



El ambiente
es de todos

Minambiente

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

2018
Volumen 17.



Santa Marta, diciembre de 2018

CUERPO DIRECTIVO

Director

Francisco Armando Arias Isaza

Subdirector

Coordinación Científica (SCI)

Jesús Antonio Garay Tinoco

Subdirectora Administrativa (SRA)

Sandra Rincón Cabal

Coordinador

Programa Biodiversidad y Ecosistemas Marinos (BEM)

David Alonso Carvajal

Coordinador

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

Mario Rueda Hernández

Coordinadora

Programa Calidad Ambiental Marina (CAM)

Luisa Fernanda Espinosa Díaz

Coordinadora

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

Paula Cristina Sierra Correa

Coordinadora

Programa de Geociencias Marinas y Costeras (GEO)

Constanza Ricaurte Villota

Coordinador

Coordinación de Servicios Científicos (CSC)

Julián Mauricio Betancourt Portela

Preparado por:

Componente Calidad de Aguas y Sedimentos:

Natalia Arbeláez – PEM, Programa CAM

Karen Ibarra - LABCAM, Programa CAM

Yoselin Nieto – LABCAM, Programa CAM

Tania Córdoba – LABCAM, Programa CAM

Julián Franco – PEM, Programa CAM

César Bernal – Jefe LABCAM, Programa CAM

Componente Vegetación:

Juan Camilo Rodríguez – Línea RAE Programa CAM

Lucía V. Licero Villanueva - Línea RAE Programa CAM

Jiner Bolaños – LABSIS, Coordinación GEZ

Antonio Ayala Viloria – Apoyo técnico

Jenny A. Rodríguez-Rodríguez – Jefe Línea RAE Programa CAM

Componente Recursos Pesqueros

Efraín Viloria – Línea UPS, Programa VAR

Sarith Salas - Línea UPS, Programa VAR

José Alexander Romero - Línea UPS, Programa VAR

Stephannie Chávez - Línea UPS, Programa VAR

Fabián Escobar – Jefe línea UPS, Programa VAR

Apoyo en campo:

Carlos Carbonó, Jesús Suarez, Vladimir Carbonó, Héctor Rodríguez, Yaneth

Palomino, Álvaro Beleño, Julián Beltrán; Yeimy Vargas; Adriana Tinoco,

Margarita Dussan, Dulce María Rodríguez.

Apoyo técnico en laboratorio:

Kelvin Varela, Edinson Orozco, Paula Domínguez, Halbin Serrano, Josimar

Barranco, Gustavo Lara, Omar Cantillo, Camila Padilla, Alex Contreras, Jair

Florez, Leydy Alarcón, Luisa Daza, Luis Requena

Revisión Técnica

Luisa Fernanda Espinosa, Coordinadora Programa CAM

Mario Rueda, Coordinador Programa VAR

Foto de la portada: Proyecto Prociénaga – GTZ, Juan Pablo Parra, Carlos Augusto Villamil.

Citar así: INVEMAR. 2018. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2018, Volumen 17. Santa Marta 178 p.+ anexos.

CONTENIDO

1	RESUMEN EJECUTIVO	18
2	INTRODUCCIÓN	20
3	METODOLOGÍA.....	22
3.1	Área de Estudio.....	22
3.2	Métodos.....	24
3.2.1	Calidad de aguas.....	24
3.2.1.1	Comunidad fitoplanctónica	27
3.2.2	Ecosistemas de manglar	28
3.2.2.1	Descripción de las estaciones de monitoreo.....	29
3.2.2.2	Diseño de muestreo y variables medidas.....	30
	Salinidad, Temperatura y nivel de agua.....	31
	Regeneración natural y reclutamiento	31
	Estructura del bosque de manglar.....	31
	Estado fitosanitario del bosque de manglar	33
	Riqueza y abundancia de avifauna asociada al manglar.....	34
	Análisis de cambios de coberturas vegetales en la CGSM.....	34
3.2.3	Recursos pesqueros	37
3.3	Análisis de información.....	41
3.3.1	Calidad de aguas.....	41
3.3.1.1	Comunidad fitoplanctónica.....	41
3.3.2	Ecosistemas de manglar	41
3.3.3	Recursos pesqueros	45
4	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	47
4.1	Calidad de aguas	47
4.1.1	Variables fisicoquímicas	47
4.1.1.1	Parámetros físicoquímicos in situ: temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto	47
4.1.1.2	Clorofila a	56
4.1.1.3	Sólidos suspendidos totales (SST)	58

4.1.1.4	Nutrientes inorgánicos disueltos.....	60
	Nitrito.....	60
	Amonio.....	62
	Nitratos	64
	Fosfatos.....	66
4.1.2	Contaminantes en Aguas, Sedimentos y Organismos.....	69
4.1.2.1	Comunidades microbiológicas	69
	Coliformes totales y termotolerantes.....	69
	Vibrio sp. y Aeromonas sp.	71
4.1.2.2	Metales Pesados.....	73
	Metales pesados biodisponibles en material particulado suspendido en aguas	74
	Metales pesados biodisponibles en sedimentos	81
	Mercurio (Hg) en Aguas, Sedimentos y Organismos	83
4.1.3	Comunidad fitoplanctónica	86
4.1.3.1	Atributos de la comunidad fitoplanctónica.....	89
4.1.3.2	Variación espacio-temporal de la comunidad fitoplanctónica	90
4.1.3.3	Relación con las variables ambientales.....	92
4.1.3.4	Microalgas potencialmente nocivas en la CGSM	92
4.2	Ecosistemas de manglar	96
4.2.1	Salinidad, Temperatura y nivel de agua	96
4.2.2	Regeneración natural y reclutamiento.....	101
4.2.3	Estructura del bosque de manglar	106
4.2.4	Estado fitosanitario del bosque de manglar	110
4.2.5	Composición y abundancia de avifauna asociada al manglar	112
4.2.6	Cambios de Coberturas Vegetales en la CGSM.....	120
	4.2.6.1 Cobertura y grado de perturbación del manglar en la CGSM.....	120
	4.2.6.2 Dinámica de manglar entre 2017 y 2018 en la CGSM.....	121
4.3	Recursos Pesqueros	124
4.5.1.	Variables de desempeño pesquero y su relación con la variabilidad climática global	124
4.3.1.1	Captura total	124
	Composición de las capturas por grupos de especies	125
	Composición de las capturas por especies de peces.....	130

Composición de las capturas por especies de invertebrados.....	132
Captura total anual para los principales sitios de desembarco por arte y/ o método de pesca	134
4.3.1.2 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	136
Distribución temporal y espacial del esfuerzo de pesca (número de faenas).....	138
Comparación interanual y espacial de la CPUE (kg/faena) por arte y/o método de pesca por especie y multiespecífica.....	139
4.3.1.3 Aspectos económicos de la actividad pesquera en la CGSM	146
Ingreso (\$/faena) y renta económica (\$/faena) global y por arte y/o método de pesca en la pesquería.....	146
Comparación interanual de las capturas e ingresos económicos en la pesquería de CGSM.	147
Renta económica por pescador para los principales sitios de desembarco por arte y/ o método de pesca en la ecorregión CGSM.	149
4.3.1.4 Talla media de captura de las principales especies de peces e invertebrados en la pesquería.....	151
4.3.1.5 Determinación de la Talla Media de Madurez y otros aspectos reproductivos de Eugerres plumieri y Callinectes sapidus.....	152
Eugerres plumieri.....	152
Callinectes sapidus.....	156
Elops smithi.....	160
5 DIAGNÓSTICO GENERAL Y CONCLUSIONES.....	162
6 RECOMENDACIONES	165
7 BIBLIOGRAFÍA	167
8 ANEXOS.....	179

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 3.1-1. Localización geográfica y Límite del área efectiva del monitoreo realizado por INVEMAR en la CGSM	23
Figura 3.2-1. Incremento de vegetación flotante en la desembocadura del río Sevilla. Imágenes tomadas en los monitoreos de calidad del agua de la CGSM el a) 12 de febrero, b) 15 de mayo, c) 13 de agosto y d) 10 de septiembre de 2018. Fotos: Julián Franco, INVEMAR.	24
Figura 3.2-2. Ubicación de las estaciones de muestreo de calidad de aguas y bosques de manglar.	29
Figura 3.2-3. Estaciones de monitoreo. A: Rinconada; B: Aguas Negras; C: Caño Grande; D: Km22; E: Luna. Fotos (A - D): Juan Camilo Rodríguez, 2018; Foto E: Lucia Licero, 2017	30
Figura 3.2-4. Esquema de medición de la estructura, regeneración natural y fisicoquímicos (cruces rojas). La barra azul representa el cuerpo de agua principal.....	31
Figura 3.2-5. Medición de parámetros fisicoquímicos <i>in situ</i> . A y B: Colecta de agua intersticial; C: Medición de salinidad. Fotos: Archivo línea RAE, 2018	32
Figura 3.2-6. Recomendaciones para la medición del DAP en los casos de anomalías del terreno o características particulares de los árboles (Fuente: Melo y Vargas, 2002).....	32
Figura 3.2-7. Remarcaje y medición de árboles. Foto: Juan Camilo Rodríguez, 2018.	33
Figura 3.2-8. Puntos de verificación de cobertura	37
Figura 3.2-9. Registro de medidas morfométricas, peso y asignación del estado de madurez gonadal de individuos recolectados de <i>Eugerres plumieri</i> en la Ciénaga Grande de Santa Marta.	39
Figura 3.2-10. Diferenciación morfológica del sexo de la jaiba azul.	40
Figura 3.2-11. Ubicación espacial en el complejo lagunar de la CGSM, de los sitios de desembarco del componente de Recurso Pesquero	40
Figura 3.3-1. Perfiles espectrales de los manglares y vegetación acuática	44
Figura 3.3-2. Modelo para separación de zonas de manglar y vegetación acuática	44
Figura 4.1-1. Temperatura (°C) del agua superficial en las estaciones de seis zonas de la CGSM, entre octubre de 2017 y septiembre de 2018.	48
Figura 4.1-2. Registros históricos (1993 - 2018) de la temperatura (°C) promedio del agua superficial en seis zonas de la CGSM. Puntos naranjas representan la época seca y puntos azules la época lluviosa. Líneas verticales representan la desviación estándar.	49
Figura 4.1-3. Salinidad del agua superficial en las estaciones de seis zonas de la CGSM, entre octubre de 2017 y septiembre de 2018. Escala de color de fondo representa el tipo de agua según los valores de salinidad, basado en la clasificación propuesta por Knox, 2001 (ver Tabla 4.1-1)..	51

Figura 4.1-4. Registros históricos (1993 - 2018) de la salinidad promedio del agua superficial en seis zonas de la CGSM. Puntos naranjas representan la época seca y puntos azules la época lluviosa. Líneas verticales representan la desviación estándar. Bandas rojas indican la apertura de los caños Nuevo Clarín (Cla, 1996), Renegado (Re, 1998) y Aguas Negras (AN, 1998). Escala de color de fondo de cada figura representa el tipo de agua según los valores de salinidad, basado en la clasificación propuesta por Knox, 2001 (ver Tabla 4.3-1). 52

Figura 4.1-5. pH del agua superficial en las estaciones de seis zonas de la CGSM, entre octubre de 2017 y septiembre de 2018. Líneas horizontales rojas representan los límites permisibles para preservación de flora y fauna (6,5 – 8,5; MinSalud, 1984 en MinAmbiente, 2015). 53

Figura 4.1-6. Registros históricos (1993 - 2018) del pH promedio del agua superficial en seis zonas de la CGSM. Puntos naranjas representan la época seca y puntos azules la época lluviosa. Líneas verticales representan la desviación estándar. Líneas horizontales rojas representan los límites permisibles para preservación de flora y fauna (6,5 – 8,5; MinSalud, 1984 en MinAmbiente, 2015). 54

Figura 4.1-7. Oxígeno disuelto (mg O₂/L) del agua superficial en las estaciones de seis zonas de la CGSM, entre octubre de 2017 y septiembre de 2018. Línea horizontal negra representa el límite permisible según decreto 1594 (4,0 mg O₂/L; MinSalud, 1984 en MADS, 2015). 55

Figura 4.1-8. Registros históricos (1993 - 2018) del oxígeno disuelto (mg O₂/L) promedio del agua superficial en seis zonas de la CGSM. Puntos naranjas representan la época seca y puntos azules la época lluviosa. Líneas verticales representan la desviación estándar. Línea horizontal roja representa el límite permisible según decreto 1594 (4,0; MinSalud, 1984 en MADS, 2015)... 56

Figura 4.1-9. Concentraciones de clorofila *a* (µg/L) en el agua superficial de las seis zonas de la CGSM, durante el monitoreo octubre de 2017-septiembre de 2018. Escala de color de fondo de cada figura representa el tipo de agua según los valores de clorofila, de acuerdo a la clasificación trófica de los sistemas propuesta por Esteves (1998) (En: Ramírez-Restrepo *et al.*, 2018). Verde (0,3 y 3 µg Clor *a* /L, sistema oligotrófico); amarillo (3 a 15 µg/L mesotrófico); y naranja (15 a 500 µg Clor *a* /L eutrófico). 57

Figura 4.1-10. Valores históricos de clorofila *a* (µg/L) del agua superficial en las seis zonas de la CGSM desde 1993 hasta la época seca 2018. Las líneas naranjas representan la época seca y las líneas azules la época lluviosa. Las barras representan la desviación estándar. 58

Figura 4.1-11. Sólidos suspendidos totales (mg/L), medidos en el agua superficial de las seis zonas de la CGSM, durante el monitoreo octubre de 2017-septiembre de 2018. 59

Figura 4.1-12. Valores históricos de Sólidos suspendidos totales (mg/L) del agua superficial en las seis zonas de la CGSM desde 1993 hasta la época seca 2018. Las líneas naranjas representan la época seca y las líneas azules la época lluviosa. Las barras representan la desviación estándar. 60

Figura 4.1-13. Concentraciones de Nitrito (µg N-NO₂⁻/L) en el agua superficial de las seis zonas de la CGSM, durante el monitoreo octubre de 2017-septiembre de 2018. 61

Figura 4.1-14. Valores históricos de la concentración de Nitrito (µg N-NO₂⁻/L) en el agua superficial de las seis zonas de la CGSM, desde 1993 hasta la época seca de 2018. Las líneas naranjas

representan la época seca y las azules la época lluviosa. Las barras corresponden a la desviación estándar.	62
Figura 4.1-15. Concentraciones de Amonio ($\mu\text{g N-NH}_4^+/\text{L}$) en el agua superficial de las seis zonas de la CGSM, durante el monitoreo octubre de 2017-septiembre de 2018. Línea horizontal roja representa el valor considerado típico en estuarios poco contaminados (70,0);	63
Figura 4.1-16. Valores históricos de la concentración de Amonio ($\mu\text{gN-NH}_4^+/\text{L}$) en el agua superficial de las seis zonas de la CGSM, desde 1993 hasta la época seca de 2018. Las líneas naranjas representan la época seca y las azules la época lluviosa. Las barras corresponden a la desviación estándar.	64
Figura 4.1-17. Concentraciones de Nitrato ($\mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$) en el agua superficial de las seis zonas de la CGSM, durante el monitoreo octubre de 2017-septiembre de 2018.....	65
Figura 4.1-18. Valores históricos de la concentración de Nitratos ($\mu\text{gN-NO}_3^-/\text{L}$) en el agua superficial de las seis zonas de la CGSM, desde 1993 hasta la época seca de 2018. Las líneas naranjas representan la época seca y las azules la época lluviosa. Las barras corresponden a la desviación estándar.	66
Figura 4.1-19. Concentraciones de Fosfato ($\mu\text{g P-PO}_4^{3-}/\text{L}$) en el agua superficial de las seis zonas de la CGSM, durante el monitoreo octubre de 2017-septiembre de 2018.	67
Figura 4.1-20. Valores históricos de la concentración de Fosfatos ($\mu\text{gP-PO}_4^{3-}/\text{L}$) en el agua superficial de las seis zonas de la CGSM, desde 1993 hasta la época seca de 2018. Las líneas naranjas representan la época seca y las azules la época lluviosa. Las barras corresponden a la desviación estándar.	68
Figura 4.1-21. Concentración de coliformes totales en estaciones de la CGSM, durante octubre de 2017 – septiembre de 2018, Valores en escala logarítmica. La línea roja continúa indica el límite establecido por el decreto 1076 de 2015 para el desarrollo de actividades recreativas de contacto primario (LCP) y la discontinua para actividades recreativas de contacto secundario (LCS) (1000 NMP/100 mL y 5000 NMP/100 mL respectivamente (MinSalud; 1984 en MADS, 2015)), representados en escala logarítmica.....	70
Figura 4.1-22. Concentración de coliformes termotolerantes en estaciones de la CGSM, durante octubre de 2017 – septiembre de 2018, valores en escala logarítmica. La línea roja continúa indica el límite establecido por el decreto 1076 de 2015 para el desarrollo de actividades recreativas de contacto primario (200 NMP/100 mL, MinSalud; 1984 en MADS, 2015), representado en escala logarítmica.....	71
Figura 4.1-23. Especies de <i>Vibrio</i> y <i>Aeromonas</i> aisladas por cada estación. Los números en las barras indican el número de cepas por especie identificadas en las estaciones.	72
Figura 4.1-24. Especies de <i>Vibrio</i> y <i>Aeromonas</i> aisladas de peces de la especie <i>Mugil incilis</i> (Lisa). 73	
Figura 4.1-25. Concentración de plomo biodisponible en material particulado en muestras de agua colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a), b) anuales (2004 – 2014) y c) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica.....	74

- Figura 4.1-26. Concentración de cadmio biodisponible en material particulado en muestras de agua colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a), b) anuales (2004 – 2014) y c) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica..... 75
- Figura 4.1-27. Concentración de cromo biodisponible en material particulado en muestras de agua colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a), b) anuales (2004 – 2014) y c) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica..... 75
- Figura 4.1-28. Concentración de cobre biodisponible en material particulado en muestras de agua colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a), b) anuales (2004 – 2014) y c) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica..... 76
- Figura 4.1-29. Concentración de níquel biodisponible en material particulado en muestras de agua colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a), b) anuales (2004 – 2014) y c) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica..... 77
- Figura 4.1-30. Concentración de zinc biodisponible en material particulado en muestras de agua colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a), b) anuales (2004 – 2014) y c) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica..... 78
- Figura 4.1-31. Concentración de plomo total en muestras de sedimento colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a) anuales (2004 – 2014) y b) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica. 79
- Figura 4.1-32. Concentración de cromo total en muestras de sedimento colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a) anuales (2004 – 2014) y b) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica. 79
- Figura 4.1-33. Concentración de cobre total en muestras de sedimento colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a) anuales (2004 – 2014) y b) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica. 80
- Figura 4.1-34. Concentración de níquel total en muestras de sedimento colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a) anuales (2004 – 2014) y b) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica. 80
- Figura 4.1-35. Concentración de zinc total en muestras de sedimento colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a) anuales (2004 – 2014) y b) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica. 81

- Figura 4.1-36. Concentración de plomo biodisponible en muestras de sedimento colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a) anuales (2004 – 2014) y b) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica. 81
- Figura 4.1-37. Concentración de cadmio biodisponible en muestras de sedimento colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a) anuales (2004 – 2014) y b) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica..... 82
- Figura 4.3-38. Concentración de cobre biodisponible en muestras de sedimento colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a) anuales (2004 – 2014) y b) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica. 82
- Figura 4.1-39. Concentración de níquel biodisponible en muestras de sedimento colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a) anuales (2004 – 2014) y b) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica. 83
- Figura 4.1-40. Concentración de zinc biodisponible en muestras de sedimento colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a) anuales (2004 – 2014) y b) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica. 83
- Figura 4.1-41 Concentración total de mercurio (Hg) en sedimentos en peso seco de las ocho estaciones de monitoreo de la Ciénaga Grande de Santa Marta medidos entre noviembre de 2017 y septiembre de 2018 comparadas con el valor de referencia TEL (*Buchman, 2008*). Las Barras en sentido negativo indican que el resultado obtenido se encuentra por debajo del límite de cuantificación de la metodología analítica (<3,00 ng Hg/g)..... 84
- Figura 4.1-42 Histórico de la concentración promedio total de mercurio (Hg) en sedimentos de las seis zonas de monitoreo de la Ciénaga Grande de Santa Marta medidos desde el año 2014. Las barras verticales corresponden a desviaciones estándar. 85
- Figura 4.1-43 Concentración total de mercurio (Hg) en peces *Mugil Incilis* (Lisa) adquiridos durante los monitoreos realizados en la CGSM entre noviembre 2017 y septiembre de 2018. Las barras verticales corresponden a desviaciones estándar y n el número de peces analizados. 85
- Figura 4.1-44 Histórico de concentración total de mercurio en peces *Eugerres Plumieris* (Mojarra rayada) de enero 2015 a noviembre 2015 y *Mugil Incilis* (Lisa) de febrero 2016 a septiembre de 2018). Las barras verticales corresponden a desviaciones estándar. 86
- Figura 4.1-45. Porcentaje de contribución de géneros de la comunidad fitoplanctónica, según los grupos taxonómicos encontrados en la CGSM para la época lluviosa de 2017 (a) y la época seca de 2018 (b). 87
- Figura 4.1-46. Densidad celular (cél. L⁻¹) registrada por estación en la época de lluvias de 2017 (octubre) y la época seca de 2018 (febrero) en las estaciones de la CGSM. 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. 88

Figura 4.1-47. Abundancia relativa de los principales grupos taxonómicos del fitoplancton en las estaciones de muestreo durante la época de lluvias de 2017 y época seca de 2018..... 88

Figura 4.1-48. Atributos ecológicos de las comunidades fitoplanctónicas de las siete estaciones monitoreadas en la CGSM durante la época de lluvias de 2017 (azul) y la seca de 2018 (naranja). a) Índices de uniformidad de Pielou (J'), b) Diversidad Shannon-Wiener (H') y c) Índice de Predominio de Simpson (λ). 90

Figura 4.1-49. Análisis de ordenación mediante la técnica de coordenadas principales (PCO) implementando la época (a) y las zonas (b) como factores de agrupación. 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; zona M= influencia marina; zona CGSM= interior de la Ciénaga y zona CP= Complejo Pajarales. 91

Figura 4.1-50. Valores de la densidad fitoplanctónica (cel. L^{-1}) registrado en el muestreo bimestral en las estaciones de Boca de la Barra (LBA) y Ciénaga la Luna (CLU), entre octubre de 2017 y agosto de 2018. 94

Figura 4.1-51. Abundancia relativa de los principales grupos taxonómicos de fitoplancton registrados en el muestreo bimestral en la CGSM a) Boca de la Barra (LBA) y b) Ciénaga la Luna (CLU), entre octubre de 2017 y agosto de 2018. 94

Figura 4.2-1 Promedio histórico de salinidad intersticial (2010 – 2018) en Km22, Luna y Caño Grande. Las barras corresponden a la desviación estándar. La línea punteada corresponde a la tendencia histórica anual. 97

Figura 4.2-2 Promedio histórico de salinidad intersticial (2010 – 2018) en Rinconada y Aguas Negras. Las barras corresponden a la desviación estándar. La línea punteada corresponde a la tendencia histórica anual. 97

Figura 4.2-3 Índice Oceánico El Niño (ONI). Las líneas punteadas representan los umbrales a partir de los cuales se presentan anomalías térmicas. Roja: cálido (Niño); Azul: frío (Niña). Fuente: NOAA, 2018 (http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php). 98

Figura 4.2-4 Promedio de salinidad superficial y nivel del agua durante el IV trimestre del 2017 y el III trimestre de 2018. Las barras punteadas corresponden a la desviación estándar. 99

Figura 4.2-5 Precipitación total mensual. A: Marzo; B: Junio; C: Septiembre. Fuente: IDEAM, 2018 (<http://institucional.ideam.gov.co/jsp/1002>). 99

Figura 4.2-6 Variación espacial del promedio de nivel del agua en el 2018. 100

Figura 4.2-7 Plantas macrófitas en la estación Aguas Negras. A: zona de ingreso al punto de muestreo; B: Zona interna de la estación. Fotografías: Juan C. Rodriguez y Yeimy Vargas, 2018. 100

Figura 4.2-8 Variación espacial del promedio de temperatura y salinidad intersticial en el 2018. 101

Figura 4.2-9 Relación porcentual de propágulos, plántulas y brinzales durante el 2018. 103

Figura 4.2-10 Densidad de propágulos (ind.m2) en las estaciones de monitoreo durante el periodo 2010 – 2018.....	104
Figura 4.2-11 Densidad total de plántulas (ind.m2) para el periodo 2010 – 2018.	104
Figura 4.2-12 Densidad de brinzales (ind.ha-1) para el periodo 2010 - 2018.....	105
Figura 4.2-13 Densidad total de propágulos, plántulas (ind.m ²) y brinzales (ind.ha ⁻¹) en la CGSM por año y por especie en el periodo comprendido entre 2010 – 2018.....	105
Figura 4.2-14 Relación porcentual del número de individuos/especie evaluados en 2018.	107
Figura 4.2-15 Registro histórico de densidad de individuos durante el periodo 2010 - 2018.....	107
Figura 4.2-16 Cambios históricos en el área basal, densidad absoluta en índice de valor de importancia (IVI) en Rinconada.....	108
Figura 4.2-17 Cambios históricos en el área basal, densidad absoluta en índice de valor de importancia (IVI) en Aguas Negras.....	108
Figura 4.2-18 Cambios históricos en el área basal, densidad absoluta en índice de valor de importancia (IVI) en Caño Grande.....	109
Figura 4.2-19 Cambios históricos en el área basal, densidad absoluta en índice de valor de importancia (IVI) en Luna.....	109
Figura 4.2-20 Cambios históricos en el área basal, densidad absoluta en índice de valor de importancia (IVI) en Km22.	110
Figura 4.2-21 Estado fitosanitario general de los árboles de mangle en el 2018. 0= Buen estado; 1= Moderadamente afectado; 2= Muy afectado; 3= Muerto.....	111
Figura 4.2-22 Principales fitopatologías identificadas en las estaciones de monitoreo. Clo= Clorosis; Herb= Herbivoría; Def= defoliación; HP= hojas perforadas; Exu= exudados; MB= manchas blancas; DesC= descortezamiento; RA= raíces adventicias; Ft= fracturación; Muas=.....	111
Figura 4.2-23. Composición porcentual de órdenes de la avifauna registrada en las estaciones de monitoreo durante el 2018.....	112
Figura 4.2-24. Abundancia registrada por familia de avifauna asociada a manglares durante el 2018	113
Figura 4.2-25. Riqueza de especies registrada por familia de avifauna asociada a manglares durante el 2018.....	114
Figura 4.2-26. Abundancia de individuos por las especies de avifauna registradas durante el 2018	115
Figura 4.2-27. Composición porcentual de las especies de aves según relación con el medio acuático en las estaciones de monitoreo de avifauna asociada a manglares durante el año 2018	116
Figura 4.2-28. Composición porcentual general de los gremios tróficos de la avifauna asociada al manglar (A), número de individuos por gremios tróficos de la avifauna asociada al manglar presente en las estaciones de muestreo (B) durante el 2018	116

Figura 4.2-29. Abundancia y riqueza relativa de avifauna asociada a las estaciones de monitoreo durante el 2018	117
Figura 4.2-30. Diversidad y predominio de especies de avifauna asociada a manglares en las estaciones de monitoreo durante el 2018.....	118
Figura 4.2-31. Porcentaje de similitud de la composición de avifauna registrada en las estaciones de monitoreo durante el 2018.....	118
Figura 4.2-32. Contraste entre el área basal y la diversidad (A) y abundancia (B) de avifauna en las estaciones de manglar evaluadas en el 2018.....	119
Figura 4.2-33. Cobertura y grado de perturbación de manglar 2018.....	120
Figura 4.2-34. Evidencia fotográfica de la presencia de vegetación dulceacuícola en zonas de manglar muerto en el sur de la CGSM	121
Figura 4.2-35. Dinámica de manglar entre 2017 y 2018.....	122
Figura 4.2-36. Área de manglar entre los años 2000 y 2018	123
Figura 4.2-37. Evidencia fotográfica de la regeneración natural de la CGSM en los sectores del complejo de Pajarales y Sevillano	124
Figura 4.3-1. Captura total anual y promedio mensual interanual en la pesquería de la ecorregión CGSM. * 4 meses y ** 9 meses	125
Figura 4.3-2. Tendencia de la captura total anual de peces, crustáceos y moluscos en la pesquería de la ecorregión CGSM. * 4 meses y ** 9 meses	127
Figura 4.3-3. Variación multianual del IOS, caudales del río Magdalena, salinidad media y capturas totales en la CGSM. * 4 meses y ** 9 meses	130
Figura 4.3-4. Composición interanual de la captura (t) de peces en la ecorregión CGSM. * 4 meses y ** 9 meses.....	131
Figura 4.3-5. Composición interanual de la captura de invertebrados en la ecorregión. * 4 meses y ** 9 meses.....	133
Figura 4.3-6. 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.....	135
Figura 4.3-7. 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. ** 9 meses	137
Figura 4.3-8. Esfuerzo de pesca interanual de algunos artes de pesca en la pesquería de la CGSM. * 4 meses y ** 9 meses.....	138
Figura 4.3-9. Distribución espacial del esfuerzo promedio de algunos artes de pesca en CGSM ..	138
Figura 4.3-10. Comparación interanual de la abundancia por especie de peces capturada con atarraya en la pesquería de la CGSM. * 4 meses y ** 9 meses	139

Figura 4.3-11. Comparación espacial de la abundancia por especie de peces capturada con atarraya en la pesquería de la CGSM	140
Figura 4.3-12. Comparación interanual de la abundancia multispecífica capturada con atarraya en la pesquería de CGSM. * 4 meses y ** 9 meses.....	140
Figura 4.3-13. Comparación espacial de la abundancia multispecífica capturada con atarraya en la pesquería de CGSM.....	141
Figura 4.3-14. Comparación interanual de la abundancia de peces capturados con trasmallo en la pesquería de la CGSM. * 4 meses y ** 9 meses.....	142
Figura 4.3-15. Comparación espacial de la abundancia de peces capturados con trasmallo en la pesquería de la CGSM	142
Figura 4.3-16. Comparación de la abundancia interanual y espacial multi-específica de peces para trasmallo en la pesquería de CGSM. * 4 meses y ** 9 meses	143
Figura 4.3-17. Comparación espacial de la abundancia multispecífica capturada con trasmallo en la pesquería de CGSM.....	143
Figura 4.3-18. Comparación de la abundancia interanual de camarones por zonas en la pesquería de CGSM. * 4 meses y ** 9 meses	144
Figura 4.3-19. Comparación de la abundancia interanual de jaibas por zonas en la CGSM (con aros). * 4 meses y ** 9 meses	144
Figura 4.3-20. Comparación de la abundancia interanual de jaibas por zonas en la CGSM (con nasas). ** 9 meses.....	145
Figura 4.3-21. Comparación de la abundancia interanual y espacial de la ostra en la CGSM. * 4 meses y ** 9 meses.....	145
Figura 4.3-22. Ingresos económicos (\$/faena) a.) Precios corrientes y b.) Precios constantes a septiembre de 2018. Comparación interanual para la atarraya y el trasmallo en la pesquería de la CGSM. ** 9 meses	146
Figura 4.3-23. Renta económica (\$/faena) a.) Precios corrientes y b.) Precios constantes septiembre de 2017. Comparación interanual para la atarraya y el trasmallo en la pesquería de CGSM. ** 9 meses.....	147
Figura 4.3-24. Comparación interanual de las capturas e ingresos económicos a precios corrientes e indexados a precios de septiembre de 2017 para el total de especies capturadas con todos los artes en la pesquería de CGSM. ** 9 meses	148
Figura 4.3-25. 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.	150
Figura 4.3-26. Comparación interanual de la talla media de captura contra la talla media de madurez sexual para las principales especies de peces y jaibas en la pesquería de la CGSM. Línea punteada verde (TMM actualizada) y línea punteada roja (TMM anteriormente estimada). ** 9 meses	152

Figura 4.3-27. Relación Longitud (mm)- Peso (g) para sexos combinados (a) y para hembras y machos por separados (b) de la mojarra rayada (<i>Eugerres plumieri</i>) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.....	153
Figura 4.3-28. Estacionalidad reproductiva para hembra y machos de la mojarra rayada (<i>Eugerres plumieri</i>) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.	154
Figura 4.3-29. Talla media de madurez sexual para sexos combinados de la mojarra rayada (<i>Eugerres plumieri</i>) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta. La línea punteada muestra el corte donde se ubica la TMM.	155
Figura 4.3-30. Comparación de TMM de la mojarra rayada (<i>Eugerres plumieri</i>) anteriormente usada reportada por Rueda <i>et al.</i> , (1999) (línea roja) y estimada en el presente estudio (línea verde), contra datos de la composición de tallas determinada en el monitoreo de la pesquería de la CGSM en 2017.....	156
Figura 4.3-31. Relación Longitud (mm)- Peso (g) para sexos combinados (a) y para hembras y machos por separados (b) de la jaiba azul (<i>Callinectes sapidus</i>) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.....	157
Figura 4.3-32. Estacionalidad reproductiva para hembra y machos de la jaiba azul (<i>Callinectes sapidus</i>) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.	158
Figura 4.3-33. Talla media de madurez sexual para sexos combinados de la jaiba azul (<i>Callinectes sapidus</i>) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta. La línea punteada muestra el corte donde se ubica la TMM.....	159
Figura 4.3-34. Comparación de TMM de la jaiba azul (<i>Callinectes sapidus</i>) anteriormente usada reportada por Correa (2002) (línea roja) y estimada en el presente estudio (línea verde), contra datos de la composición de tallas determinada en el monitoreo de la pesquería de la CGSM en 2016.....	160
Figura 4.3-35. Relación Longitud (mm)- Peso (g) para sexos combinados (a) y para hembras y machos por separados (b) del macabí (<i>Elops smithi</i>) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.	161

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 3.2-1. Estaciones y periodicidad de muestreo (M: Mensual, B: Bimestral, S: Semestral) para el análisis de variables en aguas, sedimentos y peces.....	25
Tabla 3.2-2. Métodos analíticos empleados para determinar los parámetros de calidad de las aguas en la Ciénaga Grande de Santa Marta.	26
Tabla 3.2-3. Métodos analíticos empleados para determinar metales pesados en sedimentos de la Ciénaga Grande de Santa Marta	27
Tabla 3.2-4. Métodos analíticos para determinar mercurio y <i>Vibrio sp.</i> en peces	27
Tabla 3.2-5. Estaciones de monitoreo del bosque de manglar. * Estaciones donde se realiza el monitoreo de avifauna.....	28
Tabla 3.2-6. Escala para la evaluación del estado fitosanitario general de los árboles de manglar. 33	
Tabla 3.2-7. Sensores remotos utilizados en diferentes años	35
Tabla 3.2-8. Clases temáticas	36
Tabla 3.2-9. Descripción de las variables, periodo y frecuencia de muestreo por estación o sitio de desembarque	38
Tabla 3.3-1. Variables de interés para definir la composición florística y estructural de los bosques de manglar (Scheaffer– Novelli y Cintrón-Molero, 1986).	42
Tabla 3.3-2. Grado de perturbación según OSAVI	43
Tabla 4.1-1. Clasificación del agua según los valores de salinidad (Knox, 2001)	50
Tabla 4.1-2. Resumen del monitoreo de metales pesados en el material particulado suspendido en aguas y sedimentos de ocho estaciones representativas de la Ciénaga Grande de Santa Marta.	74
Tabla 4.1-3. Número de morfotipos por grupos taxonómicos encontrados en la CGSM en diferentes años y épocas de monitoreo. Diatomeas (DT), Dinoflagelados (DF), Chlorophyta (CL), Euglenozoa (EU) y Cianobacteria (CB).....	89
Tabla 4.1-4. Resultados del análisis BIOENV para cada una de las épocas climáticas, utilizando como variables fisicoquímicas la profundidad (m), transparencia disco sechi (m), temperatura (°C), salinidad, pH, oxígeno disuelto (mg L ⁻¹), nitritos (µg L ⁻¹), nitratos (µg L ⁻¹), amonio (µg L ⁻¹), fosfatos (µg L ⁻¹), sólidos suspendidos totales (mg L ⁻¹) y clorofila a (µg/L).	92
Tabla 4.1-5. Densidad (cél. L ⁻¹) de los géneros con especies de microalgas potencialmente tóxicas registrados en octubre de 2017 (época de lluvias) y febrero de 2018 (época seca) en las estaciones analizadas de la CGSM, la Boca de la Barra (LBA), Ciénaga La Luna (CLU), Nueva Venecia (NVE), Centro Ciénaga (CEN), Rinconada (RIN), Frente al Río Fundación (FRF) y Caño Aguas Negras (CAN).	93

Tabla 4.1-6. Densidad (cel. L ⁻¹) de los géneros con especies de microalgas potencialmente nocivas registrados entre octubre de 2017 y agosto de 2018 en la estación Boca de la Barra (LBA) ...	95
Tabla 4.1-7. Densidad (cel. L ⁻¹) de los géneros con especies de microalgas potencialmente nocivas registrados entre octubre de 2017 y agosto de 2018 en la estación Ciénaga la Luna (CLU)....	95
Tabla 4.1-8. Géneros potencialmente nocivos de fitoplancton observados en la CGSM entre octubre de 2017 y agosto de 2018 en las estaciones de Ciénaga la Luna (CLU) y la Boca de la Barra (LBA), y el efecto nocivo teórico al cual se han asociado en otros lugares del mundo o en Colombia. MCC = Máxima concentración celular.	95
Tabla 4.2-1. Grado de perturbación del manglar 2018.....	121
Tabla 4.2-2. Dinámica de manglar entre 2017 y 2018	123
Tabla 4.3-1. Especies comerciales de la pesquería de la ecorregión	127
Tabla 4.3-2. Parámetros estimados de la principal variable morfométrica y pesaje dados en laboratorio del Mojarra rayada (<i>Eugerres plumieri</i>) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.....	153
Tabla 4.3-3. Parámetros estimados de la principal variable morfométrica y pesaje dados en laboratorio de la jaiba azul (<i>Callinectes sapidus</i>) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.....	156
Tabla 4.3-4. Parámetros estimados de la principal variable morfométrica y pesaje dados en laboratorio del macabi (<i>Elops smith</i>) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta....	160



ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Listado taxonómico y algunos atributos ecológicos y de conservación de las especies de aves asociadas a manglares en el complejo lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta. Gremios. INV: Invertebrados, PIS: Piscívoros, CAR: Carnívoros, GRA: Granívoros, INS: Insectívoros. Clasificación. AE: Acuática estricta ANE. Acuática No Estricta. T: terrestre. Estacionalidad. R: residente, M: migratorio. Conservación. NT: Casi Amenazada.....	179
Anexo 2. Registro fotográfico de algunas especies registradas en el monitoreo 2018: A. <i>Ardea alba</i> , B. <i>Himantopus mexicanus</i> , C. <i>Trigrisoma fasciatum</i> , D. <i>Cathartes aura</i> , E. <i>Megaceryle torquata</i> (macho), F. <i>Numenius phaeopus</i>	184
Anexo 3. Cobertura y grado de perturbación del manglar en el 2018	185
Anexo 4. Dinámica de cobertura 2017-2018	186

1 RESUMEN EJECUTIVO

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 distinguida con cinco figuras de protección. A pesar de su gran importancia, la CGSM mostró un grave deterioro ambiental en la década de los noventa 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 pre-existentes, 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- MADS, ha venido realizando el presente monitoreo ambiental en la CGSM.

Se presentan los resultados de los tres componentes a saber calidad de aguas, manglares y recursos pesqueros en el periodo comprendido entre octubre de 2017 y septiembre de 2018, realizando comparaciones con la serie histórica del sistema. El monitoreo contó con 28 estaciones de calidad de aguas donde se realizaron mediciones *in situ* mensuales y se colectaron muestras de aguas para el análisis de nutrientes, clorofila *a*, sólidos suspendidos totales, materia orgánica, comunidades microbiológicas y metales pesados. También se monitorearon cinco estaciones de manglar en las que se tomaron variables estructurales, funcionales, fitopatológicos y fisicoquímicos; y cinco puntos de muestreo para el registro de variables de desempeño pesquero (captura, esfuerzo, costos de operación, etc.) en los principales sitios de desembarco. Sumado a esto, en el marco del proyecto "Fortalecimiento al monitoreo ambiental a la CGSM", Convenio No. 40 suscrito entre INVEMAR y CORPAMAG en 2014; se recolectaron muestras de sedimentos y de aguas en estaciones específicas. Las muestras de sedimentos se utilizaron para la medición de metales pesados y se adquirieron peces (lisas) para la determinación de mercurio y presencia de microorganismos patógenos como *Vibrio* sp. y *Aeromonas* sp. con una frecuencia semestral. Las muestras de agua se colectaron para el análisis de fitoplancton en el sistema. Así mismo, se realizaron censos de avifauna asociada a los mangles en cinco localidades y se actualizaron las tallas medias de madurez (TMM) para las especies de peces chivo cabezón (*Ariopsis canteri*), chivo mapalé (*Cathorops mapale*), mojarra rayada (*Eugerres plumieri*) y, preliminarmente, para el crustáceo jaiba azul (*Callinectes sapidus*).

La salinidad con respecto a 2016 y 2017, disminuyó en la zona de los ríos que provienen de la Sierra Nevada de Santa Marta, el sector de Pajarales, la laguna principal y el Caño Clarín, caso contrario ocurrió hacia el noroccidente del VIPIS, indicando que los aportes de agua dulce hacia este sector disminuyeron. Debido a las altas concentraciones de nutrientes y metales pesados, en las estaciones del costado occidental del sistema lagunar, comparadas con la Boca de La Barra, zona de conexión de la Ciénaga con el mar Caribe, en donde se registran las menores concentraciones de estas variables, se evidencia que los principales aportes al sistema lagunar llegan desde el río Magdalena, a través de los caños Clarín y Aguas Negras. En los sedimentos de la Boca del Caño Clarín, Ciénaga Poza Verde y Boca del Caño Aguas Negras, las concentraciones de cromo, cobre y zinc total estuvieron por encima del nivel de efectos umbrales TEL, lo cual puede representar riesgo para la biota y es necesario medir la biodisponibilidad de estos metales para reducir la incertidumbre del riesgo ambiental que puedan representar, así como evaluar los efectos que estos tienen sobre la fauna bentónica. La falta de sistemas de disposición de aguas residuales en las poblaciones palafíticas, son la causa principal del incremento continuo de nutrientes en el sector de Pajarales. En cuanto a las variables microbiológicas, los resultados mostraron condiciones sanitarias inadecuadas en las estaciones Isla del Rosario, desembocadura río Aracataca, Boca Caño Aguas Negras y Boca

Caño Clarín, indicando la entrada continua de residuos domésticos al ecosistema, lo cual limita su uso en actividades como la pesca. Además, se aislaron especies de *Vibrio* y *Aeromonas* potencialmente patógenas como *V. cholerae* y *A. hydrophila*, que representan un riesgo para la fauna y las poblaciones humanas que utilizan los recursos que provee el ecosistema.

A pesar de la disminución de la salinidad, se evidenció un avanzado deterioro del componente estructural, principalmente en los sectores Km 22 y Luna. A pesar del aumento en las densidades de propágulos y plántulas, la densidad del arbolado disminuyó con respecto a 2017, registrando 229 individuos menos. Las fitopatologías más comunes estuvieron asociadas a la parte fotosintética de los individuos (hojas perforadas y defoliación). La baja densidad de brinzales indica que el bosque está perdiendo su capacidad de recuperación natural. La abundancia y riqueza de avifauna asociada a las estaciones de manglar evaluadas, registró valores significativamente superiores respecto a otros estudios similares realizados previamente en el complejo lagunar y demás localidades similares en el Caribe colombiano. No obstante, aunque este grupo de fauna es usado como indicador de hábitat, hasta el momento no se ha evidenciado una correspondencia directa entre el estado estructural y funcional del manglar y la abundancia y diversidad de aves presentes. A pesar que las coberturas vegetales del sistema lagunar tuvieron un retroceso importante durante el periodo 2015-2017, para el 2018 se registra una ganancia de cerca de 4.200 ha de manglar derivado de procesos de regeneración natural, lo cual evidencia de forma positiva el efecto sinérgico que ha tenido el mantenimiento hidráulico y las precipitaciones sobre la región.

Respecto a la dinámica de los recursos pesqueros, entre enero y septiembre de 2018 se ingresaron 29.595 registros de monitoreo pesquero en el Sistema de Información Pesquera del INVEMAR (SIPEIN) (24.256 de captura y esfuerzo, 3.138 de tallas y 2.201 de precios). Para este periodo se estimó una producción pesquera de 4.331 t, representadas en un 80% de peces y 20% de crustáceos, resaltando el hecho que para este año no se registraron moluscos en VIPIS. En el grupo de peces, se destacaron las especies estuarinas, principalmente la lisa (41,2%) y la mojarra rayada (11,9%), seguidas de un grupo compuesto por chivo mapalé, macabí, chivo cabezón y sábalo, que representaron el 18,7% del total de peces. En lo relativo a la mojarra lora, se presentó una mejoría durante este periodo, figurando con el 10,7% de la captura total desembarcada. Las jaibas constituyeron el 82,5% de los crustáceos. La composición interanual de la captura por especies de peces e invertebrados, permitió inferir impactos en la estructura de los ensamblajes de ambos grupos. La disminución en la salinidad de las aguas favoreció hasta septiembre el aporte a la producción total de especies de peces estuarinos, de las cuales la lisa representó las mayores capturas en peso. Aunque se evidencia una disminución en el desembarco de peces, lo estimado a septiembre de 2018, sugiere un incremento que podría estar por encima de los últimos cinco años de la serie. No obstante, se percibe una incidencia negativa de los artes de pesca sobre los peces, registrándose una afectación importante sobre las longitudes de captura de las principales especies, que en algunos casos se capturan por debajo de las TMM. En cuanto a la estimación de las TMM, para el chivo cabezón fue 301 mm de longitud total (Lt), para el mapalé se determinó en 163 mm Lt, para la mojarra rayada fue 216 mm Lt y preliminarmente para la jaiba azul se estimó en 927 mm de ancho del caparazón. Esta información sirvió como insumo para la generación de medidas de manejo por parte del Comité Ejecutivo de la Pesca precidido por el Ministerio de Agricultura y el Ministerio de Ambiente (cuotas, esfuerzo óptimo y tallas mínimas de captura en la CGSM), así como para 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 estuarino.

2 INTRODUCCIÓN

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, está 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 Sierra Nevada de Santa Marta 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 Sitio Nuevo, Pueblo Viejo, Remolino, El Retén, Salamina, Zona Bananera, Pivijay, Ciénaga, Aracataca, El Piñón, Fundación, Concordia, Zapayán y Cerro de San Antonio; incluidas en Sitio Nuevo las comunidades palafíticas de Buenavista y Nueva Venecia, en el complejo de Pajarales. Estas 14 entidades registran una población de 443.111 habitantes, en los cuales destaca la que se concentra en el casco urbano y área rural de Ciénaga (105.206 habitantes), la Zona Bananera (61.829 habitantes), Pivijay (33.400 habitantes), Aracataca (40.879 habitantes), Sitio Nuevo (32.801 habitantes) y Pueblo Viejo (32.346 habitantes) (En línea: <https://territodata.dnp.gov.co/#/perfiles>; DANE, 2018); 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, 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 Sierra Nevada de Santa Marta 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 carretables 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; Vilorio *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 MADS en el marco de diversos convenios de cooperación. En el presente informe, se presentan los resultados de la evaluación de la calidad de aguas, el monitoreo de los bosques de manglar, la avifauna asociada y los recursos pesqueros en el período comprendido entre octubre de 2017 y septiembre de 2018, 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, considerando la necesidad de evidenciar los cambios en la dinámica de la CGSM en este informe 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 cambios de coberturas vegetales y la actualización de las TMM de diferentes especies en el periodo 2017-2018.

3 METODOLOGÍA

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 grados, de acuerdo el alcance geográfico del presente estudio, el cual está determinado por los tres componentes analizados (calidad de aguas, manglar y recursos pesqueros). De acuerdo a ello, 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 Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM) (Figura 3.1-1).

La CGSM, se encuentra ubicada en el departamento del Magdalena, norte de Colombia, separada del mar Caribe por la Isla de Salamanca; en la parte continental está limitada por la planicie de inundación del río Magdalena al oeste y suroeste, y por la Sierra Nevada de Santa Marta al este y sureste. La CGSM se encuentra en una zona tropical árida, donde se presenta un alto déficit de agua de aproximadamente 1.031 mm/año, debido a la alta tasa de evapotranspiración (1.431 mm/año) (Rivera- Monroy *et al.*, 2001). IDEAM (2016) ha reportado para la región del Magdalena un promedio anual de precipitaciones entre 500-1000 mm con un comportamiento de precipitaciones tipo monomodal, con un periodo de lluvias marcado durante los meses de abril y noviembre, en donde se destaca octubre como el mes con mayores índices de pluviosidad, por otro lado, el periodo comprendido entre diciembre y marzo 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); así mismo 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.

Por otro lado, 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.*, 2016). Los tributarios de la cuenca de la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM) determinan las condiciones hidrológicas e hidrodinámicas del sector oriente y suroriente del complejo lagunar; así mismo la vertiente del río Magdalena influencia directamente el sector occidente y noroccidente, específicamente el complejo lagunar de Pajarales en donde se localizan las poblaciones palafíticas de Buenavista y Nueva Venecia (Blanco *et al.*, 2006). No obstante, los aportes generados por el río Magdalena son altamente dependientes de los períodos pluviométricos, mientras que los de los tributarios provenientes de la SNSM son más constantes (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2016). El caudal promedio anual de descarga por parte de los afluentes mencionados es de $\sim 90 \text{ m}^3/\text{s}$. Finalmente, los patrones de circulación de la laguna son el resultado de la interacción entre los vientos Alisios, 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.*, 2016). De acuerdo Carvajalino- Fernández (2015), las mayores magnitudes de velocidad se han registrado hacia la Boca de la Barra, aunque existe un flujo horizontal débil, se ha observado la formación de giros al interior de la CGSM, mientras que la línea de costa presenta una dinámica de acreción en la zona este de la Boca de la Barra

En cuanto a los fondos de la CGSM, el análisis de sedimentos realizado por INVEMAR, ha mostrado que estos 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, 2016; INVEMAR-MADS-PNN, 2017a).

En cuanto a la dinámica de la línea de costa, de acuerdo a los monitoreos mensuales realizados en la CGSM, para 2017, se encontraron procesos erosivos durante marzo a julio mientras que durante los meses de agosto a octubre hubo aporte de sedimentos, generando procesos de acreción en el sector, con excepción del costado este, en donde durante todo el año ocurrieron procesos erosivos (INVEMAR-MADS-PNN, 2017a).

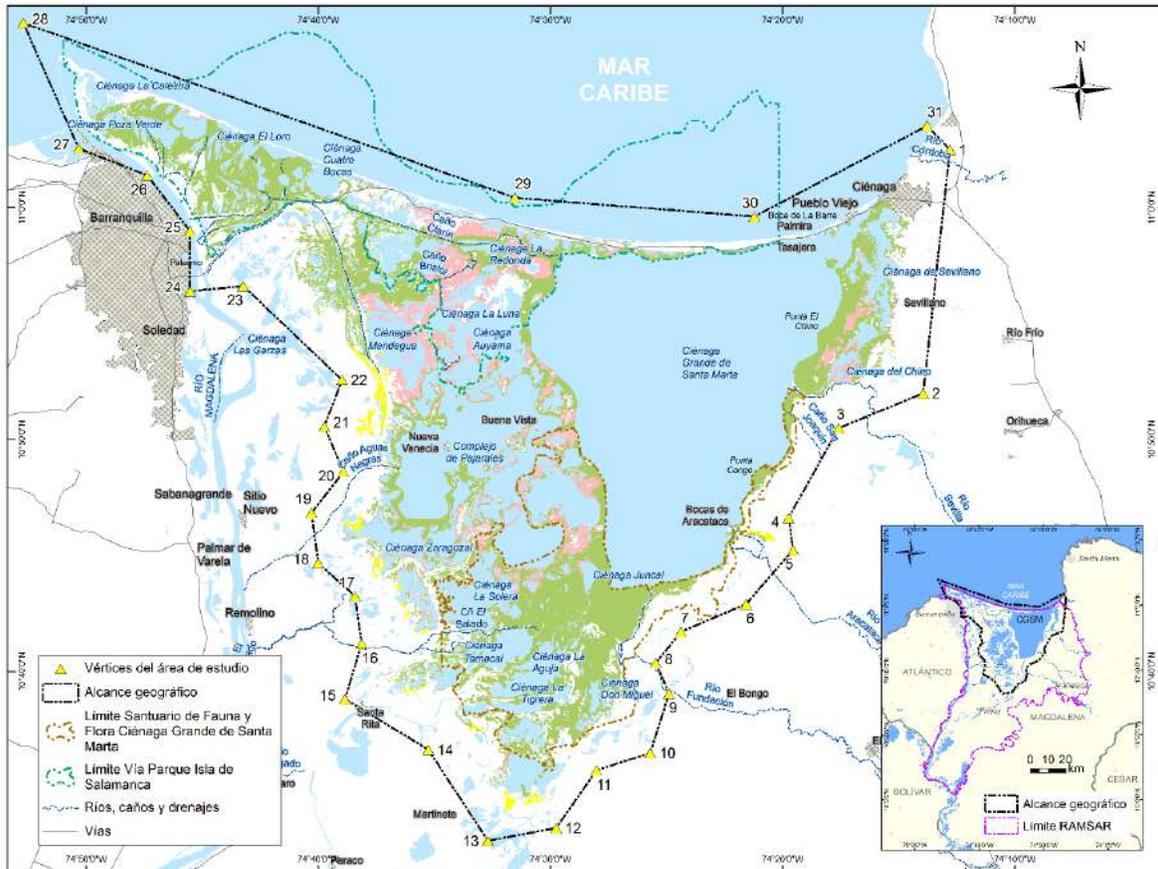


Figura 3.1-1. Localización geográfica y Límite del área efectiva del monitoreo realizado por INVEMAR en la CGSM

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). El ecosistema se extiende por el nororiente cerca de las poblaciones de Pueblo Viejo y Ciénaga, creciendo bajo lo influencia hídrica marina a través de la Boca de la Barra y la influencia del agua dulce de los ríos de SNSM, que genera adicionalmente la aparición de especies glicófitas de hábitos herbáceos. En el occidente, los manglares cubren la mayor parte de ciénagas del complejo lagunar de Pajarales, y se extiende hacia el noroccidente a lo largo del caño Clarín Nuevo, las ciénagas que conforman la barra de Salamanca en el Vía parque Isla de Salamanca (VIPIS) y hacia el sur, hasta el Santuario de Fauna y Flora Ciénaga Grande de Santa Marta (SFF CGSM).

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). A continuación, se describen las estaciones monitoreadas por cada uno de los componentes de evaluación.

El monitoreo de sedimentos, en el que se evalúan los metales pesados (Pb, Cd, Cr, Ni, Cu, Zn, Hg), se realiza en estaciones representativas de cada zona; **Zona 0**, Boca de La Barra; **Zona 1**, río Fundación; **Zona 2**, Rinconada y Centro de la Ciénaga Grande; **Zona 3**, Ciénaga La Luna y Boca del Caño Aguas Negras; **Zona 5**, Boca del Caño Clarín, **Zona 6**, Ciénaga Poza Verde.

Después de más de una década de monitoreo, la dinámica del sistema deltaico lagunar, así como las problemáticas que afectan su estructura y función cambiaron. Por esto, a partir de 2015, en el marco del convenio de asociación No 40 entre INVEMAR y CORPAMAG, se fortaleció el seguimiento a la calidad de aguas y sedimentos. La frecuencia de medición de metales pesados, pasó de ser un monitoreo semestral a uno bimestral (Tabla 3.2-1); además, se incluyeron otras variables como mercurio en aguas, sedimentos y peces de interés comercial y cepas bacterianas del género *Vibrio* sp., en músculo de peces de la especie *Mugil incilis* (Lisa), comprados a pescadores de la zona.

Tabla 3.2-1. Estaciones y periodicidad de muestreo (M: Mensual, B: Bimestral, S: Semestral) para el análisis de variables en aguas, sedimentos y peces.

Estación	Zona	In situ	Nutrientes y SST	Metales	Coliformes CTT-CTE	<i>Vibrio</i> sp y <i>Aeromonas</i> sp	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	-	-	-	-
Boca del río Aracataca		M	M	-	M	B	-
Boca del río Fundación		M	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		M	M	B	-	-	B
Ciénaga la Ahuyama		M	B	-	-	-	-
Ciénaga la Redonda	M	B	-	-	-	-	
La Y	3	M	B	-	-	-	-
Buenavista		M	M	-	M	B	-
Nueva Venecia		M	M	-	M	B	S
Boca del caño Aguas Negras		M	M	B	M	B	S
Caño Clarín - km 15	5	M	B	-	-	-	-

Estación	Zona	In situ	Nutrientes y SST	Metales	Coliformes CTT-CTE	<i>Vibrio sp</i> y <i>Aeromonas sp</i>	Comunidades Fitoplanctónicas
Boca del Caño Clarín		M	M	B	M	B	-
Ciénaga las Piedras		M	B	-	-	-	-
Ciénaga El Loro		M	B	-	-	-	-
Ciénaga El Torno	6	M	M	-	M	B	-
Ciénaga Poza Verde		M	B	B	-	-	-
Caño el Torno		M	B	-	-	-	-

En términos generales, para el período octubre 2017 – septiembre 2018, las estaciones de la zona 0, zona 1 y parte de la zona 2 (Isla del Rosario, Tasajera, frente a río Aracataca, frente a río Sevilla), se monitorearon entre las 07:00 y las 10:00 a.m.; las estaciones restantes de la zona 2 (Boca del Caño Grande, Centro de la CGSM, Frente a río Fundación), una parte de la zona 3 (Boca del Caño Aguas Negras, Buenavista, Nueva Venecia) y las de las zonas 5 y 6, entre las 10:00 a.m. y la 1:00 p.m.; la estación Rinconada de la zona 2 y las Ciénagas La Ahuyama, La Luna y La Redonda de la zona 3, entre la 01:00 y las 04:00 pm.

Para la medición, toma y preservación de las muestras, se siguieron los lineamientos establecido en los protocolos y procedimientos del LABCAM de INVEMAR, los cuales están basados en el Manual de Técnicas Analíticas de Garay *et al.* (2003) y en estándares internacionales (APHA *et al.*, 2017). En la Tabla 3.2-2, Tabla 3.2-3 y Tabla 3.2-4, se describen los métodos aplicados para el análisis de las variables en aguas, sedimentos y peces, respectivamente.

Tabla 3.2-2. Métodos analíticos empleados para determinar los parámetros de calidad de las aguas en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Parámetros	Técnicas analíticas y métodos de referencia
Temperatura <i>in situ</i>	Medición electrométrica con termocupla acoplada a sonda portátil (Standard Methods N° 2550-B, APHA <i>et al.</i> , 2017).
Salinidad <i>in situ</i>	Medición electrométrica de la conductividad con electrodo acoplado a sonda (Standard Methods 2520-B, APHA <i>et al.</i> , 2017).
pH <i>in situ</i>	Medición potenciométrica con sonda portátil (Standard Methods N° 4500-H B, APHA <i>et al.</i> , 2017).
Oxígeno Disuelto <i>in situ</i>	Medición en campo con electrodo de membrana (Standard Methods N° 4500-O G, APHA <i>et al.</i> , 2017). Método óptico por luminiscencia (ISO 17289, ISO, 2014)
Fisicoquímicos	
Sólidos Suspendidos Totales	Filtración en membrana de fibra de vidrio / Evaporación a 103-105°C / Gravimetría (Standard Methods N° 2540-D, APHA <i>et al.</i> , 2017).
Clorofila “a”	Método de Lorenzen, lectura por espectrofotometría (Standard Methods N° 10200-H, APHA <i>et al.</i> , 2017).
Amonio (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	Filtración: Standard Methods N° 3030B, APHA <i>et al.</i> , 2017. Extracción débil (metales biodisponibles): Digestión con HCl 0,1 N.

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

Tabla 3.2-3. Métodos analíticos empleados para determinar metales pesados en sedimentos de la Ciénaga Grande de Santa Marta

Parámetros	Técnicas analíticas y métodos de referencia
Metales biodisponibles: Pb, Cd, Cr, Ni, Cu y Zn	Extracción débil (metales biodisponibles): Digestión con HCl 0,1 N. Cuantificación por espectrofotometría de absorción atómica.
Metales pesados: Pb, Cd, Cr, Ni, Cu y Zn	Extracción total: Digestión ácida asistida por microondas para matrices silíceas y orgánicas (EPA 3052, EPA, 1996). Cuantificación: Espectrofotometría de absorción atómica
Mercurio total	Mercurio en sólidos y solución por descomposición térmica, amalgamación y espectrometría de absorción atómica. (Método EPA 7473, EPA, 2007).

Tabla 3.2-4. Métodos analíticos para determinar mercurio y *Vibrio sp.* en peces

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.

3.2.1.1 Comunidad fitoplanctónica

Para llevar a cabo el monitoreo de la comunidad fitoplanctónica de la CGSM, se realizaron dos muestreos en siete (7) estaciones (Tabla 3.2-1), el primero durante el periodo de lluvias de 2017 (octubre) y el segundo en la época seca de 2018 (febrero). Adicionalmente, con el propósito de fortalecer el monitoreo de la CGSM y determinar la presencia de microalgas potencialmente nociva en este sistema, se llevaron a cabo muestreos bimestrales entre

octubre de 2017 y agosto de 2018 en las estaciones Boca de la Barra y Ciénaga la Luna, las cuales también se incluyen en el muestreo semestral (Tabla 3.2-1). La toma de muestras se realizó siguiendo lo recomendado por Franks y Keafer (2004) y Reguera *et al.* (2016). El agua recolectada en cada estación se depositó en frascos plásticos con capacidad de 0,5 L, se preservó con lugol en relación 1:100 (Edler y Elbrächter, 2010; Reguera *et al.*, 2016) y se almacenó en neveras plásticas evitando al máximo el contacto con la luz. El análisis de las muestras en el laboratorio, se realizó empleando el método por sedimentación de Utermöhl (Edler y Elbrächter, 2010), mediante el cual se observaron alícuotas en un microscopio invertido. La identificación se llevó a nivel de género mediante caracteres morfológicos, siguiendo las descripciones de Round *et al.* (1990), Vidal (1995), Tomas (1997), Cronberg y Annodotter (2006), Bicudo y Menezes (2006), Vidal (2010).

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 (Tabla 3.2-5) en el sector noroccidental del complejo lagunar, las cuales responden a un gradiente de disturbio del bosque (Figura 3.2-2). Adicionalmente, para la evaluación de la avifauna asociada al ecosistema de manglar, se incluyó una estación ubicada en el kilómetro 49.

Como parte del monitoreo anual de las condiciones estructurales del bosque, en cada estación se midió el diámetro a la altura del pecho (DAP), estado fitosanitario de los individuos y regeneración natural. Trimestralmente se midió salinidad y temperatura del agua intersticial y superficial, además del nivel de inundación.

Tabla 3.2-5. Estaciones de monitoreo del bosque de manglar. * Estaciones donde se realiza el monitoreo de avifauna.

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)*	Complejo Pajarales	Caño Aguas negras	10°48'34,8"N - 074°36'28,4"W
Luna (LUN)*	Complejo Pajarales	Ciénaga de la Luna	10°54'25,6"N - 074°35'16,9"W
Kilómetro 49* (KM 29)	Salamanca	Mar Caribe	10°58'22,9" N - 74°21'08,8" W

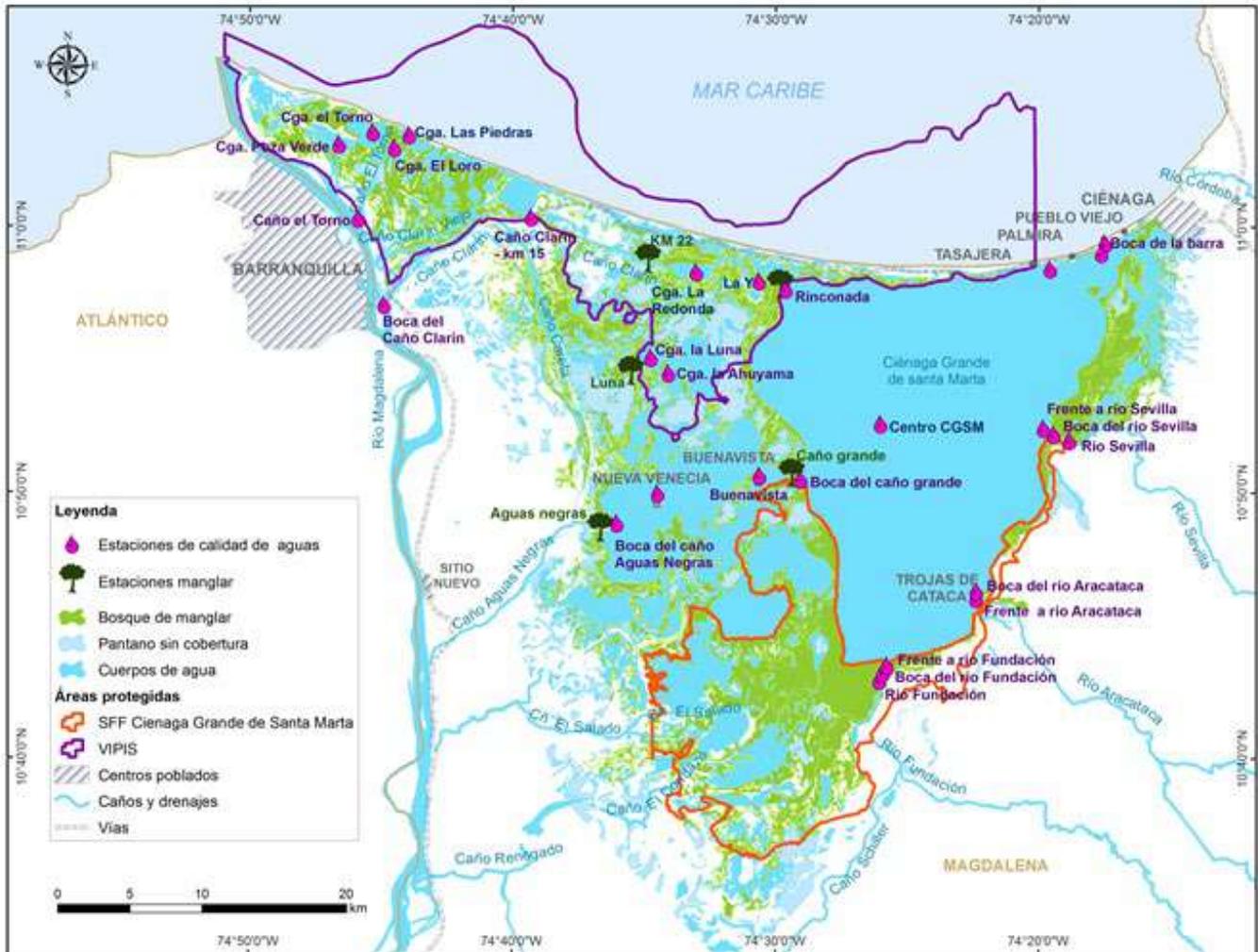


Figura 3.2-2. Ubicación de las estaciones de muestreo de calidad de aguas y bosques de manglar.

3.2.2.1 Descripción de las estaciones de monitoreo

Rinconada: fue establecida al costado sur del Caño Clarín, en la boca adyacente al espejo de agua principal del complejo lagunar. Fue considerada como la estación de referencia debido a un bajo grado de intervención (Figura 3.2-3A) 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: se ubicó al sur de la desembocadura del caño del mismo nombre. Fue considerada como una estación de perturbación media con un relicto de manglar y niveles de salinidad por debajo de 80 (Figura 3.2-3B).

Caño Grande: se ubicó al norte del Caño Grande. 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 (Figura 3.2-3C). En el 2000, el proyecto Manglares de Colombia realizó reforestación con plántulas de *R. mangle*.

Kilómetro 22: se ubicó al norte del margen del Caño Clarín, en el km 22. Fue considerada como un sector de perturbación media con salinidad >60 (Figura 3.2-3D).

Luna: se localizó en la ciénaga de La Luna, complejo de Pajarales. Fue considerada como una estación con alto grado de perturbación debido al pobre desarrollo estructural y nivel de salinidad elevado >100 (Figura 3.2-3E).

Kilómetro 49: Está ubicada en la carretera Ciénaga – Barranquilla, en donde se encuentra manglar de borde de aproximadamente 900 metros, adyacente a un plano inundable de aproximadamente de 3 kilómetros. Las especies de manglar predominante son: *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophorae mangle*



Figura 3.2-3. Estaciones de monitoreo. A: Rinconada; B: Aguas Negras; C: Caño Grande; D: Km22; E: Luna. Fotos (A - D): Juan Camilo Rodríguez, 2018; Foto E: Lucia Licero, 2017

3.2.2.2 Diseño de muestreo y variables medidas

En cada estación se ubicaron tres transectos perpendiculares al cuerpo de agua principal. Los transectos están separados 100 m entre sí. En cada uno, se evaluó la totalidad del arbolado de cinco parcelas de 10x10 m. En las tres primeras parcelas del transecto del medio, se establecieron en total nueve parcelas de 1x1m para evaluar la regeneración natural (Figura 3.2-4). El nivel de inundación, la salinidad y temperatura del agua intersticial y superficial se midió cada 10 m a partir del punto inicial del transecto (Figura 3.2-4).

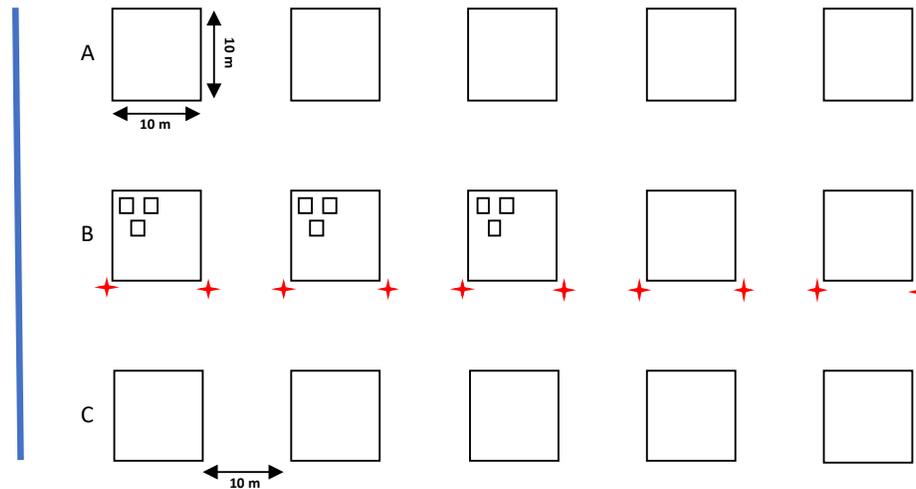


Figura 3.2-4. Esquema de medición de la estructura, regeneración natural y fisicoquímicos (cruces rojas). La barra azul representa el cuerpo de agua principal.

Salinidad, Temperatura y nivel de agua

Para determinar la temperatura y salinidad del agua superficial e intersticial, se realizaron mediciones *in situ* con un conductímetro YSI-30 siguiendo el diseño de muestreo descrito anteriormente (Figura 3.2-4). Para coleccionar el agua intersticial se utilizó una sonda de PVC de 50 cm de longitud conectada a una manguera. Con ayuda de una jeringa se extrajo la cantidad de agua suficiente para realizar la lectura (Figura 3.2-5).

Regeneración natural y reclutamiento

En cada una de las parcelas de 1x1 m y siguiendo el esquema descrito en la Figura 3.2-4 se contaron los propágulos y plántulas. A estas últimas, se les midió la altura desde la base hasta el meristemo apical. En ambos casos se determinó y registró la especie.

Estructura del bosque de manglar

En cada una de las parcelas (Figura 3.2-4) se remarcaron y midieron los individuos con DAP > 2,5 cm, de acuerdo con lo propuesto por Melo y Vargas (2002) (Figura 3.2-6; Figura 3.2-7).



Figura 3.2-5. Medición de parámetros fisicoquímicos *in situ*. A y B: Colecta de agua intersticial; C: Medición de salinidad.
 Fotos: Archivo línea RAE, 2018

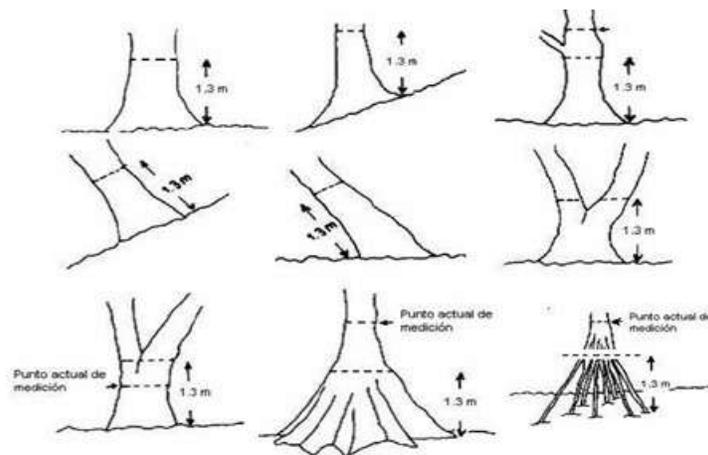


Figura 3.2-6. Recomendaciones para la medición del DAP en los casos de anomalías del terreno o características particulares de los árboles (Fuente: Melo y Vargas, 2002)



Figura 3.2-7. Remarcaje y medición de árboles. Foto: Juan Camilo Rodríguez, 2018.

Estado fitosanitario del bosque de manglar

En todas las estaciones se evaluaron los principales signos y síntomas asociados a las fitopatologías más recurrentes en los manglares según lo propuesto por Muñoz-García (2015). Para cada individuo la severidad de los síntomas fue evaluada según lo descrito en la Tabla 3.2-6.

Tabla 3.2-6. Escala para la evaluación del estado fitosanitario general de los árboles de manglar.

Escala	Categoría	Descripción
0	Buen estado	Vigoroso, con buena nutrición aparente. Sin evidencia de síntomas ni daño mecánicos
1	Moderadamente afectado	Follaje aceptablemente vigoroso, se evidencian problemas sanitarios menores al 50% del árbol, pero el área de las afectaciones está en menor proporción. No posee heridas severas como hendiduras, pudriciones, etc., pero puede tener daños mecánicos como raspaduras, perforaciones, corte o caída de ramas. El árbol no está en peligro de muerte
2	Muy afectado	Falta de vigor Presencia de síntomas en más del 50% del árbol, que afectan su desarrollo, bienestar y capacidad de nutrirse. Presenta daños mecánicos como ruptura del tronco, volcamiento de raíces, chancros, pudriciones y otras lesiones severas El árbol está en peligro de muerte inminente
3	Muerto	Pérdida total del follaje y no hay evidencia de rebrotes Las ramas están secas, huecas y se quiebran fácilmente Área maderable del tronco está podrida o puede tener color blanquecino

Riqueza y abundancia de avifauna asociada al manglar

Las estaciones de muestro fueron localizadas en sitios de monitoreo del bosque de manglar, trabajando en 4 de las 5 estaciones previamente instaladas y evaluadas periódicamente. Adicionalmente, se incluyó una estación localizada en la carretera Ciénaga-Barranquilla con el fin de evaluar el comportamiento de las comunidades localizadas en la barra de Salamanca (Tabla 3.2-5). En cada estación, los muestreos se realizaron durante los meses de marzo y junio del año 2018, entre las 05:30 – 09:30 horas y las 14:30 – 17:30 horas; para un total de 7 horas de observación/día en cada estación de muestreo.

Se realizó un muestreo exploratorio con el objeto de obtener un inventario preliminar de la avifauna en cada una de las estaciones. Esta salida de observación exploratoria, se realizó en las estaciones kilómetro 49, Rinconada, Caño Grande, desembocadura del caño Aguas Negras y Ciénaga la Luna, las cuales corresponden a las estaciones de muestreo descritas en la Tabla 3.2-5. Estas observaciones permitieron definir transectos tanto en el exterior como al interior de las formaciones de manglar. Para los transectos al interior de cada formación de manglar se consideraron criterios de accesibilidad en la zona.

Para la evaluación de la riqueza y abundancia de la avifauna asociada al ecosistema de manglar de la CGSM se emplearon los siguientes métodos:

Transectos: Se realizaron transectos fluviales y terrestres al exterior e interior de las formaciones de manglar en cada una de las estaciones de muestreo. En los transectos fluviales, las aves se registraron siguiendo una línea de desplazamiento perpendicular a la formación de manglar. Las divisiones de dicha línea se constituyen en unidades de medición y pueden ser de 100, 250 o 500 metros. La longitud del transecto fue proporcional al área del parche de manglar. Los desplazamientos se realizarán a una velocidad constante utilizando un bote. Las aves que pasaron por encima, cercanas y especies marinas se excluyeron del análisis. Solo se consideraron las aves que usaron realmente las formaciones de manglar.

En los transectos terrestres, se adoptó un muestreo proporcional al área, con el objeto de estudiar más transectos en formaciones de manglar más grandes. Los transectos se ubicaron a una distancia entre 150 – 250 metros en formaciones de manglar densas y al menos a una distancia entre 250 – 500 m en manglares abiertos con grandes salinas. En todo caso, los transectos se ubicaron considerando las distintas zonas posibles al interior del manglar.

Búsqueda Intensiva: Esta metodología se desarrolló en aquellas estaciones en las cuales por no contar con un sustrato estable no fue posible aplicar la metodología por transectos lineales. La aplicación del método consiste en efectuar una serie de tres censos de 20 min cada uno, en tres áreas distintas que el observador recorre por completo en busca de aves. De esta forma los cantos o llamados que no resulten familiares son menos problemáticas ya que el ave puede ser buscada e identificada visualmente si es necesario (Ralph *et al.*, 1996).

Conteo por Puntos (Radio Fijo): En este método se ubican varios puntos de conteo de radio fijo, separados entre 200 – 250 metros. De tal forma, que canales, caños o esteros de cada estación sean aprovechados utilizando embarcaciones pequeñas (botes). La suma de varios puntos de conteo cubre una estación de muestreo. En cada uno de los puntos de radio fijo, se realizó un censo visual y auditivo de 5 – 10 minutos de las especies de aves. Los censos se realizaron entre las 06:00 – 10:00 horas. Los datos obtenidos se almacenaron en una base de datos utilizando el programa Microsoft Excel© 2018 (Ralph *et al.*, 1996).

Análisis de cambios de coberturas vegetales en la CGSM

El proceso de análisis de los cambios de cobertura de manglar se hizo por medio de procesamiento e interpretación de imágenes multiespectrales de satélite, a escala **1:50.000**, tomando como base las capas vectoriales generadas en versiones anteriores de este estudio, a las cuales se les realizó un ajuste geométrico, tomando como referencia datos GPS de campo e imágenes del año 2018 georreferenciadas.

Adquisición de imágenes

Para el desarrollo del presente estudio fueron seleccionado los sensores multiespectrales de los satélites Sentinel-2, desarrollados por la Agencia Espacial Europea (ESA, por sus siglas en inglés), los cuales cumplían con los requisitos de compatibilidad con respecto a los instrumentos ópticos utilizados en los años anteriores, como se muestra en la Tabla 3.2-7. Las imágenes utilizadas correspondieron a los meses de febrero, junio y agosto.

