

2025



DIAGNÓSTICO Y EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS MARINAS Y COSTERAS DEL CARIBE Y PACÍFICO COLOMBIANO.

Serie de Publicaciones Periódicas N° 4 | ISSN: 2389-8615



Diagnóstico y Evaluación de la Calidad de las Aguas Marinas y Costeras en el Caribe y Pacífico colombianos

Informe Técnico REDCAM 2025



Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras
"José Benito Vives de Andrés" - INVEMAR

Santa Marta D.T.C.H., septiembre de 2026



Diagnóstico y Evaluación de la Calidad de las Aguas Marinas y Costeras en el Caribe y Pacífico colombianos

Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia – REDCAM



NODOS DE LA REDCAM



DIRECTIVOS INVEMAR

Director General

Francisco A. Arias Isaza

Subdirector Coordinación Científica (SCI)

Jesús Antonio Garay Tinoco

Subdirectora Administrativa (SRA)

Sandra Rincón Cabal

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

Paula Cristina Sierra Correa

Coordinador del Programa Biodiversidad y Ecosistemas Marinos (BEM)

David Alonso Carvajal

Coordinadora del Programa Calidad Ambiental Marina (CAM)

Luisa Fernanda Espinosa

Coordinadora del Programa de Geociencias Marinas y Costeras (GEO)

Constanza Ricaurte Villota

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

Mario Rueda Hernández

Coordinador Servicios Científicos (CSC)

Juan Carlos Márquez Hoyos

EQUIPO TÉCNICO REDCAM DEL INVEMAR

LUISA FERNANDA ESPINOSA DÍAZ

Coordinadora del Programa CAM y de la REDCAM

PAOLA SOFÍA OBANDO MADERA

Jefe de Línea Evaluación y Seguimiento de la Calidad Ambiental Marina (ESC) y responsable de la REDCAM

JOSE FRANCISCO AVILA CUSBA

Investigador científico Línea ESC – Programa CAM

CARLOS ANDRÉS PACHECO VELEZ

Investigador científico Línea ESC – Programa CAM

JUAN FERNANDO SALDARRIAGA VELEZ

Investigador científico Línea ESC – Programa CAM

CARLOS MARIO SALAZAR PEREZ

Investigador científico Línea ESC – Programa CAM

SOFÍA MARTÍNEZ MARTÍNEZ

Profesional de apoyo Línea ESC – Programa CAM

MARÍA JOSÉ PACHECO TUBERQUIA

Profesional de apoyo Línea ESC – Programa CAM

JULIAN CUESTAS MORA

Investigador científico Línea ESC – Programa CAM

JAIR JOSE VALDÉS CARRASCAL

Investigador científico Línea ESC – Programa CAM

Unidad de Laboratorios de Calidad Ambiental Marina (LABCAM):

César Bernal, Lina Ortiz, Yurley Tatiana Zapata, Olga Díaz, Álvaro Robles y Kelvin Varela.

Coordinación de Investigación e Información para la gestión marina y costera (GEZ)

Laboratorio de Servicios de Información (LABSIS):

Jhonny Garces, Diana Romero y Felipe Valencia.

Comunicaciones científicas (CMC):

Isabela Katime.

ELABORADO POR:

José Avila Cusba – Investigador científico
Carlos Pacheco Vélez – Investigador científico
Carlos Salazar Pérez – Investigador científico
Paola Obando Madera – Jefe Línea ESC
Sofía Martínez Martínez – Investigadora Científica
Juan Saldarriaga Velez – investigador científico
María Pacheco Tuberquia – Investigadora científica
Julián Cuestas Mora – Investigador científico
Jair Valdes Carrascal – Investigador científico
Luisa Espinosa Diaz – Coordinadora Programa CAM

ENTIDADES PARTICIPANTES

MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE - MINAMBIENTE

CORPORACIÓN PARA EL DESARROLLO SOSTENIBLE DEL ARCHIPIÉLAGO DE SAN ANDRÉS, PROVIDENCIA Y SANTA CATALINA – CORALINA

CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DE LA GUAJIRA – CORPOGUAJIRA

CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DEL MAGDALENA – CORPAMAG

CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DEL ATLÁNTICO– C.R.A.

CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DEL CANAL DEL DIQUE – CARDIQUE

CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DE SUCRE - CARSUCRE

CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DE LOS VALLES DEL SINÚ Y SAN JORGE – CVS

CORPORACIÓN PARA EL DESARROLLO SOSTENIBLE DE URABÁ- CORPOURABÁ

CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL PARA EL DESARROLLO SOSTENIBLE DEL CHOCÓ – CODECHOCÓ

CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DEL VALLE DEL CAUCA - CVC

Citar informe completo como:

INVEMAR. 2026. Diagnóstico y Evaluación de la Calidad de las Aguas Marinas y Costeras en el Caribe y Pacífico colombianos. Cusba, J, Pacheco, C., Obando, P y Espinosa, L (Eds). Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia – REDCAM: INVEMAR, MinAmbiente, CORALINA, CORPOGUAJIRA, CORPAMAG, CRA, CARDIQUE, CARSUCRE, CVS, CORPOURABÁ, CODECHOCÓ y CVC. Informe técnico final 2025, Santa Marta. 191 p.

CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	5
2. ÁREA DE ESTUDIO	6
3. METODOLOGÍA	7
4. FUENTES DE CONTAMINACIÓN Y ANÁLISIS NACIONAL DE LA CONTAMINACIÓN POR BASURA MARINA Y MICROPLÁSTICOS	15
Relación población costera y cobertura de saneamiento básico	29
Análisis contaminación por basura marina y microplásticos.....	36
5. ANÁLISIS NACIONAL DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS MARINAS Y COSTERAS.....	46
6. CALIDAD DEL AGUA MARINA EN COLOMBIA: CARIBE VS PACÍFICO	48
7. ARCHIPIÉLAGO DE SAN ANDRÉS, PROVIDENCIA Y SANTA CATALINA	51
8. LA GUAJIRA	61
9. MAGDALENA.....	77
10. ATLÁNTICO.....	92
11. BOLÍVAR	105
12. SUCRE.....	119
13. CÓRDOBA	130
14. ANTIOQUIA	144
15. CHOCÓ	157
16. VALLE DEL CAUCA	168
17. RESULTADOS DE SUBÍNDICES DE LAS VARIABLES ICAM DETERMINADOS EN ESTACIONES DE PÉSIMA CALIDAD A NIVEL NACIONAL	178
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	180
BIBLIOGRAFÍA	181



1. INTRODUCCIÓN

Con el propósito de vigilar la calidad ambiental de los ecosistemas marinos y costeros del Caribe y Pacífico colombianos, y hacer seguimiento a las actividades y fuentes de contaminación que los afectan, desde el año 2001 se creó la “Red de Vigilancia para la Conservación y Protección de las Aguas Marinas y Costeras de Colombia (REDCAM)” que es un programa nacional de cooperación interinstitucional, coordinado por el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), integrado por las 12 corporaciones autónomas regionales con injerencia costera, CORALINA, CORPOGUAJIRA, CORPAMAG, C.R.A., CARDIQUE, CARSUCRE, CVS, CORPOURABÁ, CODECHOCÓ, CVC, CRC y CORPONARIÑO, el cual cuenta con el apoyo por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MinAmbiente).

La REDCAM tiene como objetivo principal contribuir a la generación de bases científicas sobre la calidad ambiental marino-costera de Colombia, para lo cual mantiene operativa la red de monitoreo. La información producida es la base científica para el manejo integrado y el aprovechamiento sostenible de las aguas, sedimentos y recursos naturales asociados.

La REDCAM viene evaluando la calidad del agua marina y costera en aproximadamente 360 estaciones, distribuidas a lo largo del Caribe y el Pacífico colombianos. Durante sus más de dos décadas de operación, se han recopilado más de 600.000 registros relacionados con variables de calidad de las aguas marinas y costeras del país, consolidándose como una de las principales fuentes de información ambiental marina a escala nacional.

En el presente informe, se presenta el diagnóstico de la calidad de las aguas marinas y costeras año 2025, en las estaciones REDCAM localizadas en los departamentos Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, La Guajira, Magdalena, Atlántico, Bolívar, Sucre, Córdoba, Antioquia, Chocó y Valle del Cauca, determinado mediante la aplicación del Índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras (ICAM). El análisis integra información de variables medidas in situ y análisis de laboratorio realizado por el INVEMAR, para caracterizar las condiciones fisicoquímicas y microbiológicas del agua.

2. ÁREA DE ESTUDIO

Durante el año 2025, se monitoreó un total 169 estaciones de calidad de aguas (142 en el Caribe y 27 en el Pacífico), distribuidas en 10 de los 12 departamentos costeros de Colombia (Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, La Guajira, Magdalena, Atlántico, Bolívar, Sucre, Córdoba, Antioquia, Chocó y Valle del Cauca) (Figura 2-1).

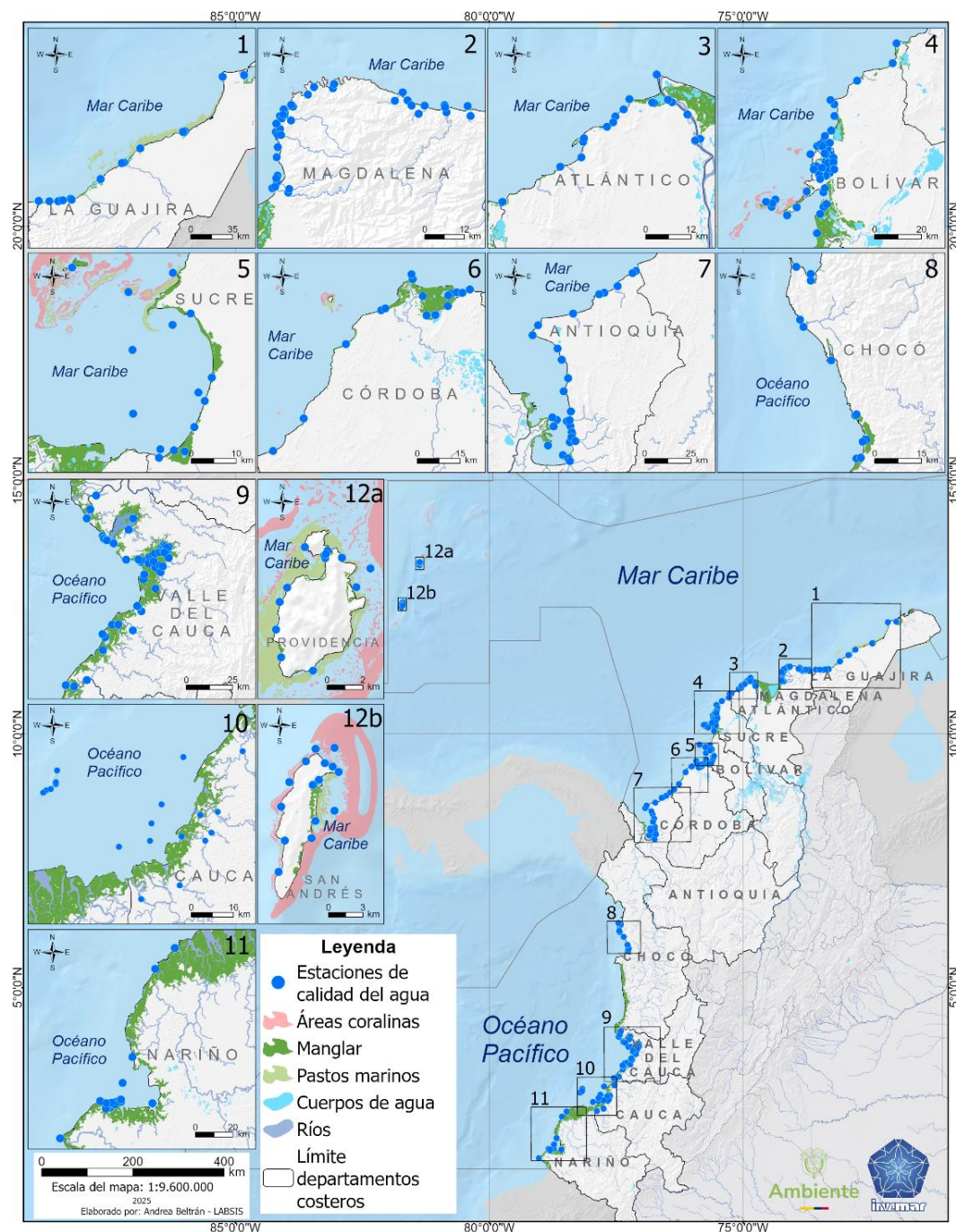


Figura 2-1. Mapa de la red de estaciones histórica de monitoreo de la REDCAM, en las costas del Caribe y del Pacífico colombianos.

3. METODOLOGÍA

Las salidas de campo realizadas durante el año 2025 por el INVEMAR, contaron con el acompañamiento de las Corporaciones Autónomas Regionales (CAR), de cada departamento. En la Figura 3-1 se presenta un registro fotográfico representativo de las actividades desarrolladas durante estas jornadas de monitoreo.



Figura 3-1. Toma de datos *in situ* y muestras de agua en las estaciones REDCAM año 2025.

En cada estación de muestreo, se midieron las variables *in situ*: temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH, utilizando equipos portátiles previamente calibrados (Tabla 3-1). Además, se recolectaron muestras de agua para analizar en laboratorio variables fisicoquímicas, microbiológicas, contaminantes orgánicos (hidrocarburos del petróleo disueltos y dispersos equivalentes de Criseno).

Tabla 3-1. Variables fisicoquímicas medidas en el agua superficial de las estaciones de muestreo.

Tipo variable	Nombre variable	Método	Unidades medida	Referencia
Fisicoquímicos	Salinidad	Medición electrométrica acoplado a sonda		APHA et al., 2023 (SM 2550-B)
	Conductividad	Medición electrométrica acoplado a sonda	mS/cm	APHA et al., 2023 (SM 2550-B)
	pH	Medición potenciométrica con sonda de pH	Unidad	APHA et al., 2023 (SM 4500-H B)
	Oxígeno disuelto y porcentaje de saturación de oxígeno	Método óptico por luminiscencia	mg O ₂ /L % O ₂	ISO 17289:2014
	Temperatura (A)	Medición electrométrica con termocupla acoplada a sonda portátil	°C	APHA et al., 2023 (SM 2550 B)
	Transparencia Secchi	Medición con Disco Secchi	m	Garay, J. 2003

Los análisis de las muestras tomadas en 2025, se realizaron en la Unidad de Laboratorios de Calidad Ambiental Marina (LABCAM) del INVEMAR, siguiendo las metodologías estandarizadas para las variables de calidad de aguas (Tabla 3-2) y acorde a los procedimientos de muestreo del manual técnicas ([Garay et al., 2003](#)) y las recomendaciones del Standard Methods ([APHA et al., 2023](#)). Cabe mencionar que, para el departamento de La Guajira, las muestras correspondientes a las variables sólidos suspendidos totales, coliformes totales, coliformes termotolerantes, enterococos fueron analizadas el Laboratorio Ambiental de CORPOGUAJIRA (Tabla 3-3).

Tabla 3-2. Parámetros y metodologías utilizadas en la Unidad de Laboratorios de Calidad Ambiental Marina (LABCAM) del INVEMAR para las muestras de la REDCAM.

Tipo variable	Nombre variable	Método	Unidades medida	Referencia
Fisicoquímicos	Sólidos Suspendidos Totales	Gravimetría	mg/L	APHA et al., 2023 (SM 2540-D)
	Turbidez	Nefelométrico turbidímetro	NTU	APHA et al., 2023 (SM 2130 B)
	Amonio, Nitritos, Fosfatos	Colorimetría	µg/L	Strickland y Parsons, 1972
	Nitratos	Reducción con cadmio y determinación espectrofotométrico	µg/L	Strickland y Parsons, 1972
	Silicato	Espectrofotométrico	µg/L	Método KORLEFF, Manual 12 (UNESCO/COI, 1983)

Tipo variable	Nombre variable	Método	Unidades medida	Referencia
	Fósforo total	Digestión con persulfato de potasio y cuantificación colorimétrica de ácido ascórbico	µg/L	Strickland y Parsons, 1972, Standard Methods N° 4500-P B (APHA et al., 2023)
	COT (agua)	Combustión catalítica y determinación por analizador de carbono total	mg/L	Standard Methods N° 5310 B Matriz Agua (APHA et al., 2023)
	COT (sedimento)	Oxidación seca de carbono y cuantificación por analizador de carbono TOC	%	NTC-ISO 11464:2022, NTC 5403 Método A:2021 (ICONTEC, 2021; 2022) Matriz Sedimento
	Clorofila a	Método tricromático por Espectrofotometría	µg/L	APHA et al., 2023 (SM 10200 H)
	Granulometría (Sedimento)	Método gravimétrico y análisis por difracción láser	%	ISO 13320, 2009
Plaguicidas organoclorados	Aldrin, 4,4'-DDD, 4,4'-DDE, 4,4'-DDT, Dieldrin, Heptacloro, Heptacloro Epoxido, Alfa-BHC, Beta-BHC, Gamma-BHC, Delta-BHC, Endosulfan I, Endosulfan II, Endosulfan Sulfato, Endrin Aldehído, Endrin Cetona, Endrin, Methoxiclolo, Alfa-Clordano, Gama-Clordano	Matriz Agua: Extracción líquido-líquido con diclorometano y lectura cromatográfica GC-MSD Modo SIM	ng/L	Matriz Agua: EPA 3510C, EPA 3620C, EPA 8270E
		Matriz Sedimento: Extracción microondas, limpieza con florisil y lectura cromatográfica GC-MSD Modo SIM	ng/g	Matriz Sedimento: EPA 3546, EPA 3620C, EPA 8270E
Plaguicidas de uso actual	Demeton O, Demeton S, Diclorvos, Dimetoato, Fention, Malation, Mevinfos, Metil paration, Etil Paration (Paration), Forato, Sulfotep (Tetraethyldithiopyrophosphate), Clorpirifos, Diazinon, Disulfoton, Ronnel, Clorotalonil, Etoprop, Bromacil, Tokuthion, Cis-Permetrina, Trans-Permetrina, Tricloronato, Stirophos, EPN	Matriz Agua: Extracción líquido-líquido con diclorometano y lectura cromatográfica GC.	ng/L	Matriz Agua: EPA 3510C, EPA 3620C, EPA 8270E Modificado
		Matriz Sedimento: Extracción microondas, limpieza con florisil y lectura cromatográfica GC-MSD Modo SIM	ng/g	Matriz Sedimento: EPA 3546, EPA 3620C, EPA 8270E
Hidrocarburos	Hidrocarburos del petróleo disueltos y dispersos equivalentes de Criseno	Matriz agua: Extracción líquido-líquido con diclorometano y determinación fluorométrica.	µg/L	Matriz Agua: Manual N° 13, UNESCO/COI
		Matriz Sedimento: Extracción microondas y cuantificación fluorométrica.	µg/g	Matriz Sedimento: EPA 3546, UNEP, UNESCO/COI, 1992
Hidrocarburos aromáticos policíclicos HAP's	Naftaleno, Acenafileno, Acenafeno, Antraceno, Benzo(a)antraceno, Benzo(a)pireno, Benzo(b)fluoranteno, Benzo(g,h,i)perileno, Criseno, Dibenzo(a,h)antraceno, Fluoranteno, Fluoreno, Indeno(1,2,3-cd)pireno, Fenantreno, Pireno, Benzo(k)fluoranteno]	Matriz Agua: Extracción líquido-líquido con diclorometano y determinación cromatográfica GC-MSD modo SIM.	ng/L	Matriz Agua: PNUMA 2008, Standard Methods N° 6440 B-C
		Matriz Sedimento: Extracción microondas, Limpieza con sílica gel y cuantificación por GC-MSD	ng/g	Matriz Sedimento: EPA 3546; 2007, EPA 3630C:996, EPA 8270E:20186
Metales totales	Cadmio, Cobre, Hierro, Níquel, Plomo, Zinc, Cromo	Matriz Sedimento: Digestión asistida por microondas y cuantificación por espectrometría AA llama	µg/g	Matriz Sedimento: EPA 3052:1996 Rev., APHA et al., 2023 (SM 3111-B)

Tipo variable	Nombre variable	Método	Unidades medida	Referencia
	Mercurio	Matriz Sedimento: Descomposición térmica	ng/g	Matriz Sedimento: EPA 7473:2007 Rev 0
Microbiológicos	Coliformes Totales	Fermentación en tubos múltiples	NMP/100mL	APHA et al., 2023 (SM 9221 B)
	Coliformes Termotolerantes	Fermentación en tubos múltiples	NMP/100mL	APHA et al., 2023 (SM 9221 E)
	Enterococos	Filtración por membrana	UFC/100mL	ISO 7899:2:2000

Tabla 3-3. Parámetros y metodologías utilizadas en el Laboratorio Ambiental de CORPOGUAJIRA para las muestras de la REDCAM.

Tipo variable	Nombre variable	Método	Unidades medida
Fisicoquímicos	Sólidos suspendidos totales	SM 2540 D, Gravimétrico, secado a 104° C±1°C	mg/L
Microbiológicos	Coliformes totales	SM 9221 B, Fermentación en tubos múltiples	NMP/100 mL
	Coliformes termotolerantes	SM 9221 E, Fermentación en tubos múltiples	NMP/100 mL
	Enterococos	SM 9230 C, Filtración por membrana	UFC/ 100 mL

Aplicación del Índice de Calidad del agua marina y costera -ICAM

Con el objetivo de evaluar el estado de calidad del agua marina y estuarina, se calculó el Índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras para la preservación de flora y fauna (ICAM). Este índice es una herramienta que permite analizar la tendencia y las variaciones de la calidad del agua marina y estuarina, integrando la información de ocho variables (oxígeno disuelto, pH, nitratos, ortofosfatos, sólidos suspendidos totales, carbono orgánico total, coliformes termotolerantes, e hidrocarburos del petróleo disueltos y dispersos equivalentes de criseno - HPDD para aguas marinas o clorofila a, para aguas estuarinas; Tabla 3-4).

Tabla 3-4. Variables para el cálculo del ICAM de acuerdo al tipo de agua. Fuente: Elaboración propia.

Agua marina	Agua estuarina
1. Oxígeno Disuelto (OD)	1. Oxígeno Disuelto (OD)
2. pH	2. pH
3. Nitratos (N-NO ₃ ⁻)	3. Nitratos (N-NO ₃ ⁻)
4. Ortofosfatos (P-PO ₄)	4. Ortofosfatos (P-PO ₄)
5. Sólidos Suspendidos Totales (SST)	5. Sólidos Suspendidos Totales (SST)
6. Carbono Orgánico Total (COT)	6. Carbono Orgánico Total (COT)
7. Coliformes Termotolerantes (CTE)	7. Coliformes Termotolerantes (CTE)
8. Hidrocarburos del petróleo Disueltos y Dispersos equivalentes de Criseno (HPDD)	8. Clorofila a (CLA a)

Con los valores de cada variable, se aplican las curvas de calidad para obtener los subíndices que arrojan un valor adimensional, el cual se integran a través la ecuación de agregación (Ecuación 1). Estas variables representan según sus valores de aceptación o rechazo una calidad o condición del agua en función de los criterios de calidad nacionales o valores de referencia internacionales para la preservación de la flora y fauna (Vivas-Aguas et al., 2025). Información adicional sobre el proceso metodológico para el cálculo del ICAM se pueden consultar en la ficha metodológica y en el documento metodológico del ICAM (Vivas-Aguas et al., 2022) disponible en <https://icam-invemar.opendata.arcgis.com/>.

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

Donde,

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

m = cantidad de variables

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

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

$$ICAM = \left[(X_{OD})^{0,16} x (X_{pH})^{0,12} x (X_{SST})^{0,13} x (X_{COT})^{0,13} x (X_{CTE})^{0,14} x (X_{HPDD})^{0,12} x (X_{NO3})^{0,09} x (X_{PO4})^{0,13} \right]^{\frac{1}{\sum_{j=1}^m w_j}}$$

El ICAM se aplicó en las estaciones que cumplieran con el tipo de agua marina o estuarina y el número mínimo de parámetros para su cálculo. Dependiendo del resultado de calidad del agua arrojado por el ICAM, se proponen algunas alternativas de manejo, mediante las cuales se puede reducir o mitigar el impacto sobre el ecosistema que esté siendo afectado (Tabla 3-5).

Tabla 3-5. Escala de Valoración del índice de calidad de aguas marinas y costeras (ICAM), y opciones de medidas que se pueden optar según la valoración del indicador ICAM (Modificado de Marín, 2001).

Escala de calidad	Categorías	Descripción	Opciones de medidas a optar
Óptima	100-90	Calidad excelente del agua.	Continuar con el monitoreo.
Adecuada	90-70	Agua con buenas condiciones para la vida acuática.	Caracterización, diagnóstico y verificación.
Aceptable	70-50	Agua que conserva buenas condiciones y pocas restricciones de uso.	Monitoreo y evaluación fisicoquímicos y tóxicos semestral.
Inadecuada	50-25	Agua que presenta muchas restricciones de uso.	Monitoreo/bioensayos/medidas de control y vigilancia. Evaluación: fisicoquímicos y tóxicos, plan de contingencia trimestral.
Pésima	25-0	Aguas con muchas restricciones que no permiten un uso adecuado.	Monitoreo y seguimiento /bioensayos/ evaluación: fisicoquímicos y tóxicos /plan de contingencia/ aplicación de medidas de choques trimestral.

