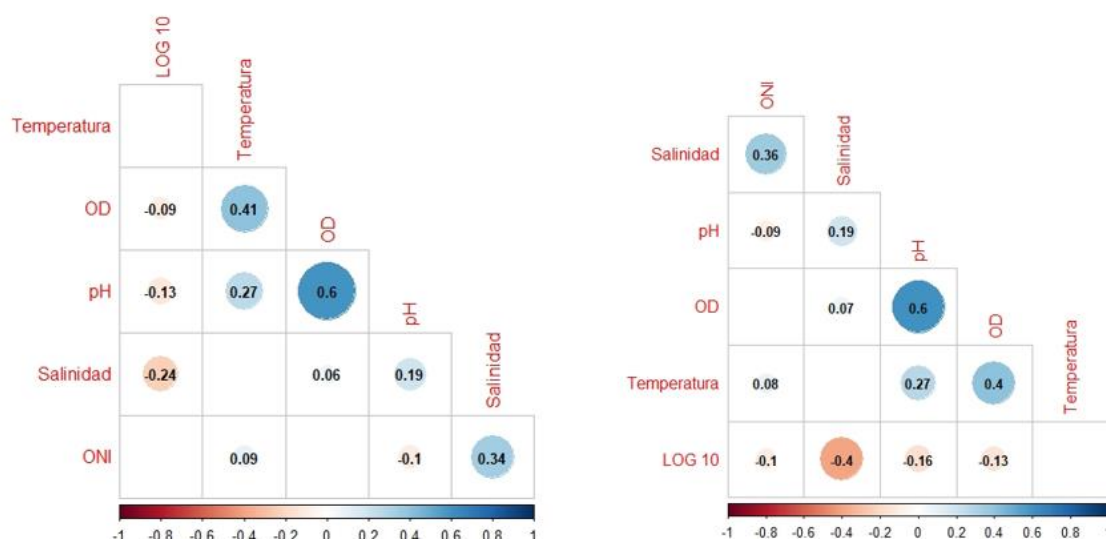


Figura 4-31. Correlación entre la concentración de Coliformes Termotolerantes (CTE, Izquierda) y Coliformes Totales (CTT, Derecha), y las variables *in situ* asociadas, temperatura, oxígeno disuelto, salinidad y pH, para el período comprendido entre 1995 y 2021. Los espacios en blanco corresponden a valores estadísticamente no significativos.

Boca Río Aracataca, Boca Caño Clarín y Boca Caño Aguas Negras, fueron las estaciones con concentraciones de coliformes totales fuera del límite permisible de contacto primario (1000 NMP/100 mL), en el período comprendido entre abril y septiembre de 2021.



4.1.7. ¿Qué factores etiológicos se encontraron en aguas y peces de interés comercial en la CGSM que pueden ser causantes de patologías intestinales y extraintestinales?

VIBRIO SP. Y AEROMONAS SP. EN AGUAS

La vigilancia sanitaria en sistemas como la CGSM es imprescindible para prevenir patologías humanas, por lo que se viene monitoreando la etiología de las infecciones causadas generalmente por microorganismos presentes en aguas, sedimentos y organismos de interés comercial. Entre las especies patógenas se encuentran *Vibrio sp.* y *Aeromonas sp.*, las cuales han sido asociadas a infecciones del tracto gastrointestinal, extraintestinal, afecciones en tejidos blandos, conjuntivitis, otitis, entre otras, que son adquiridas mediante ingesta, actividades que involucren contacto directo con dichas matrices o mordeduras de organismos marinos portadores de los factores ligados a su patogenicidad ([Sanchez, 2017](#)).

Para el período comprendido entre abril y septiembre de 2021 se aislaron e identificaron 46 cepas de *Vibrio sp.* a partir de muestras de agua de la CGSM. 18 cepas correspondieron a *V. parahaemolyticus* que fue la especie predominante en 10 de las 12 estaciones monitoreadas, 5 de ellas se obtuvieron en Ciénaga El Torno, 3 en Tasajera y 10 se aislaron en el resto de las estaciones en menor cantidad, con excepción de Boca Caño Clarín, Boca Caño Aguas Negras y Buenavista, en las cuales no se identificó este microorganismo. 11 cepas correspondieron a *V. fluvialis*, y fueron recolectadas en 7 de las 12 estaciones, de las cuales Boca Caño Aguas Negras y Boca de La Barra aportaron la mayor cantidad (Figura 4-32.).

V. parahaemolyticus ha sido asociada ecológicamente con las variables de salinidad y temperatura del agua, y los sedimentos; la salinidad en mayor medida es quien determina su prevalencia en peces, crustáceos y moluscos ya que son microorganismos halodependientes. Con respecto a la temperatura, cuando existen fluctuaciones que generan patrones de enfriamiento en el agua, estos microorganismos se establecen en los fondos marinos hasta que las condiciones vuelvan a ser favorables para potenciar su metabolismo celular e integrarse a organismos filtradores y algunos animales ([Gutierrez, 2015](#)).

Por su parte, *V. fluvialis* es una especie ampliamente distribuida en los ecosistemas marinos y costeros, debido a que su temperatura óptima de crecimiento es de aproximadamente 25 °C y cuenta con mayor tolerancia a los requerimientos mínimos de sales respecto a la mayoría de cepas de *Vibrio sp.* ([Gonzalez, 2020](#)).

Cabe destacar que, en comparación con los resultados descritos para este bioindicador en 2020 ([INVEMAR, 2020](#)), se evidencia una distribución diferente para *V. Cholerae* no toxigénica (O1), con igual número de cepas aisladas en zonas distintas a las reportadas en dicho monitoreo (10 cepas), en las cuales se incluyen para este año Rinconada, Tasajera e Isla del Rosario.

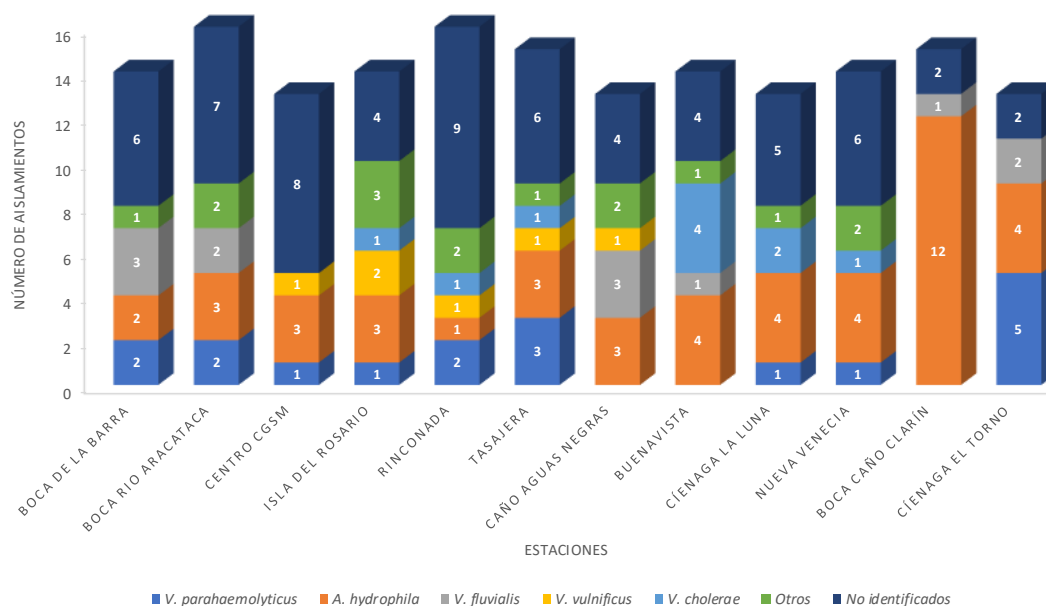


Figura 4-32. Especies de *Vibrio sp.* y *Aeromonas sp.*, aisladas por cada estación de la CGSM en muestras de agua, en el período abril a septiembre de 2021. Los números en las barras indican el número de cepas por especie identificadas.

***Vibrio parahaemolyticus* y *Aeromonas hydrophila* fueron las especies con mayor predominancia tanto en aguas como en organismos, en las estaciones de la CGSM durante el período comprendido entre abril a septiembre de 2021.**

En cuanto a *Aeromonas sp.*, la mayor cantidad de cepas se obtuvo en la estación Boca Caño Clarín, con predominancia de la especie *A. hydrophila*, la cual ha sido identificada en infecciones adquiridas por vía cutánea u oral, manipulación de alimentos, agua contaminada u otros agentes que actúan como hospederos intermedios, y suelen aislarse generalmente de crustáceos, moluscos, peces y fuentes de agua. Se le atribuyen cuadros de septicemia, hemorragia, lesiones ulcerativas en peces y humanos, comportándose como un patógeno primario (Teunis, 2016). Los resultados sobre este bioindicador concuerdan con lo reportado por INVEMAR (2020), en donde se identificó la presencia de dicha cepa en el 100 % de las estaciones, y podría atribuirse a su fácil distribución al provenir de aguas superficiales contaminadas, residuales directas, o en este caso específico para la zona de mayor contaminación (zona 5), por la influencia del Río Magdalena. Finalmente, las cepas clasificadas como “No identificadas” corresponden a aquellas que obtuvieron un porcentaje no significativo al ser comparadas con cepas de referencia, en el proceso de selección realizado en APIWEB™; mientras que las cepas catalogadas como “Otros”, corresponden a poblaciones no representativas de microorganismos que crecen durante los análisis, como: *P. fluorescens*, *P. aeruginosa*, *Serratia sp.*, *Citrobacter sp.*, *Chromobacter violaceum*, *Pasteurella sp.*, *Enterobacter*

cloacae, *V. alginolyticus* y *A. salmonicida*, quienes en general resultan ser Oxidasa negativa en la fase bioquímica confirmatoria, por ende se descartan del proceso de aislamiento final.

VIBRIO SP. Y AEROMONAS SP. EN ORGANISMOS

La intensificación de la actividad pesquera ha traído consigo el aumento de enfermedades, debido a que los organismos acuáticos pueden ser hospederos intermediarios de múltiples microorganismos patógenos, entre los que se destacan las bacterias de los géneros *Vibrio sp.* y *Aeromonas sp.*, causantes de necrosis en órganos filtradores, mucosas, piel y aletas, úlceras, exoftalmia, hemorragias, entre otras. La CGSM y los sistemas acuáticos aledaños constituyen un elemento fundamental para las comunidades en el aprovechamiento de dichos recursos, por lo que es necesario vigilar su seguridad alimentaria, garantizando que puedan ser usados como fuente nutricional y de ingresos económicos (Flores, 2021).

Durante el período monitoreado se aislaron e identificaron un total de 40 cepas provenientes de tejido muscular del pez *Mugil incilis* (Lisa), de las cuales 9 corresponden a *V. parahaemolyticus* y 14 a *A. hydrophila*, quienes al igual que en el monitoreo del año 2020 (INVEMAR, 2020), fueron las especies con mayor predominancia y abundancia en la mayoría de las estaciones evaluadas (Figura 4-33), seguido de *V. cholerae* y *V. fluvialis*, indicado que en estas zonas los recursos pesqueros están contaminados con microorganismos potencialmente patógenos para el humano como consumidor final (García, 2015).

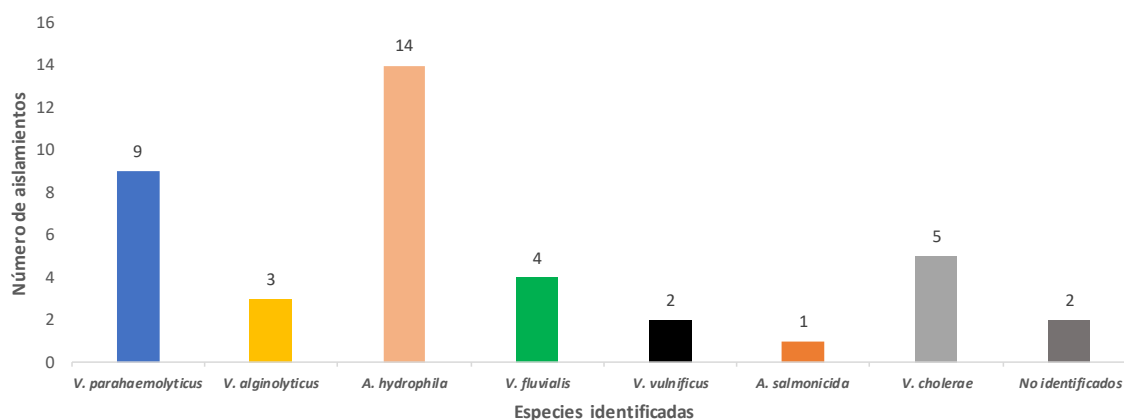


Figura 4-33. Especies de *Vibrio sp.* y *Aeromonas sp.*, aisladas en muestras de organismos adquiridos con pescadores del complejo de Pajarales y VIPIS de la CGSM, durante el período abril - septiembre de 2021. Los números en las barras indican el número de cepas por especie identificadas.

4.1.8. ¿Cómo fue el comportamiento de la composición y la densidad fitoplanctónica en la época de transición lluviosa menor (mayo) de 2021 en la CGSM?

En el muestreo realizado en el mes de mayo de 2021 en 7 estaciones de la CGSM, durante la época lluviosa menor, se identificaron un total de 53 géneros de fitoplancton, correspondiendo 28 de ellos al grupo de las diatomeas (Bacillariophyta, 53%), 13 a las cianobacterias (Cyanobacteria, 24%), 6 a

los dinoflagelados (Miozoa, 11%), 3 a las algas verdes (Chlorophyta, 6%), 2 a las euglenas (Euglenozoa, 4%) y 1 a los Charophyta (2%; Figura 4-34). El número de géneros fue similar a lo observado en la época seca de 2020 (febrero), cuando se identificaron 52 géneros, con un amplio predominio de las diatomeas.

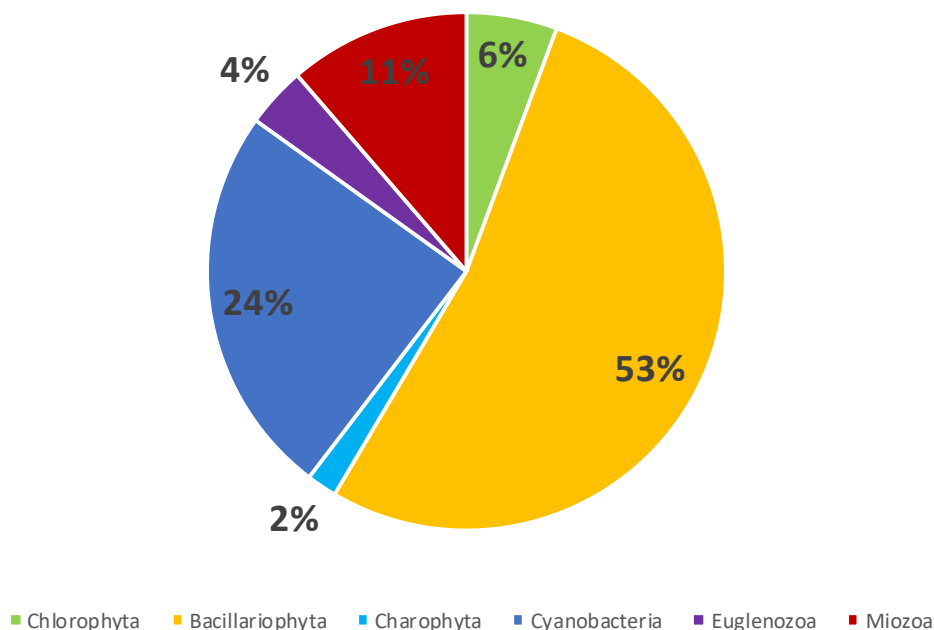


Figura 4-34. Porcentaje de contribución de los grupos taxonómicos encontrados para la época de transición lluviosa menor 2021.

Las densidades fitoplanctónicas oscilaron entre 90.665.755 cél/L en la estación Boca de La Barra y 1.603.734.861 cél/L en Boca Caño Aguas Negras (Figura 4-35). La densidad registrada en Boca Caño Aguas Negras fue alta con respecto a las densidades de Boca de La Barra, y se asocia a la predominancia de cianobacterias de formas esféricas del género *Synechocystis*, sin embargo, está dentro del rango máximo registrado en años anteriores, como el reportado en la época lluviosa de octubre de 2015 (4.166.048.573 cél/L; [INVEMAR, 2017](#)).

Por otra parte, vale la pena resaltar que las mayores densidades se observaron en las estaciones ubicadas dentro del Complejo de Pajarales (Caño Aguas Negras, Nueva Venecia y Ciénaga La Luna), sector que recibe constantes aportes continentales de los diferentes caños y ríos aledaños, condiciones que favorecen la proliferación de esta cianobacteria, en contraste, en Boca de La Barra se presentan condiciones marinas con menores aportes continentales, propiciando la presencia de otros grupos de microalgas como las diatomeas.

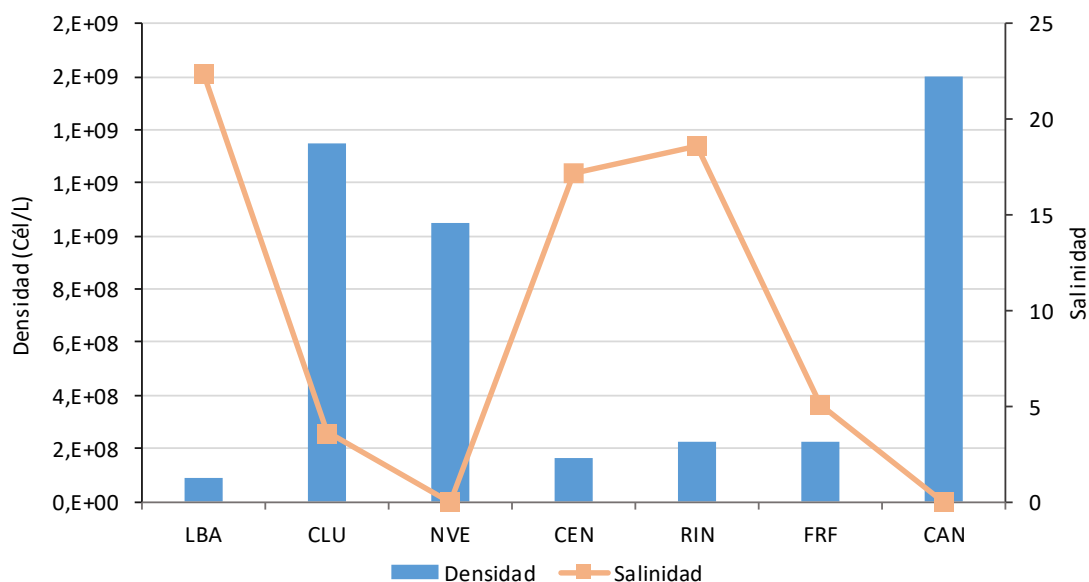


Figura 4-35. Densidad celular (cél/L) y salinidad registrada en mayo de 2021 (época de transición lluviosa menor). LBA= Boca de la Barra; CLU= Ciénaga la Luna; NVE= Nueva Venecia; CEN= Centro CGSM; RIN= Rinconada; FRF= Frente a Río Fundación y CAN= Boca del caño Aguas Negras.

Las cianobacterias fueron el grupo que tuvo las mayores abundancias relativas en todas las estaciones durante el monitoreo, con porcentajes superiores al 90 % (Figura 4-36). Este resultado se debe a los constantes aportes continentales durante el mes de mayo provenientes de caños y ríos que ingresan a la CGSM, evidenciado en las bajas salinidades principalmente en las estaciones de Ciénaga La Luna, Nueva Venecia y Boca Caño Aguas Negras (Figura 4-35). Igualmente, se destaca a las cianobacterias del género *Synechocystis*, las cuales contribuyeron con las mayores densidades registradas, coincidiendo con lo históricamente observado en la CGSM ([Hernández, 1986](#); [Mancera y Vidal, 1994](#); [Ibarra et al., 2014a](#); [Ibarra et al., 2014b](#); [INVEMAR, 2018](#); [INVEMAR, 2019](#)).

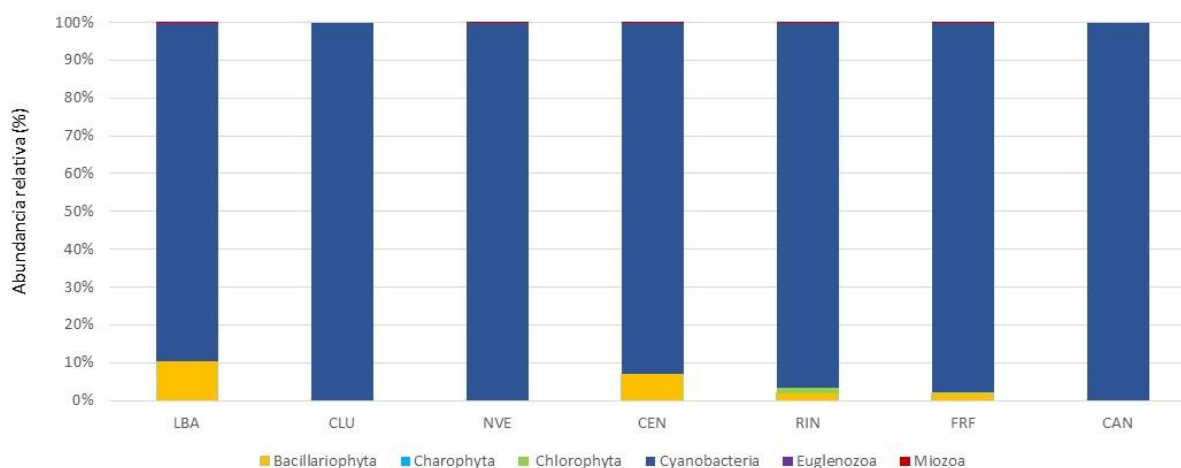


Figura 4-36. Abundancia relativa de los principales grupos taxonómicos del fitoplancton en las estaciones de muestreo durante la época de transición de 2021. LBA= Boca de la Barra; CLU= Ciénaga la Luna; NVE= Nueva Venecia; CEN= Centro CGSM; RIN= Rinconada; FRF= Frente a Río Fundación y CAN= Boca del caño Aguas Negras.



Las cianobacterias siguen siendo el grupo que más aportó a las densidades en el monitoreo de mayo de 2021, con porcentajes superiores al 90% en la abundancia relativa.

En la Tabla 4-1, se observa una disminución de la diversidad del fitoplancton en la CGSM respecto a años anteriores, posiblemente debido a los cambios en las condiciones físico-químicas que ha tenido este cuerpo de agua en las últimas décadas, los cuales han generado condiciones eutróficas. Esta situación también ha sido reportada por otros autores quienes mencionan que los ecosistemas acuáticos en estado eutrófico tienden a presentar baja diversidad de fitoplancton y predominio de determinadas especies o grupos ([Jeppesen et al., 1997](#); [Declerck et al., 2005](#)), como ocurre en la CGSM con las cianobacterias. Por otro lado, Reynolds ([2006](#)) sugiere que sistemas que presentan una disminución de la riqueza de microalgas, pueden comprometer su resiliencia y ser más vulnerables a disturbios ambientales intensos o prolongados.

Tabla 4-1. Reporte del número de morfotipos por grupos taxonómicos encontrados en la CGSM en diferentes años y épocas de muestreo, incluida la del presente estudio. Diatomeas (DT), Dinoflagelados (DF), Chlorophyta (CL), Cianobacteria (CB) y Otros Morfotipos (OTM).

REPORTES	DT	DF	CL	CB	OTM	TOTAL
Periodo 2010-2012	46	7	18	25	11	112
2012, época de lluvias	37	5	19	26	5	92
2013, época seca	46	9	1	14	2	72
2013, época de lluvias	59	9	6	37	5	117
2014, época seca	54	9	2	16	1	83
2014, época de lluvias	31	11	1	13	1	58
2015, época seca	55	19	1	16	3	95
2015, época de lluvias	25	13	0	10	1	49
2016, época de seca	28	9	0	11	1	49
2016, época de lluvias	11	4	0	6	2	25
2017, época de seca	15	4	1	5	0	25
2017, época de lluvias	13	3	1	9	0	26
2018, época seca	16	2	3	9	0	30
2018, época de lluvias	13	5	2	8	0	28
2019, época seca	19	6	3	14	1	43
2019, época de lluvias	10	4	4	14	3	35
2020, época seca	24	4	7	14	3	52
2021, época lluviosa menor (presente estudio)	28	6	3	13	3	53

En cuanto a los atributos ecológicos de la comunidad fitoplanctónica, se observaron en general valores bajos (< 2). Por otra parte, los resultados del predominio de Simpson, indicaron la presencia y dominancia de géneros comunes (cianobacterias), lo cual se evidenció también en los bajos valores de atributos como la uniformidad y la diversidad en la mayoría de estaciones (< 1) (Figura 4-37).

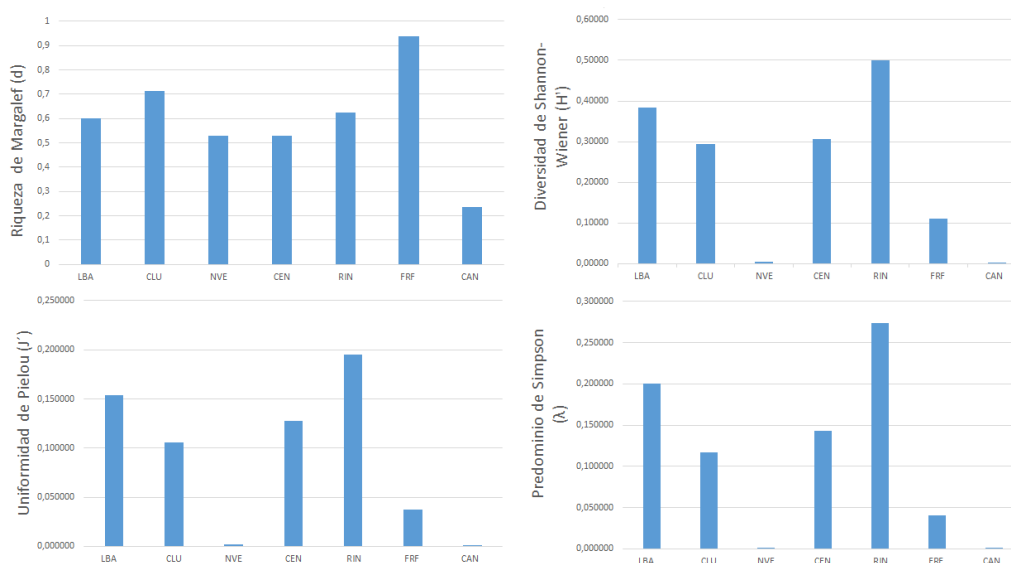


Figura 4-37. Atributos ecológicos de las comunidades fitoplanctónicas en las siete estaciones monitoreadas en la CGSM durante la época de transición de 2021. a) Riqueza de Margalef (d), b) Diversidad Shannon-Wiener (H') c) Índices de uniformidad de Pielou (J') y d) Índice de Predominio de Simpson (λ).

El análisis de ordenación N-MDS ([Clarke y Warwick, 2001](#)), con 500 reiteraciones y con un Stress arrojado de 0,06, mostró dos agrupaciones y dos estaciones aisladas (Figura 4-38). Las estaciones aisladas fueron Boca de La Barra y Ciénaga La Luna, la primera estación mostró condiciones marinas (salinidad > 20), y una mayor presencia de géneros representados por las diatomeas, así mismo, la segunda estación (Ciénaga La Luna) hace parte del Complejo de Pajarales; y tuvo una mayor influencia de cuerpos de agua dulce (salinidad < 5).

Por otra parte, uno de los grupos formados estuvo conformado por las estaciones Centro CGSM, Frente a río Fundación y Rinconada, ubicadas en el cuerpo principal de la CGSM, estaciones geográficamente cercanas y que presentaron salinidades entre 5 y 20, y bajas concentraciones fitoplanctónicas con respecto a Nueva Venecia y Boca Caño Aguas Negras. Finalmente, el segundo grupo está conformado por Nueva Venecia y Boca Caño Aguas Negras, localizadas en el complejo Pajarales, estaciones que registraron las densidades fitoplanctónicas más altas y salinidades cercanas a cero. Sin embargo, a pesar de lo observado en el N-MDS, el análisis de similitudes ANOSIM ([Clarke y Warwick, 2001](#)), no mostró diferencias significativas ($p > 0,05$). Las zonas comparadas se dividieron así: Marina (M, zona 0) representada por la estación Boca de La Barra; cuerpo principal de la CGSM (CGSM, zona 2) representada por las estaciones Centro CGSM, Frente a río Fundación y Rinconada; y Complejo Pajarales (CP, zona 3) con las estaciones Nueva Venecia, Boca del Caño Aguas Negras y Ciénaga La Luna (Figura 4-38).

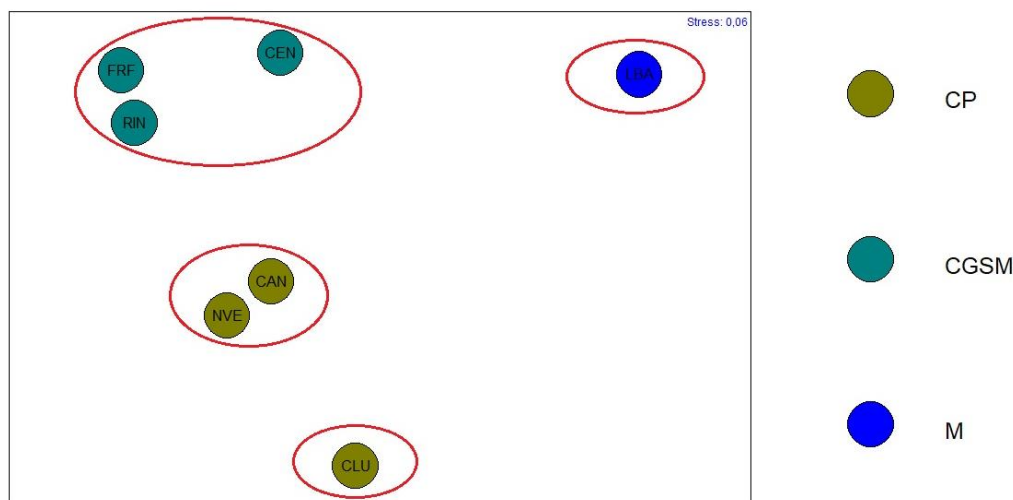


Figura 4-38. Escalamiento multidimensional no métrico (N-MDS) de las estaciones con respecto a las abundancias. Boca Caño Aguas Negras (CAN), Centro Ciénaga (CEN), Frente al Río Fundación (FRF), La Boca de la Barra (LBA), Ciénaga La Luna (CLU), Nueva Venecia (NVE) y Rinconada (RIN). Zonas: Complejo Pajarales (CP), Centro de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), Zona marina (M).

Respecto al fitoplancton potencialmente nocivo, de manera recurrente se han identificado algunos géneros que presentan altas densidades ($> 1.000.000$ cél/L) (Tabla 4-2), como la cianobacteria *Synechocystis* (Tabla 4-2), que presentó valores mínimos de 80.444.912 cél/L en Boca de La Barra y máximos en estaciones como en Nueva Venecia (1.049.981.481 cél/L), Ciénaga La Luna (1.262.600.000 cél/L) y Boca Caño Aguas Negras (1.603.589.744 cél/L). Si bien este género no se encuentra reportado en la lista de la COI de UNESCO como productora de toxinas, su presencia en elevadas concentraciones se ha asociado con algunas mortandades masivas de peces en la CGSM (Mercado, 1971; Bula- Meyer, 1985; Mancera y Vidal, 1994; INVEMAR, 2014; INVEMAR, 2015a; INVEMAR, 2015b; INVEMAR, 2015c; INVEMAR, 2016a, INVEMAR, 2016b; INVEMAR, 2016c; INVEMAR, 2016d). Así mismo durante el periodo evaluado se evidenció la presencia de los siguientes géneros con especies potencialmente nocivas: *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Chaetoceros*, *Cylindrospermopsis*, *Gymnodinium*, *Microcystis*, *Nitzschia*, *Raphidiopsis*, *Scrippsiella* y *Skeletonema*, superando *Skeletonema* y *Nitzschia* las 1.000.000 cél/L (Tabla 4-2). cabe aclarar que en este periodo no se observaron o reportaron eventos de mortandad de organismos.

Tabla 4-2. Densidad (cél/L) de los géneros con especies de microalgas potencialmente nocivas registradas durante mayo de 2021 (época de transición lluviosa menor) en las estaciones analizadas: La Boca de la Barra (LBA), Ciénaga La Luna (CLU), Nueva Venecia (NVE), Centro Ciénaga (CEN), Rinconada (RIN), Frente al Río Fundación (FRF) y Boca Caño Aguas Negras (CAN).

Género	LBA	CLU	NVE	CEN	RIN	FRF	CAN
<i>Anabaena</i>	0	3	0	0	0	0	0
<i>Anabaenopsis</i>	0	799.854	0	0	0	0	0
<i>Chaetoceros</i>	9	0	0	0	0	0	0
<i>Cylindrospermopsis</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gymnodinium</i>	0	0	0	0	12.985	2	0
<i>Microcystis</i>	0	4	3	0	0	0	0
<i>Nitzschia</i>	9.489.916	228.531	1	1	72	2	45.710
<i>Raphidiopsis</i>	0	914.119	0	0	0	0	0
<i>Scrippsiella</i>	0	0	1	0	0	12	0
<i>Skeletonema</i>	0	0	0	0	0	3.332.726	0
<i>Synechocystis</i>	80.444.912	1.262.600.000	1.049.981.481	150.723.148	185.098.039	215.415.556	1.603.589.744



*La cianobacteria **Synechocystis** fue el género que contribuyó con las mayores densidades en el periodo de observación. Aunque este organismo no se encuentra reportado en la lista de la COI - UNESCO como productora de toxinas, su presencia en elevadas concentraciones se ha asociado con algunas mortandades de peces en la CGSM.*

4.1.9. ¿Cómo ha sido el comportamiento histórico entre los años 2014 y 2021 de la densidad y composición fitoplanctónica en dos estaciones de la CGSM y cómo ha sido la dinámica de la presencia de géneros con especies potencialmente nocivas?

Entre los años 2014 y 2021, en la Boca de La Barra las densidades fitoplanctónicas oscilaron entre 305.371 y 2.116.128.537 cél/L (Figura 4-39). Las mayores concentraciones se observaron en octubre (2.116.128.537 cél/L) y noviembre de 2014 (1.975.850.517 cél/L), y en octubre de 2015 (1.503.058.210 cél/L); en contraste, la menor concentración se registró en la época seca de febrero de 2016 (305.371 cél/L). En cuanto a los grupos fitoplanctónicos, las cianobacterias se destacaron por su mayor frecuencia y abundancia, y en Boca de La Barra se destacaron las diatomeas y los dinoflagelados. La concentración de cianobacterias (Cyanobacteria) fluctuó entre 809 cél/L (en febrero de 2016) y 2.115.628.537 cél/L (octubre de 2014), siendo el grupo predominante en la CGSM y el cual modula el comportamiento general de las densidades del fitoplancton. La densidad de las diatomeas (Bacillariophyta) estuvo entre 20.430 cél/L (agosto/2016) y 14.148.108 cél/L (febrero/2014). La densidad de los dinoflagelados (Miozoa), varió entre 9 cél/L (en abril de 2021) y 1.253.293 cél/L (junio de 2019). Otros grupos como los Chlorophyta, Cryptophyta, Euglenozoa, Charophyta y Ochrophyta fueron poco frecuentes y no alcanzaron concentraciones mayores a 1.500.000 cél/L.

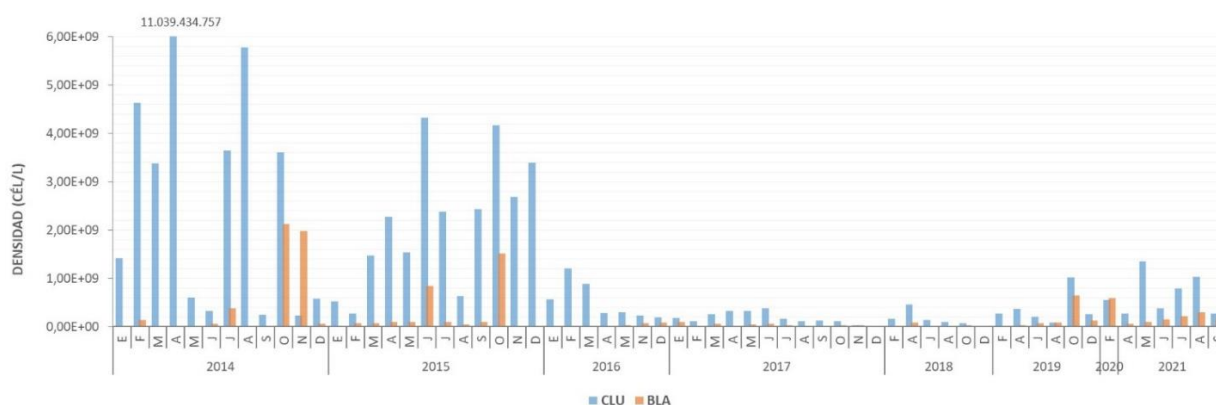


Figura 4-39. Densidades fitoplanctónicas (cél/L) registradas mensualmente en la Boca la Barra (LBA) y Ciénaga la Luna (CLU) entre los años 2014 y septiembre de 2021.



En la Ciénaga La Luna, las densidades fitoplanctónicas estuvieron entre 10.588.546 cél/L y 11.039.434.757 cél/L (Figura 4-39); en el año 2014 se registraron las concentraciones más altas en los meses de febrero (4.631.646.759 cél/L), abril (11.039.434.757 cél/L) y agosto (5.773.566.360 cél/L); la menor densidad se reportó en diciembre de 2018 (10.588.546 cél/L). En los años 2014 y 2015 se observaron las densidades fitoplanctónicas más altas, las cuales coincidieron con la ocurrencia del evento El Niño ([INVEMAR, 2016](#)). Las condiciones El Niño generalmente causan déficit de lluvias, provocando la disminución de los aportes de agua dulce a la Ciénaga y restringiendo el flujo y recambio de agua, lo cual causa una reducción en la circulación de las masas de agua, permitiendo que el fitoplancton crezca y se concentre, llegando a tener altas densidades. El aumento de la densidad de fitoplancton genera baja oxigenación del agua, condiciones que causaron las cuatro mortandades de peces registradas en estos dos años ([INVEMAR, 2014](#); [INVEMAR, 2015a](#); [INVEMAR 2015b](#); [INVEMAR, 2015c](#)).

En la Ciénaga La Luna la dinámica de la densidad de las cianobacterias coincidió con lo observado en las densidades fitoplanctónicas totales, con valores que variaron entre 9.801.388 y 10.986.687.073 cél/L (abril de 2014 y diciembre de 2018, respectivamente). Las concentraciones de diatomeas oscilaron entre 27 cél/L (junio/2021) y 161.036.038 cél/L (julio/2015); y las concentraciones de dinoflagelados entre 1 cél/L (abril/2021) y 5.251.323 cél/L (septiembre/2017). Al igual que lo ocurrido en Boca de La Barra, el resto de grupos fitoplanctónicos fueron poco frecuentes y las densidades registraron valores entre 2 y 1.209.152 cél/L (julio de 2021 y mayo de 2016, respectivamente). Entre el periodo 2014-2021, en Boca de La Barra las cianobacterias fueron el principal grupo que aportó a las abundancias relativas en la mayoría de meses, sin embargo, durante algunas épocas secas, las diatomeas (Bacillariophyta) contribuyeron con estas abundancias relativas, como lo observado en marzo y abril de 2014, diciembre de 2015, febrero de 2016, diciembre de 2018 y febrero de 2019 (Figura 4-40). El resto de grupos tuvieron una participación discreta, destacándose entre éstos el de los dinoflagelados, principalmente en enero, noviembre y diciembre de 2015, abril de 2016, diciembre de 2018 y junio de 2019 (Figura 4-40)

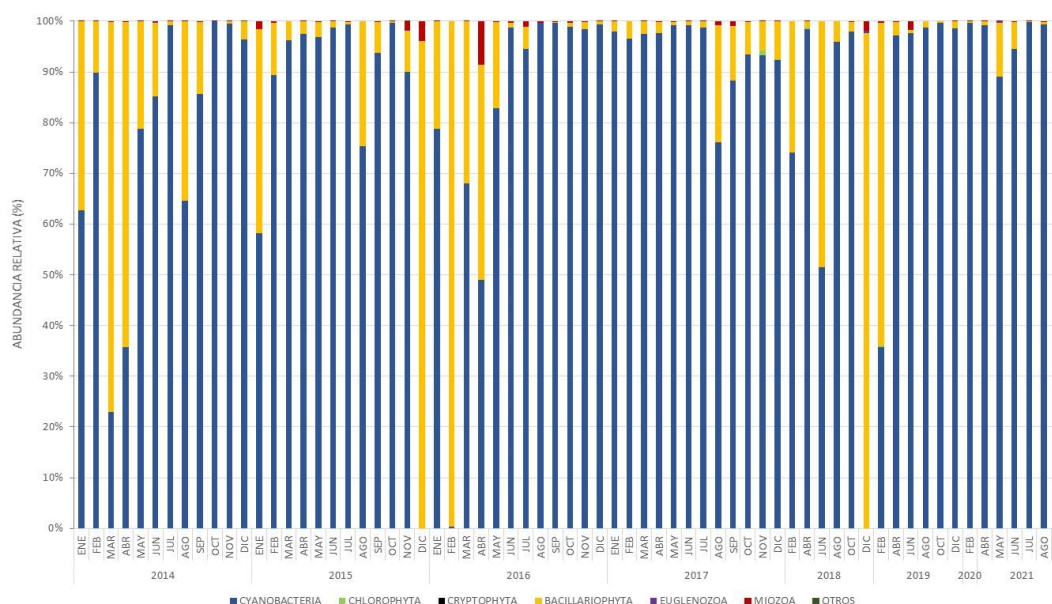


Figura 4-40. Abundancias relativas (%), registradas mensualmente en la Boca de la Barra (LBA) entre agosto de 2014 y septiembre de 2021.