Tabla 3.2-7. Sensores remotos utilizados en diferentes años

AÑO	SATÉLITE / SENSOR	RESOLUCIÓN ESPACIAL (m)	BANDAS UTILIZADAS
2001	LANDSAT ETM+	30	Azul, verde, rojo, infrarrojo cercano, infrarrojo de onda corta
		15	Pancromática
2003	LANDSAT ETM+	30	Azul, verde, rojo, infrarrojo cercano, infrarrojo de onda corta
		15	Pancromática
2007	ASTER	15	Verde, rojo, infrarrojo cercano
	SPOT-4-HRVIR	20	Verde, rojo, infrarrojo cercano, infrarrojo de onda corta
2009	ASTER	15	Verde, rojo, infrarrojo cercano
2011	ASTER	15	Verde, rojo, infrarrojo cercano
	SPOT-4-HRVIR	20	Verde, rojo, infrarrojo cercano, infrarrojo de onda corta
2013	SPOT-5-HRG	10	Verde, rojo, infrarrojo cercano, infrarrojo de onda corta
	LANDSAT-8-OLI	30	Aerosoles, azul, verde, rojo, infrarrojo cercano, infrarrojo de onda corta, cirrus
2015	LANDSAT-8-OLI	15	Pancromática
		6.5	Azul, verde, rojo, rojo límite, infrarrojo cercano
		30	Aerosoles, azul, verde, rojo, infrarrojo cercano, infrarrojo de onda corta, cirrus
2017	SENTINEL-2-MSI	15	Pancromática
		10	Azul, verde, rojo, infrarrojo cercano
		20	Rojo límite, infrarrojo de onda corta
2018	SENTINEL-2-MSI	60	Aerosoles, vapor de agua, cirrus
		10	Azul, verde, rojo, infrarrojo cercano
		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 y el momento de captura de la escena. Por lo anterior es necesario emplear una serie de procesos que permitan disminuir 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 fue utilizado el modelo Sen2Cor, desarrollado por la ESA, el cual toma como parámetros de información de algunas bandas del mismo sensor e información de modelos atmosféricos según el contexto geográfico (Louis *et al.*, 2016).

Clases temáticas

La Tabla 3.2-8, muestra las clases temáticas tenidas en cuenta para el análisis de cobertura para el periodo 2018

Tabla 3.2-8. Clases temáticas

CLASE
Bosque de manglar
Parches de manglar dispersos
Bosque de manglar por verificar
Vegetación de áreas inundables
Cuerpo de agua
Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales
Superficie sin cobertura vegetal
Pastos
Playón
Vegetación xerofítica
Vegetación rala de transición
Área urbana

Trabajo de campo

Tomando como base la interpretación inicial de las imágenes de satélite y la información cartográfica de estudios anteriores fue diseñada una red de puntos de verificación en campo sobre las zonas con aparente presencia de manglar.

Se realizaron recorridos de campo, con acompañamiento de una investigadora experta en biología de manglares, durante cuatro días recopilando información de las especies dominantes de manglar y el grado de perturbación en el que se encontraban. En total se obtuvieron 51 puntos de verificación como se observa en la Figura 3.2-8.

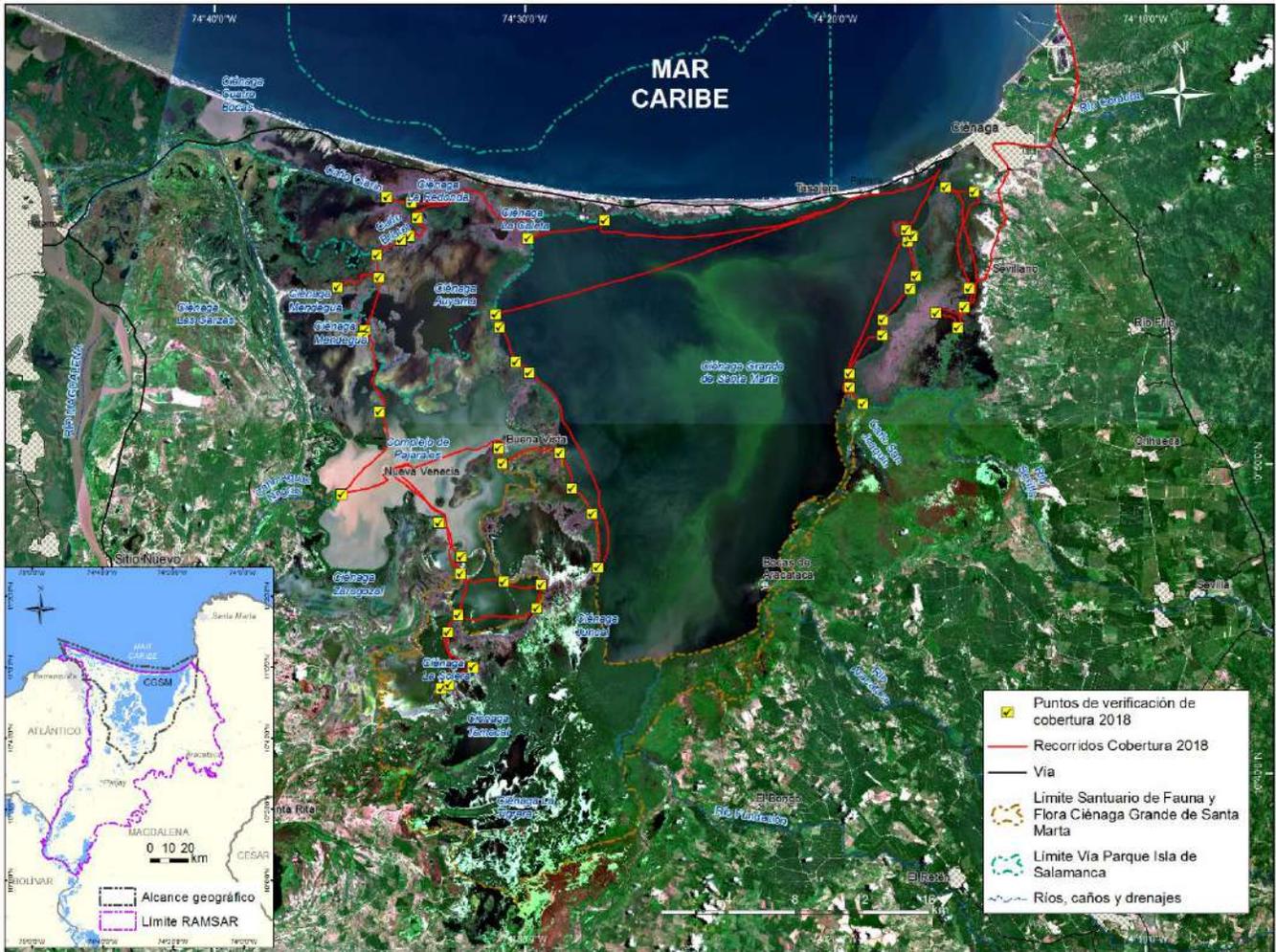


Figura 3.2-8. Puntos de verificación de cobertura

3.2.3 Recursos pesqueros

En 2018 se continuó con el monitoreo pesquero, registrando datos de las variables de desempeño de la pesquería artesanal de la ecorregión CGSM (Tabla 3.2-9), aplicando un diseño de muestreo aleatorio simple en los principales sitios de desembarco (Figura 3.2-11). En cada sitio, el muestreo fue desarrollado por un grupo de auxiliares de campo (previamente capacitados) residentes en las diferentes localidades y conocedores de la dinámica de la actividad pesquera, quienes aplicaron las encuestas diseñadas para el monitoreo. Además, se recolectó información del poder de pesca (especificaciones técnicas de los artes y/o métodos de pesca) y la actividad pesquera (unidades económicas de pescas activas diarias y número de días efectivos de pesca mensuales). De igual manera se continuó con el registro mensual de la salinidad en 15 estaciones del sistema CGSM - Complejo Pajarales (CP), las cuales hacen parte de la red de estaciones del componente calidad de aguas del programa Calidad Ambiental Marina (CAM) del INVEMAR.

Tabla 3.2-9. 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). Complementadas con datos económicos (precios por especie y costos de faenas de pesca.	Enero 1994 - Septiembre de 2018	Diaria. 1994-1996 (6 días/semana. 1999-2018 (tres días por semana).	Se registran diariamente, pero se realizan estimaciones mensuales y anuales.
Tasajera	<i>Idem</i>	<i>Idem</i>	<i>Idem</i>	<i>Idem</i>
Nueva Venecia	<i>Idem</i>	<i>Idem</i>	<i>Idem</i>	<i>Idem</i>
K-15 Caño Clarín	<i>Idem</i>	Septiembre 1999 - septiembre de 2018.	1999-2018 (tres días por semana).	<i>Idem</i>
El Torno	<i>Idem</i>	Marzo 2002 – diciembre de 2017.	2002-2017 (tres días por semana).	<i>Idem. En 2018, no se registraron datos por inconvenientes administrativos.</i>

En este año, se continuó con la estimación de la TMM y otras variables biológico-pesqueras de la especie mojarra rayada (*Euguerres plumieri*), proceso realizado entre febrero y septiembre de 2017, complementándose el periodo anual en enero de 2018, como una actividad relativa al fortalecimiento del monitoreo. En el marco de esta actividad, se determinó preliminarmente la TMM de la especie jaiba azul (*Callinectes sapidus*), aplicando de igual manera el procedimiento de estimación de este parámetro y los otros aspectos biológicos a la especie macabi (*Elops smithi*). No obstante, no fue posible su cálculo debido a la falta de representación de individuos maduros en el área, a la fecha de este corte. Las anteriores especies fueron consideradas, teniendo en cuenta su importancia comercial y sobre las cuales se tenía incertidumbre de estas estimaciones, lo cual se requiere para su comparación con el indicador talla media de captura-TMC, útil para sustentar una medida de manejo como la talla mínima de captura (TmC).

Para el cálculo de la TMM se recolectaron mensualmente ejemplares de *E. plumieri* (hasta enero de 2018) y de *C. sapidus* y *E. smithi* (entre febrero y septiembre de 2018), a través de compra de material biológico a pescadores en zonas de pesca y principales sitios de desembarco, llevados posteriormente al laboratorio donde se realizaron mediciones morfométricas. Para el caso de la mojarra rayada se registró longitud total (Lt), longitud estándar (Ls y Longitud horquilla (Lh), determinando además el peso total en una balanza analítica de 0,01 gr de precisión. Seguido, se procedió a realizar en cada individuo un corte ventral en sentido antero-posterior para la extracción de los órganos reproductivos y así determinar por observación macroscópica el sexo y estado de madurez teniendo en cuenta los criterios descritos por Holden y Raitt (1975); seguidamente fueron pesadas las gónadas y el individuo eviscerado. Las asignaciones visuales del sexo y estado de madurez gonadal fueron corroboradas con análisis microscópico por medio de técnicas histológicas (Figura 3.2-9). Para la jaiba azul se tuvo en cuenta el

ancho de caparazón (Aca), el ancho estándar (As) y la longitud del caparazón (Lca), además del peso total (Pt). La determinación del sexo se realizó teniendo en cuenta la morfología del abdomen; siendo macho si el abdomen presentaba forma de “T” invertida y hembra en forma triangular o semicircular (Figura 3.2-10). El estado de madurez gonadal se asignó teniendo en cuenta la escala de Loran *et al* (1993), propuesta para esta especie, determinado a través de cinco estados de desarrollo en las hembras (0, I y II; inmadura y III y IV: madura), y tres estados en los machos (0 y I: Inmaduro, II: maduro).

Posteriormente, se fijaron en formol al 4% algunas de las gónadas extraídas de las dos especies para su posterior procesamiento histológico, el cual consiste en someter la muestra a un proceso de deshidratación, inclusión, corte y tinción de Hematoxilina – Eosina (Gómez- León, 2006). Los cortes histológicos realizados fueron observados en un microscopio óptico para la identificación de microestructuras que permitiera validar las asignaciones visuales de sexo y estado de madurez de cada una de las etapas de desarrollo gonadal obtenidas.



Figura 3.2-9. Registro de medidas morfométricas, peso y asignación del estado de madurez gonadal de individuos recolectados de *Eugerres plumieri* en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

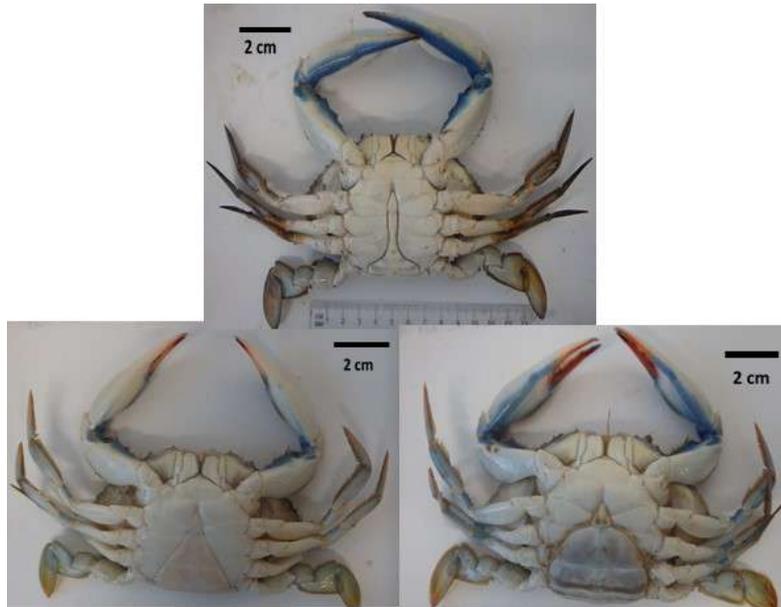


Figura 3.2-10. Diferenciación morfológica del sexo de la jaiba azul.

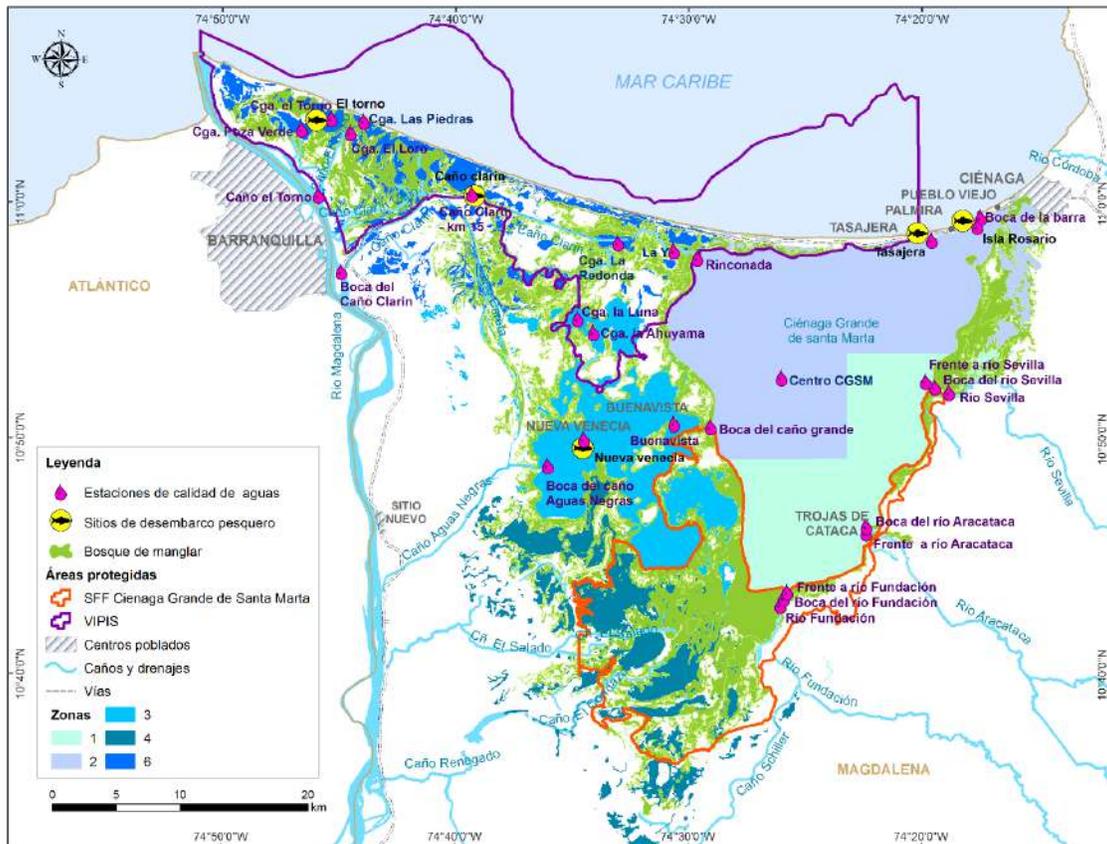


Figura 3.2-11. Ubicación espacial en el complejo lagunar de la CGSM, de los sitios de desembarco del componente de Recurso Pesquero

3.3 ANÁLISIS DE INFORMACIÓN

3.3.1 Calidad de aguas

Los resultados de pH y oxígeno disuelto, fueron analizados bajo los criterios de calidad del agua para la preservación de flora y fauna, según el Decreto 1594 de 1984 (MinAmbiente, 2015). Los resultados de CTT y CTE se analizaron bajo los criterios establecidos para fines recreativos mediante contacto primario (natación y buceo) y secundario (pesca y deportes náuticos) (MinAmbiente, 2015). Las concentraciones de metales pesados totales en aguas y sedimentos fueron comparadas con valores de referencia internacionales (Buchman, 2008). Los resultados de mercurio total en peces, se compararon con los valores máximos establecidos por el Ministerio de Salud y Protección Social de Colombia y de la Organización Mundial de la Salud (OMS) para el consumo humano (< 500 ng/g de peso fresco) (MinSalud, 2012 y WHO, 2004).

3.3.1.1 Comunidad fitoplanctónica

Con las densidades fitoplanctónicas por género identificado, se calcularon las abundancias relativas por grupo taxonómico y se elaboraron gráficas para determinar el comportamiento en general de las comunidades tanto por estación como por época climática. Adicionalmente, para cada una de las estaciones se calcularon los índices de diversidad de Shannon-Wiener (H'), uniformidad de Pielou (J') y predominio (λ) (Magurran, 1991).

Se aplicó el análisis de coordenadas principales (PCO) con el propósito de observar patrones en relación a la similitud entre muestras; y para establecer las diferencias significativas de la comunidad fitoplanctónica entre época climática (lluvia y seca), se realizó el análisis PERMANOVA. A continuación, se efectuó el análisis BIO-ENV para evaluar la posible relación entre las variables abióticas y la estructura de la comunidad fitoplanctónica, ya que este análisis permite hallar la combinación de variables ambientales que dan una mejor explicación a la estructura comunitaria en términos de composición y densidad (Clarke y Warwick, 2001). Finalmente, se identificaron los géneros potencialmente nocivos y tóxicos presentes en las siete estaciones muestreadas, incluyendo los organismos observados durante los muestreos bimestrales de las estaciones Boca de la Barra y Ciénaga La Luna como parte del fortalecimiento al monitoreo.

3.3.2 Ecosistemas de manglar

Para el análisis de salinidad, temperatura y nivel del agua se utilizó estadística descriptiva básica utilizando [®]Excel. La regeneración natural se analizó calculando densidades de propágulos y plántulas/m² mientras que los brinzales, se expresaron en términos de ind. ha⁻¹. Para el componente estructural se calcularon y graficaron las principales variables dasométricas descritas en la Tabla 3.3-1. Para el componente de estado fitosanitario se utilizó estadística descriptiva básica. En todos los casos y para optimizar la visualización de la información, se realizó análisis histórico durante el periodo 2010 – 2018. Para conocer detalles sobre los resultados del monitoreo de manglar en periodos anteriores (1995 - 2009), se recomienda consultar INVEMAR (2018).

Tabla 3.3-1. Variables de interés para definir la composición florística y estructural de los bosques de manglar (Scheaffer–Novelli y Cintrón-Molero, 1986).

Variable	Descripción	Fórmula
Densidad absoluta – d	Corresponde al número de árboles (total o por especies) extrapolado a una superficie de una hectárea	$d = \frac{\text{No.de individuos}}{\text{Área muestreada}} \times 10000$
Área basal - AB	Es el área de la sección en m ² ocupada por los troncos de los árboles (total o por especies) presentes en una unidad de muestreo, extrapolada a una superficie de una hectárea	$AB_{\text{ind}} = DAP^2 \times 0,00007854$ <p>Dónde: 0,00007854 = factor de conversión = $(\pi / 4) \times 10000$</p> $AB_t = \left(\frac{\sum AB_{-sp1} + sp2}{\text{Área}_{-muestreada}} \right) \times 10000$
Abundancia relativa – A _r	Representa la relación porcentual entre el número de árboles de una especie respecto al número total de árboles en la unidad de muestreo	$A_r = \left(\frac{ni}{N} \right) \times 100$ <p>Dónde: n_i = Número total de árboles de una especie. N = Número total de individuos por parcela</p>
Dominancia relativa – D _r	Es la relación porcentual entre la suma de las áreas basales de los árboles de una especie, respecto al área basal de todos árboles en un área de muestreo	$D_r = \left(\frac{AB_{-sp1}}{AB_t} \right) \times 100$ <p>Dónde: AB_{-sp1} = Área basal de una especie. AB_t = Área basal total por unidad de muestreo</p>
Frecuencia relativa – F _r	Es la relación porcentual de la presencia de una especie respecto a la presencia de todas las especies en un área de muestreo	$F_a = \left(\frac{\text{No.parcelas}_{-Sp1}}{N_{-Parcelas}} \right) \times 100$ <p>Dónde: No. parcelas_{Sp1} = Total de parcelas donde aparece la especie N_{parcelas} = Total de parcelas monitoreas</p> $F_r = \left(\frac{F_a_{-Sp1}}{F_a_{-total}} \right) \times 100$ <p>Dónde: F_{a-sp1} = Frecuencia absoluta de una especie F_{a-total} = Frecuencia absoluta de todas las especies en un área de muestreo</p>
Índice de valor de importancia - I.V.I	Define cuál de las especies resulta más importante en la unidad de muestreo. Se calcula a partir de la abundancia, frecuencia y dominancia relativa por especie. Con este índice es posible comparar en una línea de tiempo el peso ecológico de cada especie en el ecosistema	$I.V.I = A_r + F_r + D_r$ <p>Dónde: A_r = Abundancia relativa de una especie F_r = Frecuencia relativa de una especie D_r = Dominancia relativa de una especie</p>

Para conocer la riqueza y abundancia de avifauna asociada al ecosistema de manglar, se llevaron a cabo análisis estadísticos descriptivos en Excel®, teniendo en cuenta aspectos relevantes del censo como las familias, especies, gremios tróficos. Adicionalmente, se aplicó una transformación a los datos de abundancia de aves (Log X+1) para poder llevar a cabo análisis de diversidad de Shannon y similitud con el programa estadístico Primer-e V6.

Adicionalmente, para llevar a cabo el análisis de los cambios de las coberturas de manglar se llevaron a cabo una serie de procesos que incluyeron una fase de interpretación visual de imágenes y edición cartográfica, posteriormente y a partir de lo anterior se calculó el índice optimizado de vegetación ajustado al suelo normalizado (OSAVI) para evaluar con mayor precisión el estado del manglar, y finalmente se realizó un análisis de los perfiles espectrales a fin de facilitar el proceso de interpretación y diferenciación entre las coberturas vegetales presentes en el sistema lagunar.

Para la interpretación visual de imágenes, se generaron combinaciones a color de las bandas del sensor multiespectral del satélite Sentinel-2, resaltando las del infrarrojo cercano, infrarrojo de onda corta y rojo. Se realizó ajuste local del contraste para diferenciar a escalas espectrales detalladas las diferencias de reflectancia entre las diferentes cubiertas vegetales.

La edición cartográfica se hizo mediante interpretación visual, tomando como base la capa de manglar del año 2017 e identificando zonas en las que la respuesta espectral del manglar ha cambiado hacia la de otras coberturas (Pérdida). De manera similar se identificaron zonas en las que otras coberturas han mudado hacia vegetación de manglar (Ganancia).

Índice Optimizado de Vegetación Ajustado al Suelo Normalizado (OSAVI) y Estado del Manglar

El Índice de Optimizado de Vegetación Ajustado al Suelo Normalizado – OSAVI (por sus siglas en inglés) fue desarrollado por Rondeaux *et al.* (1996) y busca disminuir el efecto que tiene el suelo en la estimación de índices de vegetación. Su formulación es $(NIR-Rojo) / (NIR+Rojo+0,16)$, donde 0,16 es una constante estimada como óptima para la reducción de los efectos del suelo (Steven, 1998).

Para la estimación del índice OSAVI para diferentes grados de perturbación del manglar se utilizaron los datos recopilados en las salidas de campo y se relacionaron con los valores estimados en las imágenes generando los rangos de la Tabla 3.3-2.

Tabla 3.3-2. Grado de perturbación según OSAVI

NDVI	ESTADO DE MANGLAR
0 – 0.1	Sin cobertura vegetal
0.1 – 0.17	Perturbación alta
0.17 – 0.23	Perturbación moderada
0.23 – 0.4	Perturbación baja
0.4 - 1	Manglar en buen estado

Análisis de perfiles espectrales

Teniendo en cuenta la similitud de la reflectancia de los manglares con otros tipos de coberturas vegetales que se ubicaron en zonas inundables, fue necesario realizar un análisis de perfiles espectrales con el objetivo de encontrar patrones que permitieran diferenciar este tipo de coberturas. Se pudo identificar que la reflectancia de los manglares tendía a ser menor al de los otros tipos de vegetación de zonas inundables en la región del verde aproximadamente en los 560 nanómetro y en la región del infrarrojo de onda corta en los 2190 nm como se observa en la Figura 3.3-1. Estos criterios fueron utilizados en un modelo de decisiones que relacionaba la

reflectancia de los manglares y el índice OSAVI como se ve en la Figura 3.3-2, a fin de definir con mayor precisión las coberturas de manglar.

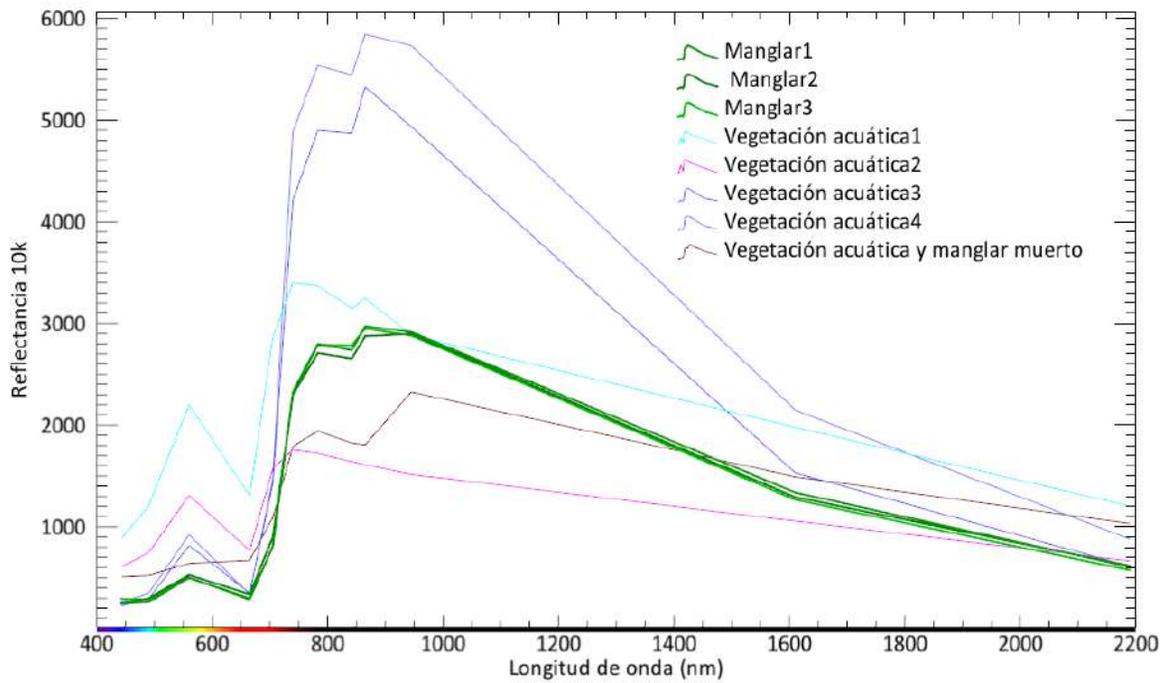


Figura 3.3-1. Perfiles espectrales de los manglares y vegetación acuática

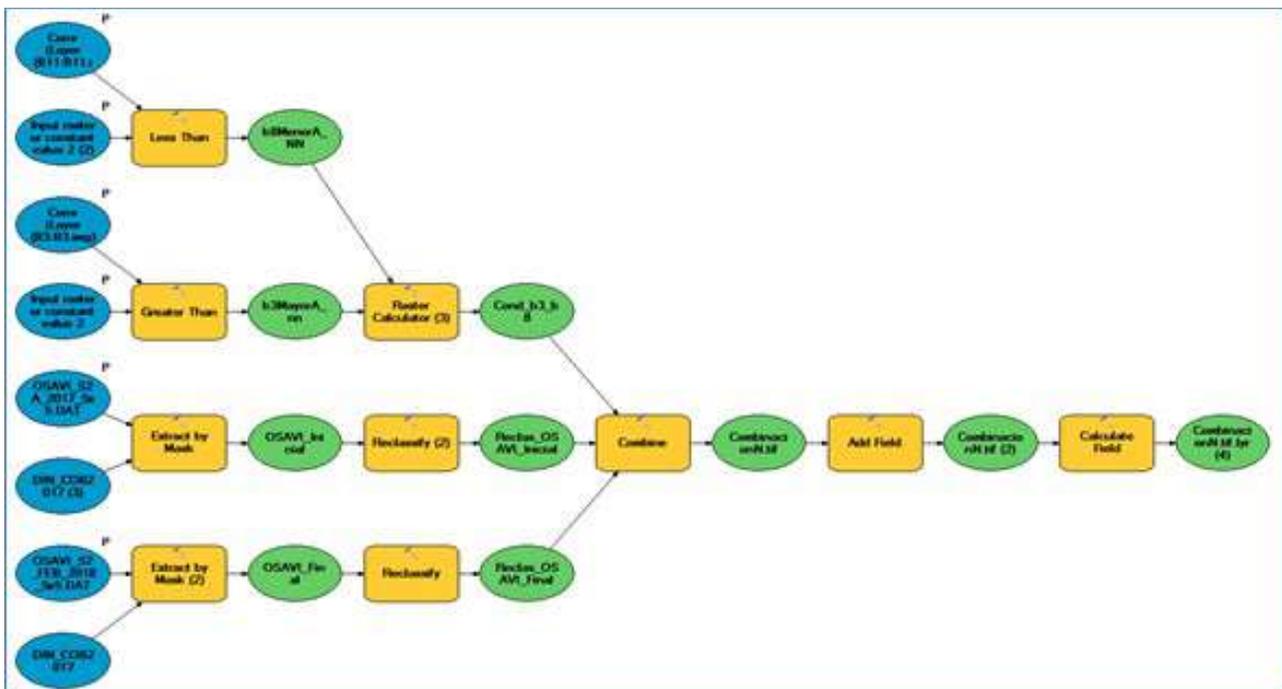


Figura 3.3-2. Modelo para separación de zonas de manglar y vegetación acuática

3.3.3 Recursos pesqueros

La continuidad del análisis se fundamentó a partir de la revisión de los datos registrados en formularios de campo y de la depuración de los mismos digitados en el Sistema de Información Pesquera de INVEMAR (SIPEIN) Ver. 4.0 (Narváez *et al.*, 2005). Así como en informes anteriores (INVEMAR, 2006), 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 (CPUE), las TMC y la renta económica de la pesquería, incluyendo en lo analizado en este año lo relacionado con los artes y/o métodos de pesca usados en los principales sitios de desembarco.

Para el manejo de datos de la actualización de la TMM para *E. plumieri*, *C. sapidus* y *E. smithi*, se organizó una matriz mediante el programa Microsoft Excel© en la que se ordenaron los datos de fecha de captura, arte de pesca, zona de pesca, tallas, pesos, sexo y estadios gonadales, para su posterior análisis. Se enfatizó en la determinación de la TMM, definida como la longitud en la que al menos el 50% de los individuos llegan a la madurez (Saborido-Rey, 2004). Para el caso de la jaiba azul 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 (Core Team, 2012), siguiendo el programa de madurez de Northland College (Ogle, 2013), para el cual se utilizaron los paquetes: FSA, NCStats y car, para la versión de R 3.0.2®; por su parte, para la mojarra rayada se empleo la ecuación de la curva logística: $S(LT)' = 1 / [1 + \exp(a - b * Lt)]$; donde, $S(LT)'$ es la frecuencia acumulada relativa suavizada, a y b son constantes (Sparre y Venema, 1995), debido a que los datos no permitieron determinar este parámetro mediante el ajuste linealizado, puesto que durante el periodo de muestreo no se obtuvieron muestras en tallas menores. 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) y hepatosomático ($IHS=PH/PT$, donde PH es el peso del hígado y PT peso total de del pez), correlacionando con la y salinidad del agua promedio de la CGSM.

En relación a los datos económicos, se analizaron a precios corrientes y constantes de septiembre 2018, utilizando el Índice de Precios al Consumidor registrado por el Departamento Administrativo Nacional de Estadística- DANE (DANE, 2018).

Los valores de salinidad medidos, se utilizaron para estimar un promedio ponderado anual de la salinidad que pueda confrontarse con la variación anual del Índice de Oscilación Sur (IOS) y con los caudales de los ríos tributarios al sistema a fin de determinar patrones en el ecosistema. El IOS es la anomalía estandarizada de la presión atmosférica a nivel del mar entre Darwin (Australia) y Tahití, la cual se utiliza para medir la variación del fenómeno de "El Niño-Oscilación Sur" (ENOS). Valores positivos indican eventos de La Niña (periodos lluviosos) y los negativos eventos "El Niño" (periodos secos). La fuente de datos utilizados del IOS, procede del Centro de Predicción del Clima-Centros Nacionales de Predicción Ambiental / Servicio Nacional del Tiempo (NOAA- NCEP). Esto se viene haciendo dado que se ha determinado la influencia de ENOS en la variabilidad en los caudales de los tributarios, que son la principal fuente de agua dulce del sistema lagunar (Blanco *et al.*, 2006 y 2007).

Adicionalmente, para determinar la distribución espacial de las variables de desempeño pesquero, se agrupó la información de pesca en cinco zonas que siguen el mismo arreglo de las usadas para medir variables del componente calidad de aguas (Figura 3.2-2). Para simplificar información, se hizo énfasis en la comparación del desempeño de los artes atarraya y trasmallo, los cuales han tenido mayor regularidad en su uso durante todo el periodo de monitoreo analizado, permitiendo así hacer comparaciones interanuales.

Con fines de evaluar los efectos de las zonas de pesca y los años sobre las variables de desempeño pesquero, se realizaron ANOVAS de dos vías, previo análisis descriptivo de la información y confirmación del cumplimiento de los supuestos de normalidad de los residuos y homogeneidad de varianzas

4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 CALIDAD DE AGUAS

Como interfase entre los ambientes terrestre, marino y fluvial, los estuarios soportan múltiples interacciones ecológicas, son áreas vitales para diversas especies de importancia comercial, proporcionan alimentos y materias primas, regulan la cantidad del agua, capturan carbono, protegen las costas, controlan la erosión y ofrecen servicios recreativos y estéticos (Vargas-Castillo *et al.*, 2016; Mahoney y Bishop, 2017). Pese a ello, estuarios como la CGSM están bajo intensa presión, debido a las actividades antropogénicas que se desarrollan dentro y en sectores aledaños (INVEMAR, 2002; INVEMAR, 2003; INVEMAR, 2004; INVEMAR, 2005; INVEMAR, 2006; INVEMAR, 2007; INVEMAR, 2008; Cadavid *et al.*, 2009; Bautista *et al.*, 2010; Cadavid *et al.*, 2011; Aguilera, 2011; Ibarra *et al.*, 2013; Ibarra *et al.*, 2014 a; Ibarra *et al.*, 2014b; INVEMAR, 2016; INVEMAR, 2017; INVEMAR, 2018), lo cual sumado a la alteración de los patrones de lluvia locales, los cambios en los regímenes de transporte de sedimentos (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2016) y una mayor frecuencia de eventos climáticos extremos, afectan entre otros aspectos, la calidad del agua.

4.1.1 Variables fisicoquímicas

4.1.1.1 Parámetros fisicoquímicos *in situ*: temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto

La temperatura del agua en el período octubre 2017 – septiembre 2018, mostró similitudes entre estaciones por zona y entre algunas zonas (Figura 4.1-1). Esto evidencia la correspondencia con respecto a su ubicación dentro del complejo lagunar y manifiesta cómo la intensidad de la radiación solar es un aspecto físico determinante en el comportamiento de la variable (Xiangpeng y Shuhong, 2014; Ouellet-Proulx *et al.*, 2017), encontrando coincidencias entre las zonas 2-3 y 5-6, en donde la mayor parte de sus estaciones fueron monitoreadas entre las 10:00 y las 13:00 horas.

En el último trimestre de 2017, en las zonas 1 y 2, se observó un leve aumento de la temperatura. En las estaciones relacionadas con el río Sevilla (río y boca), la temperatura fue aproximadamente 2 °C menor que en las relacionadas con los ríos Aracata y Fundación, comportamiento que se mantuvo ocho de los doce meses del periodo de monitoreo 2017 - 2018.

En el primer trimestre de 2018, se registró una disminución de temperatura del agua superficial en las zonas 0, 1, 2 y 3, lo cual pudo estar relacionado con la incidencia de los vientos alisios, que en sistemas de baja profundidad como la CGSM, pueden generar mezclas de agua y enfriamiento (Blanco, 1989 en INVEMAR, 2017). En el caso de las zonas 5 y 6, el mayor descenso se registró entre diciembre de 2017 y febrero de 2018.

Entre mayo y agosto de 2018, se registraron incrementos de temperatura en las zonas 0, 1, 2, 3 y 5, lo cual pudo verse favorecido por condiciones de sequía y pocos vientos (IDEAM, 2018). Es de resaltar que anualmente en la zona 3, se han venido registrando entre mayo y septiembre las mayores temperaturas de todas las zonas de monitoreo, hecho que puede estar relacionado con la baja profundidad y estancamiento de las aguas en algunos canales y ciénagas del complejo de Pajarales.

Los registros de temperatura entre 1993 y 2018 (Figura 4.1-2) evidencian algunos patrones temporales, en el caso de las estaciones de la zona marina (0), complejo de Pajarales (3) y noroccidente del VIPIS (6), los valores promedio han sido menores entre enero y junio por predominio en las condiciones de sequía. Situación contraria ha ocurrido en la zona de los ríos de la SNSM (1), debido a que, en época seca, es donde se han medido las mayores

temperaturas, comportamiento que se ha visto acentuado desde el año 2002, y que se ha relacionado con la disminución en el nivel de agua de las cuencas hidrográficas de los ríos Sevilla, Aracataca y Fundación. En las zonas del cuerpo de agua principal (2) y del caño Clarín (5), la variabilidad de la temperatura tanto en época seca como de lluvias ha fluctuado de manera similar y desde el año 2000, no se evidencia ningún patrón temporal.

Si bien en las zonas 0, 1, 3 y 6, la tendencia temporal continúa siendo la misma, las temperaturas promedio tanto para la época de lluvias 2017 como para la época seca 2018, disminuyeron con respecto al periodo inmediatamente anterior.

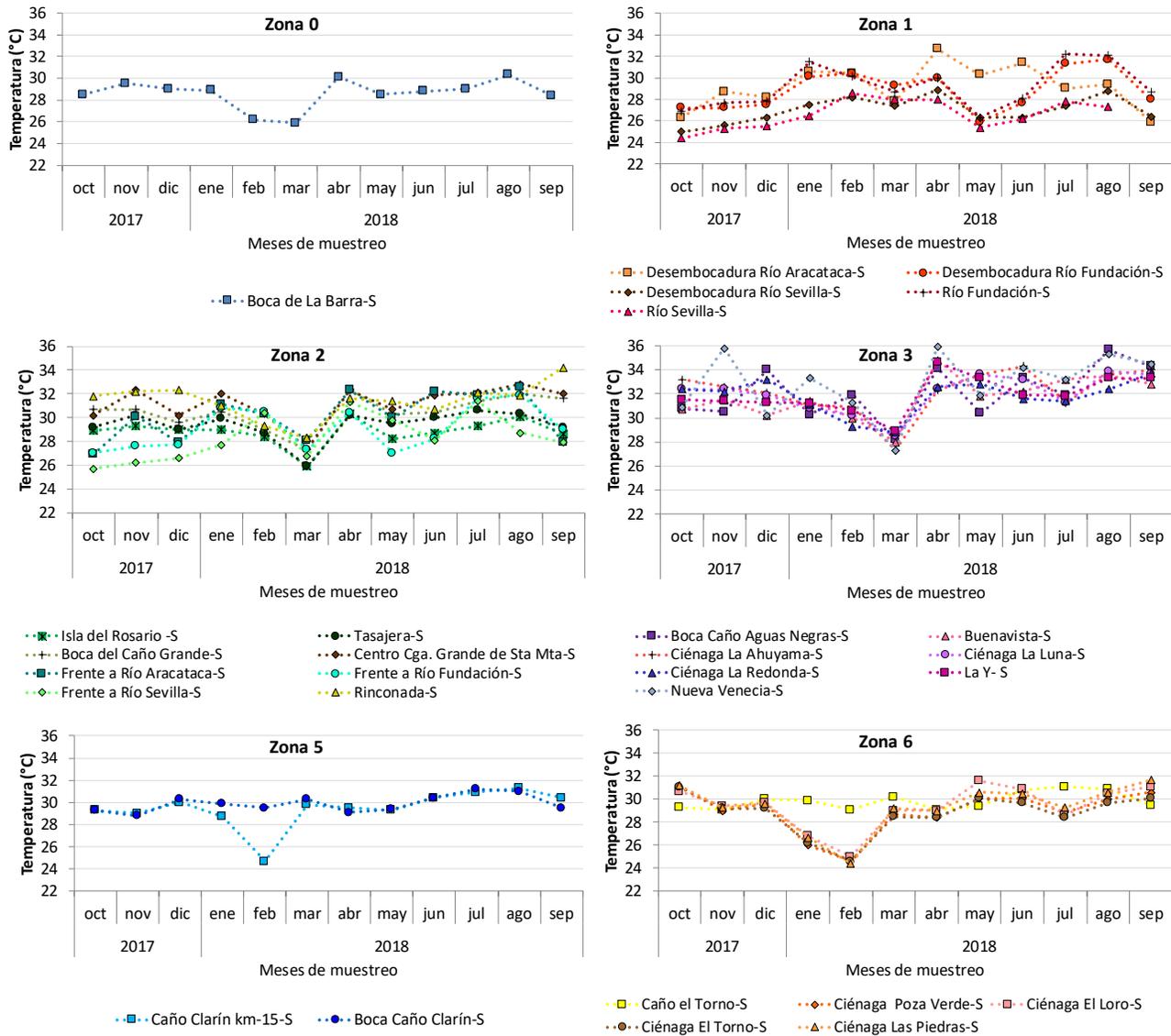


Figura 4.1-1. Temperatura (°C) del agua superficial en las estaciones de seis zonas de la CGSM, entre octubre de 2017 y septiembre de 2018.

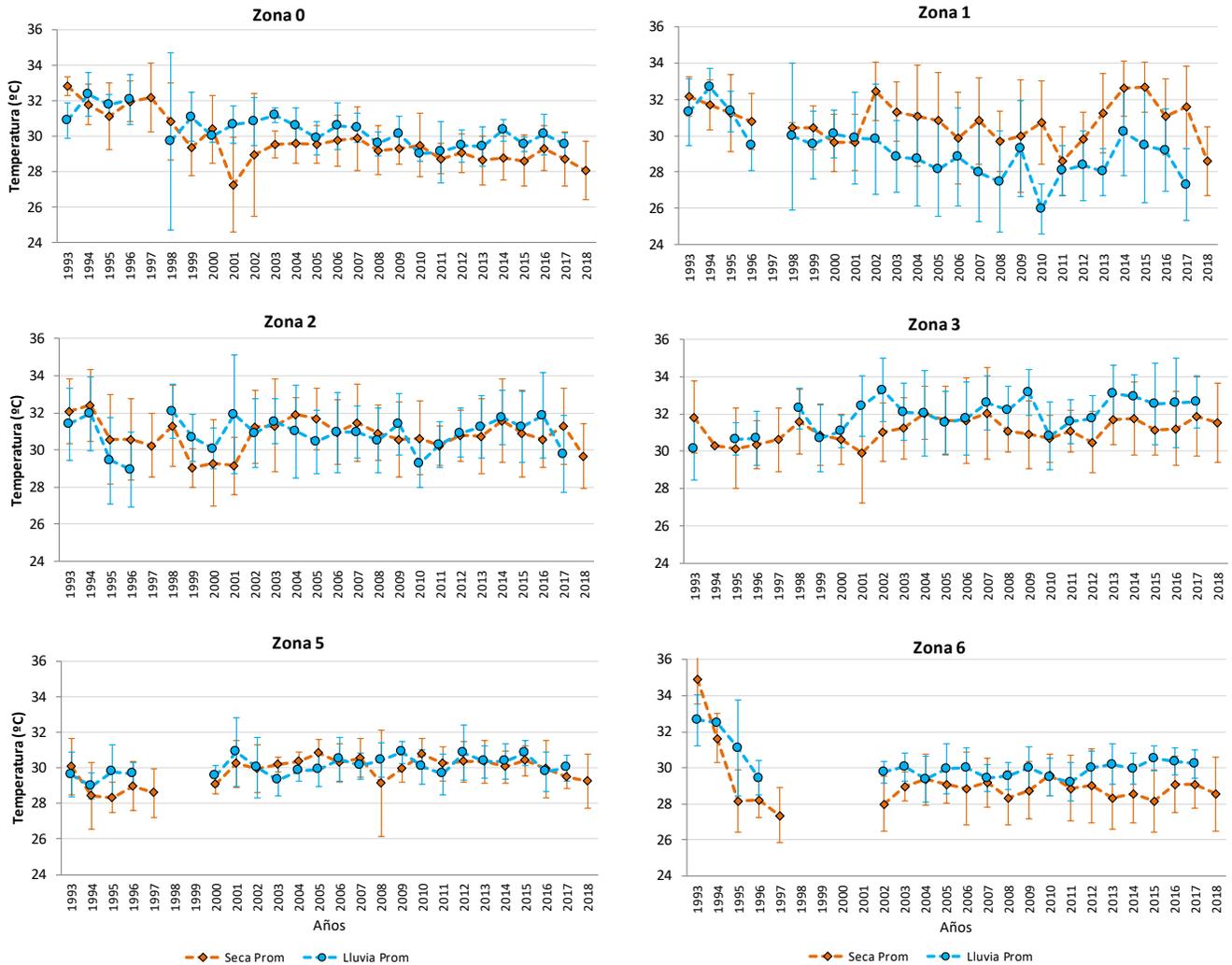


Figura 4.1-2. Registros históricos (1993 - 2018) de la temperatura (°C) promedio del agua superficial en seis zonas de la CGSM. Puntos naranjas representan la época seca y puntos azules la época lluviosa. Líneas verticales representan la desviación estándar.

Los estuarios pueden ser clasificados a partir de diferentes atributos entre los que se encuentra la salinidad, una variable que en este tipo de ambientes presenta grandes fluctuaciones como respuesta al incremento o disminución en los flujos de agua dulce y agua salada. Con base en la clasificación propuesta por Knox (2001, Tabla 4.1-1) y teniendo en cuenta los resultados de salinidad obtenidos entre octubre de 2017 y septiembre de 2018 en las 28 estaciones de monitoreo de la CGSM, se encontró que en dicho periodo el agua superficial fue predominantemente de tipo salobre, especialmente en las zonas 2, 3 y 6 (Figura 4.1-3) ya que el 54 % de las mediciones fluctuaron entre 0,6 y 16,6, seguido por agua de tipo dulce, principalmente en las zonas 1 y 5, con un 38 % de las mediciones entre 0 y 0,5 y en un menor porcentaje (8 %), agua de tipo marina en las zonas 0 y parte de la 2, con salinidades entre 17,2 y 36,0. Esta clasificación evidencia cómo la variabilidad en los flujos de agua fluvial (ríos Magdalena y procedentes de la SNSM) y de agua marina (mar Caribe) que confluyen en la CGSM, determina los cambios espaciales en este estuario.

Tabla 4.1-1. Clasificación del agua según los valores de salinidad (Knox, 2001)

Tipo de agua		Rango de salinidad	Representación por escala de color
Clasificación	Subclasificación		
Salmuera	-	> 38	
Marina	Polihalina	34 – 38	
	Mesohalina	30 – 34	
	Oligohalina	17 – 30	
Salobre	Polihalina	10 – 17	
	Mesohalina	3 – 10	
	Oligohalina	0,5 – 3	
Dulce	-	0 – 0,5	

Los cambios en las condiciones climáticas también se evidenciaron a lo largo del período monitoreado. En la zona 0, comunicación permanente de la CGSM con el mar Caribe, se registraron salinidades características de agua marina entre febrero y junio de 2018, meses con predominio de tiempo seco en la región Caribe. En la zona 1, en el último trimestre de 2017 así como en enero, julio, agosto y septiembre de 2018, predominó el agua de tipo dulce como resultado de las precipitaciones que se registraron en la SNSM, hecho que favorece el aumento en el nivel de los ríos (IDEAM, 2018). Entre febrero y junio se dio un incremento de salinidad principalmente en la boca del río Aracataca, situación recurrente durante los meses secos debido a la disminución en los flujos de agua dulce de este afluente (INVEMAR, 2018).

En la zona 2, en el último trimestre de 2017 en el que incrementaron las precipitaciones, se registraron salinidades bajas, encontrando que para las estaciones Boca del Caño Grande y las ubicadas frente a los ríos, el agua fue de tipo dulce, mientras que en las más cercanas a la Boca de la Barra (Isla del Rosario, Tasajera, Rinconada y Centro CGSM) el agua fue de tipo salobre. Entre febrero y junio de 2018, al igual que en las demás zonas, las salinidades fueron mayores, poniendo de manifiesto el efecto de la sequía sobre el complejo lagunar. En estos meses, las estaciones Isla del Rosario y Tasajera llegaron a presentar valores de salinidad típicos de agua marina.

En la zona 3, las estaciones Boca Caño Aguas Negras y Nueva Venecia presentaron salinidades características de agua dulce, lo cual evidencia entrada de agua del río Magdalena a través del caño Aguas Negras. En las demás estaciones predominó el agua tipo salobre; y en Ciénaga La Redonda y La Y, se registraron salinidades altas, lo cual indica que hacia estos sitios los aportes de agua dulce son incipientes.

En la zona 5, la salinidad fluctuó entre 0,0 y 0,5 durante el monitoreo octubre 2017 – septiembre 2018, lo cual refleja el ingreso de agua del río Magdalena a través del Caño Clarín. En la zona 6 que también recibe agua del río Magdalena, se evidenció que entre marzo y septiembre de 2018 los aportes fueron bajos para estaciones como Ciénaga El Loro, Ciénaga El Torno y Ciénaga Las Piedras, ya que la salinidad incrementó hasta en 10 unidades, llegando a presentar valores de agua tipo marina.

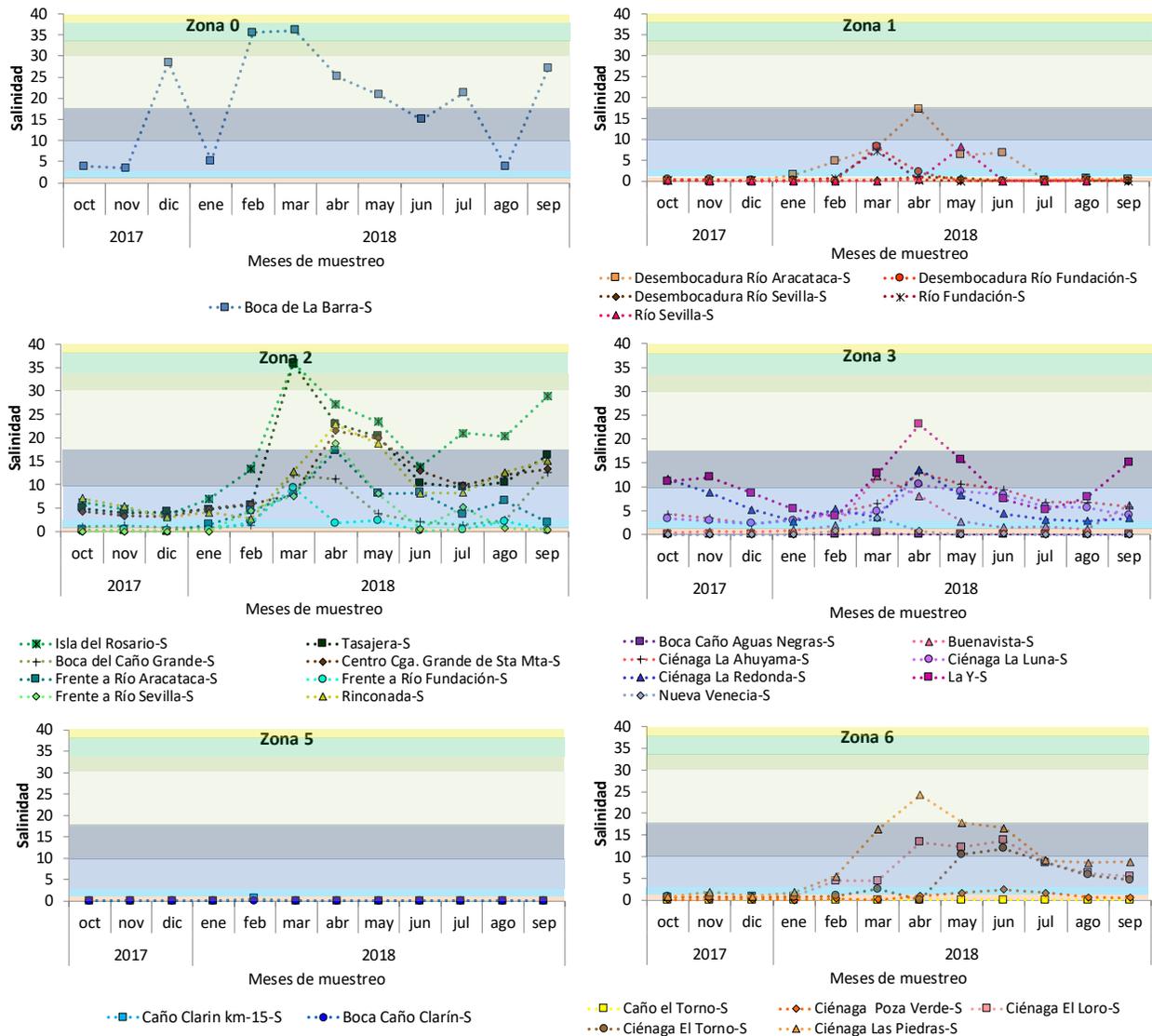


Figura 4.1-3. Salinidad del agua superficial en las estaciones de seis zonas de la CGSM, entre octubre de 2017 y septiembre de 2018. Escala de color de fondo representa el tipo de agua según los valores de salinidad, basado en la clasificación propuesta por Knox, 2001 (ver Tabla 4.1-1).

La salinidad promedio tanto en la época de lluvias de 2017 como en la época seca de 2018, disminuyó con respecto al 2016 y 2017. Cabe resaltar que en la zona 6 la salinidad ha aumentado en los últimos tres años, lo cual revela un descenso en la cantidad de agua dulce que está ingresando a este sector.

Los registros históricos han mostrado que la salinidad incrementa en época seca (Figura 4.1-4) y se intensifica en años con eventos El Niño, a causa de la disminución de los flujos de agua dulce que ingresan al sistema lagunar, situación que ha repercutido en el desarrollo de los bosques de manglar. En las seis zonas de monitoreo, la diferencia de la salinidad entre épocas ha llegado a ser tan amplia que para un mismo año se han encontrado condiciones de agua salobre y de agua marina, especialmente en las zonas 0, 2 y 3, que históricamente han presentado la mayor variabilidad.

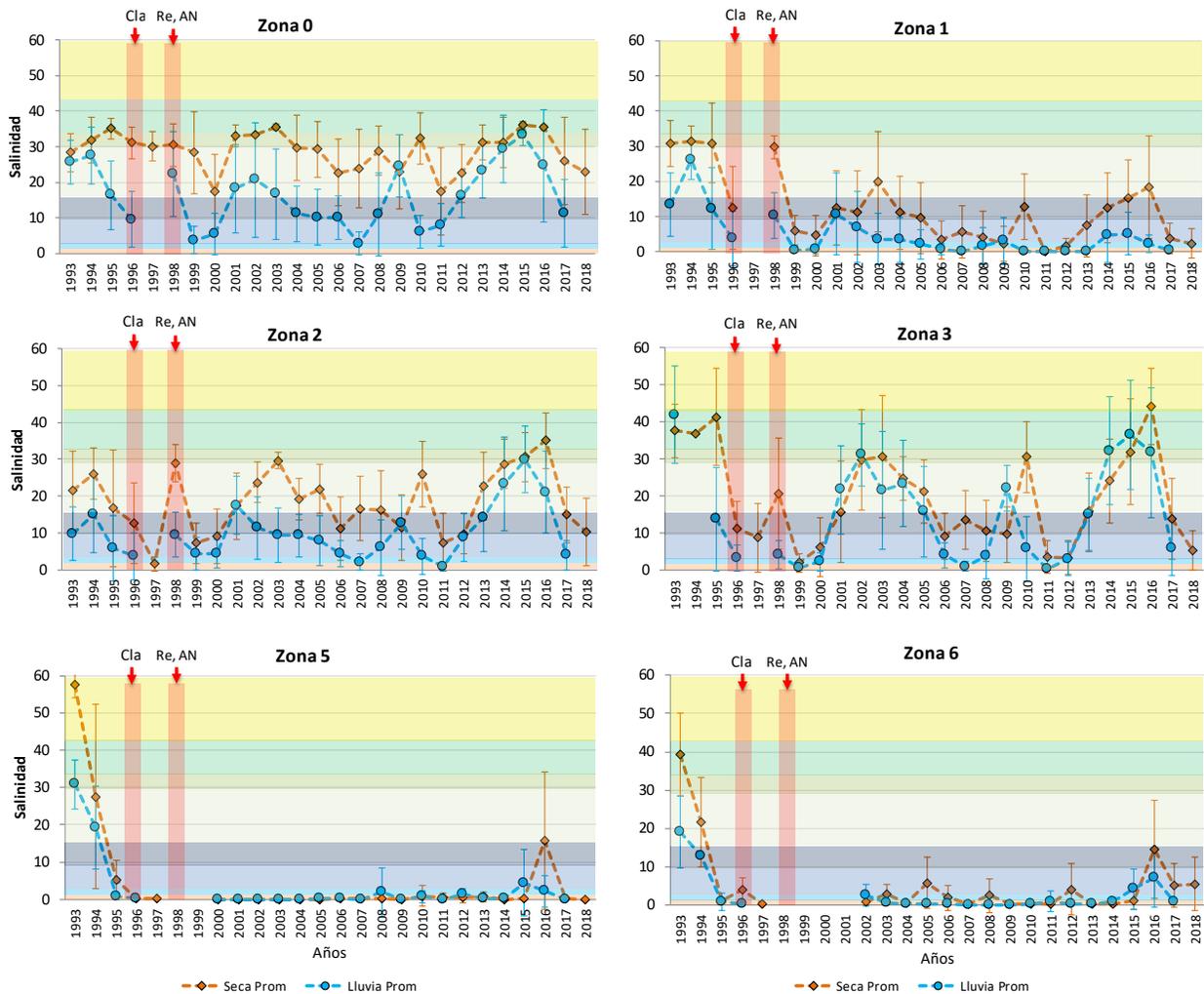


Figura 4.1-4. Registros históricos (1993 - 2018) de la salinidad promedio del agua superficial en seis zonas de la CGSM. Puntos naranjas representan la época seca y puntos azules la época lluviosa. Líneas verticales representan la desviación estándar. Bandas rojas indican la apertura de los caños Nuevo Clarín (Cla, 1996), Renegado (Re, 1998) y Aguas Negras (AN, 1998). Escala de color de fondo de cada figura representa el tipo de agua según los valores de salinidad, basado en la clasificación propuesta por Knox, 2001 (ver Tabla 4.1-1).

El pH del agua superficial entre octubre de 2017 y septiembre de 2018, fluctuó de forma diferente en las seis zonas de monitoreo (Figura 4.1-5). En la Boca de La Barra (zona 0), se registraron valores típicos de agua marina (Libes, 2009) con excepción del medido en febrero que fue el valor máximo para esta zona. En el río Sevilla y su desembocadura (zona 1), se midieron valores de pH inferiores al valor mínimo permisible definido para preservación de flora y fauna (6,5; MinAmbiente, 2015). En la desembocadura del río Aracataca, en enero y febrero del 2018, el pH sobrepasó el máximo permisible (8,5; MinAmbiente, 2015), al igual que en la laguna principal (zona 2) y en el Complejo de Pajarales (zona 3), donde el pH de la mayoría de estaciones entre diciembre del 2017 y abril del 2018, fue mayor a 8,5. Al igual que en el monitoreo 2017 (INVEMAR, 2018), en las zonas 2 y 3 el pH fluctuó principalmente entre 7,5 y 9,0, valores que además de estar correlacionados con las condiciones de agua salobre y marina, indican procesos biológicos en los que se consume CO₂, lo cual ocasiona el incremento del pH. En las zonas 5 y 6 el pH estuvo dentro de los valores permisibles.

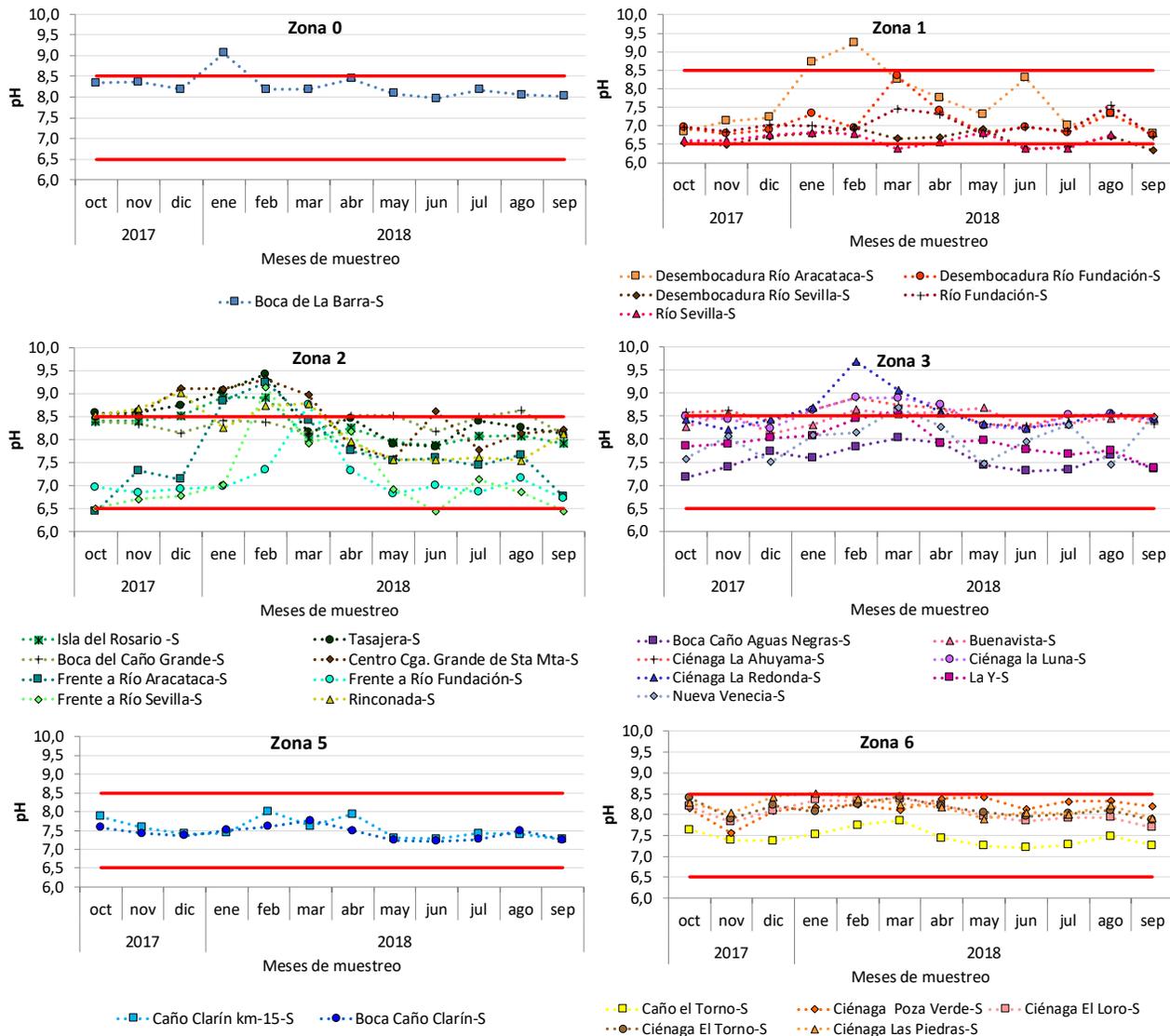


Figura 4.1-5. pH del agua superficial en las estaciones de seis zonas de la CGSM, entre octubre de 2017 y septiembre de 2018. Líneas horizontales rojas representan los límites permisibles para preservación de flora y fauna (6,5 – 8,5; MinSalud, 1984 en MinAmbiente, 2015).

Los valores promedio anuales de pH (Figura 4.1-6) muestran que la zona 0 ha presentado una variación en un rango típico para aguas marinas (7,9 – 8,2), en las zonas de los ríos provenientes de la SNSM (1) y el río Magdalena (5) se han registrado con más frecuencia valores entre 6,5 y 7,5, debido a que son los sectores donde predomina el agua dulce; en la laguna principal (zona 2) y el Complejo de Pajarales (zona 3) el pH tiende a valores básicos (7,5 – 8,5), lo cual se infiere está ligado a incremento en la actividad biológica y valores de salinidad que oscilan en el rango de aguas salobres y marinas. En el caso de la zona 6, se evidencia que desde 2014 se está presentando un incremento del pH que se relaciona con la disminución en los aportes de agua dulce que ingresan a este sector, lo cual se ha manifestado en el incremento de la salinidad (Figura 4.1-4).

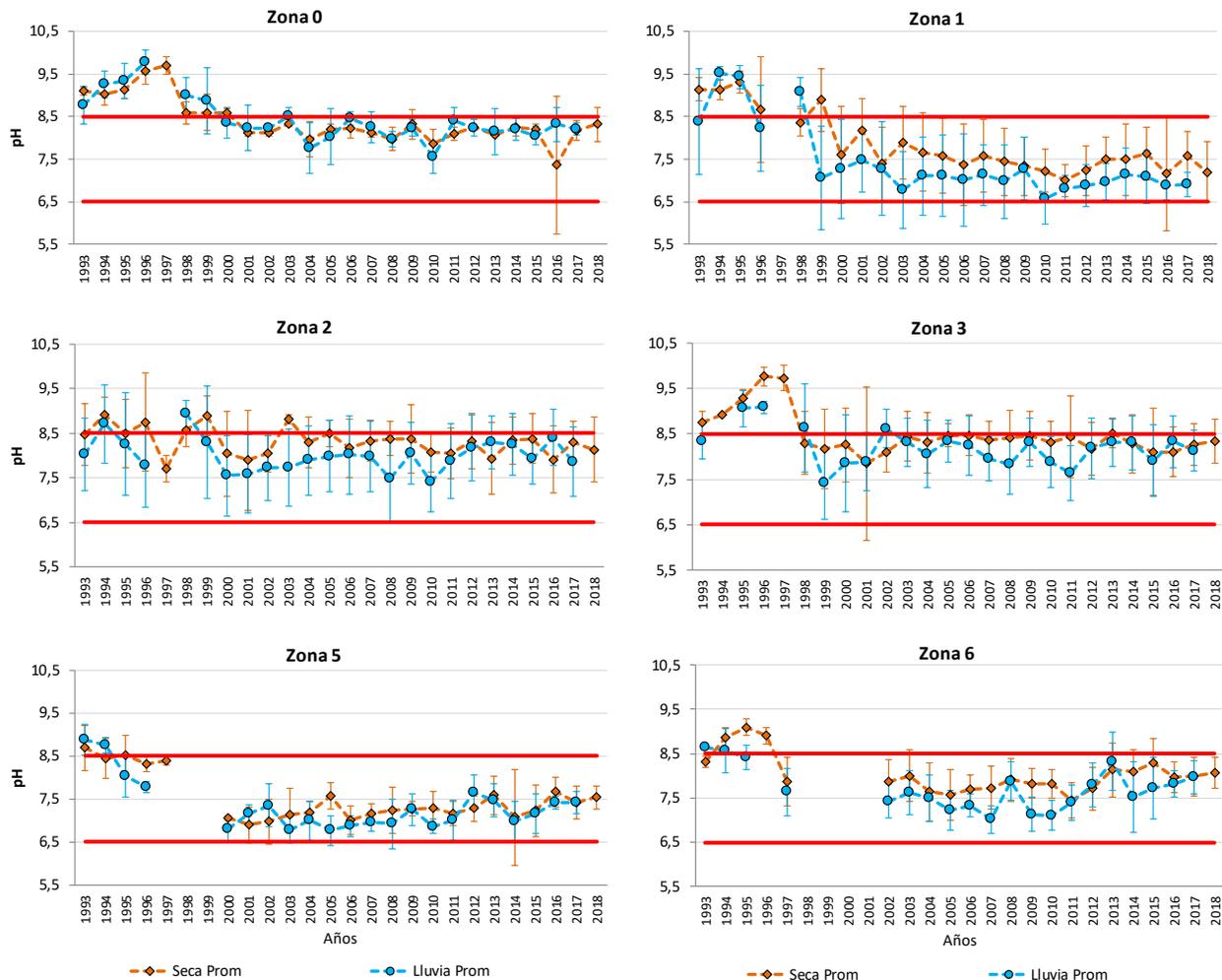


Figura 4.1-6. Registros históricos (1993 - 2018) del pH promedio del agua superficial en seis zonas de la CGSM. Puntos naranjas representan la época seca y puntos azules la época lluviosa. Líneas verticales representan la desviación estándar. Líneas horizontales rojas representan los límites permisibles para preservación de flora y fauna (6,5 – 8,5; MinSalud, 1984 en MinAmbiente, 2015).

El oxígeno disuelto (OD) en la zona marina (0), Caño Clarín (5) y sector noroccidental del VIPIS (6), fue adecuado para la preservación de flora y fauna; en las estaciones del río Fundación y Sevilla, sus desembocaduras y frentes, en la mayoría de los meses del periodo de monitoreo 2017 – 2018, las concentraciones de OD fueron inferiores al valor mínimo permisible (4,00 mg O₂/L; Figura 4.1-7; MinAmbiente, 2015), hecho relacionado con presencia de vegetación flotante y procesos de descomposición de materia orgánica. En las estaciones Boca del Caño Grande, Centro CGSM, Tasajera, Buenavista, Nueva Venecia y especialmente en las ciénagas La Redonda, La Ahuyama y La Luna, el OD fluctuó entre 7,30 y 13,5 mg O₂/L, presentando condiciones de sobresaturación (101 - 190 %) durante la mayor parte del período de monitoreo, lo cual se relaciona con una alta productividad, como en el caso de Ciénaga La Luna, en donde se encontraron altas densidades fitoplanctónicas (ver apartado 4.1.3). Este hecho confirma los altos valores de pH en las mismas zonas, debido al consumo de CO₂ por parte del fitoplancton.

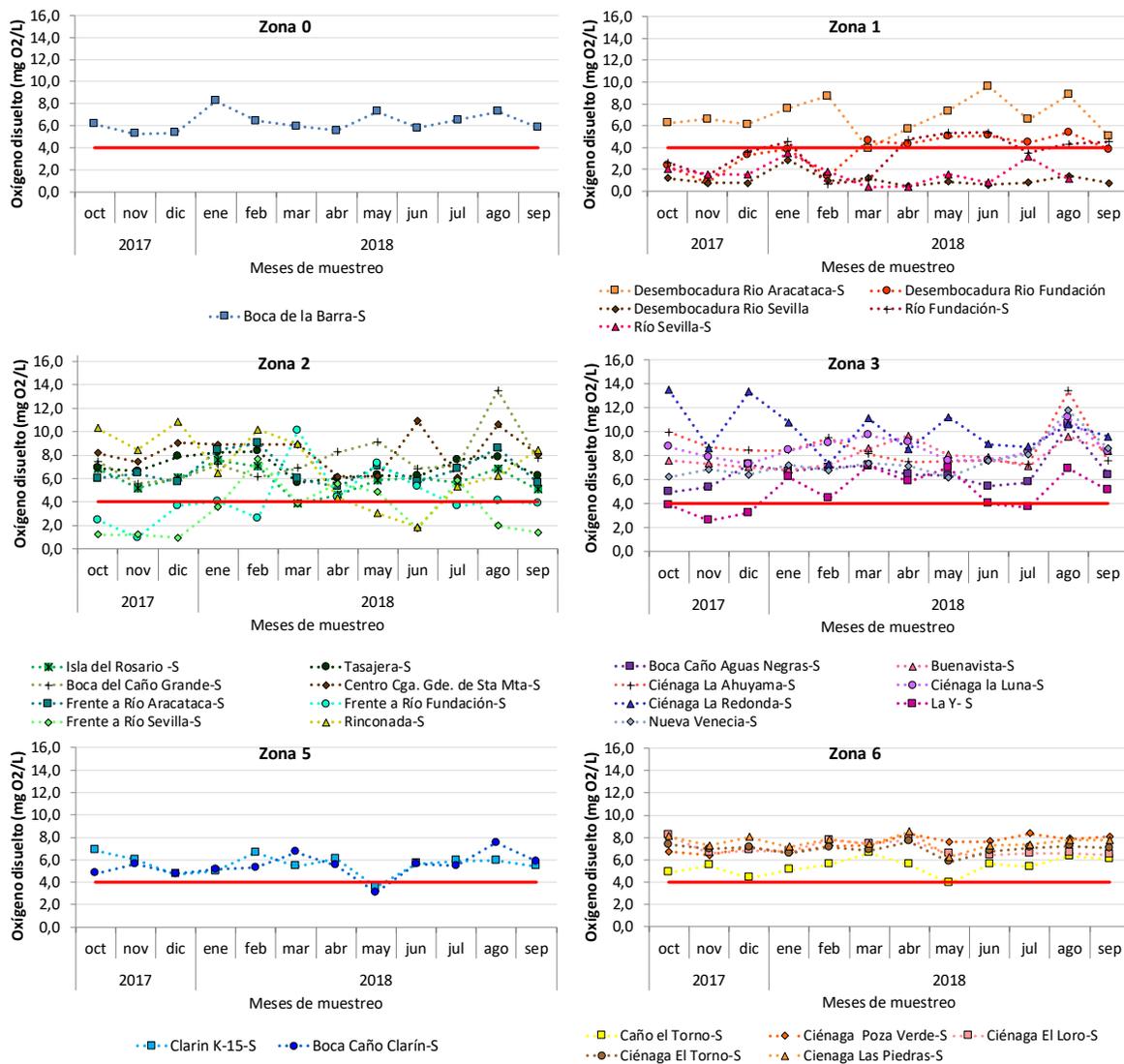


Figura 4.1-7. Oxígeno disuelto (mg O₂/L) del agua superficial en las estaciones de seis zonas de la CGSM, entre octubre de 2017 y septiembre de 2018. Línea horizontal negra representa el límite permisible según decreto 1594 (4,0 mg O₂/L; MinSalud, 1984 en MADS, 2015).

Los registros históricos de oxígeno disuelto (Figura 4.1-8) confirman que en la zona de los ríos provenientes de la SNSM (zona 1) es donde se han presentado los mayores casos de incumplimiento con respecto al valor definido por la normatividad colombiana para preservación de flora y fauna, caso contrario ocurre en la el cuerpo de agua principal y el sector de Pajarales, en los cuales el oxígeno en horas del día presenta condiciones de sobresaturación, situación que en horas de la noche se puede revertir en escasez de OD que ocasionan riesgo para la fauna del medio y representan deterioro para los cuerpos de agua (INVEMAR, 2016b).

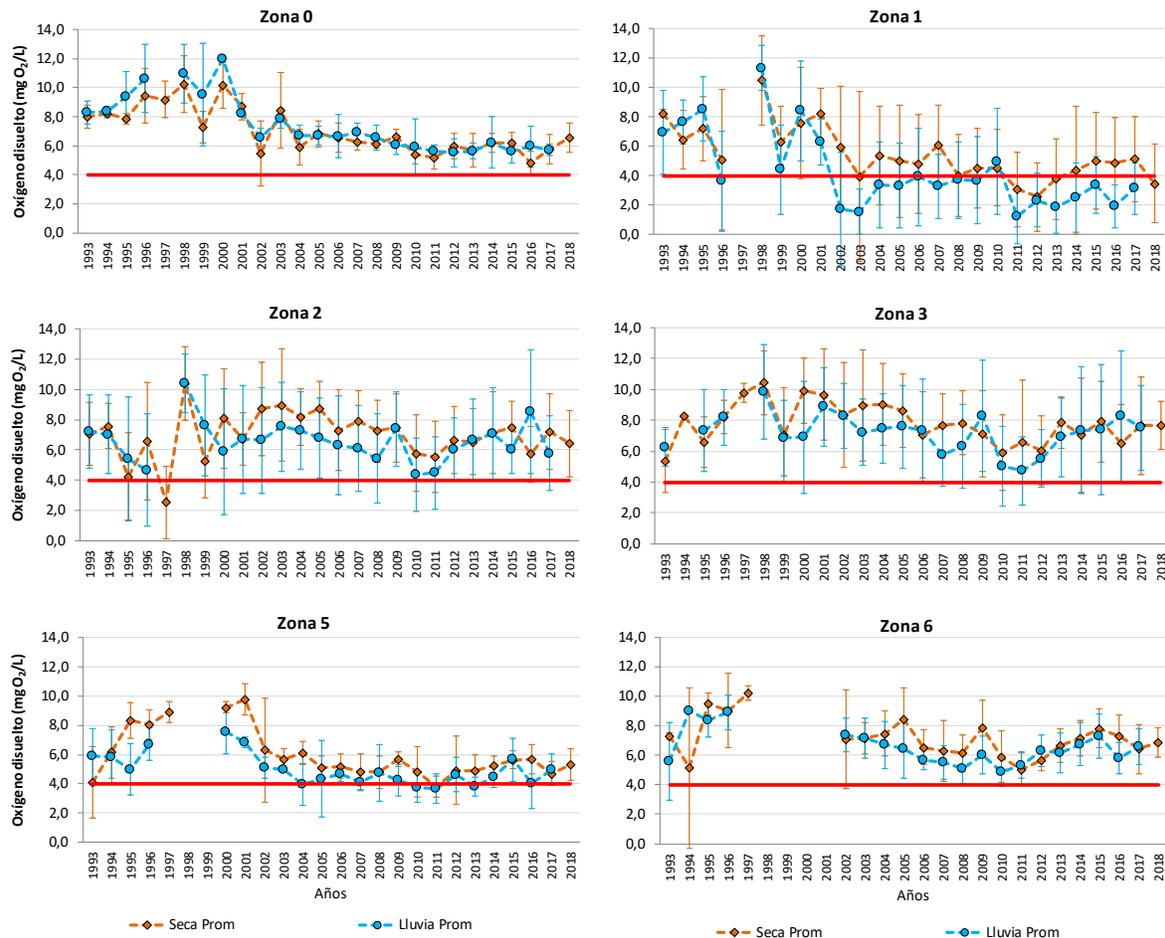


Figura 4.1-8. Registros históricos (1993 - 2018) del oxígeno disuelto (mg O₂/L) promedio del agua superficial en seis zonas de la CGSM. Puntos naranjas representan la época seca y puntos azules la época lluviosa. Líneas verticales representan la desviación estándar. Línea horizontal roja representa el límite permisible según decreto 1594 (4,0; MinSalud, 1984 en MADS, 2015).