Análisis histórico y nivel de cumplimiento de Coliformes y Enterococos

El análisis de la calidad del agua para uso recreativo en las estaciones asociadas a actividades turísticas y de baño se realizó a partir de los datos históricos y del nivel de cumplimiento de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE), Coliformes Totales (CTT) y Enterococos Fecales (EFE). Cuando una estación presentó más de una medición en un mismo año, los valores de CTE (NMP/100 mL), CTT (NMP/100 mL) y EFE (UFC/100 mL) fueron transformados a variables dicotómicas (0 = no cumple el límite permisible; 1 = cumple el límite permisible), utilizando como referencia los valores establecidos para uso recreativo: CTE < 200 NMP/100 mL y CTT < 1000 NMP/100 mL según el Decreto 1594 de 1984 ([MinAmbiente, 2015](#)), y EFE < 100 UFC/100 mL según la Directiva 2006/7/EC del Parlamento Europeo ([Unión Europea, 2006](#)). Posteriormente fue calculado el porcentaje de cumplimiento por estación y año (Ecuación 2).

$$\% \text{ de cumplimiento}_{\text{estación año}} = \frac{\text{Número de muestras que cumplieron con el límite permisible}}{\text{Total de muestras recopiladas}} \times 100 \quad \text{Ecuación 2}$$

El nivel de cumplimiento se interpretó mediante una escala de valoración definida por rangos porcentuales (Tabla 3-6; Figura 3-2). Asimismo, los porcentajes de cumplimiento fueron representados en un mapa de calor utilizando la librería ggplot2 en R ([R Core Team, 2025](#)). Paralelamente, los valores microbiológicos de CTE, CTT y EFE fueron transformados mediante $\log(x + 1)$ y graficados para visualizar la distribución de los datos.

Tabla 3-6. Escalas del nivel de cumplimiento de concentraciones de Coliformes Termotolerantes, Coliformes Totales y Enterococos Fecales para el uso recreativo de aguas.

Nivel de cumplimiento		
Bajo	Medio	Alto
Menos del 50 % de las muestras registradas anualmente en una estación cumplen con los límites permisibles establecidos para los indicadores microbiológicos: CTE < 200 NMP/100 mL, CTT < 1000 NMP/100 mL y EFE < 100 UFC/100 mL.	Igual o superior al 50 % y menor al 100 % de las muestras registradas anualmente en una estación cumplen con los límites permisibles para CTE, CTT y EFE.	El 100 % de las muestras registradas anualmente en una estación cumplen con los límites permisibles para CTE < 200 NMP/100 mL, CTT < 1000 NMP/100 mL y EFE < 100 UFC/100 mL.

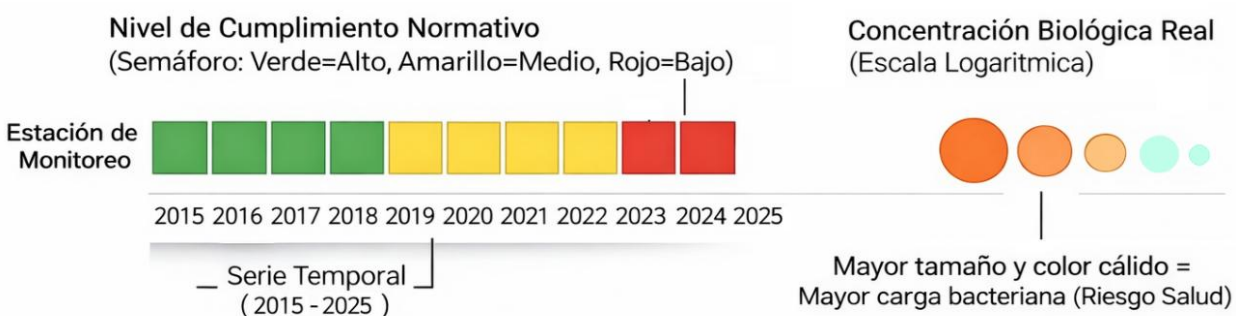


Figura 3-2. Guía de interpretación de los datos, en la cual se explica, como leer la matriz de cumplimiento y carga biológica.

Análisis de calidad en sedimentos

Para la evaluación de la calidad de los sedimentos, se analizaron los datos de granulometría a través del software de versión libre en Excel GRADISTAT ([Blott & Pye, 2001](#)), mediante el cual se estimó el tamaño promedio de partícula de los sedimentos y su clasificación utilizando el método de [Folk & Ward \(1957\)](#). Adicionalmente, las concentraciones de metales pesados, hidrocarburos del petróleo y carbono orgánico total fueron analizadas con base en criterios de calidad, establecidos en la normativa ambiental vigente y en referencias científicas especializadas.

Análisis de muestras de basura marina y microplásticos

La caracterización y clasificación de la basura marina se realizó de acuerdo a las categorías (plástico, metal, vidrio, textil, papel, madera procesada y otros) propuestas por [OSPAR \(2010\)](#).

Las muestras de arena de playa para análisis de microplásticos se pesaron y se secaron a una temperatura entre 60-70°C durante 72 horas. Las muestras secas, se pesaron y se tamizaron a través de tamices de 5 y 1 mm y 250 µm. El material retenido en los tamices de 250 y 1 mm se transfirió a un Beaker para separación de densidad por 24 horas con solución de NaCl; posteriormente, se filtraron mediante un sistema de bombeo al vacío con filtros de 100 µm y se guardaron en cajas Petri para análisis e identificación visual bajo el estereoscopio. Finalmente, se realizó una descripción cualitativa y se clasificaron en seis categorías según su origen: primario (pellet) y secundario (fragmento, filamento, película y espuma) ([Kovač et al., 2016](#)). Las unidades para basura marina y microplásticos fueron expresadas en ítem/m².



FUENTES DE CONTAMINACIÓN Y ANÁLISIS NACIONAL DE LA CONTAMINACIÓN POR BASURA MARINA Y MICROPLÁSTICOS

Por:

María Pacheco Tuberquia

Sofía Martínez Martínez

Julián Cuesta Mora

Paola Obando Madera

Juan Saldarriaga Vélez

Carlos Pacheco Vélez

4. FUENTES DE CONTAMINACIÓN Y ANÁLISIS NACIONAL DE LA CONTAMINACIÓN POR BASURA MARINA Y MICROPLÁSTICOS

La contaminación marina es una problemática ambiental de alcance global, influenciada principalmente por actividades antropogénicas ([Halpern et al., 2019](#)), la expansión urbana en zonas costeras y la creciente concentración de población en regiones litorales ([Neumann et al., 2015](#)). Entre 2010 y 2018, la población asentada dentro de los primeros 50 km de costa alcanzó cerca de 2.000 millones de personas, representando aproximadamente el 29 % de la población mundial ubicada en el 11,1 % de la superficie terrestre ([Cosby et al., 2024](#)). Esta tendencia de aumento se mantiene, ya que se prevé que para el 2050 la población mundial en zonas costeras aumente entre un 58 % y un 71 % y supere los mil millones de habitantes en todos los escenarios climáticos proyectados ([Merkenes et al., 2016](#)), con lo cual, las descargas contaminantes de origen industrial, agrícola, portuario y doméstico sobre los ecosistemas marinos y estuarinos seguirán intensificándose.

Los contaminantes predominantes en los océanos constituyen una compleja mezcla de metales pesados, plásticos, hidrocarburos, pesticidas, fertilizantes, residuos urbanos e industriales, productos farmacéuticos y aguas residuales, de los cuales más del 80 % proviene de fuentes terrestres ([Landrigan et al., 2020](#)). Estos contaminantes llegan al océano a través de ríos, escorrentía superficial, deposición atmosférica y vertimientos directos, concentrándose principalmente en zonas costeras, estuarios y bahías semicerradas, donde las condiciones hidrodinámicas favorecen su acumulación y permanencia ([Zhou et al., 2022](#)). Dentro de este panorama, los residuos plásticos representan uno de los problemas de mayor crecimiento, con estimaciones entre 19 y 23 millones de toneladas métricas de plástico ingresando al océano anualmente desde fuentes terrestres y proyecciones de hasta 53 millones de toneladas métricas por año para 2030 ([Borrelle et al., 2020](#)).

Por otra parte, la expansión de la agricultura intensiva y el uso de fertilizantes químicos generan aportes de nitrógeno y fósforo hacia ambientes marinos, promoviendo procesos de eutrofización y la proliferación de floraciones algales nocivas. Las consecuencias ecológicas de la contaminación costera incluyen la degradación de hábitats, la pérdida de biodiversidad marina y la alteración de funciones ecosistémicas esenciales como la producción primaria, el ciclo de nutrientes y la regulación climática ([Halpern et al., 2019](#); [Nunes & Leston, 2022](#)), afectando a las comunidades que dependen de los servicios brindados por ecosistemas costeros.

Colombia cuenta con aproximadamente 3.531 km de línea de costa sobre el mar Caribe y el océano Pacífico ([INVEMAR, 2023a](#)), donde de acuerdo a las proyecciones del [DANE \(2025\)](#), se proyectaba que para el año 2025 los municipios costeros albergarían cerca de 5.966.395 habitantes, concentrados principalmente en centros urbanos como Barranquilla, Cartagena, Soledad y Santa Marta en la región Caribe, y Buenaventura y Tumaco en el Pacífico.

En Colombia, las principales fuentes de contaminación marino-costera están asociadas a descargas domésticas, industriales, portuarias y agrícolas que son vertidas directa o indirectamente sobre cuerpos de agua continentales y ecosistemas costeros (Figura 4-2; [INVEMAR, 2025](#)).

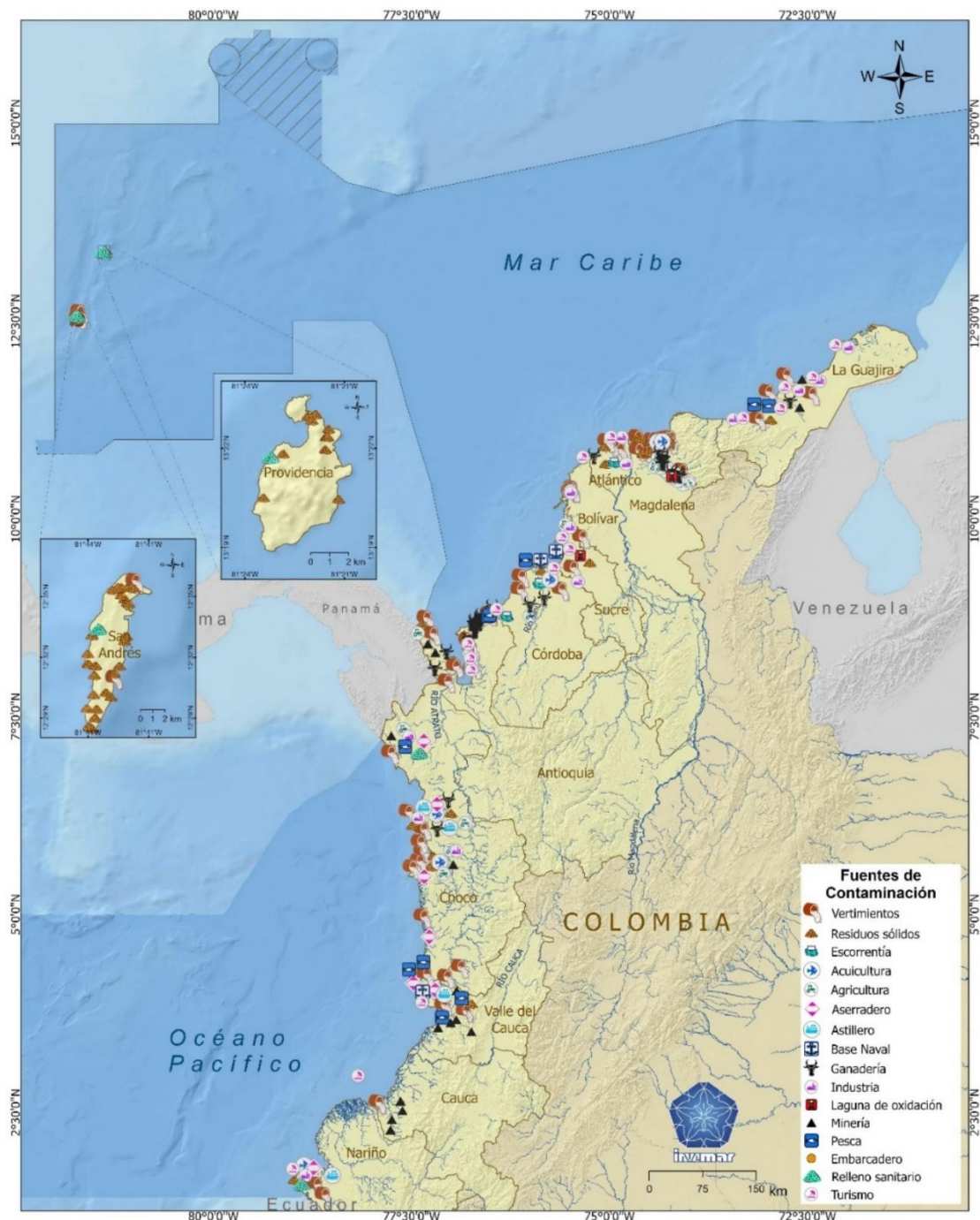


Figura 4-1. Principales fuentes de contaminación en la zona marino costera del Caribe y Pacífico colombiano

Adicionalmente, se han identificado fuentes difusas relacionadas con la escorrentía urbana y agrícola, el arrastre de residuos sólidos y sedimentos, así como el aporte de fertilizantes, pesticidas e hidrocarburos. Por otra parte, la disposición final de residuos sólidos frecuentemente suele ser en botaderos a cielo abierto o descargados en ríos, caños y otros cuerpos de agua que finalmente desembocan en el mar ([Bolívar-Anillo et al., 2023](#); [Cusba et al., 2025](#)). Estas dinámicas favorecen el transporte y acumulación de nutrientes, materia orgánica, metales pesados, hidrocarburos, plásticos y otros contaminantes en ambientes costeros y estuarinos.



Figura 4-2. Imagen gráfica representativa del desarrollo de actividades antrópicas y fuentes terrestres de contaminación marina. Fuente: elaboración propia.

En el marco de la gestión ambiental marina y costera, Colombia ha desarrollado diversos instrumentos de política pública que incorporan entre sus objetivos el seguimiento, monitoreo, prevención y manejo de las fuentes de contaminación marina y costera, en articulación con compromisos internacionales como el Convenio para la Protección y el Desarrollo del Medio Marino de la Región del Gran Caribe y su Protocolo relativo a la contaminación procedente de fuentes y actividades terrestres (Protocolo LBS), como son la Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los Espacios Oceánicos y las Zonas Costeras e Insulares de Colombia (PNAOCI), la Política Nacional del Océano y los Espacios Costeros (PNOEC) y la Política Nacional para la Gestión Integral del Recurso Hídrico (PNGIRH), entre otros; En este contexto, el país ha fortalecido estrategias de monitoreo en el marco de la Red de Vigilancia para la Conservación y Protección de las Aguas Marinas y Costeras de Colombia (REDCAM), en la cual se han identificado las principales fuentes de contaminación en los departamentos costeros de Colombia (Figura 4-3Figura 4-3), las cuales se describe a continuación.

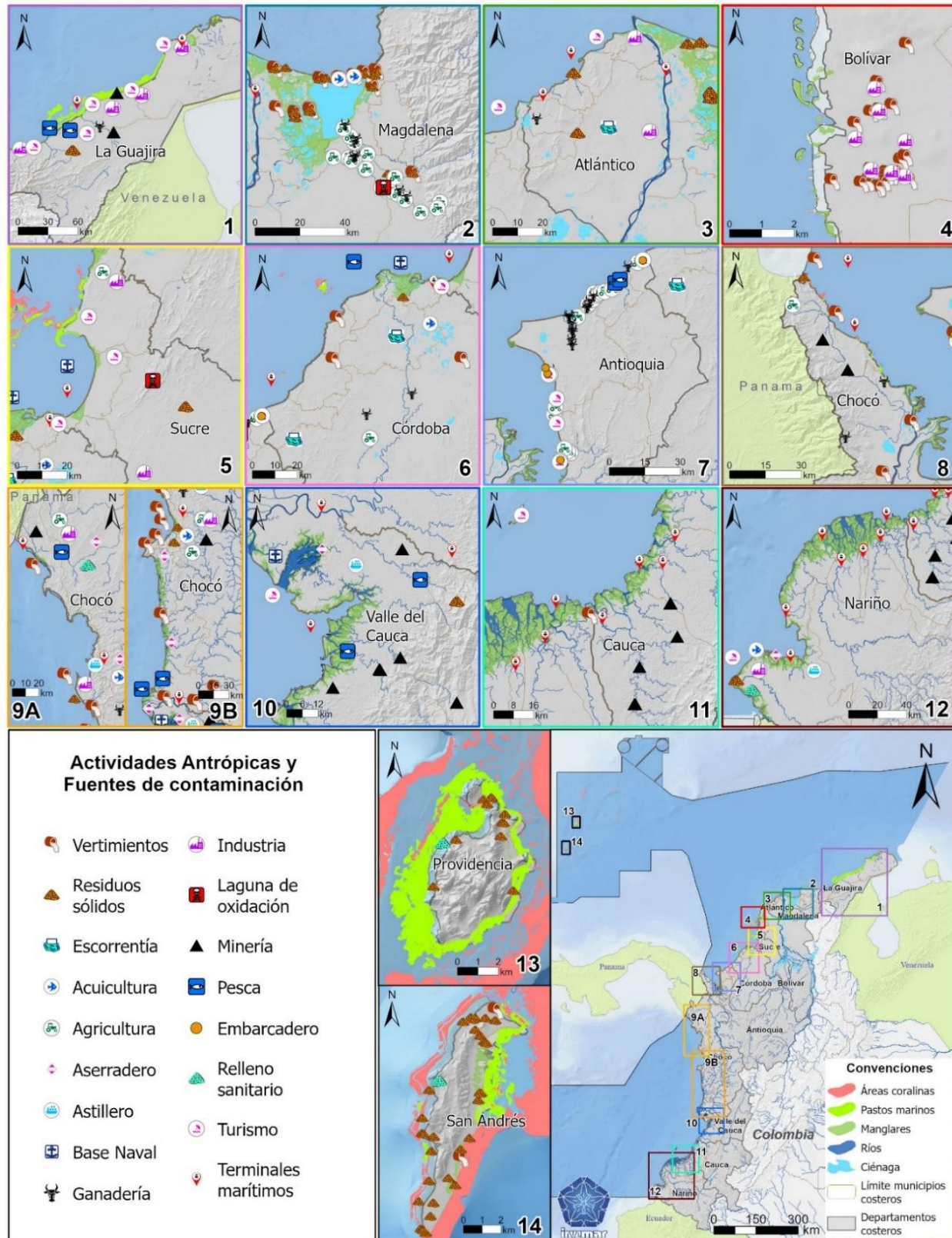


Figura 4-3. Principales fuentes de contaminación en los departamentos de la zona marino costera del Caribe y Pacífico colombiano.

Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina

En San Andrés y Providencia la descarga de aguas residuales a través del emisario submarino a escasos kilómetros de la costa y por escorrentía, representa una de las principales presiones sobre la calidad del agua costera. Estas aguas residuales aportan compuestos de nitrógeno y fósforo, en concentraciones superiores a los límites establecidos para aguas caribeñas no contaminadas, así como bacterias indicadoras de contaminación fecal ([Gavio et al., 2010](#)).

Por otra parte, la condición insular del archipiélago lo hace especialmente vulnerable a la acumulación de residuos sólidos y plásticos en sus costas, debido las deficiencias en el manejo de residuos y a fenómenos naturales como los huracanes ([Figura 4-4; Su et al., 2023; Portz et al., 2025](#)). Esta situación es evidente en el relleno sanitario Magic Garden, único sitio de disposición final de la isla, cuya limitada capacidad, deficiente manejo e insuficiente infraestructura para el aprovechamiento y reciclaje de residuos han generado una rápida saturación del sistema ([Caballero-Suarez y López-Maturana, 2025](#)). Por otra parte, la presión incrementa debido al elevado flujo turístico que recibe la isla anualmente, superior al millón de visitantes en 2025, junto a actividades portuarias y de transporte marítimo.

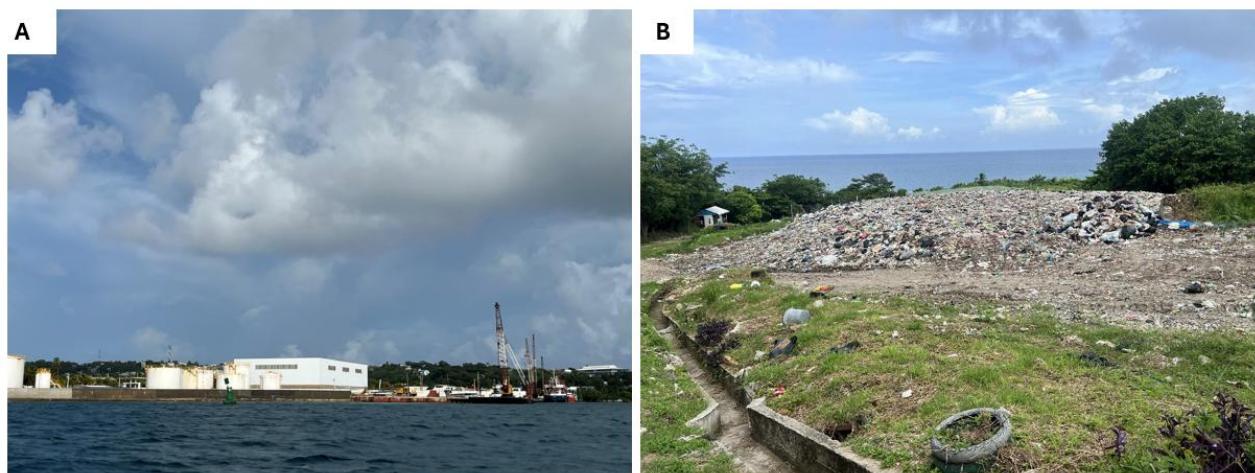


Figura 4-4. Fuentes de contaminación y actividades desarrolladas en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina: A) actividades portuarias en Bahía Hooker y B) relleno sanitario.

La Guajira

En el departamento de La Guajira se presentan diversas fuentes de contaminación marina asociadas tanto a actividades terrestres como marítimas ([Figura 4-5](#)). Entre las principales presiones se encuentran la minería de carbón, la explotación de hidrocarburos, las actividades portuarias y los vertimientos domésticos, los cuales contribuyen al aumento de sólidos en suspensión, hidrocarburos, grasas y metales pesados en aguas costeras ([Doria-Argumedo y Vivas-Aguas, 2016](#)). Parte de estos contaminantes son descargados directamente al mar Caribe, mientras que otros son transportados por ríos como el Ranchería, Cañas y Palomino.



Figura 4-5. Fuentes de contaminación desarrolladas en La Guajira: A) vertimiento de aguas residuales domésticas y B) Termoguajira.

La actividad minera asociada al complejo Cerrejón representa una fuente importante de presión ambiental, debido a la dispersión de material particulado y metales pesados como Cd, Cu y Pb, detectados incluso en aguas lluvias de zonas cercanas a la explotación minera ([Doria-Argumedo, 2017](#)). Esto sugiere una movilización regional de contaminantes hacia cuencas y ecosistemas costeros.

A esto se suma el inadecuado manejo de residuos sólidos en zonas áridas y desérticas del territorio, donde la limitada infraestructura de aseo favorece la disposición de residuos directamente sobre el suelo y en áreas abiertas del desierto, facilitando su arrastre hacia cuerpos de agua y zonas costeras mediante procesos de escorrentía y acción eólica. En estudios realizados en playas de La Guajira, se han identificado residuos orgánicos, desechos asociados a actividades pesqueras y contaminación generada por visitantes y residentes como las principales fuentes de afectación local ([Márquez-Guloso y Rosado-Vega, 2011](#)).

Magdalena

En el departamento de Magdalena las principales fuentes terrestres de contaminación marina están asociadas al crecimiento urbano, la actividad portuaria, el turismo y las actividades agropecuarias desarrolladas en la zona costera (Figura 4-6). Los vertimientos de aguas residuales domésticas e industriales provenientes de centros urbanos como Santa Marta y Ciénaga, así como las descargas realizadas mediante el emisario submarino, aportan nutrientes, materia orgánica, sólidos suspendidos y microorganismos patógenos hacia el mar Caribe ([García et al., 2012](#)). Las actividades portuarias y de embarque de carbón e hidrocarburos en los puertos de Santa Marta y Ciénaga, representan una fuente potencial de contaminación por material particulado, hidrocarburos, aceites y grasas. Así mismo, el alto flujo de actividades turísticas genera presión sobre los ecosistemas costeros debido al aumento en la generación de residuos sólidos, incremento en vertimiento de aguas residuales y la carga sobre los sistemas de saneamiento básico, especialmente durante temporadas altas. Sumado al aporte continental de los ríos del departamento, entre esos Río Manzanares y Gaira que atraviesan la ciudad de Santa Marta.



Figura 4-6. Actividades antrópicas y fuentes de contaminación en el departamento del Magdalena: Actividades portuarias en Santa Marta (A y C) y residuos sólidos en el río Manzanar (B) y playas del departamento (D).

Por otra parte, la Ciénaga Grande de Santa Marta, uno de los ecosistemas más importantes del departamento por su valor ecológico, recibe cargas de contaminantes provenientes del río Magdalena y de los ríos de la vertiente occidental de la Sierra Nevada de Santa Marta. Entre las principales fuentes de contaminación se encuentran las actividades agrícolas desarrolladas en las cuencas bajas de los ríos y los vertimientos domésticos generados por los centros poblados asentados en el área de influencia del sistema ([INVEMAR, 2025a](#)).

Atlántico

Las principales fuentes de contaminación marina en el departamento del Atlántico (Figura 4-7) están asociadas al crecimiento urbano e industrial del área metropolitana de Barranquilla, las actividades portuarias y la desembocadura del río Magdalena en el mar Caribe a través de Bocas de Ceniza. El río Magdalena cubre el 24 % del territorio

colombiano y alberga el 85 % de la población ([Pinzón, 2024](#)) transporta grandes cargas de contaminantes acumulados a lo largo de la cuenca, los cuales provienen de aguas residuales domésticas e industriales, residuos sólidos, nutrientes como resultado de actividades agrícolas y pecuarias, hidrocarburos y metales pesados ([Gallo-Vélez et al., 2022](#)). Asimismo, las actividades portuarias, industriales y de dragado desarrolladas en Barranquilla favorecen la resuspensión de sedimentos contaminados y el ingreso de material particulado al sistema marino-costero. [Oliveira et al. \(2019\)](#) han evidenciado la presencia de partículas suspendidas de escala nanométrica asociadas a óxidos metálicos particularmente de Al, Ti y Fe en el estuario del río Magdalena, asociadas a procesos de contaminación continental y urbana que finalmente alcanzan el mar Caribe.