En cuanto a la Ciénaga La Luna, las cianobacterias predominaron aportando más del 90 % de la abundancia relativa en la mayoría de meses. No obstante, la abundancia relativa de las diatomeas (Bacillariophyta) aumentó en mayo y junio de 2014, julio y agosto de 2015, enero de 2016, noviembre y diciembre de 2017, febrero de 2018 y una participación sostenida en octubre y diciembre de 2018 y febrero, abril, junio y agosto de 2019 (Figura 4-41).

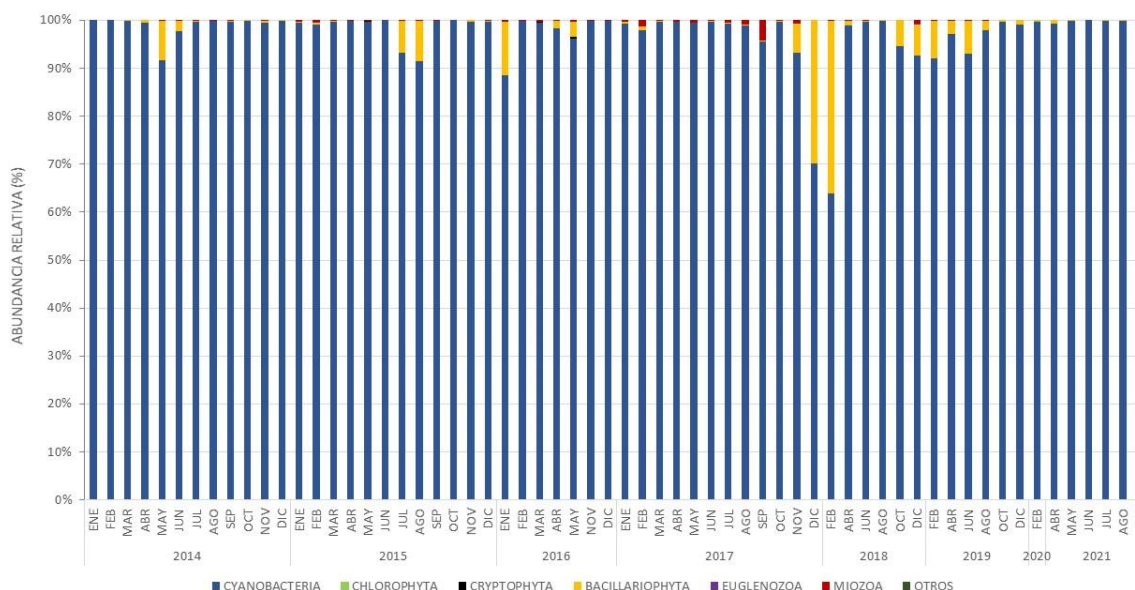


Figura 4-41. Abundancias relativas (%), registradas mensualmente en la Ciénaga de la Luna (CLU) entre agosto de 2014 y septiembre de 2021.

Estos resultados muestran el predominio general en densidad y abundancia relativa que han tenido las cianobacterias en la Boca de La Barra y en la Ciénaga La Luna durante el periodo 2014-2021, especialmente en la estación de la Ciénaga La Luna. Mientras que en la estación de Boca de La Barra se observa una ocasional predominancia de las diatomeas (Bacillariophyta) debido al ingreso de aguas marinas en la zona de mezcla (en las que las diatomeas suelen ser más abundantes y dominantes), condiciones ideales para el crecimiento y reproducción de estas microalgas ([Vidal, 1995](#)). El predominio en abundancia de las cianobacterias respecto a los demás grupos del fitoplancton en la CGSM se ha descrito desde la década de los 80 ([Kücklick, 1987](#)) y ha sido un comportamiento generalizado que se viene observado en el monitoreo de la CGSM desde el año 2003. Además, es importante mencionar que varios géneros de cianobacterias registradas en la CGSM durante el periodo evaluado, como *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Microcystis*, *Raphidiopsis*, *cylindrospermopsis* y *Microcystis* son conocidas por producir toxinas que han afectado tanto a animales como a humanos ([Cronberg y Annodotter, 2006](#)).

El análisis de correlación entre las variables ambientales y la abundancia fitoplanctónica, mostró en la estación Ciénaga La Luna correlaciones significativas ($p < 0,05$) positivas entre las abundancias de las diatomeas y la concentración de fosfatos ($r=0,34$); entre las cianobacterias con la salinidad y la concentración de nitritos (valores de r de 0,58 y 0,41, respetivamente) y para los dinoflagelados con la salinidad y la clorofila-a (valores de r de 0,42 y 0,44, respetivamente), sin embargo, estas correlaciones fueron regulares ($< 60\%$) (Tabla 4-3). Para la LBA, las cianobacterias tuvieron una correlación significativa directa con el amonio y la clorofila (valores de r iguales a 0,28 y 0.33,



respectivamente) y una relación negativa con la salinidad ($r = -0,33$); los dinoflagelados mostraron una baja correlación con la salinidad ($r = -0,28$). Mientras que en las diatomeas no se observó correlación con alguna de las variables medidas.

El mayor porcentaje de correlación se observó en la Ciénaga La Luna entre las cianobacterias con la salinidad y los nitritos, coincidiendo con lo reportado en otros estudios, en donde sugieren que estas microalgas se benefician del ingreso de agua dulce y de la disponibilidad de nutrientes inorgánicos disueltos (nitrógeno y fósforo), procedentes de los aportes externos y de procesos de remineralización, resultando en un ecosistema altamente productivo, lo cual explica las altas concentraciones y la dominancia de las cianobacterias en la CGSM ([Hernández, 1986](#); [Mancera y Vidal, 1994](#); [Ibarra et al., 2014a](#); [Ibarra et al., 2014b](#); [INVEMAR, 2018](#); [INVEMAR, 2019](#)).

Tabla 4-3. Coeficientes de correlación de Spearman entre las abundancias de principales grupos del fitoplancton y las variables ambientales evaluadas. * Correlación significativa con $p > 0,05$.

Variables	Ciénaga la Luna (CLU)			Boca de la Barra (BLA)		
	Bacillariophyta	Cyanobacteria	Miozoa	Bacillariophyta	Cyanobacteria	Miozoa
Temperatura (°C)	-0,00 (N=60)	-0,19 (N=61)	0,09 (N=54)	-0,06 (N=66)	0,23 (N=66)	0,24 (N=57)
Salinidad	0,11 (N=60)	0,58* (N=61)	0,42* (N=54)	0,13 (N=66)	-0,33* (N=66)	-0,28* (N=57)
Clorofila (µg/L)	0,08 (N=54)	0,22 (N=54)	0,44* (N=54)	-0,17 (N=62)	0,33* (N=62)	0,25 (N=57)
NO ₂ µmol N/L	0,23 (N=57)	0,41* (N=57)	0,24 (N=54)	0,03 (N=62)	-0,06 (N=62)	-0,16 (N=57)
NO ₃ µmol N/L	0,16 (N=53)	-0,25 (N=53)	-0,14 (N=54)	-0,11 (N=58)	-0,13 (N=58)	-0,13 (N=57)
NH ₄ µmol N/L	0,12 (N=53)	0,16 (N=53)	-0,15 (N=54)	-0,02 (N=59)	0,28* (N=59)	0,04 (N=57)
PO ₄ µmol N/L	0,34* (N=55)	0,08 (N=55)	0,17 (N=54)	-0,15 (N=60)	0,15 (N=60)	0,14 (N=57)

En el análisis histórico (2014 - 2021), en la estación Boca de La Barra se encontraron 15 géneros con especies potencialmente nocivas, destacándose entre estos *Nitzschia*, *Chaetoceros*, *Skeletonema*, *Pseudo-nitzschia*, *Scrippsiella* y *Raphidiopsis* que estuvieron presentes en más del 25% de las observaciones (Tabla 4-4). En Ciénaga La Luna se presentaron 14 géneros, destacándose *Raphidiopsis*, *Nitzschia*, *Scrippsiella*, *Gymnodinium*, *Synechocystis*, *Anabaenopsis* y *Gyrodinium*, que aparecieron en más del 25 % de las observaciones (Tabla 4-5). Durante el periodo de estudio evaluado se destacó a presencia del género *Microcystis*, cianobacteria caracterizada por estar implicada en casos de intoxicación en varias partes del mundo ([Cronberg y Annodotter, 2006](#)).

Tabla 4-4. Presencia de géneros con especies potencialmente nocivas, periodo agosto 2014-septiembre 2021, a nivel mensual y bimensual en Boca de la Barra. Ale= *Alexandrium*; Ana= *Anabaena*, Anb= *Anabaenopsis*, Ch= *Chaetoceros*, Coc= *Cochlodinium*, Gym= *Gymnodinium*, Gyr= *Gyrodinium*, Mic= *Microcystis*, Nit= *Nitzschia*, Pro= *Prorocentrum*, Pse= *Pseudo-nitzschia*, Rap= *Raphidiopsis*, Scr= *Scrippsiella*, Ske= *Skeletonema*, Syn= *Synechocystis*.

MesAño	Ale	Ana	Anb	Cha	Coc	Gym	Gyr	Mic	Nit	Pro	Pse	Rap	Scr	Ske	Syn
ENE2014			X	X					X		X	X		X	
FEB2014		X	X	X			X		X	X	X	X	X		
MAR2014			X	X			X		X		X	X	X	X	
ABR2014				X					X		X				
MAY2014			X	X			X		X	X	X	X	X		
JUN2014			X	X			X		X	X	X	X		X	
JUL2014			X	X					X	X	X	X			X
AGO2014				X					X		X	X	X	X	
SEP2014	X		X	X			X		X	X	X	X	X	X	
OCT2014			X				X			X	X	X		X	



INFORME TÉCNICO FINAL 2021:
"MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE LOS
RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA GRANDE
DE SANTA MARTA"



MesAño	Ale	Ana	Anb	Cha	Coc	Gym	Gyr	Mic	Nit	Pro	Pse	Rap	Scr	Ske	Syn
NOV2014			X	X			X		X	X	X	X		X	
DIC2014				X			X		X		X		X	X	
ENE2015				X		X			X		X	X		X	
FEB2015			X	X		X			X	X	X	X		X	
MAR2015				X					X		X				
ABR2015				X					X		X		X		
MAY2015			X	X		X			X	X	X	X		X	
JUN2015			X	X			X		X	X	X	X			
JUL2015		X		X		X	X		X		X	X			
AGO2015				X					X		X			X	
SEP2015				X		X	X		X		X	X	X	X	
OCT2015	X		X	X		X	X		X	X	X		X	X	
NOV2015				X	X	X	X		X	X	X		X	X	
DIC2015				X		X	X		X	X	X			X	
ENE2016				X			X		X		X		X		
FEB2016				X					X		X			X	
MAR2016				X					X		X				
ABR2016						X			X		X		X		
MAY2016				X					X		X		X	X	
JUN2016						X			X				X	X	
JUL2016		X				X			X			X	X	X	
AGO2016						X			X		X		X	X	
SEP2016			X			X	X			X	X			X	
OCT2016			X			X	X								
NOV2016							X		X			X	X		X
DIC2016						X						X	X		X
ENE2017									X			X	X		X
FEB2017				X					X					X	X
MAR2017				X					X		X	X		X	X
ABR2017			X			X			X		X		X		X
MAY2017			X	X			X		X			X	X		X
JUN2017			X	X					X			X	X		X
JUL2017		X				X		X	X					X	X
AGO2017		X		X		X			X				X	X	X
SEP2017		X		X					X				X	X	X
OCT2017		X	X						X				X		X
NOV2017		X		X					X			X	X	X	X
DIC2017				X					X		X	X		X	X
FEB2018		X		X							X			X	X
ABR2018		X		X		X			X			X	X		X
JUN2018		X							X					X	X
AGO2018		X	X						X					X	X
OCT2018			X	X		X			X		X		X	X	X
DIC2018				X		X			X		X			X	
FEB2019				X					X				X	X	
ABR2019			X	X		X			X		X			X	X
JUN2019						X	X		X					X	X
AGO2019				X					X						
OCT2019				X					X					X	X
DIC2019						X			X					X	X
ABR2021				X			X		X	X	X				X
MAY2021				X					X						X
JUN2021									X		X			X	X
JUL2021				X			X		X				X	X	X
AGO2021									X					X	X
SEP2021						X			X					X	X



INFORME TÉCNICO FINAL 2021:
“MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE LOS
RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA GRANDE
DE SANTA MARTA”



Tabla 4-5. Presencia de géneros con especies potencialmente nocivas, periodo agosto 2014-septiembre 2021, a nivel mensual y bimensual en la Ciénaga La Luna. Ale= *Alexandrium*; Ana= *Anabaena*, Anb= *Anabaenopsis*, Ch= *Chaetoceros*, Cyl= *Cylindrospermopsis*, Gym= *Gymnodinium*, Gyr= *Gyrodinium*, Mic= *Microcystis*, Nit= *Nitzschia*, Pro= *Prorocentrum*, Rap= *Raphidiopsis*, Scr= *Scrippsiella*, Ske= *Skeletonema*, Syn= *Synechocystis*.

MesAño	Ale	Ana	Anb	Cha	Cyl	Gym	Gyr	Mic	Nit	Pro	Rap	Scr	Ske	Syn
ENE2014		X	X								X			
FEB2014		X	X								X			
MAR2014		X	X					X	X		X			
ABR2014			X				X		X		X			
MAY2014			X						X		X	X		
JUN2014			X						X		X			X
JUL2014			X						X		X	X		X
AGO2014									X		X	X		X
SEP2014			X			X	X				X			
OCT2014				X			X				X	X		X
NOV2014			X				X		X	X	X	X		
DIC2014			X				X		X	X	X	X		
ENE2015			X				X		X	X	X	X		
FEB2015			X				X		X	X	X	X		
MAR2015			X				X				X	X		
ABR2015			X			X	X		X		X	X		
MAY2015			X			X	X		X	X	X	X		
JUN2015						X	X				X	X		
JUL2015			X	X		X	X		X	X	X	X		
AGO2015			X	X		X				X	X	X		
SEP2015				X		X			X		X	X		
OCT2015						X			X		X	X		
NOV2015									X	X	X			
DIC2015						X	X		X	X		X		
ENE2016				X		X	X		X			X		
FEB2016						X	X		X			X		
MAR2016							X		X			X		
ABR2016				X								X		
MAY2016							X		X	X		X		
NOV2016							X	X			X			X
DIC2016		X				X		X			X	X		X
ENE2017						X	X	X	X		X	X		X
FEB2017		X					X		X		X	X		X
MAR2017		X				X	X				X			X
ABR2017			X			X	X		X		X	X		X
MAY2017	X		X				X				X	X		X
JUN2017			X			X	X				X	X		X
JUL2017						X		X	X		X			X
AGO2017						X	X				X	X		X
SEP2017								X	X		X	X		X
OCT2017						X			X		X	X		X
NOV2017						X			X		X			X
DIC2017									X		X			X
FEB2018		X				X			X		X			X
ABR2018		X				X			X		X			X
JUN2018		X	X			X			X		X			X
AGO2018		X	X								X			X
OCT2018									X		X			X
DIC2018				X		X			X		X			X
FEB2019		X			X	X			X		X			X
ABR2019			X			X			X		X			X
JUN2019		X				X			X		X			X
AGO2019			X			X			X		X			X
OCT2019		X				X			X		X			X



INFORME TÉCNICO FINAL 2021:
 “MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
 ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE LOS
 RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA GRANDE
 DE SANTA MARTA”



MesAño	Ale	Ana	Anb	Cha	Cyl	Gym	Gyr	Mic	Nit	Pro	Rap	Scr	Ske	Syn
DIC2019		X	X			X			X		X			X
ABR2021		X	X						X		X			X
MAY2021		X	X					X	X		X			X
JUN2021		X	X								X			X
JUL2021			X	X			X		X		X	X	X	X
AGO2021		X	X			X		X	X		X			X
SEP2021		X	X		X			X	X					X



4.2. BOSQUE DE MANGLAR



Manglares de la CGSM

Foto: Juan Camilo Rodríguez, Programa CAM, INVEMAR

4.2.1. ¿Cómo ha cambiado el estado de integridad de los bosques de manglar en la CGSM en los últimos años?

El cálculo del IBIm se realiza en la ciénaga desde el 2004. Desde ese año hasta el 2015, el IBIm mostró que el estado general del bosque de manglar era regular, con un aumento del indicador entre el 2008 y el 2013, generado por una alta densidad de propágulos, área basal y densidad del arbolado, además de un promedio de salinidad inferior a 31 unidades ([INVEMAR, 2021](#)). En el presente informe se analiza la serie histórica del IBIm para el periodo 2015 – 2021 (Figura 4-42). Cabe resaltar que durante el 2020 no se realizaron salidas de campo, debido a las restricciones por la pandemia del COVID-19.

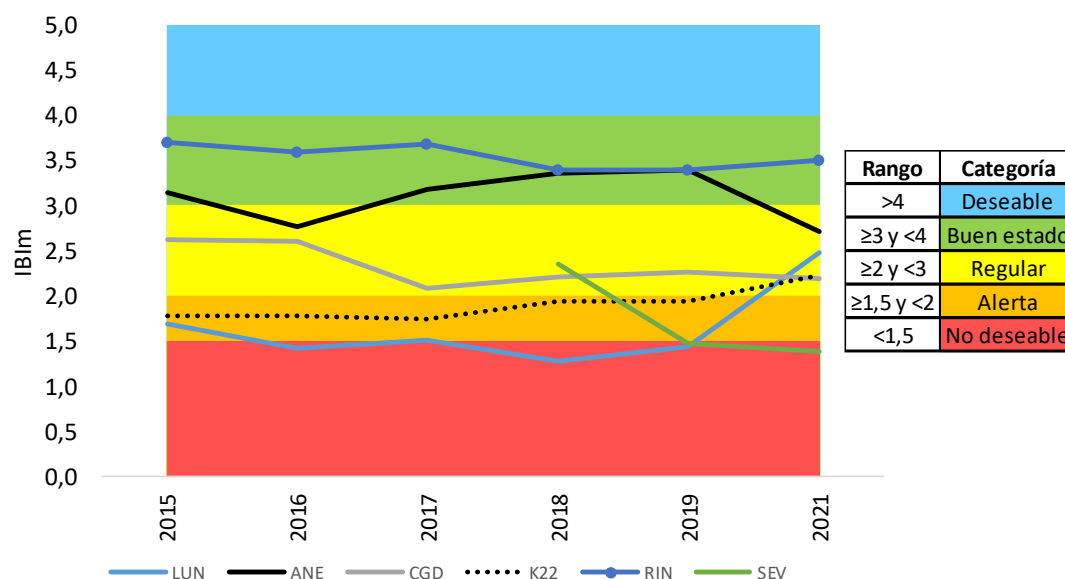


Figura 4-42. Serie histórica (2015 - 2021) del Indicador de Integridad Biológica - IBIm para las estaciones de monitoreo en la CGSM.

Los resultados del IBIm muestran que la estación Rinconada se ha mantenido dentro de la categoría “buen estado” desde el 2015 al 2021. A pesar de que en 2021 hubo una disminución en algunas de sus variables como el área basal y la densidad, es una estación donde hay una producción permanente de plántulas y propágulos. Además, la salinidad se encuentra en un rango tolerable para el crecimiento y desarrollo de los manglares (< 40) (Figura 4-45). Allí, el bosque presenta una configuración estable donde *A. germinans* es la especie más importante, con valores de área basal y densidad característicos de un bosque desarrollado ([Ulloa-Delgado et al., 1998](#)).

La estación Aguas Negras se mantuvo en “buen estado” durante el periodo 2017 – 2019. En 2021 el valor del IBIm disminuyó a categoría “regular”, debido a que la producción de plántulas y propágulos disminuyó drásticamente, comprometiendo la capacidad de regeneración natural del bosque ([Sánchez-Páez et al., 1997](#)). No obstante, Aguas Negras es una estación con valores de área basal y densidad altos – superiores a los de la estación de referencia – y su promedio de salinidad intersticial está por debajo de 20 unidades (Figura 4-45) gracias a las operaciones de mantenimiento y dragado del caño adyacente ([Jaramillo et al., 2018](#)).

La estación Caño Grande se ha mantenido en la categoría “regular” durante el periodo analizado. En 2021, los valores de área basal aumentaron con respecto al 2019 y la salinidad no superó las 30



unidades. Sin embargo, hay una baja producción de plántulas y propágulos, lo que incide en el valor del indicador. Sumado a esto, en este sector la especie más importante ha sido *R. mangle* que fue sembrado en el año 2000 en el marco del proyecto Manglares de Colombia ([Cadavid et al., 2009](#)) y el indicador está basado en un estado de referencia donde *A. germinans* es la especie dominante, dándole más peso dentro de la ecuación. En este sentido, la estructura y configuración del bosque en Caño Grande se aleja de una trayectoria de restauración definida para un manglar tipo cuenca ([Rodríguez-Rodríguez, 2015](#)).

La estación Km22 paso de categoría “alerta” desde el 2019 a “regular” en 2021. A pesar del aumento en el promedio de salinidad en este último año (Figura 4-45), los valores de área basal y densidad son estables, con *A. germinans* como único elemento florístico en el bosque. Así mismo, la producción de propágulos y plántulas fue alta durante el 2021. Aun así, el desarrollo estructural es pobre en comparación con la estación de referencia, por lo que se mantiene en una categoría baja.

La estación Luna ha sido uno de los sectores con mayor degradación del bosque, con un IBIm entre “alerta” y “no deseable” para el periodo 2015 – 2019. Desde el 2016, el promedio de salinidad intersticial en Luna ha disminuido, alcanzando un valor inferior a 20 unidades en 2021 (Figura 4-45). Esta condición se vio reflejada en el aumento del área basal ([Jaramillo et al., 2018](#)) y la densidad de *L. racemosa*, una especie pionera que predomina en zonas perturbadas de baja salinidad, suelos inestables y condiciones de inundación fluctuantes ([Serrano-Díaz et al., 1995](#); [Hogarth, 1999](#); [Álvarez-León et al., 2004](#)), además de un aumento en la producción de plántulas y propágulos. Como resultado, el indicador para esta estación paso de “no deseable” a “regular”, lo cual se constituye como un avance importante en la recuperación de la cobertura vegetal en este sector.

El IBIm para Sevillano pasó de “regular” en 2018 a “no deseable” en 2021. La disminución del área basal, la densidad y la baja producción de plántulas y propágulos evidencian el deterioro del bosque. Sevillano es una de las estaciones con valores de salinidad intersticial más elevados, con un promedio de 57,9 en 2021, lo cual, durante una exposición permanente, se constituye como un factor limitante para el desarrollo del bosque.

4.2.2. ¿Cómo ha sido el comportamiento de la salinidad en los manglares de la CGSM, su relación con las obras hidráulicas y la cobertura del bosque?

Las variables fisicoquímicas determinan las características del bosque de manglar, influyendo en su distribución, fisionomía y composición. En el caso de la CGSM, la salinidad es una de las variables de mayor relevancia para el entendimiento de los cambios de cobertura del bosque. Los cambios históricos de la salinidad en la CGSM se relacionan con los aportes del río Magdalena, los ríos provenientes de la SNSM y las precipitaciones, moduladas en gran medida por fenómenos climáticos como El Niño/La Niña ([INVEMAR, 2019](#)). La serie histórica para el periodo 1993-2015, muestra que los valores de salinidad intersticial más altos se registraron en los periodos 1993-1994, 1997-1998 y 2015 ([INVEMAR, 2021](#)), en los cuales se observó pérdida de manglar. La implementación de acciones de rehabilitación hidráulica (1996 y 1998), así como el aumento en las precipitaciones en épocas de “La Niña” (2010-2011), han permitido la recuperación paulatina del bosque ([INVEMAR, 2021](#)). Para más detalles consultar INVEMAR ([2019](#)) e INVEMAR ([2021](#)).

En la Tabla 4-6 se muestran los valores de los parámetros fisicoquímicos medidos en 2021 en las estaciones de monitoreo. Para el análisis de resultados de las variables fisicoquímicas se hizo énfasis en el resultado de las mediciones del agua intersticial puesto que, es en esta matriz donde se



desarrollan la mayoría de procesos biológicos y bioquímicos en los manglares ([Rodríguez Zúñiga et al., 2018](#)).

Tabla 4-6. Variables fisicoquímicas medidas en las estaciones de monitoreo para la vigencia 2021. Los valores de ORP en rojo reflejan una condición que, bajo una exposición prolongada, podría ser nociva para la vegetación.

Parámetro/Estación		LUN	ANE	CGD	K22	RIN	SEV
Superficial	Prom Sal	2,2	0,0	2,4	4,4	13,5	12,4
	sd	0,7	0,0	3,0	3,6	11,3	14,0
	T °C	29,7	30,1	29,8	31,1	29,9	30,5
	sd	1,2	0,3	0,4	5,4	0,8	1,3
	Máx. pH	8,8	7,5	8,1	9,4	8,5	9,0
	Mín. pH	6,8	6,7	6,6	0,0	6,7	6,8
	Max. ORP (mV)	-22,0	98,0	212,5	212,9	241,7	215,6
	Min. ORP (mV)	-260,0	-55,0	-186,0	-323,0	-409,0	-260,0
Intersticial 0,5 cm	Prom Sal	19,1	2,3	30,8	45,1	33,9	57,9
	sd	7,8	6,7	10,2	15,8	7,0	14,7
	T °C	29,9	27,2	29,8	31,2	29,5	31,1
	sd	0,5	8,2	0,2	1,4	0,7	0,9
	Máx. pH	7,7	6,9	7,5	7,8	7,8	7,8
	Mín. pH	6,5	5,4	5,5	6,4	6,3	6,3
	Max. ORP (mV)	-42,0	-20,5	-29,8	-125,3	-202,3	-258,6
	Min. ORP (mV)	-330,0	-90,0	-300,0	-404,0	-414,0	-400,0
	Nivel (cm)	36,8	42,1	16,1	36,9	21,2	24,3
	sd	23,9	18,4	11,3	18,5	14,9	11,4

El potencial de óxido-reducción (ORP) indica las condiciones anaeróbicas dentro del manglar, las cuales puede estar reguladas por el hidropotencial y la actividad biológica del suelo. Se observa que en Km22, Rinconada y Sevillano predomina un ambiente anaeróbico, con valores entre -125 a -414 mV, asociado a una poca oxigenación del suelo debido a un pobre flujo hídrico laminar dentro de estas estaciones y una inundación prolongada. En el caso de Luna, Aguas Negras y Caño Grande, se observó que hay un mayor flujo hídrico derivado del paso de varios caños dentro de estas estaciones, lo cual aporta una mayor oxigenación del suelo y, por tanto, valores de ORP menos negativos. Cabe resaltar que las condiciones anaeróbicas son típicas de ecosistemas inundados ([Pérez-Ceballos et al., 2018](#)), sin embargo, una prolongada exposición a inundación y, por consiguiente, valores ORP muy negativos (-250 a -350 mV), puede generar estrés en las plantas por la generación de compuestos nocivos como sulfuros y metano ([Rodríguez-Zúñiga et al., 2018](#)).

El pH es una medida que ayuda a comprender procesos en el suelo asociados a la presencia, disponibilidad y acumulación o eliminación de distintos compuestos ([Rodríguez-Zúñiga et al., 2018](#)). Para el 2021, a nivel intersticial se encontraron valores de pH ligeramente ácidos en Aguas Negras y Caño Grande, con valores de 5,4 y 5,5 respectivamente; mientras que, en las demás estaciones el valor de pH fue neutro y ligeramente básico. El pH ácido es característico de suelos orgánicos, sin

embargo, la acidez también puede asociarse a una alta concentración de sulfuros debida a largos periodos de inundación. Según Rodríguez-Zúñiga et al. (2018), esto puede generar mortandad de manglar y afectar el proceso de regeneración natural.

La temperatura del agua es una variable que se relaciona con procesos químicos y biológicos en el manglar (Rodríguez-Zúñiga et al., 2018). Las temperaturas más altas tanto a nivel superficial como intersticial se presentaron en las estaciones con una menor cobertura de dosel como es el caso de Km22 y Sevillano (Tabla 4-6), mientras que, las más bajas se presentaron en Luna y Aguas Negras, estaciones cuyo espejo de agua no recibe radiación directa por efecto de la vegetación. Además de esto, son estaciones que presentan flujos de pequeños caños, lo que permite una circulación permanente del agua y, en consecuencia, menores temperaturas.

El hidroperiodo está definido como el equilibrio entre las entradas de agua, la frecuencia y la duración de la inundación (Rodríguez-Zúñiga et al., 2018). Este balance permite el óptimo desarrollo de la vegetación y el establecimiento de nuevos individuos. La medición de la columna de agua o nivel de inundación permite hacer una aproximación al entendimiento de la dinámica hídrica en las estaciones de monitoreo. En todas las estaciones se observó el mayor nivel de inundación en los últimos dos trimestres del año, los cuales coinciden con la época de lluvias en la región (Álvarez y Polania, 1996). El mayor nivel de inundación se registró en Luna, con un promedio de 45 cm, seguido de Aguas Negras y Km22, ambas con promedios superiores a 40 cm en el último trimestre (Figura 4-43).

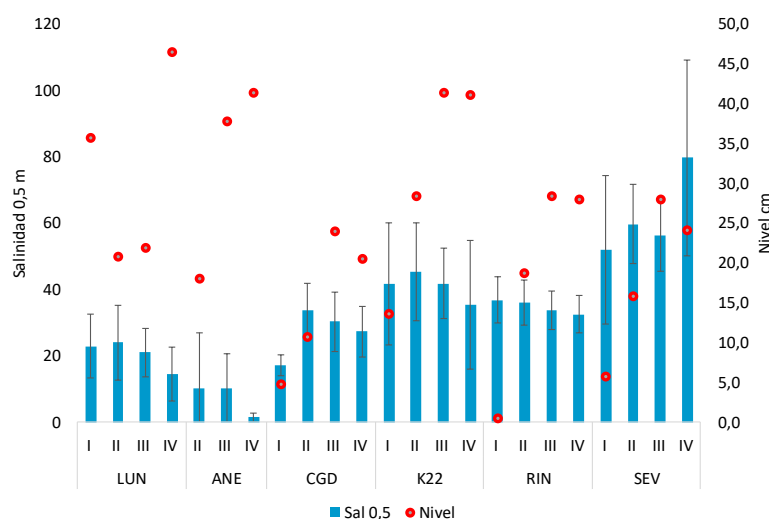


Figura 4-43. Promedio de salinidad intersticial (0,5 m) y nivel de inundación en las estaciones de monitoreo de la CGSM por trimestre para la vigencia 2021.

La salinidad es una de las principales variables que regulan del crecimiento, desarrollo y distribución de las especies de manglar (Álvarez y Polania, 1996; Rodríguez-Zúñiga et al., 2018). El promedio más alto de salinidad intersticial se registró en Sevillano, con un valor de 57,9; mientras que, el más bajo, se registró en Aguas Negras, con un valor promedio de 2,3 (Tabla 4-6). A nivel superficial, la salinidad promedio más alta se registró en Rinconada y Sevillano, con valores de 13,5 y 12,4 respectivamente. En las demás estaciones la salinidad superficial promedio fue inferior a 5, con un valor cercano a cero en Aguas Negras, lo que sugiere que ingresó agua dulce en estos sectores. En el caso de las

estaciones de monitoreo, el ingreso de agua dulce se debió a la apertura de algunos de los principales caños (Bernal et al., 2017) y al aumento en las precipitaciones, las cuales para el 2021 estuvieron ligadas al evento climático La Niña. Desde el 2020, se observó que los valores del Índice Oceánico del Niño (ONI, por sus siglas en inglés) están por debajo del umbral de temperatura negativa (Figura 4-44), lo que se asocia a periodos de mayores precipitaciones por efecto de La Niña.

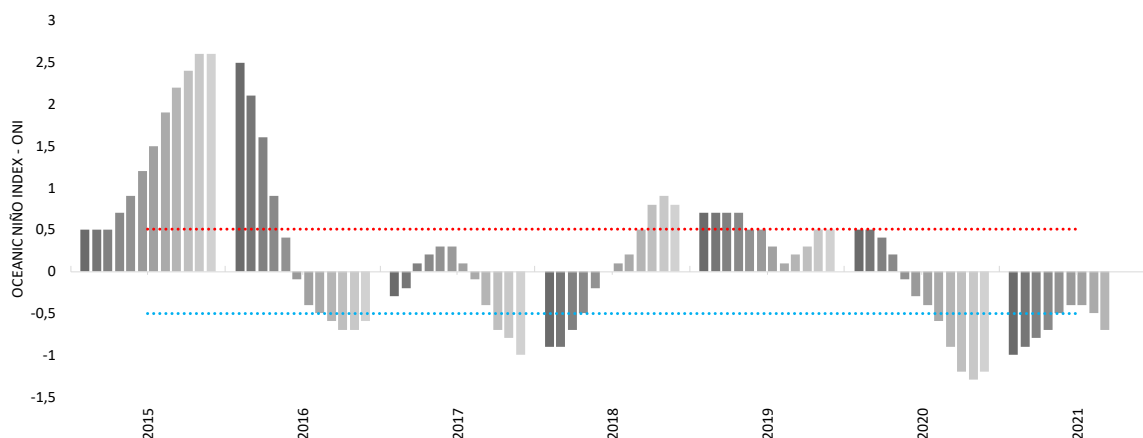


Figura 4-44. Índice Oceánico del Niño (ONI, por sus siglas en inglés) para el periodo 2015 – 2021. La línea punteada roja representa el umbral de anomalía positiva (El Niño) y la línea punteada azul representa el umbral de anomalía negativa de temperatura (La Niña). Fuente: Elaboración propia. Datos: NOAA(2021) https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php

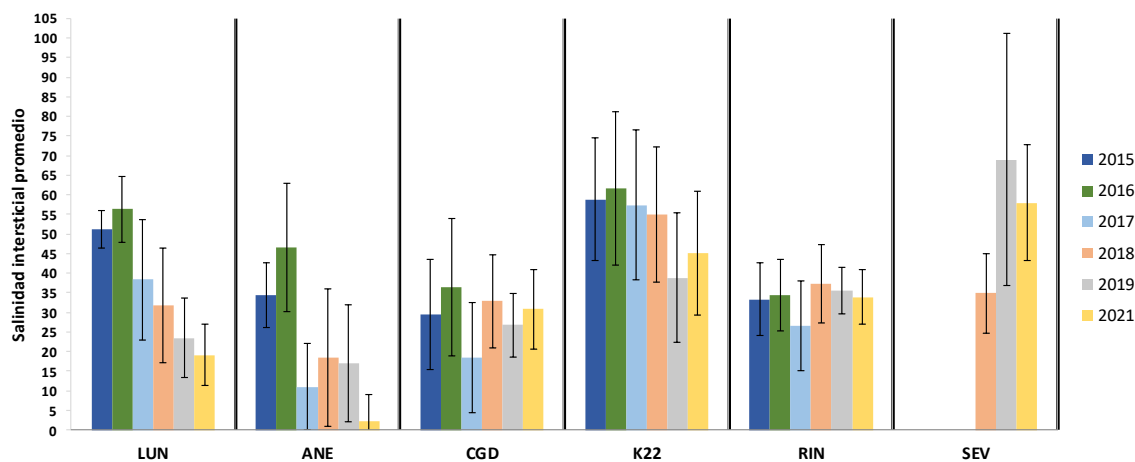


Figura 4-45. Serie histórica (2015 - 2021) del promedio de salinidad intersticial (0,5 m) en las estaciones de monitoreo de la CGSM.

Los promedios más bajos de salinidad intersticial por trimestre se registraron en Luna y Aguas Negras, mientras que, en Sevillano, se registraron los promedios más altos (Figura 4-45). Con excepción de Sevillano, la salinidad intersticial disminuyó a partir del segundo trimestre del año, coincidiendo con la época de lluvias (septiembre a noviembre). Sevillano se ubica en el sector oriental de la ciénaga, en cercanías de la boca de la barra, donde hay una mayor influencia de agua



salada y pocos ingresos de agua dulce, lo que permite inferir que hay poco flujo hídrico dentro del bosque y, en consecuencia, un menor lavado de las sales presentes en los sedimentos.

4.2.3. ¿Cuál es el estado actual de los bosques de manglar en la CGSM?

Para la vigencia 2021 se realizó el monitoreo de 666 individuos con DAP >2,5 cm, distribuidos en las seis estaciones de monitoreo (Tabla 4-7). La mayor cantidad de individuos se encontró en la estación Luna, donde se registraron 178 individuos en 500 m², con la mayor densidad entre todas las estaciones de monitoreo (3560 arb/ha). De igual forma, en esta estación se registró la mayor área basal para el 2021. Es de resaltar que, debido a la pandemia, no fue posible realizar monitoreo en las estaciones durante el 2020, por lo que a 2021 muchos de los límites de las parcelas y marcas de los individuos se habían perdido, lo que implicó un mayor esfuerzo en campo para delimitar y remarcar los individuos. En el caso de Luna solo fue posible monitorear un transecto debido a la dificultad en el desplazamiento dentro de esta estación, limitado por el nivel de inundación y la alta densidad de la vegetación. La estación con menos individuos fue Km22, en la cual solo permanecen los árboles ubicados en las parcelas más próximas al caño clarín.

Tabla 4-7. Resumen de variables estimadas para el componente estructural en las estaciones de monitoreo.

Parámetro/Estación	Rinconada	Aguas Negras	Caño Grande	Luna	K22	Sevillano
Abundancia absoluta (arb vivos/año)	155	160	85	178	18	70
Área de muestreo	1400	1500	1500	500	1500	1500
Densidad absoluta (arb/ha)	1107,1	1066,7	566,7	3560,0	120	473,3
AB (m ² /ha)	27,2	31,3	12,9	10,5	8,6	6,0

La estación Rinconada está dominada por la especie *Avicennia germinans*, la cual, debido a su mayor densidad y área basal, tiene un valor de importancia mayor que *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*. Para la vigencia 2021, hubo una leve disminución del valor de área basal de *A. germinans* con respecto al 2019, pasando de 22 a 21 m²/ha. Las otras especies presentes en esta estación tuvieron un valor de área basal similar al estimado en 2019 (Figura 4-46). En esta estación se monitorearon 13 individuos menos que en el 2019, principalmente pertenecientes a *A. germinans*. La tendencia histórica con respecto al arbolado de esta estación muestra que hay una ligera disminución del área basal desde el 2015 al 2021, con un cambio más evidente desde el 2017.

En Aguas Negras se registró una disminución en la cantidad de individuos monitoreados, pasando de 194 en 2019 a 160 en 2021, A pesar de esto, el área basal tanto de *A. germinans* como de *L. racemosa* aumentó (Figura 4-47) lo que indica que hubo un incremento de biomasa en el bosque. En esta estación, *A. germinans* ha sido la especie más importante en la configuración de la estructura del bosque, seguida por *L. racemosa* y en menor medida, *R. mangle*.

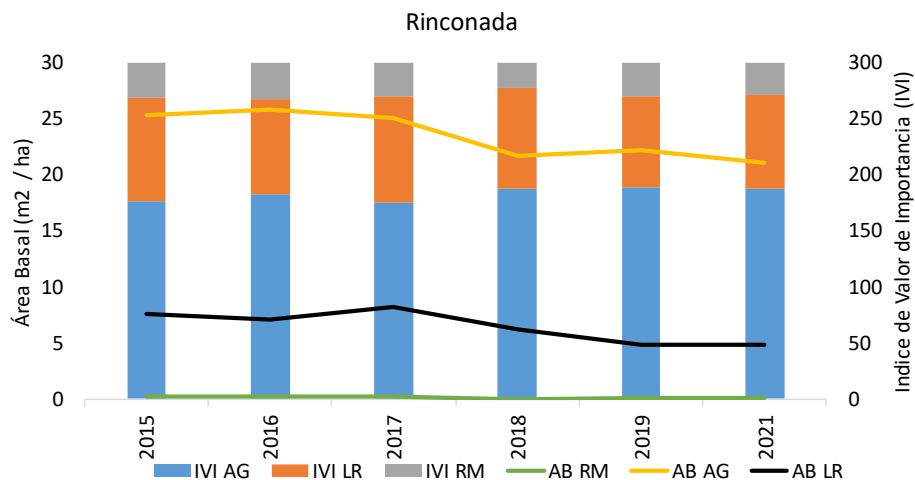


Figura 4-46. Serie histórica (2015 - 2021) del área basal y el índice de valor de importancia - IVI para las especies de manglar encontradas en Rinconada.