4.1.1.2 Clorofila *a*

La clorofila *a* se determinó como un indicador de la salud del ambiente acuático, debido a que está relacionada con la biomasa Fitoplanctónica presente en el medio (Xie *et. al.*, 2015). Durante el mes de enero de 2018, se presentaron lluvias por encima de lo normal en la región Caribe (IDEAM, 2018), lo cual coincidió con los niveles más elevados de clorofila *a* y la disminución de la salinidad (Figura 4.1-3). En las zonas 2 y 3, se registraron las mayores concentraciones de clorofila *a*, alcanzando valores por encima de 100 µg/L, principalmente en algunos meses de la época seca, valor considerado como alto para concentraciones de Clorofila *a* en estuarios (Fraile_ *et al.*, 1991), lo cual indican una elevada productividad primaria en el sector. De acuerdo a la clasificación trófica de los sistemas propuesta por Esteves (1998) (En: Ramírez-Restrepo *et al.*, 2018), con base a los rangos de concentración de clorofila *a* (niveles entre 0,3 y 3 µg Clor *a* /L, sistema oligotrófico; entre 3 y 15 µg/L mesotrófico; y entre 15 a 500 µg Clor *a* /L eutrófico), se puede establecer que las zonas 2 y 3 tienen características de un ecosistema eutrofizado (Figura 4.1-9).

Por otra parte, en las Estaciones Boca de la barra, Rinconada, Desembocadura del Río Aracataca, Isla del Rosario y el Centro de la CGSM, las concentraciones más elevadas de clorofila *a* se registraron en los meses donde se registraron las salinidades más bajas, este tipo de relaciones entre salinidad y concentración de clorofila en estuarios se ha vinculado con el efecto fertilizador del río y principalmente resuspensión de sedimentos lodosos y escasas precipitaciones que ocasionan menor renovación del agua en la zona, este último aspecto también explicaría las mayores concentraciones encontradas durante la época seca (Orive, E. 1988). Finalmente, en las estaciones de la zona 5 no se observan cambios importantes en las concentraciones de Clorofila *a* (Figura 4.1-9).

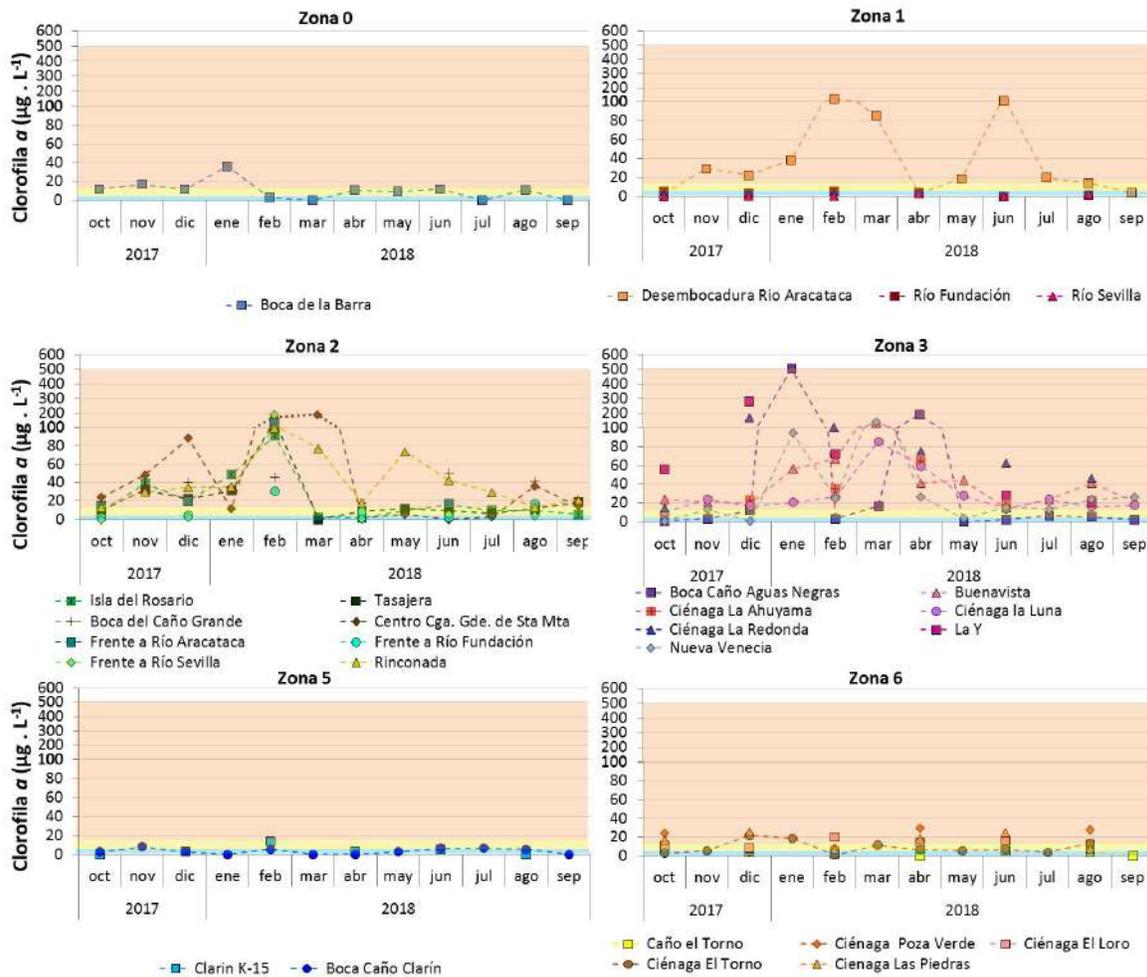


Figura 4.1-9. Concentraciones de clorofila *a* (µg/L) en el agua superficial de las seis zonas de la CGSM, durante el monitoreo octubre de 2017-septiembre de 2018. Escala de color de fondo de cada figura representa el tipo de agua según los valores de clorofila, de acuerdo a la clasificación trófica de los sistemas propuesta por Esteves (1998) (En: Ramírez-Restrepo *et al.*, 2018). Verde (0,3 y 3 µg Clor a /L, sistema oligotrófico); amarillo (3 a 15 µg/L mesotrófico); y naranja (15 a 500 µg Clor a /L eutrófico).

Históricamente las zonas 5 y 6 han presentado las concentraciones de Clorofila *a* más bajas y sin variaciones significativas; mientras que las zona 3, desde 2005 presenta los niveles de Clorofila *a* más elevados, con variaciones en los promedios que no se relacionan con la época de monitoreo, lo cual puede atribuirse a la presencia de poblaciones palafíticas como Buenavista y Nueva Venecia que generan aguas residuales domésticas que son vertidas sin tratamiento al cuerpo de agua, generando mayor disponibilidad de nutrientes. Finalmente cabe

resaltar el hecho de que para la época lluviosa 2017, las concentraciones de clorofila *a* nuevamente se encontraron dentro de los promedios históricos en todas las zonas, disminuyendo respecto al valor encontrado en 2016 (Figura 4.1-10).

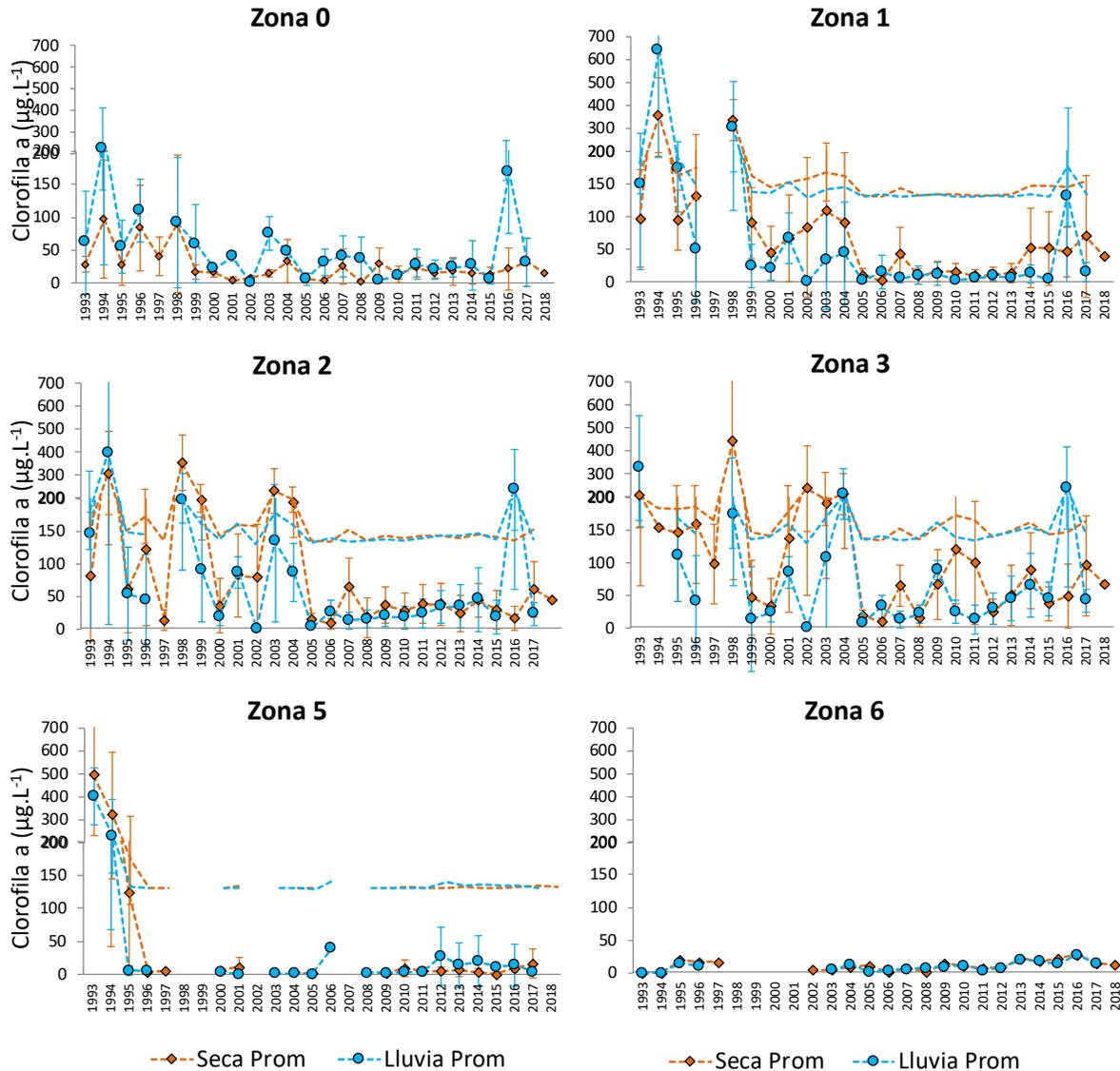


Figura 4.1-10. Valores históricos de clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) del agua superficial en las seis zonas de la CGSM desde 1993 hasta la época seca 2018. Las líneas naranjas representan la época seca y las líneas azules la época lluviosa. Las barras representan la desviación estándar.

4.1.1.3 Sólidos suspendidos totales (SST)

Los sólidos suspendidos totales, constituyen todas las partículas presentes en suspensión, como limos, arcillas, coloides agregados y microorganismos, entre otros. Ambientalmente este parámetro es importante, ya que el aumento de materiales en suspensión, disminuye el paso de luz a través de la columna de agua, interfiriendo con los procesos de fotosíntesis (Beltrán y Rangel, 2012); además estas partículas pueden introducir al sistema residuos de plaguicidas o metales pesados adheridos a ellas. En las zonas 0, 1, 2, 3 y 5, las mayores concentraciones

de sólidos suspendidos totales, se registraron en el primer trimestre del 2018 (Figura 4.1-11). Las altas concentraciones de SST en las estaciones Boca de Caño Aguas Negras (Zona 3) y Boca caño Clarín y Clarín Km15 (Zona 5) están relacionados con los aportes del río Magdalena al sistema lagunar; por el contrario, los ríos de la vertiente occidental de la SNSM Sevilla y Fundación, presentaron bajas concentraciones de SST, con excepción de la desembocadura del Río Aracataca, donde se registraron altas concentraciones de SST el mes de marzo, producto de la resuspensión del sedimento, por la baja profundidad ($\leq 0,50$ m; Figura 4.1-11).

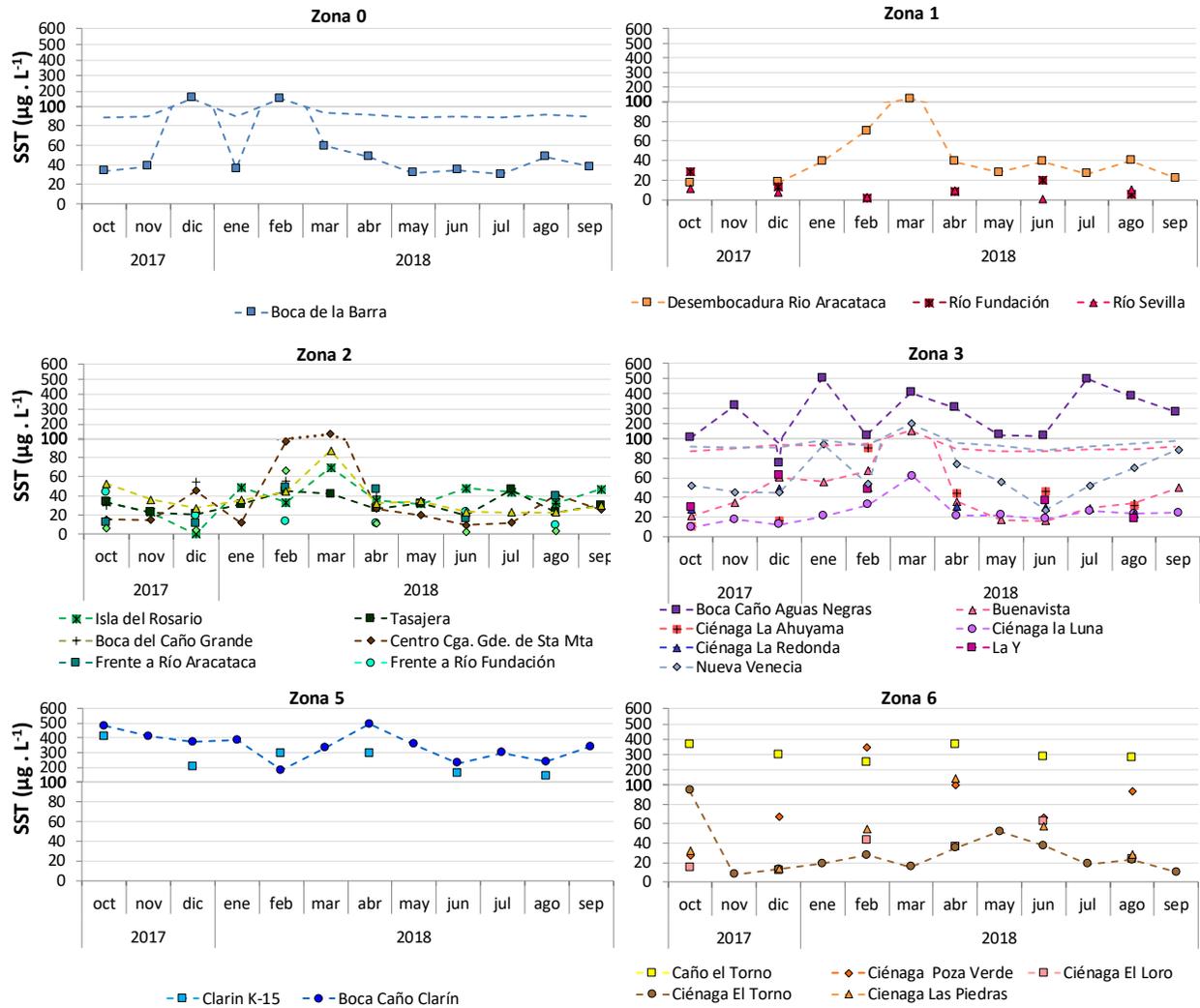


Figura 4.1-11. Sólidos suspendidos totales (mg/L), medidos en el agua superficial de las seis zonas de la CGSM, durante el monitoreo octubre de 2017-septiembre de 2018.

Históricamente la zona 5 ha presentado las mayores concentraciones de SST, esta zona conformada por las estaciones Boca del Caño Clarín y Caño Clarín Km 15 evidencia que el río Magdalena es el mayor aportante de este tipo de material a la CGSM, donde las mayores concentraciones se han presentado durante la época seca, evidenciando procesos de evaporación que generan una disminución en la columna de agua y consecuente concentración de material particulado (Schulz y Gerkema, 2017;Figura 4.1-12).

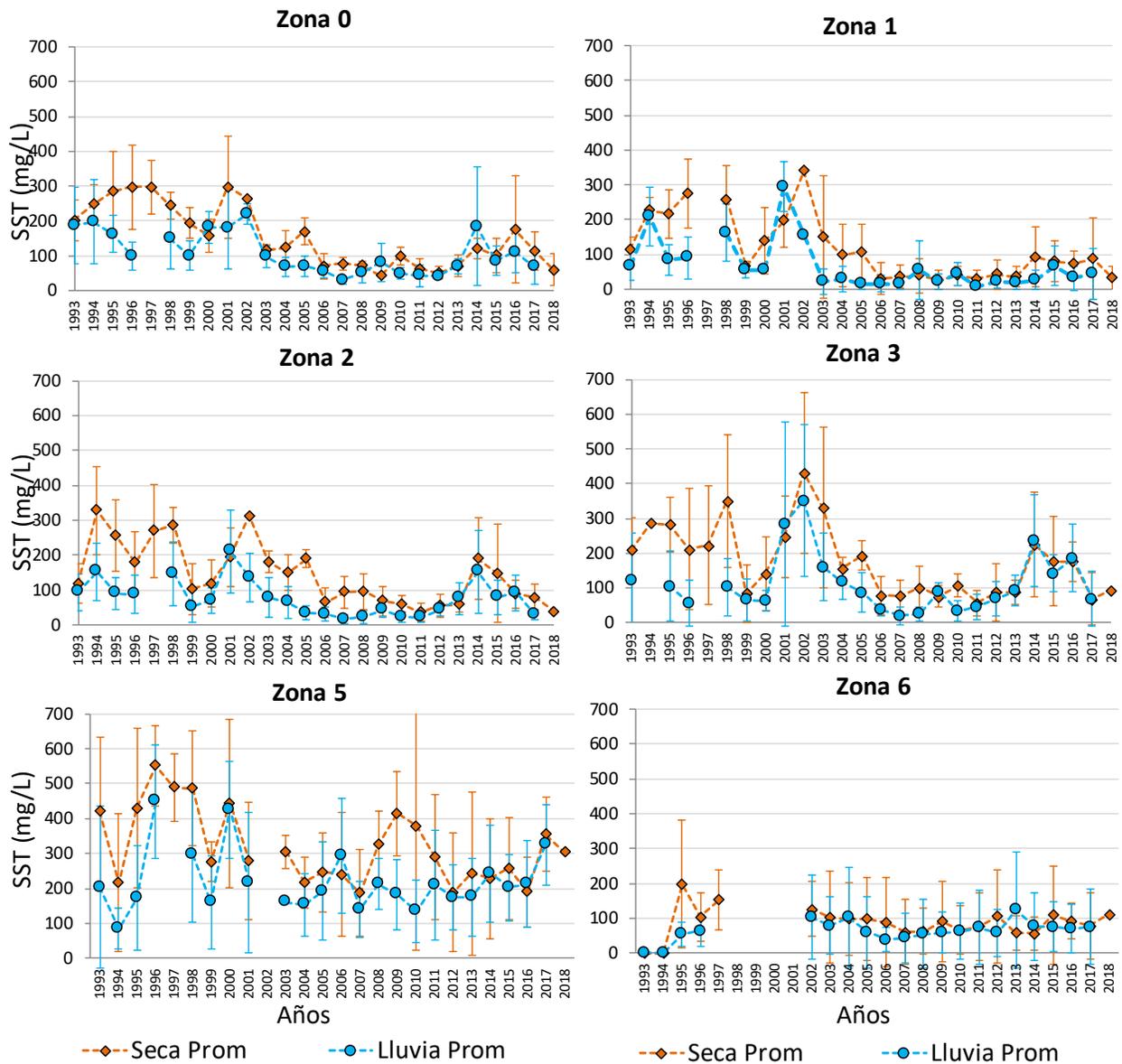


Figura 4.1-12. Valores históricos de Sólidos suspendidos totales (mg/L) del agua superficial en las seis zonas de la CGSM desde 1993 hasta la época seca 2018. Las líneas naranjas representan la época seca y las líneas azules la época lluviosa. Las barras representan la desviación estándar.

4.1.1.4 Nutrientes inorgánicos disueltos

Nitrato

Los nitritos son una especie intermedia en el ciclo del nitrógeno que se produce durante las primeras etapas de los procesos de nitrificación y desnitrificación, a partir de amonio y nitrato, por lo cual se esperan concentraciones bajas de esta especie en el medio (Akbarzadeh *et. al.*, 2018).

En el complejo lagunar CGSM, la mayor concentración de nitritos se registró en el mes de octubre de 2017, en la estación Ciénaga El Torno (zona 6; 17,8 $\mu\text{g N-NO}_2^-/\text{L}$). En esta estación, las concentraciones de nitritos descendieron entre diciembre 2017 y mayo del 2018, cuando la salinidad de agua incrementó (Figura 4.1-3) y la concentración de nitritos aumentó, cuando la salinidad del agua descendió, es decir ingresó agua dulce al sistema, alcanzando nuevamente concentraciones altas en junio de 2018 (Figura 4.1-13). Este resultado muestra que cuando el ingreso de agua dulce disminuye, baja la concentración de nitritos, lo cual indica que bajo estas condiciones, el proceso de nitrificación se favorece, reflejándose también en bajos niveles de amonio (Figura 4.1-15) y mayores concentraciones de nitratos (Figura 4.1-17).

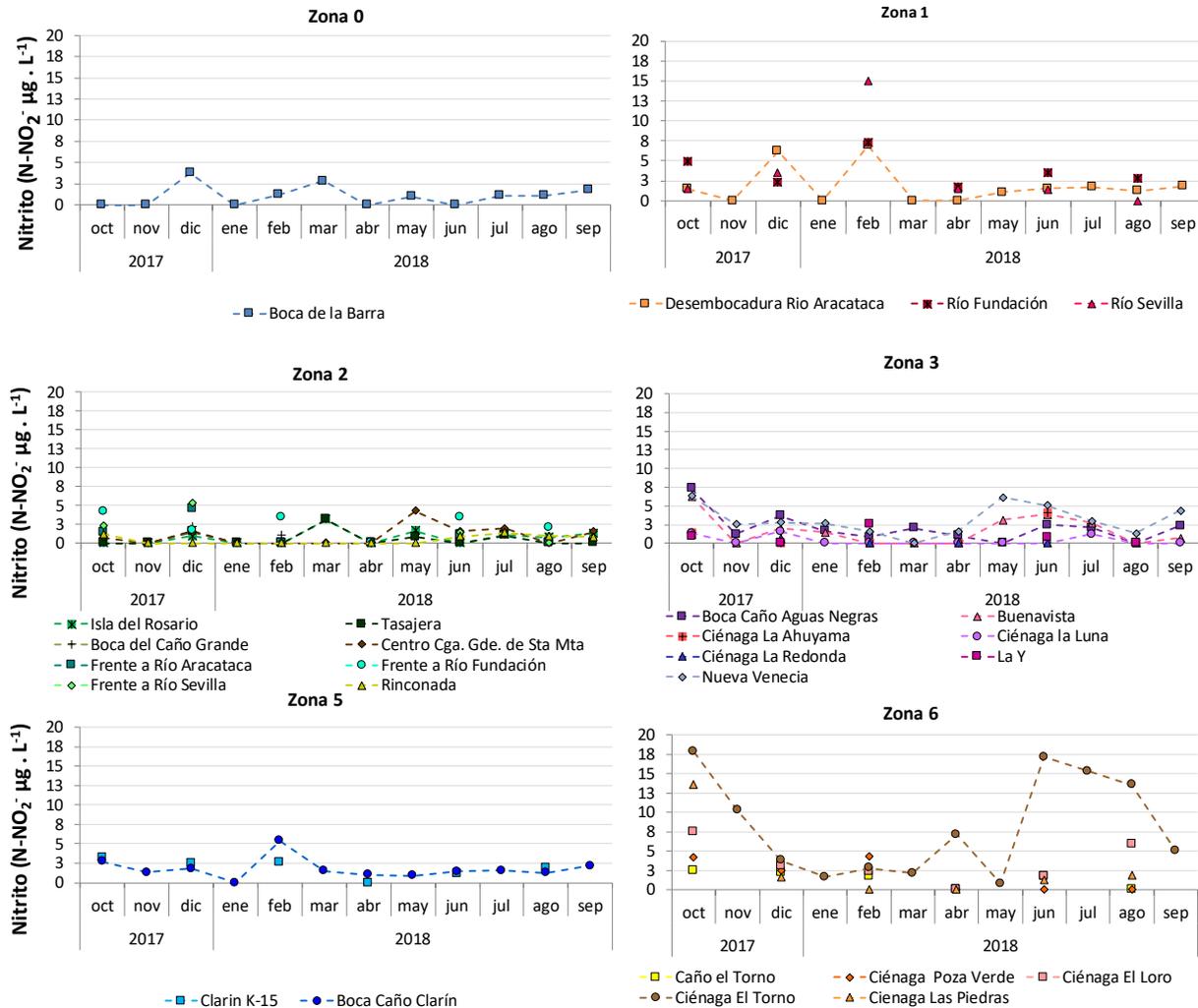


Figura 4.1-13. Concentraciones de Nitrito ($\mu\text{g N-NO}_2^-/\text{L}$) en el agua superficial de las seis zonas de la CGSM, durante el monitoreo octubre de 2017-septiembre de 2018.

En cuanto a los promedios históricos, Para el ion nitrito, las concentraciones han permanecido relativamente estables desde 2003, sin marcadas influencias de fenómenos climáticos en su comportamiento, manteniéndose valores menores a 20 $\mu\text{g N-NO}_2^-/\text{L}$. Los datos actuales muestran que los nitritos han disminuido levemente en la época seca 2018 para la mayoría de las zonas, a excepción de la zona 1, donde se mantuvieron constantes, sin embargo esta variación no estuvo por fuera de los valores promedio registrados en años anteriores, en cuanto a

la evaluación completa del año 2017 las concentraciones no presentan una marcada diferencia entre las épocas seca y lluviosa (Figura 4.1-14).

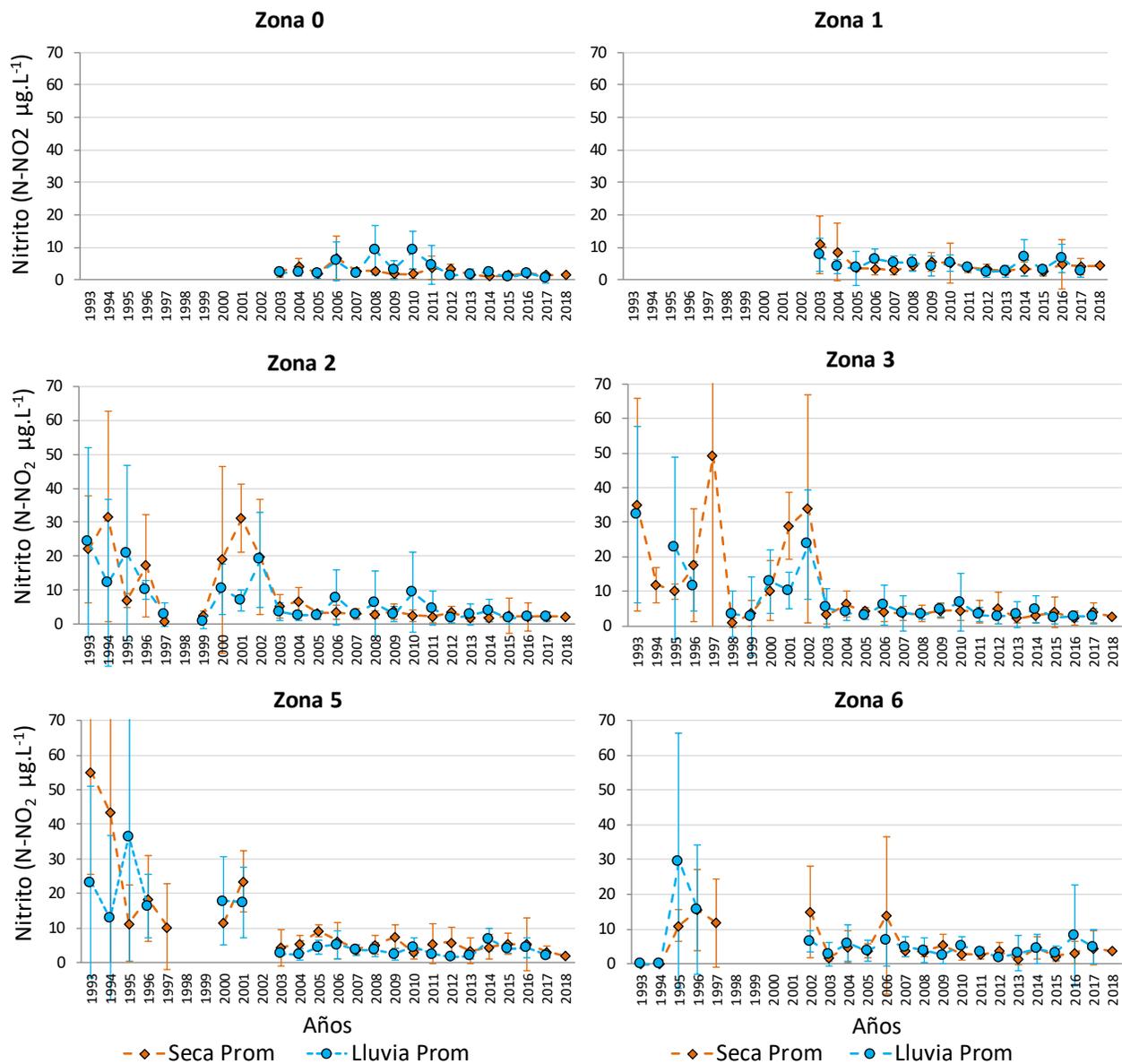


Figura 4.1-14. Valores históricos de la concentración de Nitrito ($\mu\text{g N-NO}_2/\text{L}$) en el agua superficial de las seis zonas de la CGSM, desde 1993 hasta la época seca de 2018. Las líneas naranjas representan la época seca y las azules la época lluviosa. Las barras corresponden a la desviación estándar.

Amonio

Dentro de las especies nitrogenadas, el amonio es el principal producto de la descomposición de materiales proteicos de los distintos organismos presentes en el medio acuático, además de ser también un producto de excreción de los mismos (Díaz y Gomez, 2004). No obstante, en zonas con alta intervención antropogénica puede

ser más abundante la concentración de especies como nitratos que son además producto de contaminación por el ingreso de aguas residuales domésticas o industriales y producto de la escorrentía de suelos fertilizados artificialmente (Fraile *et. al.*, 1991).

En algunas estaciones, las concentraciones de amonio superaron el valor considerado típico en estuarios poco contaminados (70 $\mu\text{g N-NH}_4^+/\text{L}$; Figura 4.1-15), como Tasajera (115 $\mu\text{g N-NH}_4^+/\text{L}$, diciembre), Isla del Rosario (98,9 $\mu\text{g N-NH}_4^+/\text{L}$, julio), Centro CGSM (86,9 $\mu\text{g N-NH}_4^+/\text{L}$), Río Fundación (132 $\mu\text{g N-NH}_4^+/\text{L}$, febrero) y Nueva Venecia (73,8 $\mu\text{g N-NH}_4^+/\text{L}$).

Las concentraciones de amonio disminuyeron notablemente en la época lluviosa para el último periodo evaluado (Figura 4.1-15), esta disminución puede estar asociada a procesos de nitrificación en el sistema teniendo en cuenta el aumento en la especie nitrato para esta misma época (Figura 4.1-17), adicionalmente los promedios actuales son menores a 70 $\mu\text{g/L}$, valor considerado típico para estuarios poco contaminados (Fraile *et. al.*, 1991).

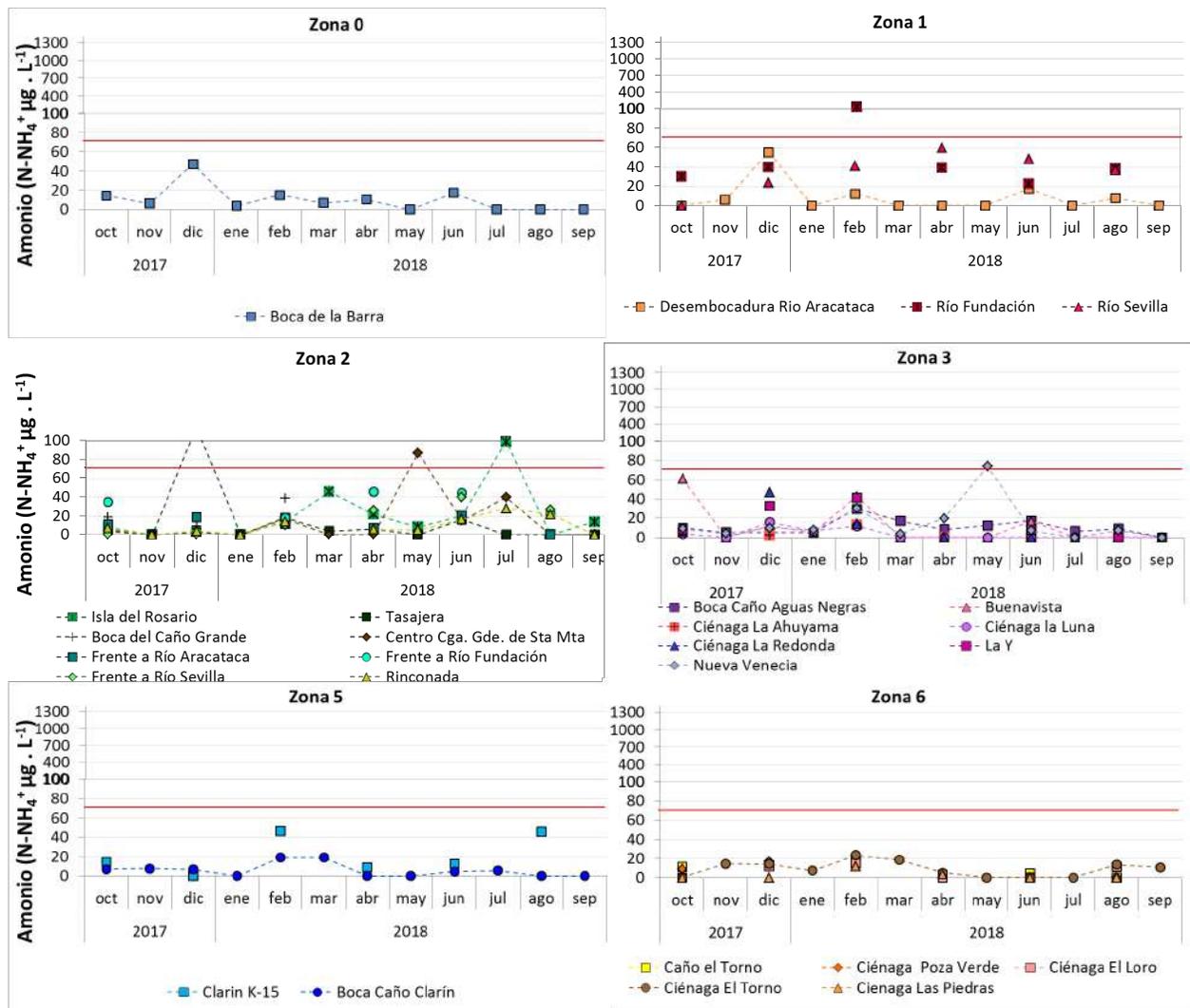


Figura 4.1-15. Concentraciones de Amonio ($\mu\text{g N-NH}_4^+/\text{L}$) en el agua superficial de las seis zonas de la CGSM, durante el monitoreo octubre de 2017-septiembre de 2018. Línea horizontal roja representa el valor considerado típico en estuarios poco contaminados (70,0;).

Históricamente la zona 3 ha presentado las concentraciones de amonio, en esta zona se encuentran asentadas Poblaciones palafíticas que descargan residuos domésticos sin tratamiento al cuerpo de agua, por tanto a pesar de que los valores actuales no superan el valor considerado típico en estuarios poco contaminados, históricamente este valor se ha superado en repetidas ocasiones, por lo cual se debe continuar el seguimiento a esta variable y controlar las descargas y vertimientos que puedan alterar su concentración, principalmente en la época lluviosa donde se han registrado las concentraciones más elevadas (Figura 4.1-16).

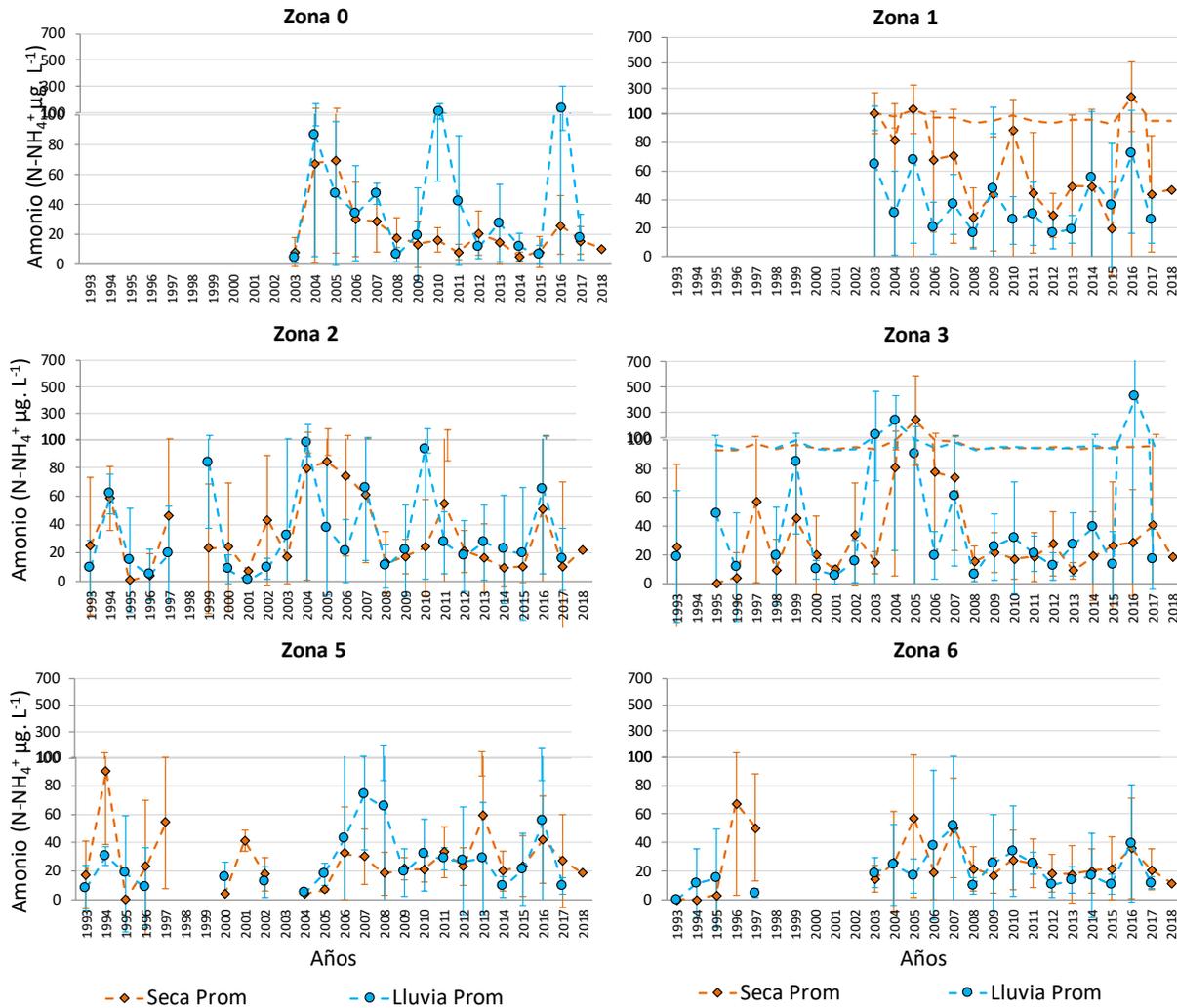


Figura 4.1-16. Valores históricos de la concentración de Amonio ($\mu\text{gN-NH}_4^+/\text{L}$) en el agua superficial de las seis zonas de la CGSM, desde 1993 hasta la época seca de 2018. Las líneas naranjas representan la época seca y las azules la época lluviosa. Las barras corresponden a la desviación estándar.

Nitratos

Al igual que para el amonio, las concentraciones más altas de nitratos se registraron en las estaciones influenciadas por los ríos de la vertiente occidental de la Sierra Nevada de Santa Marta y en los caños por los cuales ingresa agua del río Magdalena al sistema Lagunar.

El río Magdalena se mostró como el principal aportante de Nitratos al sistema, presentándose las mayores concentraciones en las estaciones Caño el torno (673 $\mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$), Boca del Caño Aguas Negras (568 $\mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$), Boca del Caño Clarín (534 $\mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$) y Clarín Km 15 (488 $\mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$). Generalmente los aportes de los ríos se constituyen en el principal soporte de la productividad primaria, ya que conducen gran cantidad de nutrientes provenientes de fuentes naturales y antrópicas, estas últimas se refieren por ejemplo a las aguas residuales domésticas, de fábricas, actividades agroindustriales entre otras. Estos aportes deben ser controlados, para evitar problemas de eutrofización en el sistema ya que alteran la dinámica natural de los ciclos de nutrientes (Betancourt *et. al.*, 2011; Figura 4.1-17).

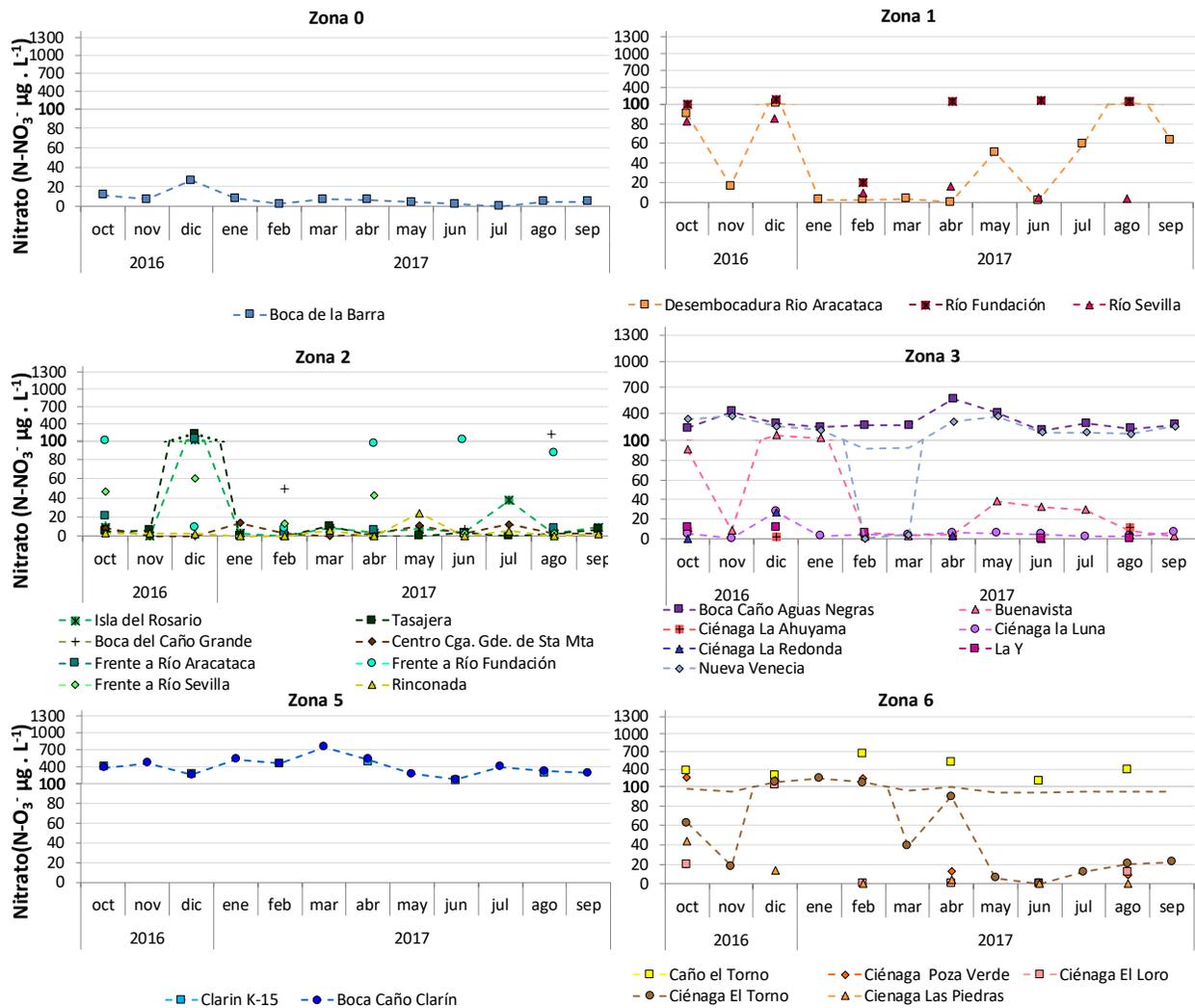


Figura 4.1-17. Concentraciones de Nitrato ($\mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$) en el agua superficial de las seis zonas de la CGSM, durante el monitoreo octubre de 2017-septiembre de 2018.

El análisis de los datos históricos muestra que desde se viene registrando una tendencia al aumento de la concentración de nitratos, en la mayoría de las zonas (1, 3, 5 y 6). Si bien estos valores no se superan los máximos promedios históricos, con excepción de la zona 1 (Figura 4.1-18). Este hecho sugiere que a través de los ríos de la vertiente occidental de la SNSM hay aportes probablemente de origen antropogénico, principalmente por

vertimientos de agua residual doméstica sin tratamiento o producto de las actividades relacionadas con la producción agrícola.

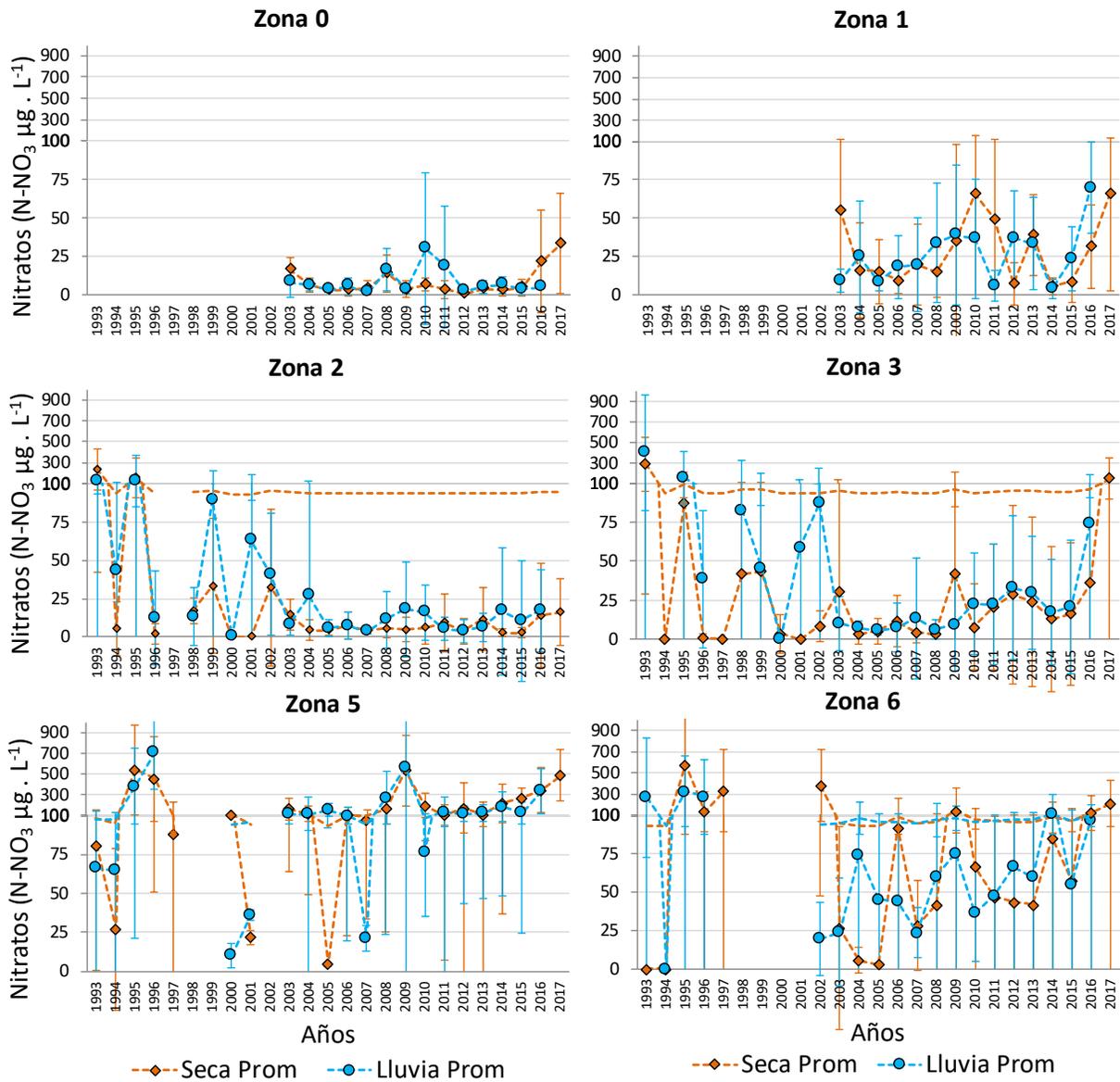


Figura 4.1-18. Valores históricos de la concentración de Nitratos ($\mu\text{gN-NO}_3^-/\text{L}$) en el agua superficial de las seis zonas de la CGSM, desde 1993 hasta la época seca de 2018. Las líneas naranjas representan la época seca y las azules la época lluviosa. Las barras corresponden a la desviación estándar.

Fosfatos

El aumento en el nivel de fosfatos puede relacionarse con el ingreso de aguas residuales domésticas sin tratamiento, principalmente por el uso de detergentes. En las estaciones con influencia de poblaciones paláfíticas como Nueva Venecia ($106 \mu\text{g P-PO}_4^{3-}/\text{L}$) y Buenavista ($99,8 \mu\text{g P-PO}_4^{3-}/\text{L}$) se encontraron las concentraciones más altas de fosfatos, así como en los ríos de la vertiente occidental de la SNSM y los caños que traen agua del Río

Magdalena (Figura 4.1-19). Los tributarios, además del aporte de aguas residuales domésticas, reciben aguas de escorrentía provenientes de los territorios dedicados a la industria agrícola (Vivas-Aguas *et. al.*, 2013).

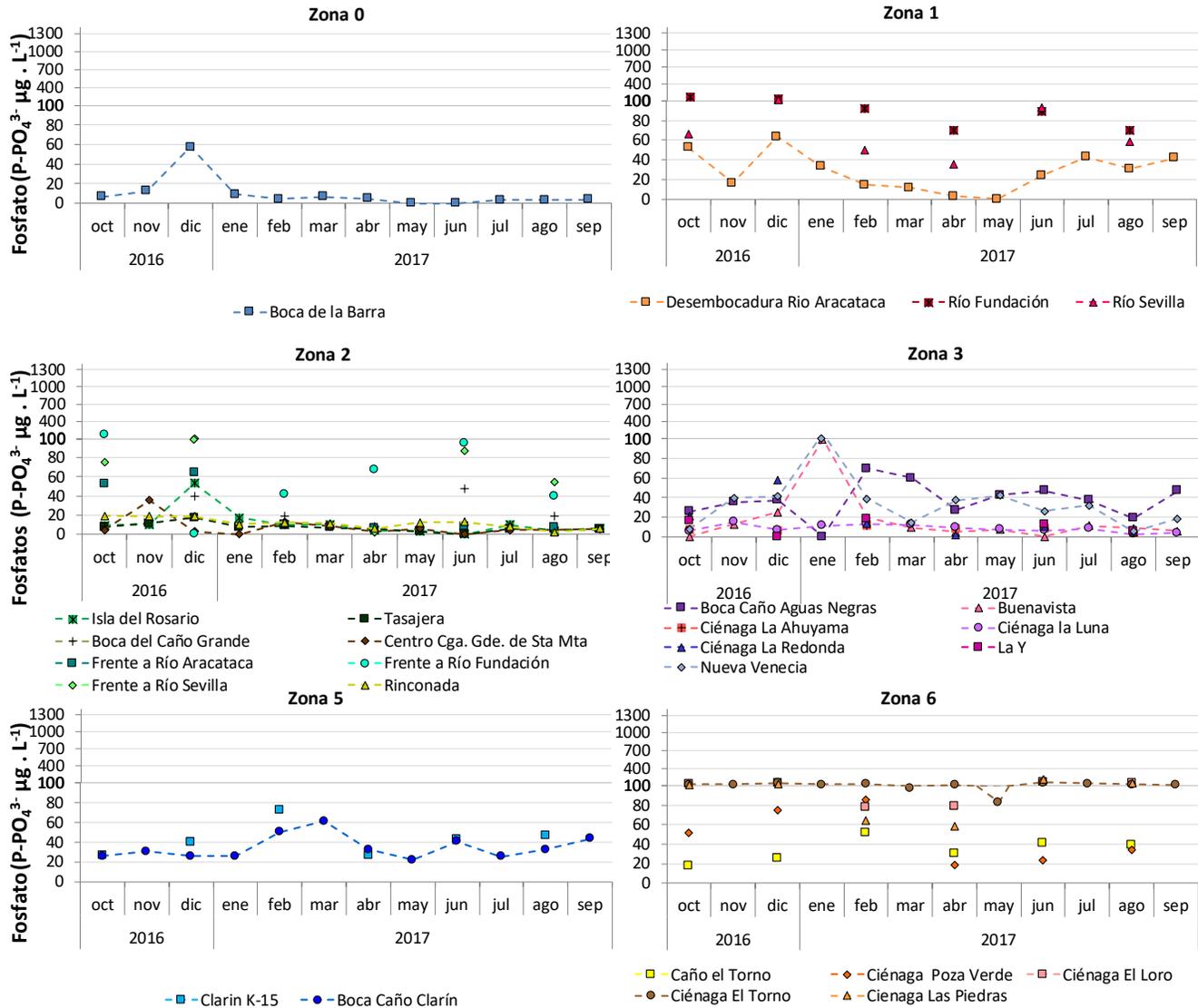


Figura 4.1-19. Concentraciones de Fosfato (µg P-PO₄³⁻/L) en el agua superficial de las seis zonas de la CGSM, durante el monitoreo octubre de 2017-septiembre de 2018.

En cuanto a los datos históricos, el periodo actual se encontró dentro de los valores típicos promedio que se han registrado históricamente en la CGSM para este nutriente, que no presenta una marcada influencia de las épocas climáticas y ha permanecido relativamente estable en las zonas a partir de 2003 (Figura 4.1-20).

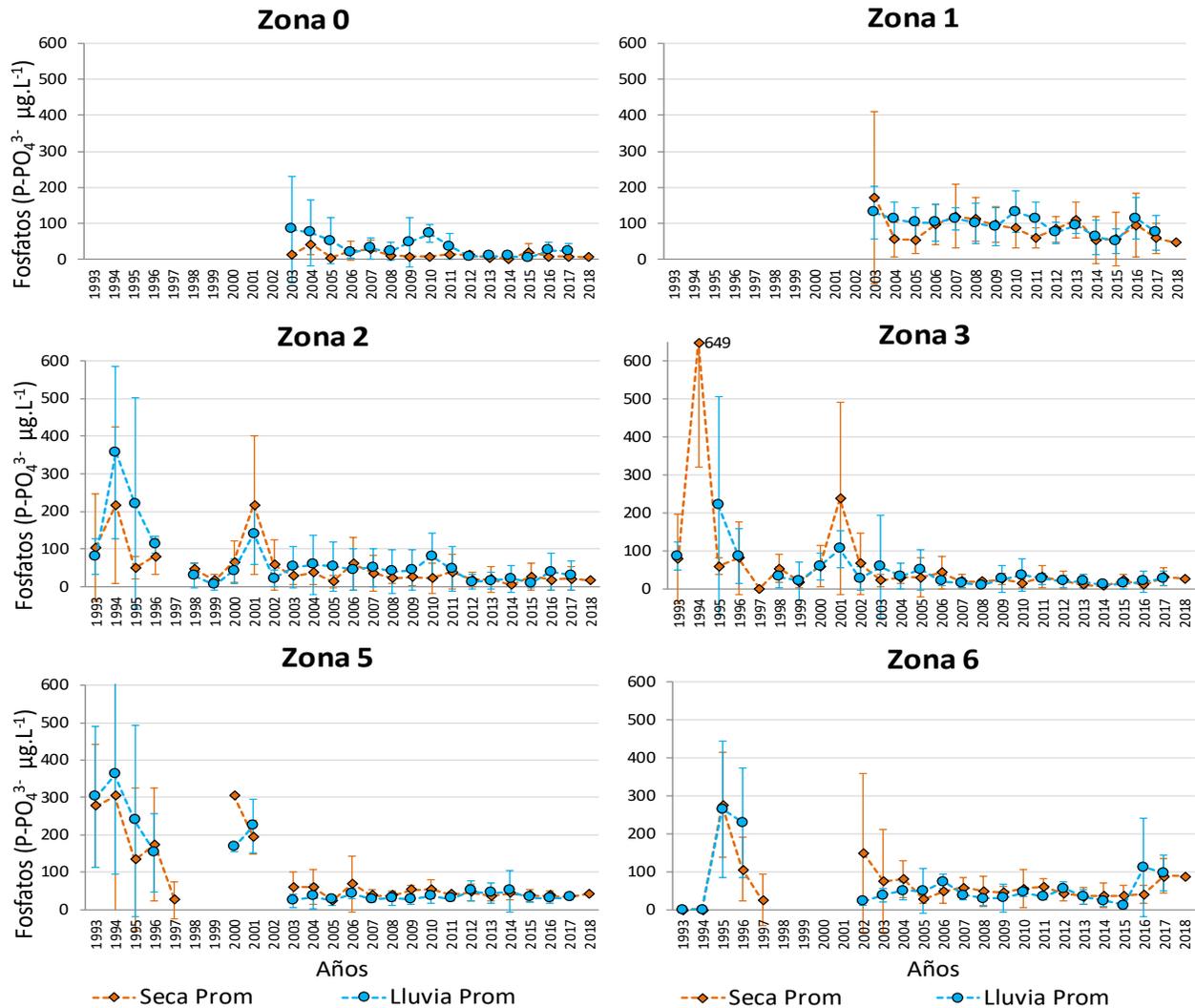


Figura 4.1-20. Valores históricos de la concentración de Fosfatos ($\mu\text{gP-PO}_4^{3-}/\text{L}$) en el agua superficial de las seis zonas de la CGSM, desde 1993 hasta la época seca de 2018. Las líneas naranjas representan la época seca y las azules la época lluviosa. Las barras corresponden a la desviación estándar.

En general, los vertimientos que aumentan los niveles de nutrientes deben ser controlados, debido a que su aumento favorece la proliferación de fitoplancton que ocasiona un incremento de los contenidos de materia orgánica y la deficiencia de oxígeno en el medio, asociada a los procesos de descomposición de esta. En el mes de mayo, con la disminución de las precipitaciones, se presentó una disminución en la concentración de nutrientes, lo cual coincidió con el menor valor de oxígeno disuelto registrado en el periodo evaluado 3,92 mg/L, por debajo del valor establecido para la conservación de flora y fauna (4,0 mg/L; MADS, 2015).

4.1.2 Contaminantes en Aguas, Sedimentos y Organismos

4.1.2.1 Comunidades microbiológicas

Coliformes totales y termotolerantes

La determinación de Coliformes totales y termotolerantes permite conocer la calidad sanitaria de los cuerpos de agua, logrando establecer para que tipo de usos son aptas (Barrera *et al.*, 2013). El grupo coliformes al encontrarse en altas concentraciones en el tracto digestivo del humano y animales de sangre caliente, son excretados en grandes cantidades en las heces, por lo cual se asocian con la presencia de microorganismos patógenos cuya principal forma de transmisión es de manera fecal – oral, como por ejemplo especies de los géneros *Shigella* causantes de disentería bacilar y *Salmonella* como *S. typhimurium* y *S. typhi* productoras de gastroenteritis y fiebre tifoidea, respectivamente (Ríos *et al.*, 2017).

En el periodo monitoreado (octubre de 2017 – septiembre de 2018), las estaciones que presentaron las mayores concentraciones de coliformes totales y en las que predominaron condiciones sanitarias inadecuadas fueron isla del Rosario (Zona 2), Boca caño aguas negras (Zona 3), Boca Caño Clarín (Zona 5) y Desembocadura Río Aracataca (Zona 1), las cuales superaron en la mayoría de los meses (10 - 12) evaluados el límite permisible para contacto secundario establecido en la legislación Colombiana (5000 NMP/100 mL (Log 10 = 3,7), MADS, 2015) (Figura 4.1-21).

Las demás estaciones superaron el límite para actividades de contacto primario (1000 NMP/100 mL; Log 10 = 3,0; (MADS, 2015) en por lo menos uno de los doce meses, incluyendo Centro Ciénaga Grande de Santa Marta (Zona 2), estación en la cual se han registrado a lo largo del monitoreo las concentraciones de coliformes totales más bajas (Figura 4.1-21).

Los coliformes termotolerantes (CTE) en diferentes estaciones, superaron de manera recurrente el valor permisible establecido en la legislación colombiana para contacto primario, correspondiente a 200 NMP/100 mL (Log 10 = 2,30; MADS, 2015). En las estaciones Boca de la Barra (Zona 0), Desembocadura río Aracataca (Zona 1), Boca Caño Aguas Negras (Zona 3) y Boca Caño Clarín (Zona 5), se registraron incumplimientos en al menos nueve de los meses evaluados y en Isla del Rosario y Nueva Venecia, en los 12 meses (Figura 4.1-22). Lo anterior evidencia que en estas estaciones ocurre un aporte continuo de residuos domésticos, que representan un riesgo para la fauna asociada al ecosistema y las comunidades que utilizan los recursos que este provee.

Las estaciones Boca río Aracataca (Zona 1), Boca Caño Aguas Negras (Zona 3), Isla del Rosario (Zona 2) y Buenavista (Zona 3) presentaron las concentraciones de CTT más altas, 92000 NMP/100 mL (Log 10 =4, 96), 35000 NMP/100 mL (Log 10 = 4,54), 24000 NMP/100 mL (Log 10 =4, 38) y 13000 NMP/100 mL (Log 10 =4, 11), respectivamente (Figura 4.1-22), superando ampliamente el criterio establecido para contacto primario 200 NMP/100 mL (Log 10 = 2,30) MADS, 2015,. Según la escala de clasificación para aguas superficiales establecida por CONAGUA (2017), en estas estaciones el agua estaba fuertemente contaminada al registrar concentraciones que superan 10.000 NMP/100 mL (Figura 4.1-22).

Los coliformes son considerados indicadores de contaminación fecal reciente, ya que no permanecen por mucho tiempo en el agua, factores como salinidades altas limitan aún más su permanencia y proliferación (Gómez *et al.*, 2008). Lo anterior se evidenció en las estaciones Boca de la Barra e Isla del Rosario en las que durante el mes de marzo se presentaron salinidades mayores a 35 (Figura 4.1-3), en este mes también se registraron las concentraciones de coliformes totales y termotolerantes más bajas para estas estaciones comparadas con los demás meses evaluados. Aunque Isla del Rosario superó los límites para contacto primario, los valores estuvieron muy cercanos a los establecidos en la legislación como permisibles (Coliformes totales: 1300 NMP/100 mL (Log 10 = 3,11); coliformes termotolerantes: 450 NMP/100 mL (Log 10 = 2,65) (Figura 4.1-22). Cabe resaltar que esto

también permite evidenciar que el sistema tiene la capacidad para recuperarse ante las descargas de residuos domésticos, sin embargo, el aporte continuo de estos, hace que predominen condiciones sanitarias que limitan su uso en diferentes actividades.

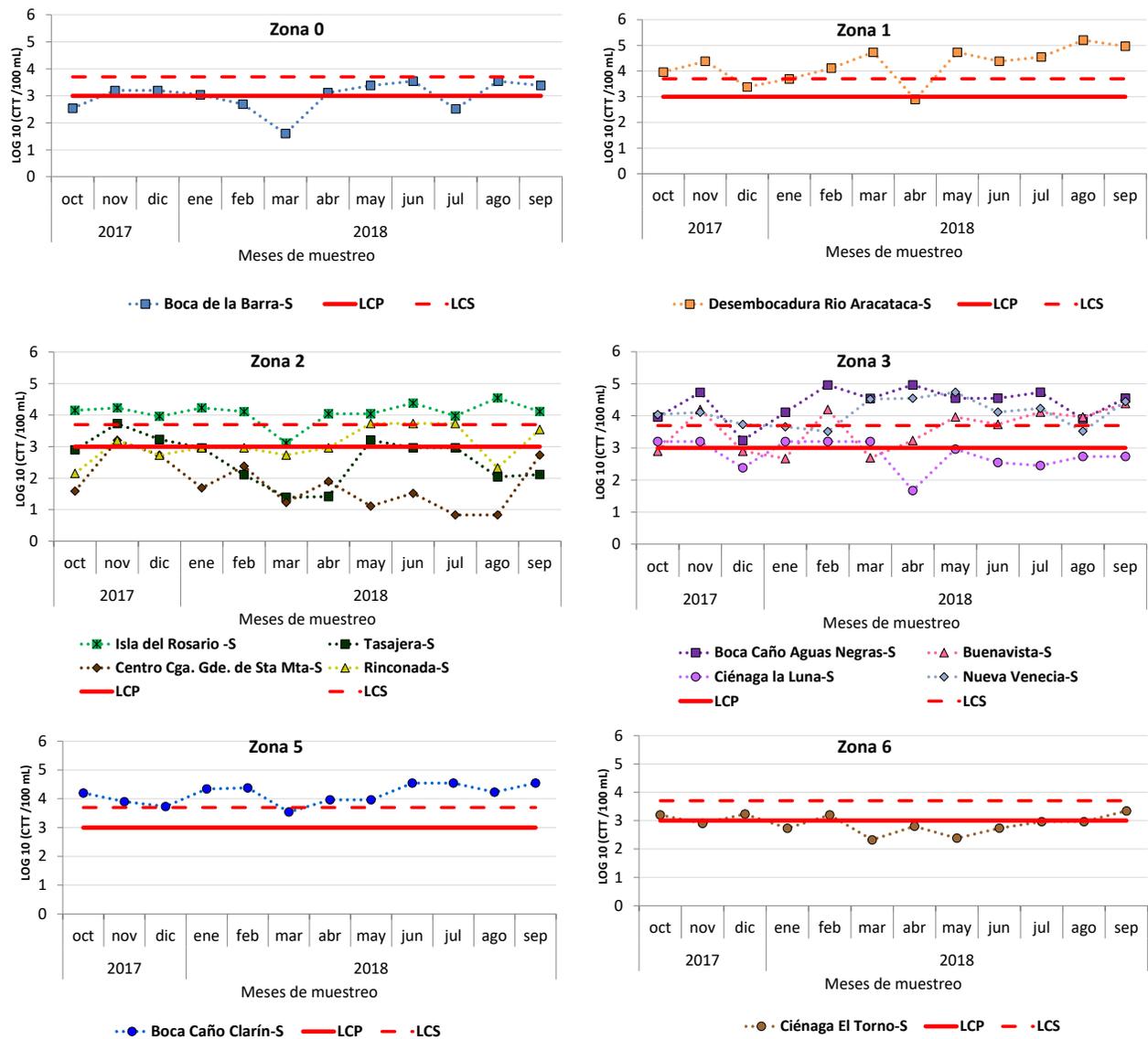


Figura 4.1-21. Concentración de coliformes totales en estaciones de la CGSM, durante octubre de 2017 – septiembre de 2018, Valores en escala logarítmica. La línea roja continúa indica el límite establecido por el decreto 1076 de 2015 para el desarrollo de actividades recreativas de contacto primario (LCP) y la discontinua para actividades recreativas de contacto secundario (LCS) (1000 NMP/100 mL y 5000 NMP/100 mL respectivamente (MinSalud; 1984 en MADS, 2015)), representados en escala logarítmica.

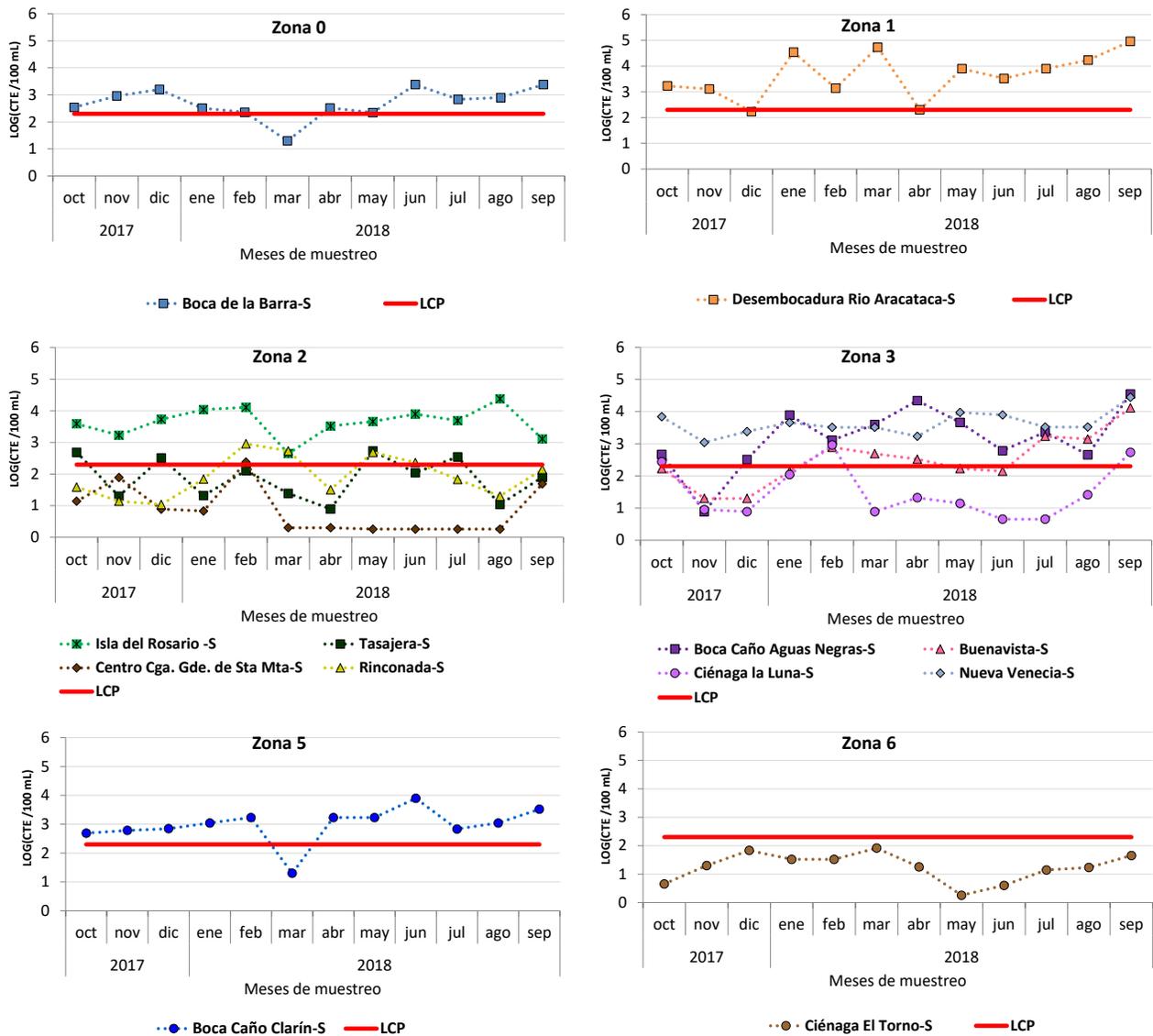


Figura 4.1-22. Concentración de coliformes termotolerantes en estaciones de la CGSM, durante octubre de 2017 – septiembre de 2018, valores en escala logarítmica. La línea roja continua indica el límite establecido por el decreto 1076 de 2015 para el desarrollo de actividades recreativas de contacto primario (200 NMP/100 mL, MinSalud; 1984 en MADS, 2015), representado en escala logarítmica.

Vibrio sp. y Aeromonas sp.

Especies de los géneros *Vibrio* y *Aeromonas*, producen enfermedades tanto en animales como en humanos. En humanos se han asociado con patologías gastrointestinales, extra intestinales e infecciones en heridas (Dumontet *et al.*, 2000). A nivel ambiental, los ecosistemas acuáticos constituyen los principales reservorios y medios de distribución de estas bacterias, por lo cual su estudio en la CGSM tiene gran relevancia.

En las muestras de agua analizadas, el 64% de la especie de *Vibrio* más identificada fue *Vibrio cholerae* no toxigénica (O1), aislada con mayor predominio en las estaciones Buenavista, Ciénaga La Luna y Rinconada (Figura

4.1-23). Otras especies de *Vibrio* aisladas e identificadas fueron *V. alginolyticus*, *V. Parahaemolyticus*, *V. vulnificus*, *V. fluvialis* y *V. mimicus*. En cuanto al género *Aeromonas*, se identificaron *A. hydrophila* y *A. salmonicida*.

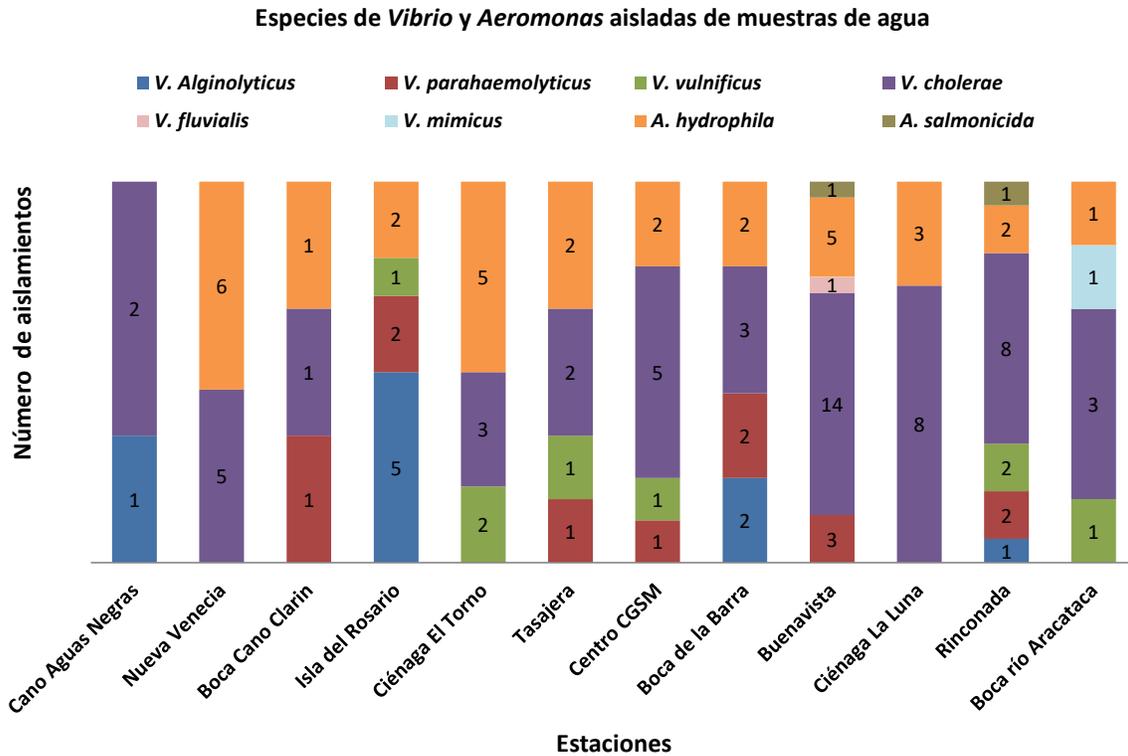


Figura 4.1-23. Especies de *Vibrio* y *Aeromonas* aisladas por cada estación. Los números en las barras indican el número de cepas por especie identificadas en las estaciones.

En 27 ejemplares de Lisa (*Mugil incilis*) analizados, se aislaron e identificaron 29 colonias de *Vibrio*, que correspondieron en su mayoría a *V. parahaemolyticus* y *V. alginolyticus*; y también se identificaron *Aeromonas hydrophila* (Figura 4.1-24).

Todas las especies de *Vibrio* y *Aeromonas* aisladas durante el estudio, han sido reportadas como agentes etiológicos de diferentes patologías, transmitidas por el consumo de productos marinos crudos o mal cocinados o la exposición de heridas al agua contaminada (Guardiola *et al.*, 2014; Herrera *et al.*, 2002). Lo anterior evidencia que existe un riesgo en salud pública asociado a la presencia de estos microorganismos ya sea en el agua o en los productos pesqueros obtenidos de la CGSM, por lo cual no se recomienda su consumo sin estar bien cocinado.

Especies de *Vibrio* y *Aeromonas* aisladas de peces

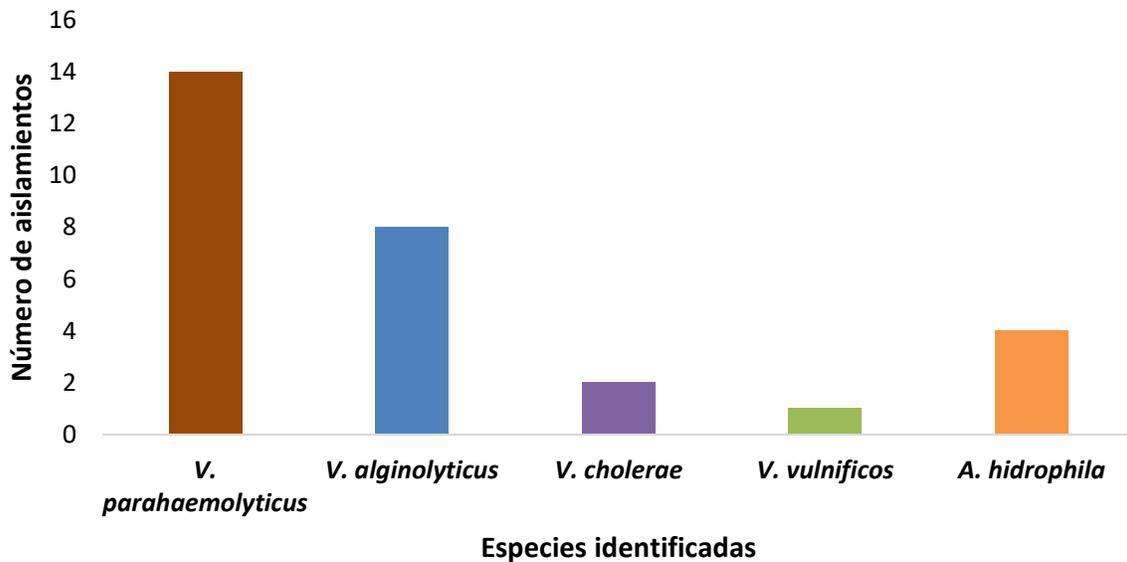


Figura 4.1-24. Especies de *Vibrio* y *Aeromonas* aisladas de peces de la especie *Mugil incilis* (Lisa).