Figura 4-7. Fuentes de contaminación en el departamento del Atlántico: Deposición (A) y presencia (B y C) de residuos sólidos en Arroyo-Grande y Puerto Colombia.

Adicionalmente, en playas del departamento como Puerto Velero, Pradomar y Caño Dulce, se observa acumulación de residuos sólidos, y se ha registrado contaminación microbiológica, especialmente coliformes fecales, asociadas principalmente a vertimientos de aguas residuales, escorrentías urbanas y presión turística y recreativa ([Gómez-Álvarez y Salcedo-Pabón, 2016](#); [Pertuz Montoya y Vizcaíno-Tamayo, 2020](#)).

Bolívar

Las principales fuentes de contaminación marina en el departamento de Bolívar están asociadas al desarrollo urbano, industrial y turístico de Cartagena de Indias (Figura 4-8). Entre las principales actividades económicas de la ciudad se destacan el turismo de playa y mar —siendo uno de los principales destinos turísticos de Colombia—, el transporte marítimo internacional, el sector industrial costero, especialmente petroquímico, y la pesca artesanal que sustenta a numerosas comunidades costeras ([Tosic et al., 2025](#)). Estas actividades ejercen una presión significativa sobre la bahía de Cartagena y los ecosistemas marino-costeros adyacentes, particularmente por el aporte de hidrocarburos, aceites y grasas derivados de las actividades portuarias ([Catalán et al., 2020](#)), el tráfico marítimo y las operaciones industriales.



Figura 4-8. Actividades turísticas en el departamento de Bolívar.

La bahía de Cartagena ha sido identificada como uno de los principales puntos críticos de contaminación del Caribe colombiano, debido a la influencia combinada de descargas domésticas e industriales, escorrentías urbanas y aportes continentales provenientes del río Magdalena a través del Canal del Dique ([Tosic et al., 2018](#)). Este sistema contribuye con grandes cargas de sedimentos que generan plumas turbias, alteraciones ecosistémicas y disminución de la calidad del agua. Asimismo, se ha evidenciado un incremento de la contaminación microbiológica durante temporadas de lluvia, asociado al ingreso de aguas residuales, escorrentías y descargas de canales que transportan materia fecal de origen humano y animal a la zona costera ([Gómez-Cuarta y López-Suárez, 2020](#)).

Por otra parte, la presión turística sobre playas y zonas insulares del departamento, especialmente en sectores como Bocagrande, Barú y las Islas del Rosario, incrementa la generación de residuos sólidos y aguas residuales, favoreciendo procesos de eutrofización y deterioro de ecosistemas sensibles como arrecifes coralinos y pastos marinos.

Sucre

En el departamento de Sucre la contaminación marina está asociada principalmente a vertimientos de materia orgánica residual, hidrocarburos y sólidos suspendidos que afectan tanto las aguas marinas como los acuíferos costeros (Figura 4-9; [Montesino-Torres et al., 2014](#)). Estas presiones están relacionadas con el crecimiento de asentamientos humanos, las actividades portuarias, la expansión del turismo y la infraestructura hotelera, las cuales generan aportes continuos de residuos y vertimientos al medio marino. Asimismo, las actividades agrícolas y ganaderas desarrolladas en las subregiones de Montes de María, Sabanas y Morrosquillo favorecen la escorrentía de materia orgánica, nutrientes y agroquímicos hacia cuerpos de agua ([Montesino-Torres et al., 2014](#)).

En cuanto a la contaminación por hidrocarburos, el terminal marítimo de Coveñas, principal punto de exportación de crudo del país, genera presión en la calidad ambiental debido al tráfico de embarcaciones y las operaciones de carga y transporte de petróleo. Además, en varios sectores costeros persisten deficiencias en infraestructura de

saneamiento y manejo de drenajes urbanos, así como una ocupación intensiva de zonas turísticas cercanas a manglares ([Guevara y Torres, 2016](#)).



Figura 4-9. Actividades antrópicas en la zona marino-costera del departamento de Sucre: A) Asentamientos urbanos (Islote Santa Cruz), B) transporte marítimo y C) residuos sólidos en playas del departamento.

Córdoba

En el departamento de Córdoba las principales fuentes de contaminación marina están asociadas a los vertimientos domésticos, las actividades agropecuarias y a la dinámica fluvial de la cuenca del río Sinú, que constituye el principal afluente transportador de sedimentos y contaminantes hacia el litoral cordobés, movilizando cargas asociadas al uso intensivo del suelo y a actividades productivas desarrolladas en la cuenca.

En la Bahía de Cispatá se ha evidenciado además la presencia de metales pesados e hidrocarburos aromáticos policíclicos, asociados a actividades agrícolas, ganaderas, portuarias y petroleras. La contaminación del estuario ha sido relacionada con la operación del distrito de riego La Doctrina, la terminal petrolera de Ecopetrol, la ganadería extensiva, el cultivo de camarón, el manejo inadecuado de residuos domésticos y el desarrollo turístico poco planificado ([Cadavid-Velásquez et al., 2019](#)). De igual forma, los registros de hidrocarburos aromáticos policíclicos se asocian a derrames y operaciones relacionadas con el transporte de petróleo en el Terminal Marítimo de Coveñas ([Burgos-Núñez et al., 2017](#)).

Por otra parte, la inadecuada disposición de residuos y el transporte de residuos domésticos e industriales por el río Sinú desde el interior del departamento hacia la costa Caribe, favorecen la acumulación de plásticos y otros contaminantes en playas (Figura 4-10) y manglares, donde posteriormente se fragmentan por exposición a la radiación solar ([Costa et al., 2022](#); [Pimienta-Serrano y Pacheco-Bustos, 2022](#)).



Figura 4-10. Fuentes terrestres de contaminación marina en el departamento de Córdoba: A) Presencia de residuos sólidos en playas y B) muelle turístico en Moñitos.

Antioquia

La zona marino-costera del departamento de Antioquia está ubicada en la subregión de Urabá, donde convergen las aguas del mar Caribe y el delta del río Atrato. La agroindustria bananera y platanera, que posiciona a Urabá como la primera región del país en producción y exportación de banano y plátano ([García-Valencia, 2007](#); [Cardona-Patiño, 2020](#)), representa la fuente de contaminación difusa más relevante, ya que favorece el ingreso de nutrientes, materia orgánica, sedimentos y agroquímicos hacia cuerpos de agua tributarios y zonas estuarinas del golfo de Urabá ([Arroyave-Rincón et al., 2012](#); [Romaña et al., 2024](#); [Pérez-Zapata et al., 2024](#)) o por escorrentía debido a las altas precipitaciones de la región. Asimismo, los ríos Atrato, León y Turbo transportan grandes cargas de sedimentos y contaminantes hacia el mar Caribe.

Por otra parte, el crecimiento de las actividades portuarias y del transporte marítimo en municipios como Turbo y Necoclí representa una fuente potencial de contaminación por hidrocarburos, aceites y material particulado, asociada al tráfico de embarcaciones, operaciones de carga y dragado. A esto se suma la inadecuada disposición de residuos sólidos en zonas urbanas y costeras e ineficientes sistemas de saneamiento y alcantarillado que favorecen el arrastre de plásticos y aguas residuales hacia el mar Caribe mediante escorrentías y descargas fluviales (Figura 4-11; [Gómez-Aguirre y Turbay, 2016](#); [Páez-Gómez et al., 2025](#))



Figura 4-11. Fuentes terrestres de contaminación en la zona marino-costera del departamento de Antioquia:
A) transporte marítimo y pesca artesanal; B) deposición de residuos sólidos en zonas de manglar; C) actividades agrícolas y vertimiento de aguas residuales; y D) vertimiento de aguas residuales y residuos sólidos en un caño del municipio de Turbo.

Chocó

Las fuentes de contaminación marina en el Chocó están asociadas principalmente a actividades mineras, vertimientos domésticos, disposición inadecuada de residuos sólidos y aportes continentales transportados por los numerosos ríos que desembocan en la costa Pacífica (Figura 4-12). La minería aurífera, especialmente aquella desarrollada de manera mecanizada y con uso de mercurio, constituye una de las principales presiones ambientales del departamento ([Palacios-Torres et al., 2018](#)). Los contaminantes generados por esta actividad son transportados a través de sistemas fluviales como los ríos Atrato, San Juan y Baudó hacia ecosistemas estuarinos y marino-costeros, incluyendo playas de Bahía Solano y Nuquí, donde se ha evidenciado acumulación de metales pesados asociada a actividades mineras en la región ([Gutiérrez-Mosquera et al., 2018](#)). Asimismo, la alta pluviosidad y la dinámica mareal característica del departamento favorecen el transporte de residuos sólidos, materia orgánica y contaminantes desde centros poblados y zonas intervenidas hacia el océano Pacífico.

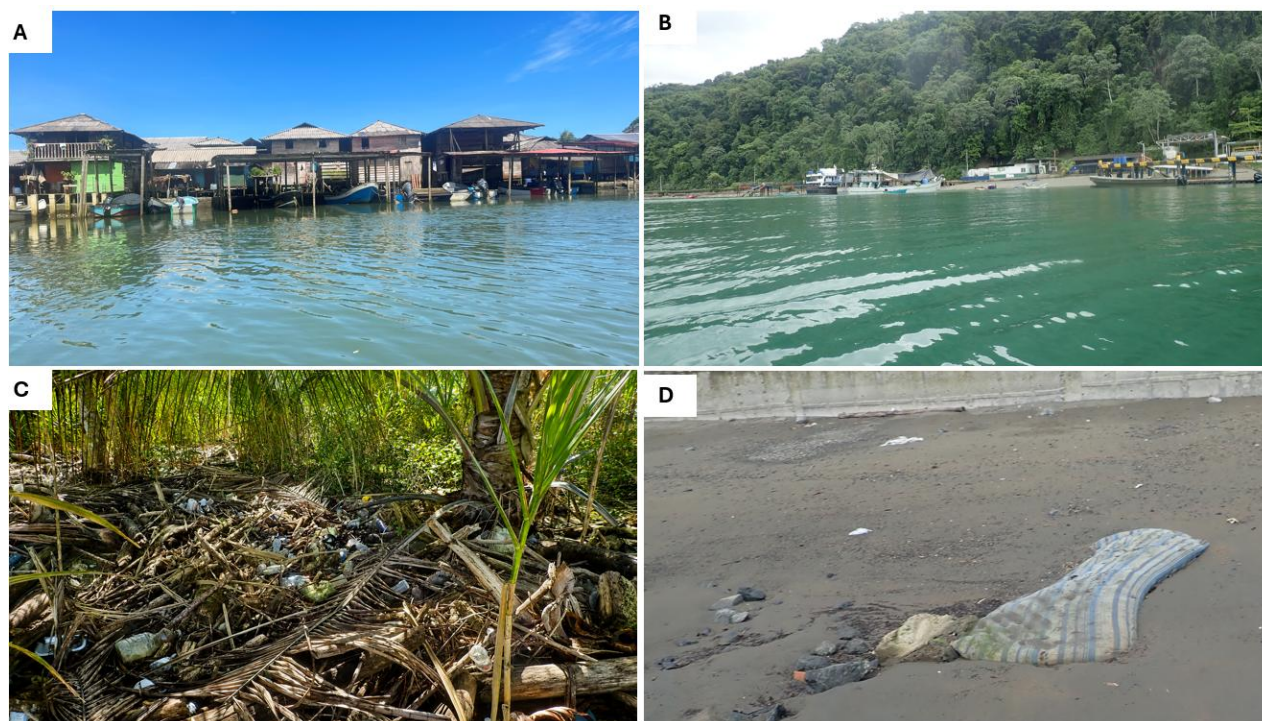


Figura 4-12. Actividades antrópicas y fuentes terrestres de contaminación en el departamento del Chocó: A) asentamientos urbanos costeros, B) terminal marítimo en Bahía Solano, C y D) presencia de residuos sólidos en ecosistemas costeros.

Por otra parte, las limitaciones en infraestructura de saneamiento básico y gestión de residuos en los municipios costeros del Chocó contribuyen al vertimiento directo de aguas residuales ([Quesada-Martínez et al., 2014](#)) y residuos sólidos en cuerpos de agua costeros y playas. A esto se suma el crecimiento del turismo en algunas zonas del litoral Pacífico, incrementando la presión sobre ecosistemas altamente sensibles como manglares, estuarios y playas.

Valle del Cauca

En el departamento de Valle del Cauca las mayores presiones de contaminación marina se concentran en la bahía de Buenaventura, principal puerto del Pacífico colombiano. Las actividades portuarias, industriales y de transporte marítimo generan contaminantes asociados al tráfico de embarcaciones, operaciones de carga, dragado y manejo de combustibles (Figura 4-13). De igual forma, los vertimientos de aguas residuales domésticas e industriales, junto con las descargas fluviales y escorrentías urbanas, favorecen el ingreso de nutrientes, materia orgánica y microorganismos patógenos hacia el sistema estuarino, evidenciando una fuerte influencia de fuentes antropogénicas sobre la calidad ambiental de la bahía ([Mondragón-Díaz et al., 2022](#)).



Figura 4-13. Actividades antrópicas y fuentes terrestres de contaminación en el departamento de Valle del Cauca: A) transporte marítimo, B) Puerto de Buenaventura y C) presencia de residuos sólidos en Playa Pianguita.

Por otra parte, los ríos que desembocan en la bahía de Buenaventura transportan sedimentos, residuos sólidos y contaminantes provenientes de actividades agrícolas, urbanas y de minería de oro aluvial ([Gamboa-García et al., 2020](#)). Así mismo, el inadecuado manejo de residuos sólidos y el crecimiento demográfico en zonas urbanas y costeras favorecen la acumulación de residuos en playas y cuerpos de agua de la bahía de Buenaventura, incrementando la presencia de plásticos y otros contaminantes que afectan la calidad ambiental y los ecosistemas marino-costeros del departamento ([Riascos et al., 2019](#); [Sánchez-Giraldo et al., 2025](#)).

Cauca

Entre las principales fuentes de contaminación en el departamento de Cauca, se destacan los vertimientos de aguas residuales, la inadecuada disposición de residuos sólidos municipales y las escorrentías provenientes de actividades agrícolas y de aprovechamiento forestal, las cuales transportan materia orgánica, nutrientes y contaminantes hacia los sistemas fluviales que desembocan en el océano Pacífico (Figura 4-14; [INVEMAR, 2018](#)). Asimismo, los residuos asociados a la minería de oro en la cuenca alta de los ríos Micay, Saija, Bubuey y Timbiquí constituyen una fuente relevante de sedimentos y metales pesados que son movilizados hacia el sistema marino-costero ([Caballero-Gallardo et al., 2022](#)).



Figura 4-14. Actividades antrópicas y fuentes terrestres de contaminación marina en el departamento de Cauca: A) turismo en Gorgona y B) asentamientos costeros y transporte marítimo en el río Micay.

Nariño

Las principales fuentes de contaminación en la zona costera del departamento de Nariño están asociadas a actividades portuarias, terminales marítimos, gasolineras, aserraderos, vertimientos de aguas residuales domésticas y la inadecuada disposición de residuos sólidos (Figura 4-15). El municipio de Tumaco concentra el mayor desarrollo de actividades antrópicas, además recibe aguas residuales sin tratamiento y constituye el punto de desembocadura de los ríos Curay, Chagüí, Colorado, Tablones, Mejicano, Rosario, Mira y Patía, los cuales aportan residuos, sedimentos y material en suspensión en la zona costera ([INVEMAR, 2023](#)).

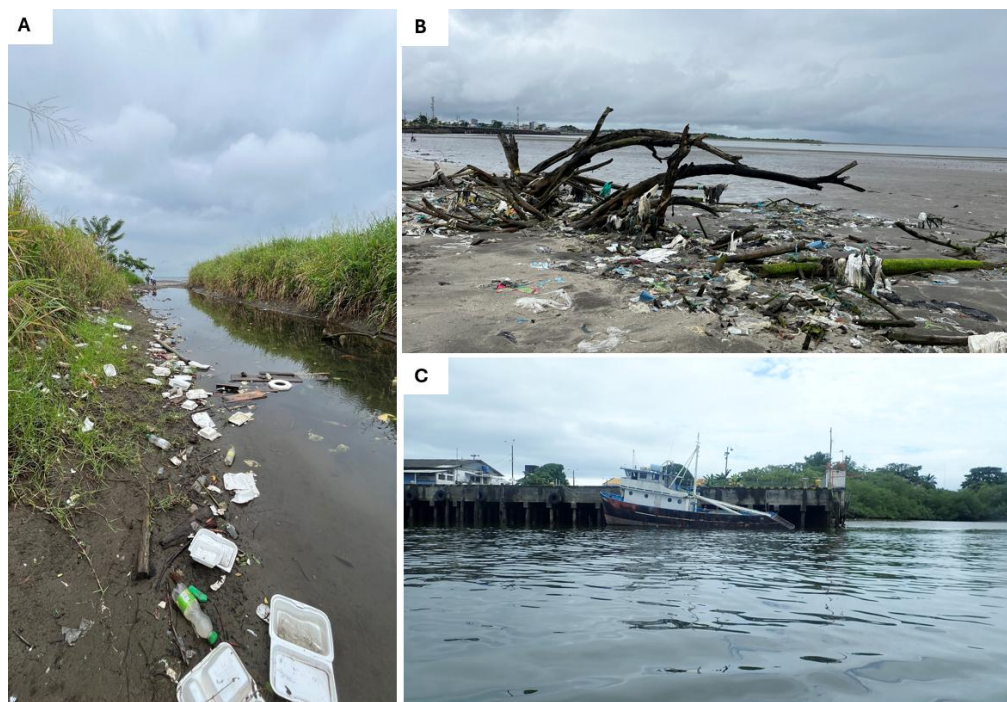


Figura 4-15. Fuentes terrestres de contaminación marina en el departamento de Nariño: presencia de residuos sólidos en ecosistemas costeros (A y B) y terminal marítimo (C).

Relación población costera y cobertura de saneamiento básico

Los vertimientos de aguas residuales constituyen una de las principales fuentes de contaminación en los ecosistemas marino-costeros, debido al aporte de microorganismos patógenos, nutrientes, materia orgánica, metales pesados y microplásticos, los cuales afectan la calidad ambiental y representan riesgos para la biodiversidad y la salud humana ([Sáenz-Arias et al., 2023](#)).

En la Figura 4-16 se presenta la población proyectada a 2024 por el Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas – ([DANE, 2025](#)) y la cobertura de los servicios de saneamiento básico en los municipios costeros de Colombia. La información sobre coberturas de los servicios públicos de aseo y alcantarillado para los municipios costeros del Caribe y el Pacífico colombiano fue obtenida mediante consulta directa en el Sistema Único de Información (SUI) de la Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios (SSPD). Los datos más recientes disponibles correspondían principalmente al año 2024; sin

embargo, para municipios como Soledad, San Bernardo del Viento, Sitionuevo y Acandí, la información reportada correspondía a 2023. Siguiendo las recomendaciones de la plataforma, no se consideraron los registros que presentaban valores de 0,0 % y 100,0 %, por considerarse inconsistentes o poco confiables.

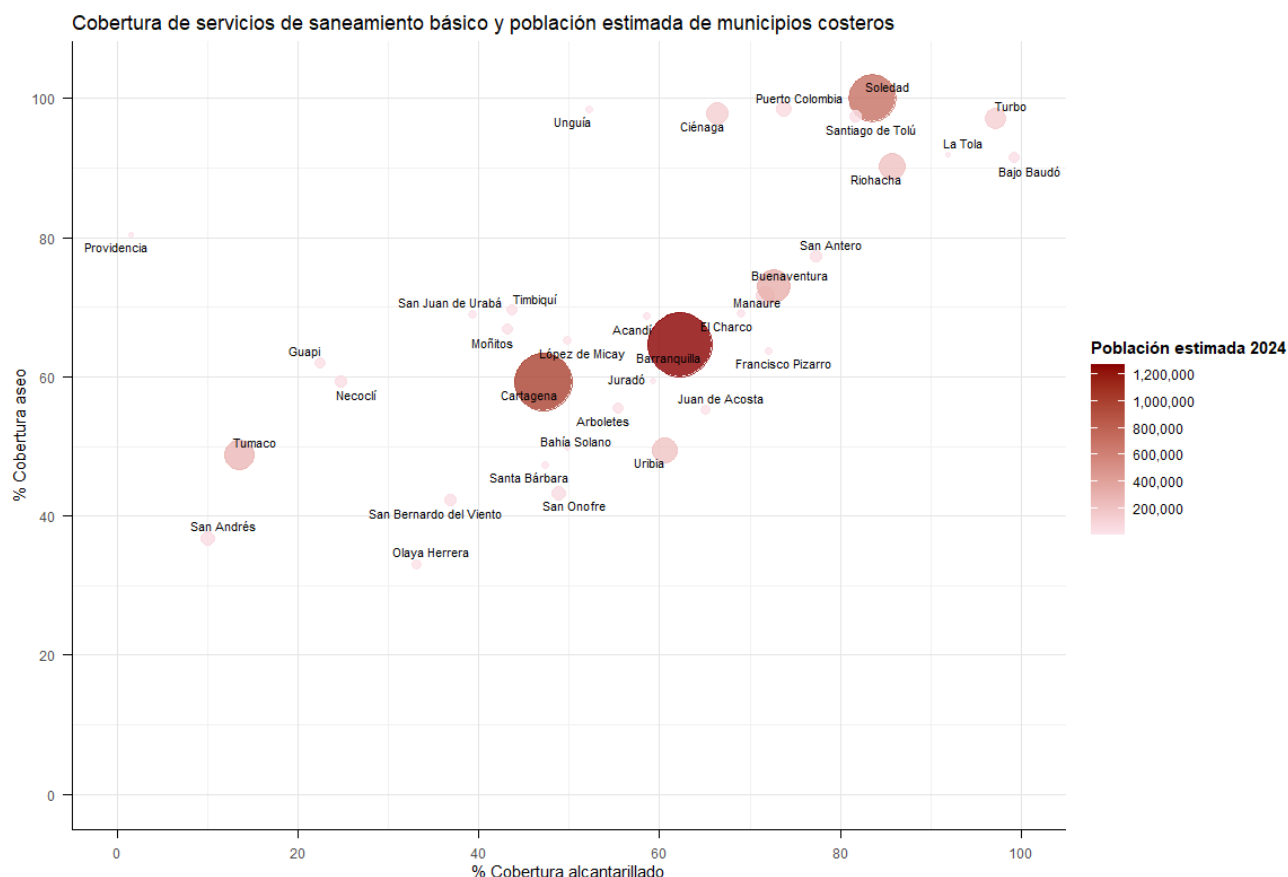


Figura 4-16. Población costera estimada a 2024 y cobertura de los servicios de saneamiento básico en los municipios costeros del Caribe y Pacífico colombianos. Fuentes: Proyección poblacional DANE (2025); SSPD (2024).

La población costera colombiana en 2024 según las proyecciones poblacionales 2018-2042 del DANE fue de 5.919.135 habitantes, distribuidos en un 85 % en la costa Caribe y 15 % en el Pacífico (Figura 4-16). La mayor concentración de población se encuentra en las principales ciudades capitales y puertos comerciales como Barranquilla (1.279.120), Cartagena (1.010.408), Soledad (710.269), Santa Marta (574.486) en el Caribe y Buenaventura (328.686) y Tumaco (272.306) en el Pacífico. El análisis de las coberturas de saneamiento básico indicó un panorama heterogéneo y en muchos casos crítico para la gestión de la calidad ambiental marina. En la costa Caribe, en los municipios de Providencia (1,59 %), San Andrés (10,05 %), Santa Marta (16,36 %) y Necoclí (24,75 %) se registraron las coberturas más bajas de alcantarillado, mientras que, en el Pacífico, en Tumaco (13,56 %), Guapi (22,50 %) y Olaya Herrera (33,08 %), se presentaron los valores más deficientes. Contrariamente, en los municipios como Riohacha (85,78 %), La Tola (91,93 %), Turbo (97,20 %) y Bajo Baudó (99,25 %) se reportaron coberturas relativamente

altas; sin embargo, la existencia de infraestructura de alcantarillado no garantiza el tratamiento adecuado de los efluentes antes de su disposición final al mar (SSPD, 2024).

En cuanto al servicio de aseo, si bien las coberturas tienden a ser más altas que las de alcantarillado en la mayoría de municipios, persisten coberturas deficientes como Olaya Herrera (33,08 %), Mosquera (38,38 %), San Andrés (36,82 %) San Bernardo (42,28 %), San Onofre (43,26 %) y Tumaco (48,84 %). Cabe resaltar que varios municipios no reportaron datos de alguno de los dos servicios, entre ellos Nuquí, El Litoral del San Juan, Puerto Escondido y Los Córdoba, representando un vacío de información que dificulta la estimación real de las cargas contaminantes aportadas al sistema marino-costero (SSPD, 2024).

Si bien la recolección de residuos sólidos muestra cifras aceptables de cobertura, en varios municipios costeros, el servicio de alcantarillado presenta deficiencias generalizadas, por lo cual hay una inadecuada disposición de efluentes domésticos que afecta directamente la calidad de los sistemas acuáticos receptores. A nivel nacional, cerca del 60 % de las aguas residuales domésticas son vertidas a fuentes receptoras sin tratamiento alguno, y solo el 15 % de la carga contaminante es efectivamente removida (Camacho-Botero, 2020). Esta situación resulta especialmente preocupante en municipios con alta densidad poblacional y baja cobertura simultánea de ambos servicios como Santa Marta, Tumaco, Cartagena y Necoclí, donde la carga de contaminantes orgánicos, nutrientes y microorganismos de origen fecal vertida sin tratamiento es proporcional al tamaño de la población no atendida.