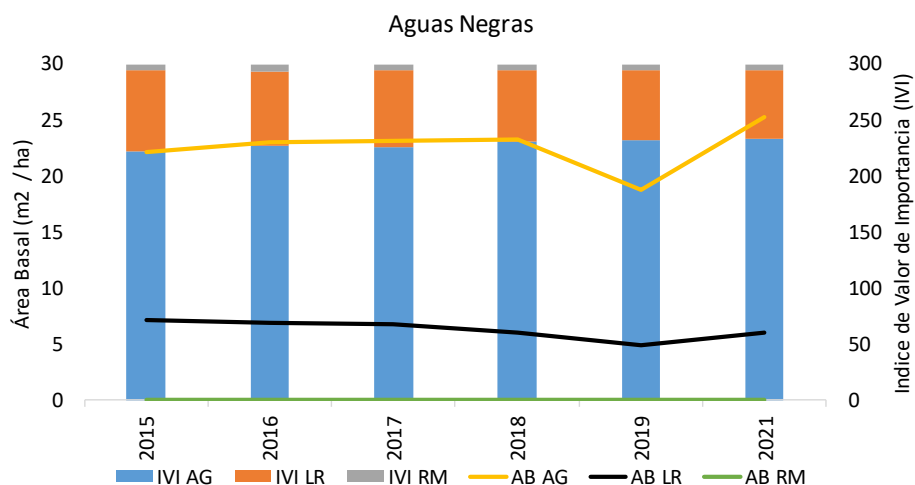


Figura 4-47. Serie histórica (2015 - 2021) del área basal y el índice de valor de importancia - IVI para las especies de manglar encontradas en Aguas Negras.

En Caño Grande hubo un aumento de los individuos monitoreados en 2021 con respecto al 2019, pasando de 82 a 85. Se registró un aumento en el área basal de todas las especies, en especial de *R. mangle*. Esta se constituye como la especie más importante en el bosque, seguida por *A. germinans* y *L. racemosa* (Figura 4-48). A pesar del incremento de la salinidad intersticial en este último año (Figura 4-45), este valor no sobrepasa el umbral de tolerancia fisiológica de *R. mangle*, lo que permitió un aumento en su área basal (Figura 4-48).

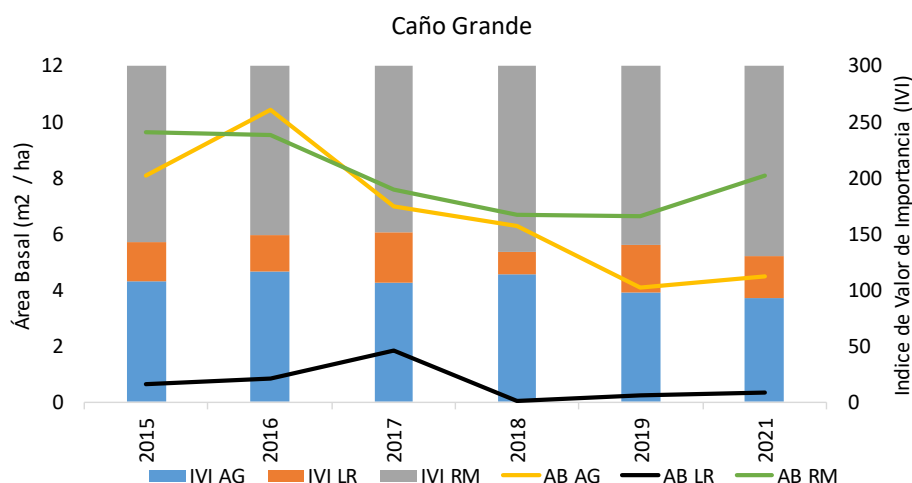


Figura 4-48. Serie histórica (2015 - 2021) del área basal y el índice de valor de importancia - IVI para las especies de manglar encontradas en Caño Grande.

En Sevillano hubo una pérdida de 14 individuos con respecto al 2019. El área basal para esta especie disminuyó, pasando de 6,8 a 0,9 m²/ha (Figura 4-49). La configuración estructural de esta estación está determinada por *A. germinans*, la cual tiene el mayor índice de valor de importancia.

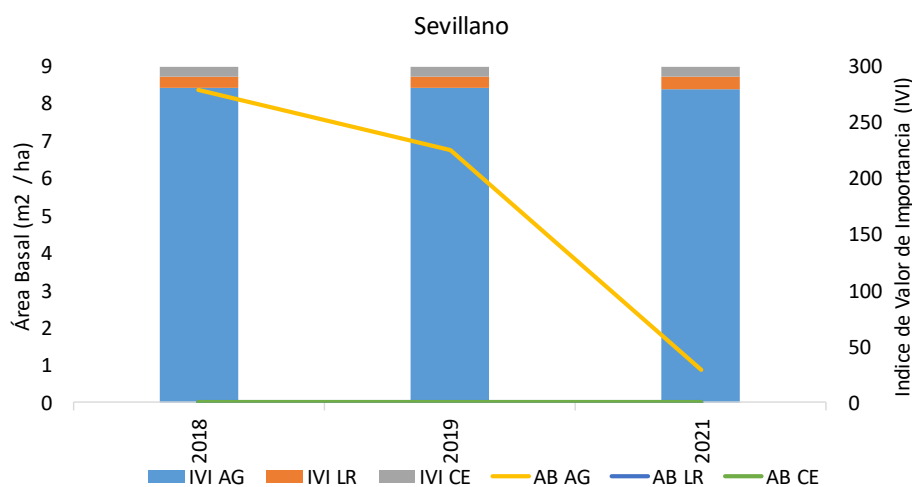


Figura 4-49. Serie histórica (2015 - 2021) del área basal y el índice de valor de importancia - IVI para las especies de manglar encontradas en Sevillano.

En Km22 el área basal de *A. germinans* aumentó con respecto al 2019 (Figura 4-50), lo que indica que los individuos presentes incrementaron su diámetro. Actualmente *A. germinans* es la única especie que configura la estructura del bosque en esta estación. Allí, el relicto de bosque se encuentra en las parcelas iniciales de los transectos donde la influencia del caño es mayor, es decir, tienen una mayor oferta de agua dulce y donde el suelo está mejor consolidado. A pesar del aumento de la salinidad promedio en esta estación, los valores no sobrepasaron los límites de tolerancia fisiológica de *A. germinans* (Twilley et al., 1986).

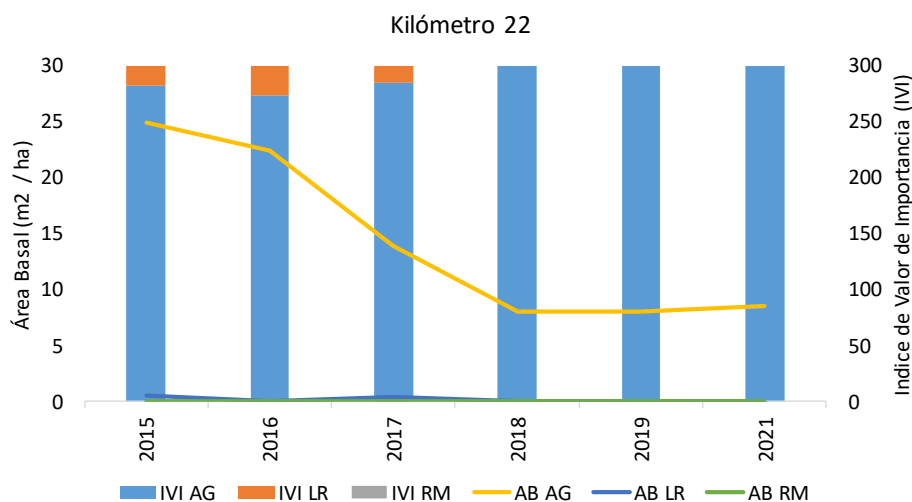


Figura 4-50. Serie histórica (2015 - 2021) del área basal y el índice de valor de importancia - IVI para las especies de manglar encontradas en Kilómetro 22.

En Luna se registraron 178 individuos, la mayoría de la especie *L. racemosa*. Como se observa en la Figura 4-51, esta especie paso a configurar la estructura del bosque, registrando un índice de valor de importancia alto, seguida de *A. germinas* y en menor medida, *R. mangle*.

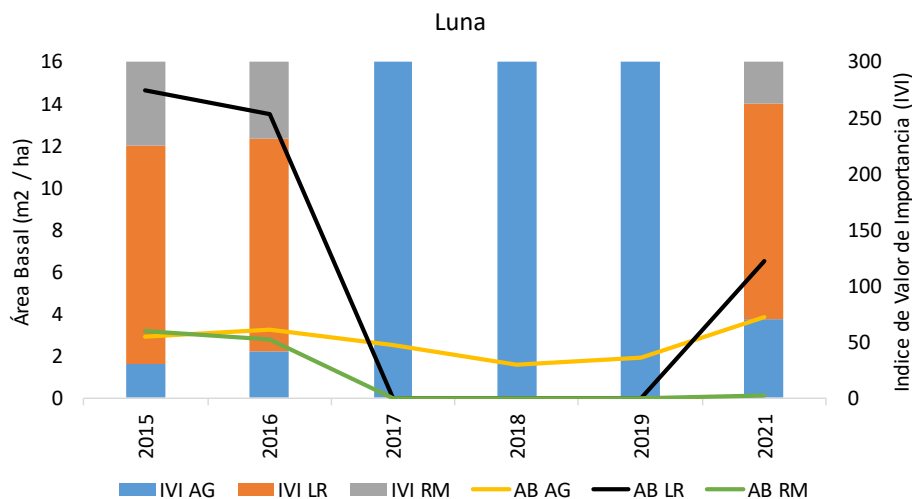


Figura 4-51. Serie histórica (2015 – 2021) del área basal y el índice de valor de importancia - IVI para las especies de manglar encontradas en Luna.

La dinámica observada en la estructura del bosque, especialmente en las estaciones Luna y Aguas Negras, muestra la fuerte influencia de la salinidad en el desarrollo y crecimiento del bosque. En Aguas Negras, a pesar de la disminución de la cantidad de individuos con respecto al 2019, aquellos árboles que configuraban el bosque pudieron aumentar sus portes, lo que se refleja en el incremento diamétrico y, por consiguiente, en el aumento del área basal. Este fenómeno puede



estar relacionado con la baja salinidad que se ha presentado históricamente en esta estación (Figura 4-45), la cual, tiene un constante flujo de agua dulce al interior del bosque.

En Luna, el aumento de salinidad intersticial entre el 2015 y el 2016 ocasiono la pérdida de gran parte de la estructura del bosque, principalmente de los individuos de *L. racemosa* (Figura 4-51). en 2021, la disminución progresiva de la salinidad permitió que se hayan dado unas condiciones óptimas para la recuperación del bosque, que se refleja en la aparición de nuevos individuos de esta misma especie (Figura 4-51).

El reclutamiento se refiere a los individuos de cada especie que alcanzan la categoría de brinzal, es decir tienen un DAP $\geq 2,5$ cm y comienzan a hacer parte de la configuración estructural del bosque ([Melo y Vargas, 2003](#); [Navarrete y Rodríguez, 2014](#)). El análisis histórico en las estaciones, a nivel general, muestra una disminución de brinzales desde el 2015 al 2019 (Figura 4-52). Para este periodo, la mayor cantidad de brinzales eran de *A. germinas*. En el 2021, se registró un aumento en el total de brinzales, pero a diferencia de años anteriores, la mayoría de individuos son de *L. racemosa*. No obstante, la tendencia histórica a nivel de estación, muestra que, con excepción de Luna, en la mayoría de estaciones está disminuyendo la cantidad de brinzales (Figura 4-53), es decir, hay poco reclutamiento. En cambio, dominan categorías diamétricas superiores (latizales y fustales), lo que sugiere que el bosque está avanzando a un desarrollo sucesional avanzado ([INVEMAR, 2021](#)).

En el caso de Luna, se puede inferir que el bosque se encuentra en un proceso de recuperación temprana, con abundancia de individuos de categorías diamétricas inferiores, pertenecientes a *L. racemosa*, especie típica en las primeras fases de recuperación.

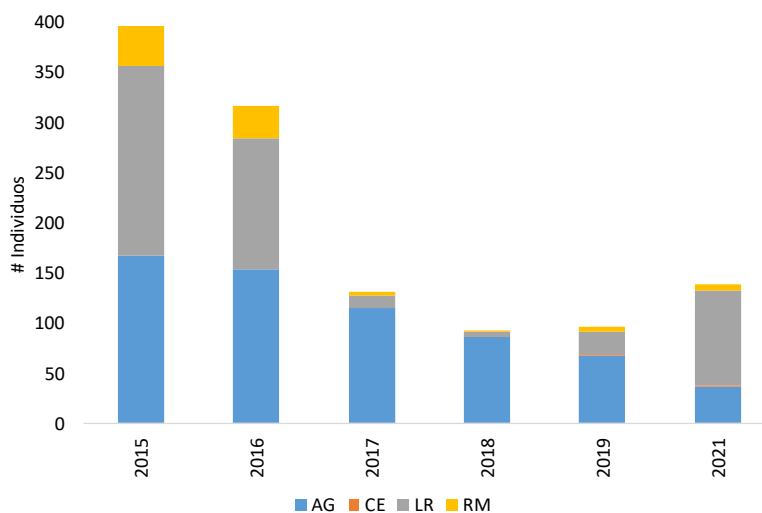


Figura 4-52. Serie histórica (2015 - 2021) del total de brinzales en la CGSM.

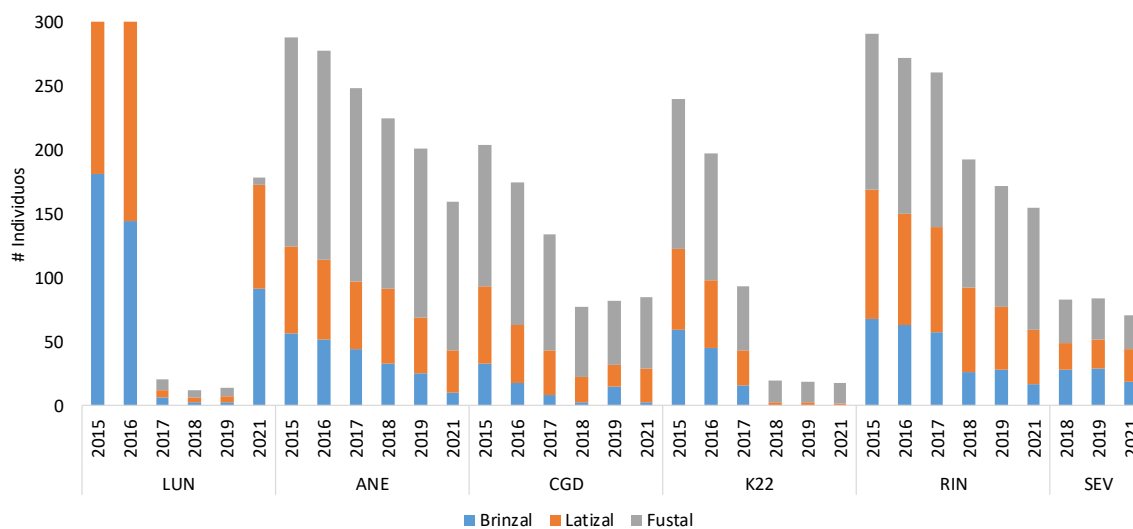


Figura 4-53. Serie histórica (2015 - 2021) del total de individuos por categoría diamétrica en las estaciones de la CGSM.

Para el análisis del estado fitosanitario del bosque de manglar en 2021, se evaluaron 615 individuos, de los cuales el 33,2 % presentó defoliación, es decir, la pérdida prematura de sus hojas. Esta condición puede estar determinada por causas ambientales y agentes biológicos como hongos e insectos ([INVEMAR, 2016d](#)) y fue el síntoma más común en individuos de categorías diamétricas inferiores (Figura 4-56). Un 25% presentó hojas perforadas, las cuales se observan como excavaciones en las hojas, causadas por insectos ([INVEMAR, 2016d](#)), condición que se presentó principalmente en fustales (Figura 4-56). Un 16,9 % de los individuos presentaron clorosis, es decir, pérdida de pigmentación de las hojas que se van tornando de un color amarillo o verde pálido. Esta condición es causada principalmente por deficiencia nutricional ([INVEMAR, 2016d](#)) y se observó en todas las categorías diamétricas.

Con respecto al monitoreo del 2019, hubo un cambio en los síntomas que predominaron. En 2019, se evaluaron 754 individuos, en los cuales predominó el síntoma de hojas perforadas (49,1%), mientras que en 2021 este síntoma solo fue observado en el 25% de los individuos. Por otra parte, en 2019 no se reportaron tantos individuos con defoliación y clorosis (Figura 4-54). La especie en la que se reportaron más síntomas fue *A. germinans* con 9 síntomas (Figura 4-55), mientras que *L. racemosa* y *R. mangle* solo presentaron 6 y 5 síntomas, respectivamente. Los individuos dentro de la categoría fustal principalmente de *A. germinans* son los que presentan más síntomas (Figura 4-56). El síntoma raíces adventicias, solo se ha observado en *A. germinans*. Estas estructuras crecen en tallos y ramas de manera anormal y se asocian con una adaptación morfológica para mejorar el transporte de O₂ hacia las raíces en condiciones estresantes causadas por periodos de inundación prolongada ([INVEMAR, 2016d](#)).

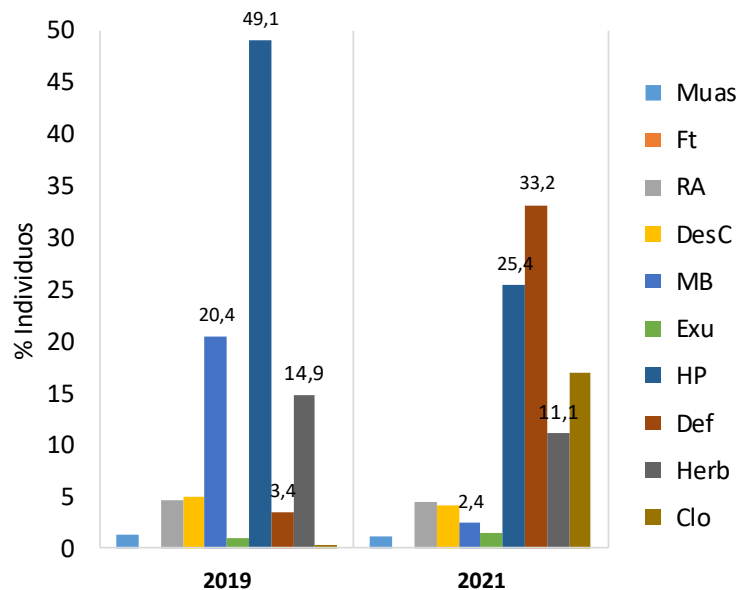


Figura 4-54. Signos y síntomas encontrados en los individuos monitoreados durante el 2019 y el 2021. Muas = Muerte ascendente, Ft=Fracturación, RA= Raíces adventicias, DesC= Descortezamiento, MB= Manchas blancas, EXU= Exudado, HP= Hojas perforadas, Def= Defoliación, Herb= Herbivoría, CLO= Clorosis.

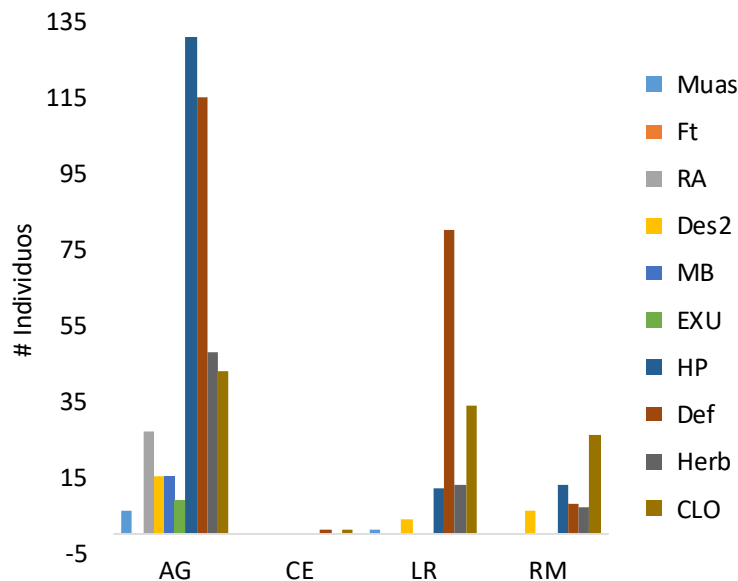


Figura 4-55. Signos y síntomas por especie durante el 2021. AG= Muas = Muerte ascendente, Ft=Fracturación, RA= Raíces adventicias, Des2= Descortezamiento, MB= Manchas blancas, EXU= Exudado, HP= Hojas perforadas, Def= Defoliación, Herb= Herbivoría, CLO= Clorosis.

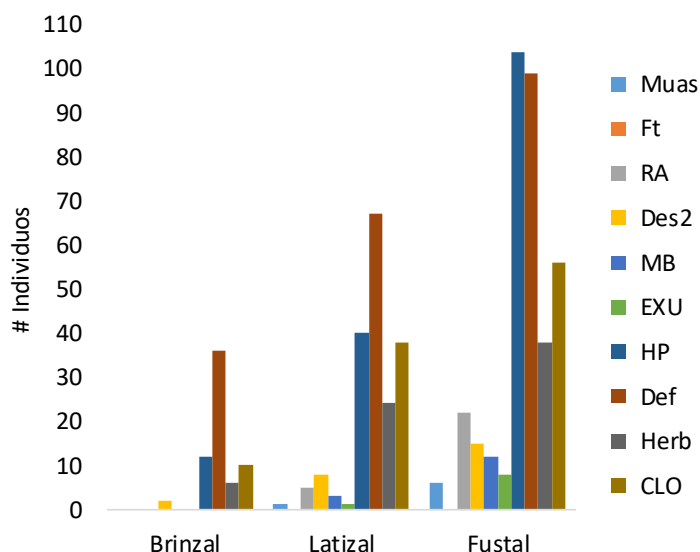


Figura 4-56. Signos y síntomas por categoría diamétrica en el 2021. Muas = Muerte ascendente, Ft=Fracturación, RA= Raíces adventicias, Des2= Descortezamiento, MB= Manchas blancas, EXU= Exudado, HP= Hojas perforadas, Def= Defoliación, Herb= Herbivoría, CLO= Clorosis.

4.2.4. ¿Cuál es la dinámica de la regeneración natural en la CGSM?

La densidad de propágulos por estación durante el 2021 se muestra en la Figura 4-57. La mayor densidad de propágulos en Luna, Caño Grande, Rinconada y Sevillano se registró en el cuarto trimestre, mientras que, en Km22 se registró en el tercer trimestre. En Aguas Negras, se registró una densidad baja en el segundo trimestre, con un valor de 1,56 propágulos/m². En esta estación hay permanente inundación y un flujo constante de agua, que hacen que los propágulos deriven hacia otros sectores. Con respecto a la serie histórica, la densidad de propágulos aumentó desde el 2019 al 2021(Figura 4-58), siendo *A. germinans* la especie con mayor densidad de propágulos, cuya alta producción hace parte de su estrategia reproductiva ([Pinto-Nolla et al., 1999](#); [Hoyos et al., 2013](#)).

La mayor densidad de plántulas se registró en la estación Km22 en todos los trimestres de monitoreo, especialmente en el primero (Figura 4-59). En esta estación, las plántulas se concentran en la parcela más próxima al Caño Clarín. Esta zona se caracteriza por estar en un terreno elevado sin inundación permanente. Allí, los árboles forman un dosel que evita la radiación solar directa en estratos inferiores, generando un ambiente óptimo para el crecimiento y desarrollo de la regeneración natural. En el caso de Caño Grande y Rinconada, la mayor densidad de plántulas se registró durante el primer trimestre del año, disminuyendo en los dos trimestres posteriores. En estas tres estaciones, predominaron las plántulas de *A. germinans* con excepción del segundo trimestre en Rinconada, donde la mayor densidad de plántulas fue de *R. mangle*. En Luna, se registró una mayor densidad de plántulas de *L. racemosa* y en menor medida, de *A. germinans*. La densidad en las estaciones Aguas Negras y Sevillano fue muy baja comparada con las demás estaciones (Figura 4-59). Con respecto a la serie histórica (Figura 4-60) se observa una disminución en la densidad de plántulas con respecto al 2019, principalmente las de *A. germinans*, mientras que, las plántulas de *L. racemosa* aumentaron con respecto al año anterior.

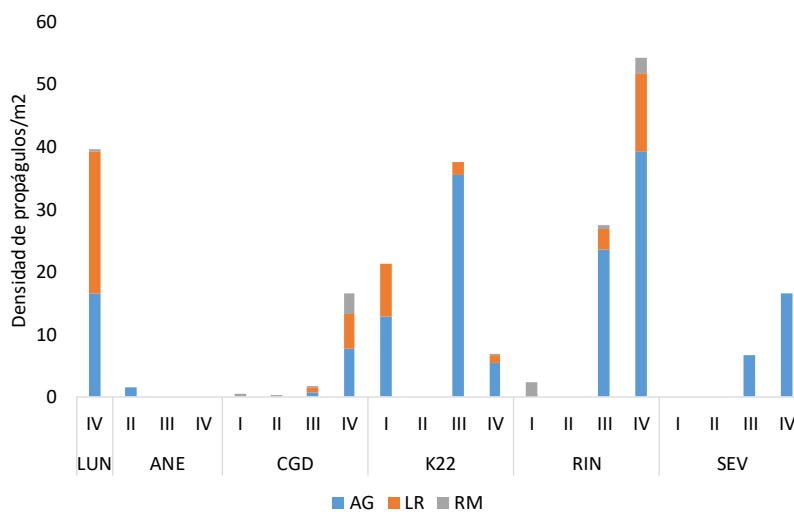


Figura 4-57. Densidad de propágulos en las estaciones de monitoreo en la CGSM durante el 2021.

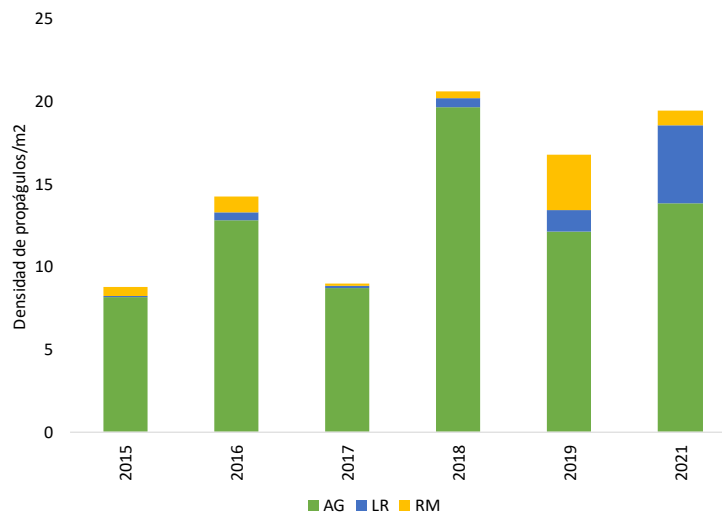


Figura 4-58. Serie histórica (2015 - 2021) de la densidad de propágulos por especie.

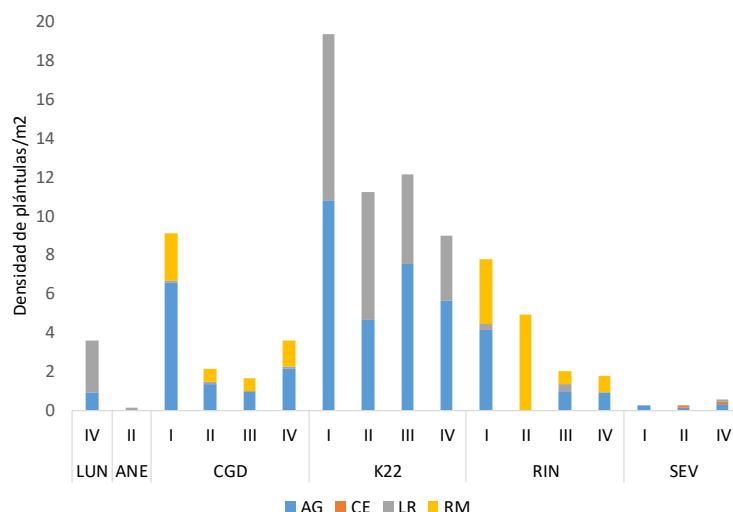


Figura 4-59. Densidad de plántulas en las estaciones de monitoreo en la CGSM durante el 2021.

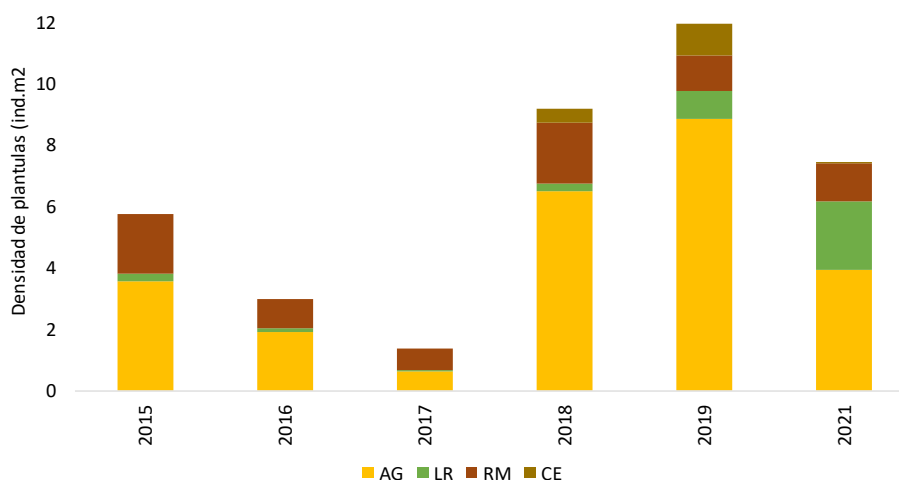


Figura 4-60. Serie histórica (2015 - 2021) de la densidad de plántulas por especie.

4.2.5. ¿Cuál es la dinámica de la cobertura del manglar en el periodo 2020 - 2021?

El valor total de cobertura de manglar para el periodo 2021 fue de 39.899 ha, con una ganancia de 321 ha con respecto al 2020 (Tabla 4-8). El aumento de cobertura se evidenció en toda el área de estudio, principalmente en el occidente de la Ciénaga Mendegua, nororiente del Complejo de Pajarales y en la Ciénaga del Conchal (Figura 4-61). La pérdida de manglar fue de 121 ha, principalmente en la zona sur occidente del VIPIS, y en menor medida en la Ciénaga del Conchal y San Juan. La ganancia neta (ganancia - pérdida) para el 2021 fue de 200 ha, pasando de 39.699 ha en 2020 ([INVEMAR, 2021](#)) a 39.899 ha en 2021.

La dinámica de la cobertura de manglar para el periodo 2020 – 2021 evidenció que el sistema se encuentra estable y en proceso de recuperación. En 2017 se registró la pérdida de cobertura del

bosque debido a los elevados valores de salinidad (INVEMAR, 2021). Sin embargo, el ingreso de agua dulce permitió la recuperación del sistema con una ganancia de 3410 ha de manglar.

Durante el 2021, además de la ausencia de fenómenos climáticos tipo “Niño”, se realizó el dragado y mantenimiento de los caños Clarín Nuevo, Bristol, Caleta del Tambor, Covado I y II, lo que permite inferir que hubo un mayor ingreso de agua dulce al sistema, reflejándose en la disminución de la salinidad intersticial. Esta condición favoreció el crecimiento y desarrollo del manglar.

Tabla 4-8. Valores de extensión de manglar vivo y perdido en la CGSM, en el periodo 2020-2021.

Dinámica de manglar 2020- 2021		ha	Total (ha)
Manglar vivo	Manglar estable	39.578	39.899
	Ganancia de manglar	321	
	Cobertura de manglar por verificar	142	
Pérdida de manglar	Antes manglar ahora otras coberturas		121

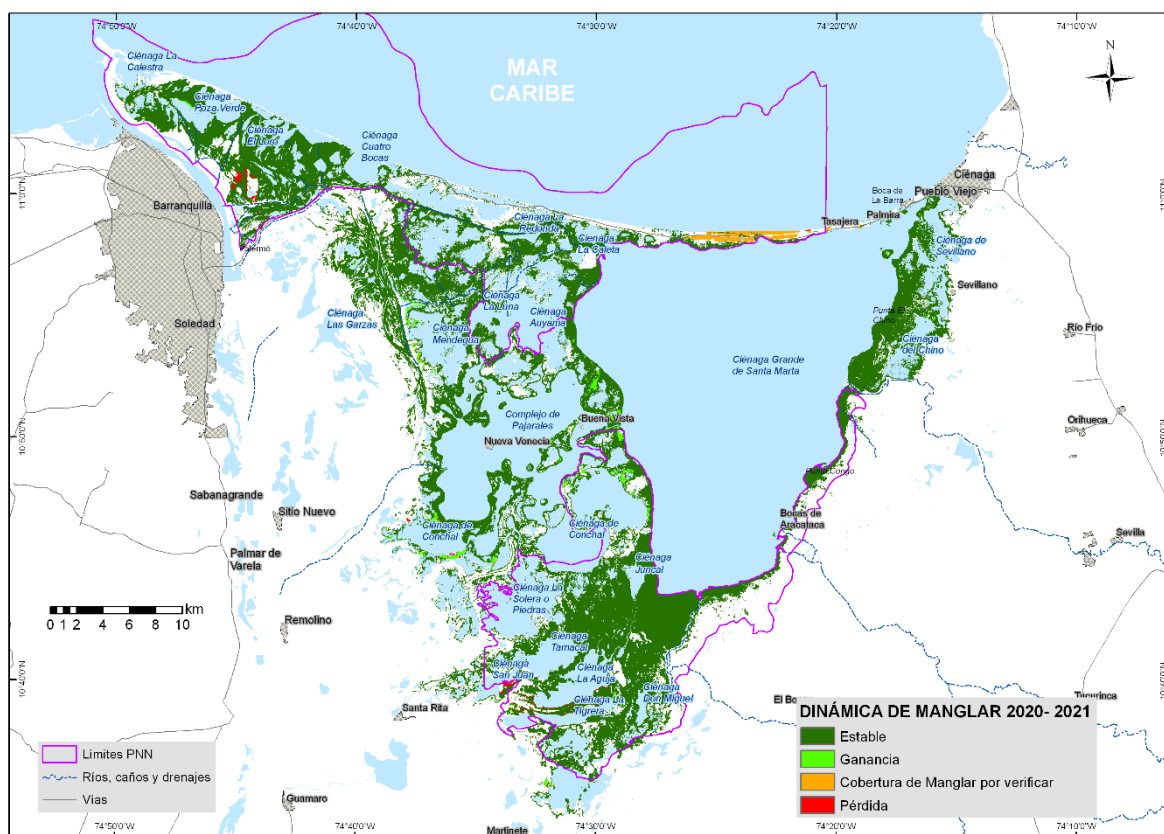


Figura 4-61. Dinámica de pérdida, ganancia y estabilidad del manglar de la CGSM a escala 1:25.000 entre el 2020 y el 2021.

4.2.6. ¿Cómo es la composición y abundancia de la comunidad avifaunal en las cinco estaciones históricas de la CGSM?

Para 2021 se continuó el monitoreo de avifauna asociada a manglar en 5 estaciones históricas Rinconada-RIN, Caño Grande-CGD, Kilómetro 22-KM22, Aguas Negras-ANE y Luna-LUN al interior del espejo principal de la Ciénaga Grande de Santa Marta y en la ciénaga de Pajarales.

Se documentaron un total de 2486 registros de aves en 40 ha efectivas de observación, con 58 % de las detecciones reportadas en época seca (salida de campo ejecutada entre el 29 de abril al 3 de mayo) y el 42 % restante reportadas en época de lluvias (salida de campo ejecutada entre el 28 y el 30 de septiembre). La estación con mayor número de detecciones fue CGD (33 %), seguida de la estación ANE (20 %); el 47% restante está representado en las estaciones LUN, KM22 y RIN (Figura 4-62).

El total de detecciones fue categorizado hasta el nivel taxonómico más bajo posible, contando con un total de 94 especies dentro de 20 órdenes y 36 familias, 9 de las cuales son especies migratorias neotropicales y tres son especies endémicas para la zona (Tabla 4-9).

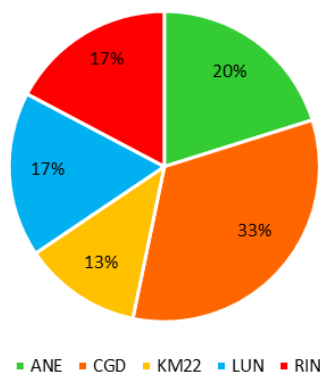


Figura 4-62. Porcentaje de representatividad de detecciones avifaunales para cada una de las estaciones evaluadas en el monitoreo correspondiente a 2021. ANE: estación Aguas Negras. CGD: estación Caño Grande; KM22: estación Kilómetro 22; LUN: estación Luna; RIN: estación Rinconada

Tabla 4-9. Listado de especies registradas en el monitoreo de avifauna asociada al ecosistema de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, 2021. UICN: Categoría de amenaza según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza-IUCN. LR, Categoría de amenaza en el Libro Rojo de las Aves de Colombia. CatRes, Categoría de residencia de la especie en el país: R (residente), INR (invernante con poblaciones no reproductivas), E (endémico). CatMig, Categoría migratoria: MB (migratorio neotropical), ML (migratorio local).

Orden	Familia	Especie	CatRes	CatMig	UICN	LR
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Busarellus nigricollis</i>	R	-	LC	-
		<i>Buteogallus anthracinus</i>	R	-	LC	-
		<i>Buteogallus meridionalis</i>	R	-	LC	-
		<i>Buteogallus uribitinga</i>	R	-	LC	-
		<i>Rostramus sociabilis</i>	R	-	LC	-
	Pandionidae	<i>Pandion haliaetus</i>	INR	MB	LC	-
Anseriformes	Anatidae	<i>Anhinga anhinga</i>	R	-	LC	-



INFORME TÉCNICO FINAL 2021:
 “MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
 ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE LOS
 RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA GRANDE
 DE SANTA MARTA”



Orden	Familia	Especie	CatRes	CatMig	UICN	LR
		<i>Cairina moschata</i>	R	-	LC	-
		<i>Dendrocygna autumnalis</i>	R	-	LC	-
		<i>Spatula discors</i>	INR	MB	LC	-
	Anhimidae	<i>Chauna chavaria</i>	R	-	NT	VU
Apodiformes	Trochilidae	<i>Lepidopyga lilliae</i>	R (E)	-	CR	EN
Caprimulgiformes	Apodidae	<i>Chaetura brachyura</i>	R	-	LC	-
Cathartiformes	Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	R	-	LC	-
		<i>Cathartes burrovianus</i>	R	-	LC	-
		<i>Coragyps atratus</i>	R	-	LC	-
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Actitis macularius</i>	INR	MB	LC	-
	Jacaniidae	<i>Jacana jacana</i>	R	ML	LC	-
	Laridae	<i>Phaetusa simplex</i>	R	-	LC	-
		<i>Sterna hirundo</i>	R	-	LC	-
	Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i>	R	-	LC	-
Ciconiiformes	Ciconiidae	<i>Mycteria americana</i>	R	-	LC	-
Columbiformes	Columbidae	<i>Columba livia</i>	R	-	LC	-
		<i>Patagioenas speciosa</i>	R	-	LC	-
Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Chloroceryle amazona</i>	R	-	LC	-
		<i>Chloroceryle americana</i>	R	-	LC	-
		<i>Megaceryle torquata</i>	R	-	LC	-
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Coccyzus minuta</i>	R	-	LC	-
		<i>Crotophaga ani</i>	R	-	LC	-
		<i>Crotophaga major</i>	R	-	LC	-
		<i>Crotophaga sulcirostris</i>	R	-	LC	-
Falconiformes	Falconidae	<i>Caracara cheriway</i>	R	-	LC	-
		<i>Milvago chimachima</i>	R	-	LC	-
Galbuliformes	Bucconidae	<i>Hypnellus ruficollis</i>	R	-	LC	-
Galliformes	Cracidae	<i>Ortalis garrula</i>	R (E)	-	LC	-
	Aramidae	<i>Aramus guarauna</i>	R	-	LC	-
	Rallidae	<i>Aramides cajaneus</i>	R	-	LC	-
		<i>Gallinula galeata</i>	R	-	LC	-
Passeriformes	Furnariidae	<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	R	-	LC	-
		<i>Dendroplex picus</i>	R	-	LC	-
	Icteridae	<i>Chrysomus icterocephalus</i>	R	-	LC	-
		<i>Icterus nigrogularis</i>	R	-	LC	-
		<i>Molothrus aeneus</i>	R (E)	-	LC	VU
		<i>Molothrus oryzivorus</i>	R	-	LC	-
		<i>Quiscalus lugubris</i>	R	-	LC	-
		<i>Quiscalus mexicanus</i>	R	-	LC	-
		<i>Parkesia motacilla</i>	INR	MB	LC	-
	Parulidae	<i>Parkesia noveboracensis</i>	INR	MB	LC	-
		<i>Protonotaria citrea</i>	INR	MB	LC	-
		<i>Setophaga ruticilla</i>	INR	MB	LC	-
		<i>Thamnophilus melanonotus</i>	R	-	LC	-
	Thraupidae	<i>Coereba flaveola</i>	R	-	LC	-



Orden	Familia	Especie	CatRes	CatMig	UICN	LR
		<i>Conirostrum bicolor</i>	R	-	NT	-
		<i>Saltator coerulescens</i>	R	-	LC	-
		<i>Thraupis episcopus</i>	R	-	LC	-
		<i>Thraupis palmarum</i>	R	-	LC	-
	Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	R	-	LC	-
	Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	INR	MB	LC	-
	Tyrannidae	<i>Arundinicola leucocephala</i>	R	-	LC	-
		<i>Elaenia flavogaster</i>	R	-	LC	-
		<i>Fluvicola pica</i>	R	-	LC	-
		<i>Pitangus lictor</i>	R	-	LC	-
		<i>Pitangus sulphuratus</i>	R	-	LC	-
		<i>Sublegatus arenarum</i>	R	-	LC	-
		<i>Tyrannus melancholicus</i>	R	-	LC	-
		<i>Tyrannus savana</i>	R	-	LC	-
		<i>Tyrannus tyrannus</i>	INR	MB	LC	-
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Ardea alba</i>	R	-	LC	-
		<i>Ardea cocoi</i>	R	-	LC	-
		<i>Bubulcus ibis</i>	R	-	LC	-
		<i>Butorides striata</i>	R	-	LC	-
		<i>Egretta caerulea</i>	R	-	LC	-
		<i>Egretta thula</i>	R	-	LC	-
		<i>Egretta tricolor</i>	R	-	LC	-
		<i>Nyctanassa violacea</i>	R	-	LC	-
		<i>Nycticorax nycticorax</i>	R	-	LC	-
		<i>Tigrisoma lineatum</i>	R	-	LC	-
		<i>Tigrisoma mexicanum</i>	R	-	LC	-
	Pelecanidae	<i>Pelecanus occidentalis</i>	R	-	LC	-
	Threskiornithidae	<i>Eudocimus albus</i>	R	-	LC	-
		<i>Platalea ajaja</i>	R	-	LC	-
Piciformes	Picidae	<i>Campephilus melanoleucos</i>	R	-	LC	-
		<i>Dryocopus lineatus</i>	R	-	LC	-
		<i>Melanerpes rubicapillus</i>	R	-	LC	-
		<i>Piculus chrysocloros</i>	R	-	LC	-
		<i>Picumnus cinnamomeus</i>	R	-	LC	-
		<i>Veniliornis kirkii</i>	R	-	LC	-
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Amazona amazonica</i>	R	-	LC	-
		<i>Amazona ochrocephala</i>	R	-	LC	-
		<i>Eupsittula pertinax</i>	R	-	LC	-
Strigiformes	Strigidae	<i>Glaucidium brasilianum</i>	R	-	LC	-
Suliformes	Fregatidae	<i>Fregata magnificens</i>	R	-	LC	-
	Phalacrocoracidae	<i>Nannopterum brasilianum</i>	R	-	LC	-

CATEGORÍAS DE AMENAZA, RESIDENCIA Y MIGRACIÓN

Entre las especies registradas se encuentra el colibrí cienaguero *Lepidopygia lilliae*, especie endémica para la zona, y cuya población se encuentra restringida a los manglares de la Ciénaga Grande de

Santa Marta, con algunos reportes sin confirmar para el golfo de Urabá y la zona costera del departamento de Córdoba ([Ayerbe, 2019](#)), se encuentra listada como especie en peligro-EN por el Libro Rojo de Aves de Colombia y catalogada como especie en peligro crítico-CR por la UICN. También se reporta el chavarrí *Chauna chavarría* (Figura 4-63A), especie casi endémica para el norte de Colombia y Venezuela ([Ayerbe, 2019](#)), listada bajo la categoría casi amenazada-NT casi amenazada por la UICN y registrada en el Libro Rojo de las Aves de Colombia como especie vulnerable-VU, se reporta el conirrostro bicoloreado *Conirostrum bicolor* (Figura 4-63B-C), catalogado como casi amenazada-NT por la UICN y por último se registra el tordo de ojos rojos *Molothrus aeneus*, especie restringida para la región central del Caribe colombiano, y catalogada como VU de acuerdo al Libro Rojo de Aves de Colombia (Figura 4-63D).