4.1.2.2 Metales Pesados

Los metales pesados se encuentran entre los contaminantes más peligrosos que pueden afectar un ambiente acuático, debido a su persistencia, biodisponibilidad y toxicidad (Marchand *et al.*, 2011). En las zonas costeras, interfase natural entre el océano y el continente, algunos metales se originan de forma natural por meteorización física y química de las rocas, en otros casos, son liberados a los sistemas costeros por depósito atmosférico, descarga de aguas residuales, industriales o domésticas y como subproducto de otras actividades antrópicas. La acumulación de metales en suelos y sedimentos representa una amenaza potencial para los ecosistemas y la salud humana, ya que algunos como el plomo, cromo o cadmio no son necesarios para el crecimiento y son altamente tóxicos en cantidades traza, otros metales como zinc, hierro y cobre, si bien son micronutrientes biológicos esenciales para el crecimiento de muchos organismos acuáticos, cuando se encuentran en elevadas concentraciones pueden representar riesgo para la biota (Lacerda *et al.*, 1988; Campos, 1990; Beltrame *et al.*, 2009; Qiu *et al.*, 2011, Suresh *et al.*, 2015).

En la CGSM se realiza monitoreo de los metales Pb, Cd, Cr, Cu, Ni y Zn tanto en material particulado suspendido en aguas, como en muestras de sedimento, con el propósito de conocer su distribución y el riesgo que puedan presentar a la biota. La Tabla 4.1-2 muestra un resumen de cómo se han venido monitoreando estos metales en ocho estaciones representativas de las seis zonas de estudio.

Tabla 4.1-2. Resumen del monitoreo de metales pesados en el material particulado suspendido en aguas y sedimentos de ocho estaciones representativas de la Ciénaga Grande de Santa Marta.

	Matriz	Fechas de monitoreo	Frecuencia de monitoreo	Metales analizados	Estaciones
Aguas	Biodisponibles en material particulado suspendido	2004 - 2014	Semestral (Épocas: Seca - Lluvias)	Pb, Cd, Cr	<ul style="list-style-type: none"> • Boca de La Barra (zona 0) • Río Fundación (zona 1) • Rinconada (zona 2) • Centro CGSM (zona 2) • Ciénaga La Luna (zona 3) • Boca Caño Aguas Negras (zona 3) • Boca Caño Clarín (zona 5) • Ciénaga Poza Verde (zona 6)
		2009 - 2014	Semestral (Épocas: Seca - Lluvias)	Cu, Ni, Zn	
		2015 - 2017	Bimestral	Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn	
Sedimentos	Biodisponibles	2005 - 2013	Anual	Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn	
		2014	Semestral	Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn	
	2015 - 2017	Bimestral	Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn		
	Totales	2011 - 2013	Anual	Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn	
		2014	Semestral	Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn	
2015 - 2017		Bimestral	Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn		

Metales pesados biodisponibles en material particulado suspendido en aguas

Los resultados históricos evidencian que el Pb ha ingresado a las diferentes zonas de estudio de la CGSM (Figura 4.1-25). Por el contrario, los metales Cr y Cd, desde la época de lluvias de 2010 hasta 2018, han sido inferiores a los límites de cuantificación de las técnicas analíticas empleadas en el LABCAM de INVEMAR, excepto en 2015 en todas las zonas y en 2018 en la zona 2, cuando las concentraciones registradas fueron similares a las obtenidas entre 2004 y 2009 (Figura 4.1-26; Figura 4.1-27).

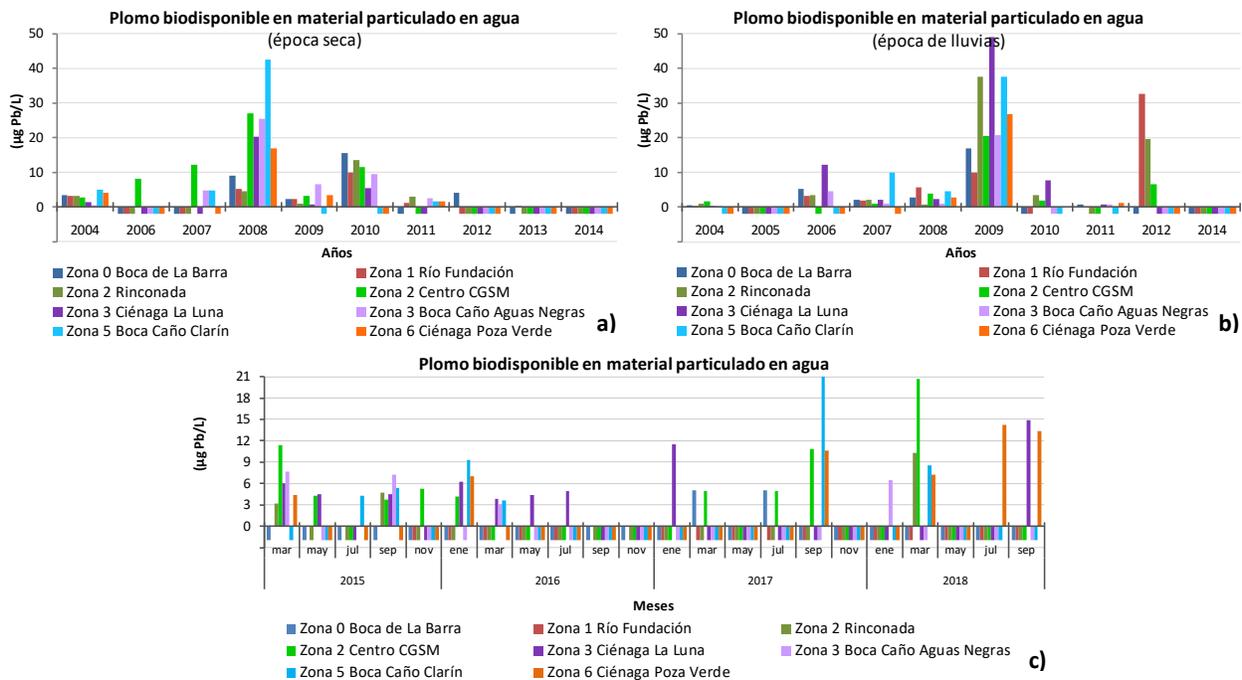


Figura 4.1-25. Concentración de plomo biodisponible en material particulado en muestras de agua colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a), b) anuales (2004 – 2014) y c) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica.

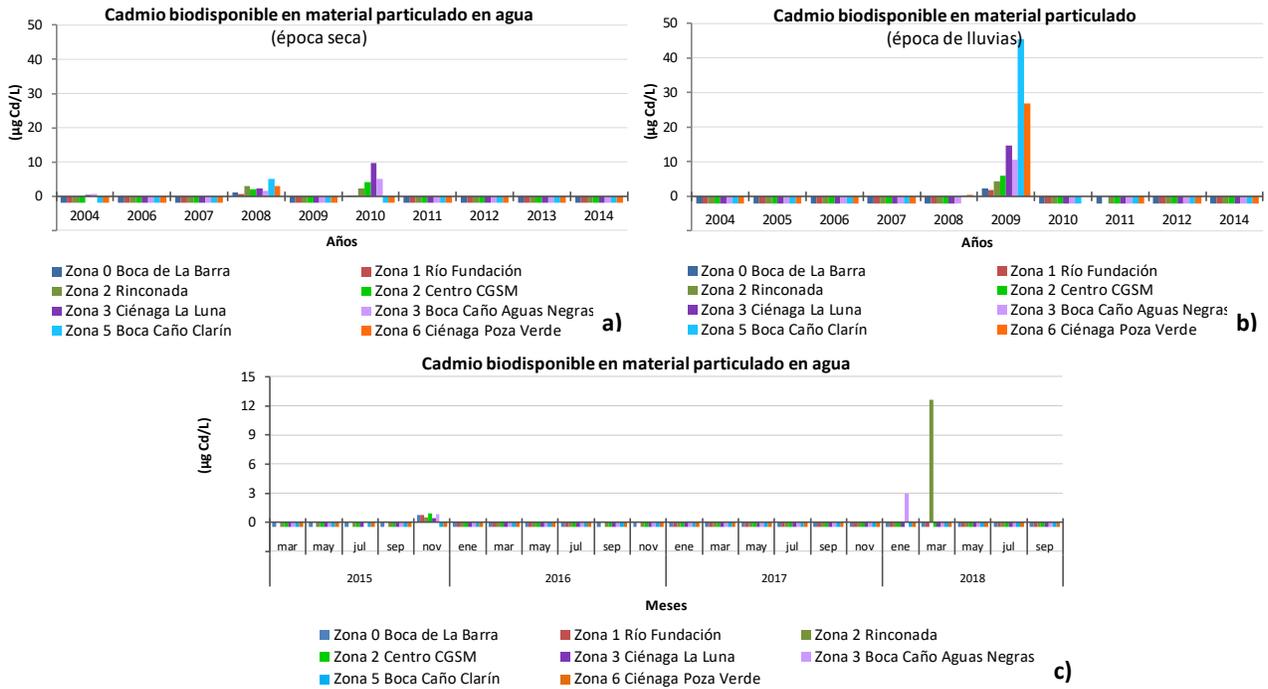


Figura 4.1-26. Concentración de cadmio biodisponible en material particulado en muestras de agua colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a), b) anuales (2004 – 2014) y c) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica.

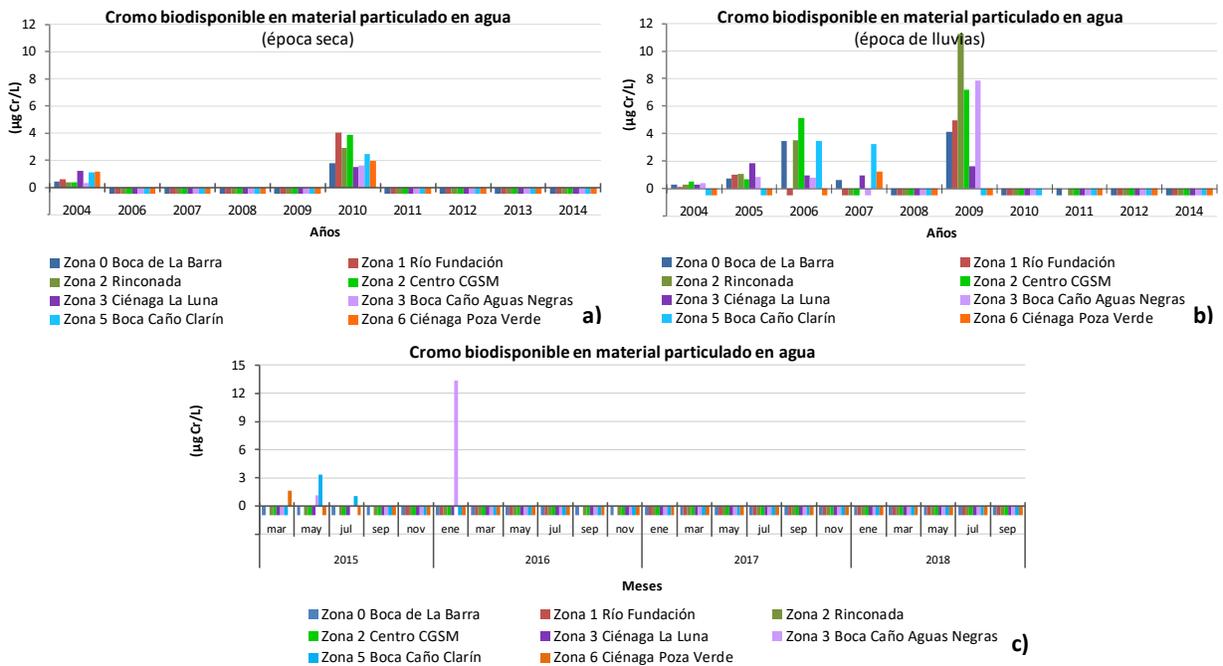


Figura 4.1-27. Concentración de cromo biodisponible en material particulado en muestras de agua colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a), b) anuales (2004 – 2014) y c) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica.

Las concentraciones de Cu en todas las estaciones de monitoreo entre 2010 y 2014 fueron inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica. A partir de los monitoreos bimestrales, se ha que los niveles de este metal han incrementado desde 2015 en la Boca del Caño Clarín (zona 5) y en menor medida en la Boca del Caño Aguas Negras y en Ciénaga Poza Verde, con una tendencia de disminución entre mayo y septiembre (Figura 4.1-28). En el caso del Ni, las concentraciones han ido disminuyendo hasta llegar a niveles no cuantificables por el método analítico empleado (Figura 4.1-29).

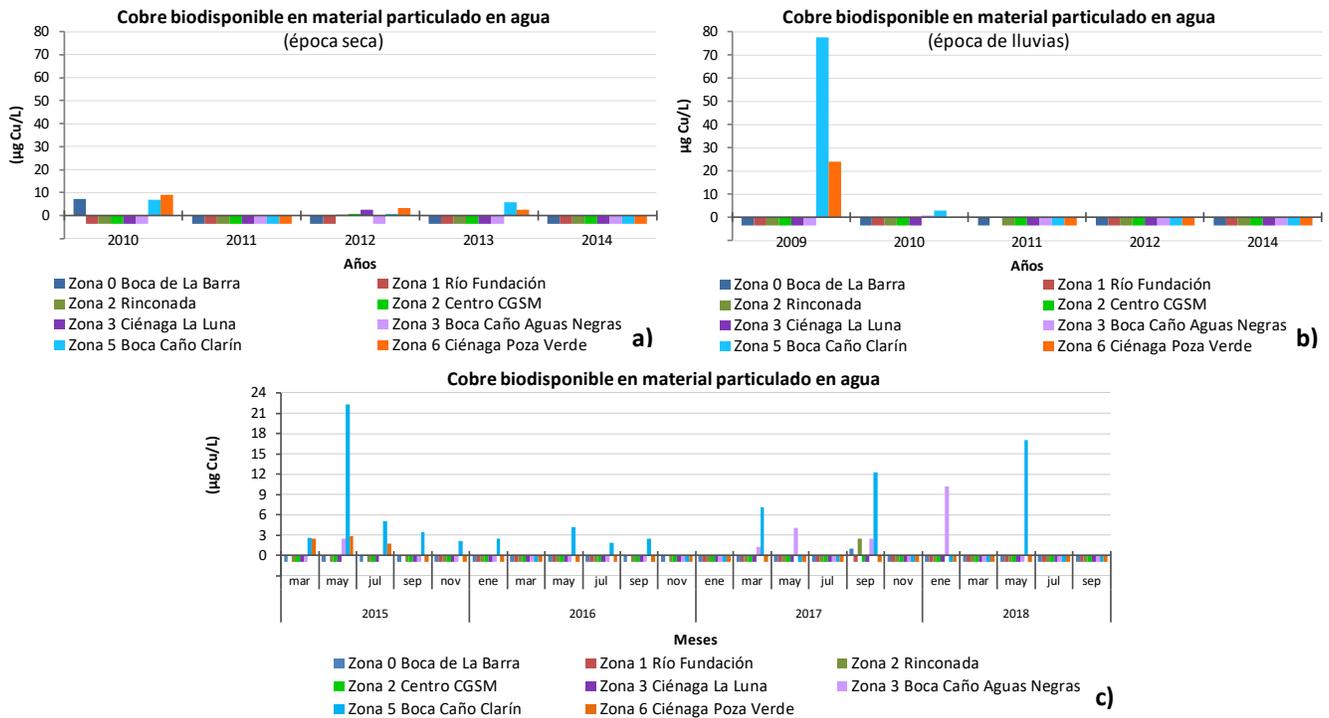


Figura 4.1-28. Concentración de cobre biodisponible en material particulado en muestras de agua colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a), b) anuales (2004 – 2014) y c) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica.

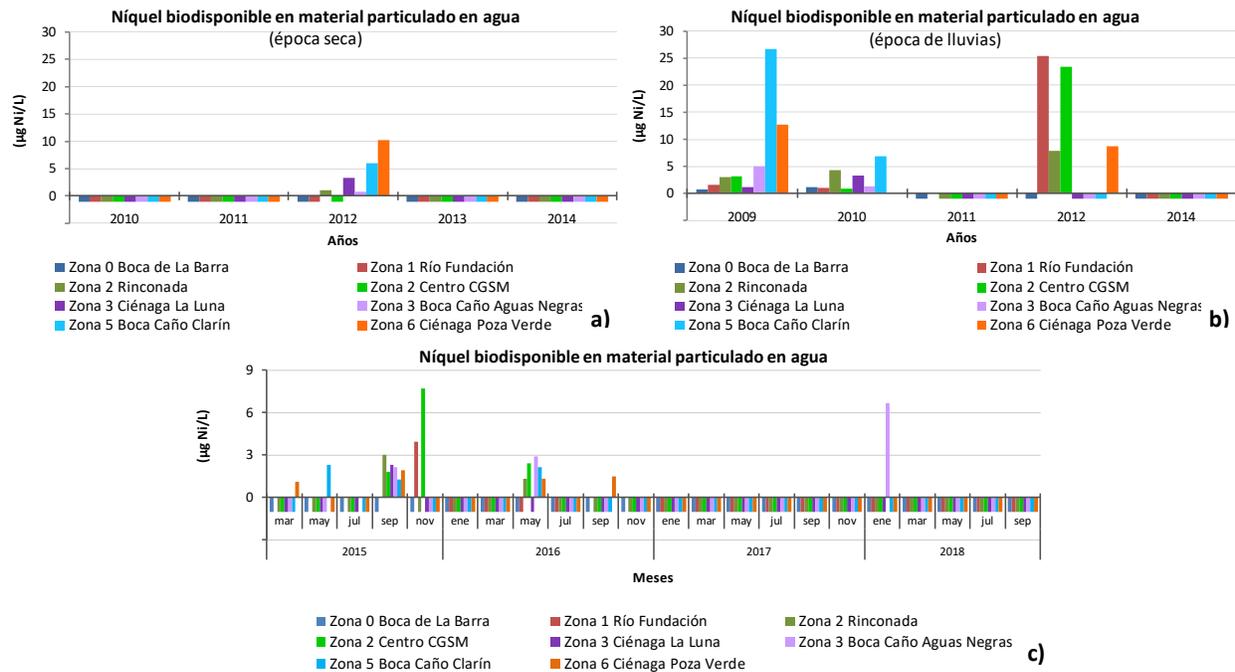


Figura 4.1-29. Concentración de níquel biodisponible en material particulado en muestras de agua colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a), b) anuales (2004 – 2014) y c) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica.

El Zn es el metal que ha presentado mayor variabilidad en la CGSM entre 2010 y 2018 y ha sido el elemento que se ha determinado en mayor concentración con respecto a los otros metales evaluados. Entre 2015 y 2018, las mayores concentraciones de zinc se midieron en julio de 2015 y en julio y septiembre de 2016, especialmente en las estaciones de la zona 2 (Rinconada y Centro CGSM), zona 3 (Ciénaga La Luna y Boca Caño Aguas Negras; Figura 4.1-30). Cabe resaltar que en la zona de comunicación entre la Ciénaga y el mar Caribe (zona 0, Boca de La Barra), es donde se han encontrado las menores concentraciones de todos los metales analizados en el material suspendido.

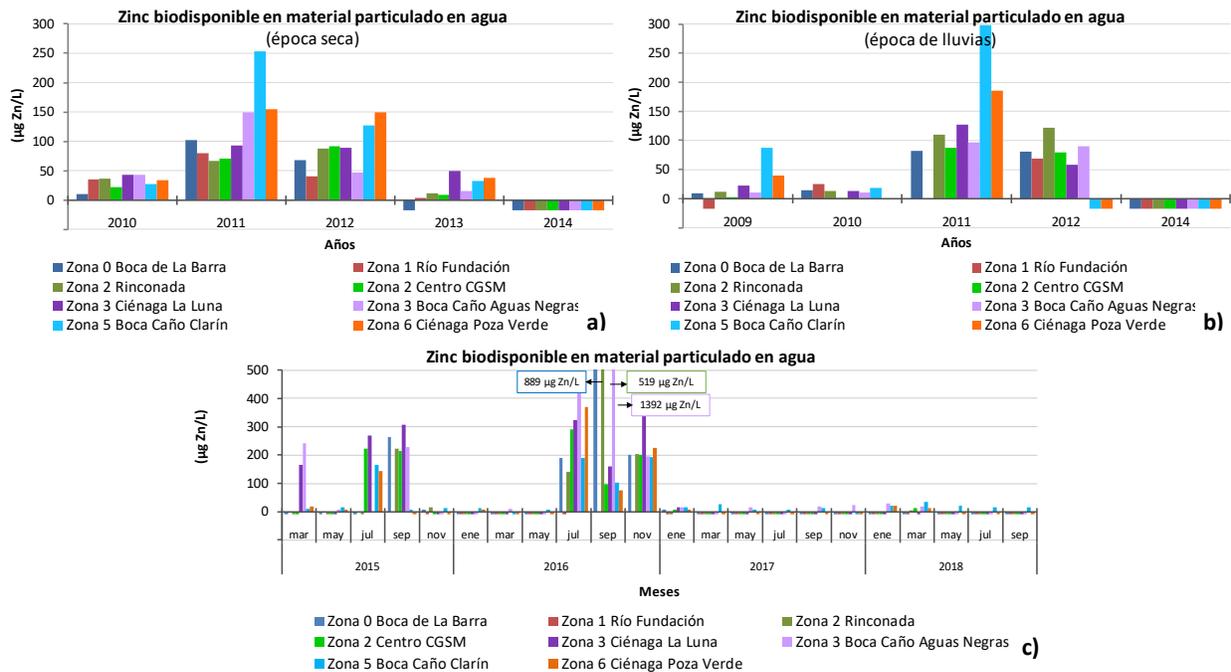


Figura 4.1-30. Concentración de zinc biodisponible en material particulado en muestras de agua colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a), b) anuales (2004 – 2014) y c) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica.

Metales pesados totales en sedimentos

Para evaluar la calidad del sedimento en términos de afectación a la biota por metales pesados totales, se utilizaron las tablas de referencia para el monitoreo de sedimentos (SQUIRTs) de la Administración Nacional de EUA para los Océanos y la Atmósfera (NOAA) (Buchman, 2008). Para efectos de comparación se escogió el nivel de efectos umbral TEL (Threshold Effect Level), el cual ofrece un mayor nivel de protección y representa la concentración total por debajo de la cual se espera la ocurrencia poco probable de efectos adversos sobre la flora y la fauna (MacDonald *et al.*, 1996).

Las mayores concentraciones de metales totales en sedimentos se han registrado en el margen occidental de la CGSM, en las estaciones ubicadas en Boca del Caño Aguas Negras, Ciénaga La Luna, Boca Caño Clarín y Ciénaga Poza Verde, así como en el cuerpo de agua principal en las estaciones Rinconada y Centro CGSM. En la Boca de La Barra (zona 0) y en el río Fundación (zona 1), las concentraciones fueron más bajas que las registradas en las demás zonas. Este comportamiento ha sido reiterativo y evidencia que el principal aportante de metales al sistema lagunar es el agua que ingresa desde el río Magdalena, el cual tiene un alto contenido de material suspendido, así como desechos de origen doméstico e industrial (Campos, 1990 y Espinosa *et al.*, 2007). La presencia de metales en la zona de los ríos de la Sierra Nevada de Santa Marta (zona 1), se asocia a los residuos agroquímicos con contenido de elementos metálicos provenientes del cultivo de banano y del proceso de extracción de aceite de palma (Marín, 2003).

Entre mayo y septiembre de 2018, se registraron concentraciones de Pb inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica. El histórico de los monitoreos bimestrales muestra que en los meses de marzo se han presentado las mayores concentraciones de este metal en las zonas 2, 3, 5 y 6 (Figura 4.1-31, b). No obstante, los

niveles de Pb medidos entre 2011 y 2018 han sido inferiores al valor TEL, indicando poca probabilidad de que se presenten efectos adversos sobre la biota por este metal.

La concentración de cadmio total entre 2013 y 2018, ha estado por debajo del valor mínimo cuantificable de la técnica de análisis. En el caso del cromo, las concentraciones más bajas se han presentado en la Boca de La Barra y las más altas en la Boca del Caño Aguas Negras, Boca Caño Clarín y Ciénaga Poza Verde (Figura 4.1-32), en niveles que entre 2015 y 2018 continuamente han superado el valor de referencia TEL (52,3 µg/g) para este metal, lo cual representa mayor probabilidad de ocurrencia de efectos adversos para la biota hacia la zona del caño Clarín y noroccidente del VIPIS.

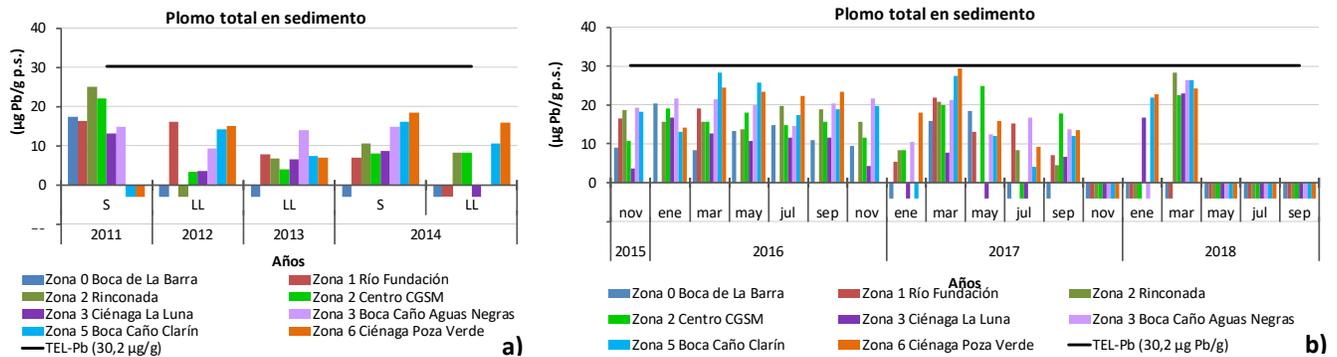


Figura 4.1-31. Concentración de plomo total en muestras de sedimento colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a) anuales (2004 – 2014) y b) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica.

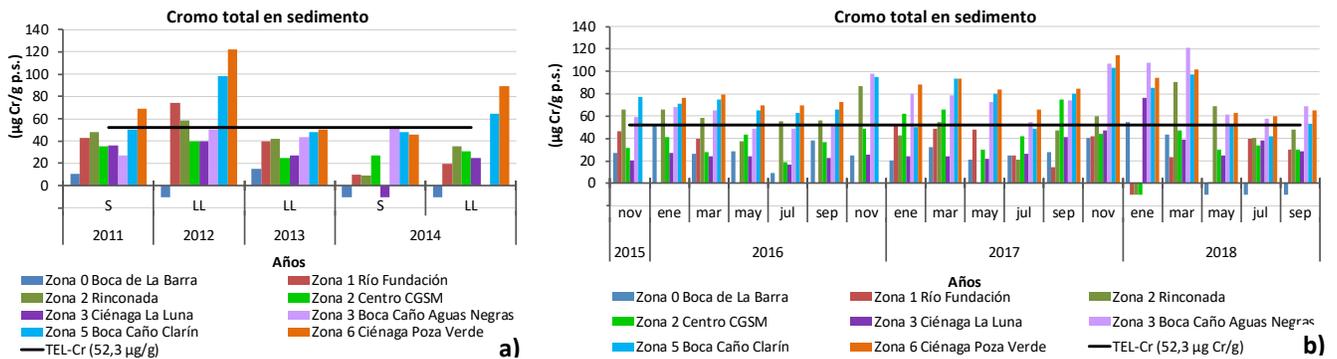


Figura 4.1-32. Concentración de cromo total en muestras de sedimento colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a) anuales (2004 – 2014) y b) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica.

Entre noviembre de 2017 y septiembre de 2018, las concentraciones de cobre estuvieron por encima del nivel TEL (18,7 µg/g) en todas las estaciones, excepto Boca de La Barra (Figura 4.1-33). Los mayores valores se han encontrado en dos de los caños por donde ingresa agua del río Magdalena (Caño Clarín y Caño Aguas Negras), en Ciénaga Poza Verde al noroccidente del VIPIS y en el río Fundación. Algunas de las concentraciones encontradas en el transcurso de este monitoreo ambiental en el Centro de la CGSM y Ciénaga La Luna, han estado muy próximas al valor umbral, por lo cual es pertinente continuar con su seguimiento.

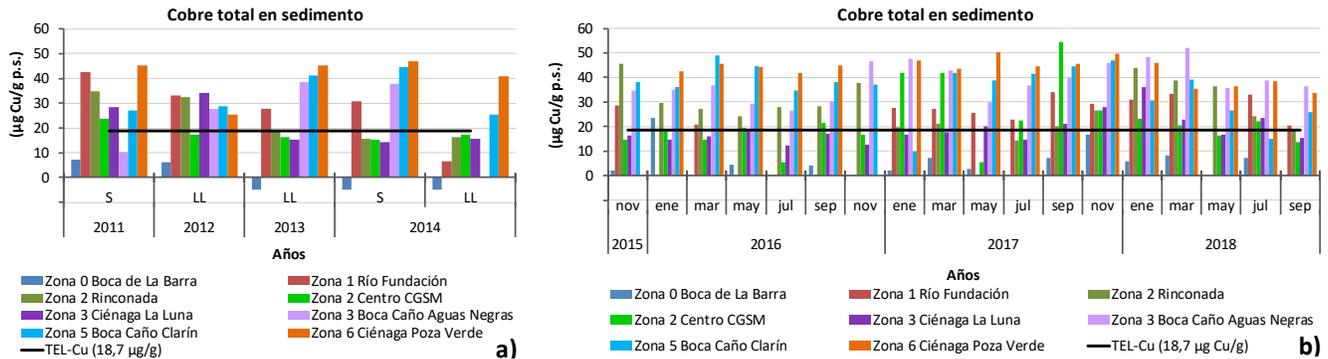


Figura 4.1-33. Concentración de cobre total en muestras de sedimento colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a) anuales (2004 – 2014) y b) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica.

Si bien entre noviembre de 2017 y septiembre de 2018, las concentraciones de níquel total han sido inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica empleada (Figura 4.1-34), se considera pertinente continuar con el seguimiento de este metal debido a que los datos históricos revelan que entre 2011 y 2017, las concentraciones en las zonas 2, 3, 5 y 6 llegaron a superar el valor de referencia TEL (30,2 µg/g) para efectos adversos sobre la biota.

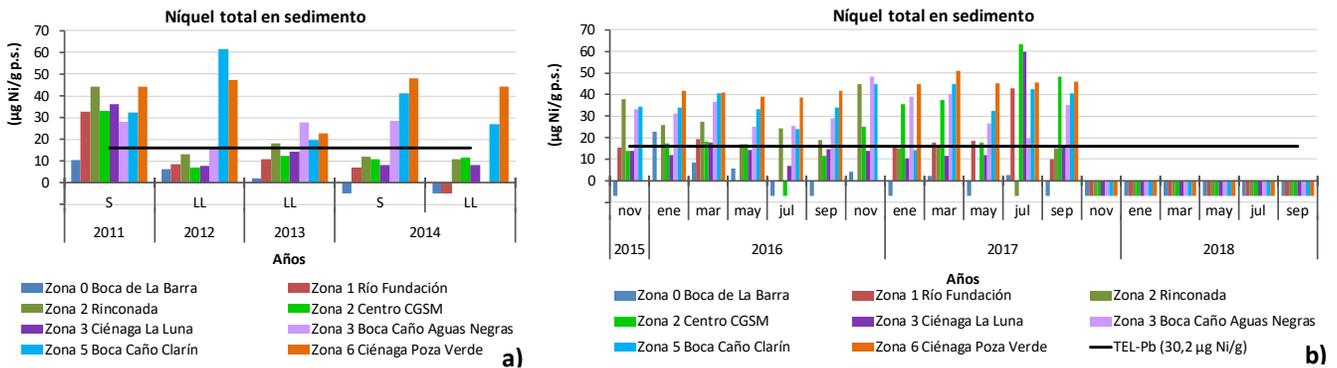


Figura 4.1-34. Concentración de níquel total en muestras de sedimento colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a) anuales (2004 – 2014) y b) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica.

Al igual que para los demás metales evaluados, el zinc total en las estaciones Centro CGSM (zona 2), Boca Caño Aguas Negras (zona 3), Boca Caño Clarín (zona 5) y Ciénaga Poza Verde (zona 6), ha superado el nivel para efectos adversos sobre la biota (124 µg/g; Figura 4.1-35). En las estaciones Boca de La Barra (zona 0), Río Fundación (zona 1) y Ciénaga La Luna (zona 3), la concentración total de zinc ha estado por debajo del valor de referencia TEL.

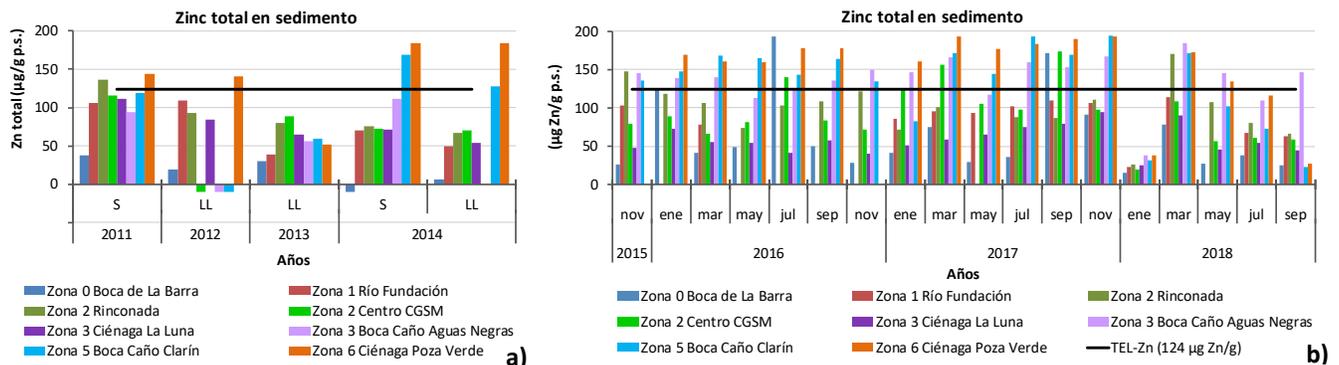


Figura 4.1-35. Concentración de zinc total en muestras de sedimento colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a) anuales (2004 – 2014) y b) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica.

Metales pesados biodisponibles en sedimentos

El contenido total de metales pesados en sedimentos no es suficiente para evaluar el riesgo que representan para los organismos. Solo cuando estos elementos están disponibles para ser consumidos por un ser vivo (biodisponibilidad), pueden ejercer toxicidad (Nemati *et al.*, 2011). Por esto, además de determinar la concentración total, se evalúa la concentración biodisponible de metales, ya que los resultados permiten conocer su distribución e identificar las zonas de la CGSM con mayor riesgo para la biota. Las concentraciones de cromo biodisponible estuvieron por debajo del límite de cuantificación del método en todas las estaciones, tal como se ha venido registrando desde el año 2015 (INVEMAR, 2018).

En el monitoreo realizado entre noviembre de 2017 y septiembre de 2018, en las estaciones Boca de La Barra (zona 0), río Fundación (zona 1), Rinconada y Centro CGSM (zona 2) y Ciénaga La Luna (zona 3), se observó que las concentraciones de plomo biodisponible incrementaron con respecto a las mediciones realizadas entre 2015 y 2017 (Figura 4.1-36).

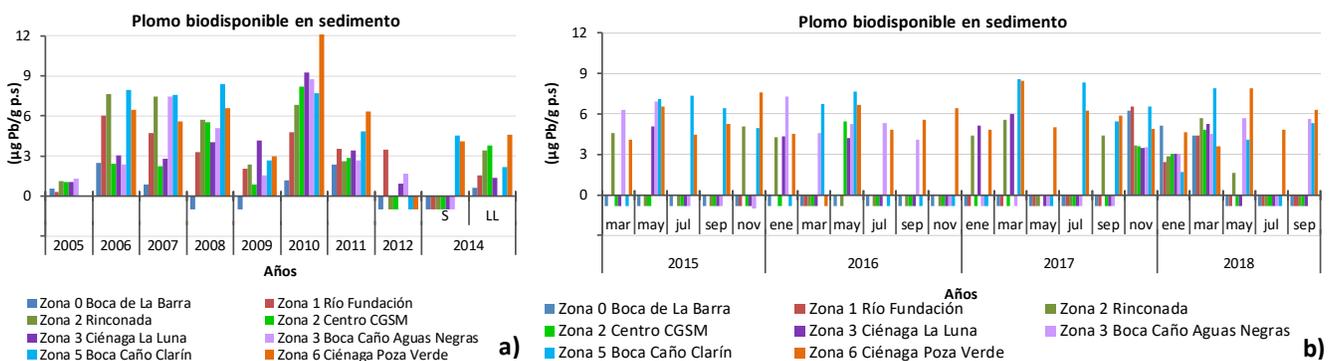


Figura 4.1-36. Concentración de plomo biodisponible en muestras de sedimento colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a) anuales (2004 – 2014) y b) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica.

Las mayores concentraciones de cadmio, entre noviembre de 2017 y marzo de 2018, se registraron en la Boca del Caño Aguas Negras (zona 3), Boca Caño Clarín (zona 5) y Ciénaga Poza Verde (zona 6), tendencia similar a la encontrada en 2015 y 2016 (Figura 4.1-37). El cobre continuó siendo predominante en la Boca del Caño Aguas

Negras, Boca Caño Clarín y Ciénaga Poza Verde y las concentraciones entre 2015 y 2018 han fluctuado en el mismo rango (6,0 y 20,0 µg/g; Figura 4.1-38).

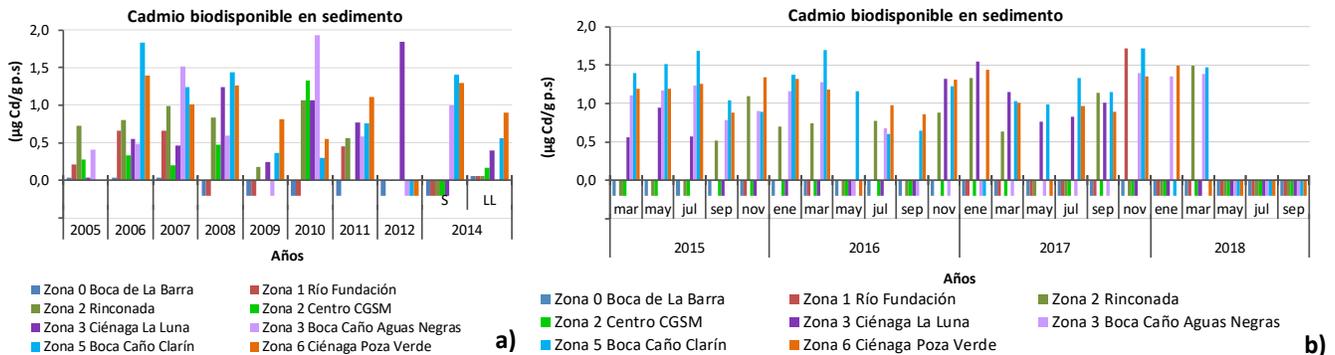


Figura 4.1-37. Concentración de cadmio biodisponible en muestras de sedimento colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a) anuales (2004 – 2014) y b) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica.

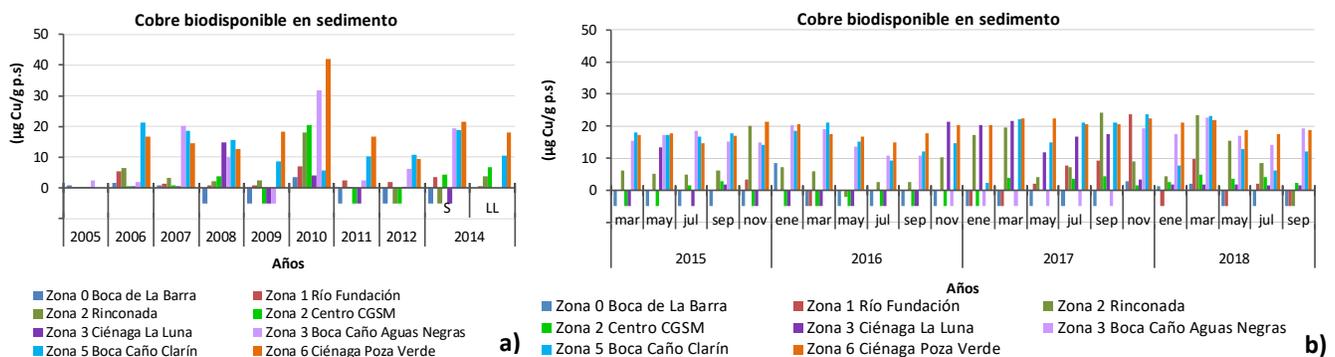


Figura 4.1-38. Concentración de cobre biodisponible en muestras de sedimento colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a) anuales (2004 – 2014) y b) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica.

El níquel biodisponible presentó una tendencia de aumento desde julio de 2015 hasta marzo de 2018 (Figura 4.1-39), mes a partir del cual se ha evidenciado una disminución, especialmente en las estaciones Rinconada, Ciénaga La Luna, Boca del Caño Aguas Negras, Boca Caño Clarín y Ciénaga Poza Verde.

El zinc se presentó en todas las estaciones en concentraciones que variaron entre 2,92 y 63,6 µg/g, las concentraciones más bajas continúan presentándose en la Boca de La Barra (zona 0; Figura 4.1-40).

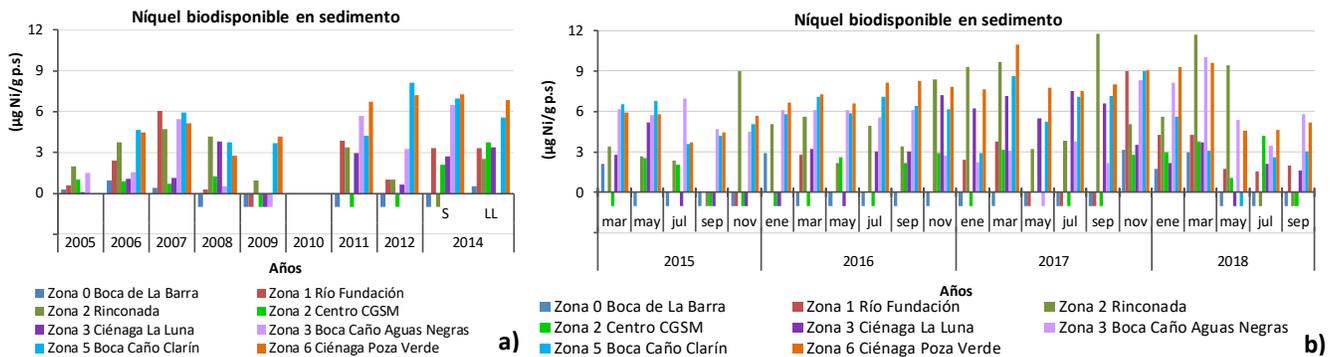


Figura 4.1-39. Concentración de níquel biodisponible en muestras de sedimento colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a) anuales (2004 – 2014) y b) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica.

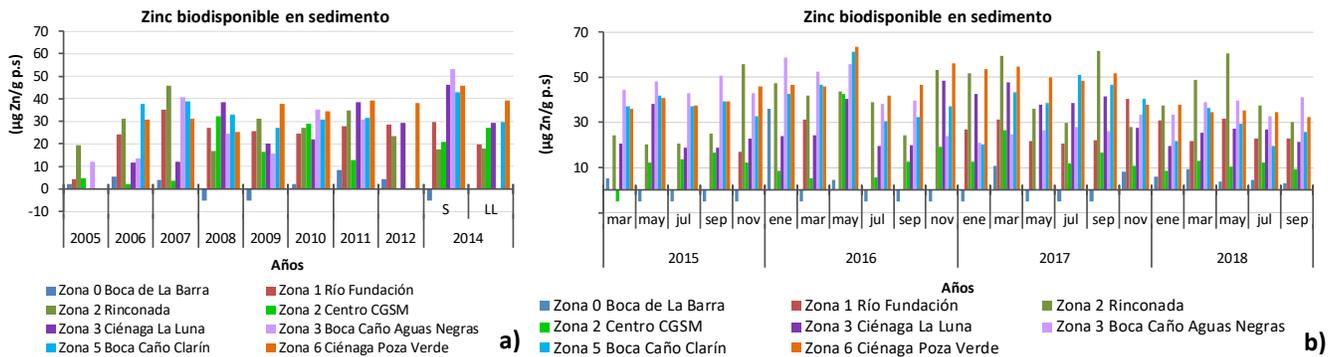


Figura 4.1-40. Concentración de zinc biodisponible en muestras de sedimento colectadas en ocho estaciones ubicadas en la CGSM. Resultados obtenidos en monitoreos a) anuales (2004 – 2014) y b) bimestrales (2015 – 2018). Barras por debajo de cero representan valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica.

Los metales biodisponibles guardan relación con la tendencia de los metales totales, ya que las mayores concentraciones han sido predominantes en las estaciones ubicadas en la Boca del Caño Aguas Negras (zona 3), Boca Caño Clarín (zona 5) y Ciénaga Poza Verde (zona 6), zonas a donde llegan aportes directos del río Magdalena. Los resultados sugieren que estos sectores son sitios de acumulación de metales y que cambios en las propiedades fisicoquímicas del medio circundante como pH, potencial rédox, contenido de materia orgánica o resuspensión de sedimentos, pueden propiciar su removilización y hacerlos disponibles para biota (Filgueiras *et al.*, 2004). La baja concentración biodisponible de los metales evaluados en la Boca de La Barra, está relacionada con cambios en la textura del sedimento producto del intercambio de agua dulce y agua marina (Deversa-Rey *et al.*, 2011).

Mercurio (Hg) en Aguas, Sedimentos y Organismos

En todas las estaciones evaluadas, las concentraciones de mercurio total en aguas se encontraron por debajo de la mínima concentración cuantificable del LABCAM (0,30 µg/L) valor inferior al nivel de referencia de efecto crónico de la NOAA (0,94 µg/L) (Buchman, 2008). Las concentraciones de mercurio total en sedimentos en la estación Boca Caño Aguas Negras durante los meses marzo, mayo y septiembre de 2018, así como la estación Boca Caño Clarín en el mes de noviembre de 2017, se encontraron por encima del nivel umbral de referencia TEL

de la NOAA (Buchman, 2008) (Figura 4.1-41), concentraciones que ocasionalmente se encuentran asociados a efectos adversos sobre la biota Macdonald *et al.*, (1996). Las concentraciones de las demás estaciones en los diferentes meses analizados se encuentran por debajo del nivel umbral de referencia TEL de la NOAA (Buchman, 2008), indicando que estos niveles raramente se asocian a efectos adversos sobre la biota Macdonald *et al.*, (1996).

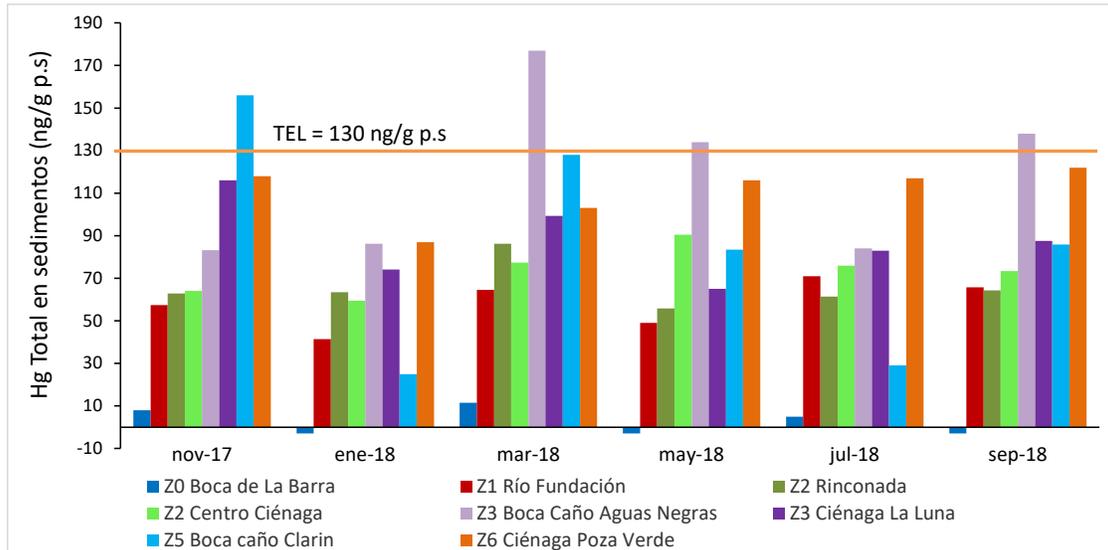


Figura 4.1-41 Concentración total de mercurio (Hg) en sedimentos en peso seco de las ocho estaciones de monitoreo de la Ciénaga Grande de Santa Marta medidos entre noviembre de 2017 y septiembre de 2018 comparadas con el valor de referencia TEL (Buchman, 2008). Las Barras en sentido negativo indican que el resultado obtenido se encuentra por debajo del límite de cuantificación de la metodología analítica (<3,00 ng Hg/g).

Las concentraciones de mercurio total en sedimentos de la CGSM se vienen monitoreando desde el año 2014 (Figura 4.1-42). A lo largo de los años de monitoreo, no se observan cambios drásticos del contenido total de mercurio en los sedimentos y si bien se ha superado en varias ocasiones el valor de referencia TEL, ningún dato ha superado el nivel de referencia de efecto probable PEL (700 ng/g p.s.) de la NOAA (Buchman, 2008). Al igual que en otros metales evaluados, las concentraciones más altas de mercurio se han registrado en las estaciones Ciénaga La Luna, Boca Caño Aguas Negras, Boca Caño Clarín y Ciénaga Poza Verde, indicando que el mayor aportante de este elemento es el río Magdalena. En la estación Boca de La Barra, se han registrado las menores concentraciones de mercurio, incluso con valores por debajo del límite de cuantificación del método analítico empleado.

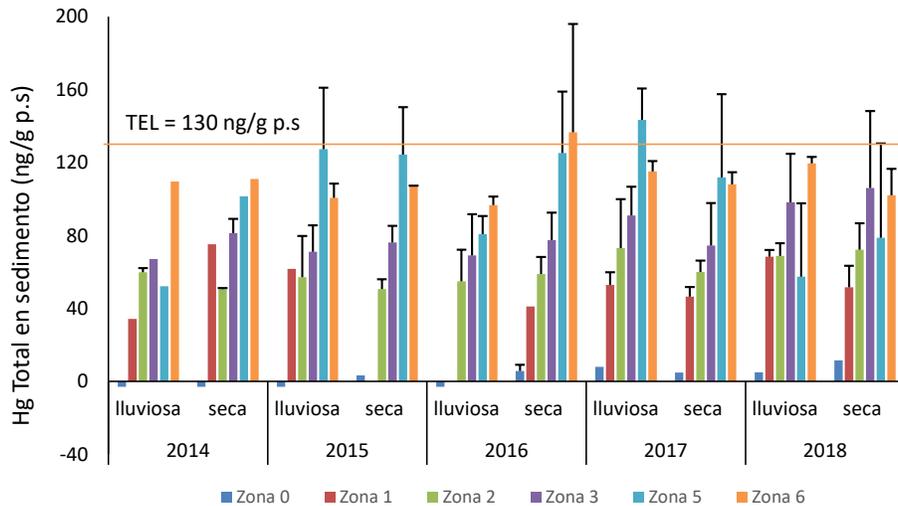


Figura 4.1-42 Histórico de la concentración promedio total de mercurio (Hg) en sedimentos de las seis zonas de monitoreo de la Ciénaga Grande de Santa Marta medidos desde el año 2014. Las barras verticales corresponden a desviaciones estándar.

En la Figura 4.1-43 se muestran las concentraciones promedio de mercurio total en peces de la especie *Mugil Incilis* (Lisa), colectados entre noviembre de 2017 y septiembre 2018, el valor más alto se presentó en marzo de 2018 y corresponde al análisis de un solo individuo, debido a que durante las dos salidas de campo del mes no se encontraron pescadores, sin embargo, los resultados obtenidos se encuentran por debajo del límite de 500 ng/g peso fresco establecida por el Ministerio de Salud y Protección Social 2012 para los productos de pesca para consumo humano (Minsalud, 2012). Si bien un solo individuo no permite concluir frente a la presencia de este elemento, es importante destacar que el mercurio se biomagnifica a través de la cadena trófica, por lo cual hay que hacer un seguimiento riguroso y evaluar un número significativo de organismos que permita tener evidencia certera sobre el riesgo de consumo para la población.

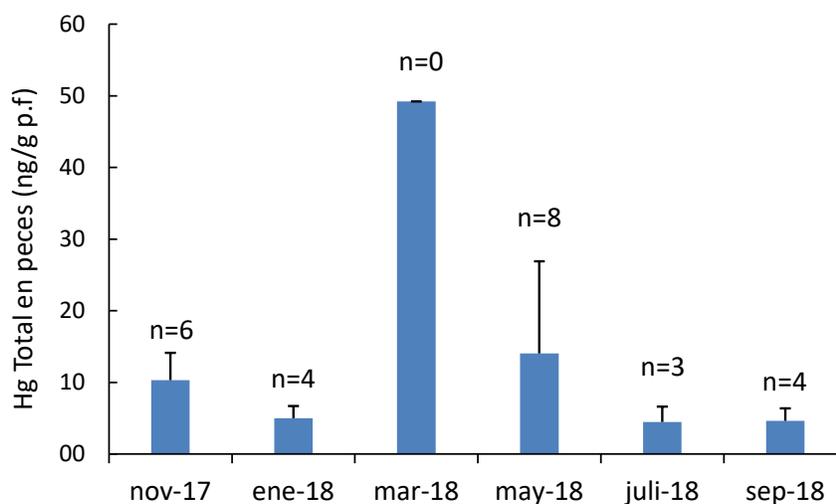


Figura 4.1-43 Concentración total de mercurio (Hg) en peces *Mugil Incilis* (Lisa) adquiridos durante los monitoreos realizados en la CGSM entre noviembre 2017 y septiembre de 2018. Las barras verticales corresponden a desviaciones estándar y n el número de peces analizados.

A partir de enero de 2015 se viene determinando la concentración total de mercurio (Hg) en peces de la CGSM, durante el 2015 se evaluó en la especie *Eugerres Plumieris* (Mojarra rayada) presentando concentraciones promedio entre 9,55 (n= 2) y 32,2 ng/g (n = 8) de peso fresco para los meses de enero y noviembre respectivamente. En febrero de 2017 se cambió la especie a analizar por *Mugil Incilis* (Lisa) debido a que es una especie más comercial y es consumida por la población aledaña, las concentraciones han variado entre <3,00 (límite de cuantificación) y 57,3 ng/g de peso fresco, resultados 10 veces por debajo del valor establecido para productos de pesca para consumo humano (Minsalud, 2012) (Figura 4.1-44).

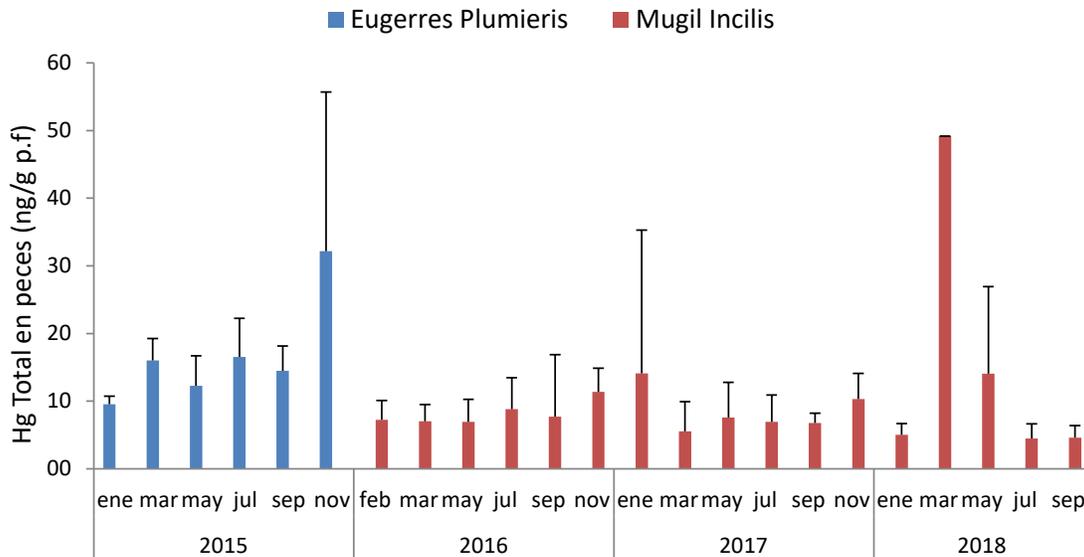


Figura 4.1-44 Histórico de concentración total de mercurio en peces *Eugerres Plumieris* (Mojarra rayada) de enero 2015 a noviembre 2015 y *Mugil Incilis* (Lisa) de febrero 2016 a septiembre de 2018). Las barras verticales corresponden a desviaciones estándar.

4.1.3 Comunidad fitoplanctónica

Mediante el análisis de la comunidad fitoplanctónica fue posible identificar un total de 35 géneros, de los cuales 26 correspondieron al periodo de lluvias de 2017, con 13 diatomeas (50 % Bacillariophyta), tres dinoflagelados (11 % Miozoa), nueve cianobacterias (35 %) y una clorófita (4 %). Para la época seca se identificaron un total de 30 géneros, 16 diatomeas (53 % Bacillariophyta), dos dinoflagelados (7 % Miozoa), nueve cianobacterias (30 %) y tres clorofitas (10 %; Figura 4.1-45).

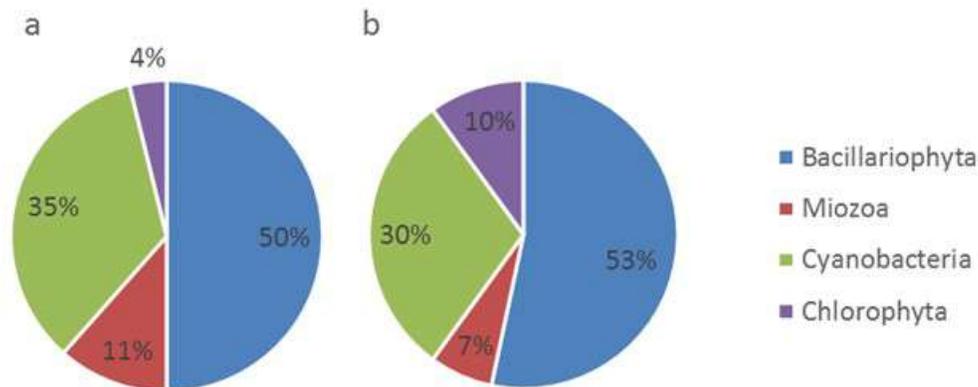


Figura 4.1-45. Porcentaje de contribución de géneros de la comunidad fitoplanctónica, según los grupos taxonómicos encontrados en la CGSM para la época lluviosa de 2017 (a) y la época seca de 2018 (b).

Como suele ser común en la CGSM, las densidades fitoplanctónica fluctuaron entre épocas climáticas y estaciones. En el periodo de lluvias de 2017 las concentraciones celulares se mantuvieron entre 7.364.319 y 110.671.577 cél. L⁻¹, correspondientes a las estaciones centro (CEN) y ciénaga la Luna (CLU) respectivamente, en tanto que para la época seca, oscilaron entre 3.008.976 y 157.027.405 cél. L⁻¹ en LBA y CLU (Figura 4.1-46).

En la mayoría de las estaciones, como ha sido evidente en años anteriores, las densidades más altas se observaron en la época de lluvias, a excepción de las estaciones frente río Fundación (FRF), centro de la CGSM (CEN) y ciénaga la Luna (CLU), siendo esta última estación la que presentó las densidades total más altas de este último monitoreo, particularmente durante época seca (157.027.405 cél. L⁻¹). Cabe resaltar que durante ambas épocas climáticas las densidades alcanzadas en todas las estaciones fueron inferiores a las registradas entre 2016 y 2017 (Figura 4.1-46; INVEMAR, 2018). Esta disminución comparada con el monitoreo de años anteriores pudo deberse al incremento en la circulación del agua dentro de la CGSM, considerando que en el 2017 se realizó la apertura de algunos caños (INVEMAR, 2018), lo cual permitió un mayor ingreso de agua dulce al sistema lagunar. Así mismo, durante el 2017 fue evidente un incremento en las precipitaciones en el período de lluvias, en comparación con el 2015 y 2016 los cuales estuvieron influenciados por un evento El Niño moderado-fuerte que generó un prolongado período de sequía en la región.

En general, las cianobacterias fueron el grupo que contribuyó, en mayor medida, con las altas densidades registradas, característica típica de la CGSM, al ser un sistema lagunar con altas concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos (nitrógeno y fósforo; De León, 2002), debido al aporte de fuentes externas como caños y ríos, así como a procesos de remineralización, los cuales fertilizan las aguas haciendo que sea un sistema altamente productivo (Margalef, 1986).

El género *Synechocystis* fue el mayor contribuyente con las altas densidades registradas en la CGSM, característica que coincide con lo observado históricamente (Invemar, 1986; Mancera y Vidal, 1994; Ibarra *et al.*, 2014a; 2014b; 2016), siendo las cianobacterias el grupo que presentó las mayores abundancias relativas (AR), con porcentajes superiores a 88 % en la mayoría de estaciones, particularmente durante la época de lluvias de 2017 (Figura 4.1-47).

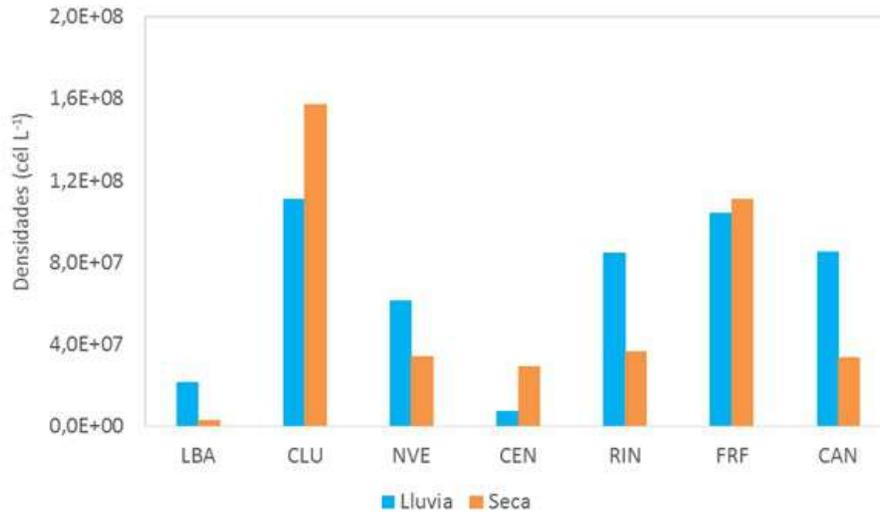


Figura 4.1-46. Densidad celular (cél. L⁻¹) registrada por estación en la época de lluvias de 2017 (octubre) y la época seca de 2018 (febrero) en las estaciones de la CGSM. LBA= Boca de la Barra; CLU= Ciénaga la Luna; NVE= Nueva Venecia; CEN= Centro CGSM; RIN= Rinconada; FRF= Frente a Río Fundación y CAN= Boca del caño Aguas Negras.

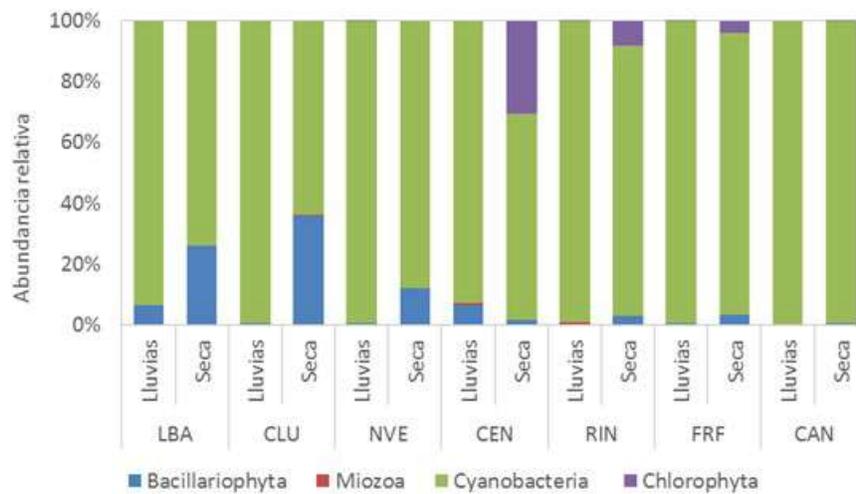


Figura 4.1-47. Abundancia relativa de los principales grupos taxonómicos del fitoplancton en las estaciones de muestreo durante la época de lluvias de 2017 y época seca de 2018.

La CGSM al ser un sistema altamente complejo e intervenido, ha presentado una variedad de cambios en sus condiciones físico-químicas con el tiempo, lo cual se ha visto reflejado en la comunidad fitoplanctónica, considerando que a lo largo del monitoreo ha sido notoria una disminución en la diversidad como puede observarse en la Tabla 4.1-3. Este comportamiento, también ha sido reportada por otros autores (González *et al.*, 2003) en ecosistemas acuáticos de estado eutrófico, los cuales se caracterizan por presentar baja diversidad de fitoplancton y predominio de determinadas especies o grupos (Jeppesen *et al.*, 1997; Declerck *et al.*, 2005), como es evidente en la CGSM por parte de las cianobacterias. Reynolds (2006) sugiere que sistemas en los cuales se evidencia la disminución de la riqueza de microalgas, pueden comprometer su resiliencia y ser más vulnerables a disturbios ambientales intensos o prolongados.

Durante este último periodo monitoreado, no se presentó una diferencia notoria en el número de géneros entre época climática, donde las diatomeas fueron las mayores contribuyentes en la época seca (Tabla 4.1-3), lo cual se ha observado con anterioridad en la CGSM a lo largo del monitoreo (Ibarra *et al.*, 2012, Ibarra *et al.*, 2014a, Ibarra *et al.*, 2014b, INVEMAR, 2016e, INVEMAR, 2018).

Tabla 4.1-3. Número de morfotipos por grupos taxonómicos encontrados en la CGSM en diferentes años y épocas de monitoreo. Diatomeas (DT), Dinoflagelados (DF), Chlorophyta (CL), Euglenozoa (EU) y Cianobacteria (CB).

año y época de muestreo	DT	DF	CL	EU	CB	Total
Ibarra <i>et al.</i> , 2012 (2010-2012)	46	7	18	11	25	112
(2012, época de lluvias)	37	5	19	5	26	92
(2013, época seca)	46	9	1	2	14	72
(2013, época de lluvias)	59	9	6	5	37	117
(2014, época seca)	54	9	2	1	16	83
(2014, época de lluvias)	31	11	1	1	13	58
(2015, época seca)	55	19	1	3	16	95
(2015, época de lluvias)	25	13	0	1	10	49
(2016, época de seca)	28	9	0	1	11	49
(2016, época de lluvias)	11	4	0	2	6	25
(2017, época de seca)	15	4	1	0	5	25
Presente monitoreo (época de lluvias 2017)	13	3	1	0	9	26
Presente monitoreo (época seca 2018)	16	2	3	0	9	30

4.1.3.1 Atributos de la comunidad fitoplanctónica

En las siete estaciones monitoreadas, los valores de atributos ecológicos fueron bajos (<2), siendo posible observar que durante la época de lluvias, en todas las estaciones, tanto la uniformidad como la diversidad fueron inferiores respecto a la época seca (Figura 4.1-48), mientras que el predominio fue superior en época de lluvias, coincidiendo con los resultados obtenidos en el monitoreo anterior realizado entre 2016 y 2017 (INVEMAR, 2018), lo cual indica que, durante la época seca la comunidad fitoplanctónica suele ser más homogénea en las estaciones monitoreadas dentro del sistema lagunar, particularmente en el centro de la Ciénaga (CEN) donde se registraron los valores de uniformidad y diversidad más altos (Figura 4.1-48 a y b). En la época de lluvias el sistema presentó una comunidad menos diversa, lo cual se reflejó en una mayor dominancia por parte de las cianobacterias (Figura 4.1-47 y Figura 4.1-48c).

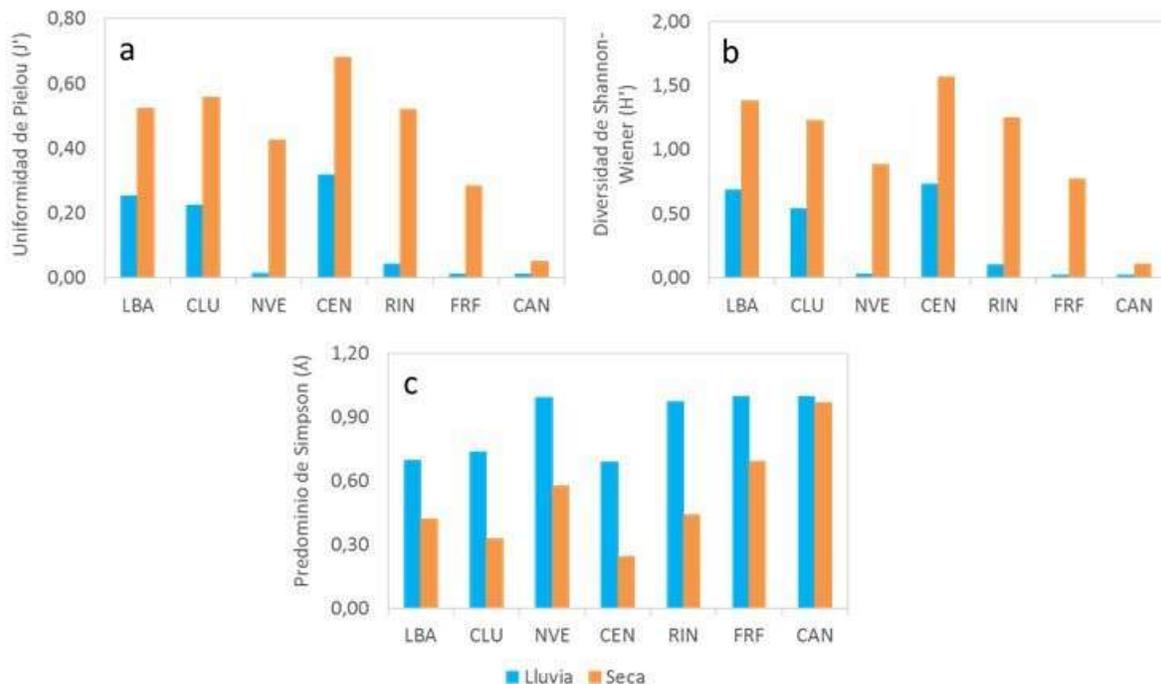


Figura 4.1-48. Atributos ecológicos de las comunidades fitoplanctónicas de las siete estaciones monitoreadas en la CGSM durante la época de lluvias de 2017 (azul) y la seca de 2018 (naranja). a) Índices de uniformidad de Pielou (J'), b) Diversidad Shannon-Wiener (H') y c) Índice de Predominio de Simpson (λ).

4.1.3.2 Variación espacio-temporal de la comunidad fitoplanctónica

Los resultados del análisis de coordenadas principales (PCO) mostraron que no hubo una clara separación de las estaciones respecto a los períodos monitoreados como se observa en la Figura 4.1-49 a. Sin embargo, al incluir en el análisis el factor zonas, en donde M: indica la estación con influencia de agua marina (LBA), CG: estaciones al interior de la Ciénaga (CEN, RIN y FRF) y CP: estaciones dentro del complejo Pajarales (NV, CLU y CAN); se observó que, al igual que en el monitoreo efectuado entre 2016-2017, durante época seca las estación LBA se alejó de las demás estaciones debido a la influencia de aguas marinas (Figura 4.1-49 b), siendo evidente la menor densidad total así como una mayor representatividad, en número de géneros, por parte de las diatomeas respecto a los demás grupos. Cabe mencionar que durante el monitoreo de 2016-2017 (INVEMAR, 2018) fue evidente el agrupamiento de las estaciones en relación a las épocas climáticas, lo cual no se observó durante el último monitoreo de 2017-2018, y esta variación puede atribuirse a que a finales de 2017 se efectuó la apertura de algunos caños en la CGSM lo cual ha permitido el ingreso de agua dulce de manera más continua al sistema.

Al realizar el análisis multivariado no paramétrico PERMANOVA se confirmó la representatividad de los resultados observados mediante el PCO, siendo evidentes las diferencias entre los ensamblajes por zonas (Pseudo-F= 2.0; P= 0.03) y no por épocas climáticas (Pseudo-F= 1.7; P = 0.12), principalmente entre la zona marino costera y el complejo de Pajarales (t= 1.6; P= 0.03), lo cual fue notorio considerando la distancia entre ellas y las características marinas de la estación LBA.

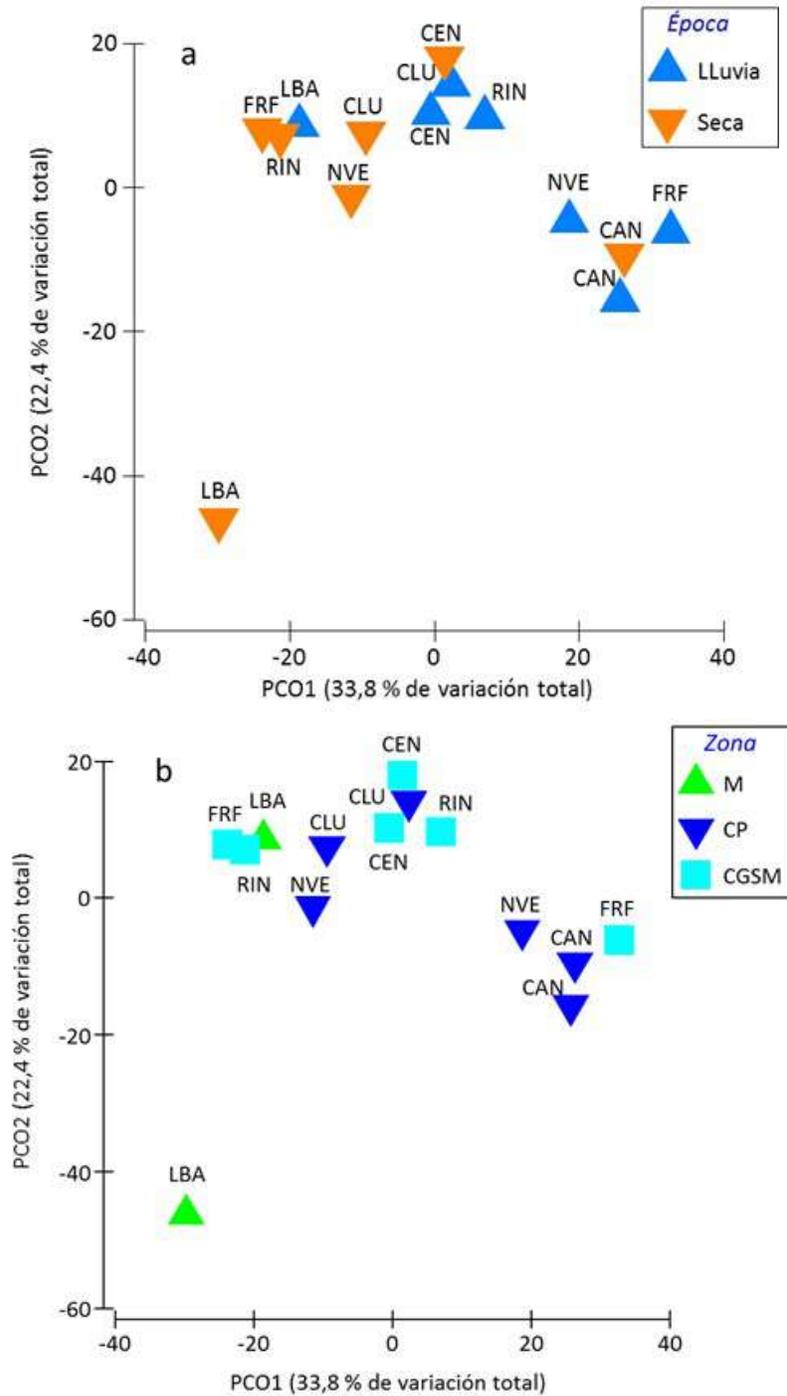


Figura 4.1-49. Análisis de ordenación mediante la técnica de coordenadas principales (PCO) implementando la época (a) y las zonas (b) como factores de agrupación. LBA= Boca de la Barra; CLU= Ciénaga la Luna; NVE= Nueva Venecia; CEN= Centro CGSM; RIN= Rinconada; FRF= Frente a río Fundación y CAN= Boca del caño Aguas Negras; zona M= influencia marina; zona CGSM= interior de la Ciénaga y zona CP= Complejo Pajarales.

4.1.3.3 Relación con las variables ambientales

Mediante los resultados obtenidos a través del análisis BIOENV fue posible identificar que, con una correlación significativa (P-valor= 0.01) la variabilidad de la comunidad fitoplanctónica durante la época lluviosa de 2017 estuvo representada en un 79 % por la profundidad, la transparencia y la salinidad en la CGSM. En tanto que, en la época seca de 2018 se observó que, con una correlación significativa (P-valor= 0.012) del 92 %, el conjunto de variables que mejor representaron los cambios en la comunidad fueron nuevamente la profundidad, la salinidad, los nitratos y los sólidos suspendidos totales (Tabla 4.1-4). La alta correlación con variables como salinidad, profundidad y transparencia en este último periodo, fue similar a lo obtenido en el monitoreo de 2016-2017 y al estudio realizado por Acosta (2012), que revelan la importancia y relación de éstas con la comunidad fitoplanctónica; por ejemplo, Mogollón (1996) mostró que la comunidad fitoplanctónica del Complejo de Pajarales (CGSM) está definida principalmente por la salinidad, seguida por la profundidad (disco secchi) y algunos nutrientes como nitratos y fosfatos. Por lo tanto, la salinidad influye en la composición, distribución y biomasa del fitoplancton, y dependiendo de sus valores (variando entre agua dulce, agua salada o su mezcla), es posible observar la dominancia por parte de grupos o géneros en particular (Mirande y Tracanna, 2004). De igual manera, Vidal (1995) evidenció que la transparencia y la salinidad suele tener una mayor influencia en la dinámica de la comunidad fitoplanctónica dentro de la CGSM.

Tabla 4.1-4. Resultados del análisis BIOENV para cada una de las épocas climáticas, utilizando como variables fisicoquímicas la profundidad (m), transparencia disco secchi (m), temperatura (°C), salinidad, pH, oxígeno disuelto (mg L⁻¹), nitritos (µg L⁻¹), nitratos (µg L⁻¹), amonio (µg L⁻¹), fosfatos (µg L⁻¹), sólidos suspendidos totales (mg L⁻¹) y clorofila a (µg/L).