En la Tabla 4-1 se muestra la producción estimada de residuos sólidos, los sistemas de disposición final y tratamiento de aguas residuales de los municipios costeros del país, consultados en el Sistema Único de Información (SUI) de la Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios (SSPD). Es importante señalar que un número significativo de municipios no reportó datos sobre generación de residuos, entre ellos Dibulla, Sitionuevo y Acandí en el Caribe, y la gran mayoría de municipios costeros del Pacífico, con excepción de Juradó, Buenaventura y Tumaco.

Tabla 4-1. Producción estimada, tipos, sistemas de tratamiento de residuos sólidos y sistemas de tratamiento de aguas residuales según SSPD (2024) en los municipios costeros del Caribe y Pacífico Colombiano. **Sin información.

Municipio	Producción estimada (t/día) y disposición final de residuos sólidos				Sistema de tratamiento aguas residuales
	2023	2024	2025	Disposición final	
San Andrés	71,2	75,0	77,7	Relleno sanitario Magic Garden	Emisario submarino
Providencia	6,1	4,7	4,5	Relleno sanitario Blue Lizard	**
Riohacha	147,7	131,6	141,2	Celda de contingencia y relleno sanitario UTORS S.A.S	**
Manaure	9,3	11,4	15,3	Relleno sanitario UTORS S.A.S E.S.P.	**
Uribia	19,6	16,5	24,0	Relleno sanitario UTORS S.A.S E.S.P.	Laguna de oxidación
Santa Marta	518,6	526,9	560,3	Relleno sanitario Palanga	Emisario submarino
Ciénaga	80,4	95,6	82,5	Relleno sanitario La Maria	Laguna de oxidación

Municipio	Producción estimada (t/día) y disposición final de residuos sólidos				Sistema de tratamiento aguas residuales
	2023	2024	2025	Disposición final	
Puebloviejo	7,1	9,0	8,4	Relleno sanitario La María	**
Barranquilla	1513,1	1666,1	1921,4	Rellenos sanitarios Los Pocitos y El Clavo	Pretratamiento Barranquillita
Soledad	505,9	452,8	459,6	Relleno sanitario El Clavo	**
Puerto Colombia	75,6	70,3	77,5	Rellenos sanitarios Los Pocitos	Estación Depuradora de Aguas Residuales
Tubará	12,6	13,2	13,8	Rellenos sanitarios Los Pocitos y El Clavo	Estación Depuradora de Aguas Residuales
Juan de Acosta	12,6	11,8	12,5	Relleno sanitario El Clavo	**
Piojó	3,8	4,0	3,8	Relleno sanitario El Clavo	**
Cartagena	1382,3	1412,3	1402,7	Parque ambiental BIOGER y Relleno sanitario Loma de los Cocos	Emisario submarino
Santa Catalina	12,6	16,4	16,7	Parque ambiental BIOGER	**
San Onofre	11,8	10,7	10,9	Relleno sanitario La Candelaria	**
Santiago de Tolú	14,7	17,3	17,3	Relleno sanitario La Candelaria	**
Coveñas	19,1	20,0	22,7	Relleno sanitario El Oasis	**
San Antero	14,1	16,3	18,2	Relleno sanitario Las Tangaras	Laguna de oxidación
San Bernardo del Viento	5,1	5,6	5,7	Relleno sanitario Las Tangaras	**
Moñitos	4,4	4,7	4,6	Relleno sanitario Las Tangaras	**
Puerto Escondido	2,7	3,0	2,9	Relleno sanitario Las Tangaras	**
Los Córdoba	2,6	2,7	3,0	Relleno sanitario Las Tangaras	Pretratamiento Los Córdoba
Arboletes	10,7	11,1	12,3	Relleno sanitario Centro Industrial de Residuos Sólidos El Tejar	Laguna de oxidación
Necoclí	27,2	26,9	27,7	Relleno sanitario Centro Industrial de Residuos Sólidos El Tejar	Laguna de oxidación
San Juan de Urabá	10,7	11,8	12,0	Relleno sanitario Centro Industrial de Residuos Sólidos El Tejar	**
Turbo	87,6	85,3	97,4	Relleno sanitario Centro Industrial de Residuos Sólidos El Tejar	Laguna de oxidación
Unguía	1,0	1,0	**	**	**
Juradó	1,5	1,6	**	**	**
Buenaventura	177,7	187,3	17,7	Celda de contingencia y relleno sanitario COLOMBA-EL GUABAL	PTAR
Tumaco	94,5	96,3	98,5	Relleno sanitario Buchelly	**

En términos de generación de residuos, los municipios más poblados concentran la mayor producción. En Barranquilla se registraron los valores más altos con 1.666,1 t/día en 2024 y una proyección de 1.921,4 t/día para 2025, seguida de Cartagena (1.402,7 t/día), Soledad (459,6 t/día) y Santa Marta (560,3 t/día). En el Pacífico, Buenaventura (187,3 t/día 2024) y Tumaco (98,5 t/día 2025) representan los mayores generadores. En contraste, en municipios como Unguía (1,01 t/día), Los Córdoba (2,69 t/día) y Juradó (1,64 t/día) se registraron las producciones más bajas, coherentes con su menor tamaño poblacional.

En cuanto a la disposición final, la totalidad de los municipios con información disponible reportaron el uso de rellenos sanitarios como sistema de disposición, destacándose infraestructuras regionales compartidas como el Centro Industrial de Residuos Sólidos El Tejar (para municipios costeros del Golfo de Urabá: Arboletes, Necoclí, San Juan de Urabá y Turbo), el relleno sanitario Las Tangaras (municipios de Córdoba: San Antero, San Bernardo del Viento, Moñitos, Puerto Escondido y Los Córdoba), Los Pocitos y El Clavo en el Atlántico, y BIOGER y Loma de los Cocos en Cartagena. No obstante, la existencia de un relleno sanitario no implica necesariamente la ausencia de impactos ambientales, dado que todos los rellenos sanitarios analizados en Colombia superan los límites permisibles para el vertimiento de lixiviados, lo cual genera impactos negativos en cuerpos de agua principalmente por la presencia de contaminantes de alta toxicidad como cadmio, cromo, plomo, zinc y mercurio ([Cristancho-Montenegro et al., 2020](#)).

Respecto al tratamiento de aguas residuales, se identificó una disponibilidad limitada de información y una marcada deficiencia en la infraestructura reportada para los municipios costeros. Únicamente Santa Marta, Cartagena y San Andrés cuentan con emisario submarino como sistema de disposición final de aguas residuales; municipios como Puerto Colombia y Tubará disponen de Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR); mientras que Uribia, Ciénaga, San Antero, Arboletes, Necoclí y Turbo operan principalmente con lagunas de oxidación como tratamiento primario. En gran parte de los municipios no se encontró información detallada o actualizada sobre los sistemas de tratamiento existentes.

Fuentes de contaminación en los ríos principales de Colombia

Río Ranchería (La Guajira)

El río Ranchería se encuentra ubicado en el departamento de La Guajira al norte de Colombia. Nace en la Sierra Nevada de Santa Marta en el páramo de Chirigua, a una altitud de 3875 msnm, cuenta con una longitud de 248km y desemboca en el mar Caribe en la localidad de Riohacha ([CORPOGUAJIRA, 2011](#)). Este río se considera la principal fuente hídrica del departamento, el cual genera el suministro de agua para diferentes actividades económicas que se desarrollan en la zona, además de la explotación del carbón a cielo abierto de El Cerrejón, sin embargo, en su recorrido es el principal receptor de efluentes de los municipios, los cuales no cuentan con sistemas de tratamiento de aguas residuales eficientes ([CORPOGUAJIRA, 2011](#)).

Estudios recientes han identificado un deterioro progresivo en la salud ambiental del río Ranchería desde aguas arriba hasta la zona más baja, destacando el incremento de SST, concentraciones de nutrientes, disminución del oxígeno y pH ([Díaz-Chávez et al., 2020](#)).

A pesar de ser una cuenca corta, tanto en sedimentos, como en peces se han registrado concentraciones de Zn, Pb y Hg. Si bien las concentraciones Hg no son alarmantes, estas podrían aumentar debido a la actividad humana relacionada con las actividades mineras y vertido de aguas residuales de los centros urbanos ([Doria-Argumedo, 2021](#)).

Río Magdalena (Atlántico)

La cuenca del Río Magdalena cuenta con una extensión de 1540km, atravesando a Colombia de sur a norte. El Magdalena es considerado la principal fuente de suministro de agua potable y pescado, sin embargo, en su recorrido son vertidas aguas residuales domésticas, industriales y desechos agrícolas ([Tejeda-Benitez et al., 2016](#); [Cacua-Ortiz et al., 2020](#)).

A lo largo de la cuenca del Magdalena se han registrado concentraciones de metales pesados en sedimentos, entre los que se destacan el Zn, Cu, Ni, Pb, Co, Cd y Hg, algunos de estos, asociados a actividades mineras y transporte de hidrocarburos ([Tejeda-Benitez et al., 2016](#)).

Por otra parte, se han registrado rastros de plaguicidas en los sedimentos, destacando la presencia de Atrazina, Bromacilo, DDE y Clorpirifos ([Tejeda-Benitez et al., 2023](#)). Cabe resaltar que el uso de plaguicidas organofosforados como el Clorpirifos, genera efectos toxicológicos, disrupción endocrina, patologías cardiovasculares y defectos en la piel ([Rahman et al., 2021](#)), representando un potencial riesgo de salud pública y comunidades que dependen del recurso hídrico.

Río Sinú (Córdoba)

El Río Sinú tiene origen en el norte de la cordillera occidental de los Andes en la cuchilla de El Retiro y Paramillo, a una altura de 3000 msnm. Atraviesa los departamentos de Antioquia y Córdoba, con una extensión de 380 km, desembocando en el delta de Tinajones ([Robertson y Chaparro, 1998](#); [Díaz et al., 2000](#)).

En el departamento de Córdoba, las actividades económicas giran en torno a las actividades agrícolas, las cuales cuentan con bajos niveles de industrialización. Los desechos generados producto de estas actividades son vertidos directamente a la cuenca del Río Sinú sin tratamiento previo ([Lans-Ceballos et al., 2023](#)), lo que contribuye al deterioro del ecosistema. En suelos agrícolas irrigados por las aguas del río Sinú, se han identificado contenidos elevados de metales pesados como el Zn (1365 mg/kg), Cu (1149 mg/kg), Ni (661 mg/kg) y Hg (0.159 mg/kg; [Marrugo-Negrete et al., 2017](#)), superando los valores promedio mundiales de suelo (70, 38,9, 29 y 0.07 mg/kg para Cu, Ni, Hg y Zn respectivamente; [Kabata-Pendias, 2011](#)), así como valores de suelo colombiano no contaminado por actividades agrícolas en la misma cuenca (Zn - 107, Cu- 118,1, Ni -14,1 y Hg 0,028 mg/kg; [Marrugo-Negrete et al., 2017](#)).

Por otra parte, se han generado reportes de diferentes plaguicidas en cuerpos de agua de la cuenca del río Sinú, entre los que se encuentra α -BCH, β -BCH, γ -BCH, Aldrín y Heptacloro epóxido ([Lans-Ceballos et al., 2008](#)), los cuales se encuentran entre las prohibiciones en la legislación colombiana en el Decreto 1076 de 2015 ([MinAmbiente, 2015](#)).

Diversas investigaciones como las de [Lebreton et al. \(2017\)](#) e [INVEMAR \(2018\)](#) han estudiado el río Sinú como vía de transporte de los plásticos y demás contaminantes generados en el interior del departamento de Córdoba, los cuales son depositados en el mar Caribe. Estos residuos plásticos se acumulan en playas y manglares donde posteriormente por radiación solar y demás factores ambientales se fragmentan generando microplásticos ([Costa et al., 2022](#); [Pimienta-Serrano y Pacheco-Bustos, 2022](#)). En el caso de un área de alta influencia de la desembocadura del río Sinú, se registró una abundancia total de 123 microplásticos m⁻³ en aguas superficiales ([Garcés-Ordoñez, 2022](#)), repercutiendo en altos niveles de contaminación en la zona costera.

Río Atrato (Antioquia)

El Río Atrato, nace en la región occidental de la cordillera de los Andes a 3800 msnm y desemboca en el golfo de Urabá. Cuenta con una longitud de 750km y tiene un ancho que varía entre 150 – 500m ([Salazar-Camacho et al., 2021](#)). Esta importante cuenca colombiana, fue declarada como sujeto derechos para garantizar su protección a través de la Sentencia T-622-2016, como consecuencia de la fuerte actividad minera que ha generado alteraciones hidrodinámicas, deforestación y disminución de las poblaciones de peces ([Palacios-Torres et al., 2020](#)).

Debido a la fuerte actividad minera artesanal y de pequeña escala presente en la región y la alta toxicidad y capacidad de bioacumulación de metales pesados como el mercurio, se han realizado estudios para evaluar el contenido de Hg en peces con hábitos alimenticios desde detritívoros a piscívoros, en los cuales se han documentado concentraciones de Hg entre 32 ± 53 µg/kg y 678.5 ± 345 µg/kg para especies como *Cyphocharax magdalenae* y *Agneiosus pardalis* ([Salazar-Camacho et al., 2021](#)). Estos registros indican que hay contaminación en el ecosistema, por lo cual es necesario evaluar los riesgos humanos ante el consumo de especies con elevadas concentraciones de Hg.

Río Micay (Cauca)

El río Micay es conocido por ser el río más caudaloso del departamento del Cauca y una de las cuencas más importantes de la costa Pacífica. Se encuentra ubicado en la vertiente occidental de la Cordillera Occidental, nace aproximadamente a unos 3000 msnm y recorre una extensión de 235km ([Galvis et al., 1990](#)). En el municipio de Micay, la minería artesanal es una actividad histórica, incluso considerada como una práctica cultural, la cual es desarrollada en la parte alta de los afluentes. Sin embargo, la llegada de retroexcavadoras ha generado que la minería artesanal vaya desapareciendo e imponiendo en la región una actividad minera mecanizada e ilegal, generando deforestación en las capas vegetales de los ríos y produciendo vertimientos de mercurio ([Ruíz Galván et al., 2018](#)). La contaminación por mercurio se ha convertido en uno de los problemas más graves que amenaza la subsistencia humana ([Torremorell et al., 2021](#)). Esto se debe a que es reconocido como uno de los metales más dañinos con impactos en la salud humana debido a su volatilidad, larga vida en la atmósfera y capacidad de acumularse en los organismos vivos ([Yu et al., 2016](#)).

Análisis contaminación por basura marina y microplásticos

La contaminación por basura marina constituye una de las problemáticas ambientales más relevantes a nivel global, debido a su carácter transfronterizo, persistente y ubicuo ([UNEP, 2021](#); [Galgani et al., 2013](#)). Además por los impactos que genera sobre la biodiversidad, la calidad ambiental y la provisión de servicios ecosistémicos asociados a actividades como la pesca, el turismo y la protección costera ([Beaumont et al., 2019](#); [UNEP, 2021](#)).

De acuerdo con [Cook et al. \(2026\)](#), durante 2022 se generaron aproximadamente 2,56 mil millones de toneladas de residuos sólidos a nivel mundial, y se proyecta que esta cifra alcance los 3,86 mil millones de toneladas para el año 2050 bajo escenarios tendenciales. Asimismo, la producción mundial de plásticos supera actualmente los 430 millones de toneladas anuales, de las cuales aproximadamente dos terceras partes corresponden a productos de vida útil corta que rápidamente se convierten en residuos ([UNEP, 2023](#)).

La basura marina se origina a partir de fugas de residuos en diferentes etapas del ciclo de vida de los productos, incluyendo la producción, distribución, consumo, recolección, transporte, aprovechamiento y disposición final ([UNEP, 2021](#)). Estas fugas pueden ocurrir de forma directa en ecosistemas marinos y costeros o ser transportadas por ríos, escorrentía superficial, sistemas de drenaje, viento y actividades marítimas, facilitando el ingreso de residuos a los ecosistemas ([Su et al., 2022](#); [Meijer et al., 2021](#)). Como consecuencia de este proceso continuo de fugas, se estima que entre 19 y 23 millones de toneladas de plástico llegan a los ecosistemas ([UNEP, 2021](#)).

En Colombia, la gestión adecuada de los residuos sólidos continúa siendo un desafío prioritario para avanzar hacia modelos de economía circular y prevenir la contaminación por basura marina. Durante los últimos años, el país ha impulsado instrumentos normativos y de política pública orientados a fortalecer la economía circular, la responsabilidad extendida del productor y el aprovechamiento de residuos ([MinAmbiente, 2022](#); [Gobierno de la República de Colombia, 2019](#)). De acuerdo con la Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios (SSPD), para el año 2024 se dispusieron un total de 12.149.386 toneladas de residuos sólidos en el marco del servicio público de aseo ([SSPD, 2025](#)). De manera complementaria, la entidad reportó que durante 2024 los prestadores de la actividad de aprovechamiento recuperaron 2.987.271 toneladas de residuos sólidos ([SSPD, 2025](#)).

Lo anterior refleja la necesidad de continuar fortaleciendo las estrategias de prevención, reducción en la generación, reutilización, reciclaje y circularidad de los materiales, con el fin de disminuir las fugas de residuos hacia los ecosistemas marinos y costeros. Asimismo, resulta fundamental fortalecer los procesos de monitoreo que permitan comprender la magnitud, distribución y tendencias espaciales y temporales de esta problemática en el territorio nacional.

En el marco de la REDCAM, mediante esfuerzos técnicos y de cooperación interinstitucional entre las autoridades ambientales nacionales y regionales e INVEMAR, se ha dado continuidad al monitoreo de basura marina y microplásticos en playas priorizadas del Caribe y Pacífico colombiano. Este con el objetivo de consolidar un sistema nacional de monitoreo de basura marina y microplásticos que contribuya a la generación de conocimiento científico y brinde soporte para la formulación de políticas

públicas orientadas a la prevención y gestión sostenible para la conservación de los ecosistemas marinos y costeros.

En este contexto, el Programa de Calidad Ambiental Marina (CAM), en el marco de la REDCAM, dio continuidad en 2025 al monitoreo de basura marina y microplásticos en playas priorizadas del Caribe y Pacífico colombiano, en 10 de los 12 departamentos marino-costeros del país, 8 ubicados en el Caribe (Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, La Guajira, Magdalena, Atlántico, Bolívar, Sucre, Córdoba y Antioquia) y dos (2) a la región Pacífico (Chocó y Valle del Cauca). Durante este periodo se evaluaron 49 playas, de las cuales 44 fueron en el Caribe y 5 en el Pacífico, permitiendo generar información a nivel regional y nacional (Figura 4-17).

El monitoreo buscó:

- Identificar tipos y cantidades de residuos presentes en las playas.
- Analizar tendencias espaciales y temporales.
- Generar insumos técnicos para fortalecer la gestión ambiental y la formulación de políticas públicas orientadas a prevenir que los residuos ingresen al ambiente marino y a promover su reducción desde el lugar donde se generan.

Los resultados confirman que la basura marina continúa siendo una presión relevante sobre los ecosistemas de playa, especialmente en zonas urbanas y con alta afluencia turística.

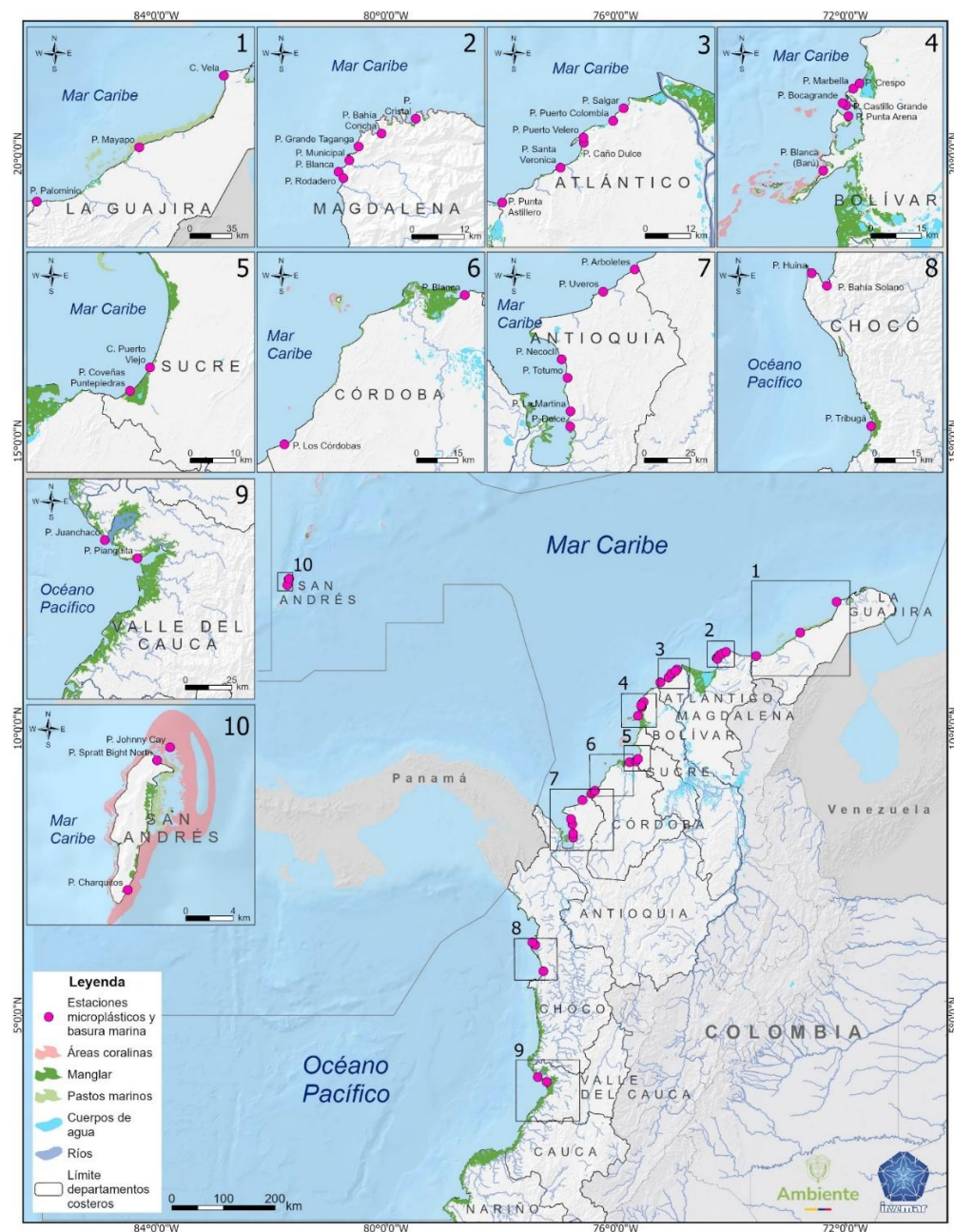


Figura 4-17. Mapa con las estaciones de muestreo de arena de playa y microplásticos en la REDCAM

El tipo de basura marina que predominó en las playas evaluadas correspondió al plástico, con un 89%, seguido del metal con un 3,51% y otros materiales en menor proporción (Figura 4-2). Lo cual, se reflejó a nivel regional y departamental, donde el plástico es el residuo predominante. Se destaca la presencia de fragmentos de bolsas plásticas, tapas plásticas de botellas, fragmentos de icopor, envoltorios de dulce, pitillos, botellas plásticas, entre otros.

A nivel departamental, la composición más diversa de basura marina en el Caribe colombiano, se presentó en el departamento del Magdalena, con reportes de plástico

(69,70%), madera (2,49%), metal (7,74%), vidrio (5,72%), papel y otros (6,73%), y textil 0,67% (Figura 4-18), siendo la estación Playa Municipal en la que se registró la mayor cantidad de basura marina en el departamento. Este resultado se debe al desarrollo de diversas actividades antrópicas como la urbanización costera, industria turística, comercio y actividades de pesca y marítimas; sumado a ello, por la ausencia de una barrera natural de ecosistema de manglar a lo largo de la costa, estos desechos arriban a las playas por acción del viento y las corrientes ([Rangel-Buitrago et al., 2018](#)).

En el Pacífico colombiano, la mayor diversidad en la composición de la basura marina se presentó en el departamento de Chocó, con reportes de plástico (70,59%), metal, vidrio (11,76% c/u) y otros 5,88% (Figura 4-18), a si mismo la mayor cantidad de basura marina en este departamento se registró en la Playa de Bahía Solano. Debido a las dinámicas marino costeras y climatológicas, la basura marina puede ser arrastrada a las zonas de playa, propiciando su acumulación ([INVEMAR, 2023](#)).

En el Caribe la abundancia de basura marina en arena de playa osciló entre 0,05 y 1,30 ítems/m², y en el Pacífico la abundancia de basura marina osciló entre 0,13 y 0,98 ítems/m² (Figura 4-18). En el Caribe colombiano, la mayor cantidad de basura marina se registró en el departamento de Sucre (1,30 ítems/m²); en el Pacífico, la mayor cantidad de basura marina se registró en el departamento del Valle del Cauca (0,98 ítems/m²). Cabe resaltar que el grado de contaminación en estas dos regiones es diferente ya que depende de sus condiciones geográficas, dinámicas mareales, densidad poblacional e intensidad de las actividades económicas, las cuales juegan un papel importante en la acumulación y distribución de la basura marina ([Martínez et al., 2024](#)).



Figura 4-18. Abundancia y proporción de la clasificación de basura marina en los muestreos en playas priorizadas de Colombia a nivel nacional y departamental. Muestras recolectadas en el año 2025.

El análisis histórico 2021-2025, evidenció que el plástico ha sido consistentemente el residuo dominante tanto en el Caribe como en el Pacífico (Figura 4-19). En el Caribe, los porcentajes oscilaron entre 72% (2021) y 94% (2023), con un 80% en 2025. En el Pacífico, el predominio ha sido aún más marcado, con valores entre 89 y 98% durante el periodo evaluado, alcanzando 95% en 2025. Los demás materiales muestran proporciones bajas y relativamente estables, con mayor variabilidad en el Caribe que en el Pacífico.