Figura 4-63. Especies avifaunales bajo algún tipo de categoría de amenaza, registradas para el monitoreo en la Ciénaga Grande de Santa Marta, 2021; A. Ejemplar adulto de chavarrí *Chauna chavarría*; B-C. Ejemplares adultos de conirrostro bicoloreado *Conirostrum bicolor* y D. Ejemplar adulto de tordo de ojos rojos *Molothrus aeneus*.

Del total de detecciones, el 95% correspondió a ejemplares residentes, con un 2% perteneciente a especies endémicas para la zona (Figura 4-64A). La totalidad de los registros de especies invernantes no reproductivas (5%, 124 detecciones) correspondió a ejemplares migratorios neotropicales, siendo la especie más conspicua el barraquete (*Spatula discors*) con 58% de las detecciones, seguido del andarríos maculado (*Actitis macularius*) y la reinita dorada (*Protonotaria citrea*) con 12% cada una y la reinita acuática (*Parkesia noveboracensis*) con 10%; el 8% restante correspondió al zorzalito rojizo (*Catharus fuscescens*), el águila pescadora (*Pandion haliaetus*), Reinita de Louisiana (*Parkesia motacilla*), Candelilla (*Setophaga ruticilla*) y el sirirí migratorio (*Tyrannus tyrannus*) (Figura 4-64B) (Figura 4-65).

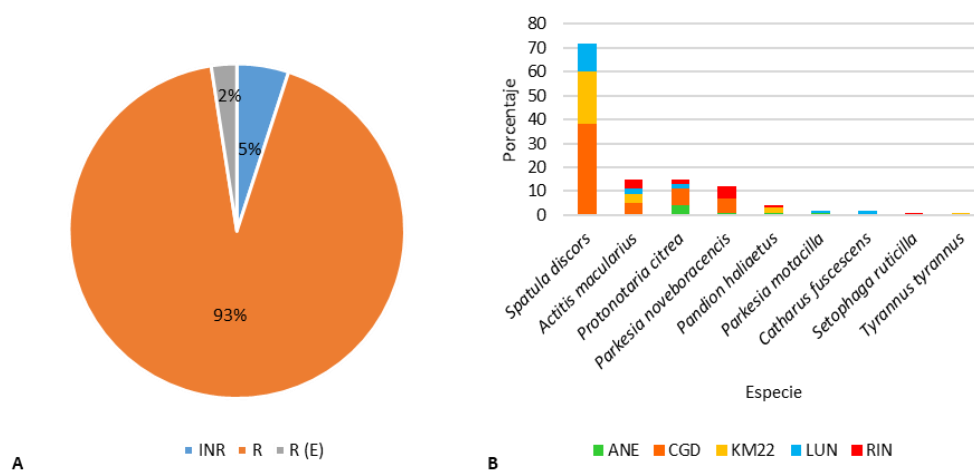


Figura 4-64. A. Porcentaje de detecciones de especies endémicas (E), residentes (R), e invernantes no reproductivas (INR) y B. porcentaje de representatividad para las especies INR (migratorios neotropicales) detectadas para el monitoreo de avifauna asociada a manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta, 2021. ANE: estación Aguas Negras. CGD: estación Caño Grande; KM22: estación Kilómetro 22; LUN: estación Luna; RIN: estación Rinconada.

Dentro de la comunidad avifaunal de la CGSM asociada al ecosistema de manglar se resalta la presencia de especies endémicas y especies catalogadas bajo algún nivel de amenaza por la UICN y el Libro Rojo de Aves de Colombia.



Figura 4-65. Algunas de las especies migratorias neotropicales registradas para el monitoreo en la Ciénaga Grande de Santa Marta, 2021; A. barraquete *Spatula discors*; B. reinita dorada *Protonotaria citrea*; C. reinita acuática *Parkesia noveboracensis*; D. zorzalito rojizo *Catharus fuscescens*; E. águila pescadora *Pandion haliaetus*; F. Reinita de Louisiana *Parkesia motacilla*.

NIDOS Y POLLUELOS

Como parte relevante de las detecciones, se registra un elevado número de nidos y polluelos correspondientes a ejemplares del género *Tigrisoma* (Figura 4-66 A), *Buteogallus anthracinus* (Figura 4-66 B-C), *Rostramus sociabilis* (Figura 4-66 D) e *Icterus nigrogularis*; adicionalmente se reporta un nido con polluelos de búho moteado *Ciccaba virgata* (Javier de la Cruz, Com.Per., 2021) que al no ser reportado dentro de las observaciones de salidas de campo, no se incluye en los análisis.



Figura 4-66. Nidos activos y polluelos de A. *Tigrisoma*, B-C. *Buteogallus anthracinus* y C. *Rostramus sociabilis* detectados para el monitoreo de aves asociadas a manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta, 2021.



COMPOSICIÓN Y ABUNDANCIA RELATIVA POR ESTACIÓN

Para la estación ANE se realizaron 501 detecciones, pertenecientes a 56 especies dentro de 26 familias, siendo Ardeidae la más representativa con 15.8% de los registros, seguida de Cuculidae (15.4%), Icteridae (8,6%), Tyrannidae (7,8%) y Anhimidae (7,2%); Aramididae (6,4%) y Thraupidae (5%); las familias Accipitridae, Phalacrocoracidae, Alcedinidae, Cracidae, Laridae, Falconidae y Threskiornithidae presentan valores entre 2% y 4%; por su parte, el porcentaje de representatividad de las familias Anatidae, Jacanidae, Psittacidae, Parulidae, Pelecanidae, Furnariidae, Rallidae, Ciconiidae, Picidae, Bucconidae, Columbidae y Pandionidae fue menor al 2% (Figura 4-67). La estación CGD registró un total de 823 detecciones, pertenecientes a 41 especies, dentro de 20 familias, con dominancia de ardidos (47,9%) y falacrocoridos (29,3%); las familias Thraupidae y Anátidae estuvieron representadas con 4,9% de los avistamientos cada uno, por su parte, las familias Alcedinidae, Parulidae, Accipitridae, Cathartidae, Cuculidae y Apodidae presentaron valores menores a 2% y el porcentaje de representatividad de las familias Trochilidae, Tyrannidae, Psittacidae, Picidae y Scolopacidae fue menor a 1 (Figura 4-68).

En cuanto a la estación KM22, se registraron 306 avistamientos de 46 especies, dentro de 20 familias, con dominancia de garzas y garcetas (Ardeidae, 40,8%), martines pescadores (Alcedinidae 11,4%), ictéridos (8,2%), patos y barraquetes (Anátidae 8,2%), accipitridos (4,2%), halcones (3,3%), carpinteros (Picidae 3,3%) y vencejos (Apodidae 3,3%). Las familias Tyrannidae, Cathartidae, Thraupidae, Psittacidae y Troglodytidae están representadas con porcentajes menores a 3, mientras que el valor para las familias Trochilidae, Scolopacidae, Cuculidae, Aramididae, Columbidae, Pandionidae y Phalacrocoracidae es menor al 2% (Figura 4-69).

La estación LUN contó con un total de 427 detecciones de 45 especies pertenecientes a 23 familias; el 32% de los avistamientos correspondió a garzas y garcetas, mientras que los ictéridos, tráupidos, y cathartidos contaron con porcentajes de 10,8%, 10,5% y 9,6% respectivamente. Las familias Alcedinidae, Phalacrocoracidae, Laridae, Accipitridae, Cuculidae, y Anatidae presentaron valores entre 3% y 7%; por su parte, las familias Falconidae, Tyrannidae, Columbidae presentaron valores menores a 3% y las familias Trochilidae, Parulidae, Furnariidae, Pelecanidae, Picidae, Scolopacidae, Turdidae, Threskiornithidae, Ciconiidae y Fregatidae presentaron valores menores a 1% (Figura 4-70).

Por último, para la estación RIN el total de detecciones fue de 429, contando con 47 especies dentro de 21 familias. La familia más predominante fue Ardeidae, con 52,7%, mientras que las familias Falconidae, Thraupidae Alcedinidae, Cathartidae e Icteridae se registraron con valores de 7,9%, 6,5%, 6,5%, 5,8% y 4,7% respectivamente. Las familias Tyrannidae, Accipitridae, Parulidae, Furnariidae, Troglodytidae, Cuculidae y Picidae presentaron valores entre 1 y 3%, y por su parte, las familias Scolopacidae, Columbidae, Psittacidae, Apodidae, Thamnophilidae, Bucconidae, Pandionidae y Strigidae registraron valores de detección menores al 1% (Figura 4-71).

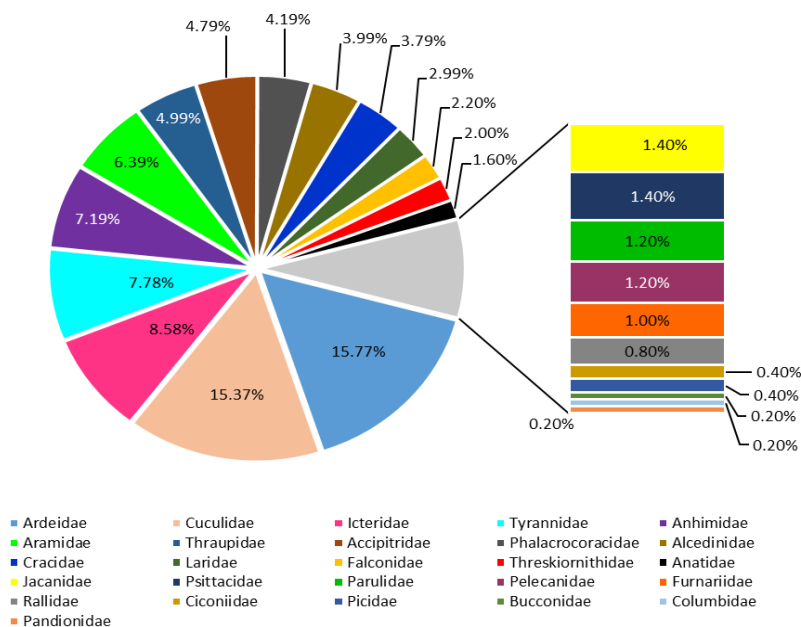


Figura 4-67. Porcentaje de representatividad por familias para la estación Aguas Negras-ANE, en el marco del monitoreo de avifauna asociada a manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta, 2021.

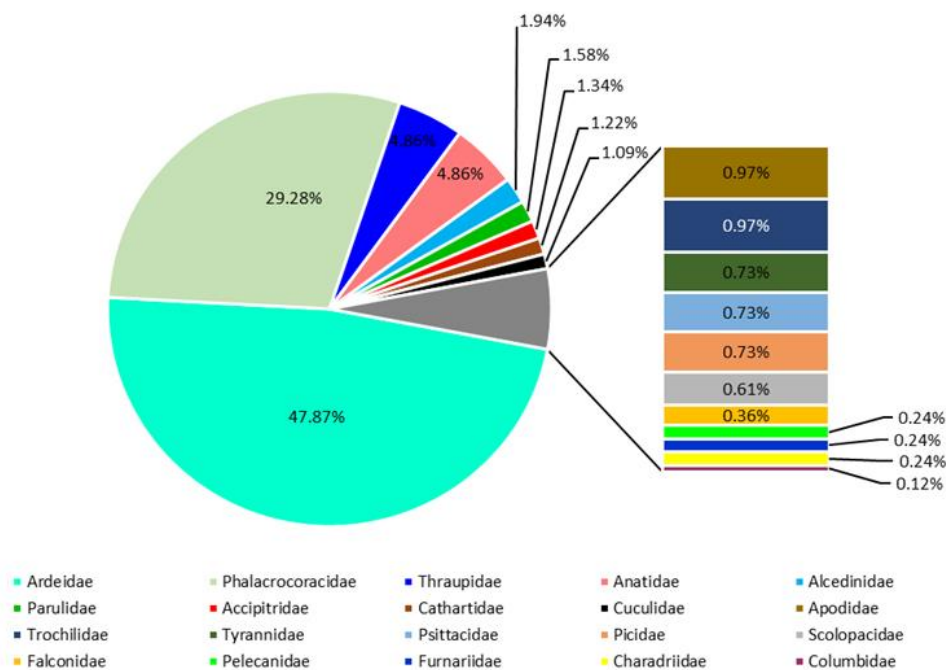


Figura 4-68. Porcentaje de representatividad por familias para la estación Caño Grande-CGD, en el marco del monitoreo de avifauna asociada a manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta, 2021.



INFORME TÉCNICO FINAL 2021:
"MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE LOS
RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA GRANDE
DE SANTA MARTA"

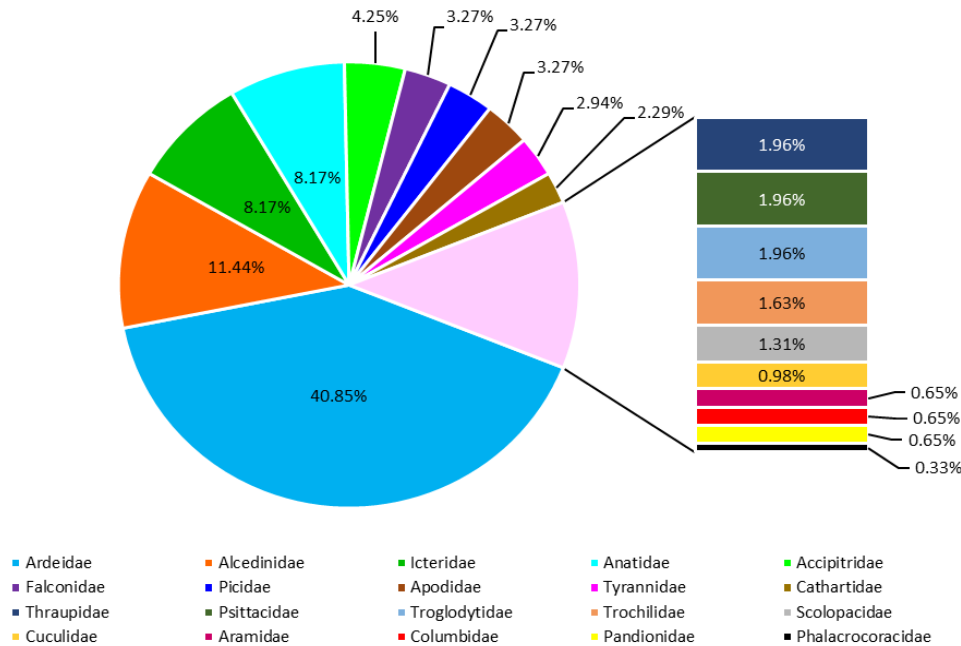


Figura 4-69. Porcentaje de representatividad por familias para la estación Kilómetro 22-KM22, en el marco del monitoreo de avifauna asociada a manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta, 2021.

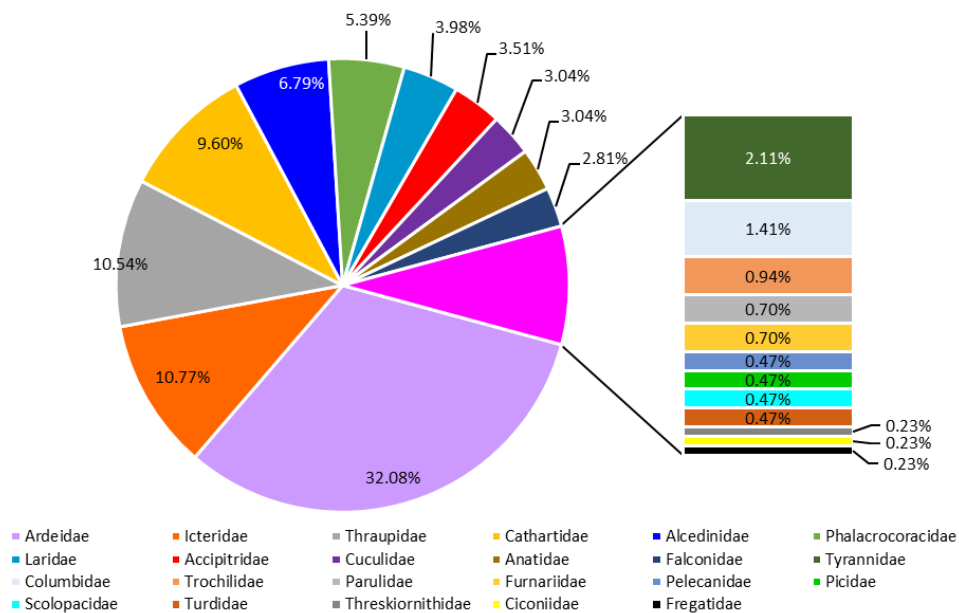


Figura 4-70. Porcentaje de representatividad por familias para la estación Luna-LUN, en el marco del monitoreo de avifauna asociada a manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta, 2021.

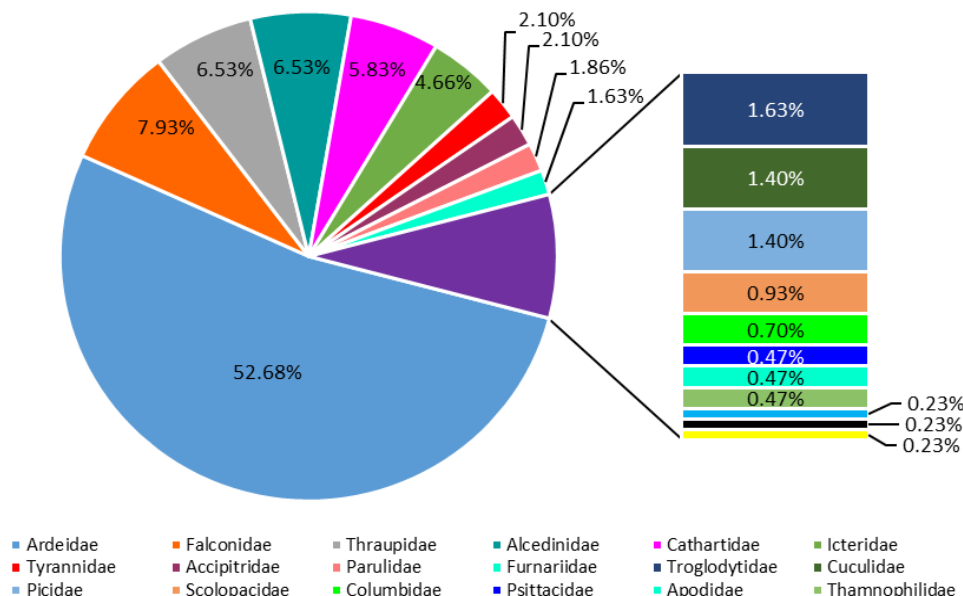


Figura 4-71. Porcentaje de representatividad por familias para la estación Rinconada-RIN, en el marco del monitoreo de avifauna asociada a manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta, 2021.

4.2.7. ¿Cómo es el comportamiento por gremios tróficos de la comunidad avifaunal de las estaciones históricas de la CGSM?

Debido a su amplia capacidad de desplazamiento, las aves cumplen un rol fundamental en la conectividad biológica (transporte y reciclaje de nutrientes, patrones de control de la cadena trófica, transferencia de material genético) entre ecosistemas, tanto en movimientos locales y altitudinales, como transcontinentales y transoceánicos. Uno de los ecosistemas donde se evidencia este proceso de conectividad son los bosques de manglar, que por su naturaleza costera y estuarina, permiten la interacción de organismos acuáticos tanto de hábitats lóticos y lénticos, como estrictamente terrestres y marinos. El ecosistema de manglar contrasta por su elevada productividad y su baja diversidad vegetal, y por su excelente capacidad de soportar comunidades ampliamente diversas (Noske, 1996) dentro de las que se encuentran las comunidades avifaunales. Si bien estas comunidades generalmente presentan riquezas elevadas en los bosques de manglar, existen muy pocas especies que dependan exclusivamente de este ecosistema para sobrevivir (Buelow y Sheaves, 2014), y, por el contrario, se documenta la disminución de especies específicas en manglar debido a la fragmentación y destrucción de este hábitat (Alongi, 2009). La clasificación de las especies avifaunales registradas al interior de los bosques de manglar resulta una herramienta de gran utilidad para entender el uso que estas comunidades le dan al ecosistema; a pesar de eso, aún no existe una única clasificación, y las existentes están basadas en distintos criterios, por ende, una misma especie puede tener varias posiciones gremiales, lo que limita la precisión, aplicabilidad y replicabilidad de las clasificaciones. Teniendo esto en cuenta, se consideraron 9 gremios tróficos basados en Canales-Delgadillo et al. (2019) y modificados para los manglares de la CGSM, se presentan a continuación: Ictiófagos (ICT) (Anexo 8-2), cuya dieta primaria consiste en peces; Carnívoros (CNV) (Anexo 8-3), cuya dieta primaria consiste en mamíferos pequeños, reptiles, otras aves, entre otros; Macroinvertebradívoros (MI) cuya dieta primaria consiste en macroinvertebrados como moluscos, crustáceos, entre otros; Carroñeros (SCV) (Anexo 8-4) cuya dieta primaria consiste



en carroña; Insectívoros (INS) (Anexo 8-5) cuya dieta primaria se compone de insectos y larvas; Frugívoros y granívoros (F/G) (Anexo 8-6), cuya dieta se compone de semillas y frutos, Nectívoros (NEC) , cuya dieta se basa en néctar de floraciones; Herbívoro (HBV), cuya dieta primaria consiste en material vegetal tanto acuático como terrestre y Omnívoro (OMN) (Anexo 8-7).

El 58% de las detecciones correspondió a ejemplares ictiófagos, mientras que ejemplares insectívoros y omnívoros representaron el 13% y 11% respectivamente; el 18% restante estuvo representado por otros gremios tróficos con valores menores al 5% (Figura 4-72). Con el fin de realizar un acercamiento más detallado a la dinámica de cada una de las estaciones, se evaluó la composición de especies de acuerdo al gremio trófico dentro de las mismas (Figura 4-73 A); por su alta representatividad, el gremio de los ictiófagos fue analizado independientemente del total de datos registrados (Figura 4-73 B). La estación con mayor diversidad de gremios tróficos es ANE, lo que puede estar relacionado a la fuerte influencia del caño Aguas Negras en la estación (especialmente en la temporada de lluvias), ya que incremento el aporte de agua continental genera un sobrecrecimiento de material vegetal propio de ambientes no estuarinos y, por ende, aumenta la presencia de especies de ecosistemas aledaños (especialmente ejemplares omnívoros) que eventualmente hacen uso del bosque de manglar. La presencia de carnívoros y carroñeros es comparativamente baja en tres de las cinco estaciones, especialmente en CGD, por lo que se puede inferir que esta es una estación saludable debido a que la presencia de este gremio trófico está relacionada con áreas abiertas y con baja cobertura vegetal, ya que estos ejemplares requieren de planos abiertos y visión despejada para la identificación de su presa; por su parte, el porcentaje elevado de carroñeros y carnívoros en las estaciones KM22 y LUN indica que la cobertura vegetal es baja. El elevado porcentaje de representatividad de insectívoros en todas las estaciones demuestra que la cobertura vegetal es elevada, lo que puede corresponder a un bosque sano o a un bosque en proceso de recuperación con elevado número de árboles jóvenes; teniendo en cuenta esto y teniendo en cuenta que los ejemplares nectívoros se presentan únicamente en bosques en buen estado, se podría inferir que la estación CGD se encuentra en general en un buen estado. Esto contrasta con el elevado número de especies ictiófagas que registra esta estación, ya que las áreas con menor cobertura vegetal proveen mejores áreas de forrajeo para aves vadeadoras y zancudas como las garzas (ictiófagas), además de reducir el riesgo de predación ([Bancroft et al., 2002](#); [Curado et al., 2013](#); [Pomeroy, 2006](#); [Chacin et al., 2015](#)), por lo que se concluye que, si bien esta estación presenta áreas con buena cobertura vegetal, también presenta áreas despejadas tipo playones. Esto corresponde a la presencia de un área despejada en cercanía a la estación que en años anteriores fue empleada como cancha de fútbol por los moradores de los pueblos palafíticos, y que actualmente sirve como comedero para especies ictiófagas (Javier de la Cruz, Per.Com, 2021). Lo anterior puede ser un indicativo de un área en recuperación y de sitios impactados por un hidroperiodo con ciclos de interrupción/reconexión, lo que concentra las presas y facilita el forrajeo para ictiófagos y macroinvertebradívoros ([Canales-Delgadillo et al., 2019](#)).

Las estaciones históricas de manglar monitoreadas en la CGSM demuestran una recuperación reflejada en la proporción de gremios tróficos de especies avifaunales detectadas para 2021.

El porcentaje de detecciones relativamente moderado de ejemplares ictiófagos para las estaciones RIN, LUN y KM22, sumado al porcentaje de insectívoros y omnívoros registrados, puede indicar que estas son estaciones con un estado bueno o en recuperación ya que si bien es correcto asociar a los ejemplares insectívoros a sitios en buen estado, ya que hay mayor producción de hojarasca y por ende, más nichos y mayores recursos, no implica que no haya presencia de insectívoros en áreas con elevado disturbio, ya que el uso de arbustos y árboles caídos es muy empleado tanto para alimentación como para descanso.

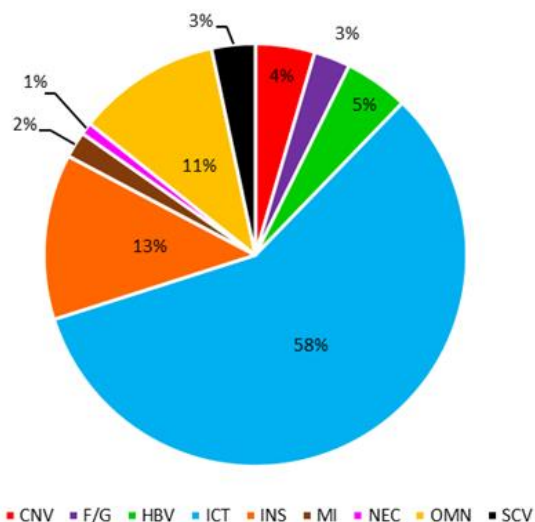


Figura 4-72. Porcentaje de representatividad de los gremios tróficos de las especies avifaunales detectadas en el marco del monitoreo de avifauna asociada a manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta, 2021. CNV: carnívoro; F/G: frugívoro/granívoro; HBV: herbívoro; ICT: ictiófago; INS: insectívoro; MI: macroinvertebradívoros; NEC: nectívoro; OMN: omnívoro; SCV: carroñero.

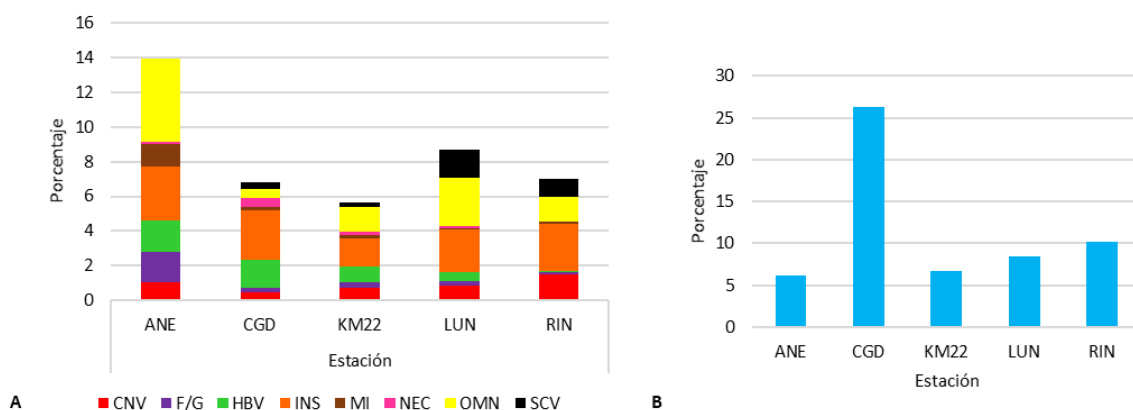


Figura 4-73. Porcentaje de representatividad por gremio trófico para cada estación, de las especies avifaunales detectadas en el marco del monitoreo de avifauna asociada a manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta, 2021, incluyendo: A. CNV: carnívoro; F/G: frugívoro/granívoro; HBV: herbívoro; INS: insectívoro; MI: macroinvertebradívoros; NEC: nectívoro; OMN: omnívoro; SCV: carroñero, y B. ICT: ictiófago.



4.3. RECURSOS PESQUEROS



Faena de pesca en Boca de La Barra

Foto: Efraín Vilorio, Programa VAR - INVEMAR

4.3.1. ¿Qué cambios se reflejan en las variables de desempeño pesquero y en su relación con la variabilidad climática global en las últimas dos décadas?

CAPTURA TOTAL

Para 2021 (enero-septiembre), la captura total desembarcada se ha estimado en 5.038 t, la cual lógicamente fue inferior a lo estimado en los últimos cuatro años, debido a que corresponde a los nueve meses con información procesada a la fecha de elaboración de este informe. Sin embargo, el promedio mensual de la captura en 2021 fue de 560 t aproximadamente, lo cual muestra que es el segundo valor más alto de los últimos 14 años del monitoreo. Este valor, superado solo por el 2020, podría indicar la franca recuperación de la producción pesquera desde 2017. La serie de tiempo muestra en términos generales una tendencia a la disminución, si tenemos en cuenta toda la serie, pero si se observa la tendencia en la última década, se denota una tendencia a la recuperación en los últimos años. Potencialmente, los desembarcos de 2021, con base en el comportamiento de la media de captura mensual, mostrarían ser entre los más altos de los últimos 14 años, al completar el período anual del seguimiento (Figura 4-74). Cabe mencionar que, para 1999 fueron 4 meses, para 2013 fueron 10 meses y para 2021 hasta el momento 9 meses. Igualmente, durante los últimos cuatro años no se incluye la producción de VIPIS, que relaciona los moluscos que se extraen en esta área, por dificultades administrativas.

La captura promedio mensual registrada (559,7 t) fue una de las mayores en los últimos 14 años, lo que sustenta una recuperación moderada desde 2017.

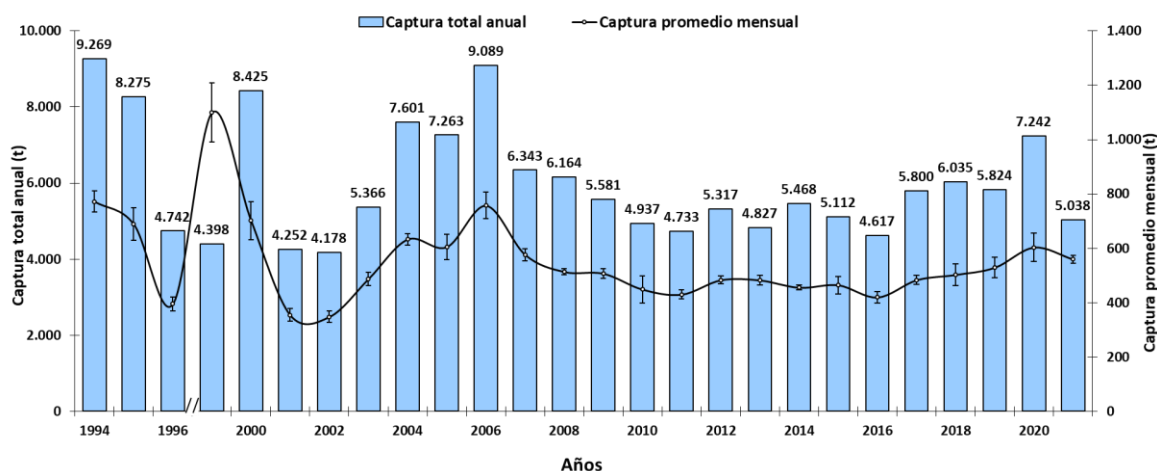


Figura 4-74. Captura total anual y promedio mensual en la pesquería de la ecorregión CGSM.

COMPOSICIÓN DE LAS CAPTURAS POR GRUPOS DE ESPECIES

En lo determinado hasta septiembre de 2021, se puede observar una lógica disminución en la captura de peces y crustáceos, con respecto a 2020 (Figura 4-75). La serie de tiempo muestra una variabilidad de la producción pesquera de la CGSM, con dominancia de los peces sobre los crustáceos y moluscos, lo cual está relacionado con la variabilidad de la salinidad en el complejo (Figura 4-75, Figura 4-76). Esta relación se denota desde el año 2002, donde un aumento de la salinidad del agua, produjo los valores más bajos de la captura en toda la serie. Seguido a esto, se denota un periodo de disminución de la salinidad y un aumento en la producción (Figura 4-74).

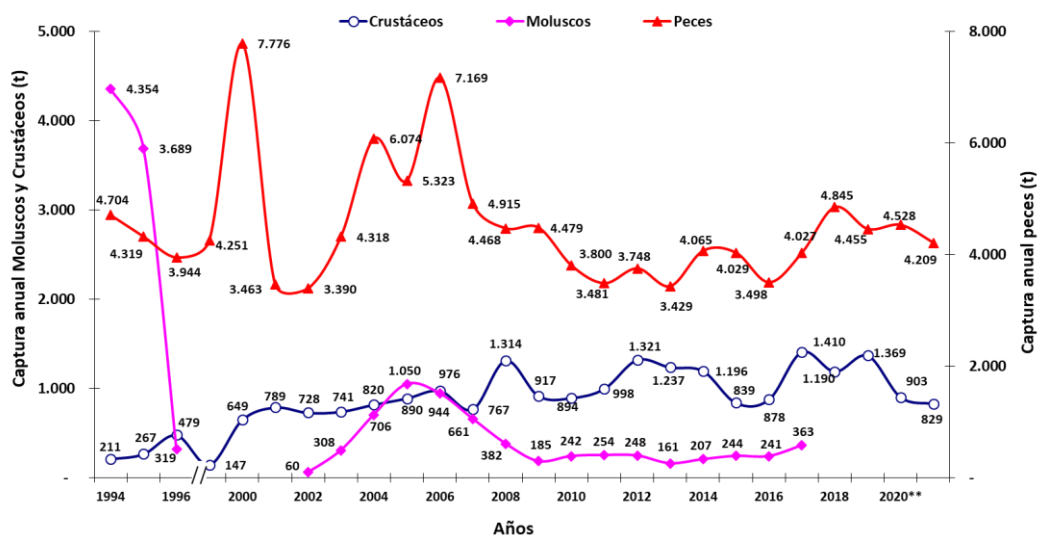


Figura 4-75. Tendencia de la captura total anual de peces, crustáceos y moluscos en la pesquería de la ecorregión CGSM. (1999: 4 meses; 2020 y 2021: 9 meses).

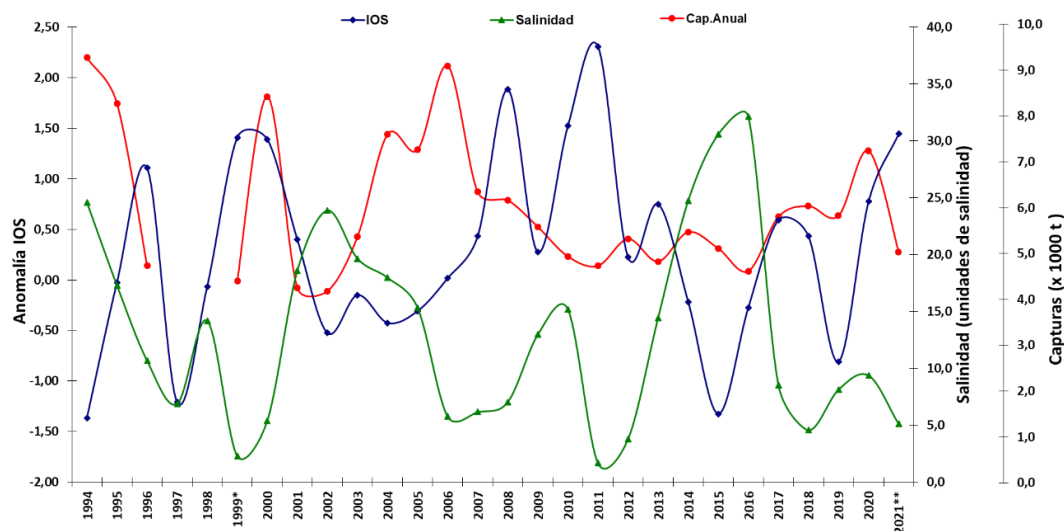


Figura 4-76. Variación multianual del IOS, caudales del río Magdalena, salinidad media y capturas totales en la CGSM. * 4 meses y ** 9 meses.



La captura de peces para 2021, en lo que respecta al periodo evaluado, muestra una disminución por los nueve meses reportados hasta el momento. Sin embargo, se deduce que, de mantenerse la tendencia del estimado en lo que va de 2021, cuando se complete la evaluación a diciembre, este valor estará por encima de la media anual del monitoreo, teniendo en cuenta el registro de un rendimiento significativo, indicado en la media mensual de la captura de peces estimada para este último año (Figura 4-75).

En lo relativo a crustáceos (camarones y jaibas), se denota una tendencia al incremento en la producción pesquera, dada la importancia adquirida por el grupo de jaibas, quienes al inicio de la serie de tiempo no era considerado de importancia comercial como lo es actualmente (producto de exportación). Al igual que en el caso de los peces, teniendo en cuenta la media mensual de producción de crustáceos a corte de septiembre de 2021, resultaría en un rendimiento a final de año que estaría por encima de lo estimado en 2020, pero por debajo de los valores anuales del período 2017-2019, evidenciando un rendimiento relativamente menor al período indicado (Figura 4-75).