Época	Año	Coefficiente de correlación (Rho)	Valor de significancia	Conjunto de variables con mayor correlación
Lluvia	2017	0.793	0.01	Profundidad, transparencia y salinidad
Seca	2018	0.915	0.012	Profundidad, salinidad, nitratos, SST

4.1.3.4 Microalgas potencialmente nocivas en la CGSM

Como se ha observado con anterioridad en la CGSM, la presencia de géneros de microalgas potencialmente nocivos es común, algunos de éstos inclusive con elevadas densidades (Tabla 4.1-5). Nuevamente el género *Synechocystis* alcanzó las mayores concentraciones en este sistema (>1x10⁸ cél. L⁻¹), particularmente en la estación FRF en la temporada de lluvias de 2017, siendo inferiores a las reportadas en otros periodos monitoreados (INVEMAR, 2018). Cabe resaltar que este género no se encuentra reportado en la lista de la COI de UNESCO como productor de toxinas, sin embargo, su presencia en elevadas concentraciones se ha relacionado con mortandades masivas de peces en la CGSM (Mercado 1971; Bula- Meyer 1985; Mancera y Vidal, 1994; INVEMAR, 2014; 2015a; 2015b; 2015c; 2016a, 2016b; 2016c; 2016d, 2016e, 2016f). Durante el último periodo monitoreado, aunque se registró una floración inusual de la diatomea *Nitzschia* en la estación CLU durante la época seca, no se evidenció la mortandad de organismos ni otros efectos nocivos que tuvieran relación con la presencia de microalgas, lo cual podría indicar una mejoría en la calidad de las aguas del sistema.

Tabla 4.1-5. Densidad (cél. L⁻¹) de los géneros con especies de microalgas potencialmente tóxicas registrados en octubre de 2017 (época de lluvias) y febrero de 2018 (época seca) en las estaciones analizadas de la CGSM, la Boca de la Barra (LBA), Ciénaga La Luna (CLU), Nueva Venecia (NVE), Centro Ciénaga (CEN), Rinconada (RIN), Frente al Río Fundación (FRF) y Caño Aguas Negras (CAN).

Estación	Época	Género					
		<i>Pseudo-nitzschia</i>	<i>Nitzschia</i>	<i>Gymnodinium</i>	<i>Anabaenopsis</i>	<i>Raphidiopsis</i>	<i>Synechocystis</i>
LBA	Lluvia		130058		213666		17664138
	Seca	125222					1886278
CLU	Lluvia		105475	17579		11128407	94162733
	Seca		56301427	103877		27338933	63480494
NVE	Lluvia		47943			1198	60941274
	Seca		3923095			3332726	25392198
CEN	Lluvia		25113	50226		50226	6056039
	Seca		120279		2004030	5183724	9250015
RIN	Lluvia			488122	399372	88749	83286408
	Seca		711814	74928		2622473	23424302
FRF	Lluvia		20046				103632087
	Seca		2209121	76315		4403765	91911703
CAN	Lluvia	1198	21358			21358	85063862
	Seca		130588				33009857

En cuanto al muestreo bimestral para el fortalecimiento del monitoreo de microalgas potencialmente nocivas en la CGSM, realizado entre octubre de 2017 y agosto de 2018, en las estaciones la Boca de la Barra (LBA) y Ciénaga la Luna (CLU), los resultados mostraron que las densidades fitoplanctónicas en LBA oscilaron entre 3.008.976 y 74.799.555 cel. L⁻¹, y los valores más altos correspondieron a diciembre de 2017 y abril de 2018 respectivamente (Figura 4.1-50), aunque fueron inferiores a las densidades registradas en el monitoreo realizado entre noviembre de 2016 y septiembre de 2017, las cuales fluctuaron entre 6.798.172 y 98.985.290 cél. L⁻¹ (INVEMAR, 2018). En CLU, las densidades oscilaron entre 18.093.725 y 450.332.049 cel. L⁻¹, con los valores más altos en diciembre de 2017 y abril de 2018, respectivamente, y también fueron inferiores a lo observado en el monitoreo del período anterior llevado a cabo entre noviembre de 2016 y septiembre de 2017 (INVEMAR, 2018).

Las máximas densidades observadas en abril de 2018 probablemente se debieron a las características del período de transición entre la época seca y lluviosa, en dónde disminuyen los vientos alisios y aumentan las precipitaciones, coincidiendo con la disminución de la salinidad en la columna de agua, lo cual favorece la proliferación de las cianobacterias, siendo evidente en el cambio de los porcentajes de las abundancias relativas entre febrero y abril, ya que en febrero estuvieron constituidas por diatomeas y cianobacterias, y en abril principalmente por cianobacterias (Figura 4.1-51).

La composición de la comunidad fitoplanctónica estuvo representada en su mayoría por las cianobacterias, las cuales contribuyeron en más del 90 % de la abundancia relativa en casi todos los meses en ambas estaciones (LBA y CLU; Figura 4.1-51). En LBA se registró una mayor diversidad de géneros de diatomeas, principalmente por la influencia marina en este sector.



Figura 4.1-50. Valores de la densidad fitoplanctónica (cel. L⁻¹) registrado en el muestreo bimestral en las estaciones de Boca de la Barra (LBA) y Ciénaga la Luna (CLU), entre octubre de 2017 y agosto de 2018.

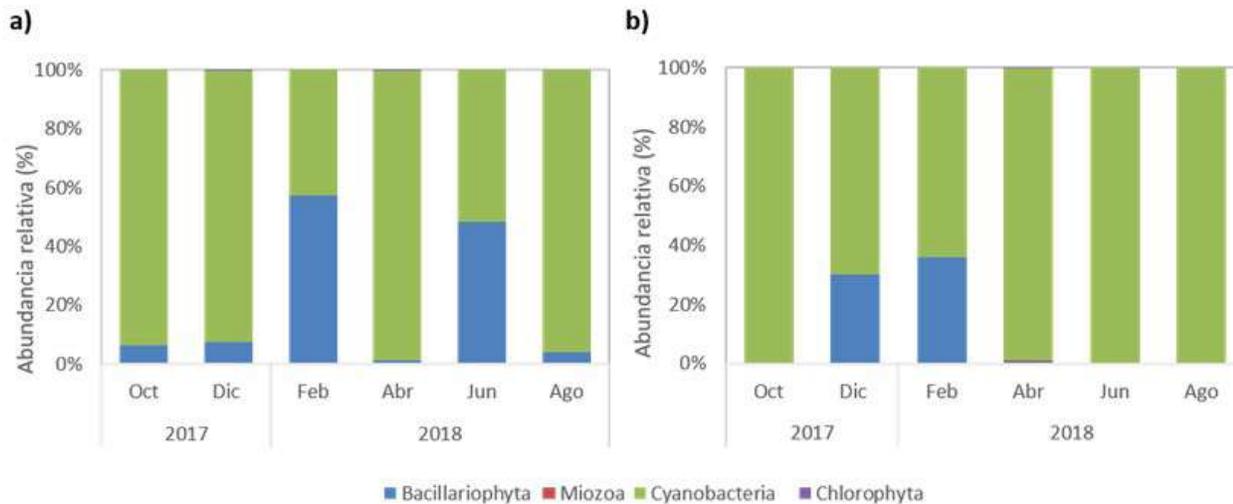


Figura 4.1-51. Abundancia relativa de los principales grupos taxonómicos de fitoplancton registrados en el muestreo bimestral en la CGSM a) Boca de la Barra (LBA) y b) Ciénaga la Luna (CLU), entre octubre de 2017 y agosto de 2018.

En la Tabla 4.1-6 y Tabla 4.1-7, se registraron las densidades de los géneros que presentaron especies potencialmente nocivas en LBA y CLU, entre octubre de 2017 y agosto de 2018. En LBA se identificaron ocho géneros, pertenecientes a los grupos de las diatomeas (*Skeletonema*, *Pseudo-nitzschia* y *Chaetoceros*), dinoflagelados (*Gymnodinium* y *Scrippsiella*) y cianobacterias (*Anabaena*, *Anabaenopsis* y *Synechocystis*). En la CLU se observaron dos dinoflagelados (*Gymnodinium* y *Scrippsiella*) y tres cianobacterias potencialmente nocivas (*Anabaena*, *Anabaenopsis* y *Synechocystis*). Cabe resaltar que *Synechocystis* contribuyó a las mayores densidades en ambas estaciones, alcanzando las concentraciones más altas en abril de 2018 tanto para LBA (19.044.148 cel. L⁻¹) como para CLU (115.534.500 cel. L⁻¹).

Tabla 4.1-6. Densidad (cel. L⁻¹) de los géneros con especies de microalgas potencialmente nocivas registrados entre octubre de 2017 y agosto de 2018 en la estación Boca de la Barra (LBA).

Género	Boca de la Barra (LBA)					
	oct-17	dic-17	feb-18	abr-18	jun-18	ago-18
<i>Pseudo-nitzschia</i>	-	24.056	125.222	-	-	-
<i>Gymnodinium</i>	-	-	-	40.093	-	-
<i>Chaetoceros</i>	-	799	1.597	621.441	-	-
<i>Scripsiella</i>	18.580	-	-	10.023	-	-
<i>Anabaena</i>	2.396	-	219.138	280.651	799	194.035
<i>Anabaenopsis</i>	213.666	-	-	-	-	14.373
<i>Skeletonema</i>	-	80.186	83.481	-	5.199.355	194.035
<i>Synechocystis</i>	17.664.138	2.894.711	1.886.278	19.044.148	5.370.450	15.004.480

Tabla 4.1-7. Densidad (cel. L⁻¹) de los géneros con especies de microalgas potencialmente nocivas registrados entre octubre de 2017 y agosto de 2018 en la estación Ciénaga la Luna (CLU).

Género	Ciénaga la Luna (CLU)					
	oct-17	dic-17	feb-18	abr-18	jun-18	ago-18
<i>Gymnodinium</i>	17.579	-	106.273	313.668	67.215	-
<i>Scripsiella</i>	17.579	-	-	-	-	-
<i>Anabaena</i>	-	-	2.396	2.240.488	67.215	5.990
<i>Anabaenopsis</i>	-	-	-	-	638.539	149.856
<i>Synechocystis</i>	94.162.733	10.603.782	63.480.494	115.534.500	23.881.362	13.483.257

Es importante mencionar que en las dos estaciones fue evidente la presencia de géneros de microalgas que se han reportado en la literatura como productoras de toxinas (Tabla 4.1-8). Sin embargo, hasta la fecha no se han realizado análisis de toxinas para confirmar la presencia de estas en la CGSM, y tampoco se han relacionado con las mortandades de peces, por lo tanto, es recomendable continuar con el monitoreo, considerando que géneros como *Gymnodinium*, *Scripsiella*, *Anabaena*, *Anabaenopsis* y *Pseudo-nitzschia* son registrados con frecuencia en la CGSM, y no se descarta la posibilidad de que incrementos en sus densidades puedan generar efectos indeseados (Sar *et al.*, 2002).

Tabla 4.1-8. Géneros potencialmente nocivos de fitoplancton observados en la CGSM entre octubre de 2017 y agosto de 2018 en las estaciones de Ciénaga la Luna (CLU) y la Boca de la Barra (LBA), y el efecto nocivo teórico al cual se han asociado en otros lugares del mundo o en Colombia. MCC = Máxima concentración celular.

Género	MCC en la CGSM (Células o colonias.L ⁻¹)	Estación - fecha	Efecto nocivo producido	Referencia bibliográfica
<i>Gymnodinium</i>	313.668	CLU-abr-18	Causante del síndrome tóxico TPM, (Toxina Paralizante por Mariscos); asociado también con mortandades de peces.	Gómez, 2003; UNESCO, 1996; Hallegraeff <i>et al.</i> , 2004
<i>Scripsiella</i>	18.580	LBA-oct-17	Asociado a mortandad de peces, aunque su toxicidad se encuentra en discusión.	Tang y Gliber, 2011

Género	MCC en la CGSM (Células o colonias.L ⁻¹)	Estación - fecha	Efecto nocivo producido	Referencia bibliográfica
<i>Anabaena</i>	2.240.488	CLU-abr-18	Ocasiona inhibición nerviosa (parálisis muscular) por producción de saxitoxinas y anatoxinas; daños hepáticos y renales por microcistinas y cylindrospermopsina; irritación de piel, alergias, efectos gastrointestinales (por lipopolisacáridos, LPS), lesiones necróticas de órganos. La ingestión crónica de microcistinas puede promover la aparición de tumores a largo plazo.	UNESCO, 2009; Hernández-Orozco y Gárate-Lizágarra, 2006; Aguayo y Muñoz, 2001
<i>Anabaenopsis</i>	638.539	CLU-jun-18	Ocasiona daños hepáticos y renales por microcistinas, además de irritación de piel, alergias, efectos gastrointestinales; está asociada con mortandades de peces y animales domésticos.	UNESCO, 2009; Aguayo y Muñoz, 2001; Mancera y Vidal, 1994; Bula-Meyer, 1985
<i>Synechocystis</i>	115.534.500	CLU-abr-18	Considerada como una potente productora de neurotoxina y hepatotoxina.	UNESCO, 2009
<i>Pseudo-nitzschia</i>	125.222	LBA-feb-18	Causante del síndrome tóxico TAM (Toxina Amnésica por Mariscos), por producción de ácido domóico.	Sar <i>et al.</i> , 2002; Sunesen <i>et al.</i> , 2009; UNESCO, 1996.
<i>Skeletonema</i>	5.199.355	LBA-ago-18	Altas densidades de estas microalgas han estado asociadas a mortandades de peces por ocasionar lesiones en sus branquias.	Hallegraeff <i>et al.</i> , 2004
<i>Chaetoceros</i>	621.441	LBA-abr-18		

4.2 ECOSISTEMAS DE MANGLAR

4.2.1 Salinidad, Temperatura y nivel de agua

Las alteraciones físicas en la CGSM causadas principalmente por obras de infraestructura como la vía Barranquilla – Ciénaga (1956-1960), Palermo – Sitio Nuevo (década del 70) y la construcción de diques y terraplenes para el desvío de las aguas del río Magdalena, provocaron el aumento en la salinidad del complejo estuarino hasta niveles mortales para los elementos florísticos que allí se encuentran (Botero y Mancera, 1996). La principal alternativa de recuperación fue la re-apertura de los caños que antiguamente conectaban el complejo con el río Magdalena, su principal tributario. Fue así como en 1996 con la apertura del caño Clarín Nuevo y en el 1998 con la apertura de los caños Aguas Negras y Renegado se logró la disminución de los valores máximos de salinidad en la CGSM (Invemar, 2018). Sumado a esto, las fuertes precipitaciones durante el evento de La Niña en el 1999 ocasionaron que hasta el 2001 la salinidad del agua intersticial disminuyera. Sin embargo, en periodos como 2000 – 2004 y 2007 se registró aumento en la salinidad, con valores que alcanzaron hasta 70. Para el 2008 la salinidad intersticial en el bosque de manglar disminuyó gracias a las precipitaciones ocasionadas por el fenómeno de La Niña en 2007. En 2009, nuevamente se registró un aumento de salinidad en todas las estaciones, con incrementos de 25 unidades (Cadavid *et al.*, 2009).

La salinidad es una de las variables que define la estructura, desarrollo, sobrevivencia y zonificación de los manglares (Hutching y Saenger, 1987; Flores-Verdugo, 2006; Alfaro *et al.*, 2015). En general, los cambios históricos de salinidad intersticial en las estaciones de monitoreo están ligados a los aportes de agua dulce de los tributarios provenientes del río Magdalena y a fenómenos climáticos de gran escala como “El Niño”. En este sentido, la salinidad intersticial aumentó considerablemente desde el 2014 al 2016 (Figura 4.2-1; Figura 4.2-2), época en la

cual se manifestó un fenómeno de “El Niño” bastante fuerte, especialmente en el 2016 (Figura 4.2-3). A partir del 2017, los trabajos de dragado en algunos caños del sector noroccidental del complejo estuarino, permitieron un mayor ingreso de agua dulce al sistema (Bernal *et al.*, 2017) lo que promovió el descenso en los valores de salinidad intersticial.

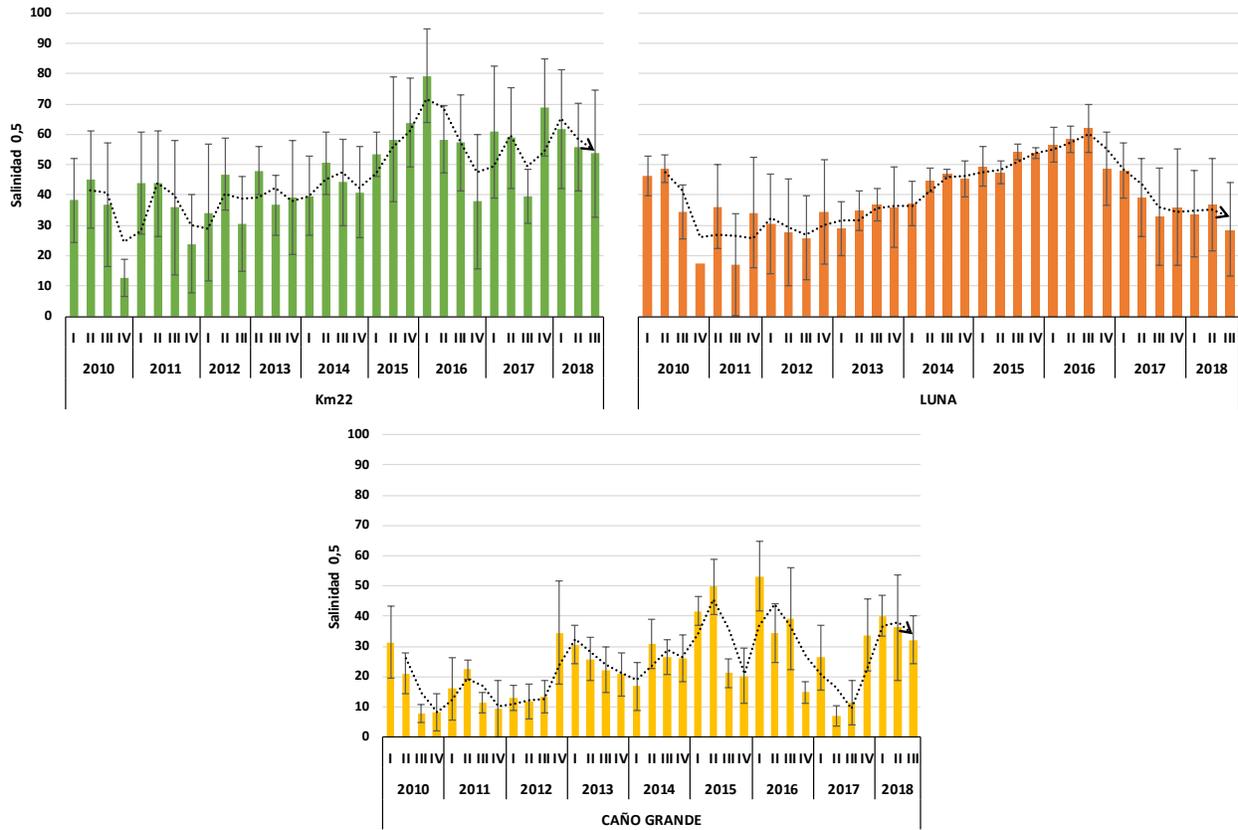


Figura 4.2-1 Promedio histórico de salinidad intersticial (2010 – 2018) en Km22, Luna y Caño Grande. Las barras corresponden a la desviación estándar. La línea punteada corresponde a la tendencia histórica anual.

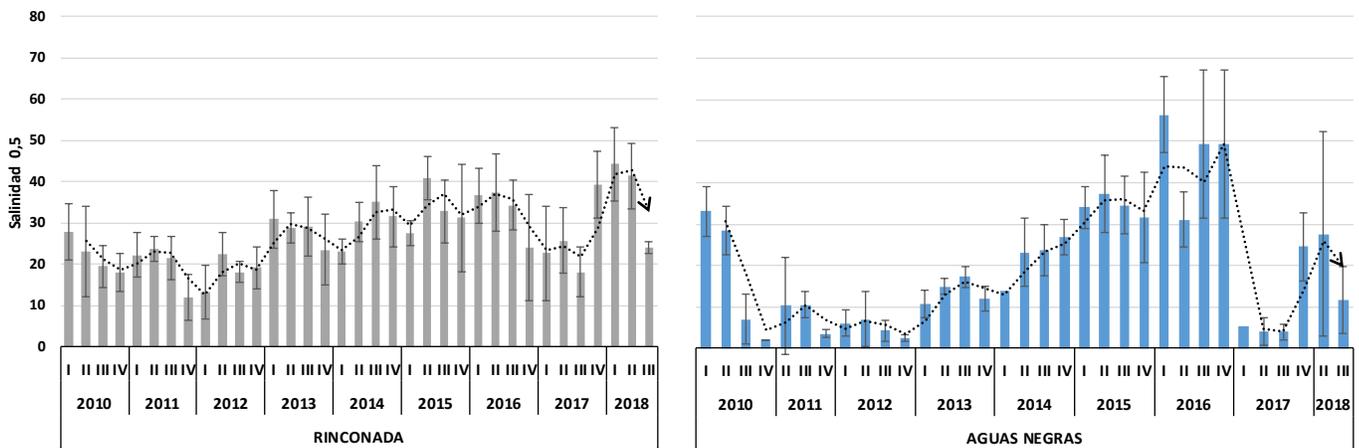


Figura 4.2-2 Promedio histórico de salinidad intersticial (2010 – 2018) en Rinconada y Aguas Negras. Las barras corresponden a la desviación estándar. La línea punteada corresponde a la tendencia histórica anual.

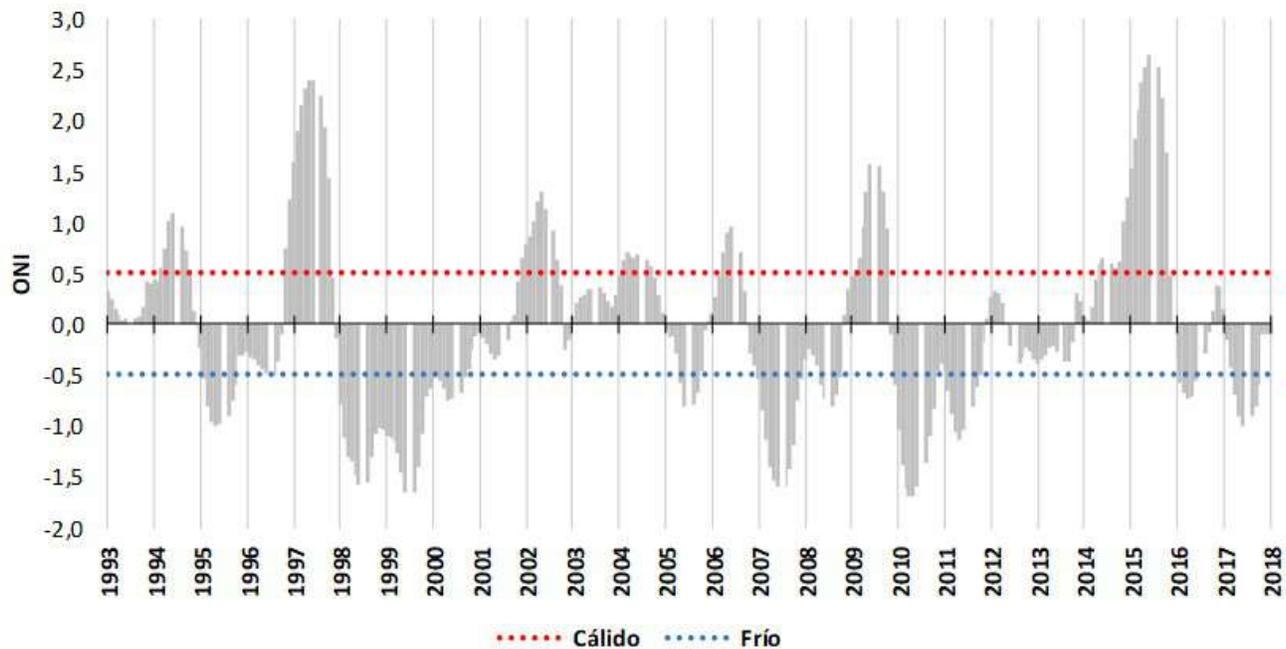


Figura 4.2-3 Índice Oceánico El Niño (ONI). Las líneas punteadas representan los umbrales a partir de los cuales se presentan anomalías térmicas. Roja: cálido (Niño); Azul: frío (Niña). Fuente: NOAA, 2018 (http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php).

El seguimiento trimestral de las condiciones fisicoquímicas a lo largo del 2018, evidenció que la salinidad superficial más alta se registró durante el primer trimestre en Km22 y Rinconada, con un promedio de 30 y 30,5 respectivamente, mientras que en Aguas Negras se registró el promedio más bajo con un valor de 0,2 (Figura 4.2-4). El nivel de inundación más alto se registró en Luna con un promedio de 50,5 cm mientras que, el más bajo, se registró en Rinconada con un valor de 2,2 cm (Figura 4.2-4). En Aguas Negras no se realizaron mediciones durante el primer trimestre puesto que no fue posible acceder al sitio de muestreo.

Los resultados muestran que en las estaciones Luna y Rinconada existe una relación inversa entre la salinidad superficial y el nivel del agua (Figura 4.2-4), lo cual está ligado a los cambios en el monto de precipitación mensual en el sector. Los niveles de inundación aumentaron hacia la temporada de mayor precipitación (Figura 4.2-5) mientras que la salinidad superficial disminuyó. Por otra parte, en Caño Grande y Km22, dicha relación no fue evidente. A pesar de que el nivel del agua aumentó con las precipitaciones en ambas estaciones, la salinidad superficial no disminuyó. Lo anterior sugiere que hay un intercambio hídrico deficiente al interior de estas dos estaciones. La microtopografía del terreno regula el flujo del agua dentro del bosque y el intercambio con respecto a las fuentes hídricas aledañas. Los cambios espaciales del nivel de agua observados en las estaciones reflejan la irregularidad del terreno dentro del bosque en estas dos estaciones (Figura 4.2-6). En Caño Grande el nivel de agua en el punto inicial fue de 36 cm mientras que, a partir de los 10 m de distancia, se mantuvo entre 5 – 10 cm. Por el contrario, en Km22 el nivel del agua en el inicio del transecto fue de 2,3 cm mientras que a partir de los 20 m aumentó entre 20 – 30 cm.

En Aguas Negras, la salinidad superficial aumentó hacia el tercer trimestre mientras que, el nivel del agua promedio, disminuyó, pasando de 27 cm en el segundo trimestre a 16 cm en el tercer trimestre. A pesar de esto,

los bajos valores de salinidad (promedio= 2,2) y la abundante presencia de plantas macrófitas (Figura 4.2-7) indican para esta estación un aporte importante de agua dulce (Cadavid *et al.*, 2011).

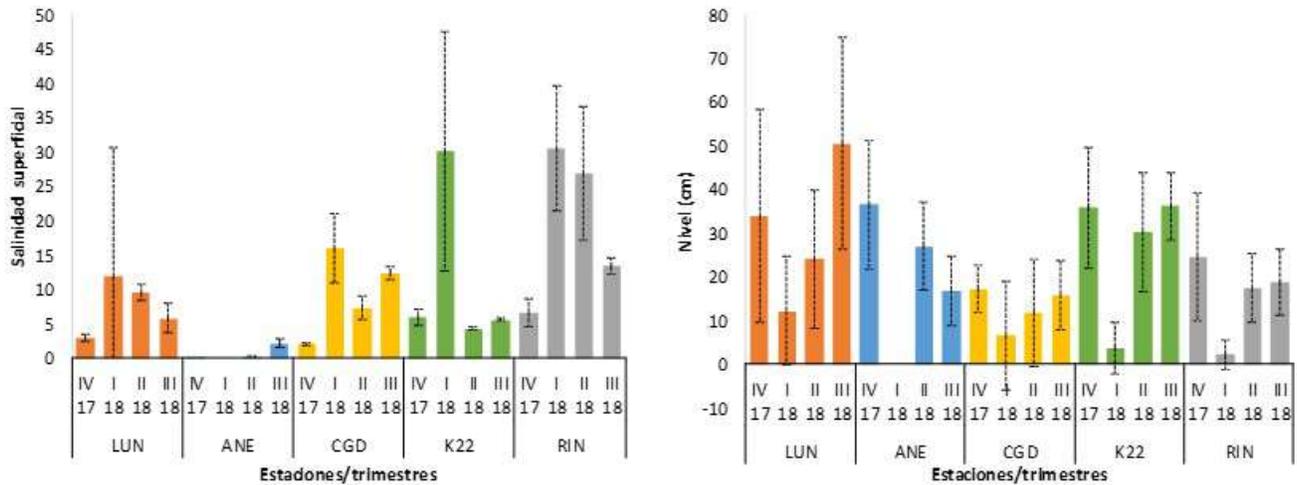


Figura 4.2-4 Promedio de salinidad superficial y nivel del agua durante el IV trimestre del 2017 y el III trimestre de 2018. Las barras punteadas corresponden a la desviación estándar.

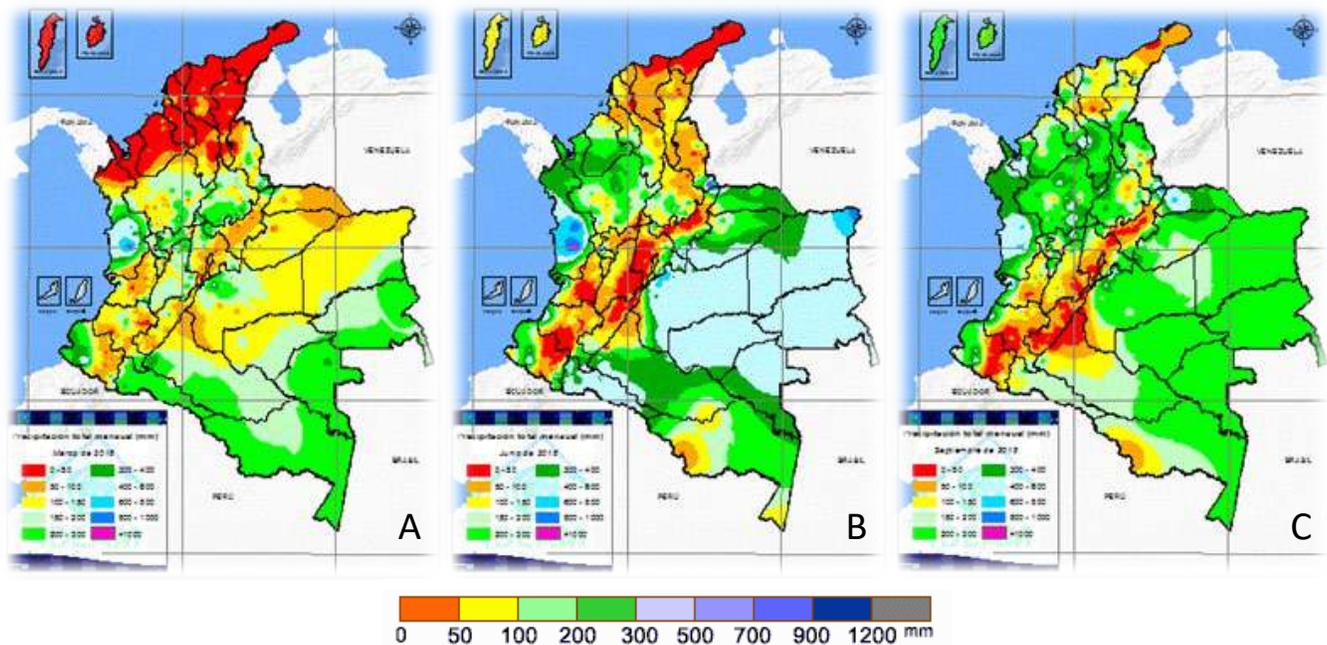


Figura 4.2-5 Precipitación total mensual. A: Marzo; B: Junio; C: Septiembre. Fuente: IDEAM, 2018 (<http://institucional.ideam.gov.co/jsp/1002>).

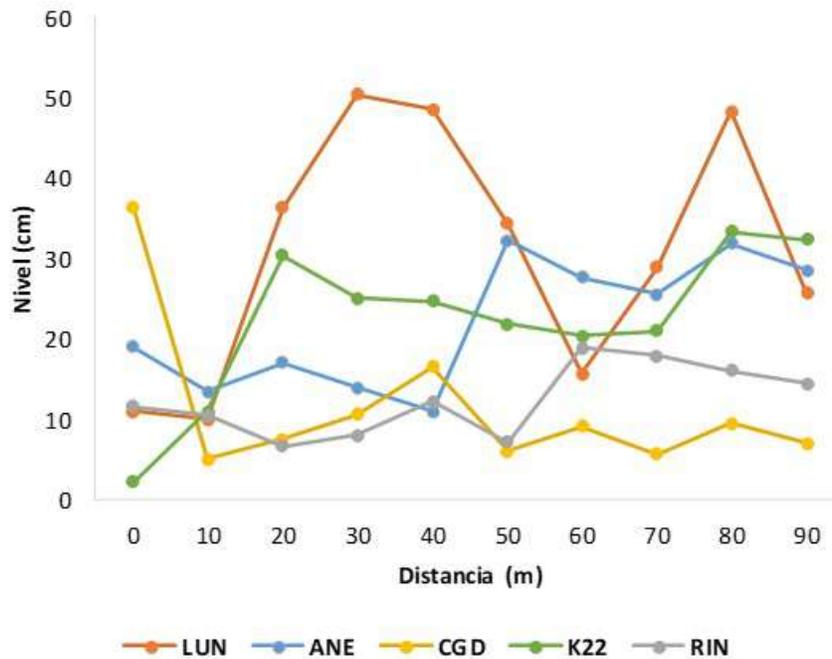


Figura 4.2-6 Variación espacial del promedio de nivel del agua en el 2018.



Figura 4.2-7 Plantas macrófitas en la estación Aguas Negras. A: zona de ingreso al punto de muestreo; B: Zona interna de la estación. Fotografías: Juan C. Rodríguez y Yeimy Vargas, 2018.

Durante el 2018, el promedio más alto de salinidad intersticial se registró en Km22 con 61,8 (Figura 4.2-1) **No se encuentra el origen de la referencia.** y el más bajo en Aguas Negras (11,6) (Figura 4.2-2). Los registros trimestrales evidencian que, en todas las estaciones, la salinidad intersticial bajo desde el primer hacia el tercer trimestre, lo cual coincide con la finalización del periodo seco a finales de marzo y la entrada de una segunda época de lluvias en septiembre, correspondiente al tercer trimestre del año (Figura 4.2-5).

A pesar de este escenario, en algunas estaciones se registraron valores de salinidad intersticial por encima de los límites de tolerancia fisiológica de *R. mangle*, *L. racemosa* y *A. germinans*. En el cuarto trimestre del 2017 la

salinidad alcanzó valores de 91 en Km22. Durante el 2018, alcanzó valores de 79 en esta misma estación y en Aguas Negras, se registraron valores de salinidad de hasta 63 durante el segundo trimestre. Esta situación permite inferir que dentro de cada estación existe una compleja variabilidad asociada a las particularidades del terreno y la dinámica hídrica local. En la Figura 4.2-8 se observa que, principalmente en Km22 y Aguas Negras, la salinidad aumenta desde el punto más cercano al cuerpo de agua principal hacia el interior del bosque. En el primer caso (Km22) la salinidad alcanzó un promedio de 26 en el punto inicial, llegando a 73 al final de transecto. En el segundo caso (Aguas Negras) la variación espacial es más conspicua. La salinidad en el inicio del transecto fue de 2,6 ascendiendo abruptamente a partir de los 50 m hasta llegar a un promedio de 43.

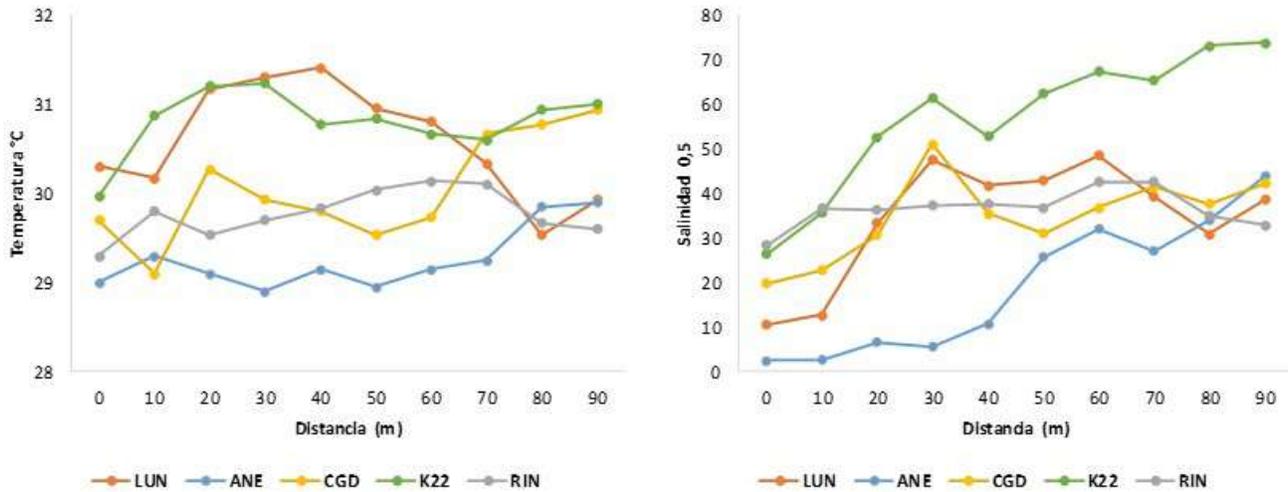


Figura 4.2-8 Variación espacial del promedio de temperatura y salinidad intersticial en el 2018.

La temperatura intersticial presentó poca variación a lo largo de los transectos, con valores entre 28 y 32°C (Figura 4.2-8). Los valores más altos se registraron en Luna y Km22, con 36 y 32°C respectivamente. El aumento en la temperatura del agua en estas estaciones se relaciona con la mayor exposición a la luz solar ya que son zonas con dosel abierto y con posibles deficiencias en el flujo hídrico (Álvarez-León, 2003).

4.2.2 Regeneración natural y reclutamiento

La regeneración natural en términos de plántulas y propágulos, es uno de los factores que garantizan el repoblamiento, mantenimiento y los procesos de sucesión dentro del bosque de manglar (Sánchez-Páez *et al.*, 1997). Por otra parte, los brinzales, corresponden a una etapa de desarrollo del bosque en la que se incluyen arbolitos con DAP entre 2,5 – 4,9 cm (Navarrete y Ramírez, 2014), los cuales darán paso a etapas estructurales de mayor madurez (latizales y fustales). El establecimiento y desarrollo de propágulos y plántulas depende principalmente de factores físicos como la disponibilidad de agua, hidroperiodo, salinidad, altas temperaturas y exposición a la irradiación solar (Lema y Polanía, 2005); y factores bióticos como herbivoría y competencia (Hoyos *et al.*, 2013).

Históricamente en la CGSM se ha encontrado una estrecha relación entre los aportes de agua y la producción y establecimiento de la regeneración natural. A partir de la reapertura del caño Aguas Negras y los efectos de una prolongada temporada de precipitaciones en 1999, se registró un aumento en la producción de propágulos, sin embargo, la prolongada duración de la inundación ocasiono bajas tasas de implantación (INVEMAR, 2003). Así

mismo, se registró que durante el 2000 – 2001 la mayor tasa de reclutamiento se presentó en los trimestres con menor nivel de inundación (INVEMAR, 2003). El incremento en la disponibilidad hídrica y el lavado de las sales de los suelos promovió un mayor establecimiento de la regeneración dentro de las estaciones a partir del 2002 (Cadavid *et al.*, 2009)

Para 2018, en Aguas Negras se registró una densidad de propágulos de 20,8 ind.m⁻², lo que equivale al 52% de los propágulos registrados en todas las estaciones de monitoreo total, el 5% (1,39 ind.m²) de las plántulas y el 49% de los brinzales (220 ind. ha⁻¹) (Figura 4.2-9). Con respecto al 2017 tanto los propágulos como las plántulas aumentaron. La densidad de propágulos aumentó más del doble, pasando de 8,7 ind.m⁻² a 20,8 ind.m⁻², mientras que la de plántulas pasó de 1,17 ind.m⁻² a 1,39 ind.m⁻² en 2018. Los brinzales disminuyeron con respecto al 2017, pasando de 293 a 220 ind. ha⁻¹ en el 2018. Históricamente se observa una disminución en la densidad de propágulos desde el 2014 (Figura 4.2-10) y de plántulas en el 2013 (Figura 4.2-11). En ambos casos, las densidades comienzan a aumentar desde el 2017. Por otra parte, la densidad de brinzales disminuyó a partir del 2014 a la actualidad (Figura 4.2-12).

En Rinconada se registró una densidad de propágulos de 9,9 ind.m⁻², lo que corresponde al 25 % del total, el 23 % de las plántulas, con una densidad de 5,9 ind.m⁻² y el 41% de los brinzales, con una densidad de 186 ind. ha⁻¹ (Figura 4.2-9). Con respecto al 2017 las densidades de propágulos y plántulas aumentaron. Los propágulos pasaron de 7,2 a 9,9 ind.m⁻² mientras que las plántulas pasaron de 0,92 ind.m⁻² a 5,96 ind.m⁻². La densidad de brinzales disminuyó con respecto al 2017, pasando de 407 a 186 ind. ha⁻¹. El registro histórico muestra que la densidad de propágulos (Figura 4.2-10) y plántulas (Figura 4.2-11) disminuyó desde el 2010 – 2011 hasta el 2017, aumentando en el 2018, mientras que los brinzales, han presentado una disminución progresiva desde el 2012 a la actualidad (Figura 4.2-12).

En Caño Grande se registró el 5% de los propágulos con una densidad de 1,8 ind.m⁻², el 51% de las plántulas, con una densidad de 13,52 ind.m⁻² y el 4% de los brinzales, con una densidad de 20 ind. ha⁻¹ (Figura 4.2-9). Con respecto al 2017 la densidad de propágulos disminuyó, pasando de 3,9 a 1,8 ind.m⁻², la densidad de plántulas aumentó pasando de 1,92 a 13,52 ind.m⁻². La densidad de brinzales disminuyó de 53 ind. ha⁻¹ en el 2017 a 20 ind. ha⁻¹ en 2018. Históricamente se observa que los propágulos (Figura 4.2-10) y brinzales (Figura 4.2-12) han disminuido desde el 2013 - 2014 a la actualidad, mientras que la densidad de plántulas disminuyó desde el 2013 al 2017 y aumentó en 2018 (Figura 4.2-11).

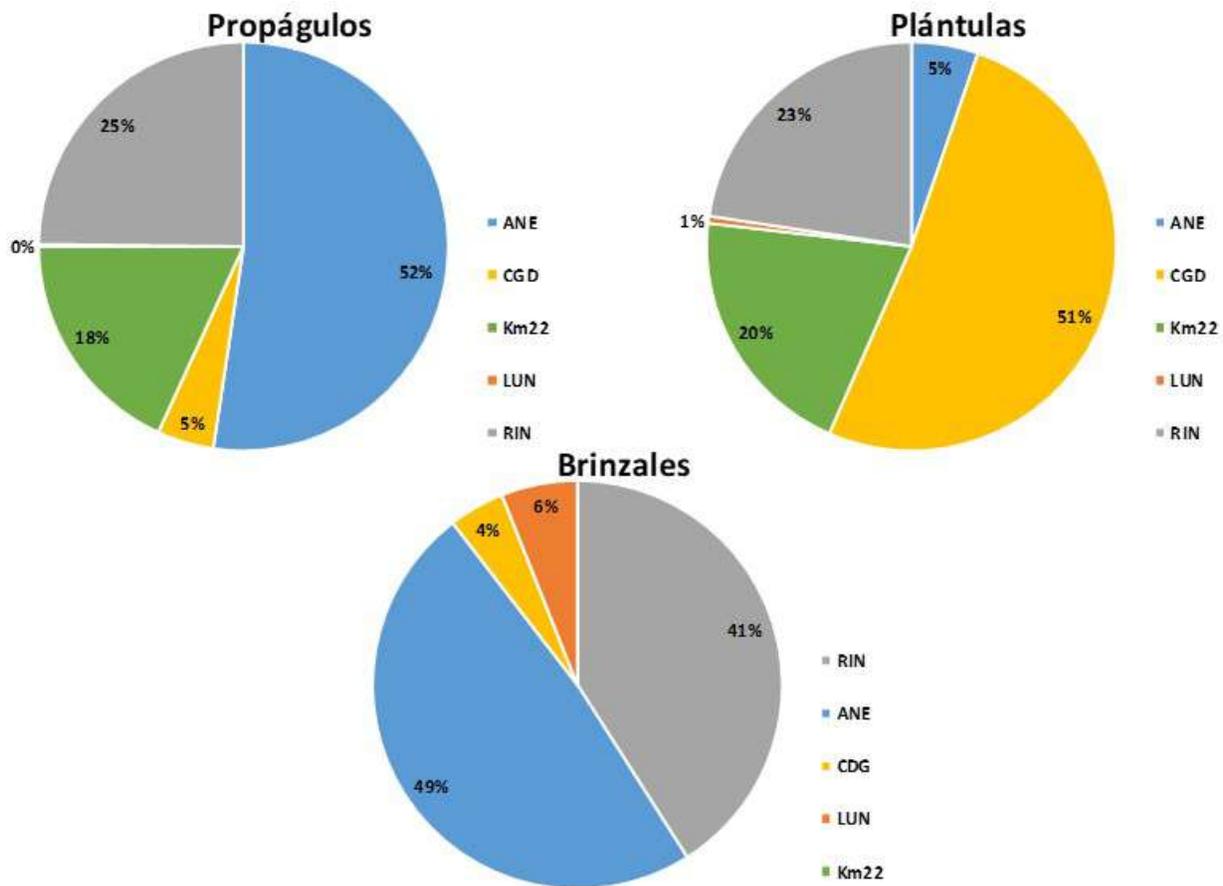


Figura 4.2-9 Relación porcentual de propágulos, plántulas y brinzales durante el 2018.

En Luna no se registraron propágulos. La densidad de plántulas fue de 0,15 ind.m⁻², lo que equivale al 1% del total y se registró el 6% de los brinzales, con una densidad de 27 ind. ha⁻¹ (Figura 4.2-9). Con respecto al 2017 se registró un ligero aumento en la densidad de plántulas, pasando de 0,11 en el 2017 a 0,15 ind. ha⁻¹ en el 2018. Los brinzales disminuyeron con respecto al año anterior, pasando de 57 ind. ha⁻¹ en 2017 a 27 ind. ha⁻¹. Históricamente la densidad de propágulos (Figura 4.2-10) y plántulas (Figura 4.2-11) en esta estación ha disminuido desde el 2010 hasta la actualidad. Los brinzales han seguido esta misma tendencia, con una gran disminución especialmente en 2017 y 2018 (Figura 4.2-12).

En Km22 se registró una densidad de propágulos de 7,2 ind.m⁻², lo que equivale al 18% del total, el 20% de las plántulas con una densidad de 5,33 ind.m⁻² y no se registraron individuos en la categoría de brinzal (Figura 4.2-9). Con respecto al 2017 se registró un ligero aumento en la densidad de propágulos, pasando de 6,7 ind.m⁻² a 7,2 ind.m⁻². Igualmente, la densidad de plántulas aumentó, pasando de cero ind.m⁻² a 5,33 ind.m⁻². Históricamente tanto para plántulas (Figura 4.2-11) como para propágulos (Figura 4.2-10) se ha registrado una disminución en las densidades desde el 2013, mientras que para los brinzales la disminución se presentó desde el 2014 (Figura 4.2-12).

La disminución histórica de brinzales durante el periodo 2010 – 2018 (Figura 4.2-13), como elemento estructural de la sucesión primaria (Kandus, s.f), indica que el bosque carece de regeneración natural suficiente (<1000

brinzales.ha⁻¹) para dar paso a las siguientes etapas de desarrollo del bosque (latizales y fustales) (Álvarez-León, 2003), sin embargo, se debe realizar el seguimiento al desarrollo de los nuevos juveniles (plántulas) encontrados durante el 2018 para determinar la continuidad del proceso sucesional.

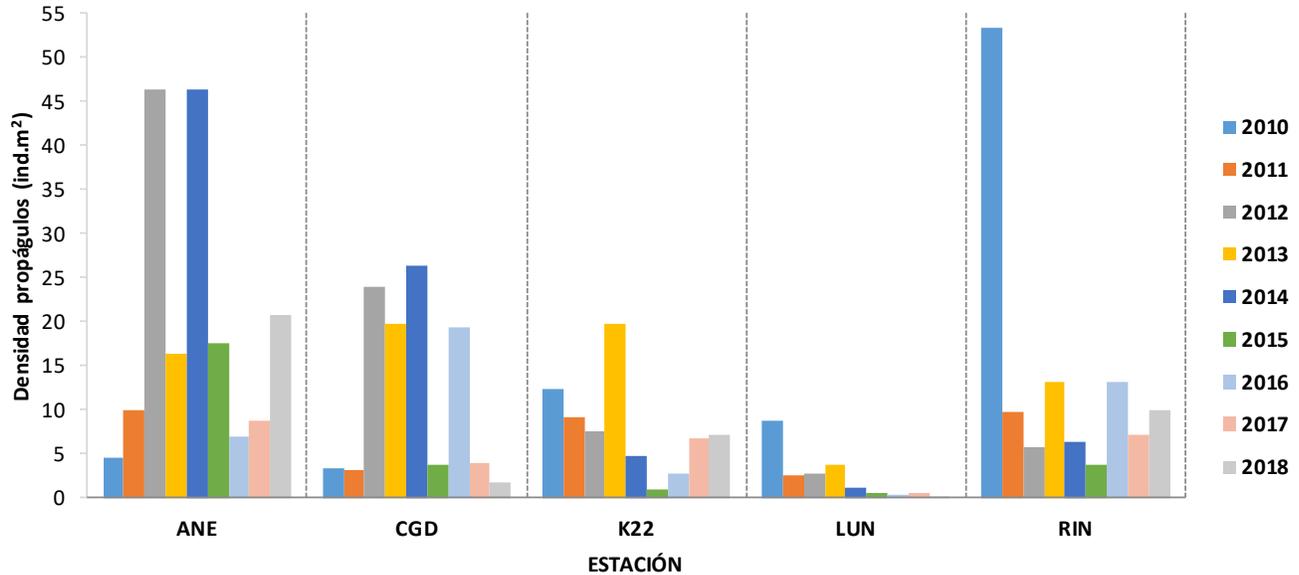


Figura 4.2-10 Densidad de propágulos (ind.m²) en las estaciones de monitoreo durante el periodo 2010 – 2018.

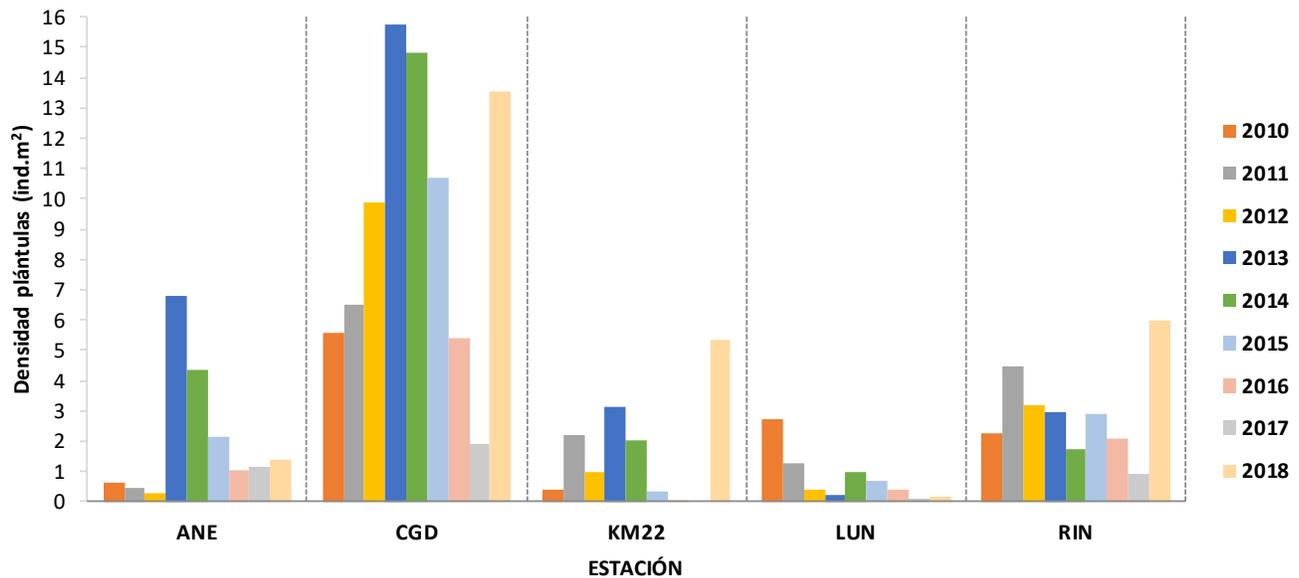


Figura 4.2-11 Densidad total de plántulas (ind.m²) para el periodo 2010 – 2018.

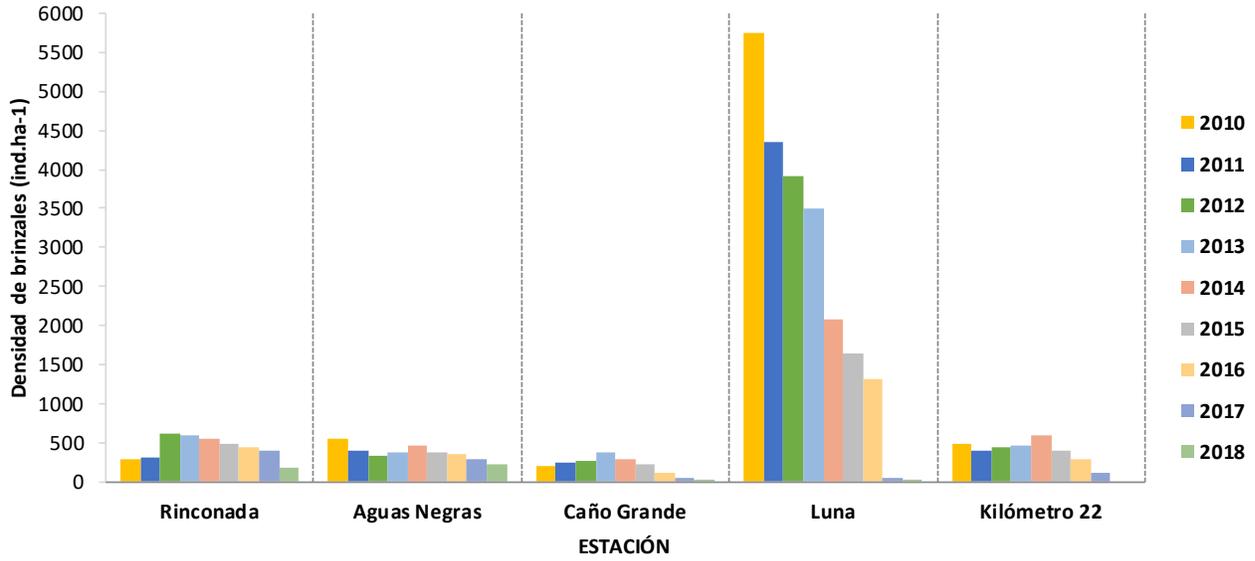


Figura 4.2-12 Densidad de brinzales (ind.ha-1) para el periodo 2010 - 2018.

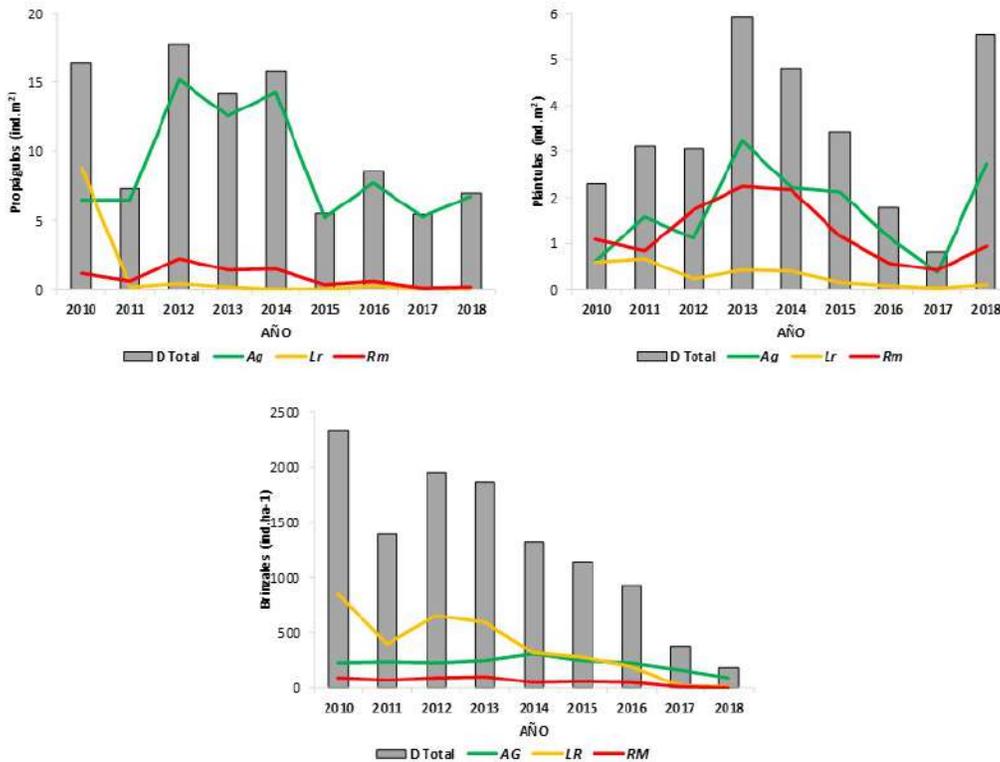


Figura 4.2-13 Densidad total de propágulos, plántulas (ind.m²) y brinzales (ind.ha⁻¹) en la CGSM por año y por especie en el periodo comprendido entre 2010 – 2018.

Los cambios en las densidades de propágulos y plántulas durante el periodo 2010 – 2018, son el reflejo de la variabilidad en las condiciones físicas locales como los cambios en los niveles de salinidad y las entradas de agua al sistema. En este sentido, se observa que la densidad anual tanto de plántulas como de propágulos disminuye en los periodos de mayor salinidad (Figura 4.2-10 y Figura 4.2-11), los cuales, como se mencionó anteriormente, responden a eventos climáticos como “El Niño” y a los aportes hídricos de los principales tributarios de la CGSM. Para el 2018, el aumento de propágulos y plántulas sugiere que los aportes hídricos derivados de la apertura de caños (Bernal *et al.*, 2017) influyen positivamente en la producción y establecimiento de la regeneración natural en términos de propágulos y plántulas.

Por otra parte, la dominancia de la regeneración de *A. germinans* puede explicarse por su mayor producción de propágulos como estrategia reproductiva (Pinto-Nolla *et al.*, 1995; Hoyos *et al.*, 2013) y por su mayor abundancia (Figura 4.2-14) así como por ser una especie resistente a amplios rangos de salinidad (Pinto-Nolla *et al.*, 1995).

4.2.3 Estructura del bosque de manglar

La evaluación estructural del bosque de manglar en las estaciones de monitoreo para el 2018 incluyó la medición de 528 individuos de los cuales, el 70% pertenecen a la especie *A. germinans*, el 19.5% a *L. racemosa* y el 10.4% restante a *R. mangle* (Figura 4.2-14). Con respecto al 2017, se midieron 229 árboles menos, los cuales, en su mayoría, se encontraron muertos. Las estaciones con mayor densidad de individuos/hectárea fueron Rinconada y Aguas Negras, con valores de 1379 y 1500 ind. ha⁻¹ respectivamente. La estación que presentó menor densidad fue Luna, con un valor de 109 ind. ha⁻¹ (Figura 4.2-15). Con respecto al 2017, en todas las estaciones se presentó disminución de la densidad del arbolado, siendo los casos más notorios el de Rinconada y Km22, en las cuales hubo una disminución de 486 ind. ha⁻¹ en cada una.

En Rinconada los valores de área basal y densidad para las tres especies disminuyeron con respecto al 2017. En esta estación, *A. germinans* presentó la mayor área basal y densidad, con valores de 21,9 m². ha⁻¹ y 842,9 ind. ha⁻¹, mientras que *R. mangle*, presentó los valores más bajos para ambas variables, con un área basal de 0,1 m². ha⁻¹ y una densidad de 21,4 ind. ha⁻¹. La estructura en esta estación está configurada por *A. germinans*, la cual paso de tener un Índice de Valor de Importancia (IVI) de 175 en 2017 a 187 en 2018 (Figura 4.2-16).

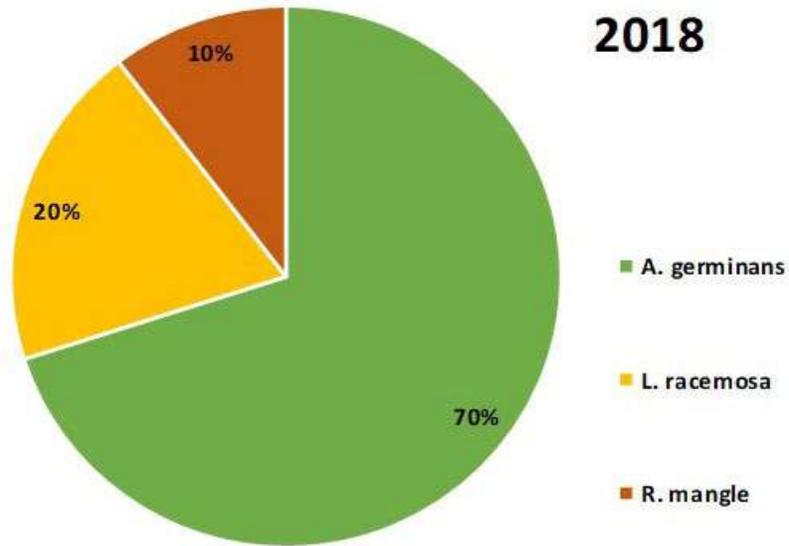


Figura 4.2-14 Relación porcentual del número de individuos/especie evaluados en 2018.

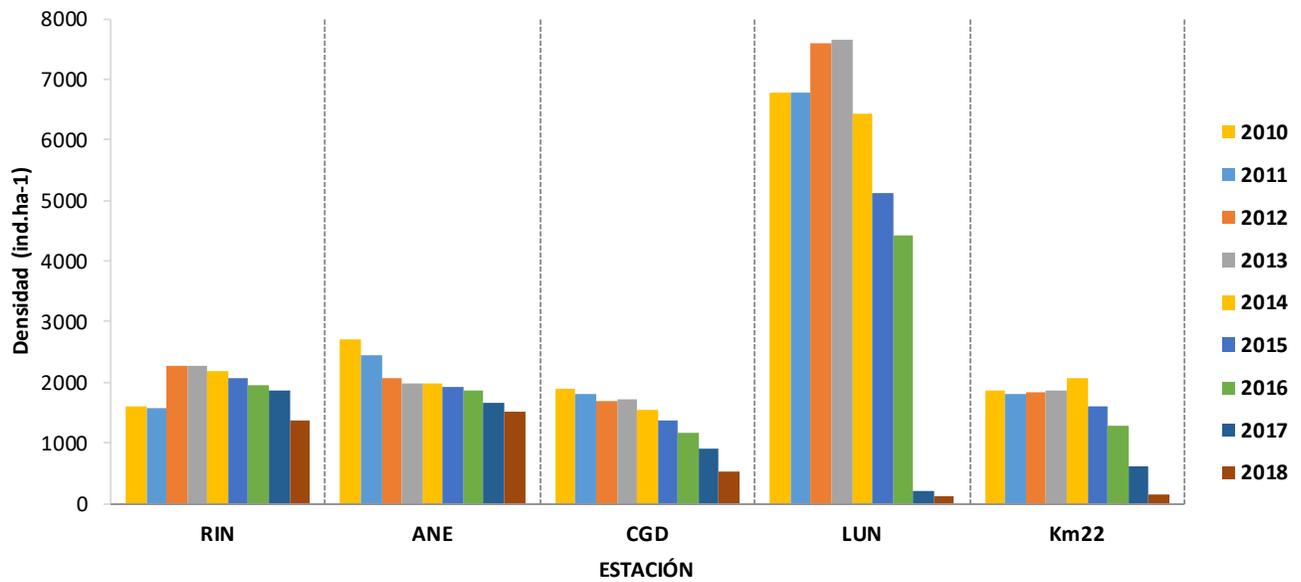


Figura 4.2-15 Registro histórico de densidad de individuos durante el periodo 2010 - 2018.

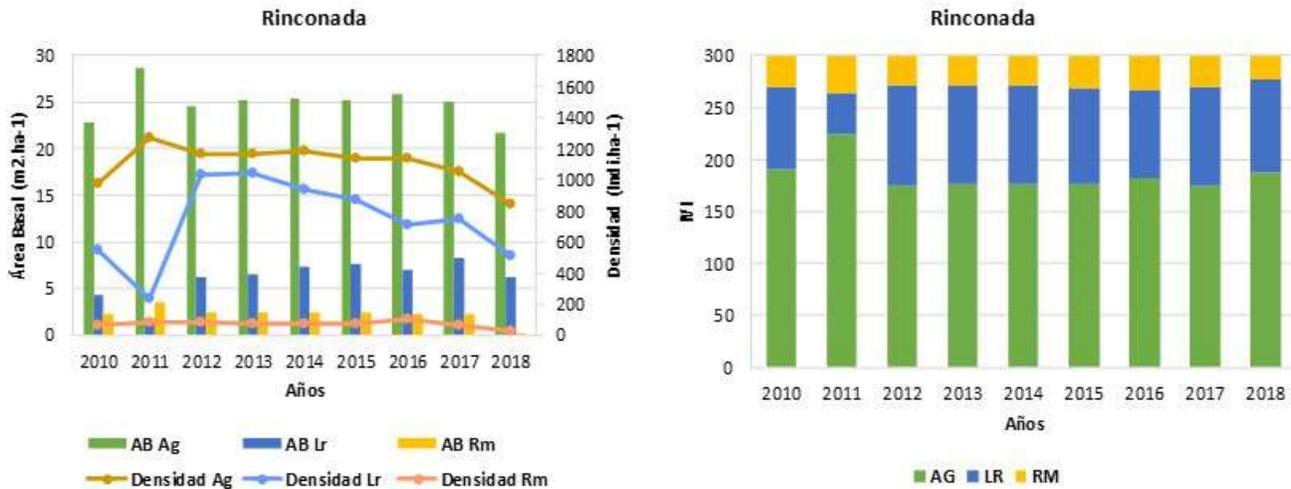


Figura 4.2-16 Cambios históricos en el área basal, densidad absoluta en índice de valor de importancia (IVI) en Rinconada.

En Aguas Negras el área basal de *A. germinans* se incrementó con respecto al 2017 mientras que su densidad disminuyó. Las demás especies presentaron una disminución de ambas variables con respecto al año anterior. Históricamente el área basal de *A. germinans* ha aumentado desde el 2012, pasando de 16,4 m². ha⁻¹ a 23,2 m². ha⁻¹ en 2018., mientras que su densidad disminuye, pasando de 1070 ind. ha⁻¹ en 2017 a 1293 ind. ha⁻¹ en 2018 (Figura 4.2-17). Durante el periodo 2010 – 2018 la estructura ha estado configurada por *A. germinans*, la cual para el último año obtuvo un IVI de 230,6.

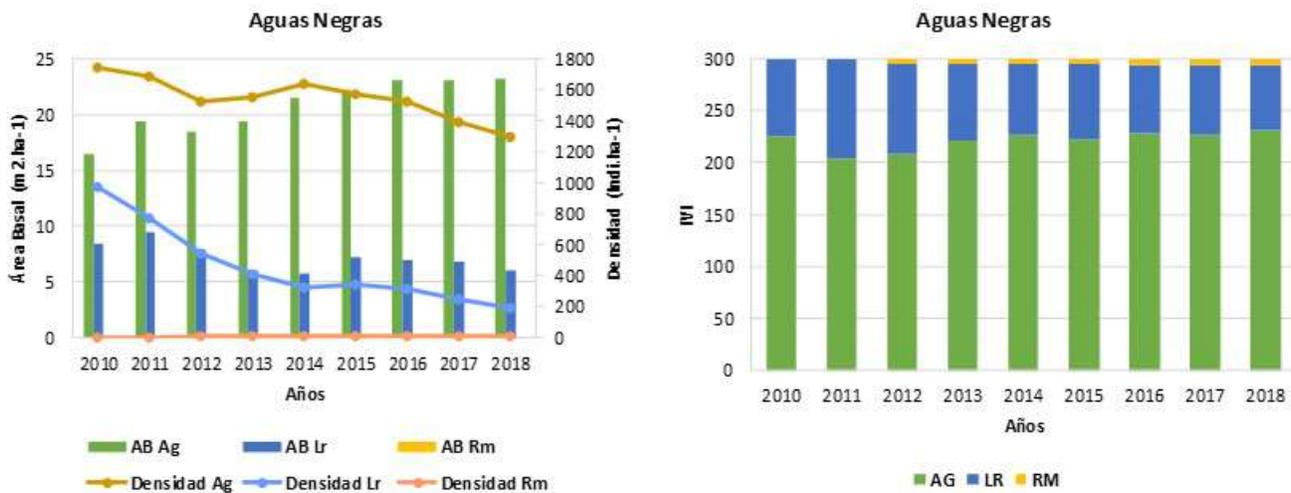


Figura 4.2-17 Cambios históricos en el área basal, densidad absoluta en índice de valor de importancia (IVI) en Aguas Negras.

En Caño Grande todas las especies presentaron disminución en sus valores de área basal y densidad con respecto al 2017 (Figura 4.2-18). En esta estación, los mayores valores de área basal y densidad los registra *R. mangle*, con 6,7 m². ha⁻¹ y 333 ind. ha⁻¹. La mayor pérdida en densidad la tuvo *L. racemosa*, la cual paso de 146,7 ind. ha⁻¹ en 2017 a 13,3 ind. ha⁻¹ en 2018, esto, sumado al bajo valor de área basal, indica que hubo una pérdida importante

del arbolado perteneciente a esta especie. La configuración estructural en esta estación está definida *R. mangle*, la cual para presentó un IVI de 165,5 en 2018. Históricamente en esta estación *L. racemosa* ha sido poco conspicua lo que se refleja en su bajo IVI. En 2017 tuvo un IVI de 44.8 mientras que en 2018 su valor de importancia fue 20,7.

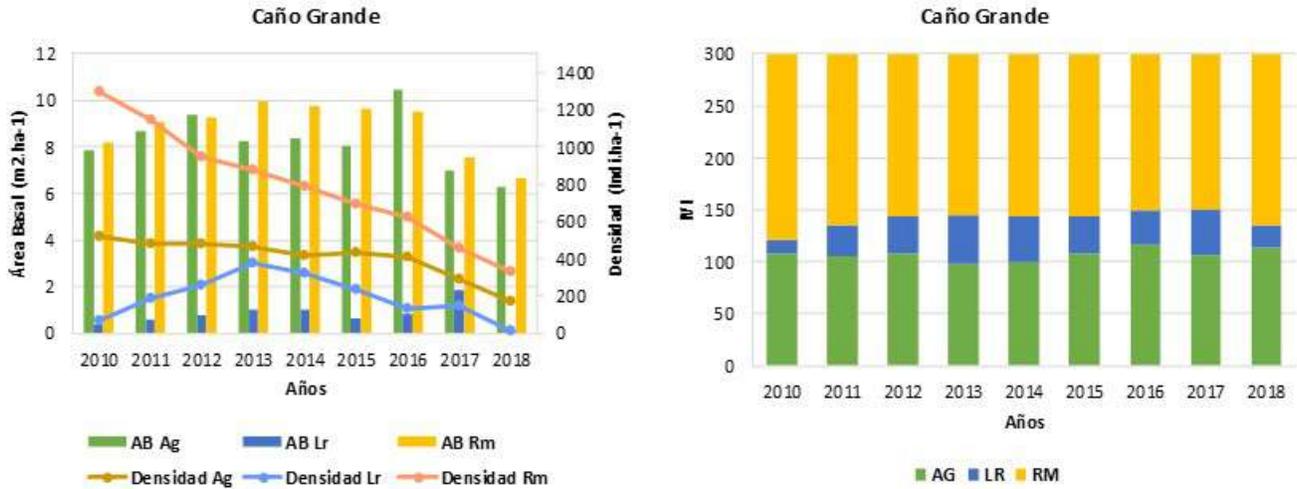


Figura 4.2-18 Cambios históricos en el área basal, densidad absoluta en índice de valor de importancia (IVI) en Caño Grande.

En Luna tanto el área basal como la densidad de *A. germinans* (la única especie presente desde el 2017) disminuyeron con respecto al 2017. La densidad paso de 190,9 ind. ha⁻¹ en 2017 a 109,1 ind. ha⁻¹ en 2018, mientras que el área basal paso de 2,6 m². ha⁻¹ en 2017 a 1,6 m². ha⁻¹ en 2018. El remanente de bosque está definido estructuralmente por *A. germinans* (Figura 4.2-19).

En Km22, al igual que en Luna, la única especie que actualmente define la estructura es *A. germinans*. Tanto el área basal como la densidad disminuyeron con respecto al año anterior. La densidad paso de 586.7 ind. ha⁻¹ en 2017 a 133.3 ind. ha⁻¹ en 2018, mientras que, el área basal, paso de 13.9 m². ha⁻¹ en 2017 a 8.0 m². ha⁻¹ en 2018 (Figura 4.2-20).

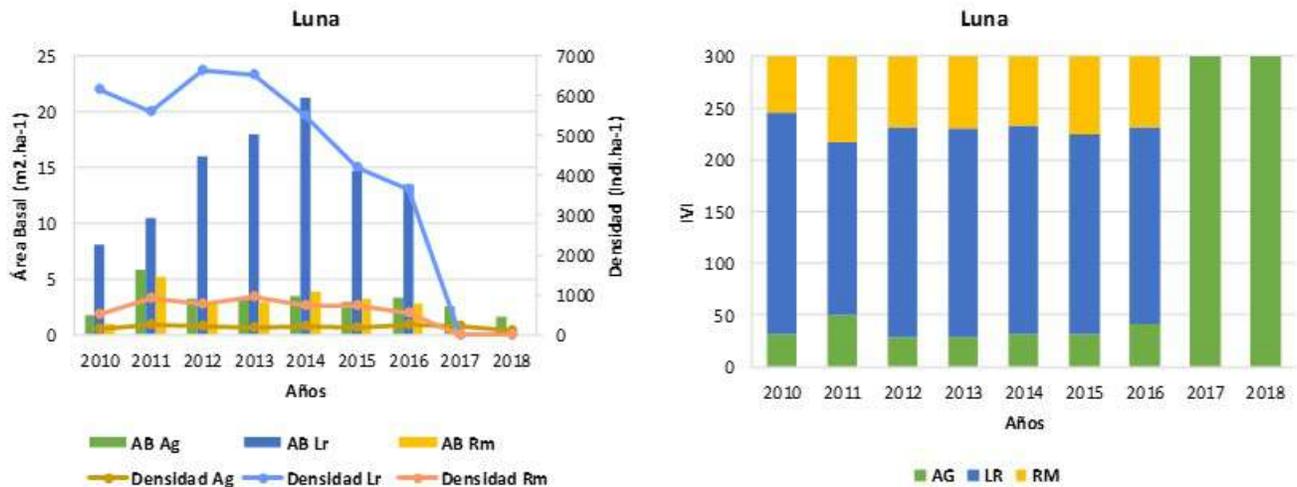


Figura 4.2-19 Cambios históricos en el área basal, densidad absoluta en índice de valor de importancia (IVI) en Luna.

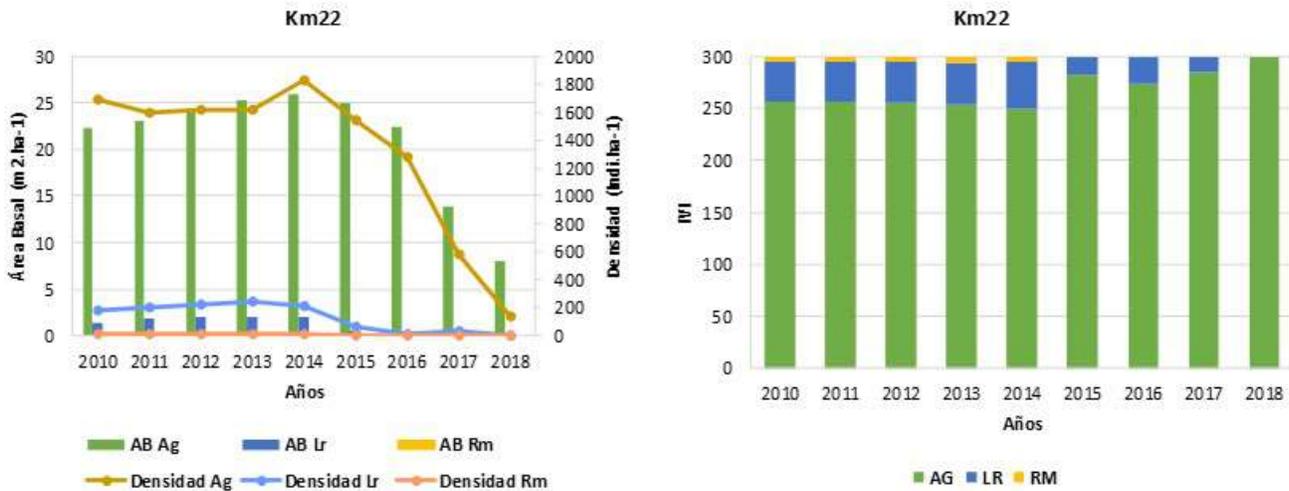


Figura 4.2-20 Cambios históricos en el área basal, densidad absoluta en índice de valor de importancia (IVI) en Km22.

El registro histórico de la estructura del bosque evidencia el incremento de área basal en el periodo 2000 – 2009, principalmente de *A. germinans*. El cambio más drástico se reflejó en Km22, donde se registró la pérdida de área basal de la especie *L. racemosa* hacia finales del 2005. A partir de ese año, la estructura del bosque en esta estación la definió *A. germinans* (Cadavid *et al.*, 2009).

Durante el periodo 2010 – 2018, la tendencia indica que, a excepción de Aguas Negras, las estaciones de monitoreo presentan deterioro estructural progresivo, el cual se refleja en la pérdida tanto de área basal como en la densidad de individuos. En el caso de Aguas Negras, la especie *A. germinans* a pesar de que disminuye sus valores de densidad, aumenta su área basal, lo que indica tendencia hacia un mayor desarrollo estructural del bosque (Corella *et al.*, 2001). La dominancia de *A. germinans* se atribuye principalmente a la tipología del manglar en la CGSM (Serrano-Díaz *et al.*, 1995), además de ser una especie con un mejor y más eficiente uso del agua (Duque-Estrada *et al.*, 2013) y mucho más resistente a condiciones ambientales adversas (Sobrado y Ewe, 2006).