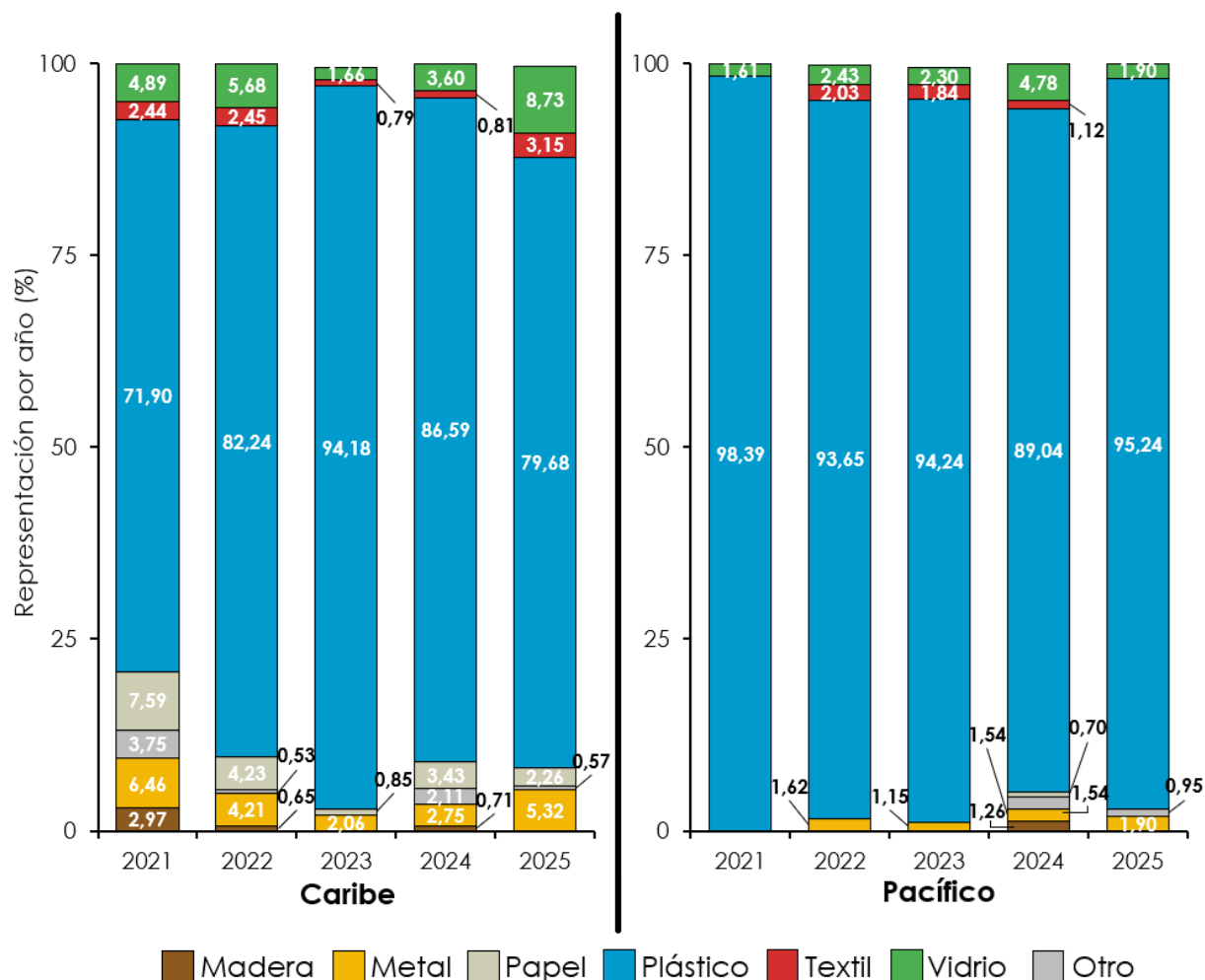


Figura 4-19. Abundancia y proporción Representación porcentual histórica de la clasificación de basura marina en los muestreos en playas priorizadas de Colombia en la región Caribe y Pacífico desde el año 2021 al 2025.

En general, los resultados evidenciaron que la basura marina continúa siendo una presión ambiental persistente sobre los ecosistemas de playa del país, lo que resalta la necesidad de fortalecer estrategias de prevención, educación ambiental, economía circular y responsabilidad extendida del productor, así como la articulación entre autoridades ambientales, gobiernos locales y comunidad para reducir el ingreso de residuos al ambiente marino.

Abundancia de Microplásticos en ecosistemas de playa

Las mayores abundancias de Microplásticos (MPs) en playas priorizadas del Caribe y Pacífico colombiano se registraron en los departamentos de Antioquia (531,20 ítems/m²), Atlántico (528 ítems/m²) y Sucre (241,60 ítems/m²). En contraste, las menores abundancias se reportaron en La Guajira (6,40 ítems/m²), Bolívar (16,53 ítems/m²) y Chocó (19,20 ítems/m²) (Figura 4-20). Estos resultados evidencian una variabilidad espacial en la distribución de MPs entre las playas priorizadas de las zonas marino-costeras del país, la cual podría estar asociada a diferencias en la intensidad y diversidad de las actividades antrópicas desarrolladas en zonas costeras y continentales, incluyendo procesos de expansión urbana, actividades industriales, turísticas, pesqueras y marítimas, entre otras. Asimismo, factores oceanográficos y climatológicos influyen en el transporte y fragmentación de MPs a través del viento, los sistemas fluviales y las corrientes marinas, favoreciendo su distribución y acumulación en los ecosistemas marino-costeros ([Williams y Rangel-Buitrago, 2022](#); [Ijaz et al., 2023](#); [Veloso et al., 2026](#)).

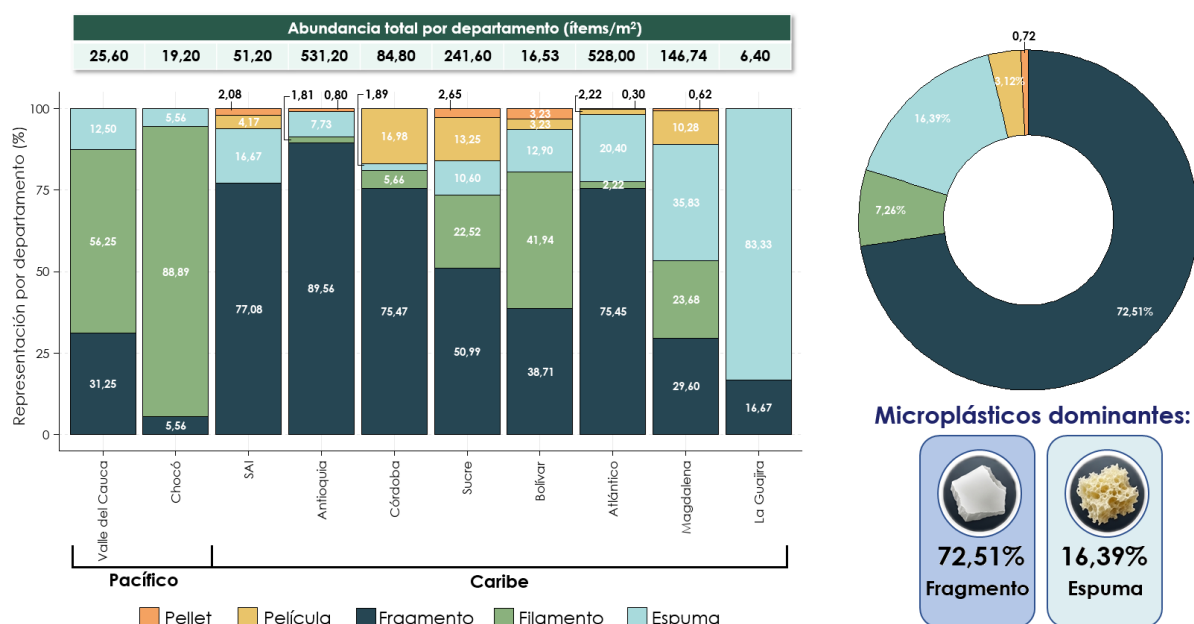


Figura 4-20. Abundancia y proporción de la clasificación de microplásticos en los muestreos en playas priorizadas de Colombia a nivel nacional y departamental. Muestras recolectadas en el año 2025.

En total se cuantificaron 30.256 partículas, las cuales fueron caracterizadas según su tamaño y morfología. La forma predominante correspondió a los fragmentos, los cuales representaron el 72,51 % del total de microplásticos cuantificados, seguidos por la espuma con un 16,39 % (Figura 4-20). En términos generales, tanto en el Caribe como en el Pacífico colombiano, predominaron los microplásticos secundarios, lo cual está asociado al inadecuado manejo de residuos sólidos plásticos que, al transportarse, ingresar y acumularse en los ecosistemas marino-costeros, son sometidos a factores ambientales como la exposición a radiación ultravioleta, altas temperaturas, oleaje, corrientes marinas, viento y abrasión, los cuales aceleran la pérdida de integridad estructural de los

polímeros y favorecen su fragmentación progresiva ([Lobelle et al., 2021](#); [Prado Domercq, Praetorius & MacLeod, 2022](#)).

A nivel departamental, las proporciones de fragmentos oscilaron entre 5,56 % y 89,56 % del total de MPs registrados; los filamentos entre 1,81 % y 88,89 %; y las espumas entre 1,89 % y 83,33 % (Figura 4-20). Los fragmentos predominaron en los departamentos Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Antioquia, Córdoba, Sucre y Atlántico; los filamentos presentaron mayor representatividad en Valle del Cauca y Chocó. Las mayores proporciones de espumas se registraron en Magdalena y La Guajira (Figura 4-20).

La mayor representación porcentual de microplásticos primarios se registró en Córdoba (16,98 %), seguido de Sucre (13,25 %) y Magdalena (10,28 %) (Figura 4-20). La presencia de este tipo de MPs está asociado con pérdidas accidentales durante su producción, almacenamiento y transporte, así como por descargas de aguas residuales domésticas e industriales y derrames asociados al transporte marítimo y portuario ([Lindgren et al., 2016](#); [Jayathilaka et al., 2022](#)).

En cuanto a la diversidad de formas de microplásticos, los departamentos de Sucre, Bolívar, Atlántico y Magdalena presentaron la mayor heterogeneidad, registrándose las cinco formas de MPs (Figura 4-20). En contraste, La Guajira presentó únicamente dos formas de microplásticos, y en los departamentos del Pacífico colombiano, Valle del Cauca y Chocó, se identificaron tres formas (Figura 4-20). La mayor diversidad de formas de MPs observada en algunos departamentos del Caribe colombiano podría reflejar la influencia de múltiples fuentes de contaminación asociadas a actividades turísticas, urbanización costera, actividades pesqueras, comercio y transporte marítimo ([Kumar et al., 2026](#)). Asimismo, el aporte de algunos de los principales ríos del país hacia el mar Caribe podría favorecer el transporte y acumulación de diferentes formas de MPs hacia los ecosistemas marinos y costeros ([Galindo-Montero et al., 2023](#)).

Las diferencias observadas entre el Caribe y el Pacífico colombiano están influenciadas por las características oceanográficas y geomorfológicas de cada región. En el Pacífico colombiano, factores como la dinámica mareal, la alta pluviosidad y los procesos de transporte costero pueden influir en la redistribución y acumulación de partículas plásticas en las playas. En el Caribe colombiano, la mayor densidad poblacional costera, la intensidad de las actividades turísticas y portuarias, así como el aporte fluvial, podrían favorecer mayores niveles de contaminación y diversidad de microplásticos en los ecosistemas de playa.

Al comparar los resultados del año 2025 con los reportados desde el año 2021, se evidencia una tendencia a la disminución de los pellets en ambas regiones, lo que indica que la contaminación proviene de manera significativa de las formas secundarias derivadas de la degradación de plásticos mayores; en contraste con lo anterior existe una marcada variabilidad en el porcentaje de microplásticos entre la región Caribe y Pacífico, en la región Caribe existe una tendencia hacia el predominio de los fragmentos, mientras que en el Pacífico se muestra una transición hacia el predominio de los filamentos en los años más recientes (Figura 4-21).

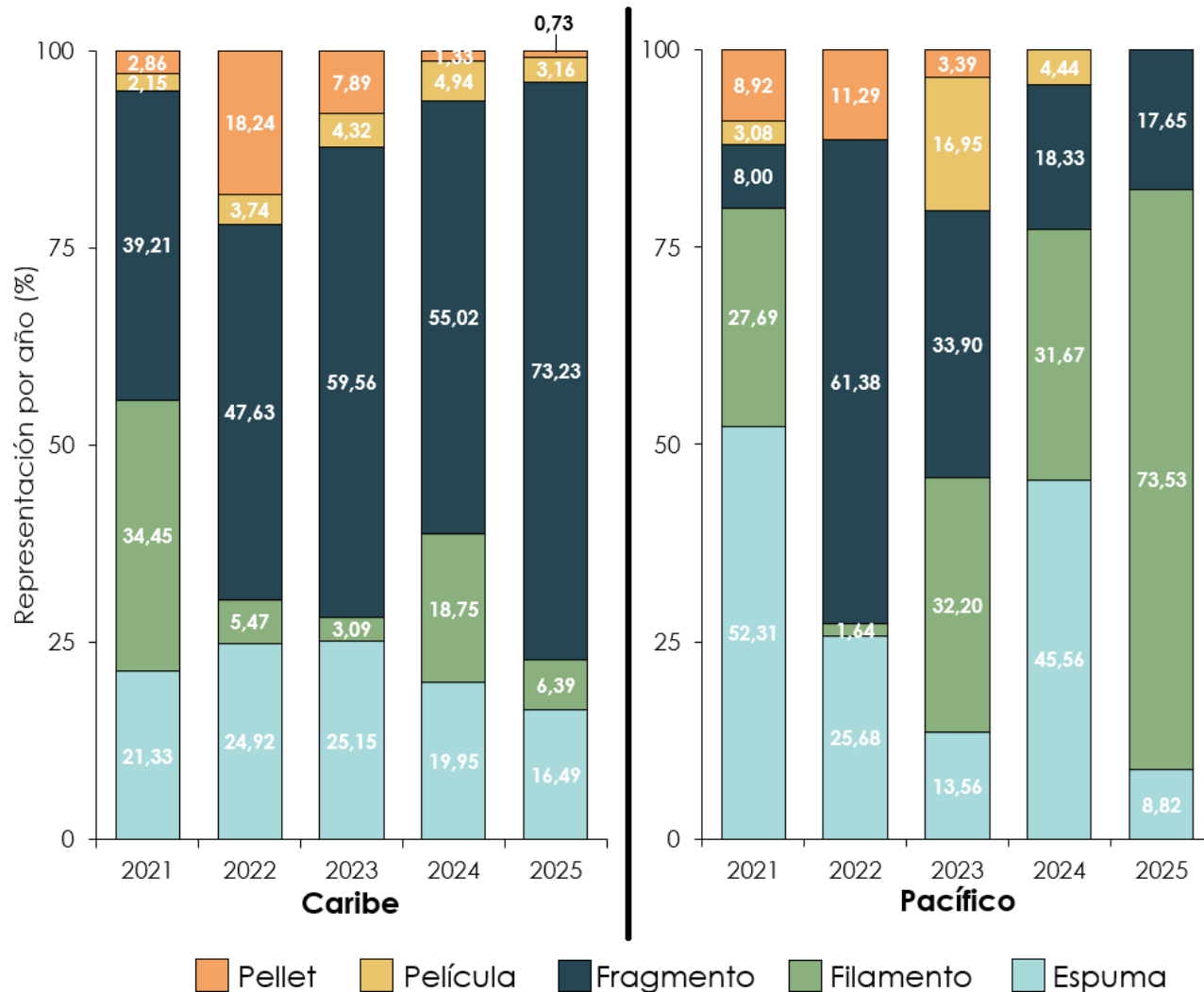


Figura 4-21. Representación porcentual histórica de la clasificación de microplásticos en los muestreos en playas priorizadas de Colombia en la región Caribe y Pacífico desde el año 2021 al 2025.

En la región Caribe el tipo de microplásticos que ha predominado durante los años de estudio corresponde a la fragmentación progresiva de un objeto plástico mayor (los fragmentos); por otro lado, los filamentos han disminuido, esto sugiere una reducción relativa de fuentes asociadas a fibras sintéticas ([Dodson et al., 2020](#)). Este comportamiento evidencia una creciente acumulación de plásticos que no son gestionados y al llegar al ambiente afrontan procesos de fragmentación por la exposición prolongada a la radiación UV, abrasión mecánica y las condiciones ambientales ([Kataoka et al., 2015](#)), el porcentaje de abundancia de las espumas está entre el 16,49 y 25,15 %, su presencia indica aportes continuos de materiales de poliestireno expandido (icopor). Por último, se identificó una tendencia a la disminución de los pellets a partir del año 2023, este comportamiento puede deberse al control en los puertos, industrias y transporte, donde la implementación de buenas prácticas orientados a prevenir pérdidas

de pellets durante su almacenamiento, manipulación y transporte, reducen la probabilidad de ingreso accidental al ambiente marino-costero.

En la región del Pacífico, se evidencia un comportamiento más dinámico que en el Caribe. Como se observa en la Figura 4-21, los filamentos se convierten en la categoría dominante en el año 2025 con un 73,55%, el incremento de estas partículas a lo largo de los años de estudio puede estar asociado a la fragmentación de las redes de pesca, actividad que ha sido catalogada como una fuente importante de contaminación en el pacífico ([Martinez et al., 2024](#)) o por las descargas de fibras sintéticas las cuales han sido reportadas como el mayor aportante de efluentes debido al lavado de ropa ([INVEMAR, 2023](#)). Los mayores porcentajes de espumas, se registraron en el año 2021 (52,31 %) y 2024 (45,56 %), producto de residuos de poliestireno expandido. Por último, el mayor porcentaje de fragmentos se registró en el año 2022 (61,38 %), posterior a ello disminuyen progresivamente alcanzado su menor proporción en el año 2025 (17,65 %).

Los resultados evidencian diferencias entre las fuentes de contaminación de cada región, las diferencias en la gestión de los residuos sólidos, así como los efectos de las condiciones de clima que influyen en el tiempo de degradación de la basura plástica. El aumento de los fragmentos en el Caribe indica una importante contribución por la degradación de plásticos de mayor tamaño; mientras el aumento de filamentos en el Pacífico podría estar asociado a actividades pesqueras y descargas de fibras sintéticas. Estos resultados resaltan la necesidad mejorar los procesos de gestión de residuos sólidos para cada región y dar continuidad a las estrategias de monitoreo, para evaluar la eficiencia de las acciones implementadas.



ANÁLISIS NACIONAL DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS MARINAS Y COSTERAS

Por:

*José Avila Cusba
Carlos Pacheco Velez
Carlos Salazar Perez
Sofía Martínez Martínez*

5. ANÁLISIS NACIONAL DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS MARINAS Y COSTERAS

Generalidades históricas de la normatividad colombiana para la protección del recurso hídrico.

Desde la década de los 70, Colombia viene desarrollando un amplio marco normativo que vela por la protección de los cuerpos de agua y cuencas hidrográficas dentro de su jurisdicción. El desarrollo y adopción de las diferentes leyes, normas, decretos y demás medidas legales, han ido evolucionando con el tiempo y se encuentran orientadas a la conservación, restauración y uso sostenible de recurso hídrico.

Uno de los primeros instrumentos jurídicos de gran relevancia fue desarrollado mediante el Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente, el [Decreto 2811 de 1974](#), en dónde se estableció que el ambiente es patrimonio común y que tanto el estado como los particulares tienen la obligación de participar en su preservación y manejo. Esta norma introdujo principios fundamentales relacionados con la protección de las aguas superficiales y subterráneas, la conservación de las cuencas hidrográficas, el control de vertimientos y la prevención de prácticas que pudieran generar un deterioro a los cuerpos de agua. Asimismo, reconoció la necesidad de regular las actividades humanas que puedan alterar la calidad del recurso hídrico, promoviendo el uso racional del agua y la recuperación de ecosistemas afectados por contaminación o sobreexplotación.

Más adelante, a través del Decreto 1541 de 1978 se reglamentó el manejo de las aguas no marítimas en Colombia, definiendo a los ríos, quebradas, lagunas y demás corrientes superficiales como bienes de uso público. Esta norma permitió establecer mecanismos para la concesión y aprovechamiento del agua, y al tiempo incorporar medidas orientadas a la preservación de los cauces, las rondas hídricas y las zonas forestales protectoras. El decreto también señaló que cualquier actividad susceptible de generar contaminación debía ser controlada por las autoridades ambientales, reforzando así la protección de las cuencas hidrográficas frente a vertimientos industriales, domésticos y actividades extractivas que afectaran la calidad y disponibilidad del agua ([Decreto 1541 de 1978](#)).

Con el desarrollo de la Constitución de 1991, la protección ambiental adquirió un carácter constitucional. El artículo 79 reconoció el derecho de todas las personas a gozar de un ambiente sano y estableció el deber estatal de proteger la diversidad e integridad del ambiente, mientras que el artículo 80 dispuso que el Estado debe planificar el manejo y aprovechamiento de los recursos naturales para garantizar su desarrollo sostenible, conservación y restauración ([Constitución Política de Colombia, 1991](#)). Estas disposiciones consolidaron el agua y los ecosistemas hídricos como elementos estratégicos para el bienestar colectivo.

Con la Ley 99 de 1993 se creó el Ministerio de Ambiente y del Sistema Nacional Ambiental (SINA). Con esta ley se fortaleció la gestión integral del recurso hídrico y se estableció la protección especial de los nacimientos de agua, páramos, zonas de recarga hídrica y ecosistemas asociados al abastecimiento de agua. Además, se otorgaron funciones a las Corporaciones Autónomas Regionales para regular vertimientos, controlar actividades contaminantes y ejercer vigilancia sobre el uso del recurso hídrico, priorizando el consumo humano sobre cualquier otro uso. La ley también impulsó la planificación ambiental de

cuencas hidrográficas como instrumento fundamental para prevenir la degradación de los ríos y promover su conservación a largo plazo.

Por otra parte, el país necesitaba fortalecer el control sobre la contaminación hídrica, esto se tradujo en la adopción del Decreto 3930 de 2010, reglamentando los usos del agua y vertimientos a cuerpos de agua y alcantarillado. Esto permitió establecer la obligatoriedad de permisos de vertimiento, programas de monitoreo y medidas de manejo ambiental dirigidas a prevenir el deterioro de la calidad hídrica. Posteriormente, como complemento se expidió la Resolución 0631 de 2015, la cual fijaría parámetros y límites máximos permisibles para sustancias contaminantes.

Más recientemente, la Ley 2294 de 2023, mediante la cual se expidió el Plan Nacional de Desarrollo – PND -2022–2026 “Colombia Potencia Mundial de la Vida”, permitió consolidar al agua como eje central del ordenamiento territorial y de la política ambiental nacional. Este plan introdujo el concepto de “ordenamiento del territorio alrededor del agua”, planteando que la planificación del desarrollo debe girar en torno a la protección de los determinantes ambientales y de las áreas estratégicas para la sostenibilidad hídrica. Esta visión reconoce que la conservación de ríos, humedales, ciénagas, acuíferos y cuencas hidrográficas es fundamental para enfrentar problemáticas como la contaminación, la deforestación, la minería ilegal y el cambio climático. Además, el PND creó los Consejos Territoriales del Agua como mecanismos de gobernanza orientados a fortalecer la gestión participativa del recurso hídrico y promover procesos de restauración y protección de ecosistemas estratégicos.

Todos estos avances legislativos y normativos adoptados por el país en torno a la protección de los recursos hídricos, han tenido como propósito tener un mejor control sobre su riqueza hídrica. Sin embargo, a pesar de contar con una legislación robusta que protege el recurso vital de vida, las principales cuencas hídricas colombianas continúan siendo objeto de contaminación, consecuencia de una deficiente red de alcantarillado y tratamiento de aguas residuales e industriales, uso de pesticidas y fungicidas con altos grados de toxicidad, vertimiento de residuos sólidos, cambio de cobertura de uso del suelo, uso de fertilizantes, minería de pequeña y mediana escala, intensa actividad agropecuaria, y baja presencia de autoridades ambientales, entre otros.

6. Calidad del Agua Marina en Colombia: Caribe vs Pacífico

La evaluación de la calidad del agua marina mediante el Índice de Calidad del Agua Marina (ICAM) evidencia diferencias en la distribución de las categorías de calidad entre el Caribe y el Pacífico colombiano. Cabe destacar que la cobertura de monitoreo es diferente en las dos regiones, en el Caribe hay mayor fuente de información para el reporte ICAM, con un total de 84 estaciones de monitoreo, en comparación con el Pacífico, que cuenta con 24 estaciones.

En ambas regiones predomina la categoría Adecuada (Figura 6-1) siendo más representativa en el Pacífico (70,83 %) que en el Caribe (57,14 %), lo que sugiere condiciones generalmente favorables de la calidad del agua marina a escala regional. No obstante, el Caribe presentó una distribución más heterogénea, con una proporción relevante de estaciones clasificadas como Inadecuada (21,43 %) y Aceptable (16,67 %), así como una baja representación de las categorías Óptima y Pésima (2,38 % cada una). Esta diversidad de categorías refleja una mayor variabilidad espacial en la calidad del agua marina del Caribe.