Se mostró un descenso brusco en la captura de los moluscos en el sistema, representada por ostras y caracoles, en los años anteriores a las obras hidráulicas. Desde 1996, estos recursos no volvieron a aparecer en las capturas comerciales hasta 2002, cuando empezaron a registrarse capturas de almejas procedentes de las ciénagas de VIPIS, aunque esta zona no fue objeto de monitoreo en los años anteriores, ya que es un sector al interior de Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Los rendimientos pesqueros de los últimos años, comparado con los patrones climáticos del área (IOS y Salinidad) no muestran un patrón como en los años anteriores. Si bien, una disminución de los recursos por un aumento en el IOS y disminución en la salinidad, se denota a partir del año 2006, a partir de 2010 no se muestra una tendencia clara. Esto podría suponer la influencia de otros factores, como el mantenimiento de los caños. Es así como a partir de 2017, con la intervención de los caños, la producción pesquera denota una leve recuperación.

Al hacer un análisis retrospectivo, los ligeros cambios en los valores del IOS en nuestra fuente de información ([NOAA, sf](#)), no muestran una variación significativa y se mantiene en el espectro multianual.

COMPOSICIÓN DE LAS CAPTURAS POR ESPECIES DE PECES

A nivel de composición de especies para el grupo de peces, a partir del año 2000, el número de especies fue mayor de 50 especies, siendo el periodo 2009 – 2014 el de mayor riqueza (Figura 4-77). Las condiciones presentadas desde el 2001 al 2005, favorecieron a las especies estuarinas y marinas, en detrimento de las dulceacuícolas. Contrario a lo registrado en el período 2006-2009, donde se observa una relativa mejora en la representación de las especies dulceacuícolas, en especial la mojarra lora. Sin embargo, durante el periodo 2013-2016, se vieron nuevamente relegadas por las especies estuarinas y marinas (lisa, macabí, mapalé, chivo cabezón y sábalo), por un incremento en la salinidad dada la ocurrencia de un evento niño. Lo anterior muestra un acople de la composición de especies relacionada con la salinidad que es indicadora de la estacionalidad climática.

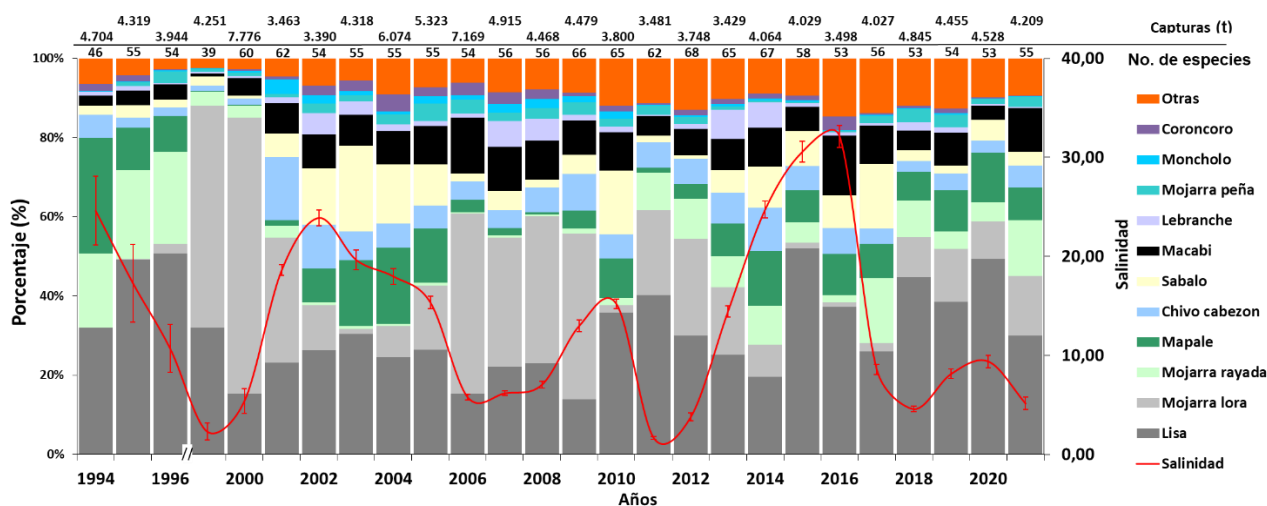


Figura 4-77. Composición interanual de la captura (t) de peces en la ecorregión CGSM (1999- 4 meses, 2021-9 meses).

Para 2018, se registró un descenso de salinidad dado por un evento Niña, condición que permaneció aún en 2019, lo que incidió en la aparición en la producción de especies dulceacuícolas como la mojarra lora y mojarra peña. A pesar que en los últimos años se ha presentado evento Niño, la intervención de los caños ha propiciado que especies estuarinas, como el mápalé, macabí, sábalo y chivo cabezón tengan una alta representación en las capturas, incluyendo lo que va corrido de 2021 (Figura 4-77). Una especie que se destaca en 2021 es la mojarra rayada, que se ha mantenido entre las principales especies desembarcadas desde su restablecimiento en 2011, aunque no en los niveles de mediados de los 90's, a pesar de haber mostrado evidencias de colapso en la pesquería, por causas principalmente ambientales ([Viloria et al, 2012](#)).

Otra especie que se destaca es la mojarra lora, que, para tener condiciones favorables necesita que el agua dulce de los ríos Magdalena y de la SNSM, ingrese a través de los caños en una cantidad de agua que logre balancear y bajar la salinidad, lo cual demora hasta varios meses.

En los últimos 12 años, se destaca entre las principales especies desembarcadas la lisa, el mapalé, la mojarra rayada, macabí, sábalo y chivo cabezón.

La composición de especies está completamente influenciada principalmente por la salinidad del sistema. Lo eventos climáticos hacen que esta variación sea bastante amplia logrando que, en algunos años, la composición de las especies esté predominada por especies estuarinas tradicionales (lisa, chivo mapalé y sábalo), y en otros esté dominada por especies dulceacuícolas como mojarra lora.

Sin embargo, en algunos años, esta relación no se ha dado de forma marcada en el mismo año, sino que se ha visto retardada, lo que ha afectado el valor anual de la captura y podría indicar que los rendimientos también se afectan por otro factor cómo la drástica reducción de microalgas,

principalmente diatomeas (Bautista et al., 2010), principal alimento de las tilapias. Esta alternancia de especies hace que también se considere importante analizar la batimetría de la CGSM, teniendo en cuenta que una reducción de la columna de agua, debida a la sedimentación acumulada, implica menor volumen de agua disponible para los peces y perturbaciones en los cambios de salinidad y temperatura.

COMPOSICIÓN DE LAS CAPTURAS POR ESPECIES DE INVERTEBRADOS

En la composición de los invertebrados es importante mencionar que desde 2018 solo está registrada la participación de los crustáceos, teniendo en cuenta que en este tiempo no se realizó monitoreo en la VIPIS, único relicto del molusco almeja en la ecorregión CGSM. A pesar de esto, el incremento en la producción de este grupo es destacado, soportado solamente por los crustáceos (jaibas y camarones principalmente) (Figura 4-78). El recurso jaibas, en el que se evidencian capturas de varias especies *Callinectes danae*, los nuevos registros en la CGSM de *C. exasperatus*, *Arenaeus cribarius* y la introducida *Charybdis helleri*, su registro es limitado dado que en algunas especies es ocasional su aparición, y al momento de comercializarse son mezcladas, por lo que solo se tienen en cuenta las de mayor producción *C. sapidus* (jaiba azul) y *C. bocourti* (jaiba roja). En el caso de los camarones se evidenció desde hace doce años la presencia del camarón tigre *Penaeus monodon* (Anexo 8-8).

Se destaca que para 2008 se obtuvo para el recurso camarón el registro más alto de este crustáceo en la serie temporal del monitoreo de capturas (461,3 t), mientras que, a septiembre de 2021, se han registrado 186,9 t. Para las jaibas, recurso mayoritario en la captura de los crustáceos, el año con mayor desembarco fue en 2017 con 1079 t, y hasta septiembre de 2021 se han registrado un total de 642 t (Figura 4-78). De mantenerse las capturas promedio mensuales, se deduce que a final del año sus capturas estarán por debajo del promedio anual capturado en el período 2017-2019 (1.044 t \pm 47 t). La mayor contribución en la composición por especie de estos decápodos en 2021, ha sido de jaiba azul (*C. sapidus*) con un aporte del 55,9 %.

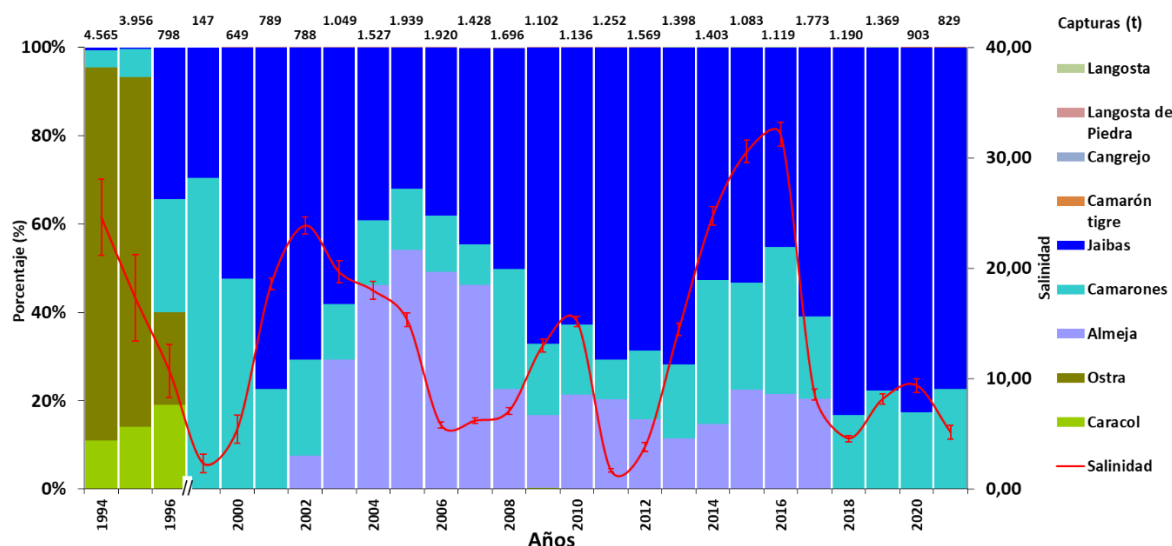


Figura 4-78. Composición interanual de la captura de invertebrados en la ecorregión (1999:4 meses, 2021:9 meses).



En el caso de los moluscos (almejas – *Polymesoda solida*), que no fue objeto de registro en los cuatro últimos años, su mayor captura fue en 2005 con 1.050 t aproximadamente (Figura 4-78). De la extracción histórica de la almeja, se mantiene la preocupación, si se tiene en cuenta que constituyen la única evidencia de moluscos explotados en la ecorregión, debido a que la ostra y el caracol no manifiestan síntomas claros de recuperación como recursos pesqueros.

En las dos últimas décadas las jaibas representan el mayor recurso en la captura de los crustáceos en la CGSM.

Referente a los otros moluscos, se registraron desembarcos de los recursos caracoles y ostras en 2007, 2009, 2010, 2013, 2014, 2016 y en 2017; sin embargo, en mínima proporción en comparación con los valores registrados hasta 1996, razón por la cual no se aprecian en la Figura 4-78, como ocurre con los calamares que su pequeña cantidad no permite que se visualice en 2011, 2012, 2013 y 2016 (14, 5, 25 y 3 kg respectivamente).

CAPTURA TOTAL ANUAL PARA LOS PRINCIPALES SITIOS DE DESEMBARCO POR ARTE Y/ O MÉTODO DE PESCA

En la Figura 4-79 se presenta la captura discriminada por sitio de desembarco y arte o método de pesca en el área de la CGSM, con el propósito de determinar el uso de los diferentes procedimientos aplicados en la obtención de los recursos pesqueros, de manera que contribuya al aporte de recomendaciones para la gestión y manejo de los mismos.

En la CGSM se utilizan alrededor de 13 denominaciones de artes o métodos de pesca, los cuales se aplican de acuerdo a recursos objetos de captura, por ejemplo el buceo para la extracción de almejas, ostras y caracoles, el palangre por lo general para la captura de chivos mapalé o cabezón, chinchorras y chinchorros para mojarra lora, nasas para jaibas, redes camaroneras (releo o garceo) para camarón, atarrayas y redes de enmalle (fijas- trasmallos, boliches y zangarreo) para la captura de peces diversos de acuerdo al comportamiento estacional de los mismos. Lo registros indican diferencias de uso de estos artes de pesca a nivel de sitios de desembarco, como se describe a continuación:

En el Caño Clarín – KM 15, con registros de capturas anuales entre 1999 y septiembre de 2021, entre 62,2 t y 778,9 t, el arte de mayor utilización son las redes de enmalle fijas (trasmallos) con el 65,2 % de participación en la obtención de los desembarcos anuales, seguidas de las atarrayas con el 18 %.

En el área aledaña a la Ciénaga del Torno, ubicada en el área protegida de la VIPIS, con información entre el año 2002 y 2017, se han estimado capturas anuales entre 92,7 t y 1.118,5 t, con mayor incidencia en la extracción de recursos de las unidades de pesca de buceo (almejas) con el 82,5 %, caracterizándose estas unidades por la participación de un porcentaje representativo de pescadores de Barranquilla. El otro arte en importancia en esta área son las redes de enmalle fijas-trasmallos con el 10,5 % en la representación de las capturas.



INFORME TÉCNICO FINAL 2021:
“MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE LOS
RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA GRANDE
DE SANTA MARTA”

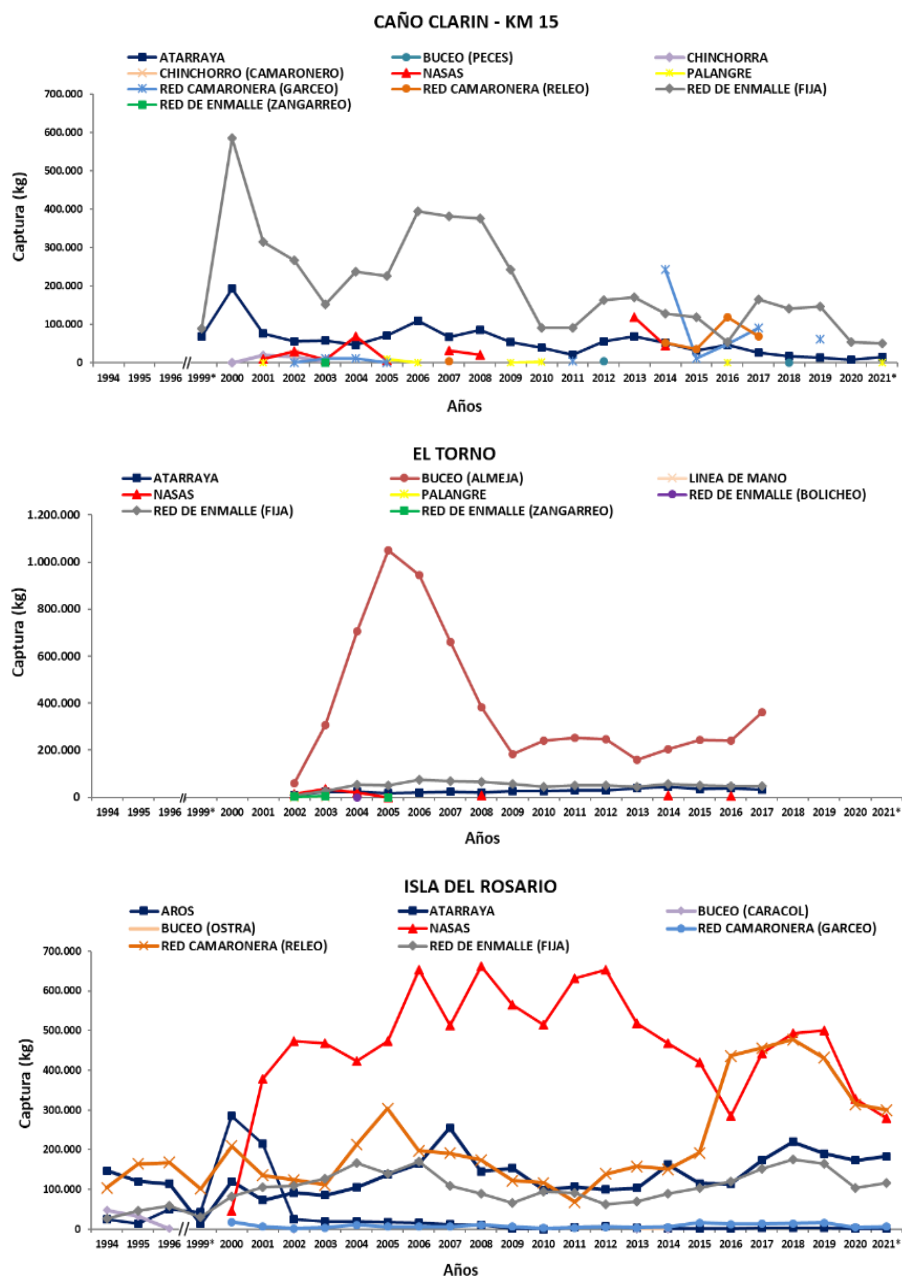
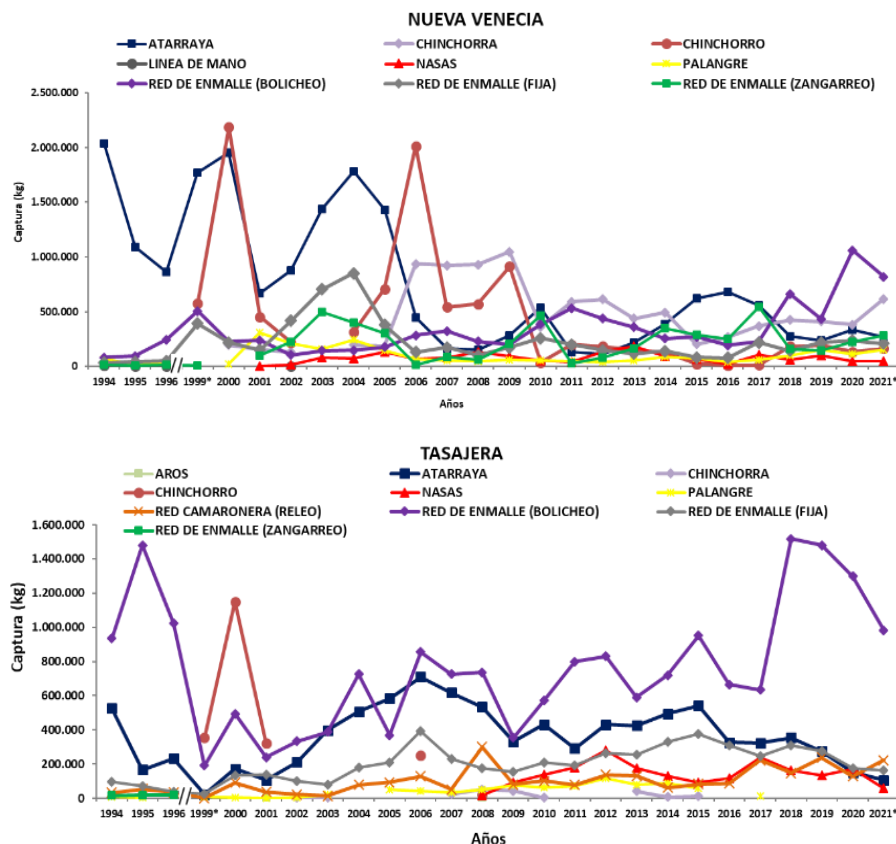


Figura 4-79. Captura total anual para los principales sitios de desembarco por arte y/ o método de pesca en la ecorregión CGSM. * 4 meses y ** 9 meses.



Continuación Figura 4.79. Captura total anual para los principales sitios de desembarco por arte y/ o método de pesca en la ecorregión CGSM. * 4 meses y ** 9 meses.

En cuanto al sitio Isla del Rosario, con registros entre 1994 y septiembre de 2021, excluyendo a 1999 (solo 4 meses de registro), se han obtenido capturas anuales que oscilaron entre 352,1 t y 1.382,7 t, beneficiándose en mayor proporción los pescadores que utilizan el arte nasas (jaibas) con el 44,4 % de participación, siguiendo en el orden los de redes camaroneras (releo) con el 24,2 %, los de atarraya con el 15,1 % y los de redes de enmalle fijas (trasmallos) con el 11,6 % correspondientemente.

En relación con Nueva Venecia con datos entre 1994 y lo que va a septiembre de 2021, la producción pesquera desembarcada anualmente ha oscilado entre 1.190,1 t y 4.794,7 t, con mayor rendimiento del arte tradicionalmente más usado en la CGSM, las atarrayas, con representación en las capturas del 30,9 %, seguido del chinchorro de arrastre con el 15,9 % y la chinchorra con el 15,8 %, estos dos últimos aplicados posteriormente a la reapertura de los caños, con principal objeto de captura de la mojarra lora. En el orden figuran las redes de enmalle, distribuidas en los métodos boliche con el 13,8 %, trasmallos con el 9,4 % y el zangarreo con el 7,8 % respectivamente del total de las capturas anuales obtenidas.

El otro sitio de desembarco donde actualmente se aplica el monitoreo es Tasajera, con datos entre 1994 y hasta septiembre de 2021, excluyendo a 1999 (4 meses de registro), las estimaciones anuales variaron entre 675,8 t y 2.489,2 t, con mayor aplicación en la obtención de las capturas de las redes de enmalle boliche con el 47,3 %, las atarrayas con el 22 % y los trasmallos con el 12,2 %.



RELACIÓN DE LA CAPTURA (T), ESFUERZO DE PESCA (FAENAS) Y CAPTURA POR UNIDAD DE ESFUERZO (KG/FAENA) DE LOS PRINCIPALES ARTES Y/O MÉTODOS DE PESCA.

En la Figura 4-80 se presenta la relación de las estimaciones de las capturas, el esfuerzo de pesca y la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) anual para los principales artes y métodos de pesca utilizados en la CGSM, para determinar el grado de incidencia de éstos sobre los principales recursos pesqueros.

En la relación analizada se distinguen los altos niveles de esfuerzo antes de la apertura de los caños (1994-1996) para las atarrayas, boliches y redes camaroneras, contra valores de CPUE relativamente bajos. Este indicador de abundancia mostró incrementos para todos los artes en 1999-2000 (posterior a la reapertura de los caños), descendiendo sus niveles en 2001 y 2002, producto de las bajas capturas en estos años, no sólo para estos tres artes, sino para el total de los rendimientos anuales de la pesquería (Figura 4-80 a, b y d).

En el caso de las atarrayas, se evidencia un incremento en el indicador de abundancia relativa (CPUE) en 1999-2000, reiterando la disminución desde 2001, con comportamiento relativamente constante posteriormente hasta lo registrado en 2021; aunque con oscilaciones entre 21 y 41 kg/faena, y evidente descenso en los años 2002 y 2011. Referente al boliche presenta un perfil irregular, determinándose que los aumentos de la CPUE después de 2003 se explican más por la disminución en el número de faenas que por los rendimientos obtenidos; destacan los valores de 2018 y 2020 como de los más altos niveles del indicador CPUE (122,7 y 136,20 kg/faena), superados solamente por el estimado en cuatro meses en 1999. Para redes camaroneras, la CPUE muestra una tendencia creciente a partir de 2004, con algunas oscilaciones entre 2009 y 2015, con claro incremento en 2016 y 2017 y aunque bajando entre 2018-2021, se evidencian junto con el registro de 2016-2017, en este período, los mayores valores obtenidos de este índice (entre 9,9 y 15,4 kg/faena).

En los trasmallos (Figura 4-80c), se dio una situación contraria a la de los tres artes analizados anteriormente, con registro de una baja captura y bajo número de faenas en el antes, mostrando mejores niveles de estas variables de desempeño en el después, principalmente entre 2003 y 2007, registrando incremento significativo en el valor de CPUE en el 2000, continuando con disminución progresiva posteriormente.

Las nasas que se registran desde 2000 (Figura 4-80e), al igual que las redes camaroneras (camarones), tiene un objetivo de captura (las jaibas), que comparte con otro arte, los aros. Se distingue al inicio de su actividad una captura y un esfuerzo mínimo, pero con una alta CPUE, posteriormente con incentivos en la comercialización a través de las empresas procesadoras de este recurso con destino a la exportación, se intensificó la actividad pasando de un esfuerzo de 1.078 faenas y una CPUE de 43,1 kg/faena en 2000 a 14.973 faenas y una CPUE de 26,1 kg/faena en 2001, es decir con este esfuerzo este indicador de abundancia relativa del recurso se redujo en un 39,4 %.

En los años siguientes (2002-2008) se incrementó aún más el esfuerzo, manteniéndose relativamente constante en un rango entre 20.172 y 27.079 faenas y CPUE entre los 20 y 32 kg/faena, prolongándose este incremento en los años posteriores entre 2009 y lo estimado a 2014, alcanzando niveles de esfuerzo entre 35.419 faenas (2013) y 37.242 faenas (2014) (mayor valor del esfuerzo del período analizado), manteniéndose el rango de abundancia relativa (CPUE) determinado en el período 2002-2008, a excepción de los períodos 2006-2008 y 2011-2013, con valores mayores.



De 2007 a 2009 se evidencia una disminución progresiva en la captura y en la CPUE, con los artes de pesca atarrayas, boliches y trasmallos, a pesar de reducirse el esfuerzo, probablemente por desestimulo en los ingresos provenientes del pescado. Con las redes camaroneras y las nasas, la caída se produce después de un pico de producción, relativamente alto en 2008. Para las nasas, entre 2010 y 2012, la CPUE, indica una tendencia creciente, con disminución entre 2013 y 2016, invirtiéndose la tendencia en 2017-2019, mermando en 2020 y lo que va de 2021.

El mayor número de faenas en los artes analizados, es aplicado por las redes camaroneras con un rango de faenas anuales de 27.003 - 128.720, seguido por las atarrayas (27.060 - 121.644), los trasmallos (14.878 - 40.502), los boliches (8.495 - 25.642) y las nasas (1.078 - 37.242).

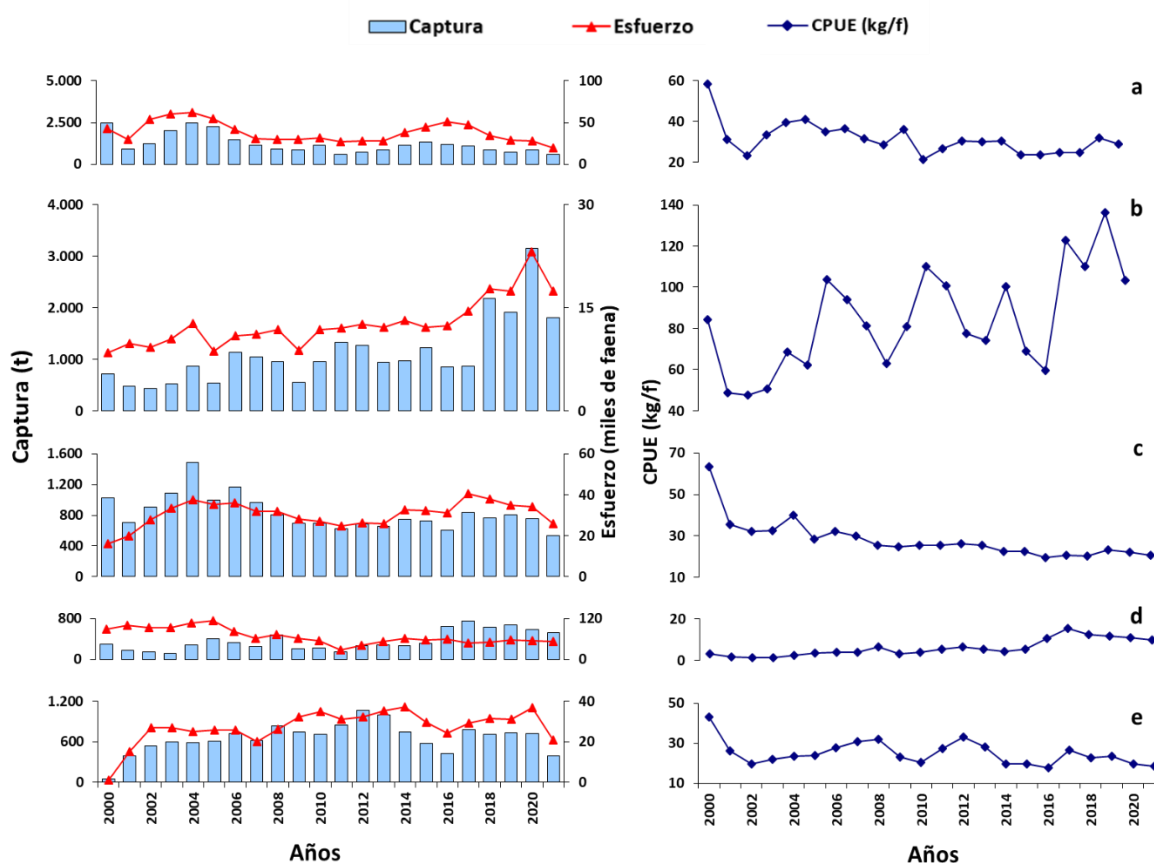


Figura 4-80. Captura, esfuerzo y captura por unidad de esfuerzo por arte de pesca (a) Atarraya, (b) Red de enmalle boliche, (c) Red de enmalle fija (trasmallo), (d) Red camaronera releo y (e) Nasas, en la ecorregión CGSM. (1999-4 meses y 2021-9 meses).

4.3.2. En los aspectos económicos de la actividad pesquera en la CGSM, ¿cómo inciden la composición de las capturas en los ingresos económicos de los pescadores?

COMPARACIÓN INTERANUAL DE LAS CAPTURAS E INGRESOS ECONÓMICOS EN LA PESQUERÍA DE CGSM.

El impacto bioeconómico de las obras hidráulicas y de los eventos climáticos globales sobre la pesquería de la ecorregión se evaluó comparando la captura total de todas las especies junto con los ingresos económicos generados durante los años de monitoreo. A precios corrientes, se evidencia de manera general una tendencia creciente, no obstante, se tiene que a partir de 2001, la captura e ingresos disminuyeron; alternándose la tendencia desde 2004, donde se observó un aumento tanto en los ingresos como en las capturas, destacando al 2006 en el que sobresalió el valor promedio de la captura registrado en el 2000, llegando a valores aproximados a los de 1994, comportándose los ingresos posteriormente comparativamente constantes hasta 2011, acrecentándose en lo estimado de 2012 a 2014, cayendo en lo estimado a partir de 2015, aunque con ligero incremento en lo evaluado en 2017, 2019 y en lo que va de 2021, tanto en la captura como en los ingresos (Figura 4-81). El incremento del ingreso en 2006, se relaciona con el aumento en este año en más del 100 % en el precio de la especie dulceacuícola mojarra lora ya introducida en el mercado, la cual ha mostrado mayor participación en las capturas, contrario a la disminución y lenta recuperación que han presentado las especies estuarinas de mayor valor comercial.

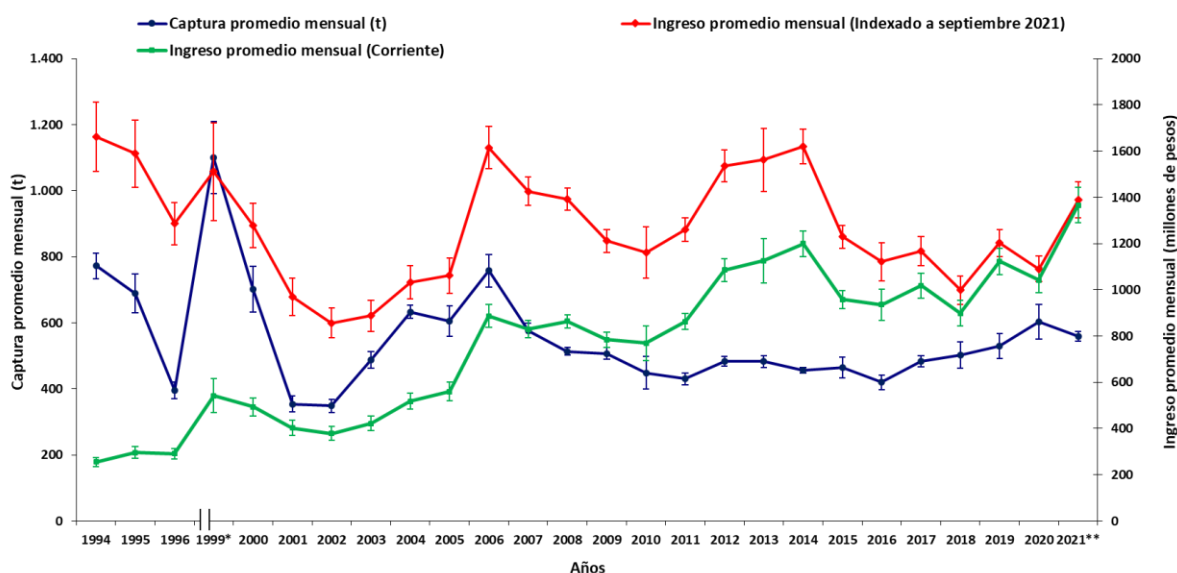


Figura 4-81. Comparación interanual de las capturas e ingresos económicos a precios corrientes e indexados a precios de septiembre de 2021 para el total de especies capturadas con todos los artes en la pesquería de CGSM. *4 meses y ** 9 meses.

En cuanto a 2007, aunque la mojarra lora tuvo una figuración importante, el promedio general de capturas descendió y por ende el ingreso correspondiente a este año. Contradictoriamente, aunque se registró descenso de los promedios de captura en lo determinado para 2008, los ingresos se



mantuvieron, aún a pesar de que los precios promedios de las especies disminuyeron, atribuyéndose este restablecimiento a los aportes realizados por el arte redes camaroneras releo, que aumentaron considerablemente sus capturas del recurso camarón en lo valorado para este último año, con mayor énfasis en el sitio Tasajera, que amplió sus rendimientos en casi cinco veces con respecto a lo estimado para 2007, seguido de Isla del Rosario que aumentó en un 125 %. Esto es indicador de mejores ingresos a los pescadores que utilizan este arte, destacando por supuesto a Tasajera que ascendió en un 331 % e Isla del Rosario en un 79,4 %. Esta situación contrasta con el resto de artes que descendieron, tanto en sus capturas como en ingresos. En 2009 y en adelante hasta lo registrado al corte de 2021, aunque con ligero aumento entre 2017 y lo valorado a septiembre de 2021, continuó la disminución de los promedios mensuales de captura, sin embargo, los niveles de ingreso se mantuvieron, incluso con evidente aumento en lo evaluado entre 2012 y 2014, en donde se notó la recuperación en la producción desde 2011 de la especie de mayor valor comercial en el área, la mojarra rayada. No obstante, lo anterior es evidente el descenso en 2015-2018, producto de la disminución de la producción pesquera, pero mejorando en 2019 y lo que va de 2021.

En relación a la figuración a precios constantes (Figura 4-81), es evidente la falta de correspondencia entre la captura promedio mensual y los ingresos promedios mensuales de la pesquería en el año 2000, debido al cambio en la composición de la captura, manifestado en mayor aporte de especies dulceacuícolas de poca aceptación en el mercado, como la mojarra lora, de bajos precios. Al igual que lo analizado a precios corrientes se evidencia un comportamiento similar, en la cual se reflejó la peor época del monitoreo referente a la producción e ingresos mensuales (2001 – 2002), apreciándose recuperación entre 2004-2006, a partir del cual los precios de venta de algunos recursos, incluida la mojarra lora, mejoraron, destacando también lo registrado en el período 2012-2014, donde se estimó que los ingresos de la pesquería a precios constantes se han mantenido, a pesar de la disminución paulatina del recurso pesquero, no obstante, con tendencia de continuidad del declive de los ingresos de la pesquería. Estos valores promedios mensuales oscilaron entre 856 (± 65) y 1.661 (± 150) millones COP, en 2002 y 1994, correspondientemente.

Los valores de los ingresos promedios mensuales de la pesquería de la CGSM fueron superiores a los 800 millones COP.

RENTA ECONÓMICA POR PESCADOR PARA LOS PRINCIPALES SITIOS DE DESEMBARCO POR ARTE Y/O MÉTODO DE PESCA EN LA ECORREGIÓN CGSM.

Con base en la relación de las capturas de los artes y métodos de pesca por sitio de desembarco, los ingresos y costos de operación por Unidad Económica de Pesca (UEP), se determinó el indicador renta económica por pescador, correspondiente a los principales artes y su comparación con el salario mínimo mensual legal vigente (SMMLV) correspondiente a cada año evaluado.

En la relación presentada en la Figura 4-82, al igual que el análisis de las capturas, el indicador de renta económica se determinó a nivel de sitio de desembarco, reiterando las diferencias existentes en los usos de los artes y la ubicación geográfica de los mismos, en ese orden de ideas, se presentan las siguientes consideraciones.



INFORME TÉCNICO FINAL 2021:
"MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE LOS
RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA GRANDE
DE SANTA MARTA"

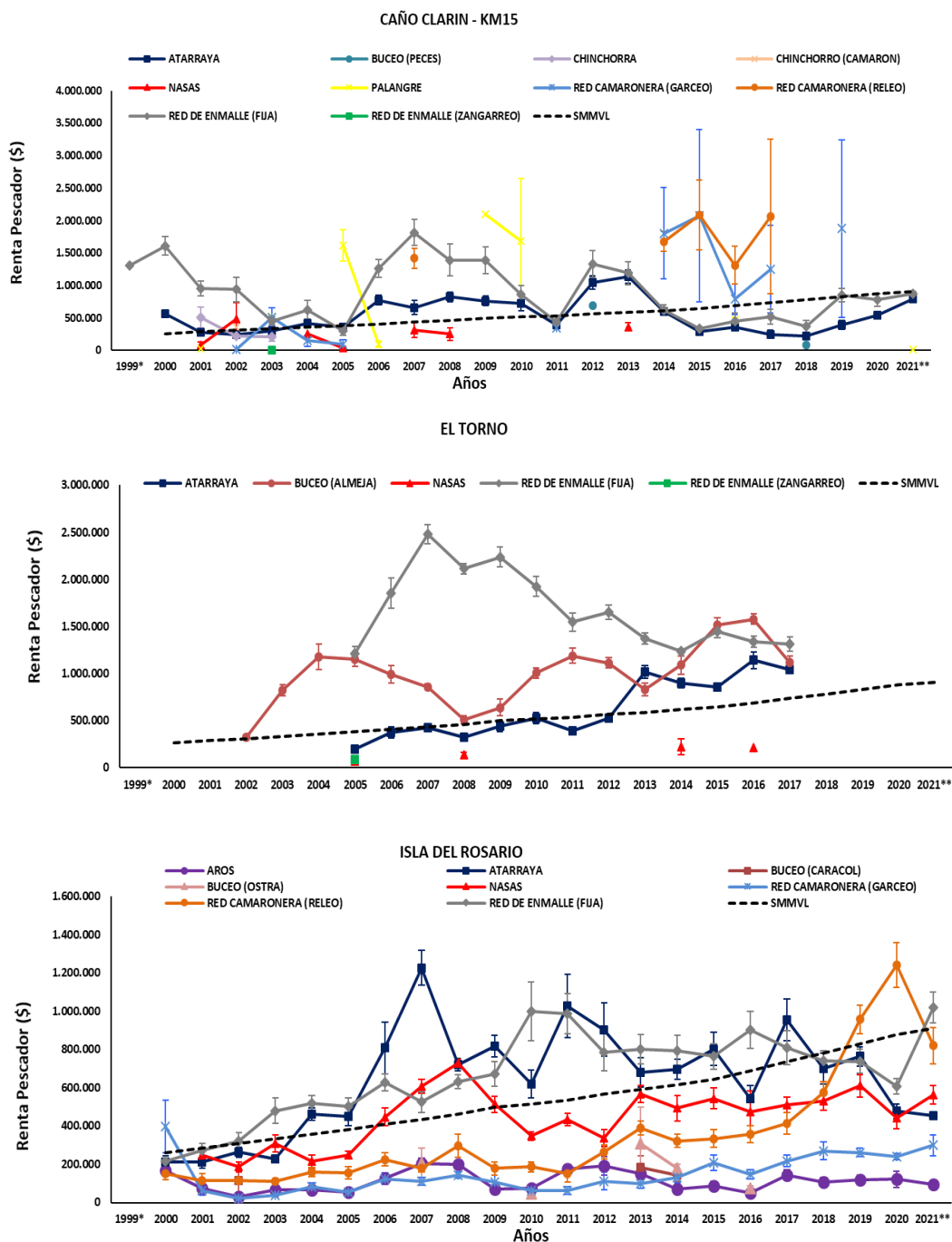
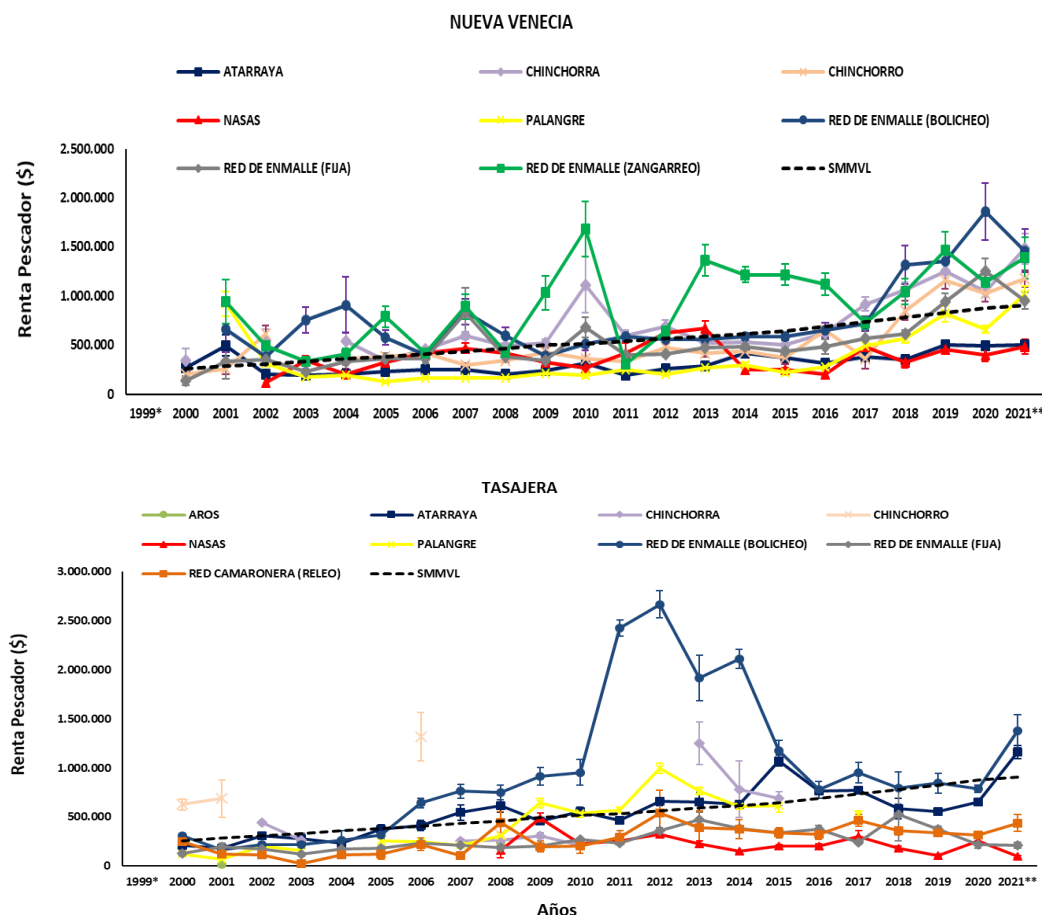


Figura 4-82. Renta económica por pescador para los principales sitios de desembarco por arte y/ o método de pesca en la ecorregión CGSM. * 4 meses y ** 9 meses.