4.2.4 Estado fitosanitario del bosque de manglar

En 2018 se evaluó el estado fitosanitario de 1075 individuos, de los cuales más del 50% pertenecieron a la especie *A. germinans*. A nivel general predominaron los individuos dentro de la categoría 3 “muerto”. Los demás porcentajes se pueden apreciar en la Figura 4.2-21, evidenciando que la salud general de los individuos analizados es baja. Con respecto a periodos anteriores (2015 - 2017), en el 2018 las afectaciones más comunes estuvieron relacionadas con el área fotosintética. El 38% de los individuos presentaron “hojas perforadas”, seguido por los individuos “defoliados”, los cuales corresponden al 17,4% (Figura 4.2-22). En el primer caso, la pérdida de tejido foliar puede estar asociada a la incidencia de hongos patógenos, mientras que la defoliación puede ser respuesta a múltiples agentes, tanto ambientales como biológicos (INVEMAR, 2018)

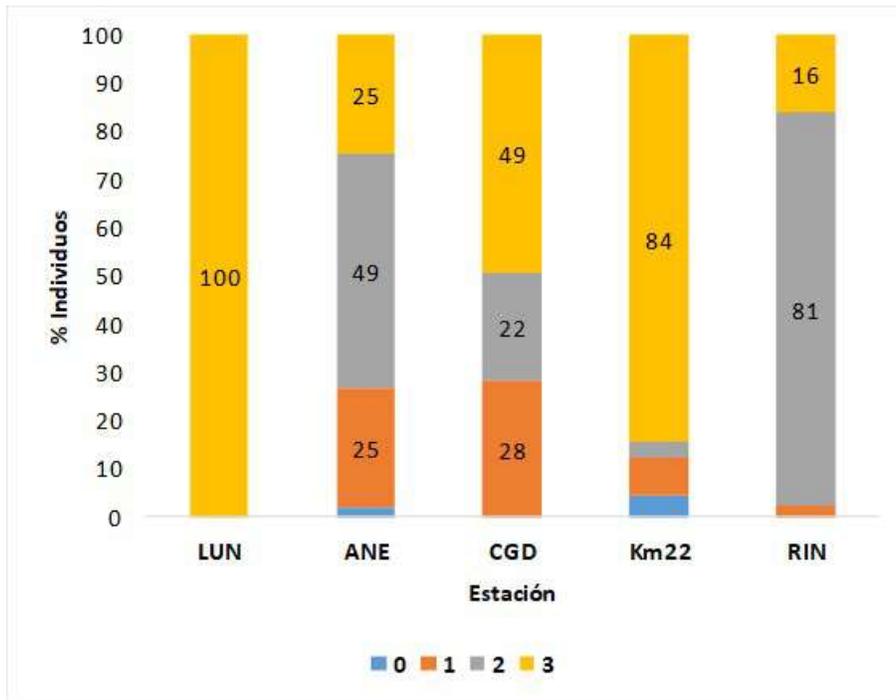


Figura 4.2-21 Estado fitosanitario general de los árboles de mangle en el 2018. 0= Buen estado; 1= Moderadamente afectado; 2= Muy afectado; 3= Muerto

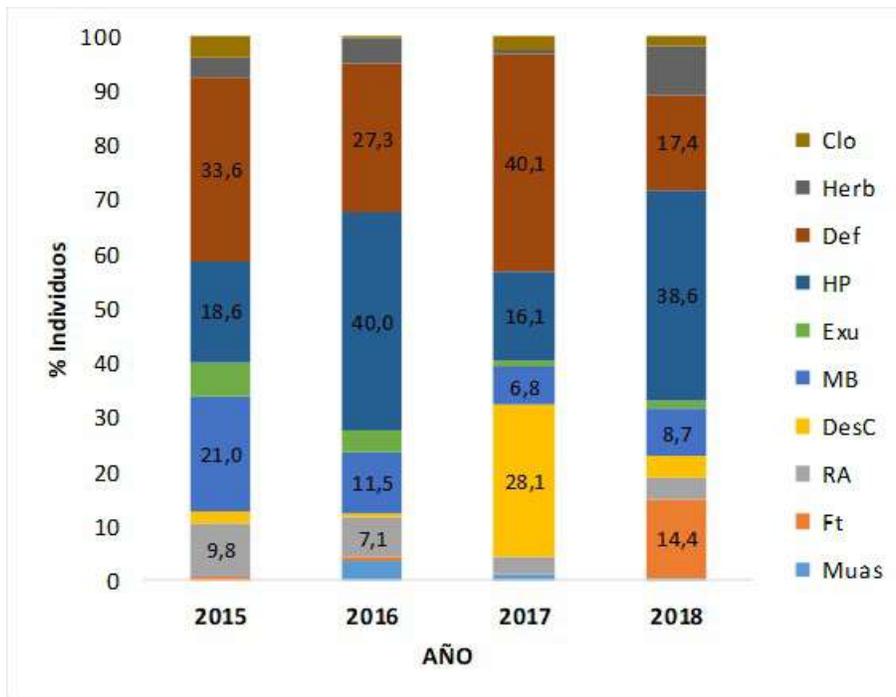


Figura 4.2-22 Principales fitopatologías identificadas en las estaciones de monitoreo. Clo= Clorosis; Herb= Herbivoría; Def= defoliación; HP= hojas perforadas; Exu= exudados; MB= manchas blancas; DesC= descortezamiento; RA= raíces adventicias; Ft= fracturación; Muas=.

4.2.5 Composición y abundancia de avifauna asociada al manglar

Durante el 2018, se obtuvo un registro total de 102 especies de aves, pertenecientes a 20 órdenes y 37 familias. Se registró un total de 2054 individuos de avifauna asociada a ecosistemas de manglar. Del total de especies registradas, 17 especies fueron migratorias boreales (*Anas bahamensis*, *Anas discors*, *Coccyzus americanus*, *Numenius phaeopus*, *Arenaria interpres*, *Calidris bairdii*, *Calidris minutilla*, *Calidris subruficollis*, *Actitis macularius*, *Tringa solitaria*, *Tringa flavipes*, *Hydroprogne caspia*, *Pandion haliaetus*, *Hirundo rustica*, *Catharus ustulatus*, *Parkesia noveboracensis* y *Protonotaria citrea*) y 2 especies se registraron en diferentes categorías de amenaza de acuerdo a la lista roja de especies amenazadas de la UICN y el libro rojo de aves de Colombia: *Calidris subruficollis* y *Chauna chavaria* (Renjifo et al., 2002).

Los órdenes más sobresalientes fueron Pelecaniformes, Charadriiformes, Anseriformes y Passeriformes con 779, 551, 191 y 159 individuos registrados, representando el 37.9%, 26.8%, 9.3% y 7.7% respectivamente (Figura 4.2-23). Las familias más representativas fueron Ardeidae y Tyrannidae en términos de riqueza de especies, y Ardeidae y Charadriidae en términos de abundancia (Figura 4.2-24, Figura 4.2-25).

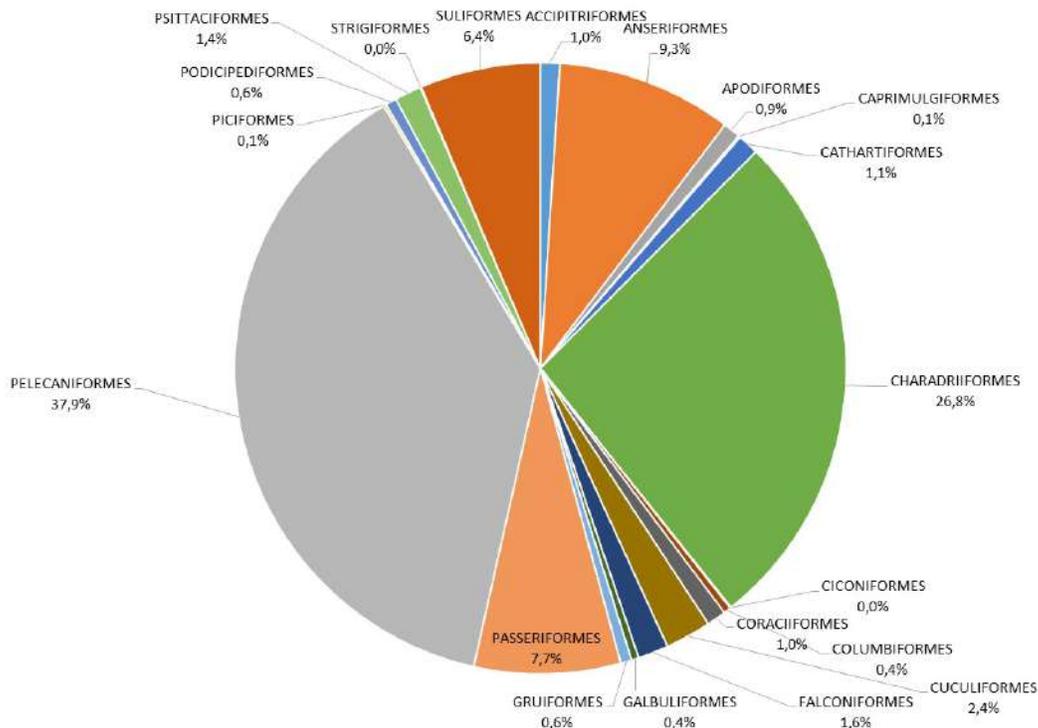


Figura 4.2-23. Composición porcentual de órdenes de la avifauna registrada en las estaciones de monitoreo durante el 2018

Las especies más abundantes registradas durante el 2018 fueron en orden descendente: *Ardea alba* o Garza real (347 individuos), *Pelecanus occidentalis* o Pelicano pardo (199 individuos), *Anas discors* o Pato careto (150 individuos), *Phalacrocorax brasilianus* (119 individuos) e *Himantopus mexicanus* (96 individuos) (Figura 4.2-26). Se resalta que, los ardeidos (*A. alba*) constituyen unos de los componentes faunísticos más conspicuos en los humedales en todo el mundo, al igual que los demás Pelecaniformes (*P. occidentalis*) poseen varias características que las hacen especialmente adecuadas para estudios ecológicos, pues estas especies representan consumidores

secundarios de último orden en las tramas tróficas de los humedales en su área de distribución (América, África, India, sudeste de Asia, Papua Nueva Guinea y Australia) (Kushlan, 1981).

El pelícano pardo, es un ave de gran relevancia ecológica por su distribución geográfica, su diversidad y su biomasa (Schreiber y Burger, 2002). Al igual que todas las aves marinas, la distribución y abundancia del pelícano pardo son influenciadas por diferentes variables oceanográficas, pero principalmente por las características fisicoquímicas del agua (Schreiber y Burger, 2002). Por ejemplo, hay gradientes físicos, corrientes, remolinos, surgencias y masas de agua que elevan la concentración de nutrientes, y con ello aumentan la productividad primaria y de los peces que se alimentan de plancton (Ballance y Pitman, 1999). Por otro lado, el Pato Careto (*A. discors*) es una especie migratoria boreal, de importancia cinegética, manejo y conservación; esta especie registró altos valores de abundancia (Figura 4.2-26), no obstante en la ciénaga El Chino en el sector nororiental de la CGSM, se registra cacería de esta especie, evidenciado por la presencia de empalizadas itinerantes que se ubican en relación a los puntos de actividad de forrajeo de los patos.

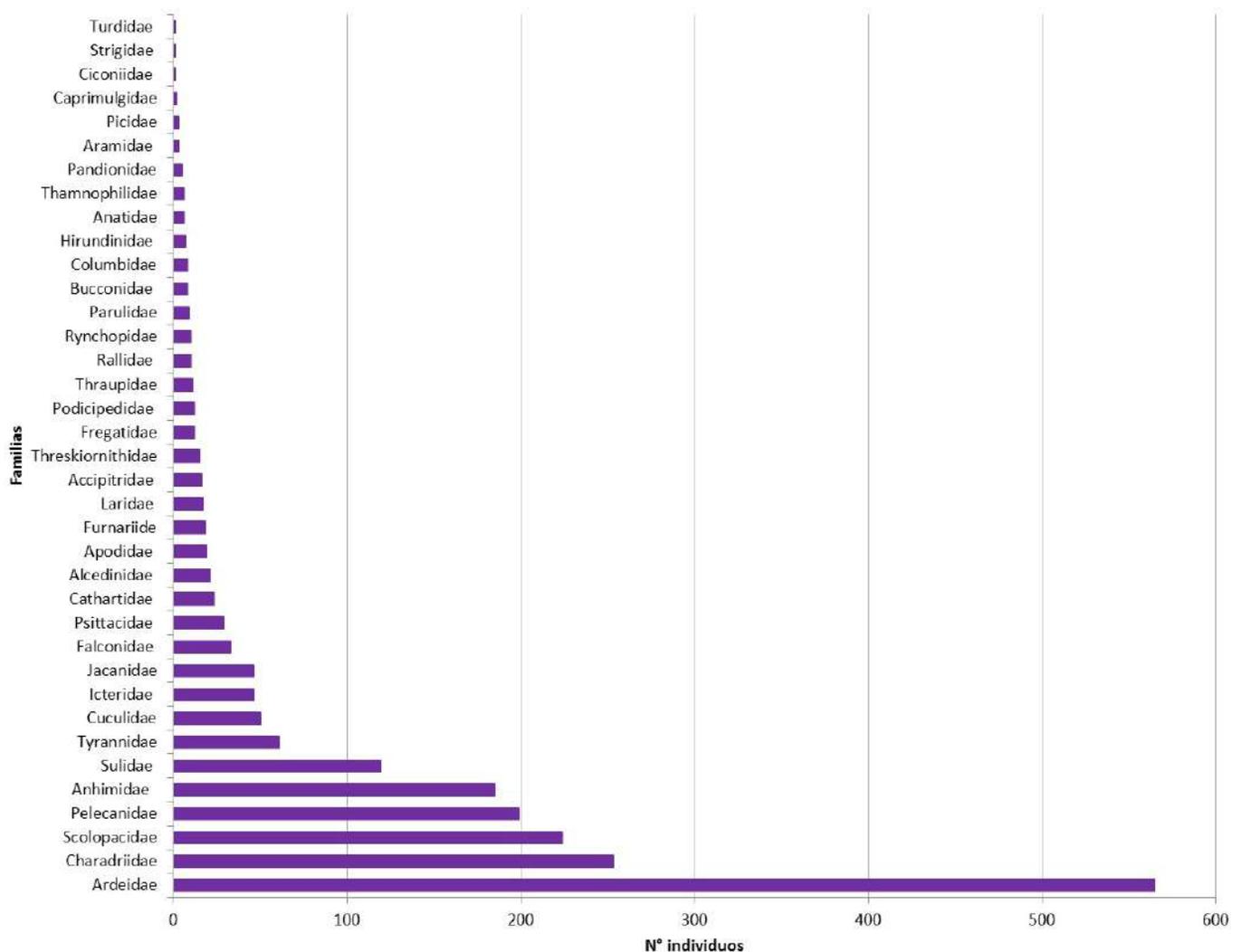


Figura 4.2-24. Abundancia registrada por familia de avifauna asociada a manglares durante el 2018

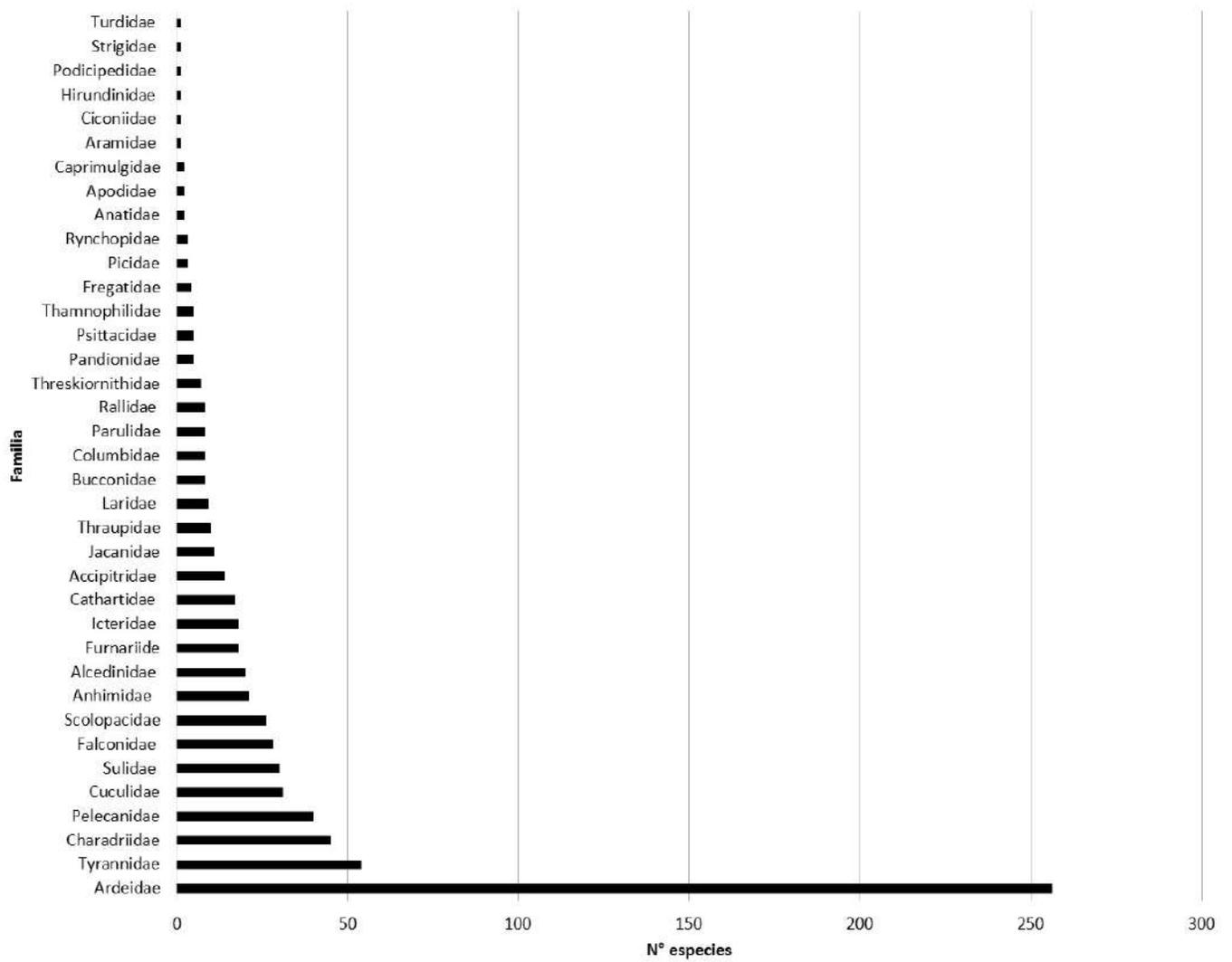


Figura 4.2-25. Riqueza de especies registrada por familia de avifauna asociada a manglares durante el 2018

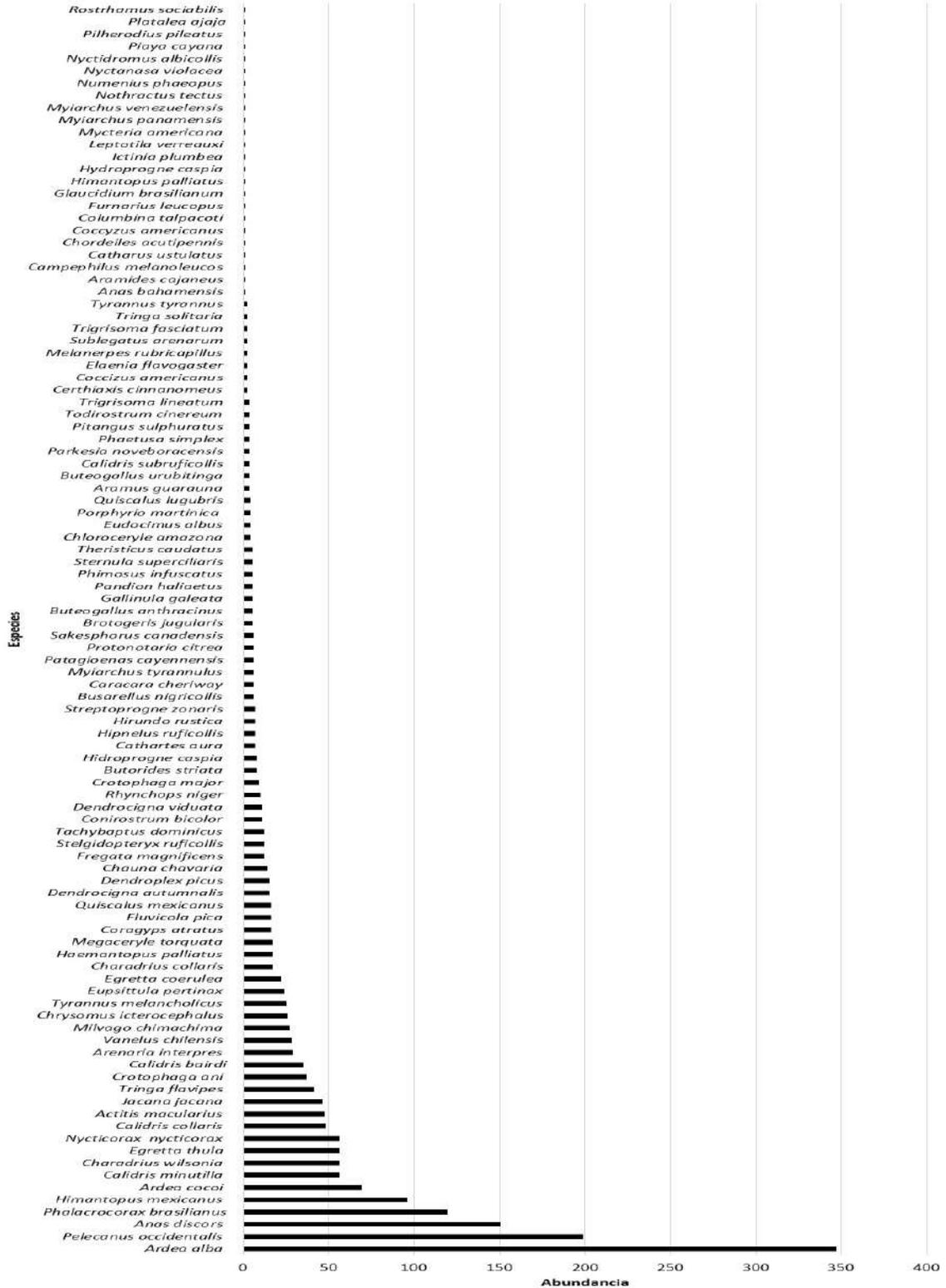


Figura 4.2-26. Abundancia de individuos por las especies de avifauna registradas durante el 2018

De acuerdo a la revisión de bibliografía relevante de cada una de las especies registradas, se encontró que, en cuanto a la relación con el medio acuático, el 49 % se clasifican como acuáticas estrictas (AE), el 47 % como Terrestres (T) y el 4% como Acuática no Estricta (*Fluvicola pica*) (Figura 4.2-27). Sumado a lo anterior, en la composición de gremios tróficos sobresalen los individuos de avifauna piscívoros (45.5%, 935 ind.), seguidos de los que se alimentan de invertebrados (33.2%, 681 ind.) e insectos (11.5%, 237 ind.) (Figura 4.2-28 A); así mismo, en las estaciones monitoreadas dentro del complejo de pajarales (Aguas negras y Luna) se evidenció una marcada predominancia de los individuos insectívoros y piscívoros, respectivamente, mientras que en las estaciones localizadas en el espejo principal de la Ciénaga (Caño Grande y Rinconada) fueron los piscívoros los que predominaron; se destaca la estación localizada en la barra de salamanca (Kilómetro 49) en donde abundan los individuos que se alimentan de invertebrados (613 ind.), seguidos de los piscívoros (279 ind.) e insectívoros (104 ind.) (Figura 4.2-28B).

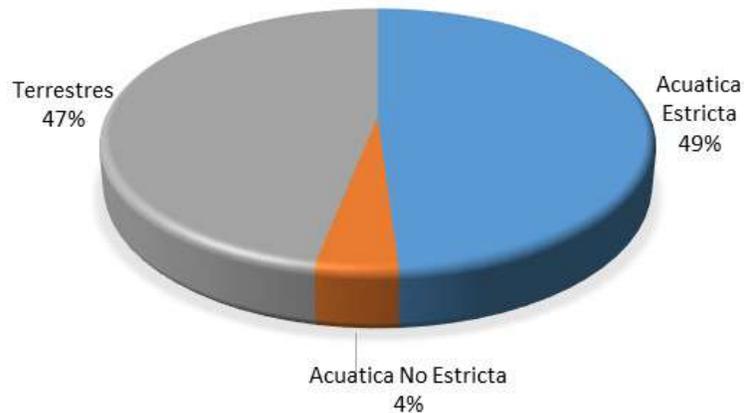


Figura 4.2-27. Composición porcentual de las especies de aves según relación con el medio acuático en las estaciones de monitoreo de avifauna asociada a manglares durante el año 2018

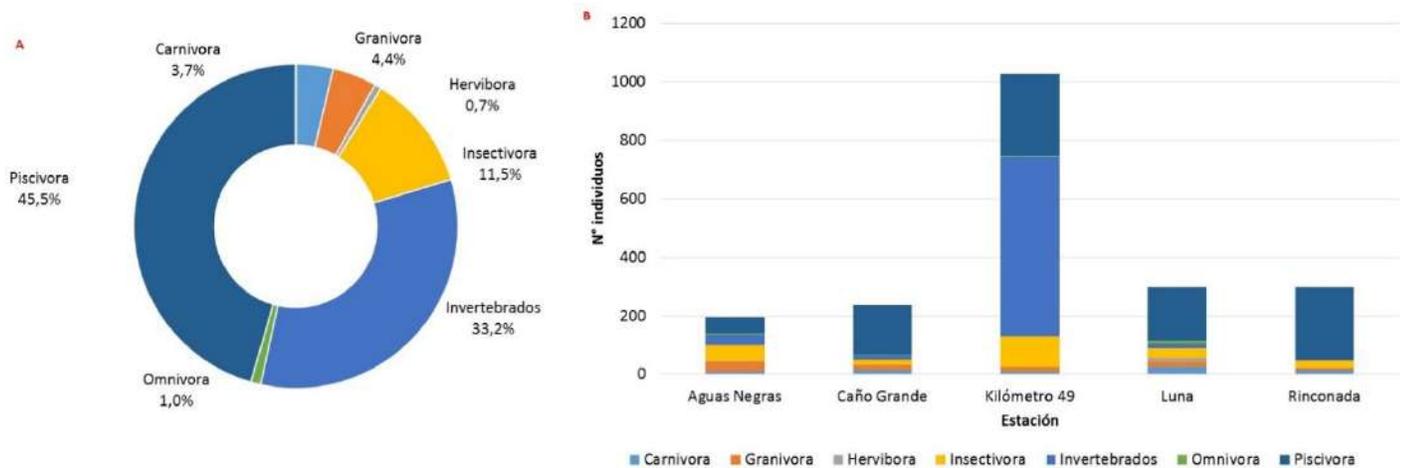


Figura 4.2-28. Composición porcentual general de los gremios tróficos de la avifauna asociada al manglar (A), número de individuos por gremios tróficos de la avifauna asociada al manglar presente en las estaciones de muestreo (B) durante el 2018

Durante el monitoreo de avifauna asociada al manglar en el 2018, se registró que las estaciones con mayor número de especies en orden descendente fueron: Kilómetro 49 (50 especies), Aguas Negras (47 especies), Luna (42 especies), Caño Grande (36 especies) y Rinconada (29 especies) (Figura 4.2-29). La abundancia registrada en las estaciones de muestreo fue de 1026 individuos para Kilómetro 49, 298 individuos en Luna, 297 individuos en Rinconada, 238 individuos en Caño grande y finalmente 195 individuos en Aguas Negras. Este resultado se encuentra relacionado con la naturaleza y características de las fuentes hídricas en las zonas del complejo de pajarales y el espejo principal de la CGSM, en donde el aporte y el flujo hídrico es reducido, condicionando de esta forma la oferta de recursos para el sostenimiento de las comunidades de avifauna, que en su mayoría para estas zonas se alimenta de recursos pesqueros; por otro lado, el Kilómetro 49, se destaca como la estación con mayor abundancia y riqueza de especies, lo que está influenciado por la presencia de amplias zonas intermareales y planos fangosos en dicha estación, los cuales constituyen hábitats importantes para muchas especies playeras que se alimentan de invertebrados (Figura 4.2-29).

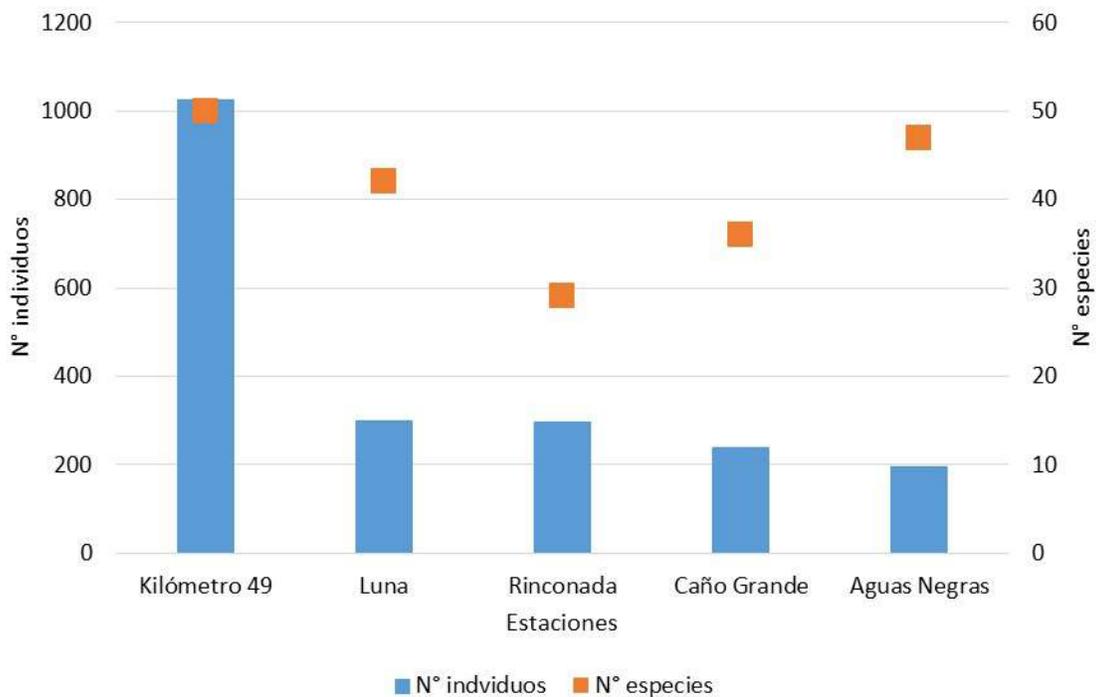


Figura 4.2-29. Abundancia y riqueza relativa de avifauna asociada a las estaciones de monitoreo durante el 2018

La diversidad de especies, constituye una medida cuantitativa que refleja la variedad de especies de una comunidad, el índice de diversidad de Shannon (H') explica tanto la abundancia como la uniformidad de las especies presentes en una comunidad. Por otro lado, el predominio (λ) constituye una medida de la dominancia de especies en una comunidad, siendo un valor inverso a lo expresado por el índice de Shannon (Hill, 1973; Pla, 2006). En la Figura 4.2-30, se muestra la diversidad de Shannon (H') y predominio (λ) de especies de avifauna en las estaciones de muestreo durante el 2018, en donde claramente se destacan las estaciones de Aguas Negras, kilómetro 49 y Luna como las más diversas y de forma inversa con menor predominio de especies, lo cual indica una alta heterogeneidad en la comunidad de aves presente en dichas estaciones. Por otro lado, mediante el análisis de similitud realizado, se confirma la composición de especies en las estaciones evaluadas de acuerdo a su localización geoespacial (Figura 4.2-31), puesto que se agruparon las estaciones localizadas en el complejo lagunar de pajarales (Aguas Negras y Luna), así como las del espejo principal de la CGSM (Rinconada y Caño

Grande), y finalmente la estación Kilómetro 49 quedó distanciada en el cluster debido a su localización en la barra de Salamanca lo que le atribuye características diferenciales a las demás estaciones, que podrían estar relacionadas con la configuración del paisaje.

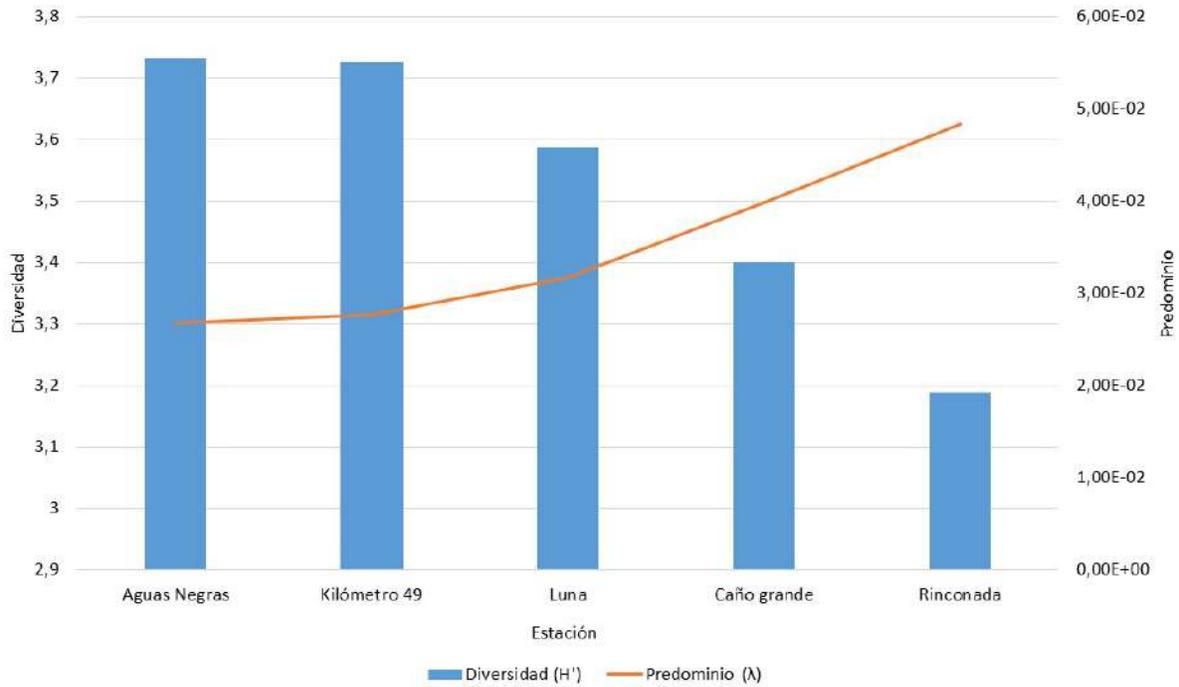


Figura 4.2-30. Diversidad y predominio de especies de avifauna asociada a manglares en las estaciones de monitoreo durante el 2018

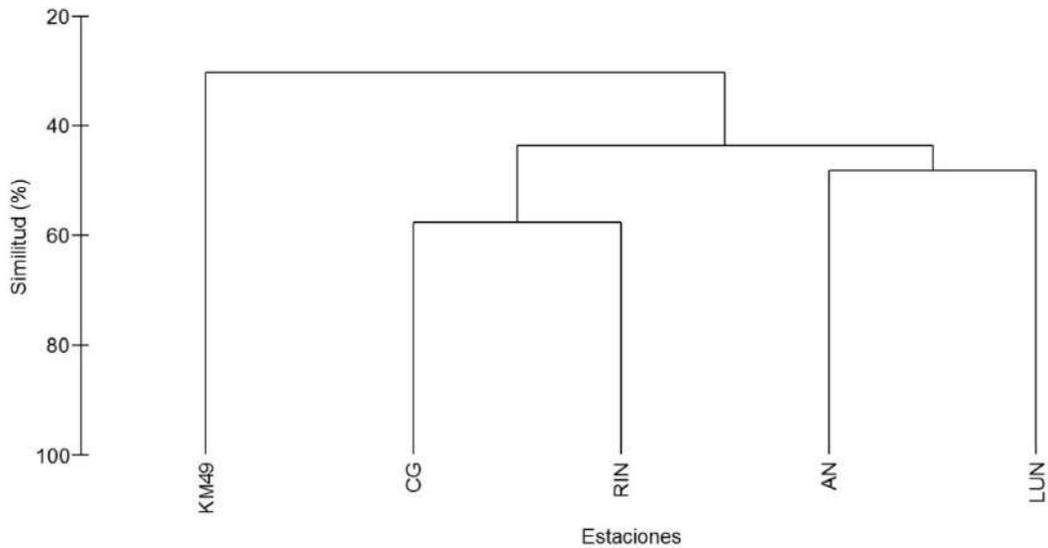


Figura 4.2-31. Porcentaje de similitud de la composición de avifauna registrada en las estaciones de monitoreo durante el 2018

Durante el periodo 2018 se registró un total de 102 especies de aves en las estaciones de monitoreo de avifauna asociada a manglares del área objeto de estudio, esto corresponde al 49.4 % de las especies reportadas por Moreno – Bejarano *et al.* (2003) para del complejo lagunar CGSM. Este alto porcentaje contribuye a la tesis según la cual las formaciones de manglar son hábitat fundamental para las aves en el complejo lagunar. Se registraron 51 especies de aves acuáticas, equivalentes al 51% del total. De acuerdo a Arzuza *et al.* (2008), el registro de aves acuáticas obtenido es equivalente al 22.6 % de las aves acuáticas registradas para Colombia y al 56.6 % de las especies de aves acuáticas identificadas para el conjunto de ambientes del área de estudio. Entre las familias más representativas encontradas esta Ardeidae, similar a lo reportado por Arzuza *et al.* (2008). El registro total de especies de aves obtenido, supera significativamente lo censado en otras localidades del Caribe colombiano como en Isla Fuerte donde Camacho (2007), registró cerca de 40 especies de aves, y lo reportado en otras formaciones de manglar localizados en las costas de Oaxaca (México) en donde se censaron cerca de 90 especies de aves asociadas (Bojorges – Baños, 2011).

Se destaca la poca reciprocidad que hay entre la estructura del manglar (área basal) y la diversidad y abundancia de avifauna, pues en las estaciones con menor desarrollo estructural (caño Grande y Luna) se encontraron valores significativos de diversidad y abundancia de avifauna. No obstante, se resalta que en la estación de referencia (Rinconada) se registró una baja diversidad comparada con las demás estaciones, y una abundancia de individuos cercana a 300 (Figura 4.2-32).

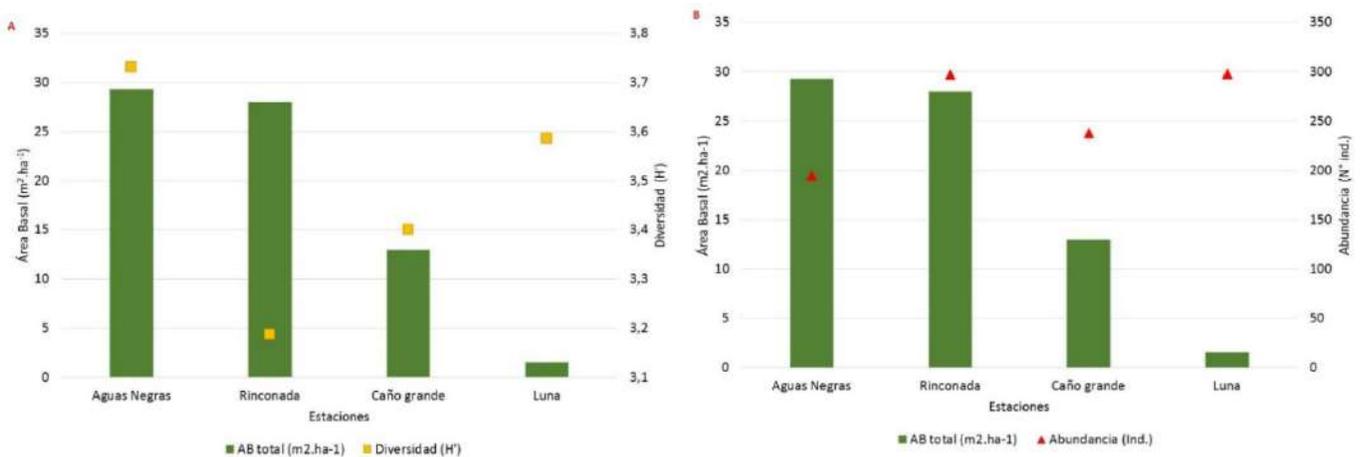


Figura 4.2-32. Contraste entre el área basal y la diversidad (A) y abundancia (B) de avifauna en las estaciones de manglar evaluadas en el 2018

A pesar de los resultados obtenidos, se rescata el rol que juega la avifauna como grupo bionindicador del estado de los ecosistemas de manglar y de uso en estudios a escala de paisaje; no obstante, es clave identificar especies estrictas de manglar y así mismo caracterizar su historia de vida para justificar su selección y posteriormente evaluar su idoneidad a través de matrices de decisión como la propuesta por Altman *et al.* (2011) y ajustada por Odgen *et al.* (2014) para evaluar la relación entre posibles presiones sobre un ecosistema y la presencia de especies de aves. Se debe tener en cuenta algunos aspectos que reduce la idoneidad de las aves como grupo bioindicador, como lo es la capacidad de movilidad que estas poseen y en algunos casos la alta plasticidad que tiene este grupo de fauna ante los cambios a escala de sitio que se pueden registrar en los ecosistemas (Pla, 2006; Hoelzer, 2014).

4.2.6 Cambios de Coberturas Vegetales en la CGSM

4.2.6.1 Cobertura y grado de perturbación del manglar en la CGSM

Los resultados de aplicar índices de vegetación muestran una disminución de los valores de perturbación del manglar con respecto al año 2017, principalmente en la zona centro y norte del área de estudio, desde el poblado de Nueva Venecia hasta el Caño Clarín. De igual manera ocurre en la zona de Sevillano al Este, como se puede observar en la Figura 4.2-33.

En la zona sur se observa la proliferación de vegetación dulceacuícola que ha cubierto muchas de las áreas con árboles de manglar muerto. Esto se aprecia especialmente en la zona de las Ciénagas La Solera, El Conchal y Alfandoque (Figura 4.2-34).

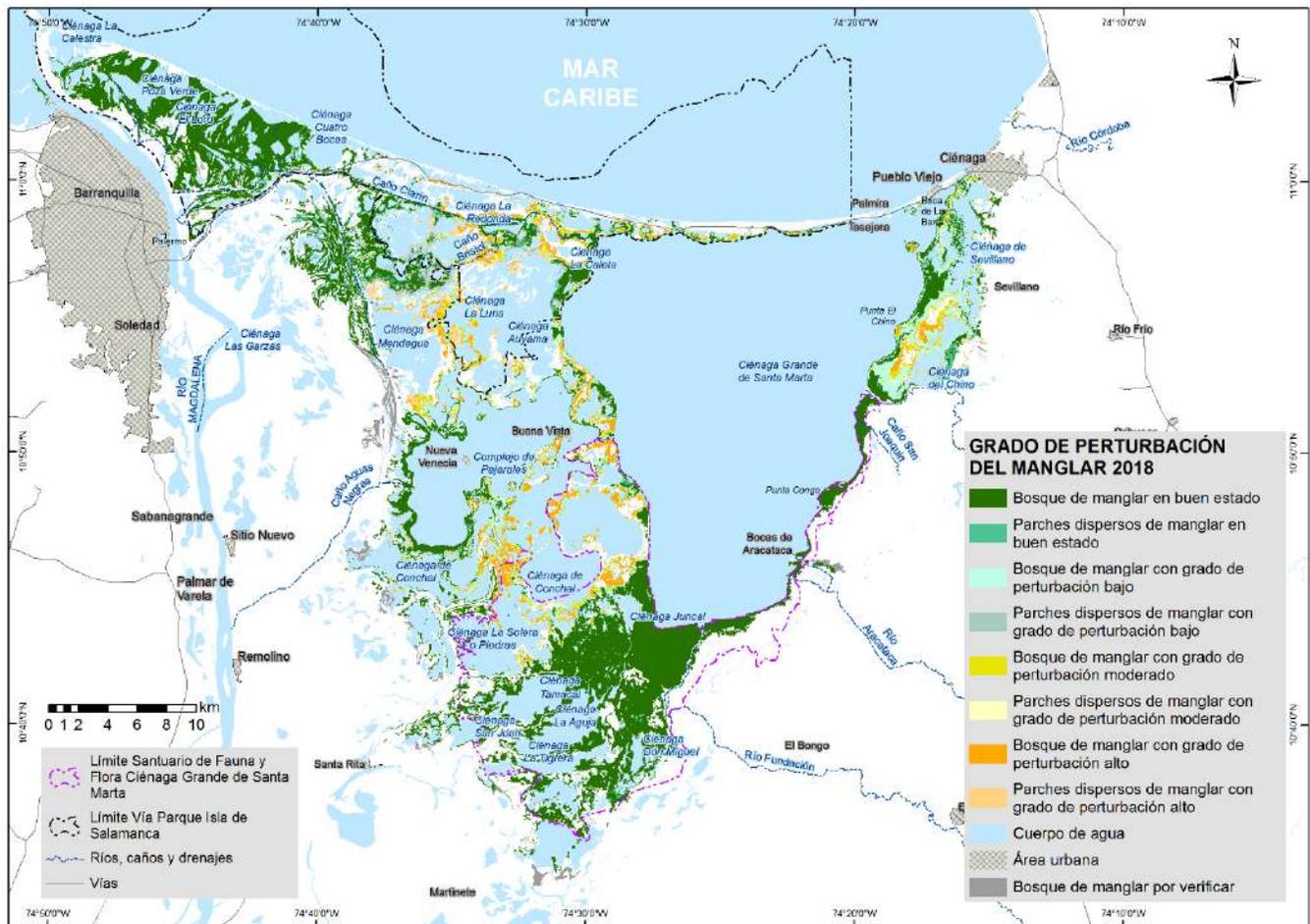


Figura 4.2-33. Cobertura y grado de perturbación de manglar 2018



Figura 4.2-34. Evidencia fotográfica de la presencia de vegetación dulceacuícola en zonas de manglar muerto en el sur de la CGSM

En la Tabla 4.2-1, se observan los totales de coberturas de manglar según el grado de perturbación estimado para el año 2018.

Tabla 4.2-1. Grado de perturbación del manglar 2018

COBERTURA	Hectáreas
Bosque de manglar en buen estado	23.207
Bosque de manglar con grado de perturbación bajo	5.321
Bosque de manglar con grado de perturbación moderado	1.855
Bosque de manglar con grado de perturbación alto	1.725
Parches dispersos de manglar en buen estado	776
Parches dispersos de manglar con grado de perturbación bajo	886
Parches dispersos de manglar con grado de perturbación moderado	242
Parches dispersos de manglar con grado de perturbación alto	352
TOTAL	34.365

4.2.6.2 Dinámica de manglar entre 2017 y 2018 en la CGSM

La dinámica del manglar entre 2017 y 2018 muestra una clara recuperación de la vegetación especialmente en la zona CENTRAL, correspondiente al Complejo de Pajarales, como se puede observar en la Figura 4.2-35.

Se puede apreciar algunas zonas de pérdida de manglar en la región sur, en donde luego del deterioro evidenciado en 2017, se ha establecido otro tipo de vegetación de zonas inundables como la enea (*Typha dominguensis*) y otras especies típicas de humedales, como los juncuales. En menor medida esta dinámica se observó al Este y Oeste del área de estudio. Los cambios en la composición de la vegetación pueden atribuirse al aporte hídrico que tuvo el sistema durante el segundo semestre del 2018, en donde ingresó un volumen considerable de agua dulce al sistema que favoreció el desarrollo de estas especies dulceacuícolas (*Typha dominguensis*) en zonas de manglar muerto. El predominio de este tipo de comunidades vegetales en zonas altamente perturbadas se asocia a fases iniciales de sucesión vegetal (Plasencia-Fraga, 2017), incluso se ha comprobado que su presencia en algunos casos, podría llegar a favorecer el crecimiento las especies de manglar predominantes del complejo lagunar (Villamil, 2004), siempre y cuando se cuente con el adecuado suministro de propágulos.

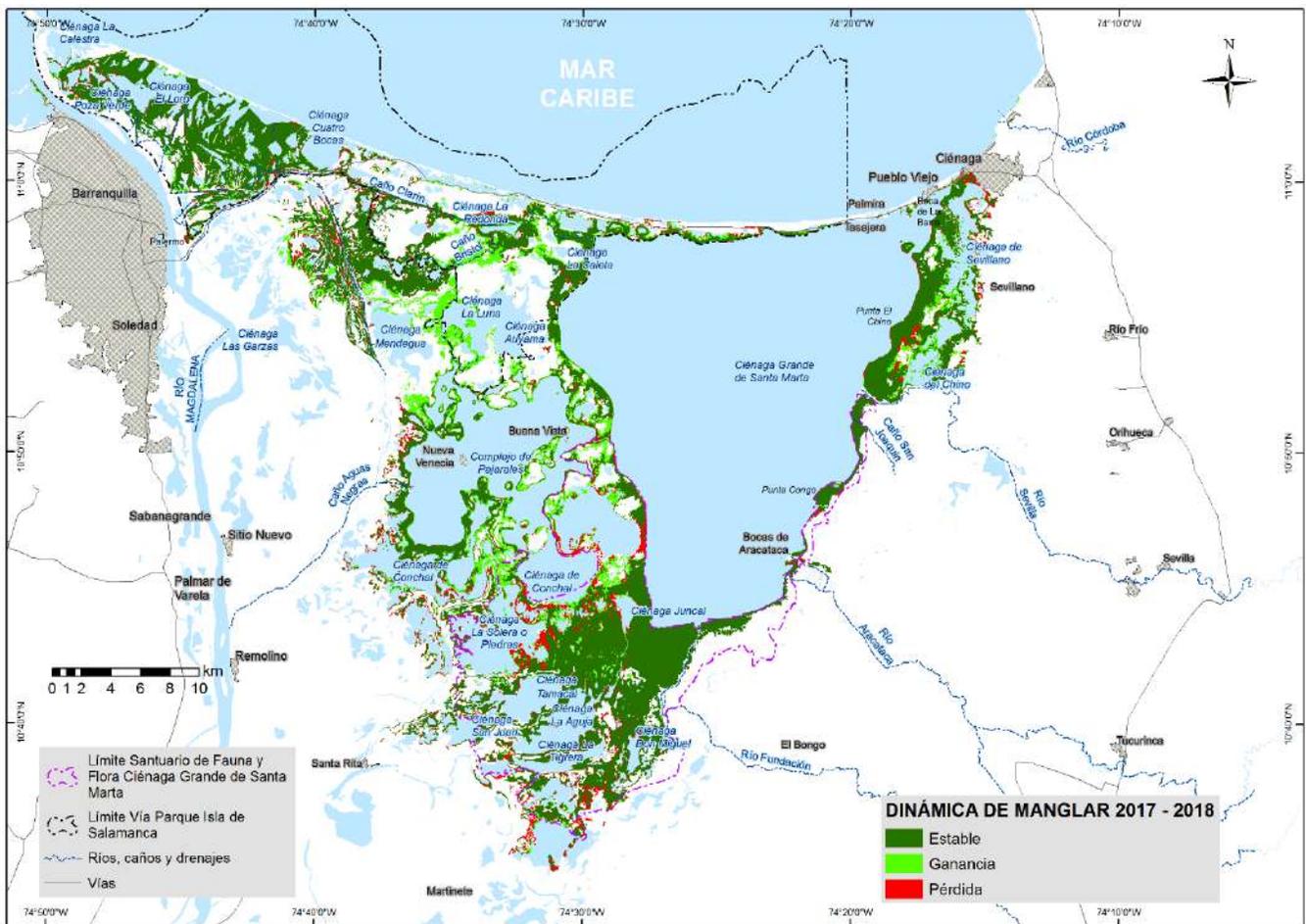


Figura 4.2-35. Dinámica de manglar entre 2017 y 2018

De acuerdo a la dinámica coberturas histórica (2000-2018) que se presenta en la Figura 4.2-36, a pesar de que entre el periodo de análisis 2015-2017 se perdieron cerca de 8700 ha, en tan solo un año (2017-2018) se recuperaron 4229 ha de manglar (Tabla 4.2-2), la recuperación fue evidente hacia el sector de pajarales y Sevillaño, pero principalmente hacia el sector de Caño Clarín, y las Ciénagas de Mendegua, La Luna y La Auyama.

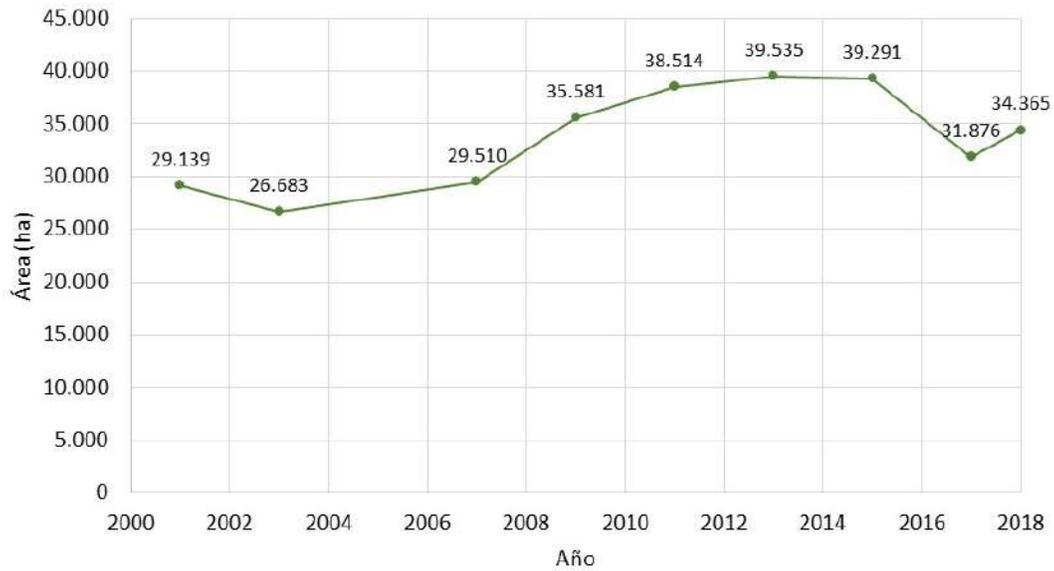


Figura 4.2-36. Área de manglar entre los años 2000 y 2018

Tabla 4.2-2. Dinámica de manglar entre 2017 y 2018

Dinámica de manglar 2017 - 2018		ha	Total (ha)
Manglar vivo	Manglar estable	30.136	34.365
	Ganancia de manglar	4.229	
Pérdida de manglar	Antes manglar ahora otras coberturas		1.740

La recuperación observada obedece principalmente a la regeneración natural que ha tenido el sistema debido al crecimiento y desarrollo de individuos mayormente de *Laguncularia racemosa* (mangle amarillo) los cuales se encuentran en un estado arbustivo (Figura 4.2-37). *L. racemosa* se constituye como una especie de mangle que coloniza sitios que han sufrido algún tipo de alteración, por lo que se considera es una especie pionera y de estadios primarios de la sucesión que ha favorecido el restablecimiento hídrico de la zona (Pennington y Sarukhan, 2005; López-Enríquez *et al.*, 2014). Lo anterior sugiere un alto dinamismo de coberturas y recambio de especies vegetales en el sistema, el cual está sujeto al aporte hídrico y el mantenimiento hidráulico del mismo.



Figura 4.2-37. Evidencia fotográfica de la regeneración natural de la CGSM en los sectores del complejo de Pajarales y Sevillano

4.3 RECURSOS PESQUEROS

4.5.1. Variables de desempeño pesquero y su relación con la variabilidad climática global

4.3.1.1 Captura total

La captura total desembarcada estimada para el periodo enero-septiembre de 2018, presentó el mismo comportamiento registrado al corte de septiembre en 2017, con tendencia a la disminución anual desde 2007. Sin embargo, teniendo en cuenta las capturas promedios mensuales, en lo que va de 2018, se registró un valor cercano al del año inmediatamente anterior, lo cual permite inferir que con las estimaciones de los tres últimos meses del año, la producción anual se valorará alrededor del estimado en 2017, proyectándose como referente de estos dos años, como una mejoría en la serie de tiempo de la producción pesquera plurianual, por arriba de los ocho períodos anteriores a 2017-2018 (Figura 4.3-1). En este contexto, se aclara que, aunque en la figura se presenta la extracción pesquera anual estimada entre 11 y 12 meses, a excepción de 1999, 2013 (4, 10 meses correspondientemente), en este caso se calculó a partir de 9 meses, por lo cual se propone que para propósitos de comparación se considere esta limitante. En los 9 meses de monitoreo que van de 2018, se estimó un total 4.331 t, sin incluir los moluscos que se extraen en VIPIS, que no fueron objeto de registro en este año, por dificultades administrativas.

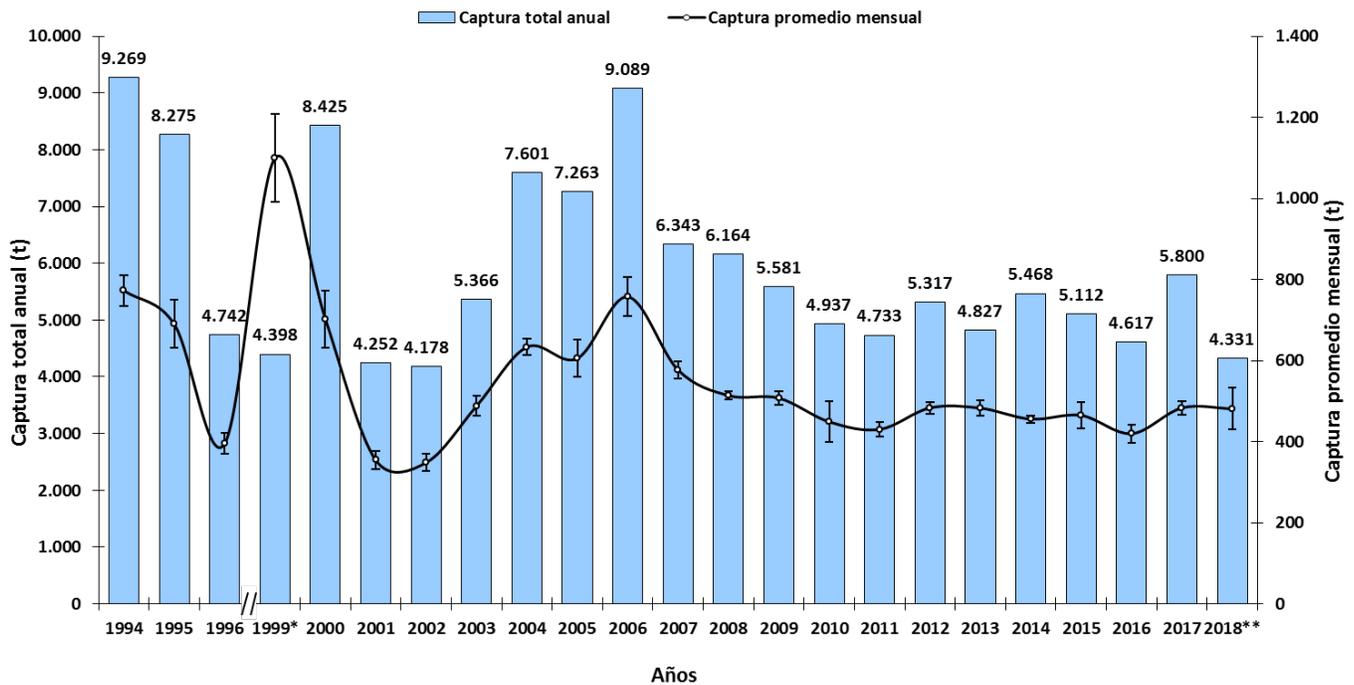


Figura 4.3-1. Captura total anual y promedio mensual interanual en la pesquería de la ecorregión CGSM. * 4 meses y ** 9 meses

Composición de las capturas por grupos de especies

En lo calculado a septiembre de 2018, se registró un declive en la captura de peces y crustáceos (Figura 4.3-2). Como en años anteriores, continúa la variabilidad de la producción pesquera de la CGSM desde una disminución en 2001-2002, relacionada con un aumento de la salinidad del agua, mostrando un patrón creciente entre 2003 con 5.366 t, y 2006 con 9.089 t, con descenso de la salinidad, invirtiéndose esta tendencia posteriormente a partir de 2007 (Figura 4.3-1).

La captura de peces aumentó en un 34,7% en 2006 con respecto a 2005, descendiendo a continuación en 2007 en un 31,4% del total de 2006. En 2008, siguió el declive continuo hasta 2013, apreciándose una leve recuperación en 2014-2015, con relación a 2013, representada en incrementos del 18,5 y 17,5% respectivamente. No obstante, disminuyendo en 2016 a niveles similares a los de 2013, revirtiéndose en 2017, a valores próximos a los de 2015 y aunque con mengua en lo que va de 2018, se deduce que al completar la evaluación a diciembre, estará por encima de los valores de la década anterior, teniendo en cuenta los registros de las medias mensuales de las capturas de peces estimadas para este último año (Figura 4.3-2).

En lo relativo a crustáceos (camarones y jaibas), se redujeron sus volúmenes de captura en un 30% y 32% en 2009 y 2010, respectivamente, referente a 2008, considerado como uno de los mayores rendimientos de la serie monitoreada (1.314t). Esta tendencia se invirtió, aumentando en 2011 y mucho más en 2012 (1.321t), año en el que la producción registró el segundo valor más alto de todo el período evaluado. En 2013 y 2014 se presentó una disminución en un 6,4% (10 meses de datos) y 9,5% (12 meses de datos), respectivamente, en contraste con el año 2012. Para 2015 y 2016, la disminución llegó a 839 t y 878 t, correspondientemente, estimaciones por debajo de los registros de los siete años precedentes. No obstante, en 2017 las capturas se incrementaron, destacándose

como la valoración más alta del seguimiento plurianual (1.410 t), continuando con su comportamiento inestable desde 2008, al reducir nuevamente sus rendimientos de producción, en los 9 meses monitoreados en 2018 en un 39,5%, con relación a 2017 (Figura 4.3-2). Se deduce que, de mantenerse la tendencia mensual de producción evidenciada a corte de septiembre de 2018, resultaría en un rendimiento a final de año, que estaría por el orden de un poco más de las 1.100 t, pero, por debajo del máximo valor estimado en el período de monitoreo en 2017. Lo anterior sin incluir lo registrado antes de 2000 (1994-1999), donde las jaibas de este grupo de los crustáceos, no era considerado en el nivel de importancia comercial actual, es decir como producto de exportación. El recurso jaibas, en el que se evidencia 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 *Callinectes sapidus* (jaiba azul) y *C. bocourti* (jaiba roja). En el caso de los camarones se evidenció desde hace ocho años la presencia del camarón tigre *Penaeus monodon* (Tabla 4.3-1).

El escenario anterior a las obras hidráulicas, mostró un descenso brusco en la captura de los moluscos en el sistema, representada por ostras y caracoles. 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. En 2004, la captura de almejas llegó a 706 t incrementándose en un 48,6% más en 2005 y alcanzando el máximo valor registrado (1.050 t) en el seguimiento desde el 2002. Seguido, se evidenció una tendencia a la disminución desde 2006, acentuando más su declive, desde 2009 hasta 2016, tiempo en el que se registró un promedio de 223 t (+/-34t), pero incrementándose en un 63% en lo relativo a 2017 (363 t), con respecto a la media de extracción de los ocho años anteriores (Figura 4.3-2, Figura 4.3-5). En cuanto a lo anterior, si bien se muestra un aumento en la extracción del recurso almejas, no se puede concluir como síntomas de recuperación de esta pesquería (explotada en su totalidad en el área de la VIPIS), teniendo en cuenta que el incremento se puede considerar como moderado, con relación al máximo de la producción estimada en 2005, manteniendo riesgo de sobrepesca. En 2018, no se registraron datos, debido a inconvenientes administrativos, se espera retomar en 2019, en coordinación con PNN.

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 cinco 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 PNN misionalmente no puede atender, se encuentran adelantando un proceso de diálogo con participación de entidades como la AUNAP, gobernaciones del Magdalena y Atlántico, entre otras, con el fin de buscar alternativas de solución, a través de proyectos productivos, como el ecoturismo, incluyendo en este proceso de concertación, talleres de socialización de resultados del monitoreo de este recurso, por parte de INVEMAR.

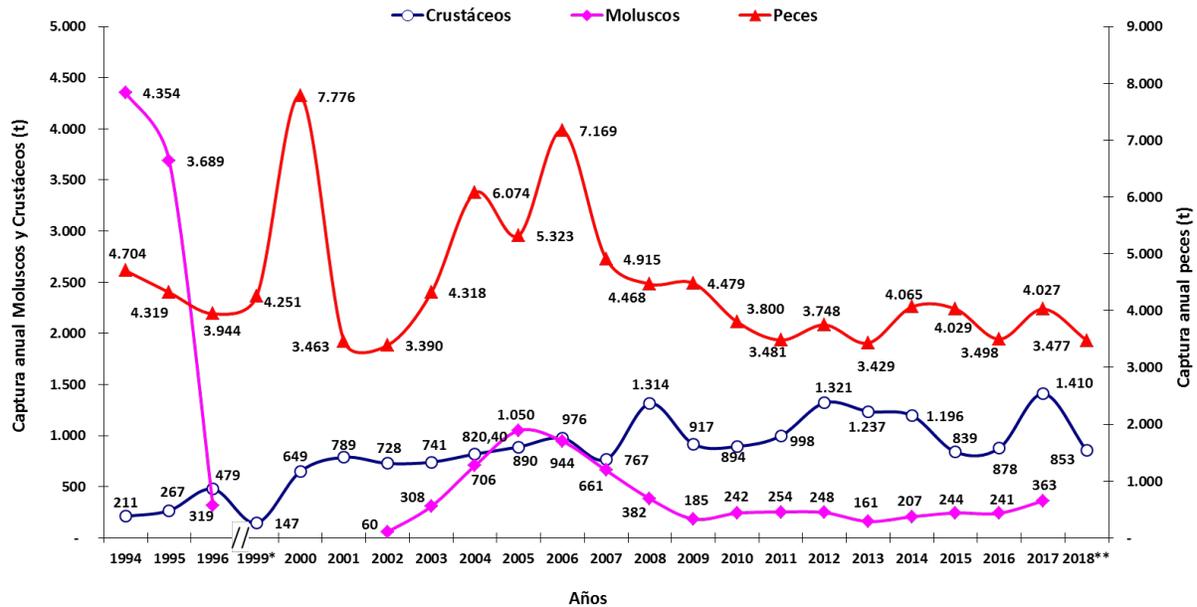


Figura 4.3-2. Tendencia de la captura total anual de peces, crustáceos y moluscos en la pesquería de la ecorregión CGSM. * 4 meses y ** 9 meses

Tabla 4.3-1. 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 – T. falcatus</i>
Bagre Pintado (f)	<i>Pseudoplatystoma magdaleniatum</i>	Pargo (m)	<i>Luftjanus spp.</i>
Barbul – Barbul arroyo (f)	<i>Pimelodus blochii - 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 cuspidatus</i>	Pez león (m)	<i>Pterois volitans</i>
Bobito (e)	<i>Stellifer venezuelae</i>	Pez sapo (m)	<i>Spherooides testudineus</i>
Bocachico (f)	<i>Prochilodus magdalenae</i>	Pez volador (m)	<i>Dactylopterus volitans</i>
Bocona (m)	<i>Anchovia clupeoides – Cetengraulis edentulus</i>	Picúa (m)	<i>Sphyraena 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)	

Nombre vulgar	Nombre científico	Nombre Vulgar	Nombre científico
Carrurra (e)	<i>Bairdiella ronchus</i>	Róbalo largo (e)	<i>Centropomus undecimalis</i>
Carta = Carecaballo (m)	<i>Selene</i> spp.	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</i> spp.
Corbinata marina (m)	<i>Umbrina coroides</i> - <i>U. broussoneti</i> - <i>Cynoscion</i> sp	Tilapia roja (f)	<i>Oreochromis</i> sp.
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>
MOLUSCOS			
Coroncoro perro de río (f)	<i>Loricaria</i> spp	Almeja (e)	<i>Polymesoda solida</i>
Cuatro ojo (f)	<i>Leporinus 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)	Tylosurus acus	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>		

Nombre vulgar	Nombre científico	Nombre Vulgar	Nombre científico
Meona (e)	<i>Oligoplites saurus - O. palometa</i>	REPTILES	
Mero (m)	<i>Epinephelus</i> sp.	Icotea (f)	<i>Trachemys scripta callirostris</i>
Mero de río (f)	<i>Dormitator maculatus</i>	Tortuga Verde Oliva (m)	<i>Lepidochelys olivacea</i>
Mojarra blanca (e)	<i>Diapterus rhombeus (e) – D. auratus (e) – Gerres cinereus (m)</i>	Tipo de especies por hábitat	
Mojarra lora (f)	<i>Oreochromis niloticus</i>	Hábitat	Número de especies
Mojarra peña (f)	<i>Caquetaia kraussi</i>	Dulceacuícolas (f)	30
Mojarra piedra (m)	<i>Chaetodon ocellatus</i>	Estuarinas (e)	24
		Marinas (m)	59
		Total	113

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 4.3-5, 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). En lo que va de 2017 (enero a septiembre), se registraron 66 kg de caracol.

La Figura 4.3-3 relaciona las variaciones en la salinidad del agua en la CGSM, los caudales aportados por el río Magdalena y la anomalía IOS, con las capturas anuales. El descenso de las capturas de 2006 a 2017 y su estado para 2018, no muestra correspondencia con el patrón climático que en 2006 fue neutral, después de un año Niño leve. De 2007 a 2013 se presentó un comportamiento típico de La Niña, caracterizados por años lluviosos, con mayor incidencia en 2008, 2010 y 2011, estos formaron un grupo con IOS ascendente y bajas salinidades, aunque manifestándose con retardo, lo que hace suponer la influencia de otros factores, como el mantenimiento de los caños. Las salinidades menores a 10 facilitaron la presencia de especies dulceacuícolas, pero al bajar el IOS en 2009, la salinidad aumentó y la captura de peces bajó. Contrariamente entre 2014 y 2016 que han sido identificados como años Niño, se registraron los mayores valores de salinidad del período analizado (entre 24,7 y 32,1), invirtiéndose en 2017 y en lo que va de 2018, años Niña, con disminución de la salinidad a promedios de 8,6 y 5,3 respectivamente.

Al hacer un análisis retrospectivo, hay que tener en cuenta que respecto a los valores anuales del IOS, pudieran aparecer como diferentes (p.ej. años neutrales IOS = 0.0) que actualmente figuran como de eventos leves de ‘La Niña’ ($1 < IOS > 0$). Esto se debe a ligeros cambios en los valores del IOS en nuestra fuente de información, (NOAA-NCEP <http://www.cpc.ncep.noaa.gov/data/indices/soi>) que realizó una estandarización con los datos de la Organización Meteorológica Mundial (WMO). Sin embargo, las tendencias definidas para relaciones con parámetros como la salinidad o capturas de peces en informes anteriores no varían significativamente y se mantienen en el espectro multianual.

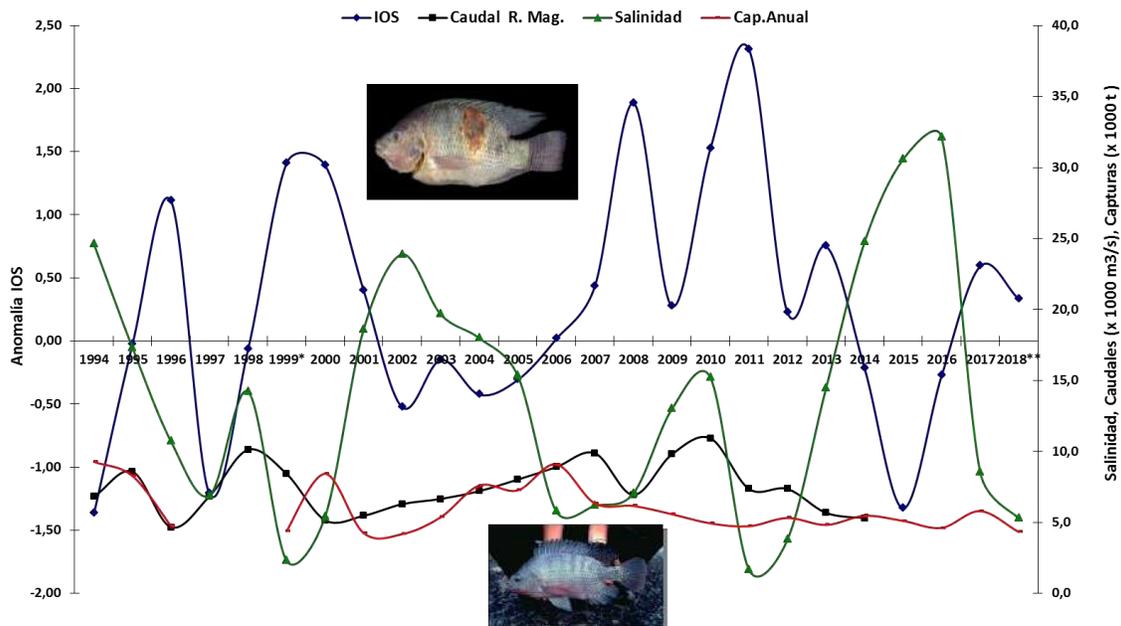


Figura 4.3-3. Variación multianual del IOS, caudales del río Magdalena, salinidad media y capturas totales en la CGSM. * 4 meses y ** 9 meses

Composición de las capturas por especies de peces

Referente a peces, se destaca el incremento en el número de especies capturadas, como indicador de riqueza para el período 2009 – 2014. Este periodo presentó los mayores registros en el período de monitoreo, pero con disminución en lo registrado entre 2015 y lo que va a septiembre de 2018 (Figura 4.3-4). Sin embargo, fue clara la disminución en las capturas en los años 2001, 2002, 2011, 2013, 2016 y en lo que va de 2018, aunque infiriendo que a final de 2018, resultaría una captura de peces por encima de ese orden.

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 la dulceacuícola mojarra lora, situación producto de la disminución de la salinidad, especialmente en el año 2006, cuando esta especie representó el 46% del total de las capturas de ese año. Sin embargo, al igual que para el total del grupo de los peces, esta especie mermo sus rendimientos entre 42,6% y 98,7% durante el periodo 2007-2018, con respecto a 2006. Se destaca la drástica disminución en 2010 y en lo monitoreado entre 2015-2017, con menor valoración en 2015-2016, años que coincidieron con los mayores registros de salinidad determinados a lo largo del seguimiento en las últimas dos décadas (Figura 4.3-3, Figura 4.3-4). A pesar de que en 2010 se registró un IOS ascendente (La Niña), este fue precedido por una tipología de Niño (octubre 2009-marzo 2010), lo que influyó en un retardo y las inundaciones lavaron los suelos salinos, haciendo aumentar temporalmente la salinidad de las aguas. Esta misma situación se presentó en 2017 con un evento Niña pero precedido de un Niño (2014-2016), por lo que el patrón climático favoreció las especies estuarinas (lisa, macabí, mapalé, chivo cabezón y sábalo) que presentaron las mayores figuraciones, registrando también aumentos en otras especies marinas que no son apreciables en la figura.

En este mismo orden de ideas, en lo que va de 2018 (enero-septiembre), se mantiene un índice positivo (La Niña) desde 2017, registrándose consecuentemente un descenso de salinidad, con evidente mejoría en la producción de especies dulceacuícolas como la mojarra lora y mojarra peña, con representaciones del 10,7 y 3,6% respectivamente, del total de la captura de peces; pero al igual que para los últimos nueve años, la mayor

figuración fue de lisa, con participación promedio anual del total de captura de peces del 34,1% (± 10), incidiendo de igual manera en 2017 y en lo que va de 2018, la mojarra rayada, con el 16,4 y 11,9% correspondientemente (Figura 4.3-4), manteniéndose entre las principales especies desembarcadas, desde su restablecimiento en 2011, aunque no en los niveles de mediados de los 90’s. Esta especie, posterior a la apertura de los caños, prácticamente había mostrado evidencias de colapso en la pesquería, por causas principalmente ambientales (Viloria, 2009; Viloria *et al.*, 2012).

De acuerdo a lo anterior se deduce que la mojarra lora para tener condiciones favorables necesita que el agua dulce de los ríos Magdalena y de la Sierra Nevada de Santa Marta, ingrese a través de los caños una cantidad de agua que logre balancear y bajar la salinidad, lo cual demora hasta varios meses. Esto sucedió durante 2011 y 2012, mostrando una recuperación en la producción de la mojarra lora por encima del 20% de total de la captura en esos dos años, pero nuevamente se vio diezmada en el periodo 2014-2017 (en un rango entre 1,2% y 8,1%), con un incremento en la salinidad y registrando el valor más alto del período evaluado.

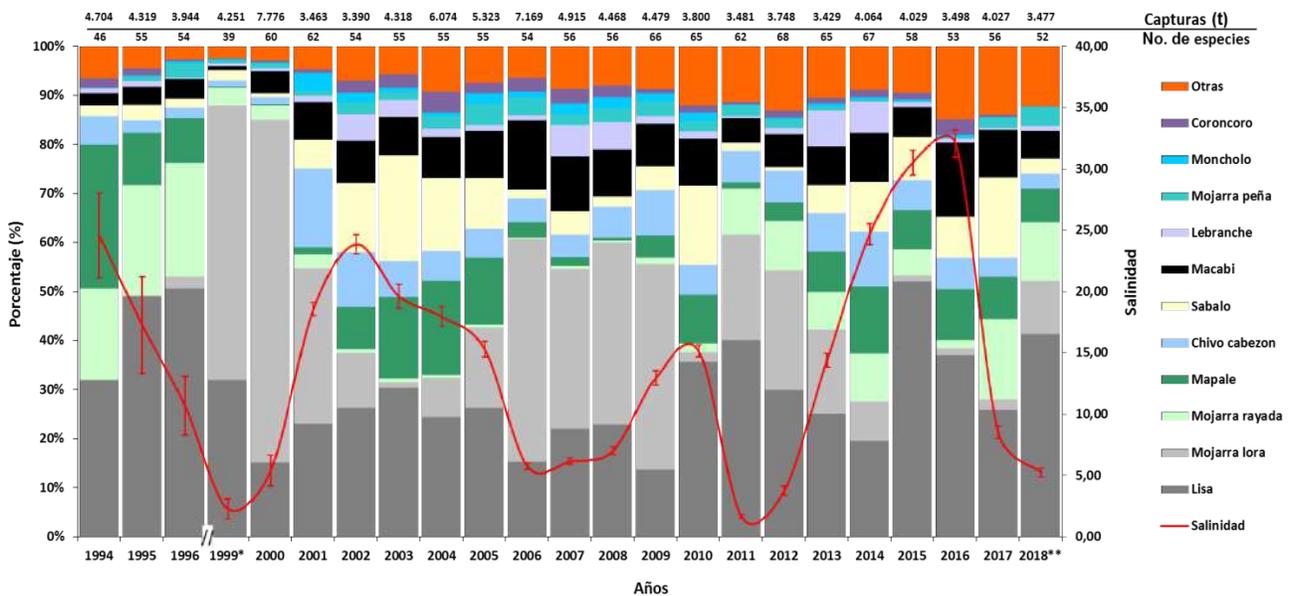


Figura 4.3-4. Composición interanual de la captura (t) de peces en la ecorregión CGSM. * 4 meses y ** 9 meses

Si bien se presenta el valor del IOS con corte a septiembre, todo indica que a final de este año tendrá valor positivo (Figura 4.3-3). El modelo no lineal desarrollado para evaluar el cambio en la salinidad de la CGSM-CP, con la variación de la anomalía del IOS como indicador de la intensidad del fenómeno de El Niño (ENOS), se basa en datos anuales promedio y así ha producido respuestas muy cercanas a lo observado (Blanco *et al.*, 2006; 2007). En el año 2004, con un valor medio anual de IOS de -0,4; la salinidad media predicha fue de 19,5 y de 18,9 para 2005 con un IOS medio de -0,3; correspondiente a un evento El Niño débil a moderado. Aunque en esos años faltaron datos de salinidad en los primeros meses y probablemente por ello los resultados observados dieron valores ligeramente diferentes (17,9 y 15,3 respectivamente), lo cierto es que, aunque leves o débiles, desde el 2002 a 2005 se comportó como de El Niño y 2006 fue neutral. Por ejemplo, en 2006 el IOS llegó a 0 pero la salinidad anual bajó a 5,8, valor estimado por el modelo para un evento ‘La Niña’. Al presente, los pronósticos de la NOAA-NCEP indicaron condiciones frías en las temperaturas del Pacífico ecuatorial; sin embargo, el IOS de 2008 mostró un valor medio positivo (1,9) correspondiente a un evento del fenómeno de “La Niña”. Consecuentemente, la salinidad de CGSM-CP se mantuvo baja (7,1) y las capturas de especies estuarinas tradicionales (lisa, chivo mapalé

y sábalo) disminuyeron, mientras que aumentaron las capturas de mojarra lora al conservarse los valores de salinidad menores a 10, favoreciendo a esta especie.