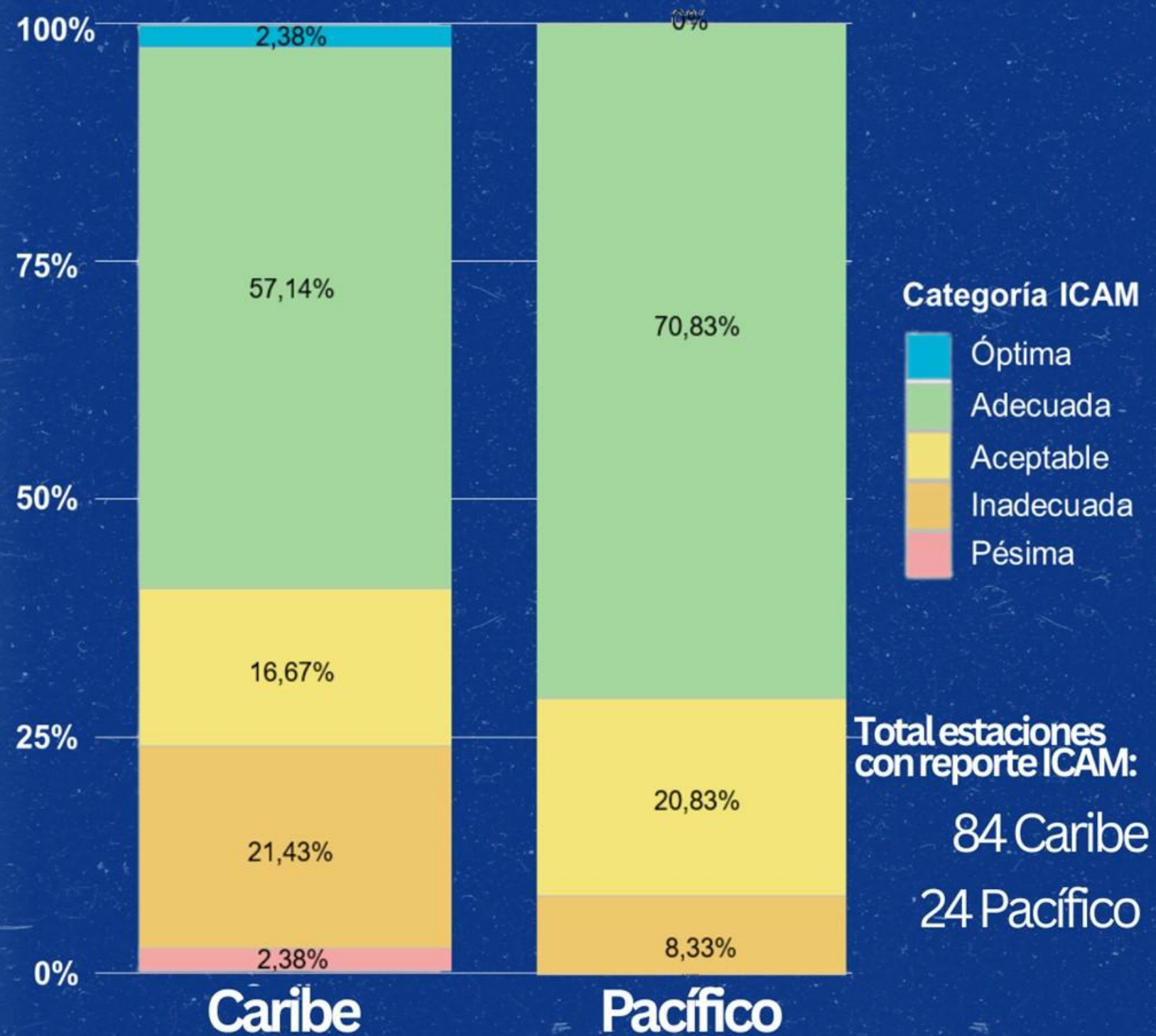


Figura 6-1. Predominio de la categoría Adecuada en la calidad del agua marina en las regiones Caribe y Pacífico de Colombia, según el ICAM.

El Pacífico mostró una distribución concentrada únicamente en tres categorías (Adecuada, Aceptable e Inadecuada), con ausencia de registros del índice Óptima y Pésima (Figura 6-1). Esta condición sugiere en términos generales, una calidad del agua marina más estable y favorable según el ICAM, en comparación con el Caribe.

Distribución de la calidad del agua marina según ICAM

Comparación porcentual entre el Caribe y Pacífico colombiano





DEPARTAMENTO ARCHIPIÉLAGO DE SAN ANDRÉS, PROVIDENCIA Y SANTA CATALINA

Por:

José Avila Cusba

7. ARCHIPIÉLAGO DE SAN ANDRÉS, PROVIDENCIA Y SANTA CATALINA

El Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, único departamento colombiano sin territorio continental, alberga ecosistemas como arrecifes de coral, pastos marinos y manglares que sustentan gran biodiversidad. En el año 2000, 6.109.639 km² fueron declarados Reserva de Biósfera Seaflower, y en 2005, 65.018 km² se designaron como Área Marina Protegida ([CORALINA e INVEMAR, 2012](#)). El archipiélago incluye las áreas protegidas Old Providence, McBean Lagoon y The Peak Regional Park ([RUNAP, 2022](#)) y basa su desarrollo en comercio y turismo que de acuerdo con [MINCIT \(2024\)](#), anualmente recibe aproximadamente 892.555 turistas nacionales y 20.824 internacionales, consolidándose como un importante destino turístico.

Las estaciones de monitoreo REDCAM, se encuentran distribuidas en tres zonas, San Andrés Norte, donde se concentra la mayor población y desarrollo turístico, debido a las extensas playas y arrecifes de coral; San Andrés Sur, zona donde predominan las actividades de buceo, transporte marítimo y se ubica el relleno sanitario “Magic Garden”; y zona Providencia, que abarca las islas de Providencia y Santa Catalina (Figura 7-1).

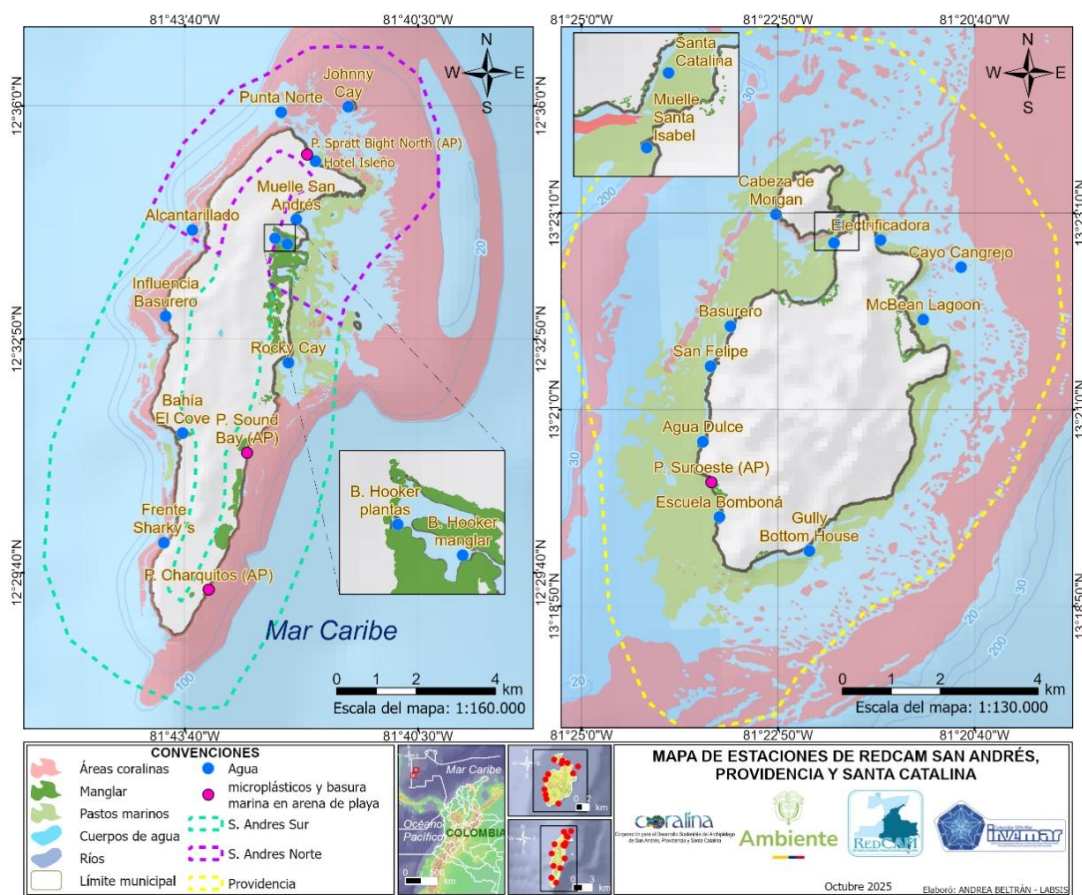


Figura 7-1. Mapa de estaciones de muestreo de la REDCAM en el departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Los polígonos punteados presentan las zonas de muestreo.

Índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras – ICAM:

Durante la campaña de muestreo de la REDCAM se realizaron actividades de monitoreo en un total de 22 estaciones del Archipiélago, mediante la recolección de muestras y el registro de variables ambientales por parte del personal técnico del INVEMAR (Figura 7-2).



Figura 7-2. Toma de datos *in situ* y colecta de muestras de agua en las estaciones REDCAM Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.

El Índice ICAM fue calculado únicamente en cuatro estaciones (Alcantarillado, B. Hooker Manglar, B. Hooker Plantas y Frente Sharky's) donde fue posible estimar de manera confiable los subíndices necesarios para el cálculo del ICAM por tener el número mínimo de variables requerido para su estimación (≥ 6 de las 8 variables que integran el índice) y con la condición de tener características de agua marina o estuarina. En las demás estaciones, las concentraciones de fosfatos ($P-PO_4^{3-}$), nitratos ($N-NO_3^-$), hidrocarburos del petróleo disueltos y dispersos (HPDD) y carbono orgánico total (COT) se encontraron por debajo del límite de cuantificación del método analítico, lo que impidió alcanzar el número mínimo de variables exigido para el cálculo del índice y por tanto su estimación carece de los niveles de confianza mayores al 0,66, establecidos para clasificar una estimación como de confianza media-alta (Figura 7-4).

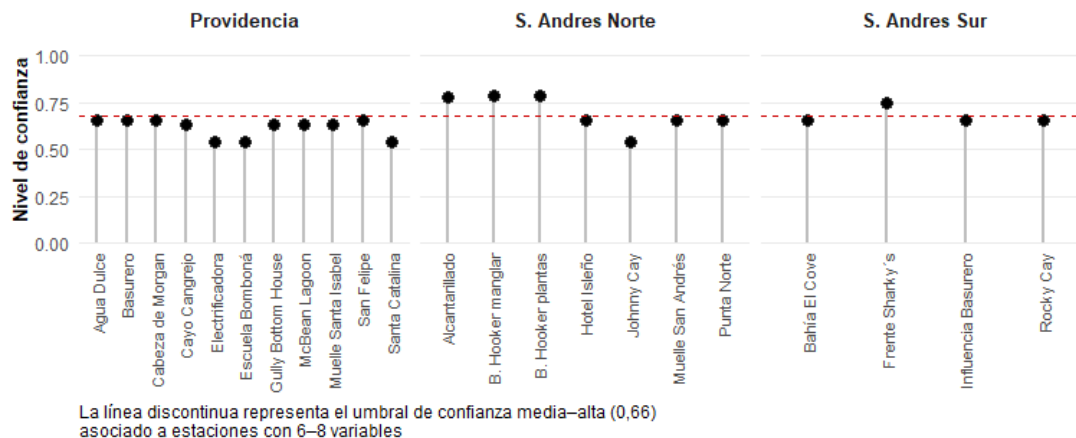


Figura 7-3. Nivel de confianza ICAM calculado para las estaciones REDCAM del departamento Archipiélago San Andrés, Providencia y Santa Catalina.

El ICAM calculado (Figura 7-4), muestra que en las estaciones Alcantarillado y Bahía Hooker (plantas) la calidad del agua fue inadecuada, con valores de 39,6, 49,8, respectivamente. Dicha condición se atribuye principalmente a las concentraciones de coliformes termotolerantes (CTE), las cuales alcanzaron valores de hasta 92.000 NMP/100 mL, indicando una fuerte influencia de aportes de aguas residuales domésticas y un potencial riesgo para los usos del agua, esta condición ha sido reiterativa y deja en evidencia la incidencia de fuentes de contaminación de origen fecal. Por el contrario, la estación Bahía Hooker (manglar) presentó calidad adecuada, con valores de 84,7 y la estación frente Sharki's, calidad óptima con valores de 91,3 (Figura 7-4).

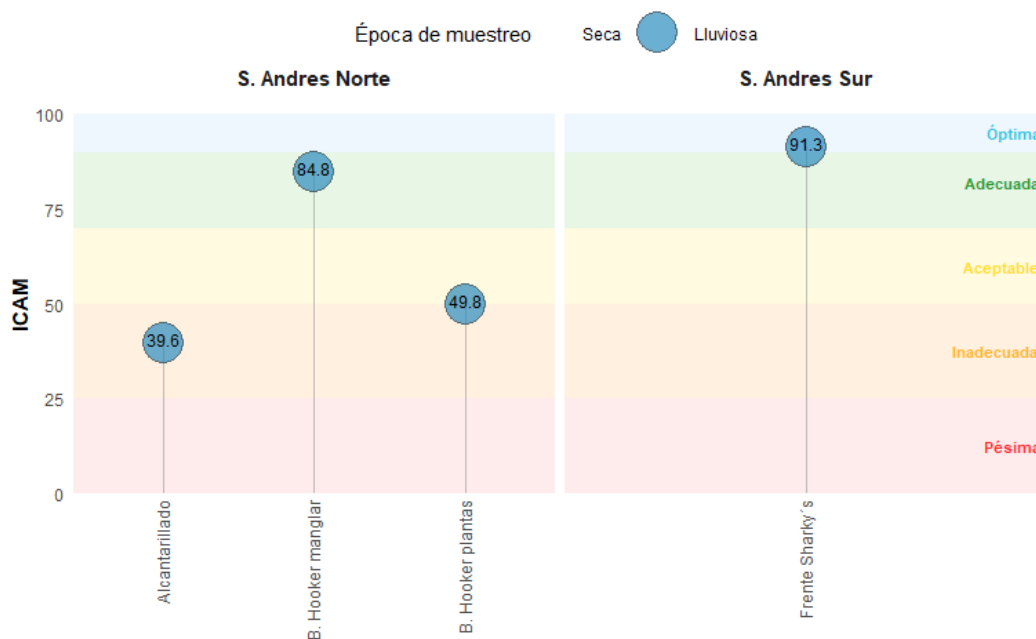


Figura 7-4. Calidad de agua superficial ICAM para época lluviosa, muestreo realizado en julio del 2025, en las estaciones marinas y costeras del departamento Archipiélago San Andrés, Providencia y Santa Catalina.

Calidad del agua para el uso recreativo en playas turísticas

La calidad del agua para uso turístico se determinó a partir de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE), Coliformes Totales (CTT) y Enterococos Fecales (EFE) en el agua de la playa, contrastados con los límites permisibles para uso recreativo de contacto primario de <200 NMP/100 mL o 2,30 log NMP/100 mL de CTE, <1.000 NMP/100 mL o 3,0 log NMP/100 mL de CTT ([MinAmbiente, 2015](#)) y los valores de referencia para playas Bandera Azul <100 UFC/100 mL o 2,0 log UFC/100 mL de EFE ([Unión Europea, 2006](#)).

Las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE) y Coliformes Totales (CTT) registradas durante julio de 2025 en las estaciones de playa de la REDCAM en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, evidenciaron un comportamiento variable entre los sectores monitoreados (Figura 7-5). En la mayoría de las estaciones ubicadas en Providencia, las concentraciones de CTE y CTT estuvieron por debajo de los límites permisibles establecidos para uso recreativo de contacto primario ([MinAmbiente, 2015](#)), reflejando condiciones sanitarias favorables.

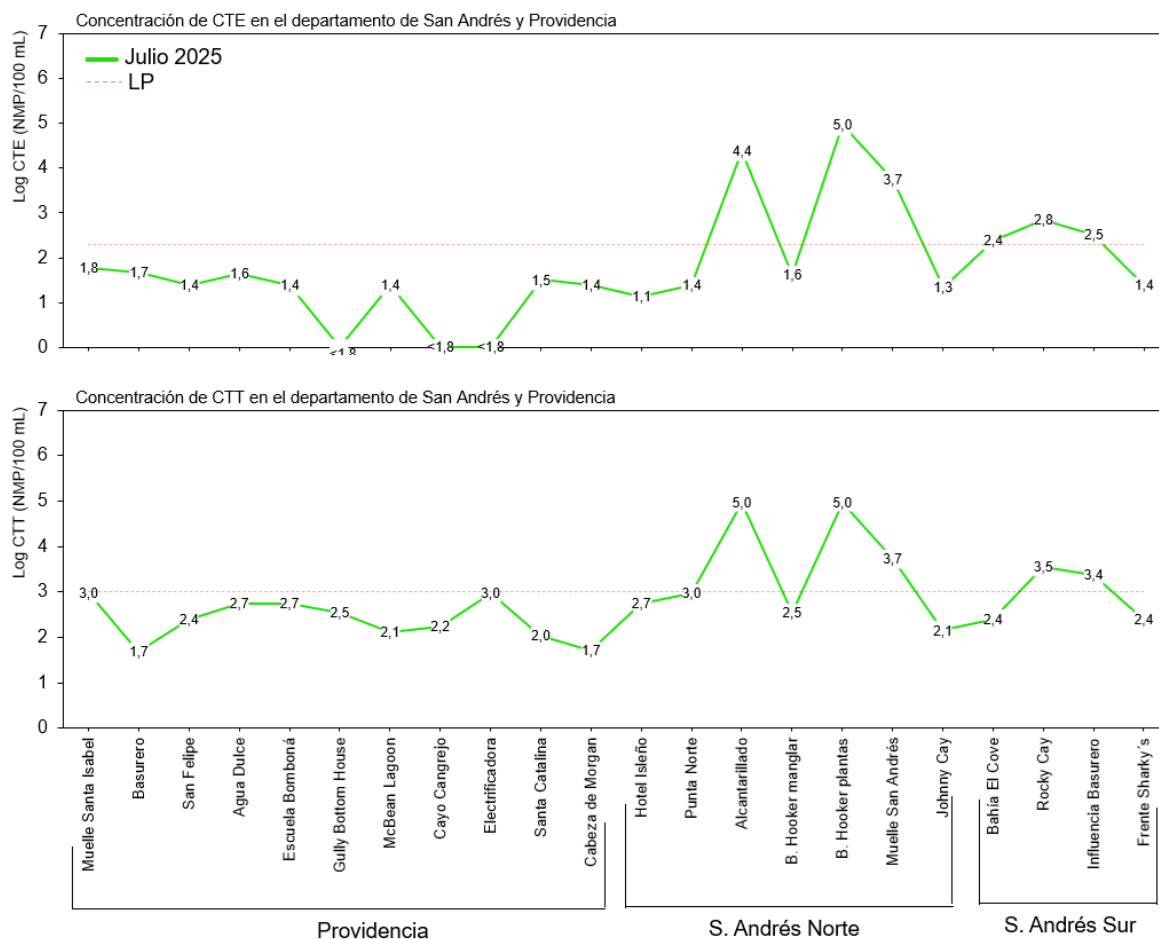


Figura 7-5. Logaritmo de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE), Coliformes Totales (CTT) en las estaciones REDCAM del Archipiélago San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Línea roja: valor de referencia del límite permisible corresponde a 200 NMP/100 mL o 2,30 log (NMP/100 mL) para CTE y 1.000 NMP/100 mL o 3,0 log (NMP/100 mL) para CTT. L.P: Límite Permissible.

En contraste, en el sector de San Andrés Norte, se registraron las mayores concentraciones de CTE y CTT del archipiélago (Figura 7-5). En las estaciones Alcantarillado y B. Plantas las concentraciones de CTE y CTT, alcanzaron valores de hasta 92.000 o 5,0 log NMP/100 mL, superando ampliamente los límites permisibles establecidos para uso recreativo. Así mismo, en Muelle San Andrés se registraron concentraciones de CTE y CTT por encima de los límites permisibles establecidos para uso recreativo (5.400 o 3,7 log NMP/100 mL), lo que evidencia una importante influencia de fuentes de contaminación microbiológica asociadas a actividades urbanas, turísticas y posibles descargas de aguas residuales.

En el sector de San Andrés Sur, estaciones como Rocky Cay e Influencia Basurero también mostraron concentraciones de CTE y CTT superiores al límite permisible (Figura 7-5), indicando condiciones de vulnerabilidad sanitaria en estas zonas costeras. Particularmente, Rocky Cay se registraron concentraciones de 700 o 2,8 log NMP/100 mL para CTE y 3.500 o 3,5 log NMP/100 mL para CTT, lo que sugiere una presión antrópica persistente relacionada con actividades recreativas y turísticas.

Las concentraciones de Enterococos Fecales (EFE) registradas en las estaciones monitoreadas, evidenciaron en general un comportamiento estable entre los sectores de Providencia, San Andrés Norte y San Andrés Sur (Figura 7-6). La mayoría de las estaciones presentaron concentraciones inferiores al valor de referencia establecido para uso recreativo de contacto primario (<100 UFC/100 mL de EFE) ([Unión Europea, 2006](#)), lo que refleja condiciones sanitarias favorables en gran parte de las playas evaluadas.

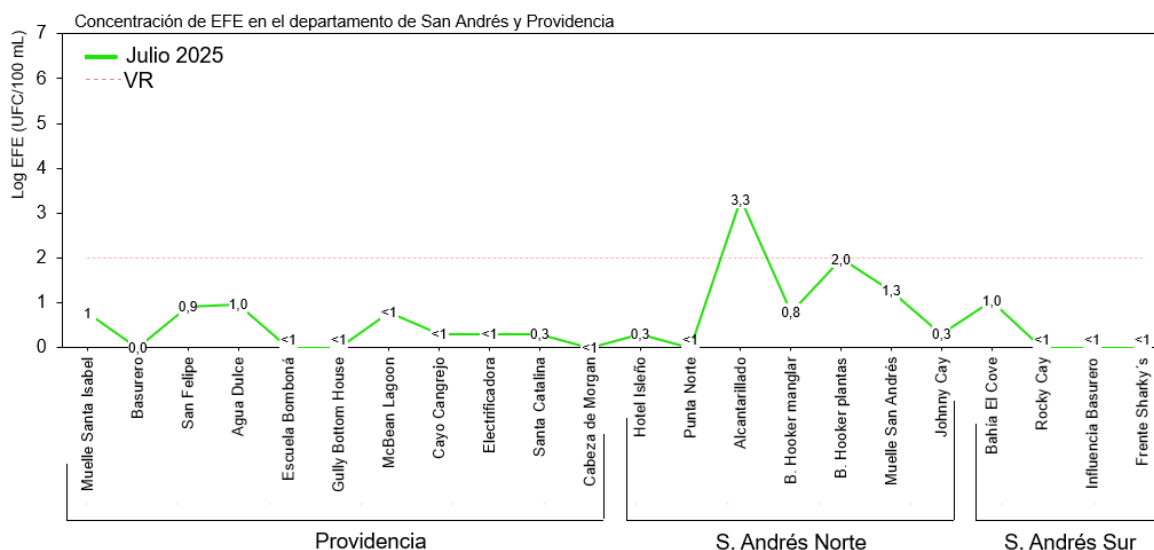


Figura 7-6. Concentraciones de Enterococos Fecales (EFE) en las estaciones REDCAM del Archipiélago San Andrés. Providencia y Santa Catalina. El valor de referencia corresponde a 100 UFC/100 mL o 2,0 log (UFC/100 mL) para EFE. Línea roja V.R: Valor de referencia.

En la estación Alcantarillado, se registró una concentración de 2.000 UFC/100 mL (3,3 log UFC/100 mL), que supera ampliamente el valor de referencia de la Unión Europea. Este resultado evidencia una influencia significativa de contaminación microbiológica asociada posiblemente a descargas de aguas residuales y aportes antrópicos directos, lo que representa un potencial riesgo sanitario para el uso recreativo del agua en esta zona.

El análisis de los registros históricos de CTE, CTT y EFE para el período 2015–2025, evidenció un comportamiento relativamente homogéneo en las diez estaciones que representan las playas turísticas del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (Figura 7-7). En términos generales, predominó un nivel alto de cumplimiento de los límites permisibles para uso recreativo, lo que indica condiciones sanitarias favorables y una estabilidad temporal en la calidad microbiológica del agua.

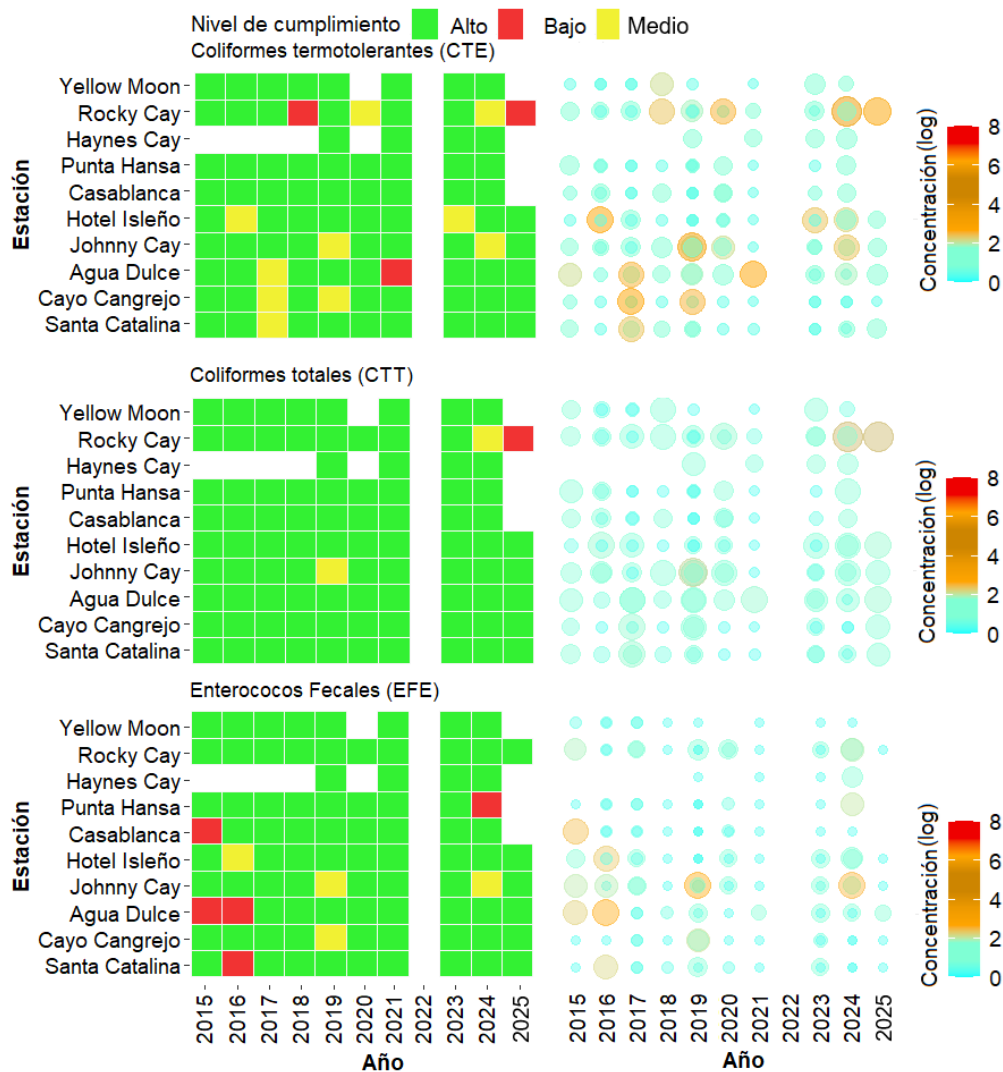


Figura 7-7. Registros históricos del nivel de cumplimiento de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE), Coliformes Totales (CTT) y Enterococos Fecales (EFE) para el uso recreativo del agua en el departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.