Continuación Figura 4-82. Renta económica por pescador para los principales sitios de desembarco por arte y/o método de pesca en la ecorregión CGSM. * 4 meses y ** 9 meses.

En relación al sitio Caño Clarín-Km 15, los pescadores que utilizan los artes de mayor incidencia, redes de enmalle fijas (trasmallos) y atarrayas, en gran parte de los años superaron el punto de referencia (SMMVL), no obstante, estuvieron por debajo o ligeramente por arriba en los últimos siete años analizados (2014-2021), con menor rendimiento para los de atarrayas. En referencia a los que usan redes camaroneras (garceo y releo), en 2014-2019 estuvieron por encima de este indicador, producto del incremento de la captura del recurso camarón.

Referente a los pescadores que faenan en el área aledaña a la Ciénaga del Torno (VIPIS), los que emplean el arte de mayor incidencia buceo (almeja) superaron el umbral de referencia del total de la serie plurianual monitoreada, de igual manera los que utilizan el trasmallo, en cuanto a los de atarrayas solo superaron el SMMVL en el período 2013-2017. Se reitera la falta de datos en 2018-2021. Los de Isla del Rosario, con mayor uso de nasas (jaibas) y redes camaroneras (camarón), en términos generales no superaron el punto de referencia, a excepción del período 2006-2009 en que los que usan las nasas, que lo superaron en un bajo margen y las redes camaroneras en 2019-2020. En su orden los de trasmallos y atarrayas, estuvieron por encima en la mayor parte del período evaluado, con caída por debajo en 2018-2020 para los que pescan con trasmallos y en los tres últimos años para los de atarraya.



En Nueva Venecia, las utilidades registradas por los pescadores relacionados con los artes de pesca aplicados en el período de monitoreo, mostró una tendencia relativamente constante alrededor del SMMLV, a excepción de los que usan las redes de enmalle que aplican el método zangarreo (ilícito) que superaron el SMMLV en la mayoría de años.

Relativo a Tasajera, presentó igual situación que los pescadores de Nueva Venecia en cuanto a la tendencia de registros de la renta económica alrededor del SMMLV en la mayoría de los artes, excepto los pescadores que aplican el método del boliche, en la que este indicador lo superó desde el 2006 hasta 2017, llegando alrededor del mismo entre 2018 y 2020, mostrando ligera recuperación en lo que va de 2021. Se destaca el período 2011-2014, donde los valores llegaron a representar entre 3,2 y 4,7 veces este umbral de referencia, donde incidió en mayor grado la recuperación de los rendimientos de producción pesquera de la especie de mayor importancia comercial (mojarra rayada).

4.3.3. ¿Cuál es el estado actual de algunos indicadores reproductivos de especies de importancia comercial en la pesquería de la CGSM?

Oreochromis niloticus (Mojarra lora)

Durante el periodo comprendido entre febrero 2020 a septiembre 2021 se obtuvieron 419 organismos con intervalos de talla entre 15 cm y 26,5 cm de longitud total y peso total entre 83,4 g a 476,2 g. De las mojarra lora analizadas, 212 fueron hembras (50,60 %), 196 (46,78 %) machos y tan solo 10 (2,39 %) se catalogaron como indeterminados (Tabla 4-10). La proporción estimada H:M fue 1:1,08, la cual indica que no hay diferencias significativas entre sexos ($X=0,62$; $p\text{-valor} > 0,05$).

Tabla 4-10 Parámetros estimados de la principal variable morfométrica y pesaje datados en laboratorio de la mojarra lora (*Oreochromis niloticus*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Parámetros	Sexo		
	Hembra	Macho	Indeterminado
n Lt	212	196	10
Mín. Lt (cm)	15	15	16
Máx. Lt (cm)	25,5	26,5	21
$\bar{X} \pm EE$ Lt(cm)	18,73 \pm 0,12	18,54 \pm 0,15	18,53 \pm 0,54
n Pt	212	196	10
Mín. Pt (g)	88,4	83,4	95,5
Máx. Pt (g)	361,4	476,2	206,1
$\bar{X} \pm EE$ Pt (g)	157,81 \pm 3,27	156,45 \pm 4,39	142,51 \pm 11,20

En cuanto a la madurez gonádica, los estadios con mayor frecuencia de aparición durante el periodo analizado fueron II y III, los cuales corresponden a individuos en condición inmaduros y a inicio de la maduración, respectivamente (Figura 4-83 a). Por su parte, los individuos identificados en estado IV (aptos para reproducción) se encontraron con mayor proporción modal en febrero, marzo y septiembre de 2020 y, en enero y septiembre de 2021. El comportamiento anual del IGS indica un incremento en sus valores en los meses de mayor proporción de individuos maduros y mostrando

una relación inversa con el IHS. Lo anterior sugiere dos posibles épocas de reproducción; la primera, en los meses de enero-marzo y una segunda en septiembre (Figura 4-83 b). En lo que refiere al análisis por talla, se identificó al individuo maduro de menor tamaño a los 16,5 cm Lt y se estimó de manera preliminar la talla de madurez (sexos combinados) fue de 19,03 cm Lt (IC 18,73 \pm 19,35), a partir de un tamaño muestral de 395 individuos (Figura 4-84).

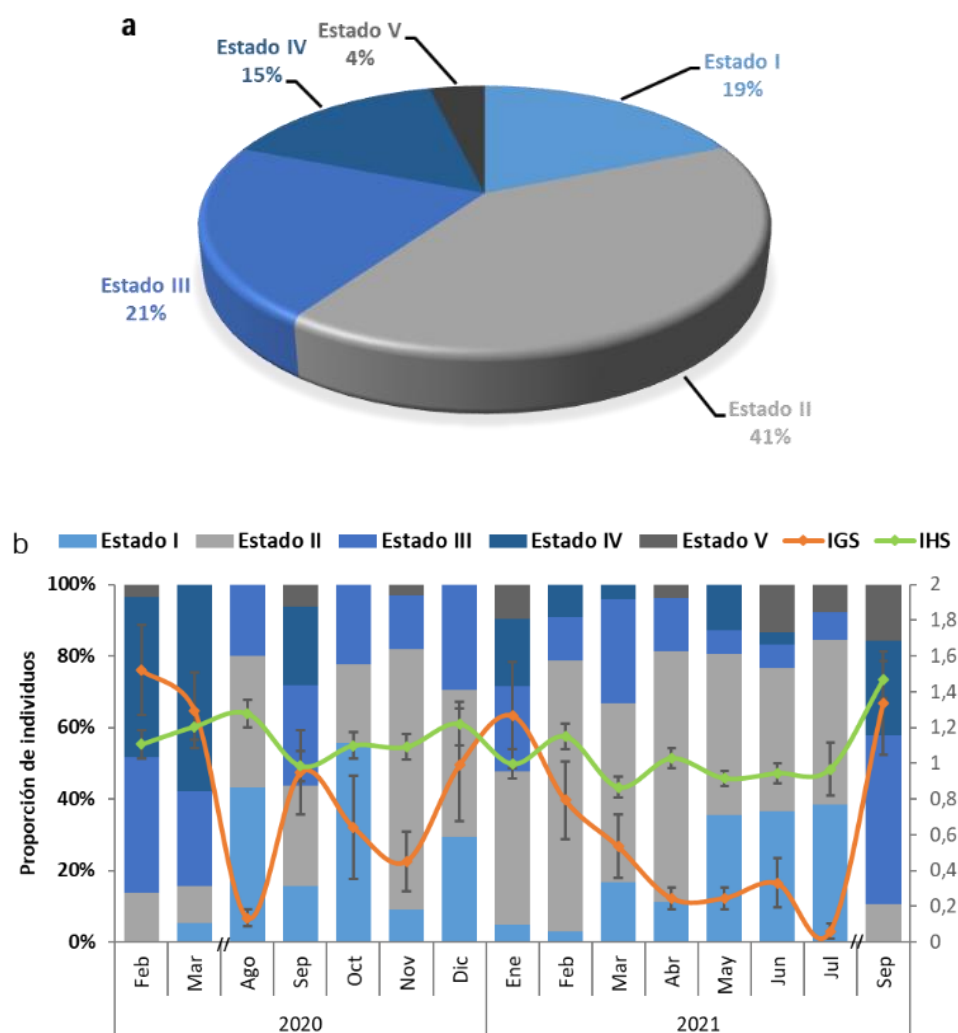


Figura 4-83. (a) Proporción de estados de madurez y (b) estacionalidad reproductiva para la mojarra lora (*Oreochromis niloticus*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

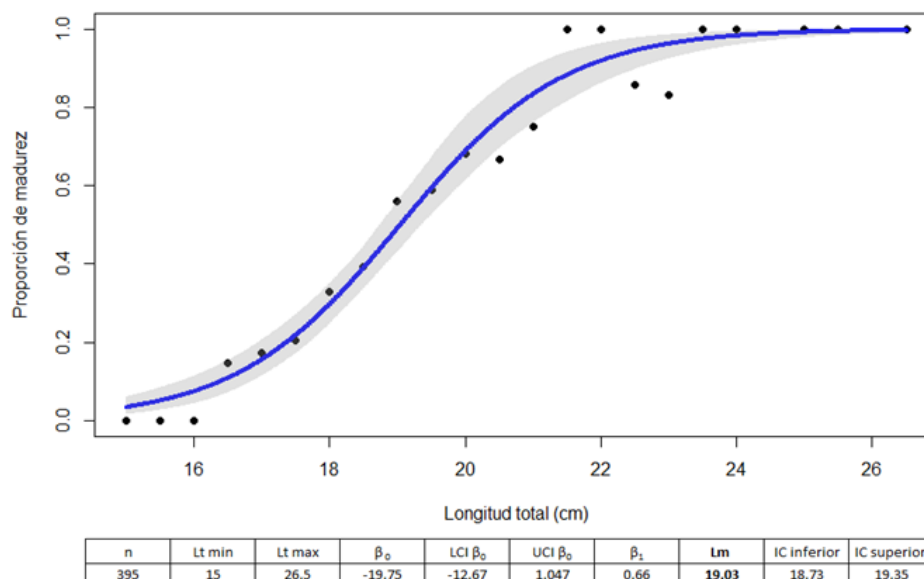


Figura 4-84. Talla de madurez sexual (TM) para sexos combinados de la mojarra lora (*Oreochromis niloticus*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Caquetaia kraussi (Mojarra peña)

Se analizaron un total de 205 individuos de *C. kraussi* colectados durante el periodo evaluado (febrero de 2021 a septiembre 2021) en la CGSM, sin embargo, en agosto no se lograron coleccionar muestras. Del total el 47,31 % (n = 98) fueron hembras, el 52,68 % (n=108) machos, determinándose una proporción H:M de 1:0,9, la cual no es significativamente diferente de 1:1 ($\chi^2 = 0,48$; p-valor >0,05) (Tabla 4-11).

Tabla 4-11. Parámetros estimados de la principal variable morfométrica y pesaje datados en laboratorio de la mojarra peña (*Caquetaia kraussi*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Parámetros	Sexo	
	Hembra	Macho
n Lt	97	108
Mín. Lt (cm)	13	13
Máx. Lt (cm)	21	22
$\bar{X} \pm EE$ Lt (cm)	16,70 \pm 0,13	17,29 \pm 0,17
n Pt	97	108
Mín. Pt (g)	52,4	46,7
Máx. Pt (g)	167,3	222,3
$\bar{X} \pm EE$ Pt (g)	92,74,81 \pm 2,17	101,18 \pm 2,82

El desarrollo gonadal indico mayor representación de individuos en estado II (inmaduro), con cerca del 37% (76 ind) del total analizado, seguidos por los individuos en estado III y IV (Inicio de la

maduración y maduros, respetivamente) (Figura 4-85 a). Por su parte, la progresión gonadal con relación al IGS muestra los valores más altos de este índice en los meses de abril, mayo y junio, tiempo en el cual se registraron las mayores frecuencias de individuos en actividad reproductiva, destacando la presencia de individuos en estado de desove en los meses junio y julio (Figura 4-85 b). Sin embargo, lo anterior no permite inferir posibles picos de reproducción, considerando que la información registrada no abarca un ciclo reproductivo completo en el cual se tengan en cuenta diferentes épocas climáticas que podrían modular la actividad de la especie. En cuanto a la estimación de la TM, ésta se determinó de manera preliminar con base a la integración de los individuos analizados a partir de febrero de 2020 a septiembre de 2021, estimándose para esta especie en 14,71 cm Lt con intervalos de confianza de 13,64 – 15,28 a partir de 201 individuos (Figura 4-86).

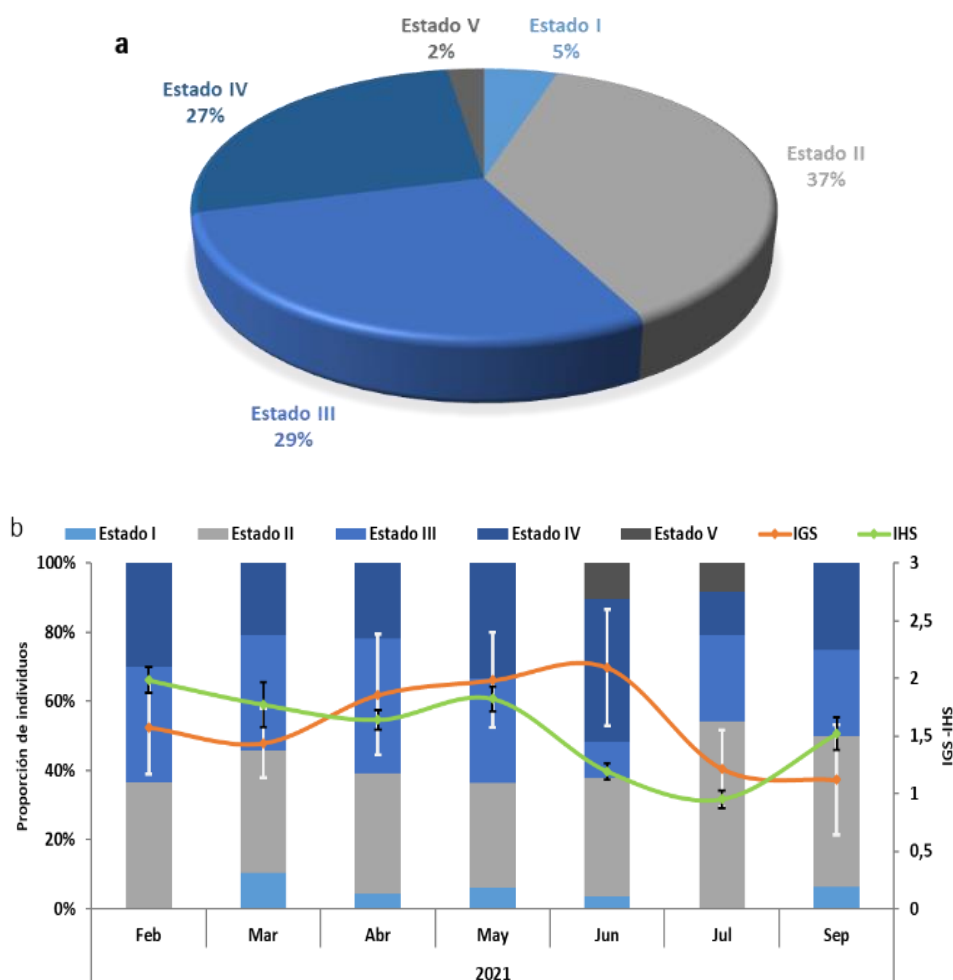


Figura 4-85. (a) Proporción de estados de madurez y (b) estacionalidad reproductiva para la mojarra peña (*Caquetaia kraussi*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

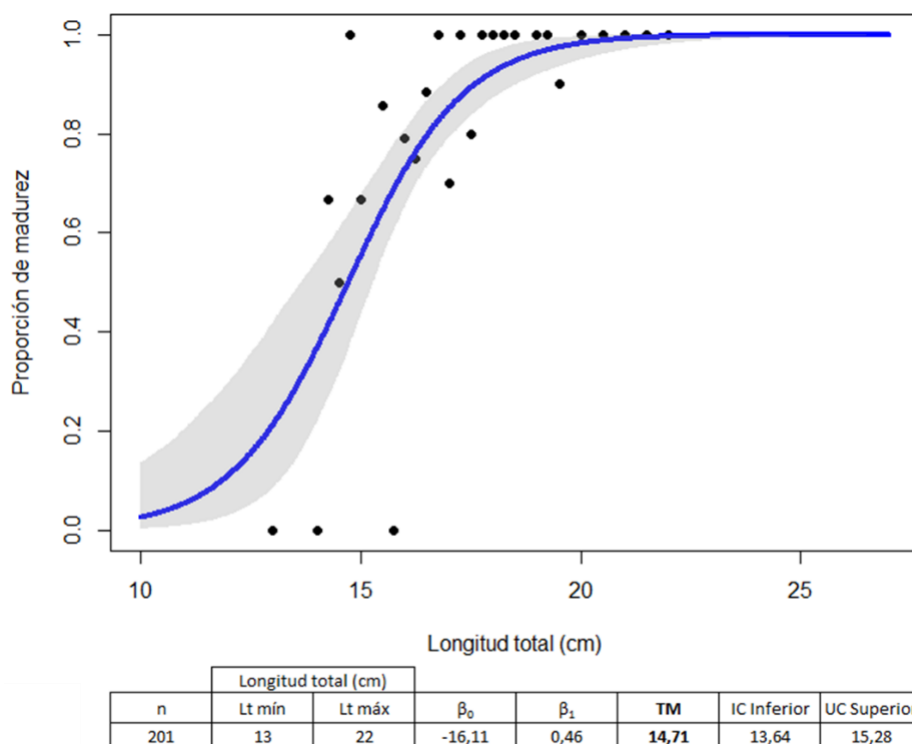


Figura 4-86. Talla de madurez sexual (TM) para sexos combinados de la mojarra peña (*Caquetaia kraussi*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Triportheus Magdalenae (Arenca)

De *T. magdalenae* se analizaron 85 individuos, de los cuales el 67,05 % (n= 57) fueron hembras y el 32,94 % (n= 28) machos. La proporción sexual para estos individuos presentaron diferencias significativas de la proporción esperada ($\chi^2= 9,89$; p-valor < 0,05) (Tabla 4-12). Es importante señalar, que el bajo número de muestras se debe a la baja representatividad de la especie en algunos meses de muestreo.

Tabla 4-12. Parámetros estimados de la principal variable morfométrica y pesaje datados en laboratorio de la arenca (*Triportheus magdalenae*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Parámetros	Sexo	
	Hembra	Macho
n Lt	57	28
Mín. Lt (cm)	15	15
Máx. Lt (cm)	22	21.5
$\bar{X} \pm EE$ Lt (cm)	18,46 \pm 0,21	18,39 \pm 1,92
n Pt	57	28
Mín. Pt (g)	24.2	27.4
Máx. Pt (g)	97.4	84.2
$\bar{X} \pm EE$ Pt (g)	57,46 \pm 2,12	57,25 \pm 2,88

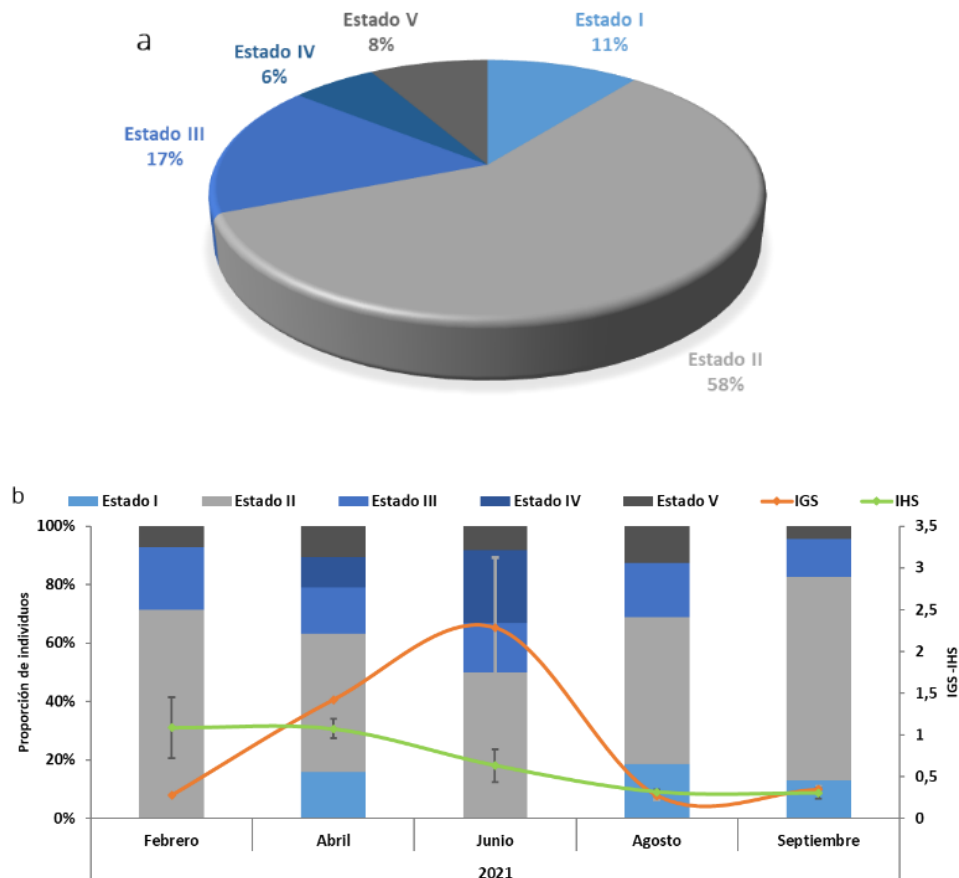


Figura 4-87. (a) Proporción de estados de madurez y (b) estacionalidad reproductiva para la arenca (*Triportheus magdalenae*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

En cuanto al análisis de estadio gonadal, se identificó que más del 50% de los individuos analizados se encontraron en fase inmadura (estado II), predominando en todos los meses de muestreo, resaltando el mes de septiembre, en el cual se obtuvo la mayor cantidad de muestras recolectadas en este estado. Los individuos aptos para la reproducción se hallaron en bajas cantidades (estado IV, 6%) y en tallas a partir de 16,4 cm Lt. La anterior información no permite inferir posibles épocas reproductivas, debido al bajo número de muestras analizadas, sin embargo, es importante destacar la presencia de individuos en estado de desove en todos los meses de muestreo y en tallas a partir de 17,5 cm Lt. (Figura 4-87 a y b).

Micropogonias Furnieri (Coroncoro)

Se analizaron un total de 554 ejemplares de coroncoro, de los cuales 399 se sexaron durante el periodo 2017-2018 y solo 110 entre agosto de 2020 y septiembre de 2021, con ausencia en unos meses dada la baja representatividad de esta especie en la pesquería de la CGSM. Del total, el 58,91 % corresponde a hembras, el 37,65 % a machos y el restante 3,24 % a aquellos individuos que no se logró identificar el sexo (Tabla 4-13). El análisis estadístico indica diferencias significativas entre la proporción esperada ($\chi^2 = 25,97$; p -valor $< 0,05$).

Tabla 4-13. Parámetros estimados de la principal variable morfométrica y pesaje datados en laboratorio del coroncoro (*Micropogonias furnieri*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Parámetros	Sexo		
	Hembra	Macho	Indeterminado
n Lt	327	209	18
Mín. Lt (cm)	17,7	17,4	17,6
Máx. Lt (cm)	26,5	26,1	21
$\bar{X} \pm EE$ Lt (cm)	20,61 \pm 0,08	20,01 \pm 0,09	19,67 \pm 0,22
n Pt	327	209	18
Mín. Pt (g)	61,5	59,5	68,4
Máx. Pt (g)	202,2	205,1	121,7
$\bar{X} \pm EE$ Pt (g)	106,38 \pm 1,33	98,27 \pm 1,44	92,90 \pm 4,11

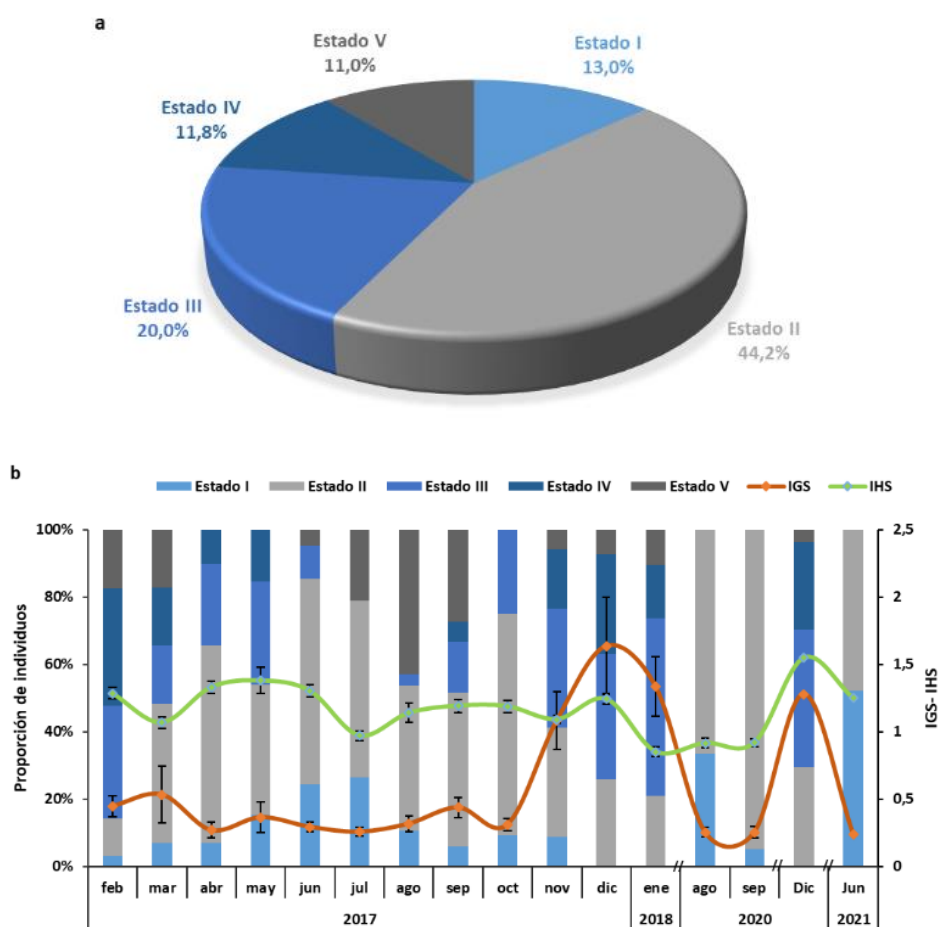


Figura 4-88. (a) Proporción de estados de madurez y (b) estacionalidad reproductiva para el coroncoro (*Micropogonias furnieri*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

La progresión gonadal indica predominancia de individuos juveniles (estado I y II) con más del 50% del total analizado (Figura 4-88. a). Por otra parte, el análisis mensual de la frecuencia de individuos en cada estado de madurez gonadal con la variación del IGS e IHS, no muestran una tendencia clara que permita inferir una época reproductiva, sin embargo la presencia de individuos en estado de desove en los meses de febrero y marzo, y julio y septiembre de 2017 pueden suponer un momento reproductivo para esta especie (Figura 4-88.b). la talla de madurez estimada para esta especie fue de 21,70 cm Lt, con intervalos de confianza entre 21,11 y 22,55, calculada a partir de 439 individuos (Figura 4-89).

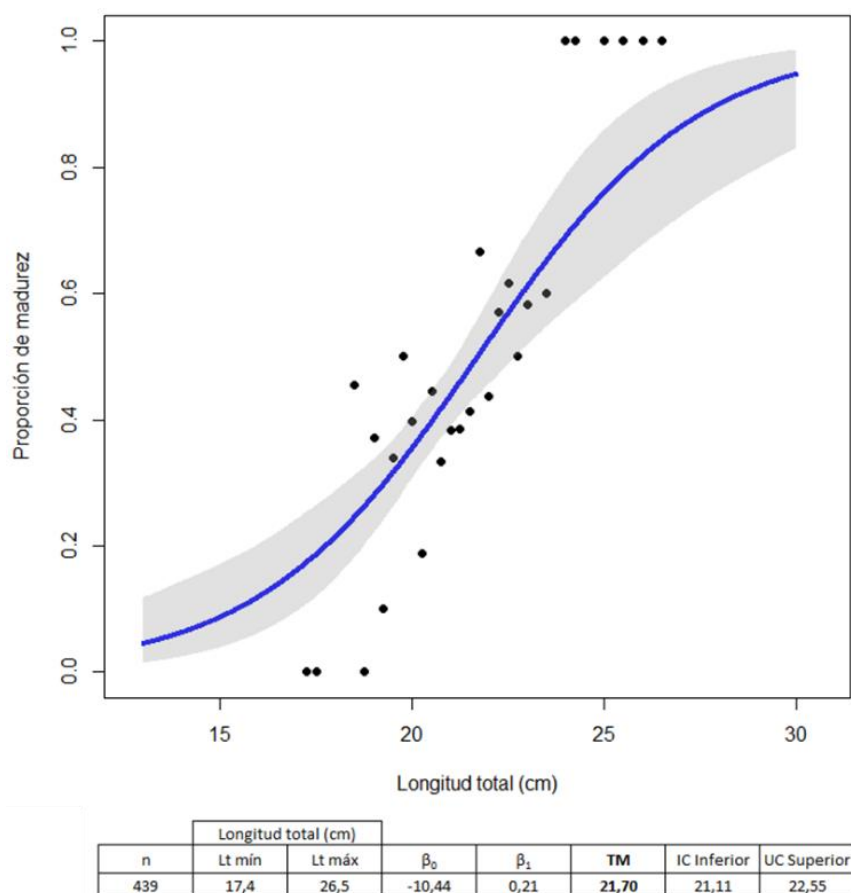


Figura 4-89. Talla de madurez sexual (TM) para sexos combinados del coroncoro (*Micropogonias furnieri*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.



4.3.4. ¿Cuál es el impacto de la pesca sobre las tallas de los principales recursos pesqueros de la CGSM?

RELACIÓN ENTRE LOS INDICADORES TMC, COMPOSICIÓN DE CAPTURA POR TALLAS CONTRA LA TM DE LAS PRINCIPALES ESPECIES DE PECES E INVERTEBRADOS EN LA PESQUERÍA DE LA CGSM

Se evaluaron las TMC de 17 de las principales especies comerciales de la pesquería, 15 de peces y dos de crustáceos. En este caso la TMC es adoptada como un indicador del estado de la pesquería en términos de sobrepesca por crecimiento, la cual es comparada con un punto de referencia límite (PRL, línea roja de trazo en la Figura 4-90), representada por la TM de cada especie, para evaluar el posible impacto causado por la pesca. Para tal efecto en la Figura 4-90, se presenta la comparación individual de los datos anuales de TMC (2000-2021), así como la relación de la composición de captura por tallas para 2021 contra los respectivos PRL de las 15 especies de peces evaluadas y las dos de crustáceos (jaibas).

Las TM fueron determinadas por INVEMAR en el marco del fortalecimiento al monitoreo del área de la CGSM (INVEMAR, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021) y otros a través de información secundaria del área de estudio y aledañas o afines ([Narváez et al., 2008b](#); [Mármol et al., 2010](#); [De la Hoz et al., 2017](#); [De la Hoz y Manjarrés, 2018](#); [Duarte et al., 2019](#)). En este orden de ideas, una vez más en 2021, para la lisa se determinó alto riesgo de sobrepesca, teniendo en cuenta que su TMC continúa por debajo de la TM, con todo y que este indicador mostró mejoría en los años 2011-2015, no obstante, fue leve, descendiendo en 2016 con mayor baja entre 2017 y lo que va de 2021; determinándose para lo que va de 2021, que el 68 % de los individuos, se capturaron por debajo de la TM.

Es importante indicar una vez más la preocupación por la lisa, dado que es uno de los principales recursos objetivo y su TMC, todavía permanece en la mayoría de los años por debajo del PRL, como resultado de que aún se mantienen las capturas de individuos juveniles, que sirven como carnadas para pescar jaibas con nasas y para alimentar sábalos (*Megalops atlanticus*) en cultivos y zocriaderos.

Para las especies como los chivos cabezón y mapalé, que en años anteriores figuraban en alto riesgo de sobrepesca, debido a que sus TMC se ubicaban significativamente por debajo de las TM, se observó un cambio en su valoración, relacionado con la actualización de su TM, confirmadas para el chivo cabezón en 30,1 cm y para el mapalé en 16,3 cm (Figura 4-90). En este sentido el riesgo de sobrepesca actual para el chivo cabezón pasó de alto a moderado y el del mapalé se estableció como bajo. En lo registrado a septiembre de 2021, se estimó para chivo cabezón un registro del 65% de individuos pescados por debajo de la TM, con menor afectación en lo registrado para el mapalé, donde el riesgo pasó de alto a bajo, con solo el 3 % de individuos por debajo de este límite.

Lo anterior corrobora hasta el corte de este análisis la incertidumbre que se tenía, relacionada con los datos anteriormente determinados, que ilógicamente no se explicaba cómo se mantenían en la CGSM la reproducción de estas especies, caso contrario a las actualmente estimadas que permite teorizar la probabilidad de pesca de individuos por encima de estos nuevos PRL (Figura 4-90).

Para el caso de otras siete especies de peces que muestra la figura (mojarra rayada, bocachico, cuatro ojos, mojarra lora, mojarra peña, arenca y moncholo), aunque la TMC ha variado entre años, por lo general se capturan por encima de la TM. Entre éstas, la situación de la mojarra rayada



evidencia indicios de recuperación, registrándose una mejor figuración en el total de la captura de peces, aunque por debajo de los niveles alcanzados antes de las obras hidráulicas. Para esta especie también se actualizó la TM, debido a que la estimación de este parámetro, databa alrededor de dos décadas ([Rueda y Santos-Martínez, 1999](#)), resultando su determinación ligeramente incrementada en 21,6 cm, contra 20 cm, la anteriormente reportada, sin embargo, indicando aún un riesgo moderado en la composición de la captura por tallas en 2021, registrado en un 47 % de individuos por debajo del PRL (Figura 4-90).

Caso contrario a lo anteriormente mencionado, corresponde a otro grupo de cinco especies de las 15 analizadas (coroncoro, lebranche, macabí, róbalo y sábalo), con mayoría de registros de sus TMC por debajo de sus TM, con mayor afectación sobre las especies de grandes tallas como el sábalo, el róbalo (*Centropomus undecimalis*), el macabí (*Elops smithi* - ant. *E. saurus*) y el lebranche (*Mugil liza*), pescadas en estado juvenil, indicando riesgo de sobrepesca alto en la composición de la captura por tallas, con registros entre 45 % y 100 % de individuos por debajo del PRL.

En cuanto a la situación de las jaibas (*Callinectes* spp.), también se actualizaron las TM, determinándose para *C. sapidus*, el PRL en 9,5 cm de longitud total y para *C. bocourti* en 8,6 cm; por debajo de los anteriores límites (10,6 cm y 10 cm, respectivamente), disminuyendo las señales de sobrepesca, pero indicando aún un riesgo moderado, con mayor presión para *C. bocourti*, ya que sus TMC anuales se ubican en los últimos siete años alrededor del PRL; registrándose en lo que va de 2021, un 37 % de individuos por debajo de la TM para *C. sapidus* y 45 % de individuos capturados por debajo del PRL para *C. bocourti*.

El análisis por talla indica que varias especies de peces se encuentran en riesgo alto y moderado de sobrepesca.