Sin embargo, se esperaba que en 2008 la captura de mojarra lora fuera mayor, pero el ascenso del IOS no fue acompañado rápidamente de un descenso proporcional en la salinidad, que se mantuvo similar a la de los 2 años anteriores. Estos descensos de las capturas de mojarra lora afectaron el valor anual de toda la captura de pescado y puede deberse a la drástica reducción de microalgas, principalmente diatomeas (Bautista *et al.*, 2010), principal alimento de las tilapias. Ya en 2009, el IOS bajo prácticamente a 0 (0,3), la salinidad aumentó inversamente con el IOS, como se esperaba del modelo, no obstante, a pesar de subir de 10 la salinidad, la captura de mojarra lora estuvo bien representada. El valor porcentual relativamente alto de la mojarra lora en 2009, se explica por la reducción de la participación de especies tradicionales, como la lisa, el chivo mapalé y el coroncoro.

Al mantenerse las condiciones de La Niña desde finales de 2010 hasta 2013, se evidenció un repunte en la abundancia de la mojarra lora y otras especies de río para estos dos años. Posteriormente entre 2014 y 2016 incrementó la salinidad ante ocurrencia de El Niño, con mayor presencia de peces estuarinos, lo cual se ha mantenido en 2017 y en lo que va de 2018, a pesar de ocurrencia de La Niña, dado por retardo referenciado anteriormente. Se destaca que actualmente el INVEMAR adelanta el análisis de 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 del grupo de los invertebrados en lo que va de este año, solo se dio participación de los crustáceos en el total estimado para este grupo, teniendo en cuenta que en este año no se realizó monitoreo en la VIPIS, único relicto del molusco almeja en la ecorregión CGSM. Se enfatiza sobre el incremento de la producción de este recurso en lo valorado a 2017, donde se superó en un 68% y 60,6% las valoraciones de 2015 y 2016 respectivamente, pero descendiendo en lo estimado al corte de septiembre de 2018, en un 39%, con relación al determinado en 2017, máximo valor del período evaluado (Figura 4.3-5).

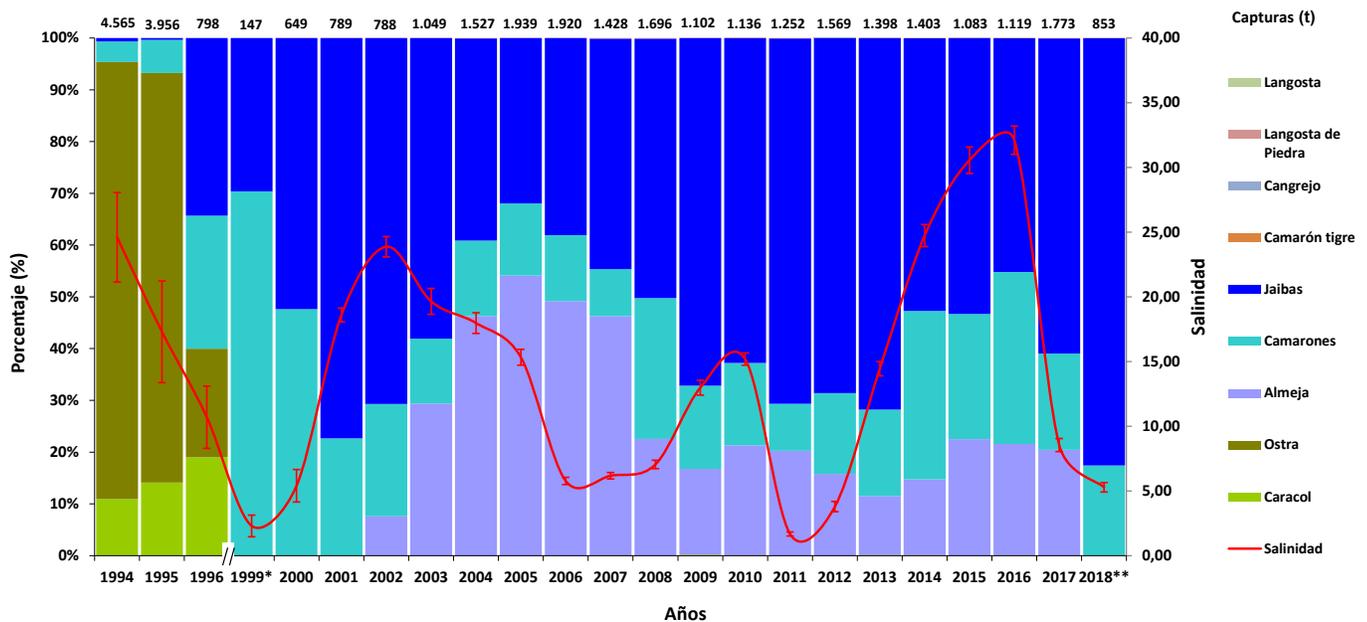


Figura 4.3-5. Composición interanual de la captura de invertebrados en la ecorregión. * 4 meses y ** 9 meses

En lo relativo a 2008 sobresalió el recurso camarón, obteniéndose el registro más alto de este crustáceo en la serie temporal del monitoreo (461,3t), el cual representó una significativa ampliación en su producción (255%) en comparación con 2007, declinando en los años siguientes (2009-2013) y recuperándose en 2014 llegando a valores cercanos a lo valorado en 2008. En 2015 cayó nuevamente en un 42,6% con respecto a 2014, pero volvió a incrementarse en 2016 y 2017, en un 42,1% y 25,9% comparativamente, valores inferiores al mayormente registrado, llegando en lo evaluado a septiembre de 2018 a una estimación de 148,6 t, con declinación del 54,9%, respecto a 2017 (Figura 4.3-5).

Las jaibas siguen siendo para lo monitoreado a septiembre de 2018, el recurso mayoritario en la captura del grupo de los crustáceos (82,5%), no obstante, se evidencia una disminución en sus volúmenes capturados, representada en 34,7% con respecto a 2017; que de mantenerse estas condiciones, en sus medias de capturas mensuales, se deduce que a final del año sus capturas estarán por debajo de las de 2017, que junto con 2012-2013, se estimaron como los de mayor producción de la serie de tiempo evaluada. La mayor contribución en la composición de estos decápodos en 2018, ha sido de jaiba roja (*C. bocourti*) con un aporte del 70,4%, al igual que 2017 (81,6%), pero contrario a lo registrado en los tres años precedentes (2014-2016) en los que fue mayoritaria la participación de jaiba azul (*C. sapidus*) (54,3%; 59,7% y 52,1% en su orden).

En el caso de los moluscos (almejas – *Polymesoda solida*), que no fue objeto de registró en este año, se tiene que aumentó en su extracción en lo estimado para 2017 en un 48,9% y 50,6% con respecto a lo estimado en 2015 y 2016 respectivamente, lo cual se considera importante por la recuperación aparente, no obstante, se mantiene la preocupación de años anteriores, 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.

La anterior información suministró evidencia para demostrar el impacto del mantenimiento de las obras hidráulicas y de la variabilidad climática, sobre la estructura de los ensamblajes de peces e invertebrados disponibles en la pesquería en la CGSM y CP (Tabla 4.3-1).

Captura total anual para los principales sitios de desembarco por arte y/o método de pesca

En la Figura 4.3-6, se presenta la captura discriminada por sitio de desembarco y arte y/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 y/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 y atarrayas y redes de enmalle (fijas o 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 - KM15, con datos de captura entre 1999 y septiembre de 2018, se han registrado valores entre 117,8 t y 778,9 t, el arte de mayor utilización son las redes de enmalle fijas (trasmallos) con el 63,3% de participación en la obtención de las capturas anuales, seguidas de las atarrayas con el 18,5%.

En el área aledaña a la Ciénaga del Torno, ubicada en el área protegida de la VIPIS, con información entre el año 2002 y septiembre de 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 83%, 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 11% en la representación de las capturas.

En cuanto al sitio Isla del Rosario, con registros entre 1994 y septiembre de 2018, excluyendo a 1999 (solo 4 meses de registro), se han obtenido capturas anuales que oscilaron entre 352,1 t y 1.207,7 t, beneficiándose en mayor proporción los pescadores que utilizan el arte nasas (jaibas) con el 46% de participación, siguiendo en el orden los de redes camaroneras con el 23%, los de atarraya con el 15% y los de redes de trasmallos con el 12% correspondientemente.

En relación con Nueva Venecia con datos entre 1994 y lo que va a septiembre de 2018, 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 33%, seguido del chinchorro de arrastre con el 17% y la chinchorra con el 15%, 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 11%, trasmallos con el 9% y el zangarreo con el 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 2018, excluyendo a 1999 (4 meses de registro), las estimaciones anuales variaron entre 675,8 t y 2.377,3 t, con mayor aplicación en la obtención de las capturas de las redes de enmalle boliche con el 41,9% y las atarrayas con el 24,4%.

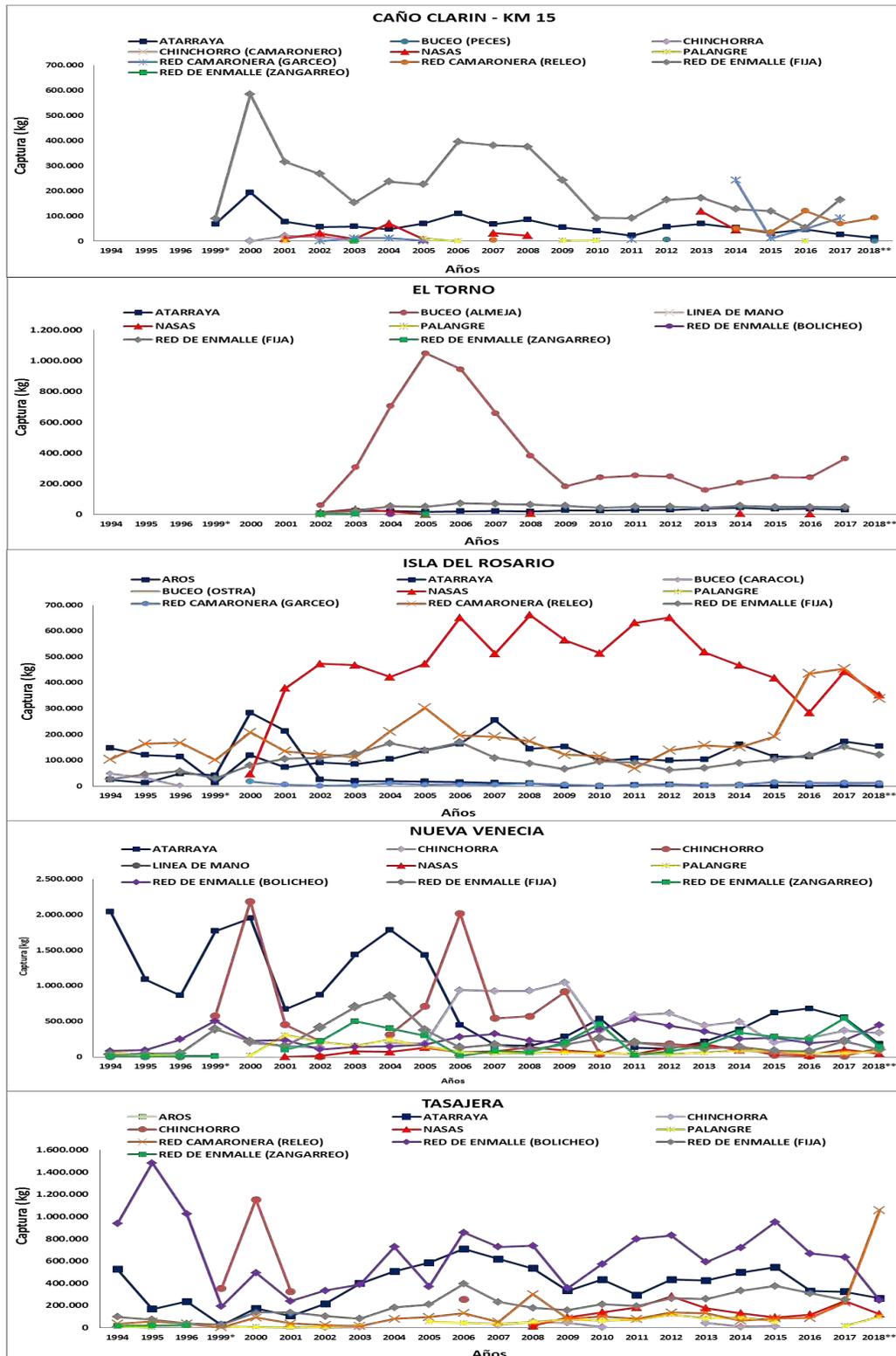


Figura 4.3-6. Captura total anual para los principales sitios de desembarco por arte y/ o método de pesca en la ecorregión CGSM. * 4 meses y ** 9 meses

4.3.1.2 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 4.3-7, se presenta la relación de las estimaciones de las capturas, el esfuerzo de pesca absoluto y la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) anual para los principales artes y/o 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) estimados para atarrayas, boliches y redes camaroneras, contra valores de CPUE relativamente bajos. Este indicador de abundancia mostró incrementos para todos los artes en el 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 4.3-7 a, b y d).

En el caso de las atarrayas, se evidencia un incremento en el indicador de abundancia (CPUE), manteniéndose relativamente constante hasta 2010, disminuyendo en 2011 y 2012 a niveles parecidos a los de 1994-1996, pero mejorando su rendimiento entre 2013 y 2015, y volviendo a menguar en 2016 y 2018. 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, en lo registrado en 2018 (enero-septiembre) se estimó el nivel más alto del indicador CPUE (118,5 kg/faena). Para redes camaroneras, la CPUE muestra una tendencia creciente a partir de 2004 con algunas oscilaciones en 2009-2010 y en 2013-2015, con notorio incremento en 2016 y 2017, inclusive en lo determinado a 2018, resultando en los mayores valores obtenidos de este índice (10,6-15,4 kg/faena).

En los trasmallos (Figura 4.3-7 c), se dio una situación contraria a la de los tres artes analizados anteriormente, dándose una baja captura y bajo número de faenas en el antes, mostrando mejores niveles en el después, entre 2003 hasta 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 4.3-7 e), al igual que las redes camaroneras (camarones), tiene un objetivo de captura (las jaibas), que comparte con otro arte, los aros. Se nota al inicio de su actividad una captura y un esfuerzo mínimos, 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 43,1Kg/faena en 2000 a 14.973 faenas y una CPUE de 26,1Kg/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 32kg/faena. Prolongándose este incremento en los años posteriores entre 2009 y lo estimado a 2014, con 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 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 y lo que va de 2018. 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).

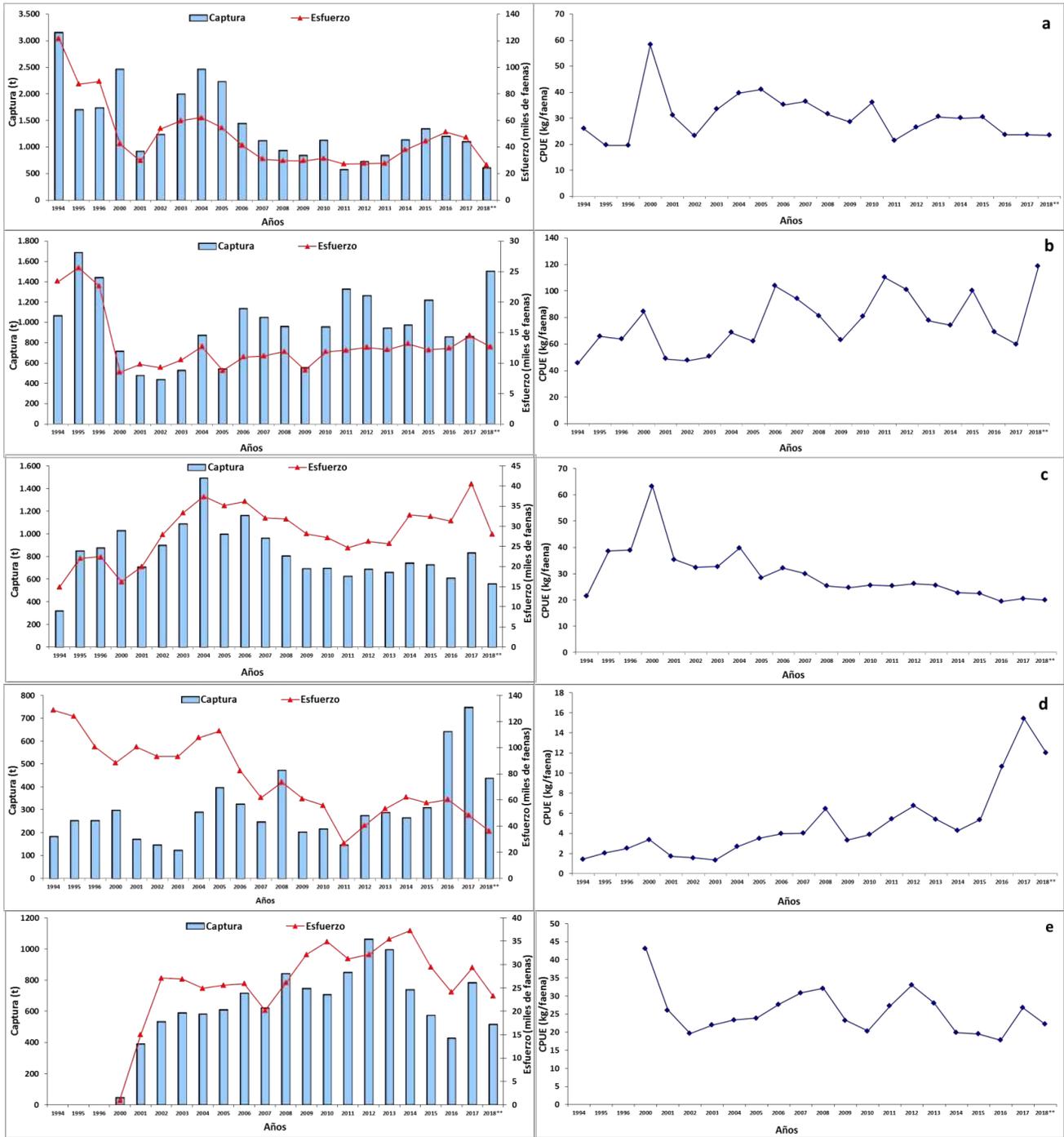


Figura 4.3-7. Captura, esfuerzo y captura por unidad de esfuerzo por arte de pesca (a) Atarraya, (b) Red de enmalle boliche, (c) Red de enmalle fija (trasmallo), (d) Red camaronera releo y (e) Nasas, en la ecorregión CGSM. ** 9 meses

Distribución temporal y espacial del esfuerzo de pesca (número de faenas)

Al igual que en los informes anteriores, el esfuerzo de pesca varió significativamente entre años ($F_{22,3.077} = 16,27$; $p < 0,05$) y entre artes ($F_{4,3.095} = 236,8$; $p < 0,05$), obteniéndose para 1994 y 1996 los mayores esfuerzos promedios estimados, adicionalmente la red camaronera releo fue la de mayor esfuerzo durante todo el período de estudio, seguida por la atarraya (Figura 4.3-8). Después de las obras hidráulicas, todos los artes mostraron una disminución en su esfuerzo. Una vez más el análisis espacial del esfuerzo indicó que las zonas de pesca más visitadas por los pescadores son la 2 y la 3, especialmente por la red camaronera releo y la atarraya ($F_{4,3.095} = 195,8$; $p < 0,05$) (Figura 4.3-9). Esto indica que la asignación espacial del esfuerzo (zona de pesca), es dependiente del arte, el cual está dirigido generalmente a un recurso objetivo que tiene disponibilidad diferencial geográfica en la CGSM y CP. Las zonas menos visitadas por los pescadores son la 4 y 6, es decir las zonas de SF (Santuario de Flora y Fauna) y VIPIS, respectivamente.

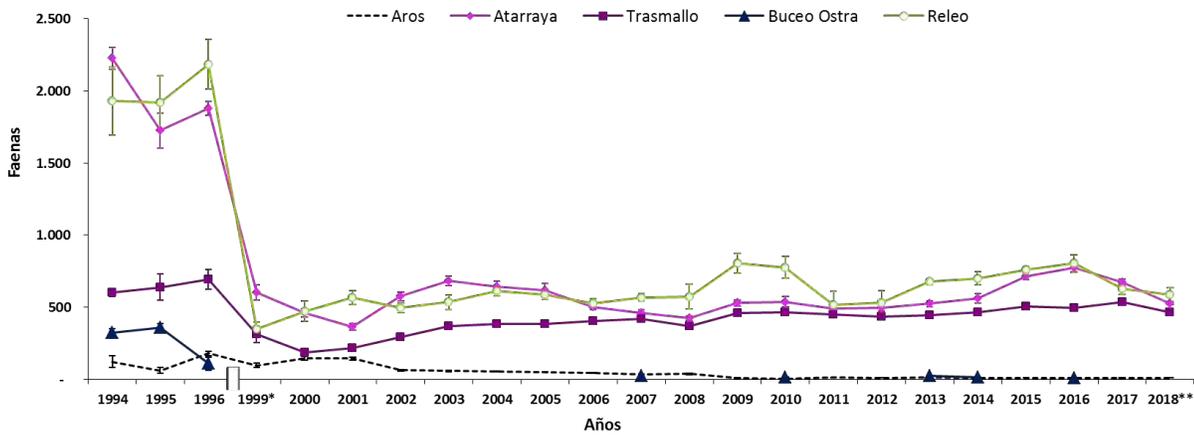


Figura 4.3-8. Esfuerzo de pesca interanual de algunos artes de pesca en la pesquería de la CGSM. * 4 meses y ** 9 meses

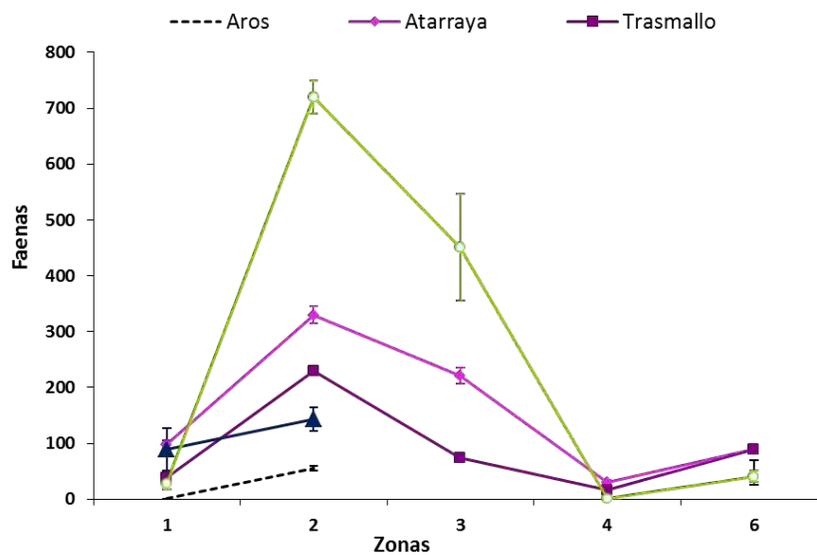


Figura 4.3-9. Distribución espacial del esfuerzo promedio de algunos artes de pesca en CGSM

Comparación interanual y espacial de la CPUE (kg/faena) por arte y/o método de pesca por especie y multiespecífica

Atarraya

La abundancia relativa de peces mostró diferencias significativas entre años ($F_{22,4.646} = 6,01$; $p < 0,05$) y entre especies ($F_{4,4.664} = 427,6$; $p < 0,05$), con ambos factores interactuando (Figura 4.3-10). Dos especies representativas de las capturas (*C. mapale* y *M. incilis*), mostraron tendencias diferentes en la serie de tiempo. En el caso de mapalé, mostró oscilaciones temporales, principalmente incididas por las condiciones ambientales (cambios en la salinidad del agua) debido a la variabilidad climática, pero su tendencia fue a descender a lo largo de la serie de tiempo. En el caso de la lisa, esta aumentó su abundancia, siendo la mayor abundancia en 2007. En el caso del chivo cabezón (*Ariopsis canteri*), no se manifiesta variación significativa, comportándose estable hasta 2018. Para la mojarra lora, mostró un aumento de su abundancia entre 1999-2000 y entre 2006-2009, gracias a condiciones de salinidad favorable en el sistema lagunar, pero a partir de 2010 ha venido una disminución de su abundancia hasta el periodo actual (Figura 4.3-10). La mojarra rayada (*Eugerres plumieri*) reflejó signos de recuperación desde 2011 a 2015 y 2017-2018, sin llegar a los niveles antes de la apertura de los caños (94-96).

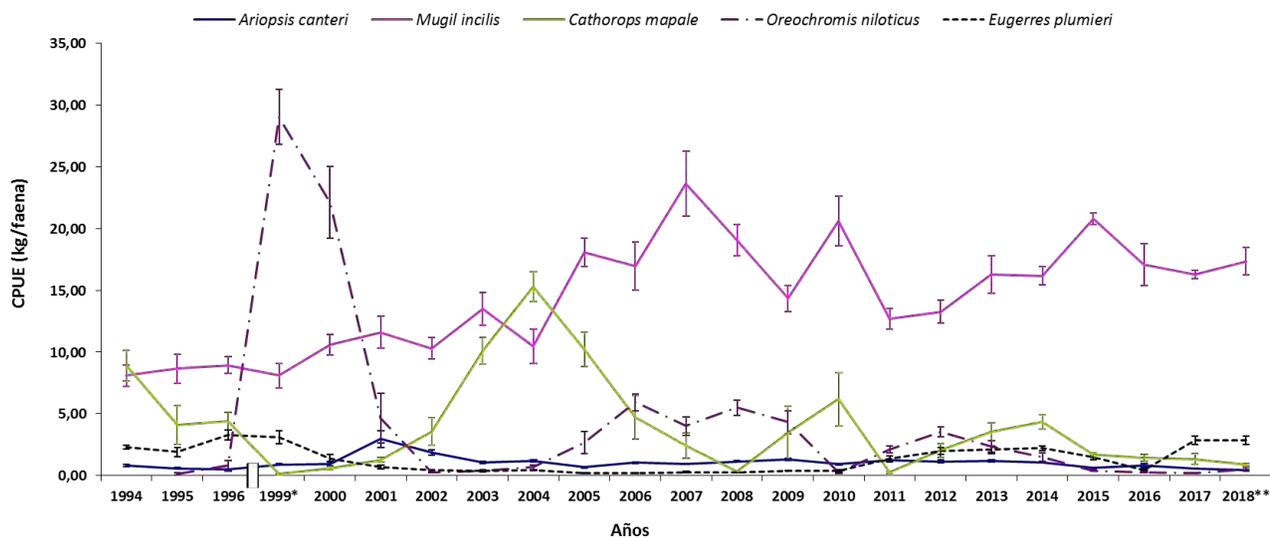


Figura 4.3-10. Comparación interanual de la abundancia por especie de peces capturada con atarraya en la pesquería de la CGSM. * 4 meses y ** 9 meses

La abundancia de peces entre zonas (Figura 4.3-11) mostró diferencias significativas ($F_{4,4.664} = 72,84$; $p < 0,05$). La interacción significativa entre estos dos factores ($F_{16,4.644} = 31,85$; $p < 0,05$), es indicador de la disponibilidad diferencial del recurso en el espacio, según les favorezcan las condiciones del medio. La zona 6 fue el único lugar donde no difirieron estadísticamente las abundancias de lisa y mojarra lora. Las zonas 3 y 4 han sido las más productivas para mojarra lora (*O. niloticus*). Para la lisa (*M. incilis*), las zonas de mayor producción han sido la 1 y la 4. Mientras que el mapalé (*C. mapale*) ha mostrado incremento en las zonas 1 y 3. El resto de especies no mostraron tendencia alguna por zona de pesca.

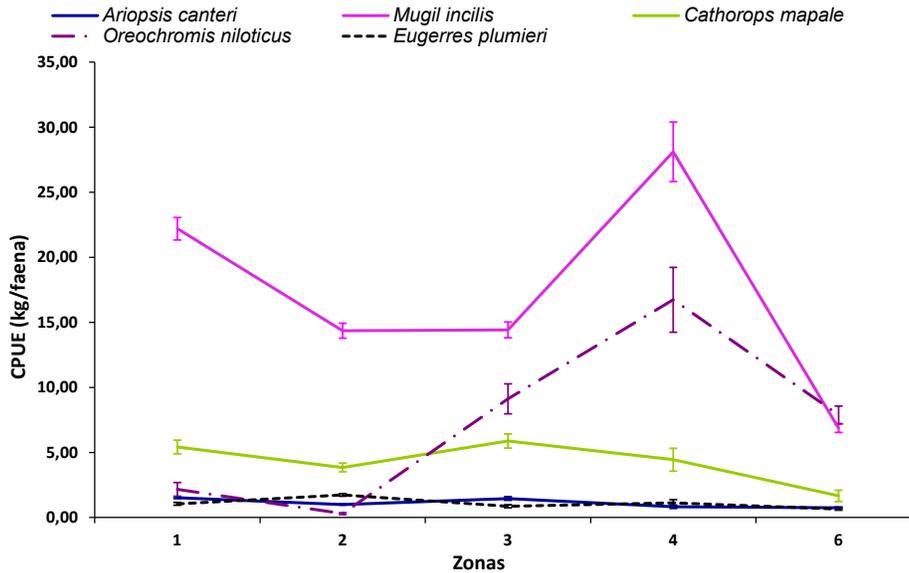


Figura 4.3-11. Comparación espacial de la abundancia por especie de peces capturada con atarraya en la pesquería de la CGSM

La abundancia de peces reveló un impacto parcial en tiempo y espacio después de las obras hidráulicas. La abundancia por zona fue oscilante pero se mantienen en los mismos niveles. Las mayores abundancias por zonas se dieron para la zona 3, 4 y 6 para el periodo 1999-2001. (Figura 4.3-12).

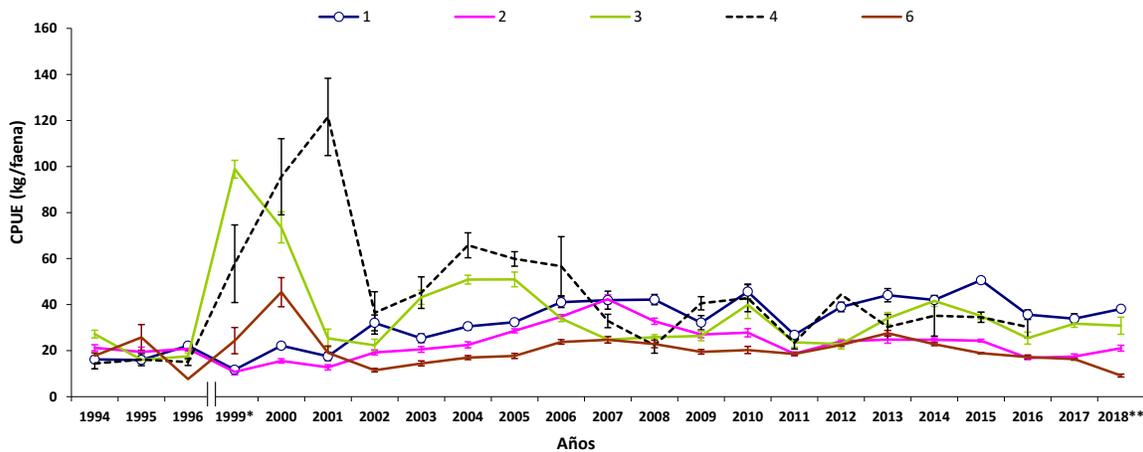


Figura 4.3-12. Comparación interanual de la abundancia multispecífica capturada con atarraya en la pesquería de CGSM. * 4 meses y ** 9 meses

El análisis de abundancia multi-específica de las capturas de atarrayas por zonas, reflejó diferencias en la abundancia, siendo menor en las zonas 1, 2 y 6 que en las zonas 3 y 4 ($F_{4, 4.474} = 70,04$; $p < 0.05$; Figura 4.3-13). En estas zonas fue donde se evidenció claramente el impacto en la abundancia de peces, debido a su cercanía inmediata con área de influencia de los caños y por supuesto, reflejando la abundancia de la mojarra lora (*O. niloticus*).

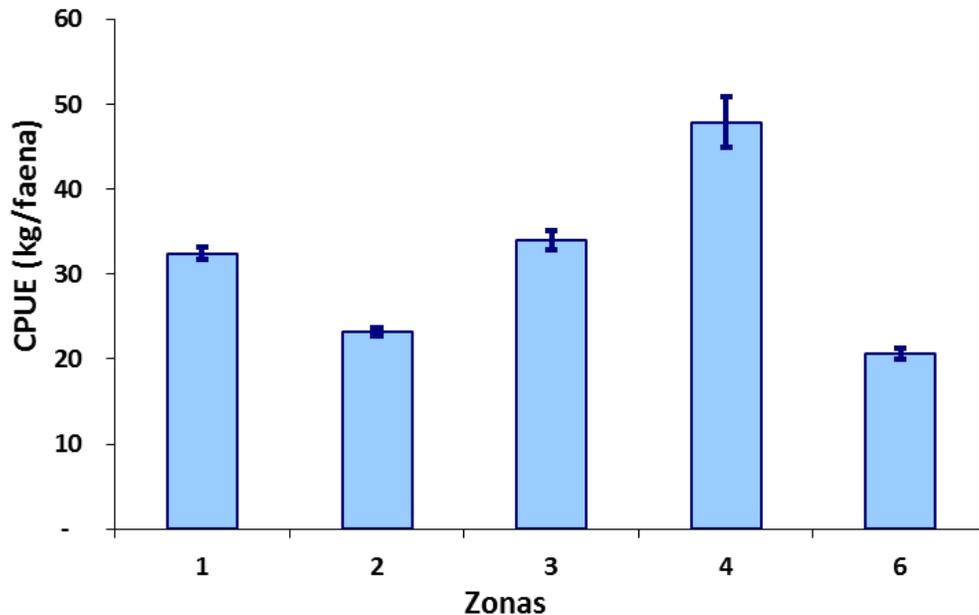


Figura 4.3-13. Comparación espacial de la abundancia multispecífica capturada con atarraya en la pesquería de CGSM

Trasmallo

El análisis de abundancia de peces objeto de explotación del trasmallo, mostró resultados consistentes con los de atarraya (Figura 4.3-14). La abundancia de las especies capturadas con trasmallo fue diferente entre años ($F_{22,4.327} = 16,27$; $p < 0,05$). De las especies tradicionales, la lisa (*M. incilis*) es la más abundante con ambos artes, junto con la mojarra lora que la superó después de las reaperturas de caños, principalmente entre 2000 – 2002 y 2006 – 2009. Las demás especies estuarinas tradicionales, como el mapalé, el chivo cabezón y la mojarra rayada, figuraron en menor escala, evidenciándose incrementos entre 2013, 2017 y lo que va de 2018, en el caso de mapalé y mojarra rayada en lo registrado en 2018.

En lo que respecta a las zonas de pesca con datos de trasmallo, las mayores abundancias de las principales especies de peces se obtuvieron en las zonas 3, 4 y 6: Pajarales, Santuario y Salamanca, respectivamente. Este resultado corresponde con lo obtenido para la atarraya y es reflejo de los picos de lisa y mojarra lora (Figura 4.3-15).

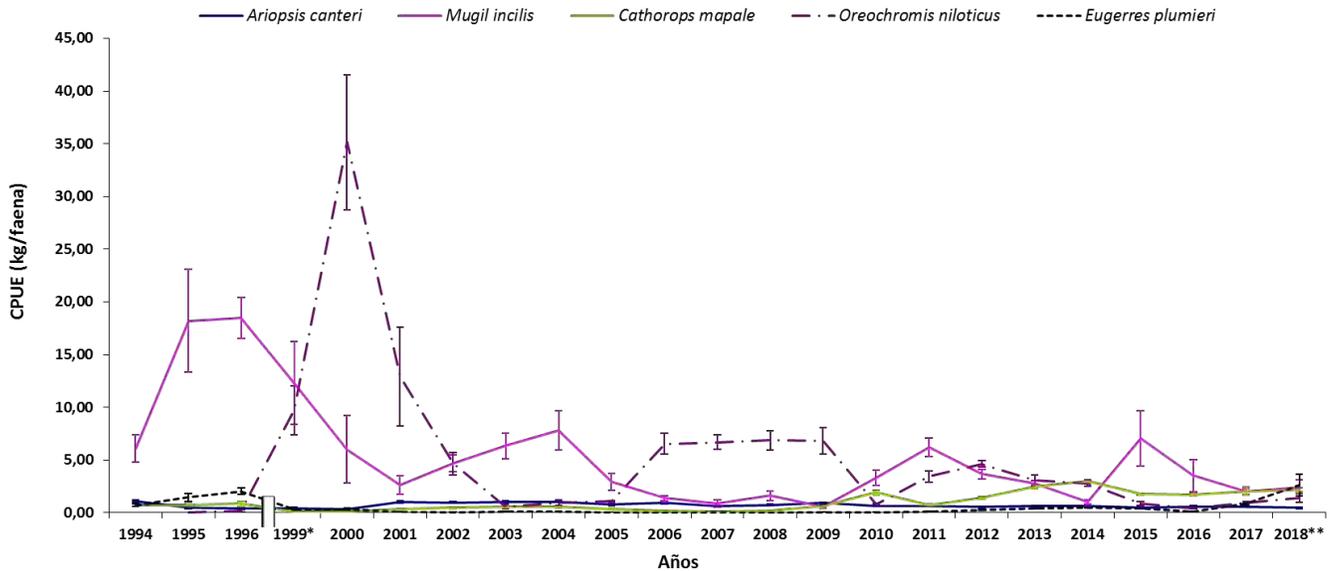


Figura 4.3-14. Comparación interanual de la abundancia de peces capturados con trasmallo en la pesquería de la CGSM. * 4 meses y ** 9 meses

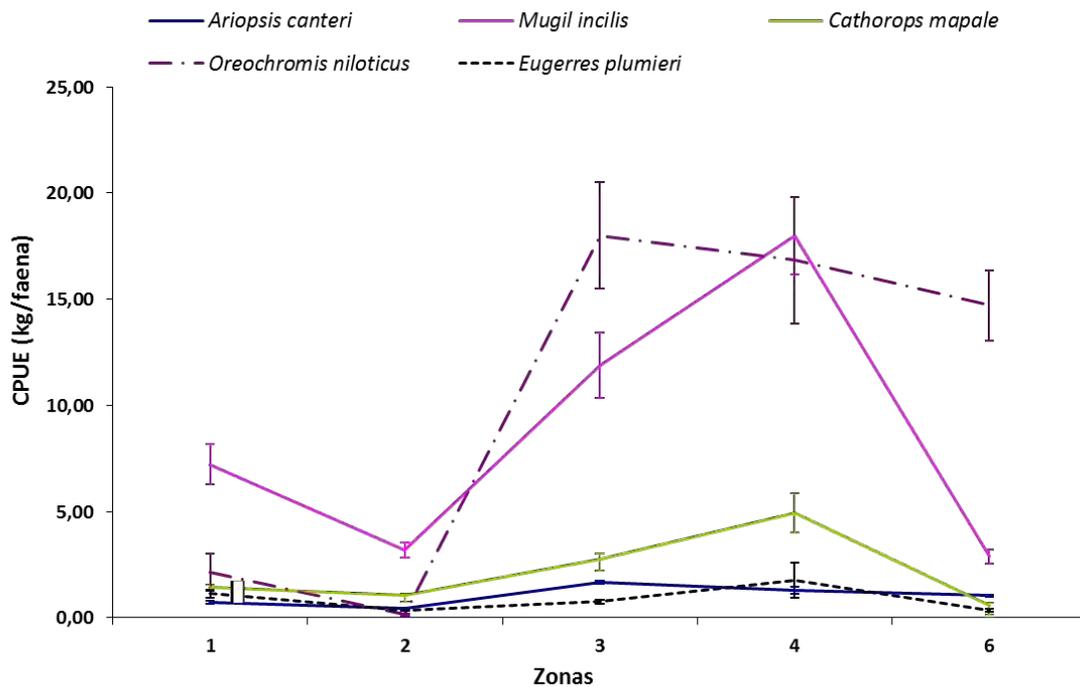


Figura 4.3-15. Comparación espacial de la abundancia de peces capturados con trasmallo en la pesquería de la CGSM

En todas las zonas, la abundancia íctica mostró tendencia a la disminución a partir de 2002 con niveles semejantes al escenario anterior a los dragados (Figura 4.3-16). Las comparaciones entre zonas, sin discriminar las especies, indicaron que las más productivas fueron la 3 y 4, seguidas de la 6 ($F_{4,4.345} = 57,84$; $p < 0,05$; Figura 4.3-17).

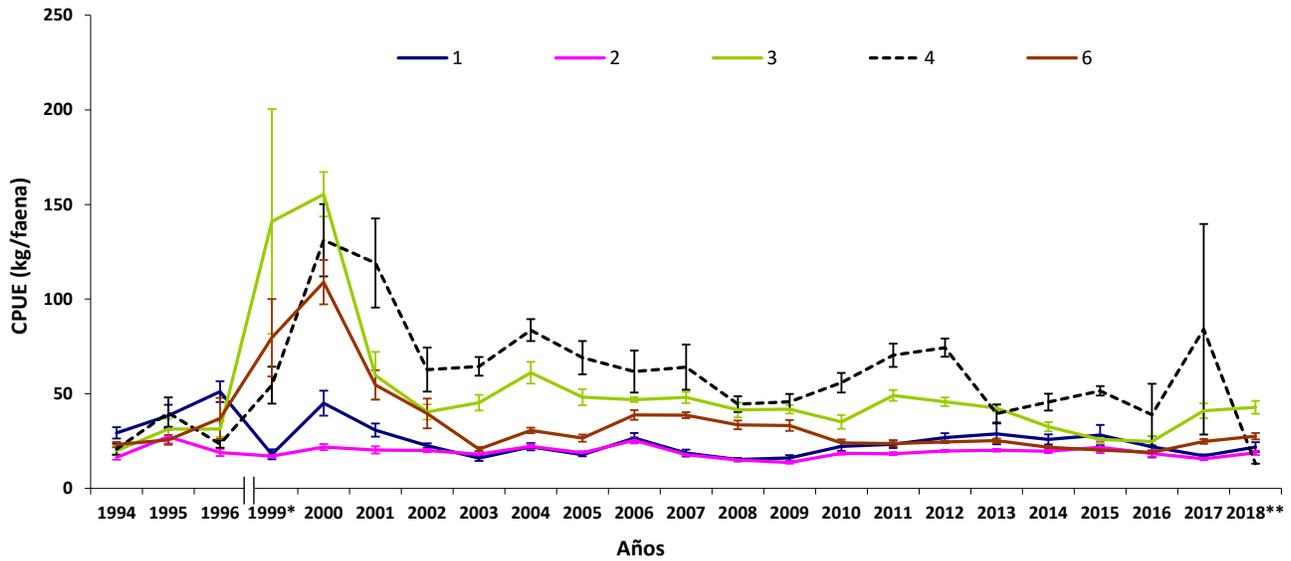


Figura 4.3-16. Comparación de la abundancia interanual y espacial multi-específica de peces para trasmallo en la pesquería de CGSM. * 4 meses y ** 9 meses

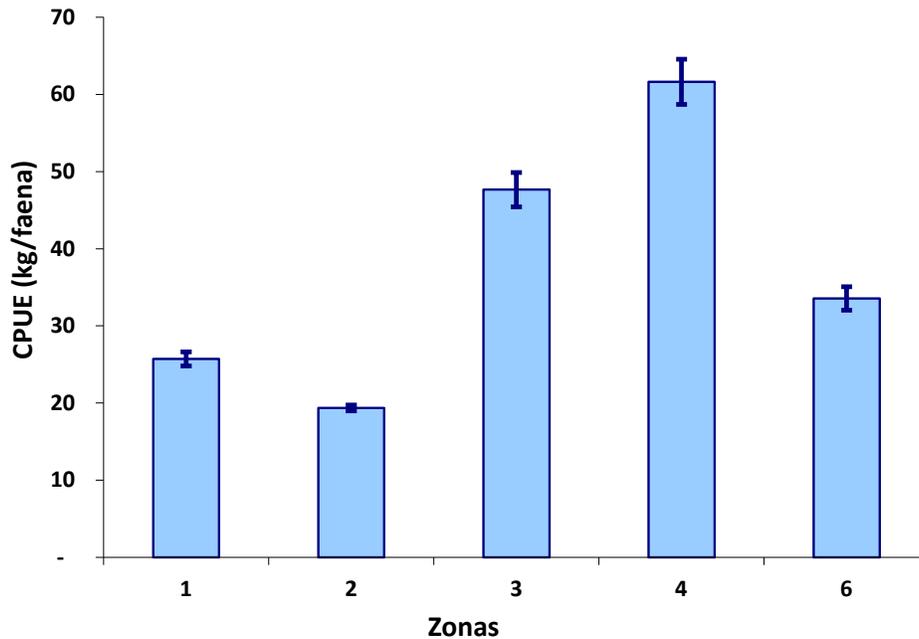


Figura 4.3-17. Comparación espacial de la abundancia multiespecífica capturada con trasmallo en la pesquería de CGSM

Redes camaroneras, aros y nasas

La comparación interanual de la abundancia de camarones por zonas, indicó que la CPUE entre años ($F_{22, 397} = 6,75$; $p < 0,05$) y zonas ($F_{4,415} = 37,88$; $p < 0,05$) presentó variación significativa. Mientras que se observaron capturas en todas las zonas antes de las obras hidráulicas, para el escenario después sólo se registraron capturas en las zonas 1, 2 y 6, siendo la zona 6 en el 2000, 2007, 2014, 2015, 2016 y 2017, la más productiva (Figura 4.3-18).

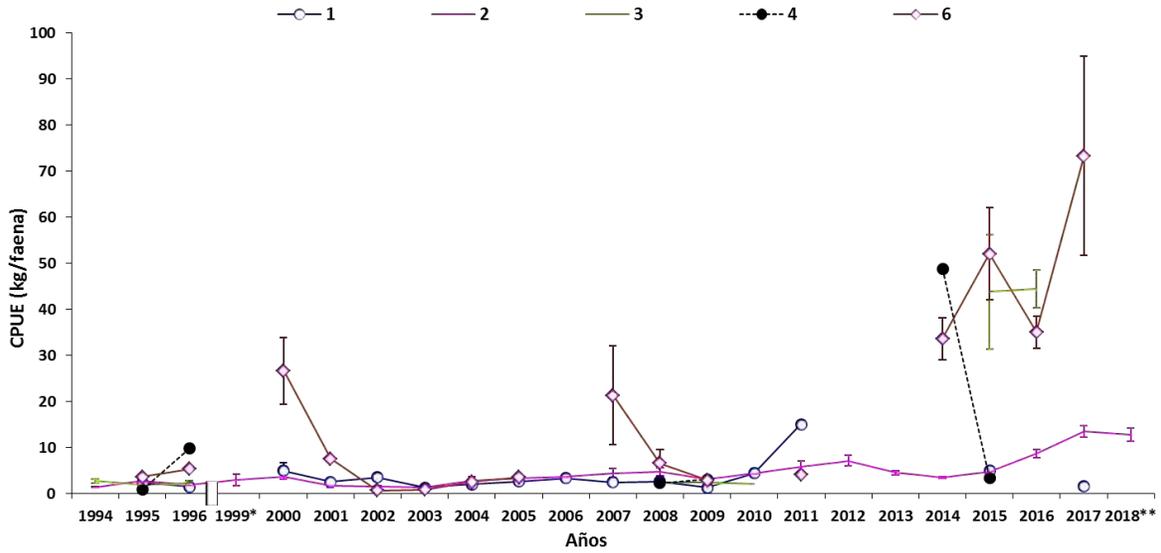


Figura 4.3-18. Comparación de la abundancia interanual de camarones por zonas en la pesquería de CGSM. * 4 meses y ** 9 meses

Para las jaibas, las cuales se analizan sus capturas con el arte aros (se aclara que en los últimos años dejaron de utilizarse, siendo reemplazadas por las nasas), sólo se observaron diferencias en la CPUE entre años ($F_{22,435} = 6,49$; $p < 0,05$) y no entre zonas ($F_{2,455} = 1.57$; $p > 0,05$; Figura 4.3-19). Entre 2002 y 2017, se observó que el recurso se explotó con este arte únicamente en la zona 2, porque es el área más adecuada para su distribución, aunque se da en toda el área, sólo se utiliza este arte por los pescadores que frecuentan esta zona (de Isla del Rosario). En cuanto al arte nasas, se presenta mayor participación de las zonas 2 y 3, apreciándose desde 2001 y 2009 abundancias relativamente constantes en éstas, con disminuciones moderadas en 2010, restableciéndose a los anteriores niveles en 2011, 2012 en la 2, cayendo en 2013-2016, con acrecentamiento en 2017 y lo que va de 2018. La zona 3 aumento a sus máximos niveles del monitoreo en 2012-2013, decreciendo al menor en 2016, pero remontando claramente en 2017 y lo transcurrido de 2018. La zona 4, registró comportamiento heterogéneo (Figura 4.3-20). Para este recurso no se encontró evidencia alguna de impacto de las obras hidráulicas o de la variación climática.

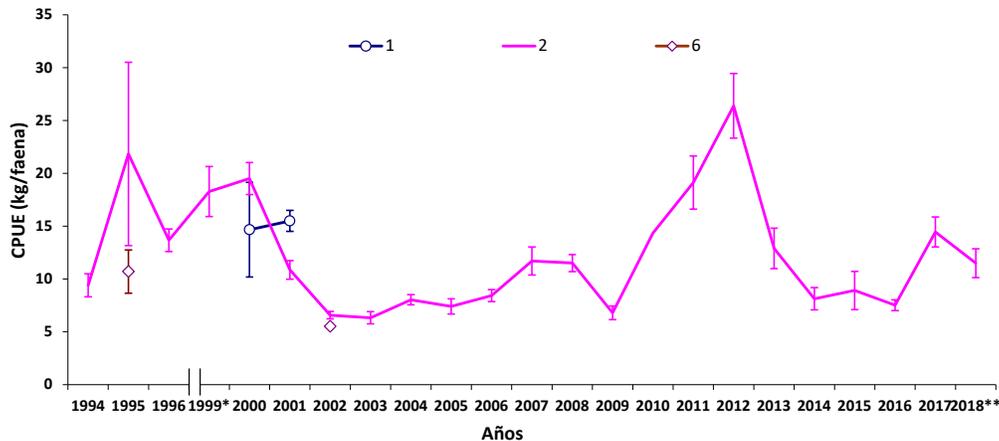


Figura 4.3-19. Comparación de la abundancia interanual de jaibas por zonas en la CGSM (con aros). * 4 meses y ** 9 meses

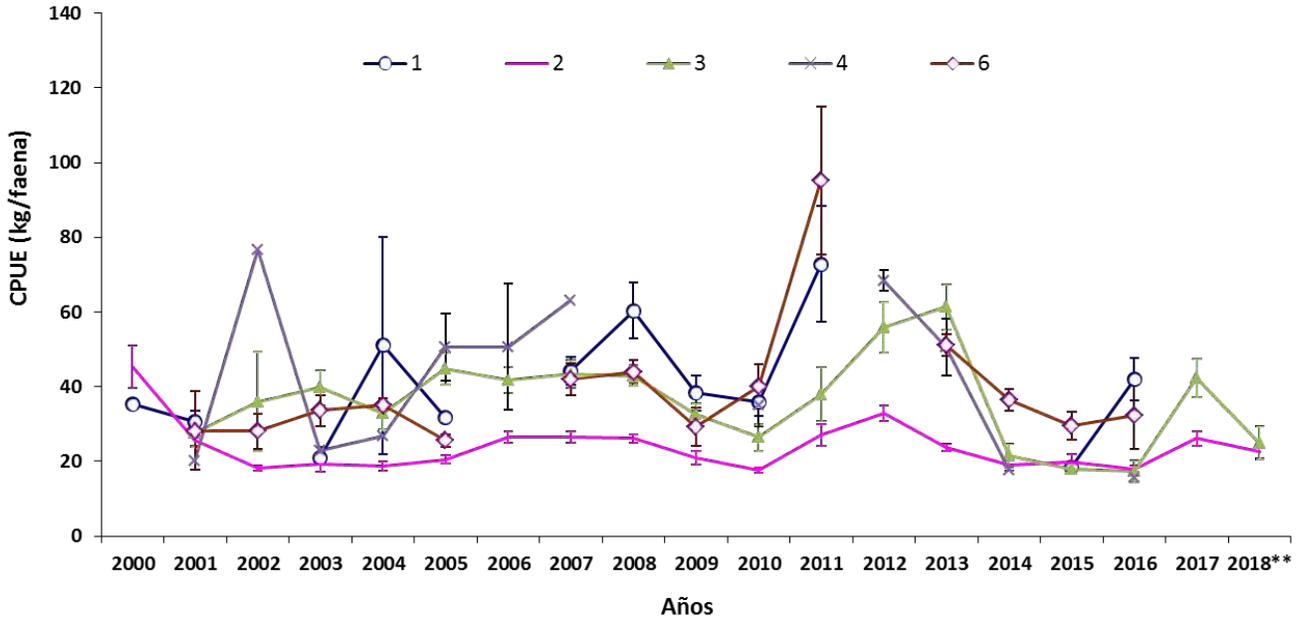


Figura 4.3-20. Comparación de la abundancia interanual de jaibas por zonas en la CGSM (con nasas). ** 9 meses

Buceo ostra

En el caso de la ostra (Figura 4.3-21), su ausencia sigue siendo fiel reflejo del impacto de los aportes de agua dulce y sedimentos al complejo lagunar. Consistentemente, las zonas 1 y 2 mostraron un descenso en la abundancia antes de las obras hidráulicas, sin embargo, en 2007, 2010, 2013-2014 y 2016, se aprecia que se registraron evidencias de este recurso; pero sin éxito en su recuperación por inconvenientes en el grado de explotación que se ejerce sobre estos pequeños relictos.

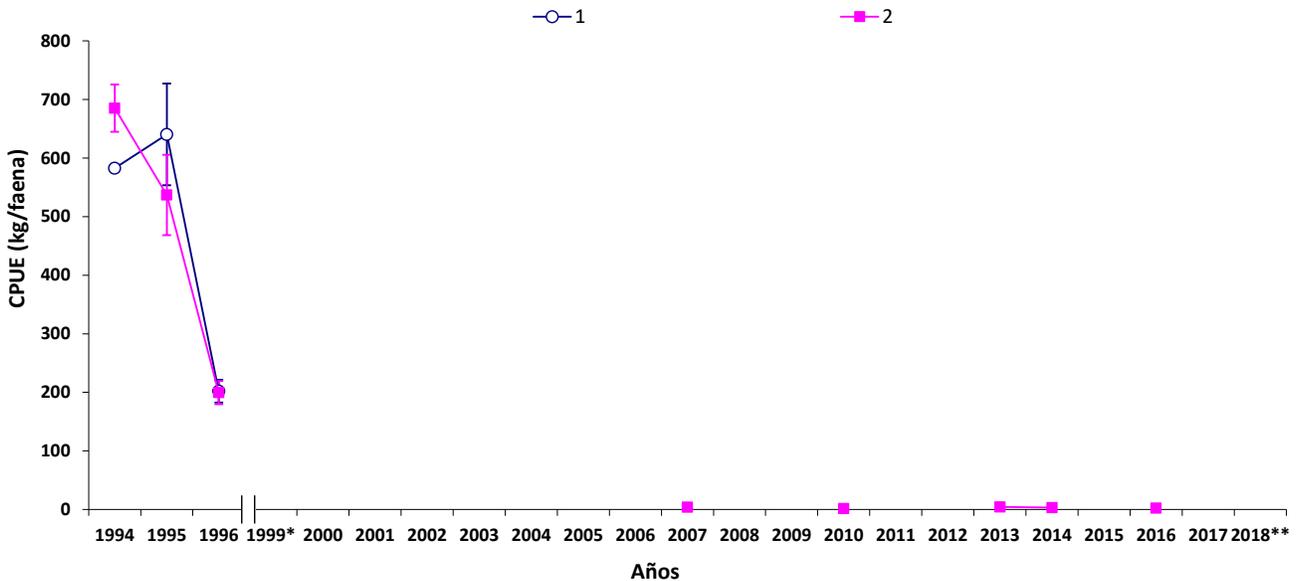


Figura 4.3-21. Comparación de la abundancia interanual y espacial de la ostra en la CGSM. * 4 meses y ** 9 meses

4.3.1.3 Aspectos económicos de la actividad pesquera en la CGSM

Ingreso (\$/faena) y renta económica (\$/faena) global y por arte y/o método de pesca en la pesquería

Los ingresos y renta económica de atarraya y trasmallo (Figura 4.3-22y Figura 4.3-23, respectivamente), mostraron que la mayoría de los años el trasmallo generó mayores rendimientos económicos a los pescadores que la atarraya. Solo en dos de los últimos cuatro años se evidencia una igualdad en los ingresos de estos dos artes. En esta ocasión se analizan estas variables no sólo a los precios vigentes de cada año (precios corrientes), sino también a precios constantes para evaluar su comportamiento eliminando el efecto inflacionario. Se realizaron además algunos ajustes a los valores estimados en el escenario antes (redundando en cambios en los datos informados hasta 2011).

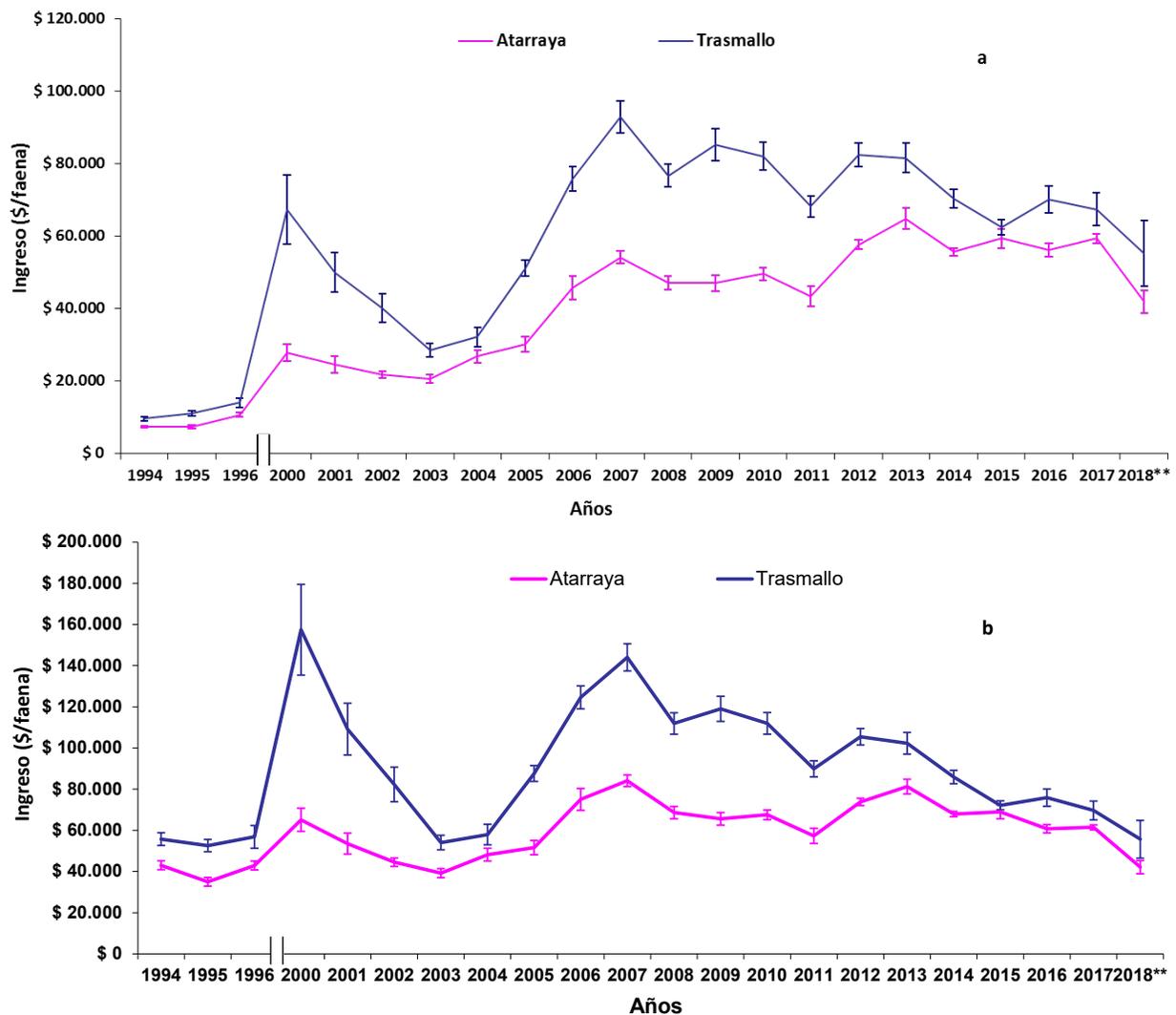


Figura 4.3-22. Ingresos económicos (\$/faena) a.) Precios corrientes y b.) Precios constantes a septiembre de 2018. Comparación interanual para la atarraya y el trasmallo en la pesquería de la CGSM. ** 9 meses

La comparación interanual (precios corrientes) mostró el mismo comportamiento para ambas artes, con un aumento en los ingresos después de las obras hidráulicas (2000 y 2006 – 2007), descendiendo en 2008, mostrando

incremento en 2009 y 2010, disminuyendo en 2011, volviendo al nivel de 2010 en 2012, para la atarraya y para el trasmallo, ambos con tendencia al descenso a partir de este año, hasta 2018, ($F_{21,926} = 13,66$; $p < 0,05$), más evidente para el caso del trasmallo ($F_{20,930} = 8,42$; $p < 0,05$). Igual situación ha ocurrido con la renta económica para la atarraya ($F_{20,944} = 14,36$; $p < 0,05$) y el trasmallo ($F_{20,930} = 18,02$; $p < 0,05$). Sin embargo, tanto los ingresos como la renta económica a partir de 2002 disminuyeron, registrándose un leve crecimiento en el año 2004 y a pesar de las reducciones en 2005, 2008 y 2011, se reitera el incremento para ambos artes en 2012 y 2013, a partir de donde se registra tendencia a la disminución hasta lo que va de 2018.

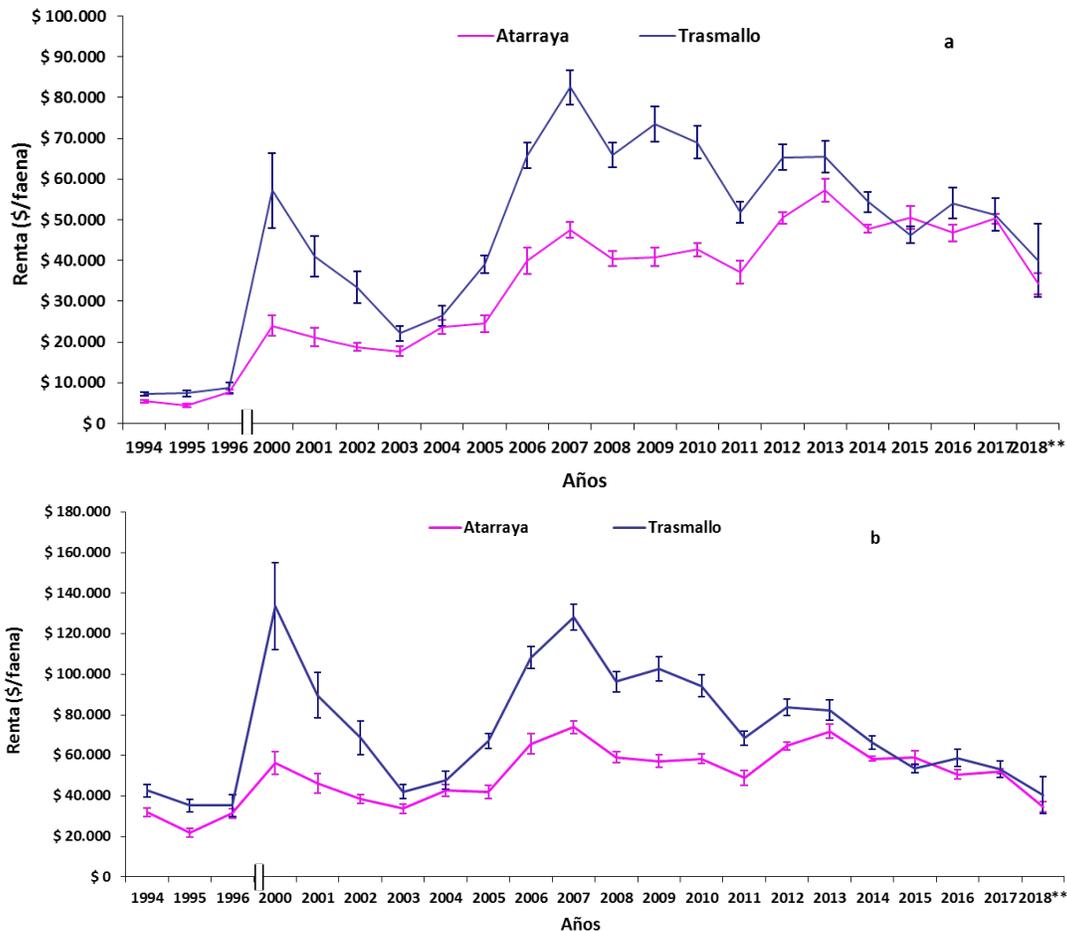


Figura 4.3-23. Renta económica (\$/faena) a.) Precios corrientes y b.) Precios constantes septiembre de 2017. Comparación interanual para la atarraya y el trasmallo en la pesquería de CGSM. ** 9 meses

A precios constantes el comportamiento de los ingresos y la renta para ambos artes es similar, sin embargo, la tendencia difiere del análisis a precios corrientes (creciente), porque se muestra a partir del 2002, relativamente constante, destacando en el escenario antes que los ingresos y renta entre los artes analizados es igual.

Comparación interanual de las capturas e ingresos económicos en la pesquería de CGSM.

El impacto bioeconómico del mantenimiento 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 se superaron los valores promedios de las capturas registrados en el 2000, llegando a valores aproximados a los de 1994, comportándose los ingresos posteriormente comparativamente constantes hasta 2011, incrementándose en lo estimado de 2012 a 2014, cayendo en lo estimado a partir de 2015, aunque con ligero incremento en lo evaluado en 2017, tanto en la captura como en los ingresos (Figura 4.3-24). 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.

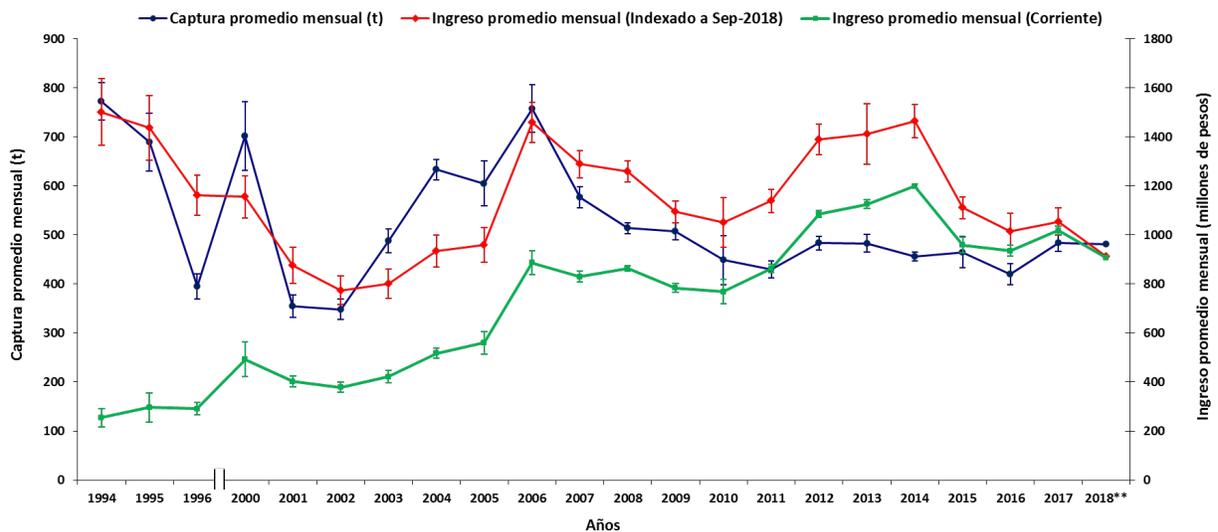


Figura 4.3-24. Comparación interanual de las capturas e ingresos económicos a precios corrientes e indexados a precios de septiembre de 2017 para el total de especies capturadas con todos los artes en la pesquería de CGSM. ** 9 meses

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. Paradójicamente, aunque continuó la baja 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 2018, aunque con ligero aumento en 2017 y lo valorado a septiembre de este último año, 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- 2016 y hasta lo que va de 2018, producto de la disminución de la producción pesquera, aún con el moderado incremento en 2017 y lo que va de 2018.

En relación a la figuración a precios constantes (Figura 4.3-24), es notoria 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 los 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 774 (± 58) y 1.501 (± 136) millones COP \$, en 2002 y 1994 correspondientemente.

Renta económica por pescador para los principales sitios de desembarco por arte y/o método de pesca en la ecorregión CGSM.

Correlativamente, con base en relación de las capturas de los artes y/o 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 4.3-25, 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.

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 la mayoría de los años superaron el punto de referencia (SMMLV), no obstante, estuvieron por debajo en los últimos cinco años analizados (2014-2018). En referencia a los que usan redes camaroneras (garceo y releo), en 2014-2017 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 interanual monitoreada, de igual manera los que utilizan el trasmallo, en cuanto a los de atarrayas solo superaron el SMMLV en el período 2013-2017. Se reitera la falta de datos en 2018.

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 2006-2008 en que los que usan las nasas lo superaron en un bajo margen. En su orden los trasmallos y atarrayas, estuvieron por encima en la mayor parte del período evaluado.

En Nueva Venecia, las utilidades registradas por los pescadores relacionados con los artes de pesca aplicados en el período de monitoreo, mostro 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 supero desde el 2006 hasta lo que va de 2017, resaltando el período 2011-2014, donde los valores llegaron a representar entre 3,2 y 4,7 veces este umbral de referencia.

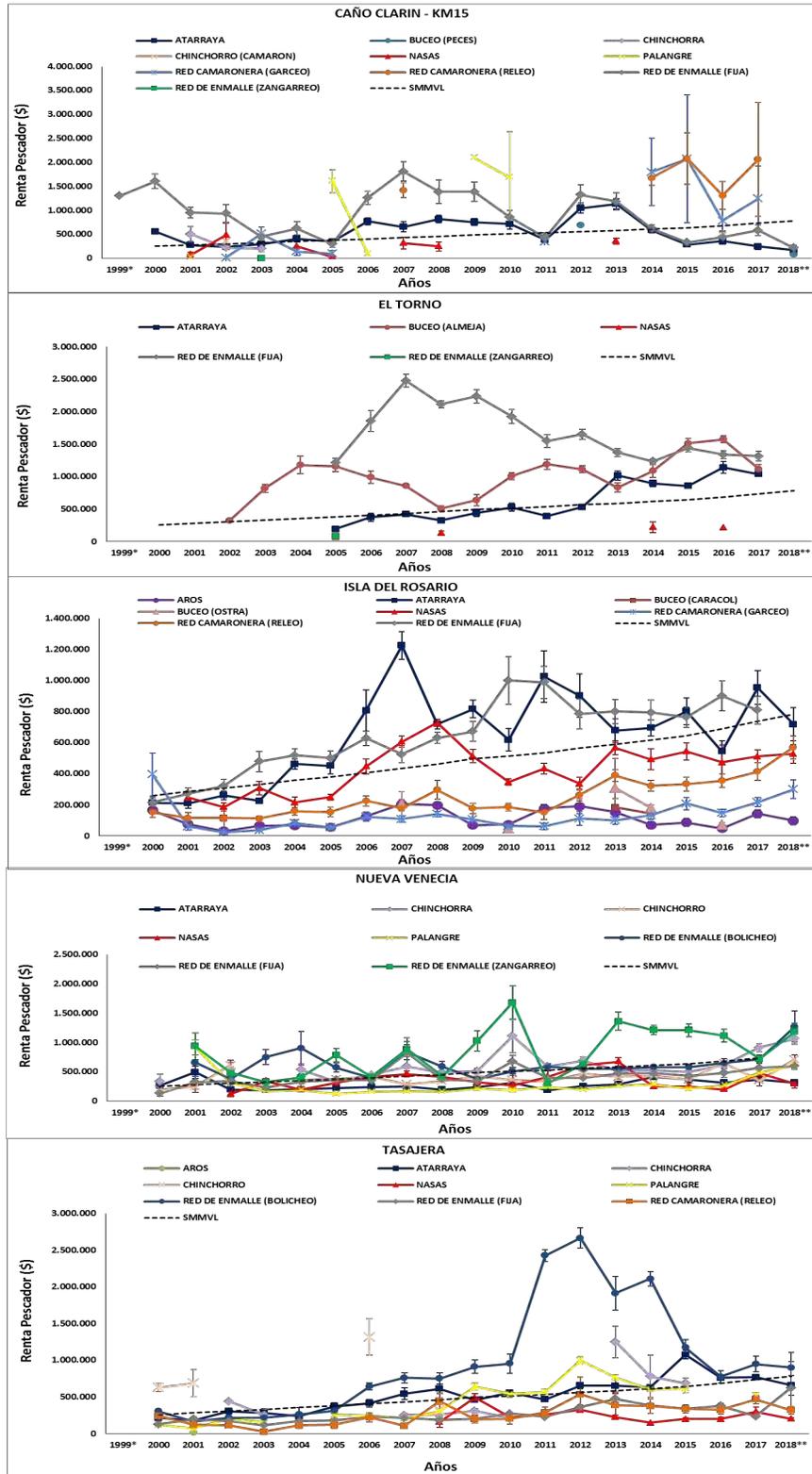


Figura 4.3-25. Renta económica por pescador para los principales sitios de desembarco por arte y/ o método de pesca en la ecorregión CGSM. * 4 meses y ** 9 meses.

4.3.1.4 Talla media de captura de las principales especies de peces e invertebrados en la pesquería

Se evaluaron las tallas medias de captura (TMC) de las principales especies comerciales de la pesquería. 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 4.3-26 representada por la talla media de madurez sexual (TMM) de cada especie, para evaluar el posible impacto causado por la pesca. Una vez más, en 2018 para la lisa se determinó alto riesgo de sobrepesca, teniendo en cuenta que su TMC continúa por debajo de la TMM, a pesar de que este indicador mostró mejoría en los años 2011-2013, no obstante, fue leve, descendiendo entre 2014 – 2016 con mayor declive en 2017 y lo que va de 2018.

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 TMM, se observó un cambio en su valoración, relacionado con la actualización de sus TMM, confirmadas para el chivo cabezón en 30,1 cm y para el mapalé en 16,3 cm (Figura 4.3-26). En este sentido el riesgo de sobrepesca actual para el chivo cabezón es moderado y el del mapalé se establece como bajo.

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 4.3-26). Sin embargo, con esta nueva estimación de la TMM, el chivo cabezón todavía evidencia sobrepesca, aunque menor comparado con la anteriormente estimada, pasando de pescar un 95% de individuos por debajo de la TMM a un 66%, de acuerdo a la composición de captura por tallas de la especie en referencia en la CGSM, correspondiente al año 2017. Contrario a lo registrado para el mapalé, donde el riesgo paso de alto a bajo, con solo el 3% de individuos por debajo de este límite, teniendo en cuenta la misma comparación con datos de composición de captura por tallas a 2017 y la actualización de la TMM a 2017.

Para el caso de las otras tres especies de peces que muestra la figura, aunque la TMC ha variado entre años, ésta nunca ha estado por debajo de la TMM. 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 TMM, debido a que la estimación de este parámetro, databa alrededor de dos décadas (Rueda *et al.*, 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, registrado en un 40% de individuos por debajo del PRL (Figura 4.3-30)

Es importante anotar 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. Aunque no figuran en esta ilustración otras especies de grandes tallas como el sábalo, el róbalo (*Centropomus undecimalis*), el chivo mozo (*Sciades proops*), el macabí (*Elops smithi* - ant. *E. saurus*) y el lebranche (*Mugil liza*), son pescadas también en estado juvenil. La situación de las jaibas (*Callinectes* spp.), comienza a mostrar señales de sobrepesca, ya que sus TMC anuales se ubican en la mayoría de los años por debajo del punto de referencia límite, aunque registran un ligero aumento en 2017 y lo que va de 2018 para ambas especies.

Los resultados del monitoreo fueron insumos para la generación de medidas de manejo dirigidas al Comité Ejecutivo de la Pesca y a la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca- AUNAP (cuotas, esfuerzo óptimo y tallas mínimas de captura de principales recursos en la CGSM), así como para la elaboración del Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia.