En 2025, en la estación Rocky Cay se registró un nivel bajo de cumplimiento, tendencia que ya se había observado en 2024 con un nivel medio, lo que sugiere una posible condición persistente. Es importante señalar que los muestreos fueron realizados en el mes de julio, periodo caracterizado por alta afluencia turística debido a la temporada vacacional de mitad de año ([MINCIT, 2024](#)) y por corresponder a la época lluviosa, factores que pueden incrementar la presión antrópica y los aportes de escorrentía, influyendo en las concentraciones microbiológicas registradas.

Contaminación por Basura Marina y Microplásticos en playas turísticas

La concentración de basura marina en las playas turísticas del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina osciló entre 0 y 1,76 ítems/m² (Figura 7-8). Las mayores abundancias se registraron en P. Charquitos (1,76 ítems/m²), P. Spratt Bight North (1,33 ítems/m²) y P. Smith Channel (0,98 ítems/m²), mientras que en las playas P. Sureste, P. Old Town y P. Verde no se registró presencia de basura marina durante el muestreo. En general, se observa una distribución heterogénea de residuos sólidos en las playas evaluadas, asociada tanto a la dinámica costera, como a la presión turística y urbana presente en algunos sectores del archipiélago.

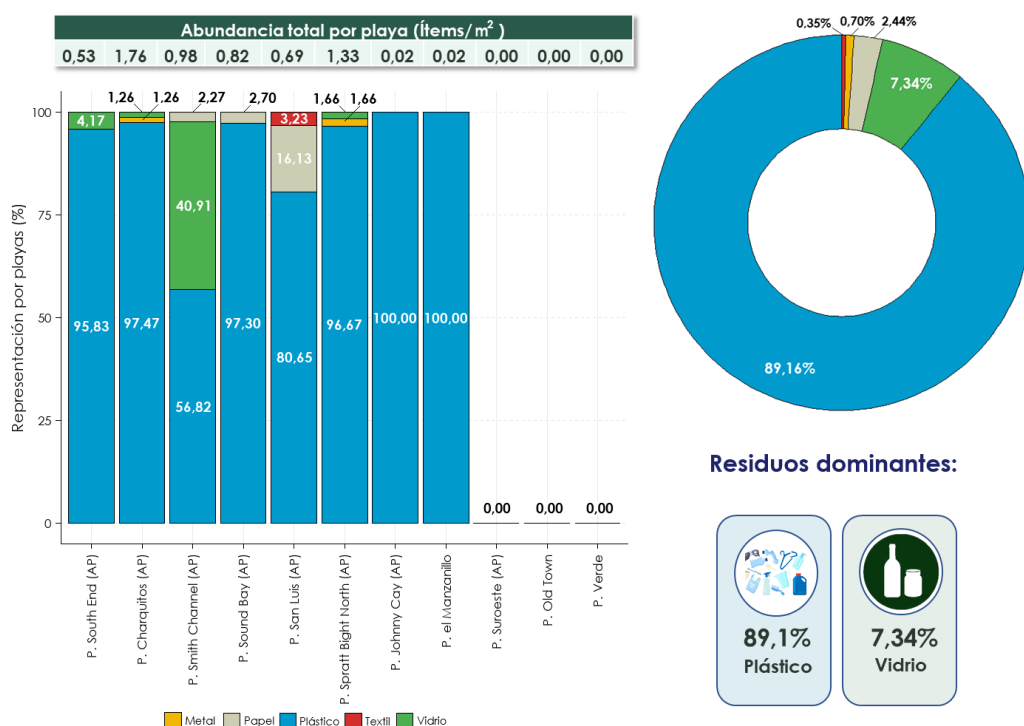


Figura 7-8. Abundancia y representación porcentual de formas identificadas en los microplásticos de las muestras de arena de playas priorizadas del departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.

En las playas donde se registró presencia de residuos, el plástico correspondió al material dominante, representando el 89,16 % del total de la basura marina identificada, seguido por vidrio (7,34 %), papel-cartón (2,44 %), metal (0,70 %) y textiles (0,35 %) (Figura 7-8). Entre los residuos plásticos predominantes se identificaron fragmentos de plástico rígido, tapas, envoltorios, utensilios de un solo uso y fragmentos de poliestireno expandido, materiales comúnmente asociados a actividades recreativas y de consumo en zonas turísticas costeras.

La mayor proporción de vidrio se registró principalmente en P. Smith Channel, lo cual podría estar relacionado con actividades recreativas y disposición inadecuada de envases en áreas de uso turístico. Estos resultados resaltan la necesidad de fortalecer las estrategias de educación ambiental, reducción en la fuente y gestión de residuos sólidos, especialmente aquellos asociados al consumo turístico y recreativo en ecosistemas costeros insulares.

Las concentraciones de microplásticos (300 μm – 5 mm) en las playas turísticas del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina variaron entre 0 y 112 ítems/m² (Figura 7-9). Las mayores abundancias se registraron en P. Charquitos (112 ítems/m²), P. Smith Channel (25,6 ítems/m²), P. Sound Bay (22,4 ítems/m²), P. Johnny Cay (22,4 ítems/m²) y P. Spratt Bight North (19,2 ítems/m²). Por el contrario, en P. el Manzanillo, P. Suroeste y P. Verde no se detectó presencia de microplásticos durante el muestreo.

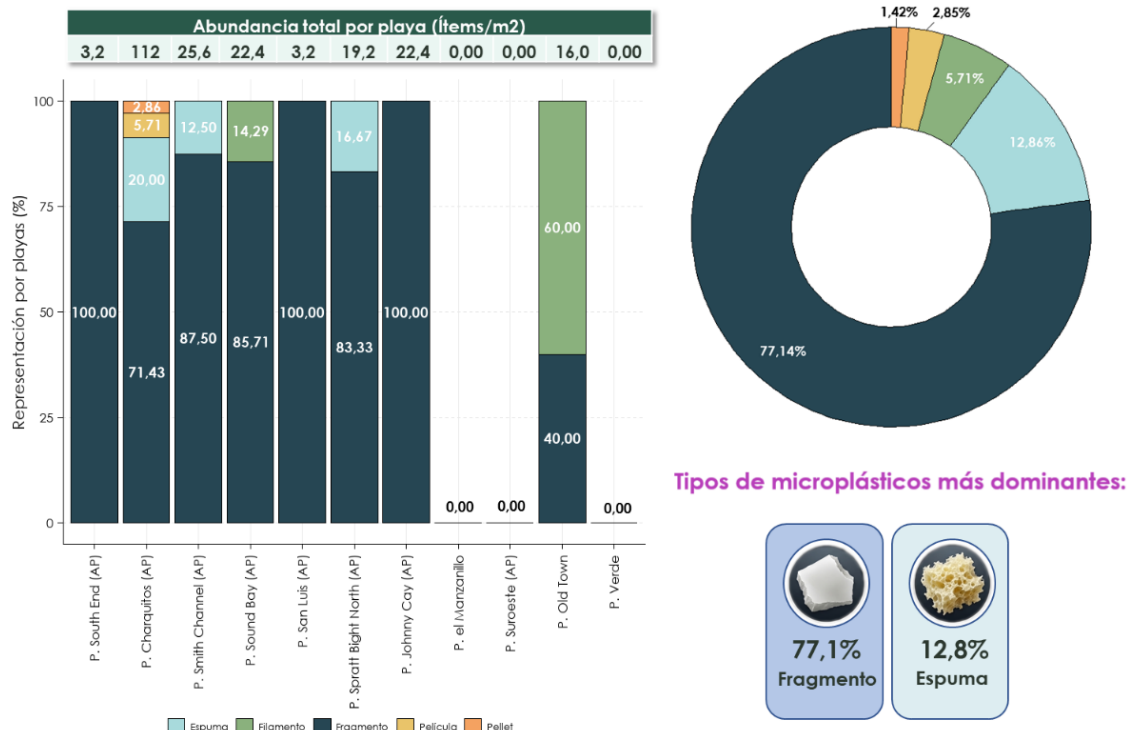


Figura 7-9. abundancia y representación porcentual de los diferentes materiales de basura marina en las playas priorizadas del departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.

El tipo de microplásticos predominante correspondió a fragmentos, los cuales representaron el 77,14 % del total identificado, seguidos por espuma (12,86 %), filamentos (5,71 %), películas (2,85 %) y pellets (1,42 %). La elevada proporción de fragmentos sugiere una importante contribución de microplásticos secundarios, originados por la degradación física de residuos plásticos de mayor tamaño expuestos a radiación solar, abrasión y dinámica marina. La presencia de espuma se relaciona principalmente con la fragmentación de poliestireno expandido utilizado en empaques y recipientes desechables, mientras que los filamentos podrían estar asociados a actividades pesqueras, textiles y aguas residuales.

En playas como P. Old Town se observó una composición importante de filamentos, representando el 60 % de los microplásticos identificados en esa estación, lo que podría indicar aportes relacionados con actividades domésticas y urbanas.

Conclusiones y recomendaciones:

- La evaluación de la calidad de las aguas marinas y costeras del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina mediante el ICAM evidenció una heterogeneidad de las condiciones de calidad, ya que oscilaron entre categorías adecuada e inadecuada, esta última particularmente en sectores influenciados por actividades urbanas y escorrentías. Los resultados reflejan la persistencia de presiones antrópicas en algunos sectores, asociadas principalmente al aporte de nutrientes y contaminación microbiológica, resaltando la necesidad de fortalecer las acciones de saneamiento y manejo integral del recurso hídrico en zonas costeras estratégicas del archipiélago.
- La calidad sanitaria de las playas monitoreadas mostró, en general, condiciones favorables para uso recreativo; sin embargo, estaciones como Alcantarillado, B. Hooker Manglar, B. Hooker Plantas y Muelle San Andrés, donde se registraron concentraciones elevadas de coliformes termotolerantes, coliformes totales, y en la estación Alcantarillado, donde se registraron altas concentraciones de enterococos fecales, se refleja una contaminación microbiológica persistente asociada principalmente a vertimientos de aguas residuales y a la presión urbana, lo que resalta la necesidad de fortalecer las acciones de saneamiento básico, control de descargas y gestión ambiental costera para reducir los riesgos sobre la salud pública y los ecosistemas marinos.
- El monitoreo de basura marina y microplásticos evidenció que los residuos plásticos continúan siendo el material predominante en las playas turísticas del Archipiélago, aunado a la presencia de microplásticos, principalmente fragmentos y espumas. Esto refleja la influencia de actividades turísticas, urbanas y del inadecuado manejo de residuos sólidos, resaltando la necesidad de consolidar estrategias de reducción de plásticos de un solo uso y fortalecimiento de la educación ambiental para la conservación de los ecosistemas marino-costeros.



DEPARTAMENTO DE LA GUAJIRA

Por:

*Carlos Pacheco Vélez
José Avila Cusba*

8. LA GUAJIRA

El departamento de La Guajira, situado al norte del Caribe colombiano, exhibe una rica diversidad en su zona costera, compuesta por tres subregiones: alta, media y baja Guajira, cada una con características socioeconómicas y paisajísticas diferentes (Figura 8-1). Este departamento se distingue por la presencia de diversos ecosistemas y ambientes costeros, que incluyen playas, manglares, arrecifes coralinos, lagunas costeras y extensas áreas de pastos marinos, consideradas entre las mayores del país ([Gómez-Cubillos et al., 2015](#); [Puccini & Molina, 2022](#)). Estos ecosistemas cumplen funciones ecológicas fundamentales y proporcionan bienes y servicios ecosistémicos que contribuyen al desarrollo de actividades socioeconómicas como la pesca y el turismo ([Vasquez-Carrillo & Sealey, 2021](#)).

En la alta Guajira, predominan las condiciones de aridez, con precipitaciones entre 200 y 532 mm anuales, y procesos atmosféricos asociados al desplazamiento de masas de aire hacia los sistemas montañosos de la baja Guajira ([Carabali-Angola, et al 2020](#); [Toro-Tobón et al., 2022](#)). En esta zona se desarrollan actividades portuarias para la explotación de carbón. La media Guajira, corresponde a la parte central del departamento, en esta área, se encuentran su capital Riohacha y en ella desemboca el río Ranchería. La baja Guajira, se ubica en las estribaciones nororientales de la Sierra Nevada de Santa Marta. En esta subregión se desarrollan actividades agrícolas y ganaderas y se localizan playas turísticas como Dibulla y Camarones, así como las desembocaduras de los ríos Palomino, Cañas y Jerez ([INVEMAR, 2025](#)).

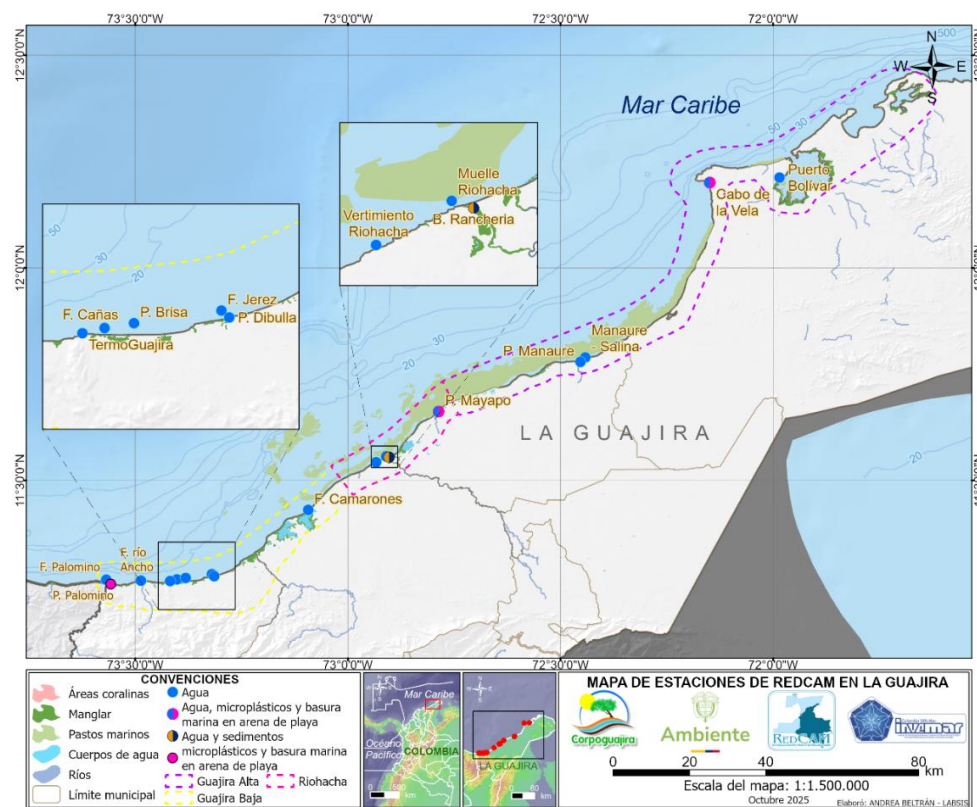


Figura 8-1. Mapa de estaciones de muestreo de la REDCAM en el departamento de La Guajira. Los polígonos punteados presentan las zonas de muestreo.

Índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras – ICAM:

En el departamento de La Guajira, se realizaron dos muestreos, uno en la época seca (junio) y el otro en la época lluviosa (octubre) de 2025, en los cuales se recolectaron muestras de agua en un total de 16 estaciones (Figura 8-2).



Figura 8-2. Toma de datos *in situ* y colecta de muestras de agua en las estaciones REDCAM La Guajira.

El ICAM fue calculado en un total de 13 estaciones, donde fue posible estimar de manera confiable los subíndices necesarios para el cálculo del ICAM por tener el número mínimo de variables requerido para su estimación (≥ 6 de las 8 variables que integran el índice) y con la condición de tener características de agua marina o estuarina. En las demás estaciones, las concentraciones de fosfatos ($P-PO_4^{3-}$), nitratos ($N-NO_3^-$), hidrocarburos del petróleo disueltos y dispersos (HPDD) se encontraron por debajo del límite de cuantificación del método analítico, lo que impidió alcanzar el número mínimo de variables exigido para el cálculo del índice y por tanto su estimación carece de los niveles de confianza mayores al 0,66, establecidos para clasificar una estimación como de confianza media-alta (Figura 8-3).

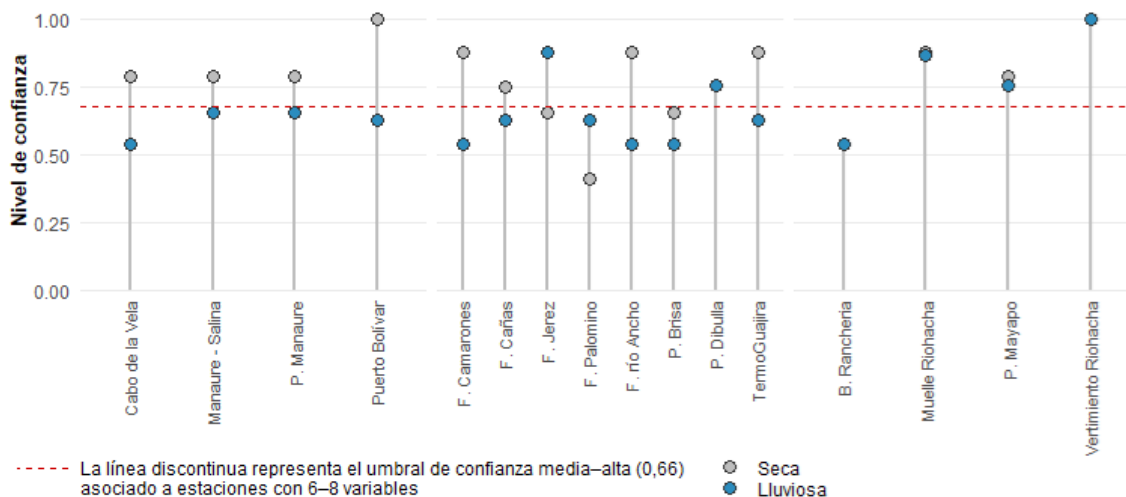


Figura 8-3. Nivel de confianza ICAM calculado para las estaciones REDCAM del departamento de La Guajira.

El cálculo del ICAM mostró que durante la época seca (junio), cuatro estaciones (Muelle Riohacha, Termoguajira, Playa Dibulla y Frente río Ancho) presentaron calidad inadecuada. En TermoGuajira, Playa Dibulla y Frente río Ancho, esta clasificación estuvo asociada principalmente a las concentraciones elevadas de sólidos suspendidos totales, cercanas a 200 mg/L, que sugieren una influencia de aportes continentales o procesos de resuspensión sedimentaria. En Muelle Riohacha, la calidad inadecuada estuvo asociada principalmente a las altas concentraciones de fosfatos ($P-PO_4^{3-}$), nitratos ($N-NO_3^-$) y Coliformes Termotolerantes (CTE). En esta época, siete estaciones presentaron calidad adecuada (Figura 8-4).

Durante la época lluviosa (octubre), se logró estimar el ICAM en un mayor número de estaciones, incluyendo F. Jerez, Muelle Riohacha, Vertimiento Riohacha, P. Dibulla y P. Mayapo. En Guajira Baja, los valores del ICAM se mantuvieron en categorías de calidad adecuada, con registros entre 72,2 y 75,1 en P. Dibulla y F. Jerez, así como en Muelle Riohacha (ICAM =79,4). En el área de influencia de Riohacha, en las estaciones P. Mayapo y Vertimiento Riohacha, se obtuvieron valores de 63,7 y 64,4, principalmente por concentraciones de coliformes termotolerantes de 920 NMP/100 mL y 1.600 NMP/100 mL respectivamente, clasificándolas como de calidad aceptable (Figura 8-4).

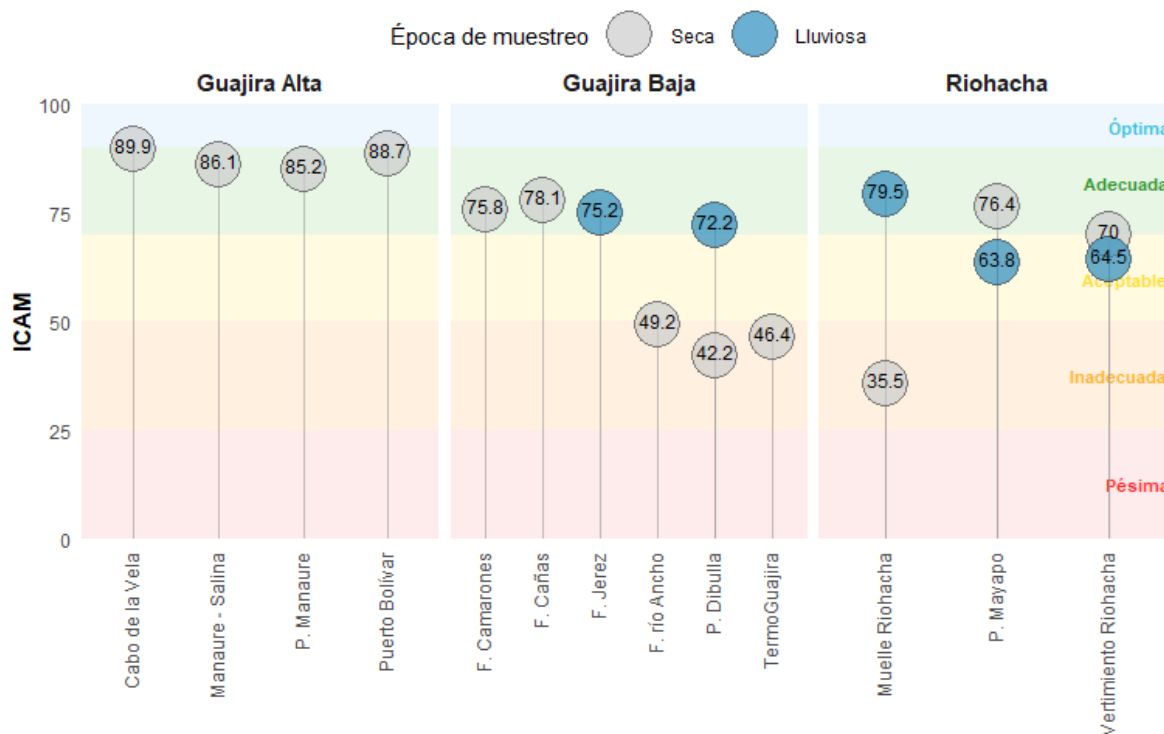


Figura 8-4. Calidad de agua superficial ICAM en época seca y lluviosa, muestreo realizado en junio y octubre del año 2025, en las estaciones marinas y costeras del departamento de La Guajira.

Calidad del agua para el uso recreativo en playas turísticas

La calidad del agua para uso turístico se determinó a partir de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE), Coliformes Totales (CTT) y Enterococos Fecales (EFE) en el agua de la playa, contrastados con los límites permisibles para uso recreativo de contacto primario de <200 NMP/100 mL o 2,30 log NMP/100 mL de CTE, <1.000 NMP/100 mL o 3,0 log NMP/100 mL de CTT ([MinAmbiente, 2015](#)) y los valores de referencia para playas Bandera Azul <100 UFC/100 mL o 2,0 log UFC/100 mL de EFE ([Unión Europea, 2006](#)).

En el análisis temporal de los muestreos realizados en junio (época seca) y octubre (época lluviosa) de 2025, en todas las estaciones ubicadas en la zona Guajira alta (Puerto Bolívar, Cabo de la Vela, Manaure-Salina y P. Manaure) se registraron concentraciones de CTE y CTT por debajo de los límites permisibles para contacto primario ([MinAmbiente, 2015](#)) (Figura 8-5).