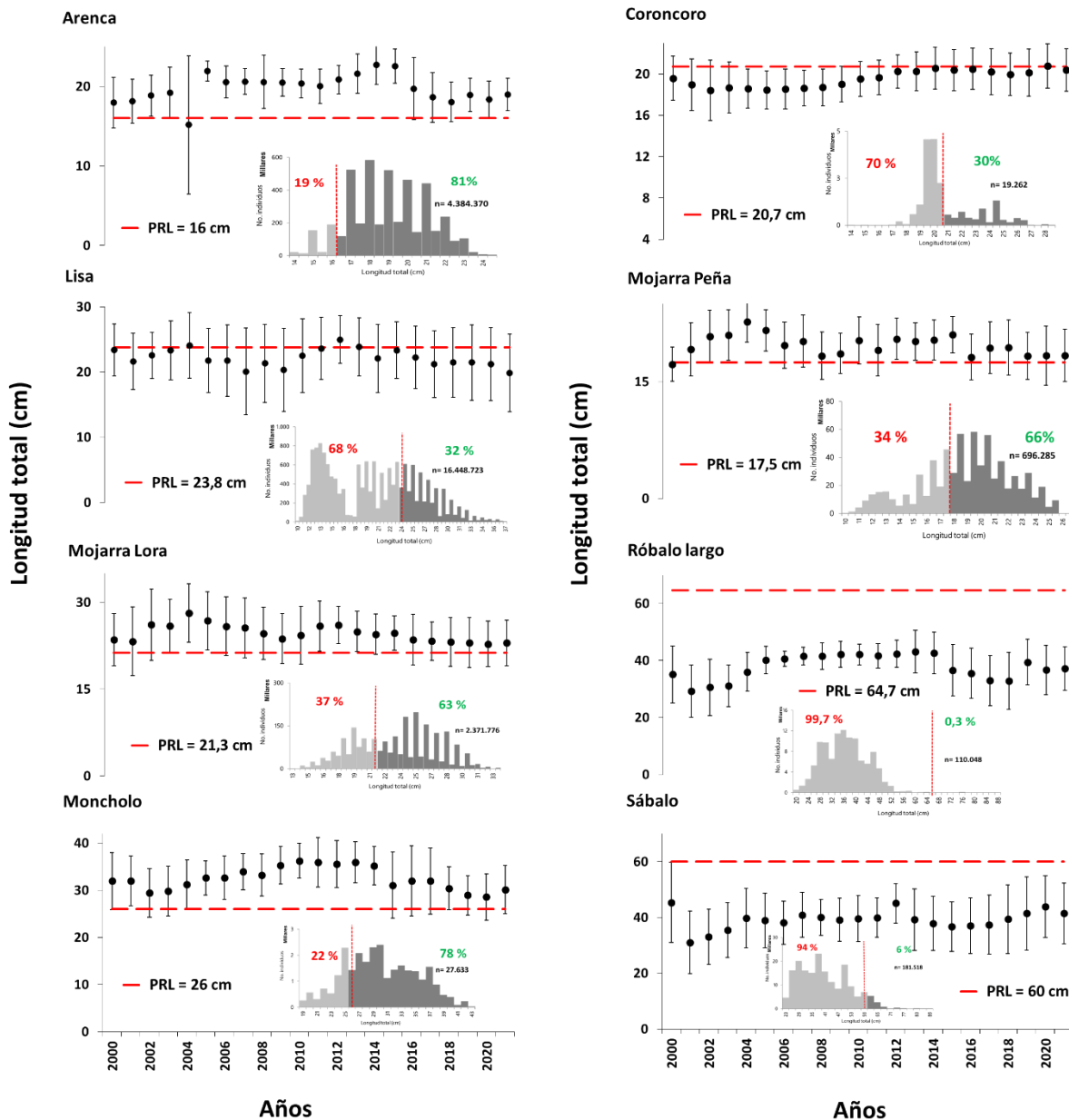
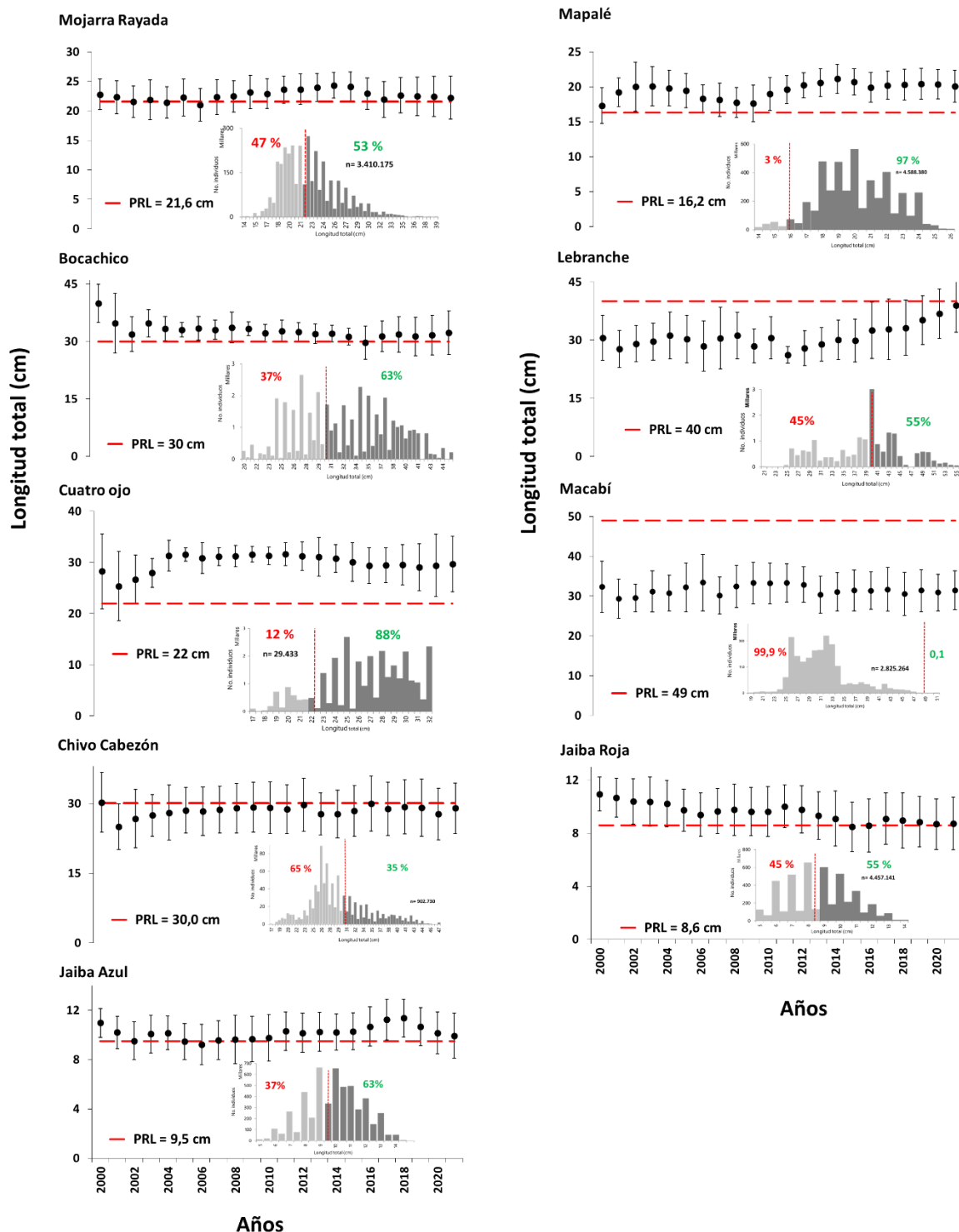


Figura 4-90. Comparación anual de la talla media de captura (2000-2021) y composición de la captura por tallas (2021) contra la talla de madurez sexual para las principales especies de peces y jaibas en la pesquería de la CGSM. 2021: 9 meses. El histograma indica la estructura de tallas para 2021.



INFORME TÉCNICO FINAL 2021:
"MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE LOS
RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA GRANDE
DE SANTA MARTA"



Continuación Figura 4-90. Comparación anual de la talla media de captura (2000-2021) y composición de la captura por tallas (2021) contra la talla de madurez sexual para las principales especies de peces y jaibas en la pesquería de la CGSM. 2021: 9 meses. El histograma indica la estructura de tallas para 2021.

PRESIÓN PESQUERA ARTESANAL SOBRE LA ESTRUCTURA DE TALLAS CAPTURADAS DE LAS PRINCIPALES ESPECIES DE PECES DE LA ECORREGIÓN CGSM

A partir de la relación o combinación del indicador TMC/TM, para las 15 principales especies de peces capturadas en la ecorregión CGSM, se infiere el impacto probable de la pesca sobre los recursos, en términos de sobrepesca por crecimiento o efecto sobre la estructura de tallas. Lo cual permite fortalecer las recomendaciones de medidas de manejo dirigidas a la conservación y el aprovechamiento de los recursos hidrobiológicos en el área. En la Figura 4-91, se presenta la determinación de la presión pesquera ejercida por los artes de pesca usados en la CGSM, entre los años 2000 y 2020; estimándose en un rango entre 46,7 % y 73,3 %; resultado que indica una incidencia negativa de los artes de pesca sobre los peces, registrándose una afectación importante sobre sus longitudes de captura, lo cual confirma este importante ecosistema estuarino como área de criadero.

El indicador anterior se considera importante en el monitoreo del aprovechamiento de los recursos pesqueros en el área, teniendo en cuenta lo expresado por Neumann y Allen (2007), que el análisis de la estructura de tallas de captura es una de las herramientas de evaluación pesquera más utilizadas, dado que refleja el resultado de las interacciones que ocurren entre los procesos biológicos que determinan la dinámica poblacional de las poblaciones de peces, como son el reclutamiento, el crecimiento y la mortalidad, tanto natural como pesquera. De igual manera, lo manifestado por otros autores en el mismo sentido, que los datos de frecuencia de longitudes de captura, contrastados con las tallas de madurez, ayudan a establecer indicadores simples del estado de estos recursos (Froese y Binohlan, 2000 y Froese, 2004).

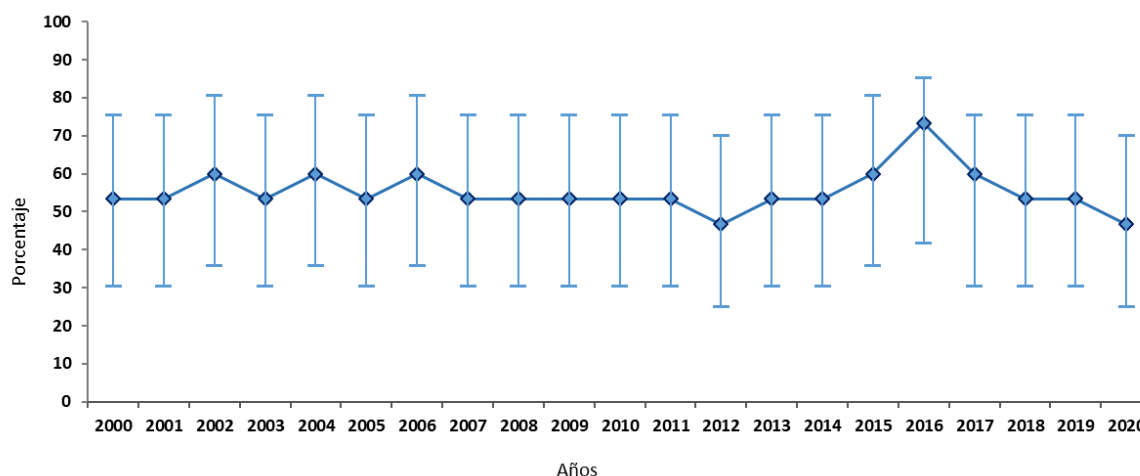


Figura 4-91. Indicador Presión pesquera artesanal sobre la estructura de tallas capturadas de las principales especies de peces en la ecorregión CGSM.



5. DIAGNÓSTICO Y CONCLUSIONES



Pescadores en Boca de La Barra

Foto: Efraín Viloria, Programa VAR - INVEMAR



El monitoreo de la calidad del agua de la CGSM entre abril y septiembre 2021, evidenció que el aumento de las precipitaciones debido a las condiciones La Niña y el mantenimiento de los caños, fueron determinantes para mejorar la calidad del agua en el costado oriental del sistema lagunar. En las 28 estaciones del monitoreo se observó un descenso de la salinidad. La concentración de oxígeno disuelto y el valor pH se encontraron en niveles que estuvieron dentro de los valores permisibles definidos por la legislación colombiana para preservación de flora y fauna. Estos resultados ponen de manifiesto la importancia de mantener las conexiones del sistema con el agua dulce en óptimas condiciones.

Las estaciones con condiciones críticas para la preservación de flora y fauna se ubicaron en el costado occidental correspondiente a la zona de los ríos de la SNSM, así como en el caño Clarín, sitios en donde se observó la presencia de material vegetal flotante, situación que ha sido reiterativa en los últimos cinco años de monitoreo y que ha dado lugar a concentraciones de oxígeno inferiores a 4,0 mg O₂/L, lo cual se traduce en un deterioro del agua y condiciones inadecuadas para la biota en dicha zona de la Ciénaga. Las concentraciones de clorofila *a* y nutrientes inorgánicos disueltos evidenciaron condiciones de eutrofización en el cuerpo de agua principal, en las ciénagas que hacen parte del Complejo de Pajarales, y en estaciones con influencia antrópica como los sectores de Buenavista y Nueva Venecia. La estación Boca de La Barra se vio influenciada por el recambio de agua salada por agua de menor salinidad y mayor carga de nutrientes como amonio y fosfatos, que a su vez incrementan la productividad primaria, llegando a niveles de clorofila *a* de categoría eutrófica y niveles de oxígeno disuelto inadecuados para la preservación de flora y fauna.

Se evidenció una mejora en la calidad del agua respecto a la concentración de sólidos suspendidos totales. No obstante, el río Magdalena, al igual que en los periodos anteriores de monitoreo, continuó siendo el mayor aportante a la Ciénaga de sólidos suspendidos y de metales pesados totales, metales biodisponibles en sedimentos, y metales en el material particulado del agua, lo cual se evidenció en las estaciones con mayor influencia de este río como la Ciénaga Poza Verde, el Caño Clarín y la Boca del Caño Aguas Negras. Con respecto a los metales totales, las concentraciones encontradas en dichas estaciones superaron el valor de referencia TEL por encima del cual ocasionalmente pueden darse efectos adversos sobre la biota.

El análisis de Hg total en los peces recolectados durante el 2021, mostró un descenso en la concentración con respecto a los dos últimos años, alcanzando valores que no superaron el establecido por el Ministerio de Salud y Protección Social para los productos de pesca para consumo humano (500 ng Hg/g de peso fresco).

Los plaguicidas organoclorados y organofosforados analizados no fueron detectados entre abril y septiembre del 2021 en muestras de sedimento de las estaciones ubicadas en las bocas de los ríos Sevilla, Aracataca, Fundación, Boca Caño Aguas Negras y Boca Caño Clarín, ya que estuvieron por debajo del límite de detección de la técnica analítica empleada.

El comportamiento de los bioindicadores de calidad sanitaria ha mostrado un aumento de las concentraciones de Coliformes Totales y Coliformes Termotolerantes desde el año 2015 en las estaciones Boca Río Aracataca, Islas del Rosario, Boca Caño Aguas Negras, Nueva Venecia y Boca Caño Clarín, lo cual evidencia la prevalencia de condiciones sanitarias inadecuadas, ocasionadas principalmente por la falta de sistemas integrales de tratamiento de residuos domésticos y fecales en las poblaciones palafíticas y aledañas a la CGSM. De esta manera se concluye que la calidad del agua en dichas zonas continúa siendo no apta para actividades de contacto primario (pesca y natación) y secundario (deportes náuticos). Las especies *Vibrio parahaemolyticus* y *Aeromonas*



hydrophila, fueron predominantes en peces y en las doce estaciones donde se evalúan muestras de agua. Es continua la presencia de cepas de *Vibrio cholerae* no toxigénica en agua y peces, lo cual representa un riesgo para la salud pública debido a las diversas patologías asociadas a estos géneros microbianos, por lo que se requiere de mayor vigilancia y control por parte de las autoridades competentes.

Aunque las variables fisicoquímicas revelaron una mejora en la calidad del agua, los resultados de la comunidad fitoplanctónica mostraron altas densidades y la presencia permanente de las cianobacterias, lo cual indica que la CGSM es un ecosistema altamente productivo. Además, la permanente dominancia de este grupo de microalgas sugiere que este sistema presenta constantes condiciones de eutrofización, evidenciado en la disminución de la diversidad del fitoplancton a través de los años.

En la última década se han registrado mortandades de peces causadas por la disminución del oxígeno en la columna de agua debido a las altas concentraciones de las microalgas. Aunque se ha reportado la presencia de géneros de microalgas productoras de toxinas, aún no se ha determinado la presencia de toxinas en el cuerpo de agua.

El mantenimiento y dragado de los caños en conjunto con el aumento de las precipitaciones debido a fenómenos climáticos como “La Niña”, favoreció el ingreso de agua dulce al sistema y, como consecuencia disminuyó la salinidad intersticial en la CGSM. El IBIm en las estaciones evaluadas sugiere que, con excepción de Sevillano, la estructura del bosque es estable con tendencia a la recuperación dada por las condiciones de salinidad actuales. Con respecto al 2019, el área basal en las 5 estaciones de monitoreo restantes aumento en un 13,2 %, el número de reclutas o brinzales en un 45 % y el número de propágulos aumento en 15,5 %, lo que indica que el bosque está en un proceso de recuperación. En tres de las estaciones evaluadas dominan las categorías diamétricas superiores (latizales y fustales), lo que sugiere que el bosque en las estaciones monitoreadas se encuentra en un estado de sucesión intermedio – avanzado.

La cobertura de bosque de manglar en la CGSM se encuentra estable y evidenció una respuesta positiva al mantenimiento y dragado de los caños en los sectores noroccidental y centro occidental, específicamente en el Complejo de Pajarales y la ciénaga del Conchal. La disminución de la salinidad intersticial en la CGSM derivada del ingreso de agua dulce y la ausencia de eventos climáticos extremos como “El Niño”, favoreció la recuperación del bosque, con una ganancia neta de 200 ha de manglar, lo que equivale al 0,5 % de la cobertura del área de estudio.

La composición y abundancia de la comunidad avifaunal se ve influenciada por las migraciones neotropicales lo que resalta la importancia de la CGSM como ecotono para el tránsito y permanencia de especies migratorias, lo que va ligado al estado del ecosistema. En términos generales, las cinco estaciones históricas monitoreadas para este componente evidencian una recuperación reflejada en la abundancia, riqueza y proporcionalidad de gremios tróficos.

La evaluación del componente recursos pesqueros, hasta lo registrado a septiembre de 2021, permite concluir que los cambios en la disponibilidad de los recursos responden a cambios en la salinidad del agua que a su vez es condicionada por la variabilidad climática. En este sentido, en la composición interanual de la captura por especies de peces e invertebrados, se identificaron cambios en la representatividad de las mismas, en la cual entre 2002-2005 y 2014-2017, la pesquería estuvo sustentada en la extracción de especies estuarinas y marino-costeras, con registros similares al escenario anterior a las obras hidráulicas. Sin embargo, entre 1999 y 2001, al igual que los



períodos 2006-2009 y 2011-2013, se reflejaron incrementos en las capturas de especies dulceacuícolas como la mojarra lora, producto de la disminución de la salinidad en la CGSM.

Se identifica una tendencia de recuperación de la producción pesquera en el período 2017-2020, con valores mayores a los ocho años anteriores, deduciendo que de mantenerse la tendencia de lo valorado en lo que va de 2021, al finalizar la estimación a diciembre, resultará por arriba del promedio anual de los 14 últimos años de la serie temporal del monitoreo pesquero. Se recalca que la condición climática actual, con evidente descenso de la salinidad y el comportamiento de las variables de desempeño pesquero en los nueve meses monitoreados en 2021, refleja junto con lo estimado en 2017-2019, una mejoría en el desempeño en la pesquería y en la condición ambiental de la CGSM, explicada principalmente por no presentarse mortandades de peces como en años anteriores.

El análisis bioeconómico de la pesquería, sustentado a partir del análisis de las capturas, ingresos y renta económica de pescadores por sitio de desembarco y artes de pesca, mostró en algunos años, una falta de correspondencia entre las capturas y los ingresos promedios de la pesquería en algunos años, debido a la variación en la composición de la captura desembarcada y de los precios de las especies y su relación con los sitios donde se desembarca. Los ingresos promedios mensuales fluctuaron entre 856 (± 65) y 1.661 (± 150) millones COP \$ (valores constantes). Correlativamente, el análisis del indicador de renta económica ha presentado diferencias a nivel de sitios de desembarco y usos de los artes.

Producto del monitoreo pesquero, la actualización de las tallas de madurez ofrece insumos de manejo pesquero en términos de tallas mínimas de captura p.e.: chivo cabezón (*A. canteri*) - 30,1 cm Lt; chivo mapalé (*C. mapale*) - 16,3 cm Lt y mojarra rayada (*E. plumieri*) - 21,6 cm Lt. En el caso de los crustáceos, para la jaiba azul (*Callinectes sapidus*), - 95 mm Aca y para la jaiba roja (*C. bocourti*) - 86,7 mm Aca. Como avances, para la actualización de tres especies se ha determinado que para la mojarra lora (*O. niloticus*) es de 19,0 cm Lt, para el coroncoro (*M. furnieri*) de 21,7 cm Lt y para la mojarra peña (*C. kraussi*) de 14,7 cm Lt, preliminarmente.

En atención a esta condición la Dirección Territorial Caribe (DTC) de Parques Nacionales Naturales de Colombia (PNN), específicamente en el área protegida de VIPIS, conjuntamente con otras autoridades pertinentes han adoptado medidas de manejo para su conservación desde hace ocho años. Para esto se han ejecutado operativos de control (decomisos de implementos, embarcaciones, liberación de organismos, detención y judicialización de los responsables de la actividad ilegal), sin embargo, teniendo en cuenta que esta actividad está ligada a una problemática social, que desborda la capacidad misional de PNN, se encuentran adelantando un proceso de diálogo con participación de entidades como la AUNAP, gobernaciones del Magdalena y Atlántico, proyecto Desarrollo Local Sostenible y Gobernanza para la Paz (DLS) Caribe, apoyado por la Unión Europea, entre otras, con el fin de buscar alternativas de solución, a través de proyectos productivos, como el ecoturismo, incluyendo en este proceso de concertación, socialización de resultados del monitoreo de este recurso, por parte de INVEMAR.



6. RECOMENDACIONES



Caño Clarín

Foto: Julián Franco, Programa CAM - INVEMAR



De acuerdo con los resultados presentados en este informe técnico, se considera relevante realizar mantenimiento y limpieza de macrófitas acuáticas, principalmente en sectores cercanos al ingreso de agua dulce, como la Boca del Caño Aguas Negras y el Caño Clarín km 15, ya que la acumulación de estas plantas conlleva implicaciones ecológicas como la disminución de oxígeno, reducción o taponamiento del flujo de agua, entre otras.

Debido a las diferentes actividades antropogénicas desarrolladas en los alrededores de la CGSM, los ríos que a ella tributan pueden aportar diferentes contaminantes como metales, plaguicidas, compuestos de preocupación emergente, entre otros. Con respecto a los plaguicidas, se carece de información reciente sobre los compuestos que se utilizan actualmente en el país. Por esto, se recomienda realizar un inventario de los plaguicidas que se emplean en las actividades agroindustriales desarrolladas en el área de influencia de la CGSM y su posterior monitoreo en sedimentos de las estaciones donde se evalúa la calidad del agua en la CGSM, para tener una mejor perspectiva de cómo se encuentra el estuario con respecto a estos contaminantes.

Considerando la presencia continua de metales en sectores con influencia directa del río Magdalena, e indicadores de contaminación orgánica o fecal como Coliformes Totales, Coliformes Termotolerantes, *Vibrio*, y *Aeromonas* en agua y recursos pesqueros de la CGSM, se recomienda fortalecer las estrategias de articulación entre autoridades, comunidades, y partes interesadas, que incluyan la gestión integral para el tratamiento de aguas, la disposición de residuos provenientes de las actividades antropogénicas que se desarrollan dentro y fuera de la zona evaluada, la promoción de actividades de concientización que conlleven a mejorar el uso de los recursos y de la calidad ambiental, con el fin de reducir los riesgos asociados a la salud pública y las afectaciones al ecosistema que estos impliquen.

Se recomienda determinar la presencia de microorganismos patógenos como *Giardia sp.*, *Cryptosporidium sp.*, y *Pseudomonas sp.*, en las estaciones de la CGSM, donde históricamente se han superado los límites máximos permisibles de contacto primario y secundario definidos por la normatividad colombiana para los indicadores Coliformes Totales y Coliformes Termotolerantes en agua.

Se sugiere medir toxinas fitoplanctónicas en peces de importancia comercial, para establecer su presencia y determinar el riesgo en la salud de los pobladores de la zona y los consumidores de los productos pesqueros, y así generar acciones de alertas tempranas a la comunidad.

Se recomienda darle continuidad al mantenimiento y dragado de los caños que alimentan los distintos sectores de la CGSM para garantizar el ingreso de agua dulce y con esto, asegurar un correcto balance hídrico para los manglares.

Se recomienda tomar acciones de restauración activa en el sector de Sevillano, principalmente aquellas que permitan restablecer un flujo hídrico dentro del manglar para disminuir los niveles de salinidad intersticial.

Se recomienda fortalecer las capacidades técnicas de la comunidad para vincularlos en el proceso de monitoreo del bosque de manglar.

Se recomienda la continuidad de los monitoreos avifaunales en el tiempo para seguir evidenciando los cambios, especialmente de la mano de la comunidad de los pueblos palafíticos para continuar fortaleciendo sus capacidades de desarrollo del aviturismo como fuente adicional de ingreso y poder



interactuar con ellos en el conocimiento de lo que sucede con la avifauna en los momentos en los que no se está realizando el seguimiento de las aves institucionalmente.

En cuanto al estado de los recursos pesqueros, los cuales se mantienen con riesgo de sobreexplotación, especialmente para especies de alta demanda en el mercado local y vulnerabilidad de sus historias de vida, hace imperativo la intervención de las entidades reguladoras del recurso pesquero (la AUNAP), para aplicar estrategias de manejo con base en los resultados de este estudio y otros estudios realizados por el INVEMAR que detallan medidas de manejo participativo basadas en indicadores pesqueros ([INVEMAR, 2006](#)).

Una vez más se recomienda que las estrategias de manejo basadas en tallas mínimas de captura, vedas espacio-temporales, cuotas de pesca y esfuerzo óptimo de pesca, deban ir a escenarios de concertación entre las comunidades de pescadores, investigadores, administradores del recurso y ambiente (AUNAP, CORPAMAG y PNN). Para ello, es necesario que el proceso de Ordenamiento Pesquero deba ser retomado como una herramienta clave para lograr implantar un manejo pesquero con enfoque de ecosistemas. De igual manera, se sugiere aplicar manejo precautorio, aplicando estrategias de control y vigilancia, teniendo en cuenta que se sigue registrando pesca con métodos nocivos, tales como el “zangarreo”, cuya operación ocurre en las raíces del manglar, el cual afecta las especies que usan el manglar como área de crianza. Similar atención se requiere, ante la evidencia en las capturas -aunque mínimas- del camarón tigre (*Penaeus monodon*), especie exótica invasora, por los riesgos que generaría al interior de la CGSM, como transmisor de enfermedades virales para las otras especies.

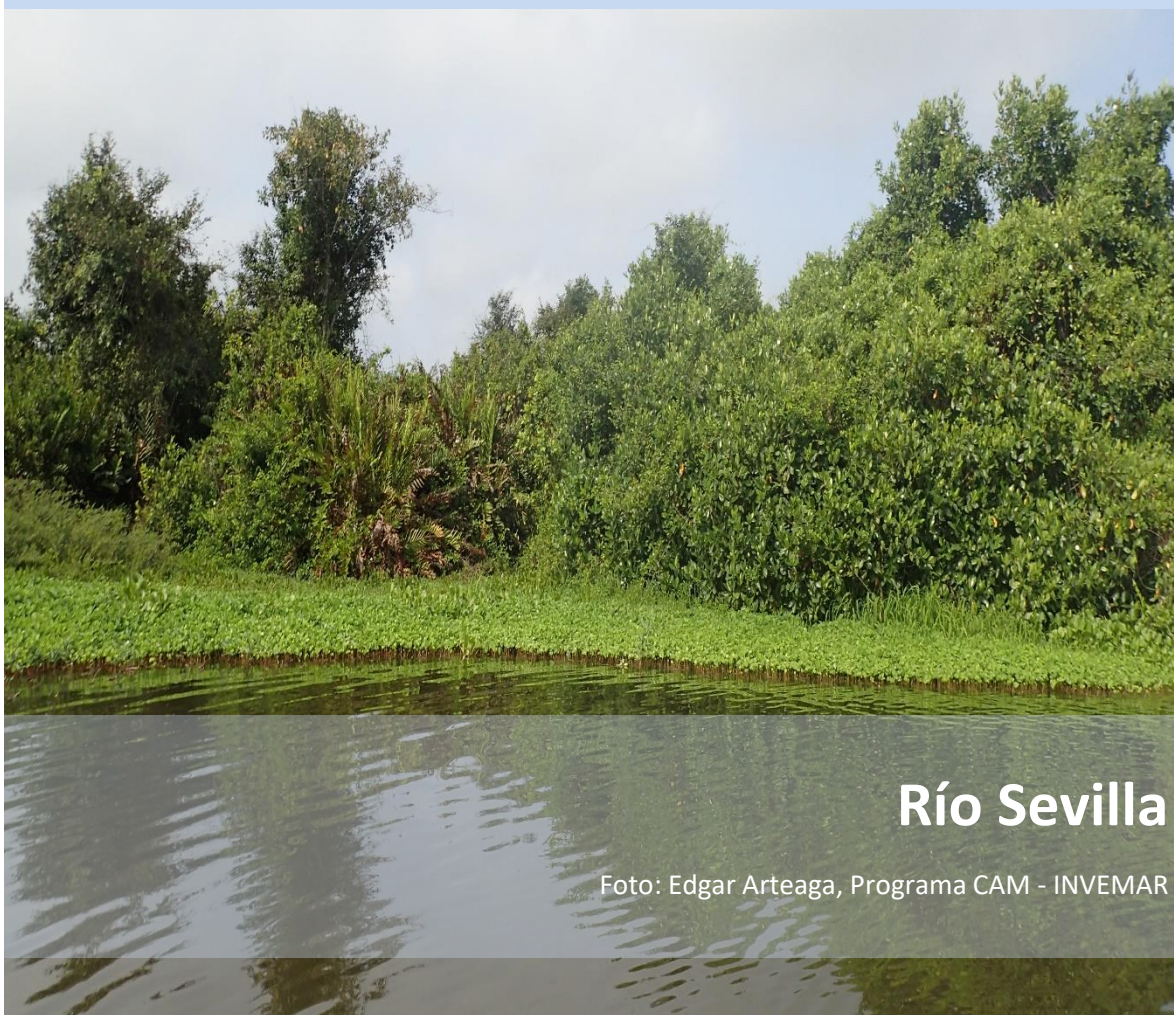
Las observaciones de campo y análisis posterior permitieron corroborar la incertidumbre que se tenía con las estimaciones de las TM de las especies *Ariopsis canteri*, *Cathorops mapale*, *Euguerres plumieri*, *Callinectes sapidus* y *C. bocourti*, las cuales han sido usadas para sugerir tallas mínimas de captura como medida de manejo. Durante los últimos años, estas estimaciones han sido actualizadas ya que son de utilidad como punto de referencia límite para recomendar como medida de manejo, usándolo como criterio principal de talla mínima de captura.

Análogamente, dado los resultados obtenidos, se ha continuado con la actualización de otras especies que son consideradas de alta importancia comercial, para contribuir a su uso confiable como PRL y el índice de sostenibilidad relacionado. En esta dirección, el INVEMAR utiliza esta información para emitir conceptos al Comité Ejecutivo de la Pesca del MADS en lo que respecta a medidas de manejo pesquero para la CGSM.

La gran variabilidad observada en la evolución del ecosistema y sus recursos vivos, es indicativa de la necesidad de mantener el monitoreo actual de la calidad de aguas, manglares y recursos pesqueros; así mismo de relevancia la reciente implementación del monitoreo hidrosedimentológico en los principales afluentes tributarios de la CGSM, lo anterior con el ánimo de tener una visión holística que favorezca el manejo y la gestión del complejo estuarino en el que interactúan los recursos hídricos, de flora y fauna, el ambiente, así como los usuarios de los mismos (pescadores, agricultores, ganaderos, servidores turísticos, etc.) y los actores gubernamentales, no gubernamentales, la academia e instituciones de investigación.



7. BIBLIOGRAFÍA



Río Sevilla

Foto: Edgar Arteaga, Programa CAM - INVEMAR



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 ed. United States of America. 1406 p.

Aguirre, S.E., N.V. Piraneque, J. Linero-Cueto. 2021. Concentración de metales pesados y calidad físico-química del agua de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient. 24(1):e1313 <http://doi.org/10.31910/rudca.v24.n1.2021.1313>

Alongi, D.M. 2009. Paradigm Shifts in Mangrove Ecology. En: Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach, vol. 22:615-640.

Álvarez-León, R., y J. Polanía. 1996. Los manglares del Caribe colombiano: síntesis de su conocimiento. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias, 20(78), 447-464.

Álvarez-León, R., E. Carbonó-De la Hoz, W. A. Troncoso-Olivo, O. Casas-Monroy y P. Reyes-Forero. 2004. La vegetación Terrestre, Eurihalina y dulceacuícola de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta. 77-96. En: Garay, J., J. Restrepo, O. Casas, O. Solano y F. Newmark(eds.). 2004. Los manglares de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta: pasado, presente y futuro. INVEMAR –serie de publicaciones especiales No. 11. Santa Marta. 236 p

Anagnostidis, K. y J. Komárek. 1988. Modern approach to the classification system of Cyanophytes 3 – Oscillatoriales. Arch Hydrobiol Suppl 80 (Algol Stud 50-53), 327-472.

Arias, F. A. 2020. Alcance al Memorando DGI – 006 del 11 de marzo de 2020. INVEMAR. Santa Marta

Ávila, S. 2013. Calidad sanitaria del agua del Parque Natural Chicaque. NOVA – Publicación Científica en Ciencias Biomédicas, 11, 7 p.

Ayerbe, F. 2019. Guía ilustrada de la Avifauna colombiana. Segunda edición, Wildlife Conservation Society. 440 p.

Bancroft G.T, D.E. Gawlik y K. Rutchey. 2002. Distribution of wading birds relative to vegetation and water depths in the Northern Everglades of Florida, USA. Waterbirds 25:265-391.

Barletta M., Lima A., Costa L. 2019. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. Science of the Total Environment.651. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.276%200048-9697>

Bautista, P.A., J.M. Betancourt, L.F. Espinosa, A.M. Malagón, D. Mármol, A.M. Orjuela, J.P. Parra, L.V. Perdomo, R.E. Ricardo, M. Rueda, C.A. Villamil y E. Viloria. 2010. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. INVEMAR. Informe Técnico Final. Santa Marta. 123 p + anexos.

Baxa, M., Musil, M., Kummel, M., Hanzlík, P., Tesařová, B., & Pechar, L. 2021. Dissolved oxygen deficits in a shallow eutrophic aquatic ecosystem (fishpond)–Sediment oxygen demand and water column respiration alternately drive the oxygen regime. Science of The Total Environment, 766, 142647.

Belgiu, M., y L. Drăgu. 2016. Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 114, 24–31. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2016.01.011>



- Benitez, L., R. Flegat, K. Odigie, J. Verbel-Olivero. 2016. Pollution by metals and toxicity assessment using *Caenorhabditis elegans* in sediments from the Magdalena River, Colombia. *Environmental Pollution*, 221: 238-350.
- Bernal, G., y J. Betancur. 1996. Sedimentology of coastal lagoons: Ciénaga Grande de Santa Marta and ciénaga de Pajarales. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR*, 25(1), 49-76.
- Bernal, C., Y. Nieto, N. Arbeláez, F. Insuasty-Osorio, J. Rodríguez-Atara, A. Rodríguez-Rodríguez, S. Herrera, C. Ricaurte. 2017. Diagnóstico de la respuesta del ecosistema de la ciénaga grande de santa marta a la intervención de algunos caños en el sector noreste, Informe técnico
- Betancourt J., J. Sánchez, L. Mejía, J. Cantera. 2011. Calidad de las aguas superficiales de bahía Málaga, Pacífico colombiano. *Acta Biológica Colombiana*, vol. 16, núm., pp. 175-192.
- Bicudo M. C. y M. Menezes. 2006. Géneros de Algas de Aguas Continentais do Brasil. Chave para identificação e descrições. Rima. Segunda edición. São Carlos. 502 p.
- Blanco, J. A., y E. A. Viloria. 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.
- Blanco, J. A., J. C. Narváez B. y E. A. Viloria. 2007. Enso and the rise and fall of a tilapia fishery in northern Colombia. *Fish. Res.*, 88: 100-108.
- Bornman E., P. Cowley, J. Adams, N. Strydom. 2021. Daytime intra-estuary movements and harmful algal bloom avoidance by *Mugil cephalus* (family Mugilidae). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 260. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107492>
- Brown, C. A., Sharp, D., y Collura, T. C. M. 2016. Effect of climate change on water temperature and attainment of water temperature criteria in the Yaquina Estuary, Oregon (USA). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 169, 136-146.
- Buchman, M. 2008. NOAA Screening Quick Reference Tables, NOAA OR&R Report 08-1. Office of Response and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration. Seattle, 34 p.
- Buelow, C. y M. Sheaves. 2014. Mangrove forests: a birdseye view of connectivity in coastal ecosystem mosaics. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 152, 33-43.
- Bula-Meyer, G., 1985. Florecimientos nocivos de algas verde-azules en dos lagunas del departamento del Magdalena. *Rev. Ing. Pes.*, vol 5, No. 1-2: pp. 89-99.
- Bula-Meyer, G. 1990. Oceanografía. En; Jimeno, M. C. (ed). *Caribe de Colombia*. Fondo José Celestino Mutis, Bogotá, pp. 135-153.
- Cadavid, B.C., P.A. Bautista, L.F. Espinosa, A.J. Hoyos, A.M. Malagón, D. Mármol, A.M. Orjuela, J.P. Parra, L.V. Perdomo, M. Rueda, C.A. Villamil y E.A. Viloria. 2011. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. INVEMAR. Informe Técnico Final. Santa Marta 127 p.+ anexos.
- Canales-Delgadillo J.C, R. Perez-Ceballos, M.A. Zaldivar-Jimenez, M. Merino-Ibarra, G. Cardoza y J.G. Cardoso-Mohedano. 2019. The effect of mangrove restoration on avian assemblages of a coastal lagoon in southern Mexico. *PeerJ*. 7: e7493.



Chacin D.H., S.T. Giery, L.A. Yeager, C.A. Layman, R. Brian-Langerhans. 2015. Does hydrological fragmentation affect coastal bird communities? A study from Abaco Island, The Bahamas. *Wetlands Ecology and Management* 23:551-557.

Cintrón-Molero, G. y Y. Schaeffer-Novelli. 1983. Introducción a la ecología del manglar. UNESCO/ROSTLAC. Montevideo. 109 p.

Clarke, K.L. y R.M. Warwick. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory. Natural Environment research Council. UK. 131 p.

Clerc, S., M. Team, y ESA. 2021. SENTINEL 2. S2 MPC. L1C Data Quality Report. Retrieved from <https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/user-guides/sentinel-2-msi/document-library>

CONAGUA - Comisión Nacional del Agua. 2015. Monitoreo de calidad del agua. Disponible en: <http://files.conagua.gob.mx/transparencia/CalidaddelAgua.pdf>. Fecha de consulta: 08/11/2021.

Cotes, G. 2004. Gestión institucional para la rehabilitación de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta y sus bosques de manglar. 41-58p. En: Garay, J., J. Restrepo, O. Casas, O. Solano y F. Newmark (eds). 2004. Los manglares de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta: pasado, presente y futuro. INVEMAR-Serie de publicaciones especiales No.11. Santa Marta.236 p.

Cronberg G., y H. Annodotter. 2006. Manual on aquatic cyanobacteria: A photo guide and synopsis of their toxicology. Denmark International Society for the Study of Harmful Algae and United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. 105p.

Curado, G., E. Figueroa, M.I. Sánchez y J. M. Castillo. 2013. Avian communities in *Spartina maritima* restored and non-restored salt marshes. *Bird Study* 60:185-194.

Declerck, S., J. Vandekerkhove y L. Johansson. 2005. Multi-group diversity in shallow lakes along gradients of phosphorus and water plant cover. *Ecology*, 86: 1905–1915.

Dewis, J., y Freitas, F. 1970. Physical and chemical methods of soil and water analysis. *FAO Soils Bulletin*, (10).

DANE – Departamento Administrativo Nacional de Estadística. 2015. Fase de diagnóstico Documento General Vol. II. Caracterización de las condiciones sociales. POMCA. Bogotá. 472p.

DANE – Departamento Administrativo Nacional de Estadística. 2021a. Proyecciones y retroproyecciones de población municipal para el periodo 1985-2017 y 2018-2035 con base en el CNPV 2018. Disponible en: <https://www.dane.gov.co/39>. Consultado el 16 de noviembre de 2021.

DANE – Departamento administrativo nacional de estadística. 2021b. Índice de precios al consumidor (IPC). Disponible en: <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/precios-y-costos/indice-de-precios-al-consumidor-ipc>. Última actualización: 5 de noviembre de 2021. Consultado el 16 de noviembre de 2021.

Day J.W., C. Hall, W.M. Kemp y A. Yáñez-Arancibia. 1989. *Estuarine ecology*. WileyInterscience, John Wiley y Sons, Nueva York. 558 p.

De La Hoz-M., J., C. Bustamante y L. Manjarrés-Martínez. 2017. Análisis de la estructura de tallas de captura de las principales especies ícticas explotadas por las pesquerías artesanales de Colombia durante el período marzo-diciembre de 2017. *Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP)*, Bogotá. 38 p.



De La Hoz-M. J. y L. Manjarrés-Martínez. 2018. Parámetros biológico-pesqueros obtenidos a partir de la información colectada en las diferentes cuencas y litorales del país durante el período julio-diciembre de 2018. Informe técnico. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Bogotá. 34 p.

De La Peña A., C. Rojas y M. De la Peña. 2010. Valoración económica de manglar por el almacenamiento de carbono, Ciénaga Grande de Santa Marta. Clío América. Universidad del Magdalena. Año 4 N° 7, 133-150p.

Dilger, R y Schnetter, M. 1998. The ProCiénaga project-an example for delta ecosystem biodiversity managing and monitoring for the benefit of a local people's better quality of life. 91-100. En: Biodiversity of Colombia. A call for colombian-german cooperation: Proceeding of the bilateral symposium Bonn, 14-15 November 1997. Manfred Kraemar; Wilhelm Barthlott (Eds.). Göttingen: Cuviller verlag. 139 p.

Duarte L.O., J. De la Hoz Maestre, A. Martínez, J. Rodríguez y L. Manjarrés-Martínez. 2019. Parámetros biológico-pesqueros obtenidos a partir del monitoreo de los desembarcos de las pesquerías artesanales de Colombia efectuado durante el período febrero-diciembre de 2019. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Bogotá, 38 p.

Edler, L., y M. Elbrächter. 2010. The Utermöhl method for quantitative phytoplankton analysis 13 – 20. En: Karlson, B., Cusack, C. y Bresnan, E. (Eds.). Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton analysis. Intergovernmental Oceanographic Commission of ©UNESCO. (IOC Manuals and Guides, no. 55.) Paris. 110 p.

Environmental Protection Agency - EPA. 1996a. Método 3052. Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices. Washington, DC, U.S. 20 p. <http://www.epa.gov.co>

Environmental Protection Agency - EPA. 1996b. Método 3510C. Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices. Washington, DC, U.S. 8 p. <http://www.epa.gov.co>

Environmental Protection Agency - EPA. 2007. Método 7473. Mercury in solids and solutions by thermal decomposition, amalgamation, and atomic absorption spectrophotometry. Washington, DC, U.S. 17 p. <http://www.epa.gov.co>

Environmental Protection Agency - EPA. 2014. Método 8270D. Semivolatile organic compounds by gas chromatography/mass spectrometry. Washington, DC, U.S. 8 p. <http://www.epa.gov.co>

Espinosa-Díaz, L. F., Y. T. Zapata-Rey, K. Ibarra-Gutierrez, y C.A. Bernal. 2021. Spatial and temporal changes of dissolved oxygen in waters of the Pajarales complex, Ciénaga Grande de Santa Marta: Two decades of monitoring. Science of The Total Environment, 785, 147203.