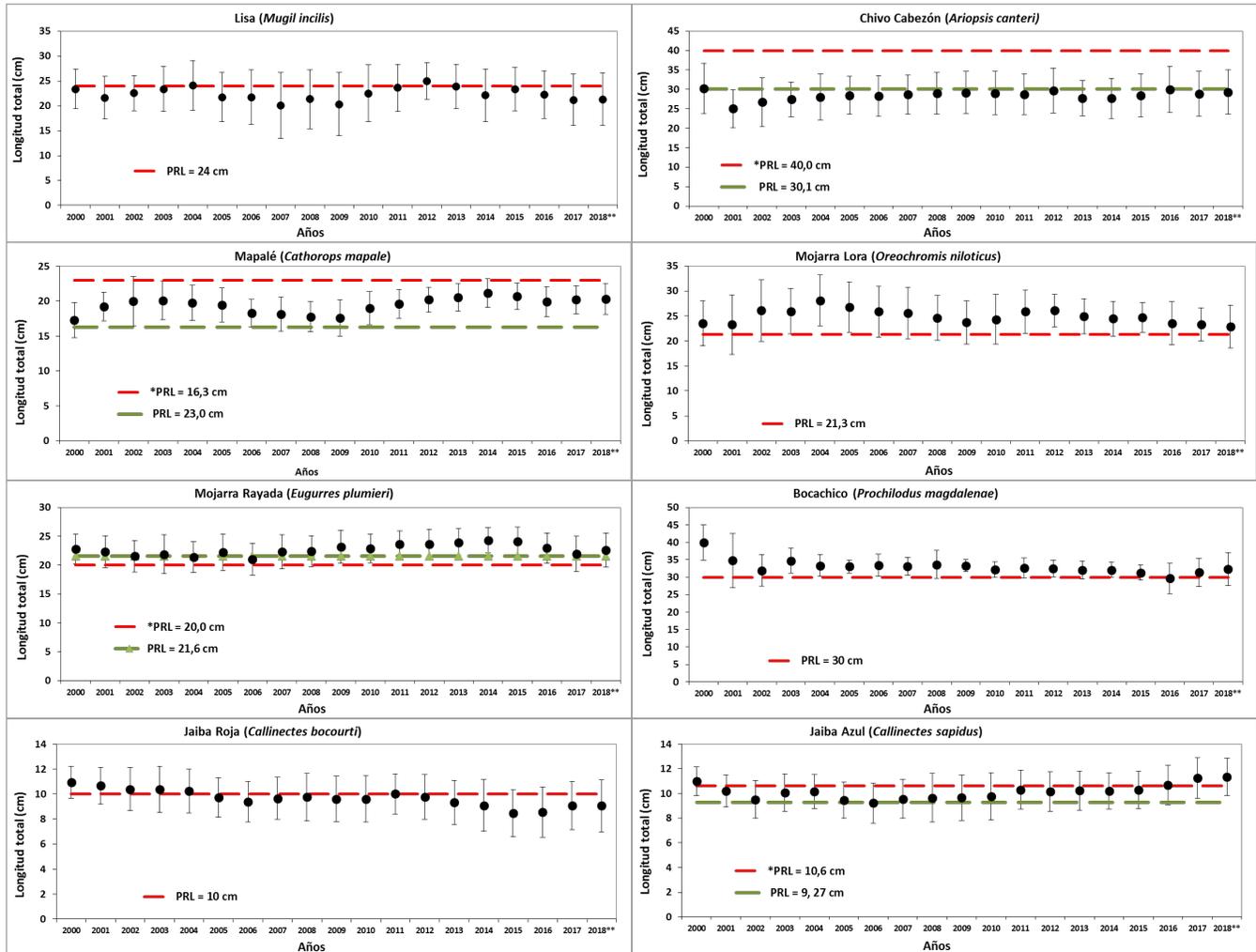


Figura 4.3-26. Comparación interanual de la talla media de captura contra la talla media de madurez sexual para las principales especies de peces y jaibas en la pesquería de la CGSM. Línea punteada verde (TMM actualizada) y línea punteada roja (TMM anteriormente estimada). ** 9 meses

4.3.1.5 Determinación de la Talla Media de Madurez y otros aspectos reproductivos de *Eugerres plumieri* y *Callinectes sapidus*

Eugerres plumieri

Se analizaron 512 individuos de mojarra rayada entre febrero de 2017 y enero de 2018, de los cuales el 76,0 % (n=389) fueron hembras, el 22,7 % (n=116) machos y solo al 1,4% (n=7) resultaron indeterminados,

determinándose una proporción 1: 3,35, significativamente diferente de 1:1 ($X^2= 78,51$; p-valor <0,05). En la Tabla 4.3-2 se presenta los parámetros estimados para la longitud total y peso total de *Eugerres plumieri*.

Tabla 4.3-2. Parámetros estimados de la principal variable morfométrica y pesaje datados en laboratorio del Mojarra rayada (*Eugerres plumieri*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Sexo	n	Mín Lt (mm)	Máx Lt (mm)	$\bar{X} \pm EE$ Lt (mm)	Mín Pt (g)	Máx Pt (g)	$\bar{X} \pm EE$ Pt (g)
Hembra	389	175	330	220,35 \pm 1,10	63,9	549,8	160,60 \pm 2,93
Macho	116	170	272	205,69 \pm 1,58	72,3	318,9	128,70 \pm 3,24
Indeterminado	7	186	242	216,50 \pm 7,89	98,4	234,2	157,70 \pm 18,24

La relación longitud-peso, para sexos combinados indica que el coeficiente b difiere estadísticamente del valor teórico tres ($t= 2,77$; p- valor= < 0,05) determinando así un crecimiento de tipo alométrico para *E. plumieri*, es decir, el peso del pez no aumenta en la misma proporción que la talla con el tiempo (FAO, 1983). Así mismo, el análisis por sexo indica que las hembras mantienen el crecimiento alométrico ($t= 3,33$; $p= < 0,05$) reportado para sexos combinados, en cambio, los machos presentan crecimiento de tipo isométrico ($t= 0,73$; $p= > 0,05$) Figura 4.3-27.

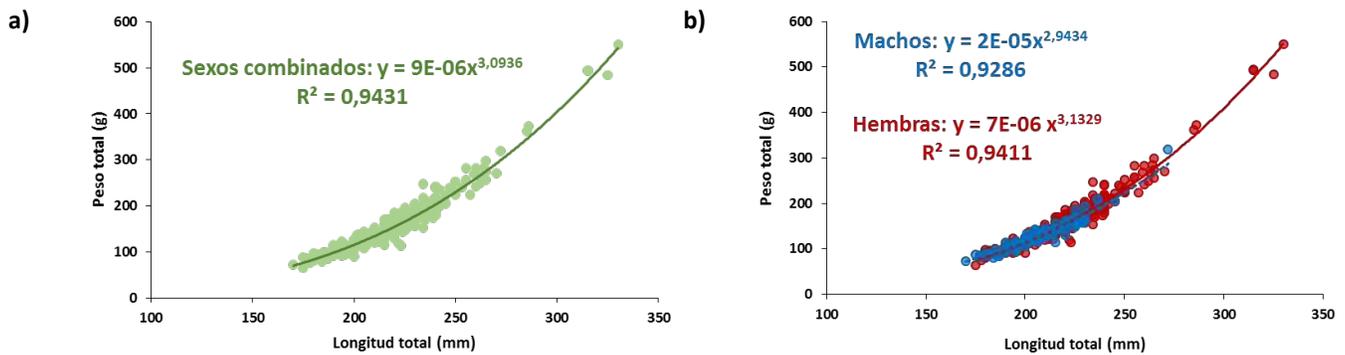


Figura 4.3-27. Relación Longitud (mm)- Peso (g) para sexos combinados (a) y para hembras y machos por separados (b) de la mojarra rayada (*Eugerres plumieri*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

En cuanto a la estacionalidad reproductiva, se observaron individuos maduros a lo largo del tiempo analizado, lo que puede inferir que esta especie se está reproduciendo durante todo el año. La relación de estos resultados con la salinidad e índices biológicos (IGS e IHS), indican dos picos reproductivos a lo largo del año, uno entre febrero y mayo y el segundo en el mes de septiembre, concordando con las mayores proporciones de individuos en estado IV (maduro) y con valores medios de salinidad superiores a 14 (primer pico) (Figura 4.3-28)

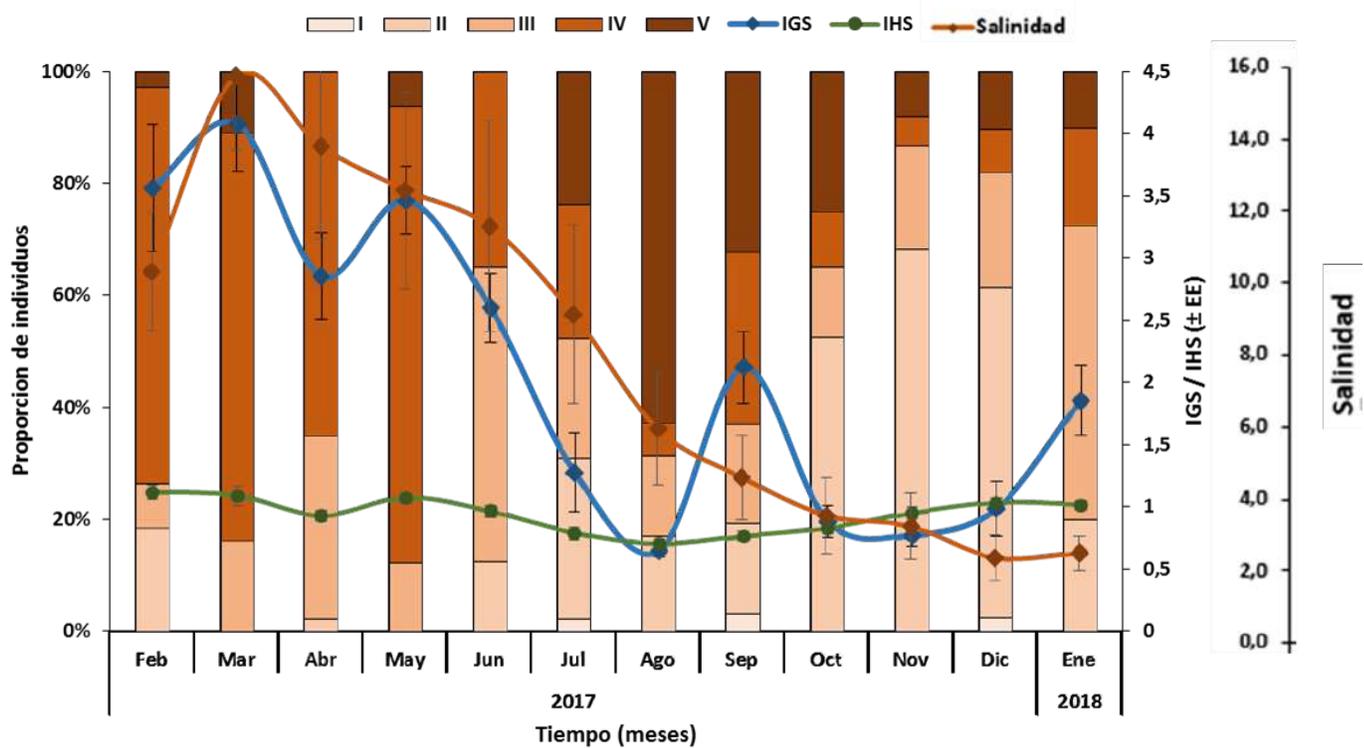


Figura 4.3-28. Estacionalidad reproductiva para hembra y machos de la mojarra rayada (*Eugerres plumieri*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

La TMM se determinó con base en la integración de los individuos analizados en 2017, complementados con los recolectados en febrero de 2017, para un total de 503 especímenes examinados, estimándose este indicador en 216,60 mm de Lt, con intervalos de confianza de 163,47 – 285,70 (Figura 4.3-29). La anterior valoración muestra un leve aumento, con referencia a la establecida por Rueda *et al.*, (1999) de 200 mm Lt. Se considera pertinente aclarar que las muestras recolectadas en este estudio correspondieron en su mayoría a recursos capturados con redes de enmalle bolicheras, arte de pesca con alto grado de selectividad, sesgando las muestras hacia individuos de tallas mayores, lo cual explica el aumento en su TMM.

Un indicador del estado de la pesquería en términos de sobrepesca por reclutamiento es la TMC, que al ser comparada con un punto de referencia límite –PRL-, en este caso la TMM, permite evaluar el probable impacto de la pesca sobre el recurso. En tal sentido, según muestra la Figura 4.3-26, es evidente que la mojarra rayada se encuentra en moderado riesgo de sobrepesca por crecimiento, teniendo en cuenta que la TMC estimada a lo largo del período interanual de monitoreo se ubica en la mayoría de los años por encima del PRL.

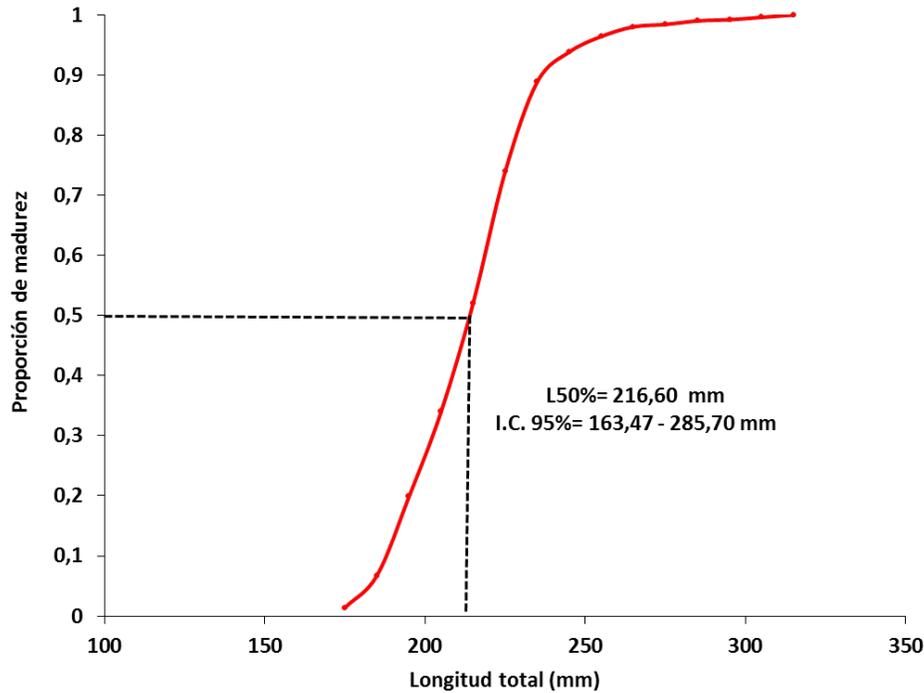


Figura 4.3-29. Talla media de madurez sexual para sexos combinados de la mojarra rayada (*Eugerres plumieri*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta. La línea punteada muestra el corte donde se ubica la TMM.

De igual manera, se analiza la relación entre la composición de la captura por tallas, calculada a partir de datos registrados durante el monitoreo pesquero desarrollado en la CGSM en el año 2017 (INVEMAR, 2018) y la TMM. En esta se observa que a partir de la TMM actualmente estimada, se incrementa el porcentaje de individuos capturados por debajo de la TMM, en comparación con la determinada anteriormente por Rueda *et al.*, (1999), en donde cambia del 29% al 40% de ejemplares por debajo del umbral de referencia (Figura 4.3-30).

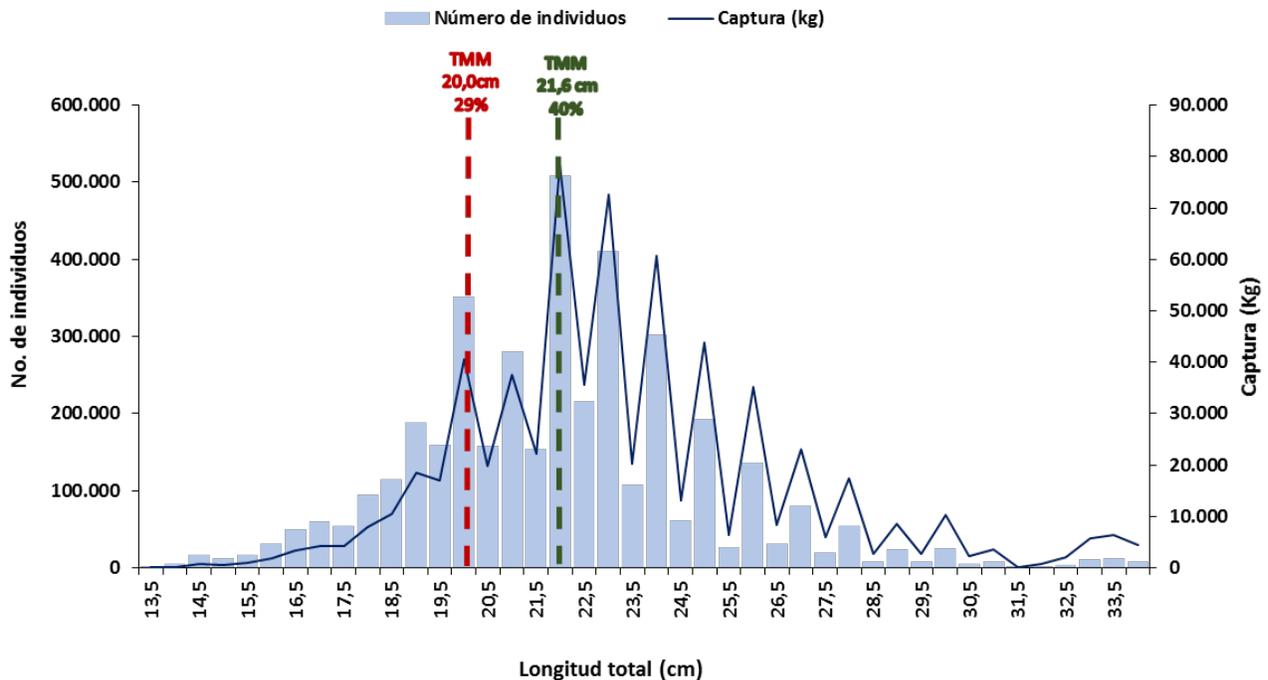


Figura 4.3-30. Comparación de TMM de la mojarra rayada (*Eugerres plumieri*) anteriormente usada reportada por Rueda *et al.*, (1999) (línea roja) y estimada en el presente estudio (línea verde), contra datos de la composición de tallas determinada en el monitoreo de la pesquería de la CGSM en 2017.

Callinectes sapidus

Se recolectaron un total de 277 ejemplares de jaiba azul en diferentes sitios de pesca de la Ciénaga Grande de Santa Marta entre febrero y septiembre de 2018, representados en un 75% por hembras y 25 % por machos, indicando diferencias significativas en estas proporciones ($\chi^2= 37,35$; p -valor $<0,05$). En la Tabla 4.3-3 se presenta algunos parámetros estimados de la principales variables morfométricas tomadas.

Tabla 4.3-3. Parámetros estimados de la principal variable morfométrica y pesaje datados en laboratorio de la jaiba azul (*Callinectes sapidus*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Sexo	n	Mín As (mm)	Máx As (mm)	$\bar{X} \pm EE$ As (mm)	n	Mín Pt (g)	Máx Pt (g)	$\bar{X} \pm EE$ Pt (mm)
H	209	67,17	121,07	91,05 \pm 0,70	197	9,50	777,40	94,61 \pm 4,15
M	68	69,12	113,89	91,08 \pm 1,61	62	34,60	200,80	100,96 \pm 6,13

El análisis de la relación longitud- peso para la jaiba azul en la CGSM, indica un crecimiento de tipo alométrico, dado que el coeficiente b difiere estadísticamente del valor teórico tres ($t: 2,20$; p - valor = $0,05$). De manera específica, los machos presentan el mismo tipo de crecimiento descrito anteriormente ($t= 1,68$; $p= < 0,05$), mientras que las hembras muestran un crecimiento isométrico ($t=1,42$; $p= >0,05$) (Figura 4.3-31)

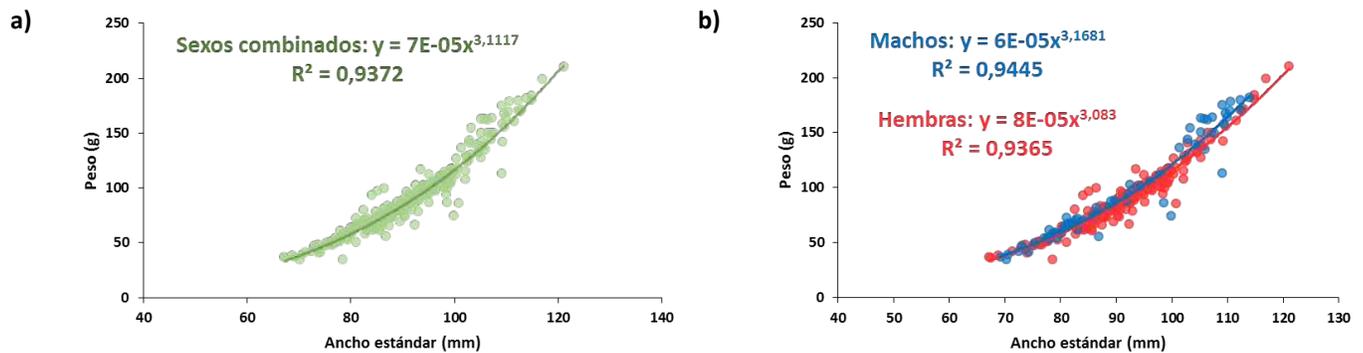


Figura 4.3-31. Relación Longitud (mm)- Peso (g) para sexos combinados (a) y para hembras y machos por separados (b) de la jaiba azul (*Callinectes sapidus*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

La Figura 4.3-32 muestra simultaneidad de individuos inmaduros y maduros durante la mayor parte del tiempo analizado; sin embargo, prevalece la presencia tanto de hembras como de machos en estado de madurez avanzado (III y IV, para el caso de las hembras y II en los machos). El IGS en las hembras, reveló incremento en sus valores en los meses de abril y mayo y evidenciando un descenso evidente en los meses siguientes. Es importante señalar que para los meses de agosto y septiembre se registraron hembras ovadas, lo que podría indicar momentos de desove en la CGSM. Por su parte, los machos, presentan valores altos del IGS en los meses de agosto y septiembre, sin embargo la muestra no es representativa para poder inferir posible pico reproductivo (Figura 4.3-32).

Se estimó de manera preliminar la talla media de madurez para *C. sapidus* (sexos combinados) en 73,88 mm As a partir de 262 individuos con intervalos de confianza de 38,28 – 81,20 mm (Figura 4.3-33). La TMM estimada en el presente estudio presenta una disminución en comparación con talla reportada por Correa (2002) de 842 mm de As.

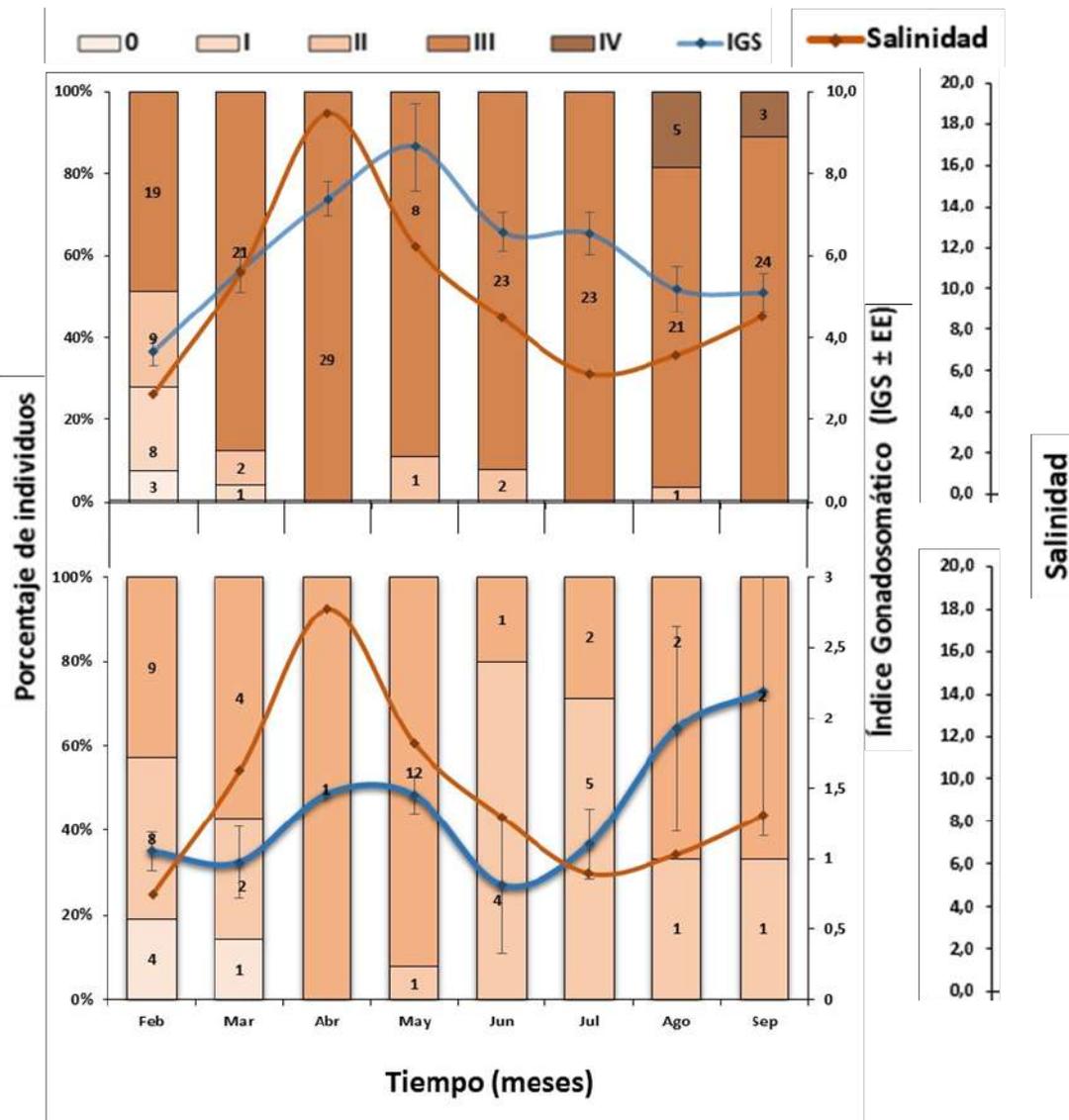


Figura 4.3-32. Estacionalidad reproductiva para hembra y machos de la jaiba azul (*Callinectes sapidus*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

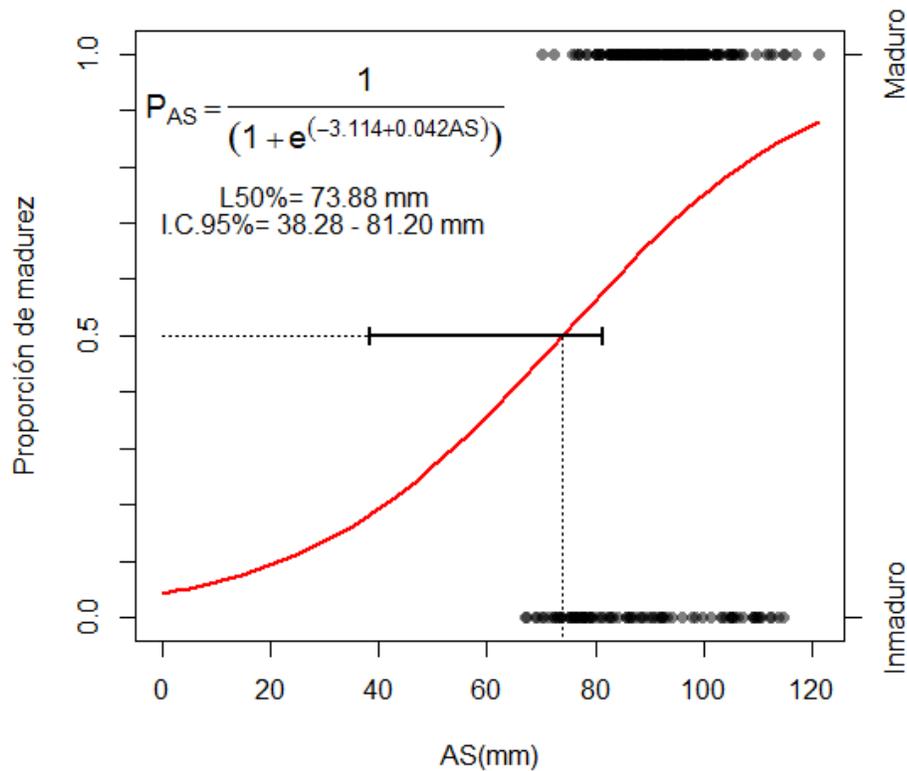


Figura 4.3-33. Talla media de madurez sexual para sexos combinados de la jaiba azul (*Callinectes sapidus*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta. La línea punteada muestra el corte donde se ubica la TMM.

Para efectos de ajustar la TMM estimada anteriormente a su equivalencia en ancho de caparazón, se realizó una regresión ($y = 1,2398x - 1,1428$, $r = 0.94$) entre el ancho total (Aca) y el ancho estándar (As) del caparazón, arrojando como resultado una TMM de 92,73 mm Aca, la cual se empleará en los análisis comparativos con la TMC, como se muestra en la Figura 4.3-26, en la cual se compara la TMC con un punto de referencia limite (PRL = TMM). El análisis indica que, aunque la TMC ha aumentado en los últimos años y este indicador está por encima de la TMM, evidencia que la jaiba azul se encuentra en un riesgo moderado de sobrepesca por crecimiento.

Aunque se describe como un estado moderado, a través de la relación de la composición de la captura por tallas calculadas a partir de los datos obtenidos durante el monitoreo pesquero llevado a cabo en al CGSM durante el año 2017 (INVEMAR, 2018) y la TMM, indica que el porcentaje de individuos capturados en la pesquería es bajo, considerando la disminución en la TMM estimada preliminarmente en el presente estudio (Figura 4.3-34).

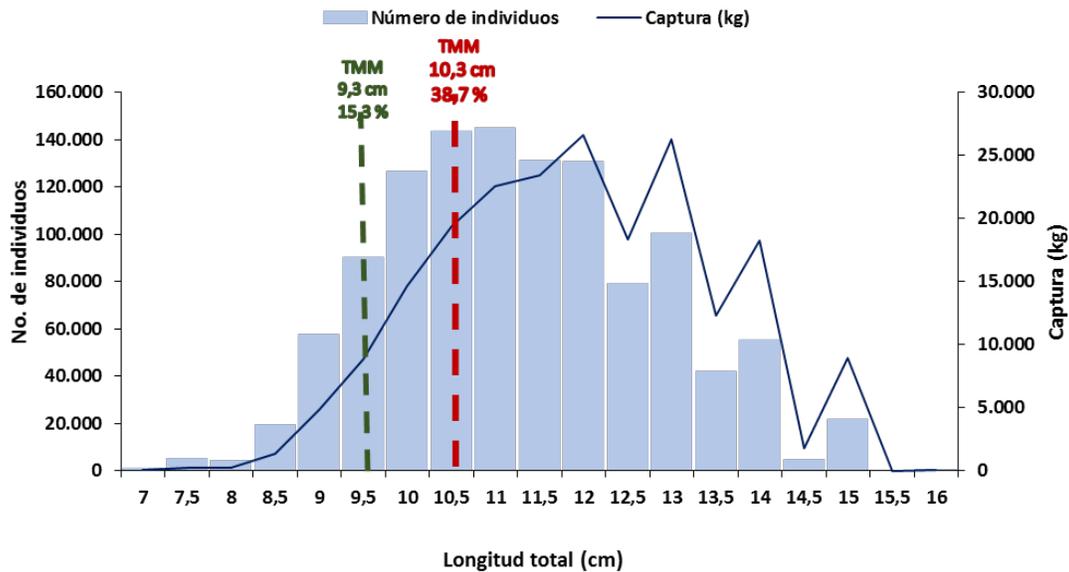


Figura 4.3-34. Comparación de TMM de la jaiba azul (*Callinectes sapidus*) anteriormente usada reportada por Correa (2002) (línea roja) y estimada en el presente estudio (línea verde), contra datos de la composición de tallas determinada en el monitoreo de la pesquería de la CGSM en 2016.

Elops smithi

Se analizaron en laboratorio un total de 228 macabí, de los cuales el 33,3 % fueron hembras, el 31,1 % machos y al 35.5% no fue posible determinar el sexo. La proporción sexual para estos individuos no presentaron diferencias significativas de la proporción esperada ($\chi^2= 0,03$; p-valor > 0,05). A continuación se presentan parámetros morfométricos estimados para *E. smithi* (Tabla 4.3-4). Dada la baja representatividad de la muestra por sexo, el análisis de la relación talla-peso se presenta para sexos combinados, indicando que el crecimiento para el macabí es de tipo alométrico ($t= 1,24$; $p > 0,05$) (Figura 4.3-35).

Tabla 4.3-4. Parámetros estimados de la principal variable morfométrica y pesaje datados en laboratorio del macabí (*Elops smithi*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Sexo	n	Mín Lt (mm)	Máx Lt (mm)	$\bar{X} \pm EE$ Lt (mm)	Mín Pt (g)	Máx Pt (g)	$\bar{X} \pm EE$ Pt (mm)
H	76	294	480	377,23 ± 3,98	135,4	596,9	294,71 ± 10,34
M	71	295	470	370,68 ± 4,31	122,5	559,3	275,03 ± 10,09
IND	81	293	440	357,58 ± 3,52	135,1	480,9	250,44 ± 8,17

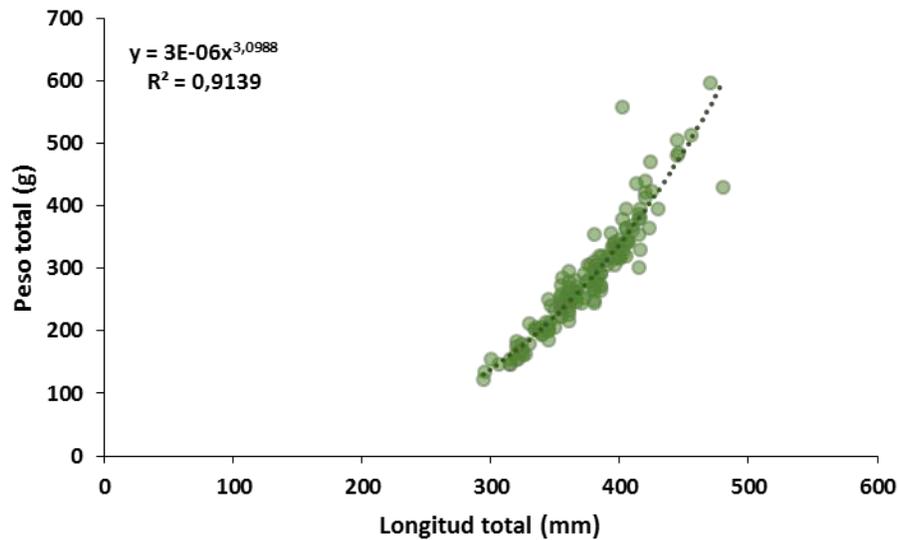


Figura 4.3-35. Relación Longitud (mm)- Peso (g) para sexos combinados (a) y para hembras y machos por separados (b) del macabí (*Elops smithi*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

En cuanto a la estacionalidad reproductiva y determinación de TMM, no fue posible la estimación de estos parámetros, debido a que los individuos analizados se encontraron en su totalidad en estado juvenil (estado gonadal I y II). Santos- Martínez *et al.*, (1993) señalan que la diferenciación gonadal inicia a partir de los 371 mm Lt. Lo anterior confirma lo descrito por el estudio anteriormente referenciado, quienes concluyen que los juveniles de *E. smithi* (anteriormente *E. saurus*) habitan en la CGSM y los adultos en la zona marino-costera, donde probablemente ocurre el desove.

5 DIAGNÓSTICO GENERAL Y CONCLUSIONES

La evaluación de los parámetros fisicoquímicos, oxígeno disuelto y pH, en las estaciones de monitoreo de la CGSM, mostró que, en las zonas de los ríos de la Sierra Nevada de Santa Marta, así como en el cuerpo de agua principal y el sector de Pajarales, continúan evidenciándose condiciones de deterioro de la calidad del agua, las cuales son críticas para la preservación de flora y fauna. Si bien durante el 2018, la salinidad disminuyó con respecto a 2016 y 2017 en las zonas de los ríos de la SNSM, el Complejo de Pajarales, el cuerpo de agua principal y el Caño Clarín, indicando un aumento en el ingreso de agua dulce, para la zona noroccidental del VIPIS se observó un aumento de la salinidad y el pH, lo que indicaría que en esta zona los aportes de agua dulce han disminuido. Este resultado muestra la necesidad de hacer mantenimiento de los caños, para garantizar los flujos de agua dulce.

Las variables fisicoquímicas, clorofila *a*, nutrientes y concentración de oxígeno, están estrechamente relacionadas. En las zonas 2 y 3, donde las concentraciones de clorofila *a* indican que el sistema está eutrofizado, las concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos son más bajas que en otros sectores del complejo lagunar, debido a que éstos son consumidos por el fitoplancton durante el proceso de la fotosíntesis. La alta productividad primaria de estas dos zonas, evidenciada en las altas concentraciones de clorofila *a* y descenso en las concentraciones de nutrientes, se refleja además en las elevadas concentraciones de oxígeno en las horas diurnas, liberado durante el proceso de fotosíntesis.

Por otra parte, los análisis de sólidos suspendidos totales y nutrientes inorgánicos disueltos, indican que los principales aportantes de estos materiales al sistema son el río Magdalena, a través de los caños Clarín y Aguas Negras. Además, en las zonas influenciadas las poblaciones palafíticas Nueva Venecia y Buenavista, hay aportes de nutrientes, principalmente nitratos, debido a la falta de sistemas de alcantarillado de estas poblaciones, por lo cual las descargas de aguas residuales se hacen directamente al sistema lagunar. Esta situación además contribuye al aumento de las concentraciones de coliformes, que impactan negativamente la calidad sanitaria del ecosistema, conllevando a la permanencia y distribución de microorganismos patógenos que representan un riesgo para la salud pública. Lo cual se ratifica con la presencia de bacterias patógenas en aguas y peces de la especie de consumo *Mugil incilis* (lisa).

Los resultados de metales pesados biodisponibles en sedimentos superficiales y material particulado en el agua, evidenciaron que el ingreso de estos elementos se da principalmente por canales que comunican al sistema lagunar con el río Magdalena, mientras que en la zona de conexión de la Ciénaga con el mar Caribe es donde se registran las menores concentraciones de todos los metales evaluados. Las concentraciones de cromo, cobre y zinc total continuaron presentándose por encima del nivel de efectos umbrales especialmente en la Boca del Caño Clarín, Ciénaga Poza Verde y Boca del Caño Aguas Negras, lo cual puede representar riesgos para la biota.

En la CGSM, las condiciones ambientales y las características de cada estación determinan la dinámica de la comunidad fitoplanctónica, siendo un ambiente favorable para el desarrollo de grupos como las cianobacterias, las cuales se adaptan fácilmente a los cambios y prefieren ambientes ricos en nutrientes como este sistema. Así mismo, las altas densidades fitoplanctónicas encontradas hacen que la CGSM sea considerado un cuerpo de agua altamente productivo, favoreciendo a otros organismos que se alimentan de estas microalgas. Sin embargo, el inconveniente radica en la presencia de especies fitoplanctónicas toxigénicas o cuando alcanzan abundancias tales que pueden generar mortandades por asfixia. El ingreso de agua dulce al sistema atribuido a la apertura de los caños durante el último período monitoreado, favoreció las condiciones de la Ciénaga al incrementarse el flujo y recirculación de agua dentro de la CGSM.

A nivel de bosque de manglar, el 2018 evidenció que la salinidad intersticial disminuyó en todas las estaciones, lo cual podría estar asociado al aumento de los aportes de agua dulce derivados de los trabajos de dragado en el sector noroccidental del complejo y al aumento de las precipitaciones durante el segundo y tercer trimestre del año. Consecuente con los aumentos en el aporte de agua, se destaca el incremento en la densidad de plántulas y propágulos. El aumento acelerado de la regeneración natural de manglar en el complejo también fue observable a través del análisis de coberturas realizado para el periodo 2017-2018, según el cual se observó un alto recambio de especies vegetales. Si bien la vegetación dulceacuícola observada en el momento (*T. dominguensis*, juncales, etc) constituye un factor de transformación de las coberturas del sistema, su presencia es característica de fases iniciales de sucesión vegetal y podrían facilitar el crecimiento y desarrollo de las especies de manglar predominantes del sistema lagunar. La presencia de nuevas plántulas y propágulos, así como de renacientes que aportan a la regeneración natural del sistema, resalta la necesidad fundamental de garantizar condiciones hidráulicas apropiadas en adelante, con el fin de favorecer su crecimiento y desarrollo.

A pesar de lo anterior, para 2018, el bosque evidenció un deterioro estructural acelerado en las estaciones Luna y Km22, y progresivo en Aguas Negras, Caño Grande y Rinconada, reflejado en la pérdida de área basal y densidad del arbolado, así como disminución en individuos en etapa de brinjal, la cual se relaciona con el reclutamiento y los procesos sucesionales primarios, base para la recuperación natural del bosque. Este hecho puede estar relacionado con el efecto acumulado tras el periodo de sequía ocurrido entre el 2015 y el 2017, que generó un fuerte estrés en el sistema en particular para los elementos estructurales de mayor porte en el bosque de mangle; hecho que resalta la necesidad de mantener continuamente y en el largo plazo condiciones hidráulicas óptimas para el ecosistema.

La composición, riqueza y abundancia de la avifauna asociada al ecosistema de manglar, estuvo representada por especies típicas de sistemas deltaicos. La riqueza de especies registrada para el 2018 supera los registros de avifauna reportados para otras localidades en el Caribe colombiano y constituye cerca del 50% de lo registrado previamente en la CGSM, lo cual soporta la tesis de la importancia del manglar como hábitat en términos de refugio y fuente de recursos para el mantenimiento de este grupo de fauna. No obstante, se hace necesario evaluar con mayor profundidad la idoneidad de este grupo de fauna como indicador fino del estado del ecosistema de manglar de la CGSM, considerando las limitaciones que presenta.

Correlativamente el análisis realizado a partir del monitoreo pesquero, hasta lo registrado a septiembre de 2018, permite concluir que los cambios en la disponibilidad de los recursos y dinámica pesquera ha mostrado un comportamiento conforme a las condiciones ambientales y el esfuerzo de pesca actual, con estacionalidad modulada por 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 2014-2018, 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 2006 y 2009, al igual que los periodos 1999-2001 y 2011-2013, se presentaron aumentos en las capturas de especies dulceacuícolas como la mojarra lora, producto de la disminución de la salinidad en el ecosistema. Se destaca entonces que la condición climática actual ha incidido en la disminución de la salinidad y los resultados del componente pesquero para los nueve meses evaluados en 2018, reflejando, junto con lo estimado en 2017, una ligera recuperación en la pesquería y mostrando una aparente mejoría en la condición ambiental de la CGSM, en la que no se evidenciaron mortandades de peces como en años anteriores.

El análisis bioeconómico de la pesquería, en términos generales (a partir de análisis a precios constantes), oscilaron en sus valores promedios mensuales entre 774 (± 58) y 1.501 (± 136) millones COP \$, en 2002 y 1994, respectivamente. Se evidenció una falta de correspondencia entre la captura promedio mensual y los ingresos promedios mensuales de la pesquería en algunos años, debido a la variación en la composición de las capturas y

de los precios de las especies dulceacuícolas en el mercado, comparado con el de las marinas o estuarinas, y a la relación oferta-demanda de estos recursos. En este contexto, se reflejó que la peor época del monitoreo referente a la producción e ingresos mensuales fue en 2001 – 2002, apreciándose recuperación entre 2004-2006, a partir del cual los precios de venta de algunos recursos, incluida la mojarra lora, mejoraron. Otro periodo que se destaca fue 2012-2014, donde se estimó que los ingresos de la pesquería a precios constantes se mantuvieron a pesar de la disminución paulatina del recurso pesquero; pero con evidente tendencia al descenso de los ingresos en 2015-2016 y hasta lo que va de 2018, producto de la disminución de la producción pesquera, aún con el moderado incremento en 2017 y lo que va de 2018. De igual manera, en el análisis del indicador de renta económica se determinaron diferencias a nivel de sitios de desembarco, disponibilidad de recursos, usos de los artes y la ubicación geográfica de los mismos.

En cuanto a la actualización de las TMM para las especies, chivo cabezón, chivo mapalé y mojarra rayada, como PRL, el método aplicado permitió determinarlas, analizándolas para sexos combinados, resultando para el chivo cabezón en 301 mm Lt, chivo mapalé en 163 mm Lt y para la mojarra rayada en 216 mm Lt, datos confirmados con un período anual; considerándose preliminar para el caso de la jaiba azul (*Callinectes sapidus*) (927 mm Aca), hasta completar el ciclo anual proyectado. Hasta lo registrado, estas determinaciones fueron confirmadas a partir de observaciones microscópicas, con técnicas histológicas. Esta información se considera clave para fortalecer la toma de decisiones a partir de datos actuales.

6 RECOMENDACIONES

Dar continuidad a las actividades de mantenimiento de caños y canales para garantizar un adecuado intercambio hídrico en el sistema lagunar para que variables críticas para la preservación de fauna y flora se mantengan dentro de los valores tolerables y adecuados.

Mantener el seguimiento al ingreso de cargas de sólidos suspendidos totales y nutrientes a través de los principales caños que ingresan agua al sistema desde el Río Magdalena; y estudiar la dinámica de los nutrientes, para proponer medidas de manejo orientadas a garantizar el balance adecuado de nutrientes que garantice la preservación del ecosistema.

Dar continuidad a las actividades de mantenimiento de caños y canales para garantizar un adecuado intercambio hídrico en el sistema lagunar para que variables críticas para la preservación de fauna y flora se mantengan dentro de los valores tolerables y adecuados.

Considerando la presencia de géneros de microalgas constituidos por especies potencialmente nocivas en las estaciones monitoreadas, se debe continuar con el seguimiento de éstas, con el fin de estar alerta ante la posibilidad de floraciones que puedan ocasionar inconvenientes sobre otros organismos o en la salud humana.

Continuar con el proceso de mantenimiento de los principales caños del sistema estuarino para garantizar la disponibilidad de agua dulce en el complejo y con ello la tendencia de recuperación evidenciada durante el 2018. Se sugiere que los procesos de dragado y mantenimiento tengan en cuenta los resultados derivados de la implementación del modelo hidrosedimentológico construido para la CGSM recientemente y que se evalúen las prácticas de disposición de sedimentos derivados, con el fin de no alterar la micro topografía del ecosistema y con ello favorecer su recuperación natural.

Con el ánimo de mejorar el proceso de monitoreo, se debe incluir la evaluación de otras variables tanto físicas como biológicas, que se relacionen con la producción, sobrevivencia y desarrollo de la regeneración natural (propágulos y plántulas). Así mismo, determinar las variables limitantes en el desarrollo de los brinzales para entender de manera integral la dinámica sucesional en el sistema.

En cuanto a la evaluación de la avifauna se sugiere identificar un listado de especies bioindicadoras del estado de conservación del ecosistema, en términos de uso de hábitat y conservación del mismo. Adicionalmente, se recomienda validar con expertos la posibilidad de incluir la evaluación de otros grupos de fauna como posibles indicadores de respuesta rápida para la evaluación del estado de sistema.

A partir del análisis de coberturas vegetales obtenido durante el periodo 2017-2018, se sugiere mantener la frecuencia anual de reporte, considerando el alto dinamismo de las coberturas vegetales y los cambios en el grado de perturbación de las coberturas que podrían ser enmascarados en el reporte bianual que se venía realizando históricamente. Se recomienda dar continuidad y vincular de manera permanente a la red de monitoreo del manglar, las estaciones recientemente instaladas en el sector de Sevillano (en el marco de la adición al convenio 40 de 2014 entre CORPAMAG e INVEMAR) y el sector Los palos en el SFF Ciénaga Grande de Santa Marta (en el marco del proyecto Desarrollo Local y Gobernanza para la Paz, financiado por la Unión Europea), con el fin de contar con información actualizada del estado de los bosques con una mayor cobertura espacial.

El estado de los recursos pesqueros se mantiene con riesgo de sobreexplotación, especialmente para especies de alta demanda en el mercado local, lo cual 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, 2006b).

Una vez más se recomienda que las estrategias de manejo basadas en tallas mínimas de captura, cuotas de pesca y esfuerzo óptimo de pesca, deban ir a escenarios de concertación entre las comunidades de pescadores, investigadores y administradores del recurso (AUNAP, 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 evidenció en 2010 el incremento del esfuerzo de un método nocivo (el "zangarreo"), cuya operación ocurre en las raíces del manglar y fue utilizado en la comunidad de Nueva Venecia, el cual afectó especies como el sábalo, una de las principales especies en la pesquería de la CGSM que usa 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 tallas medias de madurez (TMM) de las especies *Ariopsis canteri*, *Cathorops mapale*, *Euguerres plumieri* y preliminarmente *Callinectes sapidus*, 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 (e.g. *Micropogonias furnieri*), 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 el ambientes y los recursos vegetales y pesqueros.

7 BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, E.P. 2012. Caracterización espacial y temporal de la estructura de la comunidad fitoplanctónica y su correlación con algunas variables ambientales locales en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis de grado. Universidad Industrial de Santander. Bucaramanga. 134 p.
- Aguayo R. J., y M. J. Muñoz. 2001. Detección de cianobacterias y sus toxinas. Una revisión. *Rev. Toxicol.* 18:65-71p.
- Aguilera, M. 2011. Habitantes del agua: El complejo lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Documentos de trabajo sobre economía regional. Banco de la República. Centro de Estudios Económicos Regionales (CEER), Cartagena. 46 p. ISSN 1692-3715.
- Akbarzadeh Z., Laverman A., Rezanezhad F., Raimonet M., Viollier E., Shafei B. y Van Cappellen P. 2018. Benthic nitrite exchanges in the Seine River (France): An early diagenetic modeling analysis. *Science of the Total Environment* 628–629, 580–593 p.
- Alfaro-Sibaja, L., D. Barquero-Salgado, A. Fonseca, R. Montoya-Solano, V. Morales-Cerdas y D. Ramírez-Arce. 2015. Estructura y composición vegetal del manglar Palo Seco, Quepos, Costa Rica. *Cuadernos de investigación UNED*, 7(2): 325-332p. ISSN: 1659-4266
- 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.
- Altman, I., A.H.E. Blakeslee, G.C. Osio, C.B. Rillahan, S.J Teck, J.J. Meyer, J.E. Byers y A.A. Rosenberg. 2011. A practical approach to implementation of ecosystem based management: a case study using the Gulf of Maine marine ecosystem. *Front. Ecol. Environ.* 9 (3): 183–189p. <http://dx.doi.org/10.1890/080186>
- Arzuza, D.E., M.I. Moreno, y P. Salaman. 2008. Conservación de las aves acuáticas en Colombia. *Conservación Colombiana* 6:1-72p.
- 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. Washington D.C. 1325 p.
- Ballance, L. T. y R. L. Pitman. 1999. Foraging ecology of tropical seabirds, pp. 2057-2071. In: N.J. Adams and R.H. Slotow (Eds.) *Proc. 22 Int. Ornithol. Congr.*, Durban: 2057-2071p. Johannesburg: BirdLife South Africa
- Barrera, G., Fernández, C., Wong, I., Ramírez, P. 2013. La sensibilidad del grupo coliforme como indicador de la presencia de enterobacterias patógenas en cuatro cuerpos acuáticos de México. *Hidrobiológica* 23 (1): 87-96 p.
- 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. Viloría. 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.
- Beltrame, M. O., S. De Marco., J. Marcovecchio. 2009. Dissolved and particulate heavy metals distribution in coastal lagoons. A case study from Mar Chiquita Lagoon, Argentina. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 85: 45 – 56.

- Beltrán-Vargas J. y Rangel-Ch j. 2012. Modelación dinámica de los sólidos suspendidos totales en el humedal Jaboque, Bogotá (Colombia). Colombia Forestal Vol. 15(2): 191 – 205.
- Bernal, C., Nieto, Y., Arbeláez, N. Insuasty-Osorio, F., Rodríguez-Atara, J.; Rodríguez-Rodríguez A.; Herrera, S., Constanza, R. 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., Sánchez, J., Mejía, L. y Cantera, J. 2011. Acta calidad de las aguas superficiales de bahía Málaga, pacífico colombiano. *biol. Colomb.*, 16 (2), 175 – 192.
- Bicudo M. C. y M. Menezes. 2006. Gêneros de Algas de Águas Continentais do Brasil. Chave para identificação e descrições. Rima. Segunda edición. São Carlos. 502 p.
- Bojorges – Baños. 2011. Riqueza y diversidad de especies de aves asociadas a manglar en tres sistemas lagunares en la región costera de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82: 205-215p.
- Botero L. y E. Mancera-Pineda. 1996. Síntesis de los cambios de origen antrópico en los últimos 40 años en la Ciénaga de Santa Marta (Colombia). *Revista Académica Colombiana de Ciencias*, 20 (78): 465 – 474.
- Blanco, J., E. Viloría y J. Narváez. 2006. ENSO and salinity changes in the Ciénaga Grande de Santa Marta coastal lagoon system, Colombian Caribbean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 66: 157-167p.
- Blanco, J. A., J. C. Narváez B. y E. A. Viloría. 2007. Enso and the rise and fall of a tilapia fishery in northern Colombia. *Fish. Res.*, 88: 100-108.
- 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.
- Bula-Meyer, G., 1985. Florecimientos nocivos de algas verde-azules en dos lagunas del departamento del Magdalena. *Revista de Ingeniería Pesquera*. 5(1-2): 89-99p.
- Cadavid, B.C., P. Bautista, J.M. Betancourt, L.E. Castro, C.A. Villamil, A.M. Orjuela, S. Rifaterra, L.V. Perdomo, E. Viloría, D. Mármol y M. Rueda. 2009. 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. 118 p
- 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. Viloría. 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.
- Camacho F. L. 2007. Composición y Estructura de un ensamblaje de aves asociado al ecosistema de manglar de Isla Fuerte (Caribe colombiano). Trabajo de grado. Pontificia Universidad Javeriana. 82p.
- Campos N.H. 1990. La contaminación por metales pesados en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *Caldasia*. 16: 231-244.
- 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.
- Carvajalino-Fernández, M. 2015. Hydronumerical Modelling of Nutrients and Oxygen in Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Tesis M.Sc. Franzius Institute for Hydraulic, Estuarine and Coastal Engineering. Kiel. 125 p.
- CONAGUA- Comisión Mexicana del Agua. 2017. Monitoreo de calidad del agua. Disponible en: <http://files.conagua.gob.mx/transparencia/CalidaddelAgua.pdf>. Fecha de consulta: 19/10/2018.

- 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.
- EPA - Environmental Protection Agency. 1996. Método 3052 Digestión ácida asistida por microondas de matrices sílicas y orgánicas. Washington, DC, U.S. 20 p. <http://www.epa.gov.co>
- EPA - Environmental Protection Agency. 2007. Método 7473 Mercurio en sólidos y solución por descomposición térmica, amalgamación y espectrometría de absorción atómica. Washington, DC, U.S. 15 p. <http://www.epa.gov.co>
- Espinosa, L.F., M.L. Gómez y J.A. Acosta (Eds). 2007. 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, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR, Santa Marta. 105 p.
- Filgueiras, A.V., I., Lavilla, C., Bendicho. 2004. Evaluation of distribution, mobility and binding behaviour of heavy metals in surficial sediments of Louro River (Galicia, Spain) using chemometric analysis: a case study. Science of the Total Environment. 330, 115–129.
- Flores-Verdugo, F. J., Agraz-Hernández, C. M., & Benítez-Pardo, D. 2006. Creación y restauración de ecosistemas de manglar: principios básicos. Estrategia para el Manejo Costero Integral: El Enfoque Municipal, 1093-1110.
- Fraile, H., Franco J., Ruiz A., Villate F., Oribe E. 1991. Algunos datos sobre las variables indicadoras del estado trófico del estuario de la reserva de Urbdaibai. KOBIE (Serie Ciencias Naturales), Bilbao. N° XX. 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.). 2004. Manual on harmful marine microalgae. Monographs on Oceanographic Methodology. UNESCO Publishing, Paris. 793 p.
- Garay, J., G. Ramírez, J. M. Betancourt, B. Marín, B. Cadavid, L. Panizzo, L. Lesmes, J.E. Sánchez, S.H. Lozano y A. Franco. 2003. Manual de técnicas analíticas para la determinación de parámetros fisicoquímicos y contaminantes marinos: Aguas, sedimentos y organismos. INVEMAR, Santa Marta, 148 p.
- 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.
- Gómez-León, J. 2006. Estudio Epizoótico de Agentes Patógenos en Almeja Fina (*Ruditapes decussatus*) Cultivada en Galicia. Tesis Doctorado Ciencias Biológicas, Universidad de Santiago de Compostela, España. 220p.
- Gómez, F. 2003. The toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum*: an invader in the Mediterranean sea. Acta Bot. Croat. 62(2): 65-72.
- Gómez F., Aguirre N., Betancur J., Toro M. 2008. Distribución de dos Indicadores bacterianos de calidad de agua en el Golfo de Urabá. Revista Gestión y Ambiente. 2008. 11 (3): 87-96 p.
- 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.
- Guardiola I., Noriega L., Gómez B., Acedo E. 2014. Factores de virulencia de *Vibrio mimicus*. Revista de Ciencias Biológicas y de la Salud. Vol.17 (2): 38-49p.

- INVEMAR- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés". 2018. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2017, Volumen 16. Santa Marta 174p.+ anexos.
- 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.
- Kandus, P. s.f. El concepto de sucesión vegetal y su aplicación en sistemas de humedales deltaicos. Disponible en: http://server.ege.fcen.uba.ar/gieh/PDF_MIOS/PATO_MAB.PDF.
- Knox, G.A. 2001. The ecology of seashore. CRC Press. Boca Ratón. 557 p.
- Lacerda L.D., L.A. Martinelli, C.E. Rezende, A. Mazeto, A.R. Ovalle, R.L. Victoria, C.A. Silva, y A.B. Nogueira. 1988. The fate trace metals in suspended matter in mangrove creek during a tidal cycle. *Science of the Total Environment*, 75: 169 - 180.
- Lema-Vélez, L. F. 2005. Regeneración natural y producción del manglar del delta del río ranchería, Caribe colombiano. *Actualidades Biológicas*, 27(82), 25-33.
- Libes, S. 2009. Introduction to Marine Biogeochemistry. Second edition, Elsevier. San Diego, 893 p.
- López-Enríquez, J.C., E.F. Rosas-Alquicira, E.J. Ramírez-Chávez y A. Cruz-García. 2014. Datos preliminares de la estructura y la formación de las comunidades de manglar en Zipolite, Oaxaca. *Ciencia y Mar*, 20 (52):31-35p.
- Loran, N., Valdez, G. y F. Escudero. 1993. Algunos aspectos poblacionales de la jaiiba *Callinectes* spp en la laguna de Alvarado, Veracruz. *Ciencias Pesqueras*. 10: 15-31p.
- Macdonald, D., Carr, R., Calder, F., Long, E. and Ingersoll, C. 1996. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology*. 5(4):253-58
- Magurran, A. 1991. Ecological diversity and its measurement. London. Chapman and Hall, 179 pp
- Mahoney, P.C. y M.J. Bishop. 2017. Assessing risk of estuarine ecosystem collapse. *Ocean and coast management*, 140, 46 – 58.
- Marchand, C., M., Allenbach, and E., Lallier-Vergès. 2011. Relationships between heavy metals distribution and organic matter cycling in mangrove sediments (Conception Bay, New Caledonia). *Geoderma*, 160, 444-456.
- Marín Z., B.G. 2003. Las aguas de mi Ciénaga Grande: Descripción de las condiciones ambientales de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Santa Marta, INVEMAR, 36 p, (Serie Documentos Generales # 9).
- Margalef, R. 1986. Ecología. Ed. Omega S.A., Barcelona, 951 p.
- Mancera, J. E., y L. A. Vidal. 1994. Florecimiento de microalgas relacionado con mortandad masiva de peces en el complejo lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, 23: 103-117p.
- 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.
- 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. 2012. Resolución número 122 de 2012 por la cual se modifica parcialmente la Resolución número 776 de 2008. Artículo 6 acerca de los requisitos fisicoquímicos de los productos de la pesca, en particular pescados, moluscos y crustáceos frescos con destino al consumo humano. 8 p.

Mirande, V. y B.C. Tracanna. 2004. Fitoplancton del río Gastona (Tucumán, Argentina): Cyanophyta, Chlorophyta, Euglenophyta y Rhodophyta. IHERINGIA, Sér. Bot., Porto Alegre, 59, p. 35-58.

Mogollón, M. 1996. Estructura de la comunidad fitoplanctónica del Complejo de Pajarales y Salamanca Occidental, Costa Caribe Colombiana. Tesis (Biólogo Marino). Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Ciencias del Mar. Bogotá, Colombia. 67 p.

Moreno-Bejarano, L. M. y R. Álvarez-León. 2003. Fauna asociada a los manglares y otros humedales en el Delta-Estuario del río Magdalena, Colombia. Rev. Acad. Colomb. Cienc. 27 (105): 517-534p. ISSN 0370-3908.

Narváez, J.C., M. Rueda, E. Vilorio, J. Blanco, J. A. Romero y 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. INVEMAR (Serie de documentos generales del INVEMAR No. 18). Santa Marta. 128 p.

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.

Nemati, K., N.K.A., Bakar, M.R., Abas, E., Sobhanzadeh. 2011. Speciation of heavy metals by modified BCR sequential extraction procedure in different depths of sediments from Sungai Buloh, Selangor, Malaysia. Journal of Hazardous Materials, 192, 402–410.

Pennington, T.D. y J. Sarukhan. 2005. Árboles tropicales de México: manual para la identificación de las principales especies. Universidad Nacional Autónoma de México. ISBN 970-32-1643-9. 517p.

Pinto-Nolla, F., Naranjo-González, G., & Hernández-Camacho, J. 1995. Influencia del hábitat en la morfometría y morfología del " mangle salado" *Avicennia germinans* L. en el litoral caribe colombiano. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 19, 481-498p

Pla, L. 2006. Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. INCI, 31 (8): 583-590p. ISSN 0378-1844.

Plasencia-Fraga, J.M. 2017. Biología y ecología de las poblaciones de *Typha domingensis* en el embalse San Juan de la Sierra del Rosario, Cuba. Centro de Investigaciones de Medio Ambiente de Camagüey. 68p. file:///C:/Users/usrrae03/Downloads/Finalespaol.pdf

PRO-CIENAGA. 1995. Plan de manejo ambiental de la subregión Ciénaga Grande de Santa Marta. Proyecto de rehabilitación de la Ciénaga Grande de SantaMarta, PRO-CIENAGA (CORPAMAG - INVEMAR - CORPES - GTZ), Santa Marta, sp.

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

Orive, E. 1988. Cambios espaciales del fitoplancton y variables relacionadas en el estuario de Gernika. KOBIE (Serle Ciencias Naturales) Biibao Bizkaiko Foru Aldundia-Diputación Foral de Vizcaya Nº XVII.

- Ouellet-Proulx, S., O. Chimi, M. Boucher y A. St-Hilaire. 2017. Assimilation of water temperature and discharge data for ensemble water temperature forecasting, 554, 342 – 259.
- Qiu, Y.W., K-F. Yu, G. Zhang, W-X Wang. 2011. Accumulation and partitioning of seven trace metals in mangroves and sediment cores from three estuarine wetlands of Hainan Island, China. *Journal of Hazardous Materials*, 190 (1–3): 631–638.
- Ramírez-Restrepo R., Johnson J. y Vahos R. 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.
- Reguera, B. R. Alonso, A. Moreira, S. Méndez & M.-Y. Dechraoui-Bottein (Eds). 2016. Guide for designing and implementing a plan to monitor toxin-producing microalgae. 2nd Ed. Intergovernmental Oceanographic Commission (IOC) of UNESCO and International Atomic Energy Agency (IAEA), Paris and Vienna. IOC Manuals and Guides (59). 66 p.
- Renjifo, L. M., A. M. Franco-Maya, J. D. Amaya-Espinel, G. H. Kattan y B. López-Lanús (eds.). 2002. Libro rojo de aves de Colombia. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá, Colombia. ISBN: 958-8151-08-2. 561p.
- Reynolds, C.S. 2006. The ecology of phytoplankton. Cambridge University Press, New York. 550 p.
- Ríos S., Agudelo R., Gutiérrez L. 2017. Patógenos e indicadores microbiológicos de calidad del agua para consumo humano. *Rev. Fac. Nac. Salud Pública*, 35(2): 236-247p.
- 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. Pinto-Nolla. 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 Andreis". Santa Marta. 244 p.
- R Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>
- 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.
- Rodriguez-Rodriguez, J.A., J. E. Mancera-Pineda, L.P. Perdomo-Trujillo, M. Rueda, K.P. Ibarra-Gutierrez. 2016. Ciénaga Grande de Santa Marta: The largest lagoon-delta ecosystem in the Colombian Caribbean En: *The Wetland Book: Distribution, Description and Conservation*. Springer (en prensa).
- 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.
- Rondeaux, G., M. Steven y F. Baret. 1996. Optimization of soil-adjusted vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 55(2): 95–107p. [http://doi.org/10.1016/0034-4257\(95\)00186-7](http://doi.org/10.1016/0034-4257(95)00186-7)
- 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: 155-166p.

- 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., R. Álvarez-León, F. Pinto-Nolla, A. Sánchez-Alferez, J. Pinto-Renjifo, I. García-Hansen y T. Acosta-Peñaloza. 1997. Diagnóstico y zonificación preliminar de los manglares del Caribe de Colombia. MINAMBIENTE/OIMT. Bogotá. 511p.
- Santos- Martinez, A. y Arboleda, S. 1993. Aspectos biológicos y ecológicos del macabí *elops saurus linnaeus* (pisces: elopidae) en la Ciénaga Grande de Santa Marta y costa adyacente, Caribe colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost. 22 (1): 77-96 p.
- Sar, E. A., M. E. Ferrario y B. Reguera. 2002. Floraciones algales nocivas en el cono sur americano. Instituto Español de Oceanografía. 311 p.
- 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
- Sobrado, M. y S. Ewe. 2006. Ecophysiological characteristics of *Avicennia germinans* and *Laguncularia racemosa* coexisting in a scrub mangrove forest at the Indian River Lagoon, Florida. *Trees* 20:679–687p.
- Scheaffer-Novelli, Y. y G. Cintrón-Molero. 1986. Guía para estudios de área de manguezal: estructura, función e flora. Caribbean Ecological Research, Instituto Oceanográfico, Sao Paulo, Brasil. 150 p.
- Schreiber, E. A. y J. Burger. 2002. Biology of marine birds. Florida: CRC Press. ISBN 9780849398827. 740p.
- Schulz K., Gerkema T. 2017. An inversion of the estuarine circulation by sluice water discharge and its impact on suspended sediment transport. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 200, 31-40.
- Sparre, P. y S. C. Venema. 1995. Introducción a la evaluación de stocks pesqueros tropicales. Parte 1. FAO Documento Técnico de Pesca, 306, 376 p.
- Steven, M. D. 1998. The sensitivity of the OSAVI vegetation index to observational parameters. *Remote Sensing of Environment*, 63(1): 49–60p. [http://doi.org/10.1016/S0034-4257\(97\)00114-4](http://doi.org/10.1016/S0034-4257(97)00114-4)
- 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 pp.
- Sunesen I., A. Bárcenay E. A. Sar. 2009. Diatomeas potencialmente nocivas del Golfo de San Matías (Argentina). *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 44(1): 67-88.
- Suresh, G., V. Ramasamy, M. Sundarajan y K. Paramasivam. 2015. Spatial and vertical distributions of heavy metals and their potential toxicity levels in various beach sediments from high-background-radiation area, Kerala, India. *Marine Pollution Bulletin*, 91: 389–400.
- Tang Y. Z., and C. J. Gobler. 2011. Lethal effects on Northwest Atlantic Ocean isolates of the dinoflagellate *Scrippsiella trochoidea* on Eastern oyster (*Crassostrea virginica*) and Northern quahog (*Mercentaria mercenaria*) larvae. *Mar Biol.* 12 p.
- Tomas, C. R. 1997. Identifying marine phytoplankton. Academic Press. San Diego. 858 p.
- UNESCO. 1996. Design and Implementation of some Harmful Algal Monitoring Systems. IOC Technical Series No. 44. 110 p.
- UNESCO. 2009. Cianobacterias planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión. Silvia Bonilla (editora). Documento técnico PHI-LAC, N°16. 97 p.

- Vargas-Castillo, Y., Rodríguez-Rodríguez, J., Licero, Espinosa, L. 2016. Lineamientos generales de restauración para las lagunas costeras en Colombia. Resolución MADS No 478 de 2016. Santa Marta, 27 p + anexos.
- 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.
- Villamil, C. 2004. Interacción por recursos (espacio, luz y nutrientes) entre *Typha domingensis* y las tres especies de manglar predominantes en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis Biología Marina, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 91 p.
- Viloria, E. 2009. 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? Tesis Maestría Biología, línea Biología Marina, Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 52 p.
- Viloria, E., A. Acero y J. Blanco. 2012. El colapso de la pesquería de la mojarra rayada *Eugerres plumieri* (piscis: Gerreidae) en la Ciénaga Grande de Santa Marta: ¿causas pesqueras, ambientales o biológicas? Bol. Invest. Mar. Cost., 41 (2): 399-428 p.
- Vivas-Aguas L., Espinosa, L. y Parra, L. 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. 42 (1) 7-30.
- WHO. 2004. Safety evaluation of certain food additives and contaminants, WHO Food Additive Series: 52, International Programme on Chemical Safety, WHO, Geneva.
- Xiangpeng, K. y Y. Shuhong. 2014. The impact of water temperature on water quality indexes in north of Liaodong Bay. Marine Pollution Bulletin, 80, 245 – 249.
- Xie, C-H., Chang J-Y., Zhang Y-Z. 2015. A new method for estimating chlorophyll-a concentration in the Pearl River Estuary. Optik 126, 4510–4515.

8 ANEXOS

Anexo 1. Listado taxonómico y algunos atributos ecológicos y de conservación de las especies de aves asociadas a manglares en el complejo lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta. Gremios. INV: Invertebrados, PIS: Piscívoros, CAR: Carnívoros, GRA: Granívoros, INS: Insectívoros. Clasificación. AE: Acuática estricta ANE. Acuática No Estricta. T: terrestre. Estacionalidad. R: residente, M: migratorio. Conservación. NT: Casi Amenazada

N°	ORDEN/FAMILIA/ESPECIE	U. Paisaje	Estacionalidad	Conservación	Gremio Trófico	Clasificación
ORDEN: ANSERIFORMES						
Familia: Anhimidae						
1	<i>Chauna chavaria</i>	BM	R	NT, VU	HER	AE
Familia: Anatidae						
2	<i>Dendrocygna bicolor</i>	PA, M	R		INV	AE
3	<i>Dendrocygna viduata</i>	PA, M	R		INV	AE
4	<i>Dendrocygna autumnalis</i>	PA, BM	R		INV	AE
5	<i>Anas bahamensis</i>	PA, BM	MB		INV	AE
6	<i>Anas discors</i>	PA, M	MB		INV	AE
ORDEN: PODICIPEDIFORMES						
FAMILIA: Podicipedidae						
7	<i>Tachybaptus dominicus</i>	PA	R		INV	AE
ORDEN: COLUMBIFORMES						
FAMILIA: Columbidae						
8	<i>Patagioenas cayennensis</i>	M	R		GRA	T
9	<i>Leptotila verreauxi</i>	M	R		GRA	T
10	<i>Columbina talpacoti</i>	BM	R		GRA	T
ORDEN: CUCULIFORMES						
FAMILIA: Cuculidae						
11	<i>Crotophaga major</i>	M, BM	R		GRA	T
12	<i>Crotophaga ani</i>	M, BM	R		GRA	T
13	<i>Piaya cayana</i>	M	R		GRA	T
14	<i>Coccyzus americanus</i>	M	MB		GRA	T
ORDEN CAPRIMULGIFORMES						
Familia Caprimulgidae						
15	<i>Chordeiles acutipennis</i>	BM	R		INV	T
16	<i>Nyctidromus albicollis</i>	BM	R		INV	T
ORDEN: APODIFORMES						
FAMILIA: Apodidae						
17	<i>Streptoprogne zonaris</i>	M	R		INV	T
ORDEN GRUIFORMES						
Familia Aramidae						

Nº	ORDEN/FAMILIA/ESPECIE	U. Paisaje	Estacionalidad	Conservación	Gremio Trófico	Clasificación
18	<i>Aramus guarauna</i>	M	R		INV	AE
Familia Rallidae						
19	<i>Aramides cajaneus</i>	BM	R		INV	T
20	<i>Gallinula galeata</i>	BM	R		INV	T
21	<i>Porphyrio martinica</i>	BM	R		INV	T
ORDEN CHARADRIIFORMES						
FAMILIA: Charadriidae						
22	<i>Vanelus chilensis</i>	PA, L	R		INV	AE
23	<i>Charadrius wilsonia</i>	PA, L	R		INV	AE
24	<i>Charadrius collaris</i>	PA, L	R		INV	AE
25	<i>Himantopus palliatus</i>	PA, L	R		INV	AE
26	<i>Himantopus mexicanus</i>	PA, L	R		INV	AE
Familia Scolopacidae						
27	<i>Numenius phaeopus</i>	PA, L, M	MB		INV	AE
28	<i>Arenaria interpres</i>	PA, L	MB		INV	AE
29	<i>Calidris bairdi</i>	PA, L	MB		INV	AE
30	<i>Calidris minutilla</i>	PA, L	MB		INV	AE
31	<i>Calidris subruficollis</i>	PA, L, M	MB	NT	INV	AE
32	<i>Actitis macularius</i>	PA, L	MB		INV	AE
33	<i>Tringa solitaria</i>	PA, L	MB		INV	AE
34	<i>Tringa flavipes</i>	PA, L	MB		INV	AE
FAMILIA: Jacanidae						
35	<i>Jacana jacana</i>	PA	R		INS	AE
FAMILIA: Laridae						
36	<i>Phaetusa simplex</i>	PA, L	R		INV	AE
37	<i>Hydroprogne caspia</i>	M	MB		PIS	AE
FAMILIA: Rynchopidae						
38	<i>Rhynchops niger</i>	PA, BM	R		INV	AE
ORDEN CICONIFORMES						
FAMILIA: Ciconiidae						
39	<i>Mycteria americana</i>	BM, PA	R		INV	AE
ORDEN SULIFORMES						
Familia Fregatidae						
40	<i>Fregata magnificens</i>	BM	R		PIS	AE
Familia Sulidae						
41	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	BM	R		PIS	AE
ORDEN: PELECANIFORMES						
FAMILIA: Pelecanidae						
42	<i>Pelecanus occidentalis</i>	M,BM	R		PIS	AE

N°	ORDEN/FAMILIA/ESPECIE	U. Paisaje	Estacionalidad	Conservación	Gremio Trófico	Clasificación
FAMILIA: Ardeidae						
43	<i>Trigrisoma lineatum</i>	M, BM	R		PIS	AE
44	<i>Nycticorax nycticorax</i>	M, BM	R		PIS	AE
45	<i>Nyctanasa violacea</i>	M, BM	R		PIS	AE
46	<i>Butorides striata</i>	M, BM	R		PIS	AE
47	<i>Ardea alba</i>	M, PA, L, BM	R		PIS	AE
48	<i>Ardea cocoi</i>	M, PA, L, BM	R		PIS	AE
49	<i>Pilherodius pileatus</i>	M, BM	R		PIS	AE
50	<i>Egretta thula</i>	M, PA, L, BM	R		PIS	AE
51	<i>Egretta coerulea</i>	M, PA, BM	R		PIS	AE
Familia Threskiornithidae						
52	<i>Eudocimus albus</i>	M, BM	R		INV	AE
53	<i>Phimosus infuscatus</i>	BM	R		INV	AE
54	<i>Theristicus caudatus</i>	BM	R		INV	AE
55	<i>Platalea ajaja</i>	PA, L	R		INV	AE
ORDEN: CATHARTIFORMES						
FAMILIA Cathartidae						
56	<i>Cathartes aura</i>	M, BM	R		CAR	T
57	<i>Cathartes burrovianus</i>	BM	R		CAR	T
58	<i>Coragyps atratus</i>	M, BM	R		CAR	T
ORDEN: ACCIPITRIFORMES						
FAMILIA: Pandionidae						
59	<i>Pandion haliaetus</i>	M, BM	MB		PIS	AE
FAMILIA Accipitridae						
60	<i>Ictinia plumbea</i>	M, BM	R		CAR	T
61	<i>Busarellus nigricollis</i>	BM	R		CAR	ANE
62	<i>Rostrhamus sociabilis</i>	M, PA, BM	R		CAR	AE
63	<i>Buteogallus anthracinus</i>	M, BM	R		CAR	ANE
64	<i>Buteogallus urubitinga</i>	M, BM	R		CAR	ANE
ORDEN STRIGIFORMES						
Familia Strigidae						
65	<i>Glaucidium brasilianum</i>	BM	R		CAR	T
ORDEN: CORACIIFORMES						
FAMILIA: Alcedinidae						
66	<i>Megaceryle torquata</i>	M, BM	R		PIS	AE
67	<i>Chloroceryle amazona</i>	M, BM	R		PIS	AE
ORDEN GALBULIFORMES						
Familia Bucconidae						
68	<i>Hipnelus ruficollis</i>	M, BM	R		INS	T

N°	ORDEN/FAMILIA/ESPECIE	U. Paisaje	Estacionalidad	Conservación	Gremio Trófico	Clasificación
69	<i>Notharchus tectus</i>	M,BM	R		INS	T
ORDEN PICIFORMES						
Familia Picidae						
70	<i>Melanerpes rubricapillus</i>	M,BM	R		INS	T
71	<i>Campephilus melanoleucos</i>	M	R		INS	T
ORDEN FALCONIFORMES						
FAMILIA: Falconidae						
72	<i>Caracara cheriway</i>	M, BM	R		CAR	T
73	<i>Milvago chimachima</i>	M, BM	R		CAR	T
ORDEN: PSITTACIFORMES						
FAMILIA: Psittacidae						
74	<i>Brotogeris jugularis</i>	M	R		GRA	T
75	<i>Eupsittula pertinax</i>	BM	R		GRA	T
ORDEN: PASSERIFORMES						
FAMILIA Thamnophilidae						
76	<i>Sakesphorus canadensis</i>	M, BM	R		INS	T
FAMILIA: Furnariide						
77	<i>Furnarius leucopus</i>	M, BM	R		INS	T
78	<i>Dendroplex picus</i>	M, BM	R		INS	T
79	<i>Certhiaxis cinnanomeus</i>	M, BM	R		INS	T
FAMILIA: Tyrannidae						
80	<i>Elaenia flavogaster</i>	M, BM	R		INS	T
81	<i>Sublegatus arenarum</i>	M	R		INV	T
82	<i>Todirostrum cinereum</i>	M	R		INS	T
83	<i>Myiarchus venezuelensis</i>	M,BM	R		INS	T
84	<i>Myiarchus panamensis</i>	M,BM	R		INS	T
85	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	M	R		INV	T
86	<i>Fluvicola pica</i>	M,PA,BM	R		INV	ANE
87	<i>Tyrannus melancholicus</i>	M, BM	R		INV	T
88	<i>Tyrannus tyrannus</i>	M, BM	R		INS	T
FAMILIA: Hirundinidae						
89	<i>Hirundo rustica</i>	M,BM	MB		INS	T
FAMILIA Turdidae						
90	<i>Catharus ustulatus</i>	M,BM, L	MB		INS	T
FAMILIA: Thraupidae						
91	<i>Conirostrum bicolor</i>	M	R	NT	INV	T
FAMILIA: Parulidae						
92	<i>Parkesia noveboracensis</i>	M, BM, L	MB		INV	T

N°	ORDEN/FAMILIA/ESPECIE	U. Paisaje	Estacionalidad	Conservación	Gremio Trófico	Clasificación
93	<i>Protonotaria citrea</i>	M, BM	MB		INS	T
FAMILIA: Icteridae						
94	<i>Chrysomus icterocephalus</i>	M, BM	R		INS	AE
95	<i>Quiscalus lugubris</i>	M, BM	R		OMN	T
96	<i>Quiscalus mexicanus</i>	M,BM	R		OMN	T

Anexo 2. Registro fotográfico de algunas especies registradas en el monitoreo 2018: A. *Ardea alba*, B. *Himantopus mexicanus*, C. *Trigrisoma fasciatum*, D. *Cathartes aura*, E. *Megaceryle torquata* (macho), F. *Numenius phaeopus*



Anexo 3. Cobertura y grado de perturbación del manglar en el 2018