Flores, B., N. González, A. Bravo, B. Mora-Sánchez, D. Torres, W. Jirón, J. Sheleby-Elías, y J.L. Balcázar. 2021. Identificación de bacterias patógenas en peces capturados en el Pacífico frente a Nicaragua. Ciencias Marinas, 47(3), 175-184. <https://doi.org/10.7773/cm.v47i3.3212>

Fraile, H., J. Franco, A. Ruiz, F. Villate, y E. Oribe. 1991. Algunos datos sobre las variables indicadoras del estado trófico del estuario de la reserva de Urbdaibai. KOBIE (Serie Ciencias Naturales), Bilbao. 34-37 p.



- Franks P.J.S. y B.A. Keafer. 2004. Sampling techniques and strategies for coastal phytoplankton blooms. 51-76. En: Hallegraeff, G.M., D.M. Anderson y A.D. Cembella (Ed.). Manual on harmful marine microalgae. Monographs on Oceanographic Methodology. UNESCO Publishing, Paris. 793 p.
- Froese, R. y Binohlan, C. 2000. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. Journal of Fish Biology 56, 758–773.
- Froese, R. 2004. Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. Fish and Fisheries 5, 86-91.
- Garay, J., J. Restrepo, O. Casas, O. Solano y F. Newmark. (Eds.). 2004. Los manglares de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta: pasado, presente y futuro. INVEMAR. Serie de publicaciones especiales. No. 11. Santa Marta. 236 p.
- García, R., L. Gutiérrez, C.A. David. 2015. El uso de los probióticos en la industria acuícola. Rev. Alimentos Hoy. Corporación Universitaria La Sallista, 23(36). Antioquia. 14p
- Gianoli, A., A. Hung, C. Shiva. 2019. Relación entre coliformes totales y termotolerantes con factores fisicoquímicos del agua en seis playas de la bahía de Sechura-Piura 2016-2017. Salud y Tecnología Veterinaria, Puerto Rico, 6(2), 62p. <https://doi.org/10.20453/stv.v6i2.3460>
- Gonzalez, N. 2020. Identificación de *Vibrio spp.* Y otras bacterias en pescados procedentes de las comunidades PoneLOYA, Las Peñitas, Jiquilillo y El Tránsito, septiembre – octubre 2019. Universidad Autónoma de Nicaragua – León. Nicaragua. 54p.
- González, E. J., M. Ortaz, C. Peñaherrera, E. Montes, M. Matos y J. Mendoza. 2003. Fitoplancton de cinco embalses de Venezuela con diferentes estados tróficos. Limnetica, 22(1-2): 15-35.
- Gutierrez, J. 2015. Vibrios de origen marino en patología humana. Enfermedades Infecciosas y Microbiología Clínica. Ediciones Doyma S.A. Cádiz, 15(7), 10p.
- Hernández, C. 1986. Producción primaria y dinámica del fitoplancton en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Tesis M. Sc., Univ. Nacional, Bogotá. 177 p.
- Hilty, S.L. y W.L. Brown. 2009. Guía de las aves de Colombia. Segunda impresión. Asociación Colombiana de Ornitología. 1030 p.
- Hogarth, P. 1999. Biology of mangroves. Oxford University Press. 228 P.
- Hoyos, R., L.E. Urrego, y A. Lema. 2013. Respuesta de la regeneración natural en manglares del Golfo de Urabá (Colombia) a la variabilidad ambiental y climática intra-anual. Revista de Biología Tropical, 61(3).
- Hu, L., N. Xu, J. Liang, Z. Li, L. Chen y F. Zhao. 2020. Advancing the Mapping of Mangrove Forests at National-Scale Using Sentinel-1 and Sentinel-2 Time-Series Data with Google Earth Engine: A Case Study in China. Remote Sensing, 12(19), 3120. <https://doi.org/10.3390/rs12193120>
- Hylander, L., y M. Meili. 2003. 500 years of mercury production: global annual inventory by region until 2000 and associated emissions. The Science of the Total Environment, 301: 13-27.
- Ibarra, K.P., M.C. Gómez, E.A. Vilorio, E. Arteaga, M. Quintero, I. Cuadrado, J.A. Rodríguez, L. Licero, L.V. Perdomo y M. Rueda. 2014a. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la



rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. INVEMAR. Informe Técnico Final 2013. Santa Marta 160 p.+ anexos.

Ibarra, K.P., M.C. Gómez, E.A. Viloria, 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. 2014b. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. INVEMAR. Informe Técnico Final 2014. Santa Marta 140 p.+ anexos.

IDEAM – Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. 2021a. 2015. Anuario Climatológico 2015, Boletín Climatológico Mensual. Bogotá, 365 p.

IDEAM – Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. 2021b. 2018. Anuario Climatológico 2018. Bogotá, 22 p.

IDEAM – Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. 2021c. 2021. Boletín Climatológico mensual, septiembre de 2021. Bogotá, 8 p.

IDEAM – Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. 2021 d. Boletín climatológico mensual. Disponible en: http://www.ideam.gov.co/web/tiempo-y-clima/climatologico-mensual/-/document_library_display/xYvIPc4uxk1Y/view/113579674. Fecha de consulta: noviembre 2021.

Iguarán, A. 2017. Habilitan acceso al Caño Clarín Viejo para recuperación de Ciénaga Grande. El Herald, Barranquilla. URL: <https://www.elheraldo.co/magdalena/habilitan-acceso-al-cano-clarin-viejo-para-recuperacion-de-Cienaga-Grande-426616>, 11/11/2021.

INVEMAR- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés". 2002. 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 1999 - 2002. Santa Marta 224p. + anexos.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés". 2012. 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 2012, Santa Marta, 130 p.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés". 2014. Concepto técnico sobre la mortandad de peces en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés". 2015 a. Concepto técnico sobre la mortandad de peces en la Ciénaga Grande de Santa Marta (sector Tasajera), Magdalena, ocurrida en junio de 2015. CPT-CAM-0-11. Santa Marta, 14 p.

INVEMAR - Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés". 2015 b. Concepto técnico sobre mortandad de peces en el sector de Pajaral, Ciénaga Grande de Santa Marta, Magdalena, en Julio de 2015. CPT-CAM-021-16. Santa Marta, 17 p.

INVEMAR - Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés". 2015 c. Concepto técnico sobre mortandad de peces en la Ciénaga Grande de Santa Marta (sector Caño Grande - Pajarales) ocurrida en noviembre de 2015. CPT-CAM-022-15. Santa Marta. 13 p.



INVEMAR - Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis". 2016 a. Concepto técnico sobre la mortandad de peces en el sector Ciénaga Grande de Santa Marta municipio de Pueblo Viejo, Magdalena (2016). CPT-CAM-015-16. Santa Marta. 20 p.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis". 2016 b. Concepto técnico sobre la mortandad de peces en el sector Ciénaga Grande de Santa Marta-Complejo de Pajarales (2016), p. 13. CPT-CAM-026-16. Santa Marta, 17 p.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis". 2016 c. Concepto técnico sobre la mortandad de peces en la Ciénaga Grande de Santa Marta CGSM (Sector Boca de la Barra), Magdalena ocurrida en septiembre de 2016. 7p. CPT-CAM-033-16. Santa Marta. 11 p.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis". 2016 d. 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 – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras. 2017. 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 139 p.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis". 2018a. 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, volumen 16. Santa Marta. 174 p.+ anexos.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis". 2018b. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2017. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 180 p.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis". 2019. 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, Volumen 18. Santa Marta 214 p + anexos.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis". 2021. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2020, Volumen 19. Santa Marta 193 p + anexos.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis", Minambiente – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible y PNN – Parques Nacionales Naturales de Colombia. 2017. Caracterización y diagnóstico topobatimétrico, sedimentológico e hidrológico de la CGSM e implementación de modelo hidrológico. Convenio Interadministrativo No. 430 de 2017. Informe técnico final. Santa Marta. 119 p.

International Standard Organization – ISO. 2014. ISO 17289:2014 Water quality — Determination of dissolved oxygen — Optical sensor method. Ed. 07-2014.



- Jaramillo, F., L. Licero, I. Åhlen, S. Manzoni, J. A. Rodríguez-Rodríguez, A. Guittard, y O. Martínez. 2018. Effects of hydroclimatic change and rehabilitation activities on salinity and mangroves in the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Wetlands*, 38(4), 755- 767.
- Jeong, H., J. Choi, D. Choi, J. Noh, K. Ra. 2021. Heavy metal pollution assessment in coastal sediments and bioaccumulation on seagrass (*Enhalus acoroides*) of Palau. *Marine Pollution Bulletin*, 163, 111912.
- Jeppesen E., J.P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen, L.J. Pedersen, y L. Jensen. 1997. Topdown control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia*. 342/343, 151–164.
- Julio-Román, J. M., V. Bejarano-Salcedo, E. Caicedo-García, y J. A. Cárdenas-Cárdenas. 2020. Entendiendo, Modelando y Pronosticando el Efecto de “El Niño” Sobre los Precios de los Alimentos: El Caso Colombiano. *Borradores de Economía*; No. 1102.
- Knox, G.A. 2001. The ecology of seashore. CRC Press. Boca Ratón. 557 p.
- Komárek J. y K. Anagnostidis. 1986. Modern approach to the classification system of Cyanophytes 2 – Chroococcales. *Arch Hydrobiol Suppl* 73 (Algal Stud 43), 157 – 226.
- Komárek J. y K. Anagnostidis. 1989. Modern approach to the classification system of Cyanophytes 4 – Nostocales. *Arch Hydrobiol Suppl* 82 (Algal Stud 56), 247 – 345.
- Kucklick, M. 1987. Biomasa del fitoplancton y contenido del seston en un estuario de manglar (Ciénaga Grande de Santa Marta). Tesis de Biología. Universität Stuttgart- Hohenheim. Botanisches Institut. 262 p.
- Kumar, V., A. Sharma, S. Pandita, R. Bhardwaj, S. Thukral, A. Cerda. 2020. A review of ecological risk assessment and associated health risks with heavy metals in sediment from India. *International Journal of Sediment Research*, 35: 516-526.
- Landis, J. R., y G. G. Koch. 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *biometrics*, 159-174.
- Libes, S. 2011. Introduction to marine biogeochemistry. Academic Press.
- López M. y Madroñero S. 2015. Estado trófico de un lago tropical de alta montaña: caso laguna de La Cocha. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 25 (2), pp. 21-42, DOI:<http://dx.doi.org/10.18359/rcin.1430>
- Louis, J., V. Debaecker, B. Pflug, M. Main-Knorn, J. Bieniarz, U. Mueller-Wilm, F. Gascon. 2016. Sentinel-2 SEN2COR: L2A processor for users. European Space Agency, (Special Publication) ESA SP, SP-740(May), 9–13. Retrieved from http://elib.dlr.de/107381/1/LPS2016_sm10_3louis.pdf
- MacDonald, D., D. Carr, D. Eckenrod, H. Greening, S. Grabe, G. Ingersoll, S. Janicki, R. LindsKoog, E. Long, R. Pribble, G. Sloane, D. Smorong. 2004. Development, Evaluation, and Application of Sediment Quality Targets for Assessing and Managing Contaminated Sediments in Tampa Bay, Florida. *Environmental Contamination and Toxicology*. Vol. 46: 147-161.
- McMullan, M., T. M. Donegan, J. Calderón, O. Cortés-Herrera, N. Cardozo y J.J. Reyes. 2021. Guía de campo de las aves de Colombia. McMullan Birding & Publishers S.A.S. 480 p.



- Mahmud M., F. Ejeian, S. Azadi, M. Myers, B. Pejic, R. Abbassi, A. Razmjou y M. Asadnia. 2020. Recent progress in sensing nitrate, nitrite, phosphate, and ammonium in aquatic environment. *Chemosphere*. Vol 259. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127492>
- Mancera, J. E., y L. A. Vidal. 1994. Florecimiento de microalgas relacionado con mortandad masiva de peces en el complejo lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, 23: 103-117p.
- Manjarrez, G. 2019. Parásitos En Playas Turísticas: Propuesta De Inclusión Como Indicadores De Calidad Sanitaria. *Revisión Para América Latina. Ecología Aplicada*, 18, 10 p.
- Mármol-Rada, D., E. Vilorio-Maestre y J. Blanco-Racedo. 2010. Efectos de la pesca sobre la biología reproductiva de la lisa *Mugil incilis* (piscis: mugilidae) en la Ciénaga Grande De Santa Marta, Caribe Colombiano. *Bol. Inv. Mar. Cost* 39(2), 215-231.
- Márquez-Calle, G. 1982. Los sistemas ecológicos marinos del sector adyacente a Santa Marta, Caribe colombiano II: Sistemas Pelágicos. *Ecología Tropical* 2: 19-23.
- Marquina, J. J., y A. Mogollón. 2017. Niveles y escalas de levantamiento de información geográfica en sensores remotos.
- Melo, O., y R. Vargas. 2003. Evaluación ecológica y silvicultural de ecosistemas boscosos. Universidad del Tolima. Ibagué, Colombia, 235.
- Mercado, J.E. 1971. Inventario preliminar de la fauna y flora de la Ciénaga a Grande de Santa Marta. *Proy. Desar. Pesca Marít. Colombia (INDERENA-PNUD-FAO)*, CIP. Cartagena. 8 p.
- Mishra P., S. Naik, P. Babu, U. Pradhan, M. Begum, T. Kaviarasan, A. Vashi, D. Bandyopadhyay, P. Ezhilarasan, U. Sankar, M. Ramana. 2021. Algal bloom, hypoxia, and mass fish kill events in the backwaters of Puducherry, Southeast coast of India. *Oceanologia*. <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2021.11.003>
- Minambiente - Ministerio De Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2015. Decreto N° 1076 de 2015. Por medio del cual se expide el Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible. Decreto N° 1594 de 1984, artículos 2.2.3.3.9.7, 2.2.3.3.9.8 y 2.2.3.3.9.10, en cuanto a usos del agua y residuos líquidos. Bogotá, 2015. Disponible en: <http://www.minambiente.gov.co/index.php/component/content/article/81-normativa/2093-plantilla-areas-planeacion-y-seguimiento-30#normas-fuente>
- Minsalud - Ministerio de Salud y Protección Social. 2015. Resolución N°122 de 2015. Por medio de la cual se modifica parcialmente la Resolución N° 776 de 2008. <https://www.minsalud.gov.co/sites/rid/Lists/BibliotecaDigital/RIDE/DE/DIJ/resolucion-0122-de-2012.pdf>.
- Miranda, L., G. Ayoko, P. Egodawatta, W. Hu, O. Ghidan, A. Goonetilleke, 2021. Physico-chemical properties of sediments governing the bioavailability of heavy metals in urban waterways. *Science of the Total Environment*, 763, 142984.
- Montoya, Y., E.Y. Patiño, E. Ramírez, E.R. Yepes. 2019. Calidad biológica y fisicoquímica de tres fuentes de agua y su relación con el fenómeno de El Niño y La Niña. *Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient, Antioquia*, 22(2): e1328, 10 p.



Narváez, J.C., M. Rueda, E. Viloria, J. Blanco, J.A. Romero, F. Newmark. 2005. Manual del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR (SIPEIN V.3.0): Una herramienta para el diseño de sistemas de manejo pesquero. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR. Santa Marta Colombia. 128 p. (Serie de documentos generales del INVEMAR No. 18)

Narváez, J. C., F. Pertuz, y J. B. Racedo. 2008. Efecto de los artes de pesca sobre el tamaño de los peces en una pesquería artesanal del Caribe colombiano. Boletín de Investigaciones Marinas y costeras, 37(2). 163-187

Navarrete-Ramírez, S. M., 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.

Neumann, R.M. y M.S. Allen. 2007. Size structure. En: Guy, C.S. y Brown, M.L. (ed.). Analysis and Interpretation of Freshwater Fisheries Data, chapter 9, American Fisheries Society, Bethesda, MD.375-421.

Niu, L., J. Li, X. Luo, T. Fu, O. Chen y Yang, Q. 2021. Identification of heavy metal pollution in estuarine sediments under long-term reclamation: Ecological toxicity, sources and implications for estuary management. Environmental Pollution, 290, 118126.

National Oceanic and Atmospheric Administration-NOAA. (s.f.). 2021. National weather service climate prediction center (NWSCPC). Recuperado el 01 de octubre de 2021 de <https://www.cpc.ncep.noaa.gov/data/indices/soi>.

Noske, R.A. 1996. Abundance, zonation and foraging ecology of birds in mangroves of Darwin Arbour, Northern Territory. Wildlife Research 23, 443e474.

Nuñure, J. 2019. Caracterización fenotípica e identificación de especies patógenas de *Aeromonas* sp. aisladas de truchas arcoíris (*O. mykiss*) clínicamente enfermas de piscigranjas del Perú. Universidad Nacional Mayor de San Marcos - Medicina veterinaria. Lima. 76p.

Ochoa, A. 2016. Impacto Del Fenómeno De “El Niño” 2015 – 2016 En La Calidad De Agua Del Río Magdalena Como Fuente De Abastecimiento Del Municipio De Purificación (Tolima, Colombia). Ing. Civil, Universidad Piloto de Colombia, Girardot. 233 p.

Ogle, D. 2013. FishR Vignette- Maturity Schedules. Northland College. 7 p.

Pandiyan, J., S. Mahboob, M. Govindarajan, K. Al-Ghanim, Z. Ahmend, N. Al-Mulhm, R. Jagadheesan, K. Krishnappa. 2020. An assessment of level of heavy metals pollution in the water, sediment and aquatic organisms: A perspective of tackling environmental threats for food security. Saudi Journal of Biological Sciences, 28: 1218-1225.

Pejman, A., G. Bidhendi, M. Ardestani, M. Saeedi, A. Baghvand, A. 2017. Fractionation of heavy metals in sediments and assessment of their availability risk: A case study in the northwestern of Persian Gulf. Marine Pollution Bulletin, 114: 881-887.

Pérez-Ceballos, R., K. Rivera-Rosales, A. Zaldivar-Jiménez, J. Canales-Delgadillo, R. Brito-Pérez, L-Amador del Ángel, y M. Merino-Ibarra. 2018. Efecto de la restauración hidrológica sobre la productividad de raíces subterráneas en los manglares de Laguna de Términos, México. Botanical Sciences, 96(4), 569-581.



- Petroni, R. V. 2005. Hidráulica marítima y de estuarios. Editorial Dunken.
- Pinto-Nolla, F. 1999. Sucesión y fisionomía de los manglares de Colombia. Rev. Acad. Colomb. Cienc., 23Supl. Esp.:141-161
- Plúas, AL., M. Pozo, C. Lajones, H. Carreño, O. Arévalo. 2020. Determinación de Coliformes Totales y Escherichia Coli en el Estuario Chulluype del Cantón Santa Elena Provincia de Santa Elena, Investigatio, 14, 61–70. <http://dx.doi.org/10.31095/investigatio.2020.14.6>
- Pomeroy, A.C. 2006. Tradeoffs between food abundance and predation danger in spatial usage of a stopover site by western sandpipers, Calidris mauri. Oikos 112:629-637.
- Prakash R., K. Srinivasamoorthy, S. Gopinath, K. Saravanan K. 2020. Submarine groundwater discharge as sources for dissolved nutrient fluxes in Coleroon river estuary, Bay of Bengal, India. Journal of Contaminant Hydrology.223. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2020.103660>
- PROCENAGA. 1995. Plan de manejo ambiental de la subregión Ciénaga Grande de Santa Marta. Proyecto de rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta, PRO-CIENAGA (CORPAMAG - INVEMAR - CORPES - GTZ), Santa Marta, sp
- R – Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Ralph, C.J., G.R. Geupel, P. Pyle, T.E. Martin, D.F. DeSante y B. Milá. 1997. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR- 159. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. 46 p.
- Ramírez-Restrepo R., L. Johnson y R. Vahos. 2018. Clasificación trófica y cinética temporal de las relaciones entre producción y consumo en la capa fótica de la presa de un embalse ecuatorial colombiano. Oecologia Australis 22(3), 258–278.
- Raynolds, C.S. 2006. The ecology of phytoplankton. Cambridge University Press, New York. 550 p.
- Reithmaier G., X. Chen, I. Santos, M. Drexler, C. Holloway, M. Call, P. Gómez, S. Euler, D. Maher. 2021. Rainfall drives rapid shifts in carbon and nutrient source-sink dynamics of an urbanised, mangrove-fringed estuary. Estuarine, Coastal and Shelf Science.249. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.107064>
- Restrepo, J. y H. Escobar. 2018. Sediment load trends in the Magdalena River basin (1980–2010): Anthropogenic and climate-induced causes. Geomorphology. 76-91 p.
- Rivera-Monroy, V., J. Mancera-Pineda, R. Twilley, O. Casas-Monroy, E. Castañeda-Moya, J. Restrepo, F. Daza-Monroy, L. Perdomo, S. Reyes-Forero, E. Campos, M. Villamil y F. PintoNolla. 2001. Estructura y función de un ecosistema de manglar a lo largo de una trayectoria de restauración: el caso de la región Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe final. Contrato 429-97 Minambiente/INVEMAR/COLCIENCIAS/University of Louisiana at Lafayette/Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis". Santa Marta. 244 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. Trabajo de Tesis como requisito parcial para obtener el título de Magister en Ciencias, Biología, Línea Biología Marina. Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe. Santa Marta, 94p.



Rodríguez-Rodríguez, J. A., J.E. Mancera-Pineda, L.V. Perdomo-Trujillo, M. Rueda, y Ibarra-Gutierrez, K. P. 2018. Ciénaga Grande de Santa Marta: The largest lagoon-delta ecosystem in the Colombian Caribbean. The Wetland Book; Finlayson, CM, Milton, GR, Prentice, RC, Davidson, NC, Eds, 1-16.

Rodríguez-Zúñiga M. T., E. Villeda Chávez, A. D. Vázquez-Lule, M. Bejarano, M. I. Cruz López, M. Olguín, S. A. Villela Gaytán, R. Flores (Coordinadores). 2018. Métodos para la caracterización de los manglares mexicanos: un enfoque espacial multiescala. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México. 272 pp.

Roig, N., Sierra, J., Garrido-Moreno, I., Nieto, E., Gallego, E., Schuhmacher, M., Blasco, J. 2016. Metal bioavailability in freshwater sediment samples and their influence on ecological status of river basins. Science of the Total Environment, 540: 287-296.

Round F.E., R. M. Crawford y D. G. Mann. 1990. The Diatoms. Biology and Morphology of the Genera. Cambridge University Press. Cambridge. 747 p.

Rueda, M. y A. Santos-Martínez. 1999. Population dynamics of the striped mojarra *Eugerres plumieri* from the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Fish. Res., 42: 155-166.

Saborido-Rey, F. 2004. Ecología de la reproducción y potencial reproductivo en las poblaciones de peces marinos. Universidad de Vigo, España. 69p.

Sánchez-Páez, H., G. A. Ulloa-Delgado, y R. Álvarez-León, R. 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.

Sánchez, J.D., Delgado, M.P. 2017. Aislamiento e identificación de *Aeromonas* spp. β -hemolíticas y *Vibrio* spp. potencialmente virulentos, en pescados y mariscos comercializados en Bogotá, Colombia. Revista de la Asociación Colombiana de Ciencia y Tecnología de Alimentos, Bogotá, 24(39), 32p.

Serrano-Díaz, L., L. Botero, P. Cardona, y J. E. Mancera-Pineda. 1995. Estructura del manglar en el delta exterior del río Magdalena-CGSM, una zona tensionada por alteraciones del equilibrio hídrico. Bol. Invest. Mar. Cost. 24: 135-164.

Skerratt J., K. Wild-Allen, F. Rizwi, J. Whitehead, Ch. Coughanowr. 2013. Use of a high resolution 3D fully coupled hydrodynamic, sediment and biogeochemical model to understand estuarine nutrient dynamics under various water quality scenarios. Ocean & Coastal Management. Vol. 83. 52-56p.

Spencer, W., J. Blum, A. Kurz, J. Pizzuto. 2018. Spatial and temporal variation in the isotopic composition of mercury in the South River, VA. Chemical Geology, 494: 96-108.

Strickland, J. D.H. y T.R. Parsons. 1972. A Practical Handbook of Seawater Analysis. Ottawa: Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 167 (2a. edition). 293 p.

Suhendrayatna, S., N. Arahman, L. Sipahutar, R. Rinidar, E. Elvitriana. 2019. Toxicity and Organ Distribution of Mercury in Freshwater Fish (*Oreochromis niloticus*) after Exposure to Water Contaminated Mercury (HgII). Toxics, 1-10 p

Sun, Z., J. Li, T. He, P. Ren, H. Zhu, H. Gao, L. Tian, X. Hu. 2017. Spatial variation and toxicity assessment for heavy metals in sediments of intertidal zone in a typical subtropical estuary (Min River) of China. Environ Sci Pollut Res, 23: 23080-23095.



Tavera, H. 2014. Documento final de los lineamientos para el monitoreo de ecosistemas de manglar en Colombia. Tercer Informe. 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 – ASOCARS. Bogotá, Colombia. 57 p.

Teunis, P., M. J. Figueras. 2016. Reassessment of the Enteropathogenicity of Mesophilic Aeromonas Species. *Front. Microbiol.* 7:1395. doi: 10.3389/fmicb.2016.01395

Thornton, C.M., A. E. Elledg. 2021. Heavy grazing of buffel grass pasture in the Brigalow Belt bioregion of Queensland, Australia, more than tripled runoff and exports of total suspended solids compared to conservative grazing. *Marine Pollution Bulletin.* 171.19 pp.

Tomas, C. R. 1997. Identifying marine phytoplankton. Academic Press. San Diego. 858 p.

Torregroza-Espinosa, A., Restrepo J. Correa-Metrio, A., Hoyos N., Escobar J., Pierini J., Martínez J. 2020. Fluvial and oceanographic influences on suspended sediment dispersal in the Magdalena River Estuary. *Journal of Marine Systems.* 204.14pp. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2019.103282>

Torres, D. A. 2017. Variación del Área Superficial la Ciénaga Grande de Santa Marta y sus Consecuencias Ambientales desde el año 2000 al 2016. Ing. Civil y Ambiental, Universidad de Los Andes, Santa Marta. 31 p.

Trejos, R., A. Maridueña, T. Estrella. 2015. Microbiología del agua y variabilidad estacional en la Reserva Ecológica Manglares Cayapas- Mataje, 2001- 2003. *Revista Ciencias Del Mar Y Limnología*, 9:1, 14 p. <https://doi.org/10.31876/rcm.v9i1.12>

Twilley, R.R., A.E. Lugo y C. Patterson-Zucca. 1986. Litter production and turnover in basin mangrove forests in Southwest Florida. *Ecology*, 67(3):670-683

Ulloa-Delgado, G.A., H. Sánchez-Páez, W.O. Gil-Torres, J.C. Pino-Rengifo, H. Rodríguez-Cruz, R. Alvarez-León. 1998. Conservación y uso sostenible de los manglares del Caribe colombiano. In: Ulloa-Delgado, G.A.; H. Sánchez-Páez y R. Alvarez-León (eds.). 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, MMA/ ACOFORE/OIMT. Santa Fe de Bogotá D.C., Colombia. 224 p

Vargas-Castillo, Y., J. Rodríguez-Rodríguez, L. Licero, L. Espinosa. 2016. Lineamientos generales de restauración para las lagunas costeras en Colombia. Resolución MADS No 478 de 2016. Santa Marta, 27 p + anexos.

Vásquez, N. D., M. Chierichetti, F. Acuña, K. Miglioranza. 2021. Organochlorine pesticides and chlorpyrifos in the sea anemone *Bunodosoma zamponii* (Actiniaria: Actiniidae) from Argentina's southeastern coast. *Sci. total Environ.* 12p. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150824>

Vera, B. M. M. 2008. Clasificación de Sedimentos Clásticos mediante Máquinas de Vectores de Soporte (Doctoral dissertation, Universidad de Los Andes Mérida, Venezuela).

Vidal, L. A. 1995. Estudio del fitoplancton en el sistema lagunar estuarino tropical Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia, durante el año 1987. Tesis (M.Sc.) Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 207 p.

Vidal, L. A. 2010. Manual del fitoplancton hallado en la Ciénaga Grande de Santa Marta y cuerpos aledaños. Bogotá: Fundación Universidad Jorge Tadeo Lozano. 384 p.



Vilardy-Quiroga, S., y J.A. González-Novoa (Eds.). 2011. Repensando la Ciénaga: Nuevas miradas y estrategias para la sostenibilidad en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Universidad del Magdalena y Universidad Autónoma de Madrid. Santa Marta, Colombia. 228 p.

Viloria, E., A. Acero y J. Blanco. 2012. El colapso de la pesquería de la mojarra rayada *Eugerres plumieri* (pisces: Gerreidae) en la Ciénaga Grande de Santa Marta: ¿causas pesqueras, ambientales o biológicas? Bol. Invest. Mar.Cost., 41 (2): 399-428.

Vivas-Aguas L., L. Espinosa, L. Parra. 2013. Identificación de fuentes terrestres de contaminación y cálculo de las cargas de contaminantes en el área de influencia de la Ciénaga Grande de Santa Marta, caribe colombiano*. Bol. Invest. Mar. Cost. Vol 42. 7-30 pp.

Vu, C., C. Lin, C. Shern, G. Yeh, G. Le, G. Van, H. Tran, H. 2017. Contamination, ecological risk and source apportionment of heavy metals in sediments and water of a contaminated river in Taiwan. Ecological Indicators, 82: 32-42.

Wang F., Cheng P., Chen N., Kuo Y. 2021. Tidal driven nutrient exchange between mangroves and estuary reveals a dynamic source-sink pattern. Chemosphere.270. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128665>

Xiao, K., Zhu, N., Lu, Z., Zheng, H., Cui, C., Gao, Y., Gao, Y., Meng, X., Liu, Y., Cai, M. 2021. Distribution of eight organophosphorus pesticides and their oxides in surface water of the East China Sea based on high volume solid phase extraction method. Environmental Pollution. 279. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116886>

Zamora, S. 2019. Evaluación de la calidad sanitaria del agua de las playas turísticas del Caribe Norte Colombiano. Ing. Ambiental, Universidad de la Costa, Barranquilla.



8. ANEXOS



Monitoreo manglares CGSM

Foto: Juan Rodríguez, Programa CAM - INVEMAR



Anexo 8-1. Límites de detección del LABCAM para los plaguicidas organoclorados y organofosforados medidos en sedimentos.

Plaguicidas organoclorados		Plaguicidas organofosforados	
Compuesto	Límite detección sedimentos (ng/g)	Compuesto	Límite detección sedimentos (ng/g)
Beta HCH	3,66	Sulfotep	1,56
Aldrin	1,49	Bolstar	NA
Alfa clordano	1,53	Bromacil	1,40
Alfa HCH	2,74	Cis permetrina	1,08
Delta HCH	2,60	Clorotalonil	4,46
Dieldrin	1,87	Clorpirifos	2,31
Endosulfan I	6,00	Demeton o	1,78
Endosulfan II	1,69	Demeton s	3,92
Endosulfan sulfato	1,64	Diclorvos	2,36
Endrin	2,27	Dimethoate	0,79
Endrin aldehído	2,62	Disulfoton	1,67
Endrin cetona	1,82	Epn	1,00
Gamma clordano	1,46	Ethoprop	1,04
Gamma HCH	5,50	Fenthion	0,75
Heptacloro	1,70	Malathion	1,09
Heptacloro epóxido	1,70	Methyl parathion	2,98
Metoxicloro	1,82	Mevinphos	1,16
pp-DDD	1,56	Parathion	1,74
pp-DDE	1,29	Phorate	3,01
pp-DDT	1,96	Ronnel	1,32
-	-	Sthiropos	2,35
-	-	Tokuthion	1,35
-	-	Trans permetrina	1,35
-	-	Diazinon	3,11
-	-	Trichloronate	1,46

Anexo 8-2. Ejemplares de los distintos gremios tróficos registrados para el monitoreo de avifauna asociada a manglar en la CGSM, 2021. Algunas especies correspondientes al gremio trófico de los ictiófagos-ICT registradas para el monitoreo de avifauna asociada a manglar en la CGSM, 2021: A. *Ardea alba*, B. *Pelecanus occidentalis*, C. *Egretta thula*, D. *Nannopterum brasilianus*, E. *Nyctanassa violacea* juvenil, F. *Nycticorax nycticorax*.



Anexo 8-3. Ejemplares de los distintos gremios tróficos registrados para el monitoreo de avifauna asociada a manglar en la CGSM, 2021. Algunas especies correspondientes al gremio trófico de los carnívoros-CNV registradas para el monitoreo de avifauna asociada a manglar en la CGSM, 2021: A. *Buteogallus meridionalis* juvenil, B. *Buteogallus uribitinga*, C. *Buteogallus anthracinus*, D. *Buteogallus anthracinus* juvenil, E. *Caracara cheriway*, F. *Busarellus nigricollis*.



Anexo 8-4. Ejemplares de los distintos gremios tróficos registrados para el monitoreo de avifauna asociada a manglar en la CGSM, 2021. Algunas especies correspondientes al gremio trófico de los carroñeros-SCV registradas para el monitoreo de avifauna asociada a manglar en la CGSM, 2021: A. *Coragyps atratus*, B. *Cathartes burrovianus*.



Anexo 8-5. Ejemplares de los distintos gremios tróficos registrados para el monitoreo de avifauna asociada a manglar en la CGSM, 2021. Algunas especies correspondientes al gremio trófico de los insectívoros-INS registradas para el monitoreo de avifauna asociada a manglar en la CGSM, 2021: A. *Dendroplex picus*, B. *Conirostrum bicolor* inmaduro, C. *Picus chrysochloros*, D. *Fluvicola pica*, E. *Chrysomus icterocephalus*, F. *Tyrannus savana*.



Anexo 8-6. Ejemplares de los distintos gremios tróficos registrados para el monitoreo de avifauna asociada a manglar en la CGSM, 2021. Algunas especies correspondientes al gremio trófico de los frugívoros/granívoros-F/G registradas para el monitoreo de avifauna asociada a manglar en la CGSM, 2021: A. *Ortalis garrula*, B. *Saltator coerulescens*.





Anexo 8-7. Ejemplares de los distintos gremios tróficos registrados para el monitoreo de avifauna asociada a manglar en la CGSM, 2021. Algunas especies correspondientes al gremio trófico de los omnívoros-OMN registradas para el monitoreo de avifauna asociada a manglar en la CGSM, 2021: A. *Jacana jacana*, B. *Milvago*



Anexo 8-8. Especies comerciales de la pesquería de la ecorregión

Nombre vulgar	Nombre científico	Nombre Vulgar	Nombre científico
PECES			
Agujeta (f)	<i>Ctenolucius hujeta</i>	Mojarra rayada (e)	<i>Eugerres plumieri</i>
Alpacora (m)	<i>Pomatomus saltatrix</i>	Moncholo (f)	<i>Hoplias malabaricus</i>
Anchoveta (e)	<i>Mugil curema</i>	Morena (m)	<i>Gymnothorax funebris</i>
Arenca (f)	<i>Triportheus magdalenae</i>	Palometa (m)	<i>Chaetodipterus faber</i>
Bacalao (m)	<i>Rachicentrum canadun</i>	Pampano (m)	<i>Trachinotus carolinus</i> – <i>T. falcatus</i>
Bagre Pintado (f)	<i>Pseudoplatystoma magdaleniatum</i>	Pargo (m)	<i>Lutjanus spp.</i>
Barbul – Barbul arroyo (f)	<i>Pimelodus blochii</i> - <i>Rhamdia quelen</i>	Pez erizo (m)	<i>Diodon sp.</i>
Binde (m)	<i>Lobotes surinamensis</i>	Pez Gato (m)	<i>Polydactilus virginicus</i>
Blanquillo (f)	<i>Sorubim cuspicaudus</i>	Pez león (m)	<i>Pterois volitans</i>
Bobito (e)	<i>Stellifer venezuelae</i>	Pez sapo (m)	<i>Sphoeroides testudineus</i>
Bocachico (f)	<i>Prochilodus magdalenae</i>	Pez volador (m)	<i>Dactylopterus volitans</i>
Bocona (m)	<i>Anchovia clupeoides</i> – <i>Cetengraulis edentulus</i>	Picúa (m)	<i>Sphyrna barracuda</i>
Bonito (m)	<i>Euthynnus alletteratus</i>	Ratón (m)	<i>Albula vulpes</i>
Boquita de sábalo (e)	<i>Larimus breviceps</i>	Ratona (f)	<i>Sternopygus macrurus</i>
Cachama (f)	<i>Colossoma macropomum</i>	Raya (m)	<i>Dasyatis guttata</i>
Cachagua (f)	<i>Trachelyopterus insignis</i>	Rayao (f)	<i>Agonostomus monticola</i>
Carite (m)	<i>Scomberomorus regalis</i>	Rey bocachico (f)	
Carrurra (e)	<i>Bairdiella ronchus</i>	Róbalo largo (e)	<i>Centropomus undecimalis</i>
Carta = Carecaballo (m)	<i>Selene spp.</i>	Róbalo pipon (e)	<i>Centropomus ensiferus</i>
Chango (f)	<i>Cynopotamus magdalenae</i>	Róbalo pluma (e)	<i>Centropomus pectinatus</i>
Chinchorro (m)	<i>Bagre Marinus</i>	Ronco (m)	<i>Pomadasys crocro</i> – <i>Archosargus rhomboidalis</i>
Chivo cabezón (e)	<i>Ariopsis canteri</i>	Sábalo (e)	<i>Megalops atlanticus</i>
Chivo mozo (e)	<i>Sciades proops</i>	Sable (m)	<i>Trichiurus lepturus</i>
Chonga (m)	<i>Strongilura marina</i>	Sapo marino (m)	<i>Lagocephalus laevigatus</i>
Cocó (m)	<i>Conodon nobilis</i>	Sierra (m)	<i>Scomberomorus cavalla</i>
Cojinúa negra (m)	<i>Caranx crysos</i>	Tiburón (m)	<i>Carcharhinus spp.</i>
Corbinata marina (m)	<i>Umbrina coroides</i> - <i>U. broussoneti</i> - <i>Cynoscion sp</i>	Tilapia roja (f)	<i>Oreochromis sp.</i>



INFORME TÉCNICO FINAL 2021:
“MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE LOS
RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA GRANDE
DE SANTA MARTA”



Nombre vulgar	Nombre científico	Nombre Vulgar	Nombre científico
Corbinata río = pacora (f)	<i>Plagioscion magdalenae</i>	Urami-Terapia (f)	<i>Trichogaster pectoralis</i>
Coroncoro (e)	<i>Micropogonias furnieri</i>	Viejita (f)	<i>Hemibrycon</i> sp - <i>Astyanax fasciatus</i> – <i>Cyphocharax magdalenae</i>
Coroncoro perro (m)	<i>Paralanchurus brasiliensis</i> , <i>Menticirrhus</i> sp	Vizcaína (f)	<i>Curimata mivarti</i>
MOLUSCO			
Coroncoro perro de río (f)	<i>Loricaria</i> spp	Almeja (e)	<i>Polymesoda solida</i>
Cuatro ojos (f)	<i>Megaleporinus muyscorum</i>	Calamar (m)	<i>Loligo</i> sp.
Doncella (f)	<i>Ageneiosus pardales</i>	Caracol (e)	<i>Melongena melongena</i>
Dorada (f)	<i>Brycon moorei</i>	Ostra (e)	<i>Crassostrea rhizophorae</i>
Dulcina (m)	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	CRUSTÁCEOS	
Guabina (m)	<i>Synodus</i> sp.	Camarón - Langostino* (m)	<i>Lithopenaeus schmitti</i> * - <i>Farfantepenaeus notialis</i> - <i>F. subtilis</i> - <i>Xiphopenaeus kroyeri</i>
Jurel (m)	<i>Caranx hippos</i>	Camarón tigre (m)	<i>Penaeus monodon</i>
Lebranche (e)	<i>Mugil liza</i>	Cangrejo (e)	<i>Uca</i> sp.
Lechero (m)	<i>Tylosurus acus</i>	Jaiba azul (m)	<i>Callinectes sapidus</i>
		Jaiba roja (m)	<i>Callinectes bocourti</i>
		Jaiba siri (m)	<i>Callinectes danae</i>
Lenguado (m)	<i>Achirus lineatus</i>	Jaiba negra (introducida) (m)	<i>Charybdis helleri</i>
Lisa (e)	<i>Mugil incilis</i>	Jaiba rugosa prieta (m) (N. R.)	<i>Callinectes exasperatus</i>
		Jaiba pintada (m) (N. R.)	<i>Arenaeus cribarius</i>
Macabí (e)	<i>Elops smithi</i> (<i>E. saurus</i>)	Langosta (m)	<i>Panulirus argus</i>
Machuelo (m)	<i>Ophistonema oglinum</i>	Langosta de piedra (f)	<i>Macrobrachium</i> sp.
Mapalé (e)	<i>Cathorops mapale</i>	REPTILES	
Meona (e)	<i>Oligoplites saurus</i> - <i>O. palometa</i>	Icotea (f)	<i>Trachemys scripta callirostris</i>
Mero (m)	<i>Epinephelus</i> sp.	Tortuga Verde Oliva (m)	<i>Lepidochelys olivacea</i>
Mero de río (f)	<i>Dormitator maculatus</i>	Tipo de especies por hábitat	
Mojarra blanca (e)	<i>Diapterus rhombeus</i> (e) – <i>D. auratus</i> (e) – <i>Gerres cinereus</i> (m)	Hábitat	Número de especies
Mojarra lora (f)	<i>Oreochromis niloticus</i>	Dulceacuícolas (f)	30
Mojarra peña (f)	<i>Caquetaia kraussi</i>	Estuarinas (e)	24
Mojarra piedra (m)	<i>Chaetodon ocellatus</i>	Marinas (m)	59
		Total	113