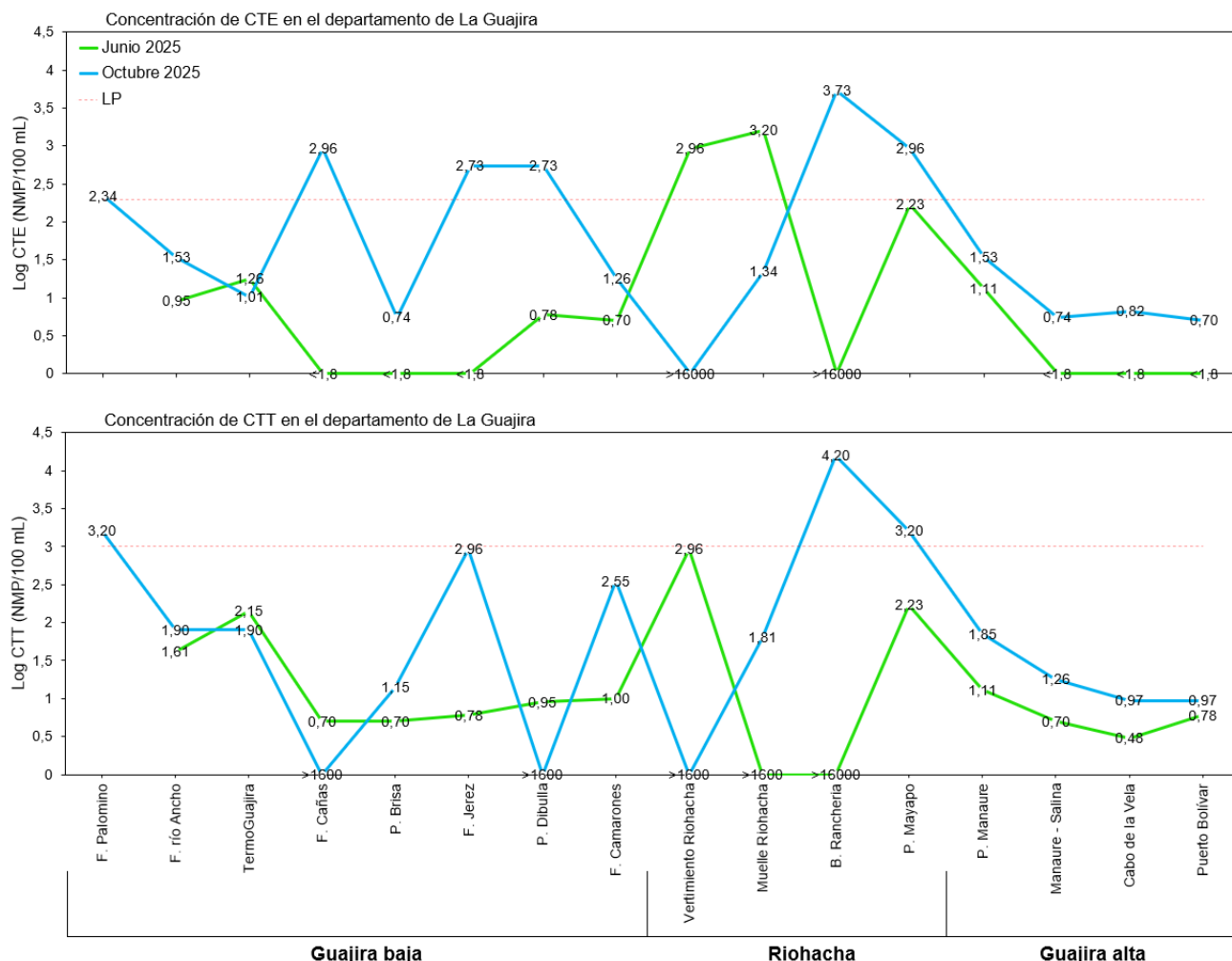


Figura 8-5. Logaritmo de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE), Coliformes Totales (CTT) en las estaciones REDCAM La Guajira. Línea roja: valor de referencia del límite permisible corresponde a 200 NMP/100 mL o 2,30 log (NMP/100 mL) para CTE y 1.000 NMP/100 mL o 3,0 log (NMP/100 mL) para CTT. LP: Límite Permisible.

Durante la época seca (junio), en la mayoría de las estaciones de Guajira baja, se registraron concentraciones de CTE y CTT por debajo de los límites permisibles para contacto primario ([MinAmbiente, 2015](#)). En la época lluviosa (octubre), en las estaciones P. Dibulla, F. Jerez, F. Cañas y F. Palomino, se registraron concentraciones de CTE y CTT superiores a los límites permisibles para contacto primario, de acuerdo con la legislación nacional ([MinAmbiente, 2015](#)). Particularmente, en P. Dibulla y F. Cañas se registraron concentraciones de CTT mayores al límite de cuantificación del método (>LCM), con valores de hasta 1.600 NMP/100 mL o 3,20 log NMP/100 mL (Figura 8-5). Los resultados reportados como >LCM indican concentraciones superiores a la capacidad de cuantificación del método analítico y están condicionados por los esquemas de dilución aplicados, por lo que deben interpretarse como evidencia de altos niveles de contaminación microbiológica más que como valores absolutos precisos.

En la zona de Riohacha, en la estación Muelle Riohacha, durante la época lluviosa, se registraron concentraciones de CTE y CTT por debajo de los límites permisibles de contacto

primario (<200 NMP/100 mL o $2,30$ log NMP/100 mL de CTE, <1.000 NMP/100 mL o $3,0$ log NMP/100 mL de CTT) y contacto secundario (<1.000 NMP/100 mL o $3,0$ log NMP/100 mL de CTE, <5.000 NMP/100 mL o $4,7$ log NMP/100 mL de CTT) de acuerdo con [MinAmbiente \(2015\)](#). En contraste, en las estaciones P. Mayapo, B. Ranchería y Vertimiento Riohacha, donde se evidenciaron incumplimientos en una o ambas épocas climáticas, con concentraciones superiores al LCM (Figura 8-5).

De manera independiente a la zonificación espacial, en varias estaciones se registraron resultados reportados como $>$ LCM. Durante la época seca, en las estaciones F. Cañas, P. Brisa, F. Jerez, Manaure–Salina, Cabo de la Vela y Puerto Bolívar, se registraron valores $>$ LCM ($1,8$ NMP/100 mL o $0,45$ log NMP/100 mL) para CTE; además, en la estación B. Ranchería se registraron concentraciones $>$ LCM de hasta 16.000 NMP/100 mL o $4,20$ log NMP/100 mL tanto para CTE como para CTT. Durante la época lluviosa, los mayores incumplimientos se registraron en la estación Vertimiento Riohacha, con concentraciones $>$ LCM= 1.600 NMP/100 mL o $3,2$ log NMP/100 mL tanto para CTE como para CTT (Figura 8-5).

En relación con los EFE, en el sector de Guajira alta las concentraciones registradas durante la época seca se mantuvieron por debajo del valor de referencia (100 UFC/100 mL o 2 log UFC/100 mL; [Unión Europea, 2006](#)). Durante la época lluviosa, en todas las estaciones las concentraciones de EFE estuvieron por encima del valor de referencia, con excepción de Cabo de la Vela, que mantuvo concentraciones aptas para uso recreativo definido por [Unión Europea \(2006\)](#) (Figura 8-6).

En Guajira baja, durante la época seca, en las estaciones F. río Ancho y TermoGuajira, se registraron concentraciones de EFE superiores al valor de referencia. En la época lluviosa, las estaciones P. Dibulla, F. Jerez, F. Cañas y F. Palomino presentaron concentraciones que excedieron el valor de referencia (Figura 8-6).

En el sector de Riohacha, durante la época seca, únicamente la estación Vertimiento Riohacha estuvo por debajo del valor de referencia; y en la época lluviosa, únicamente la estación Muelle Riohacha cumplió con el valor de referencia. En las demás estaciones se registraron concentraciones mayores al LCM, destacándose nuevamente B. Ranchería, donde se reportaron valores $>$ LCM de 1.225 UFC/100 mL o $3,09$ log UFC/100 mL en la época seca y $>$ LCM de 1.000 UFC/100 mL o $3,0$ log UFC/100 mL en la época lluviosa, así como Vertimiento Riohacha, donde se registraron concentraciones $>$ LCM de 1.000 UFC/100 mL o $3,0$ log UFC/100 mL, durante la época lluviosa (Figura 8-6). Las altas concentraciones de microorganismos indicadores de contaminación fecal, se explican por la descarga directa de aguas residuales, lo cual fue evidenciado durante las actividades de campo.

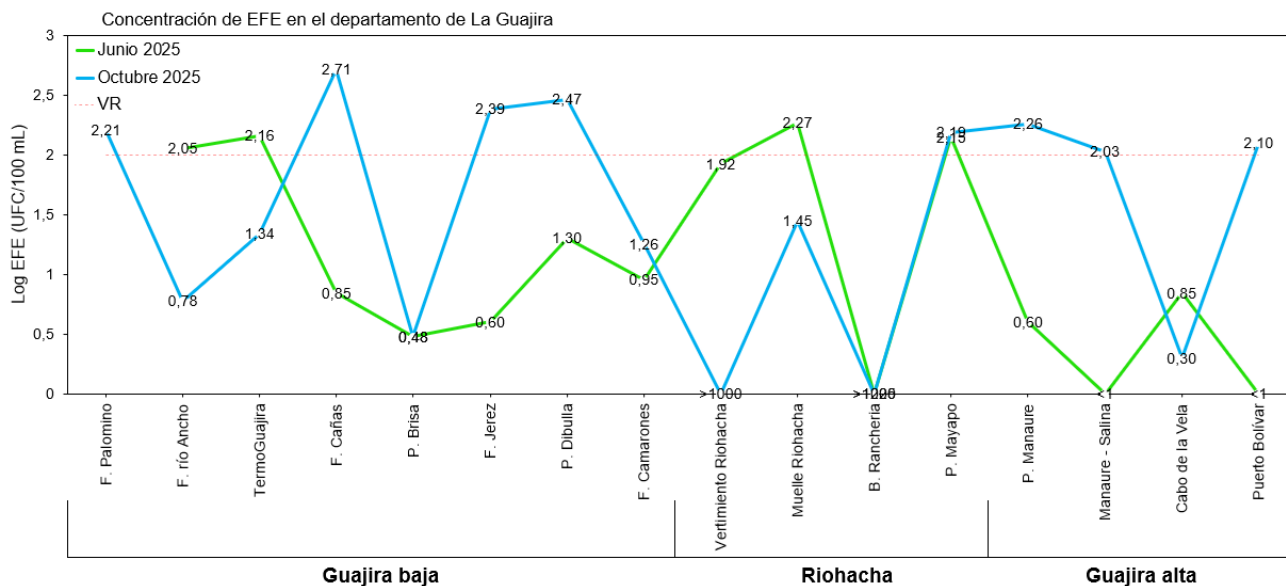


Figura 8-6. Logaritmo de las concentraciones de Enterococos Fecales (EFE) en las estaciones REDCAM La Guajira. Línea roja: valor de referencia corresponde a 100 UFC/100 mL o 2,0 log (UFC/100 mL) V.R: Valor de referencia.

El análisis temporal del periodo 2015-2025 evidenció que en las estaciones P. Dibulla, Muelle Riohacha y P. Mayapo, de manera recurrente se registran concentraciones de CTE y CTT que exceden el criterio de calidad para uso recreativo de contacto primario (200 NMP/100 mL o 2,30 log NMP/100 mL de CTE y de 1.000 NMP/100 mL o 3,0 log NMP/100 mL de CTT; [MinAmbiente, 2015](#)) (Figura 8-7). En concordancia con la tendencia histórica, durante 2025 en estas estaciones se registraron niveles de cumplimiento medio para ambos indicadores, reflejando un deterioro persistente de la calidad microbiológica, asociado principalmente a presiones antrópicas que pueden provenir de múltiples fuentes de contaminación directa y difusa por el desarrollo de actividades ganaderas, agrícolas, mineras y turísticas, así como al deficiente manejo de aguas residuales y residuos sólidos en los municipios de Uribía, Manaure, Riohacha y Dibulla ([INVEMAR, 2025](#)). Teniendo en cuenta estos resultados, se sugiere realizar un estudio más detallado de microbiología molecular que permita cuantificar y determinar su procedencia.

En relación con los EFE, se evidenció un deterioro generalizado de la calidad para este indicador comparado con el recuento histórico, con incumplimientos en todas las estaciones, a excepción de Cabo de la Vela, que ha conservado consistentemente niveles de cumplimiento alto (Figura 8-7). Este patrón coincide con la creciente presión turística que experimenta el departamento de La Guajira, el cual se ha consolidado como un destino de alta afluencia debido a sus valores paisajísticos y culturales ([Pimienta Serrano, 2022](#)). El aumento de la infraestructura hotelera y de servicios, que en muchos casos carece de sistemas adecuados de acueducto y alcantarillado, favorece la descarga directa o indirecta de aguas residuales hacia los sistemas costeros ([Zamora & Delgado, 2019](#); [Rodríguez-Alcántara et al., 2024](#)).

En conjunto, los resultados de CTE, CTT y EFE evidencian la insuficiencia de los sistemas de tratamiento de aguas residuales en estas zonas costeras y su incidencia directa en la degradación progresiva de la calidad microbiológica del agua para uso recreativo.

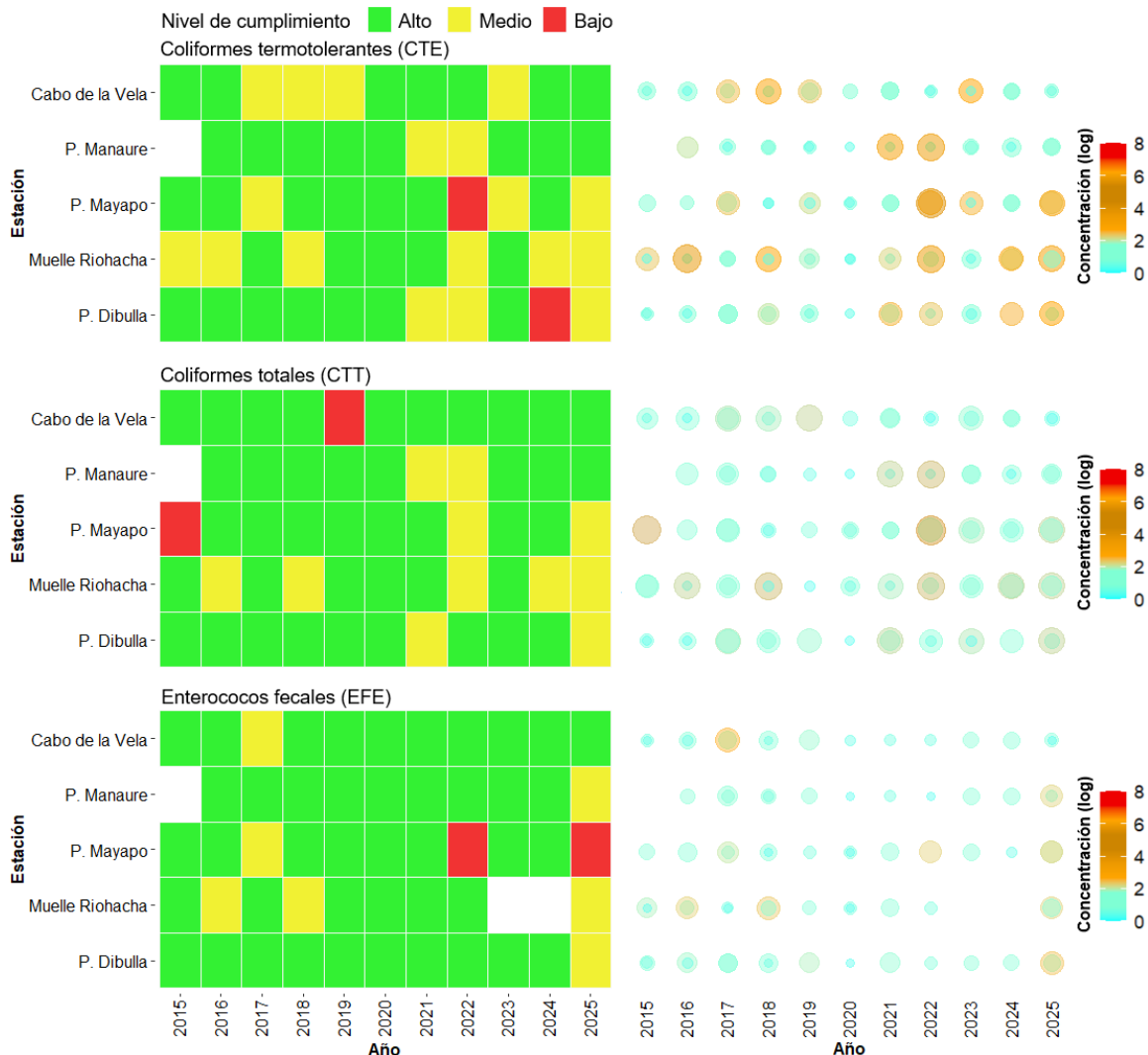


Figura 8-7. Registros históricos del nivel de cumplimiento de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE), Coliformes Totales (CTT) y Enterococos Fecales (EFE) para el uso recreativo del agua en el departamento de La Guajira.

Calidad sedimentos marinos y costeros

Durante el muestreo realizado en junio de 2025 (época seca), únicamente fue posible la recolección de sedimentos en la estación P. Palomino, debido a las condiciones oceanográficas adversas (fuertes vientos y corrientes) que impidieron la toma de muestras en P. Brisa. Los análisis granulométricos realizados en las muestras de sedimentos recolectadas en la estación P. Palomino durante el muestreo de junio 2025 (época seca), mostraron un predominio de fracción arenosa, con un 97,14% de Arena y 2,91% de Limo + arcilla, clasificándolos como Arena fina, con un diámetro medio del grano de 221,9 μm (Figura 8-8a). Este tipo de sedimento es característico de playas expuestas, influenciadas por los vientos alisios del noreste y la acción de corrientes marinas costeras, que limitan la deposición de fracciones finas en la zona litoral ([Paramo et al., 2012](#)). En la estación P. Brisa, durante el muestreo de junio de 2025 no fue posible la recolección de sedimentos, debido

a la presencia de fuertes vientos y corrientes marinas, las cuales impidieron la correcta operación de la draga, generando un desplazamiento diagonal durante el descenso y evitando la toma efectiva de la muestra.

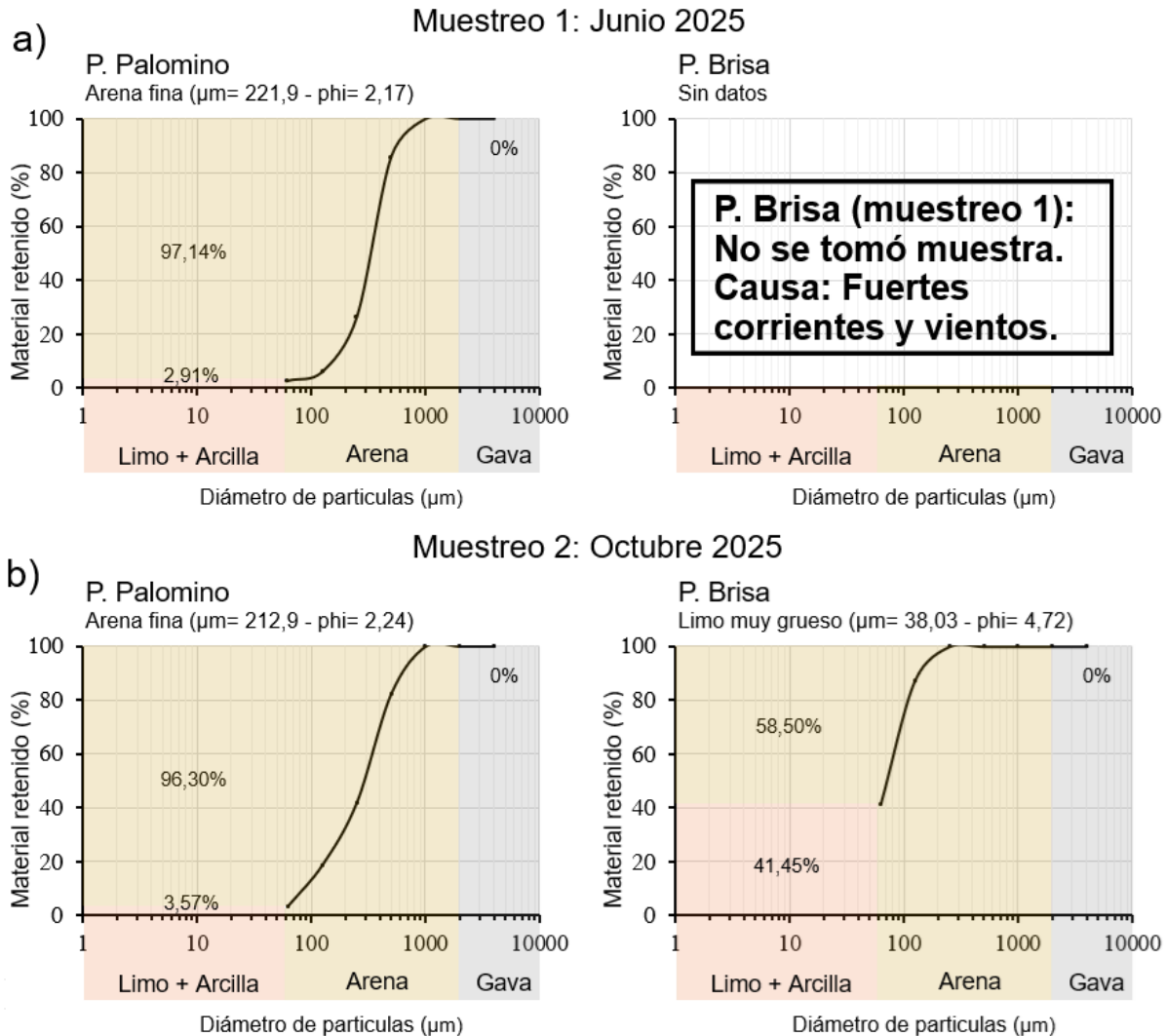


Figura 8-8. Curva granulométrica de las muestras de sedimentos recopiladas en a) junio del 2025 en las estaciones P. Palomino y b) octubre en P. Palomino y P. Brisa, en el departamento de La Guajira.

Durante el muestreo de octubre 2025 (época lluviosa), la estación P. Brisa presentó un cambio marcado en la composición granulométrica, con un 41,45% de Limo + arcilla y 58,50% de Arena, clasificándose el sedimento como Limo muy grueso, con un diámetro medio del grano de 38,03 μm (Figura 8-8b). Este incremento de la fracción fina sugiere una mayor influencia de aportes continentales y procesos de decantación asociados al aumento del caudal fluvial y a la reducción de la energía del oleaje en determinados periodos lluviosos (Li et al., 2023). En contraste, la estación P. Palomino mantuvo una composición granulométrica similar a la observada en la época seca, con un 96,30% de Arena y 3,57% de Limo + arcilla, clasificándose nuevamente como Arena fina, con un diámetro medio del grano de 212,9 μm , evidenciando que este sector conserva condiciones

hidrodinámicas que limitan la acumulación sostenida de sedimentos finos incluso durante la época lluviosa (Figura 8-8b). En las muestras de sedimento colectadas en la estación P. Palomino durante el muestreo de junio 2025 (época seca), el contenido de Carbono Orgánico Total (COT) fue 0,14%. Durante el muestreo de octubre 2025 (época lluviosa), el contenido de COT en el sedimento de la estación P. Brisa fue 0,58%, mientras que en P. Palomino el COT no fue detectado. Estos valores corresponden a concentraciones bajas de materia orgánica en sedimentos marinos costeros y son consistentes con la alta proporción de sedimentos arenosos y las condiciones hidrodinámicas energéticas que predominan en estos sectores, las cuales limitan la retención y acumulación de materia orgánica ([Middelburg, 2023](#); [Herzschuh et al., 2025](#)). La ausencia de detección en P. Palomino durante la época lluviosa puede asociarse a la dilución del contenido orgánico y a la remoción física de partículas finas por efecto del oleaje y las corrientes costeras ([Li et al., 2023](#)).

Los análisis de metales en sedimentos de P. Palomino presentaron concentraciones detectables de cobre ($\text{Cu} = 6,12 \mu\text{g Cu/g}$), cromo ($\text{Cr} = 143 \mu\text{g Cr/g}$), zinc ($\text{Zn} = 177 \mu\text{g Zn/g}$) y mercurio ($\text{Hg} = 4,51 \text{ ng Hg/g}$). Las concentraciones de Cr y Zn superaron los valores de referencia para efectos umbral (TEL) ($52,3 \mu\text{g Cr/g}$ para Cr y $124 \mu\text{g Zn/g}$ para Zn; [Buchman, 2008](#)), valores por debajo de los cuales rara vez se esperan efectos adversos en la biota acuática; mientras que el Cu y Hg se mantuvieron por debajo del valor de referencia TEL ($18,7 \mu\text{g Cu/g}$ para Cu y 130 ng Hg/g para Hg; [Buchman, 2008](#)).

En el muestreo realizado en octubre 2025 (época lluviosa), en la estación P. Brisa únicamente se registraron concentraciones detectables de Zn ($27,6 \mu\text{g Zn/g}$) y Hg ($11,6 \text{ ng Hg/g}$), encontrándose ambas por debajo del valor de referencia TEL ($124 \mu\text{g Zn/g}$ para Zn y 130 ng Hg/g para Hg; [Buchman, 2008](#)). En P. Palomino, se registraron concentraciones detectables de Cr ($46,0 \mu\text{g Cr/g}$) y Zn ($71,5 \mu\text{g Zn/g}$), las cuales también se ubicaron por debajo del valor de referencia TEL ($52,3 \mu\text{g Cr/g}$ para Cr y $124 \mu\text{g Zn/g}$ para Zn; [Buchman, 2008](#)). El resto de los metales analizados presentaron concentraciones por debajo del límite de cuantificación del método usado en el LABCAM de INVEMAR (LCM; $\text{Cd} = 12,5 \mu\text{g Cd/g}$, $\text{Cu} = 5 \mu\text{g Cu/g}$, $\text{Cr} = 25 \mu\text{g Cr/g}$, $\text{Ni} = 75 \mu\text{g Ni/g}$, $\text{Pb} = 15 \mu\text{g Pb/g}$).

En cuanto al hierro (Fe), tanto en junio como en octubre de 2025 en la estación P. Palomino, la concentración reportada fue $> 90,0 \text{ mg Fe/g p.s.}$, correspondiente al valor máximo del intervalo acreditado de reporte del laboratorio. En la estación P. Brisa, durante el muestreo de octubre de 2025, la concentración de Fe fue de $3,60 \text{ mg Fe/g p.s.}$

Las diferencias observadas entre el muestreo de junio y octubre de 2025 corresponden a variaciones en las concentraciones de metales totales determinadas en el sedimento superficial. Sin embargo, a partir de estos resultados no es posible establecer de manera directa que dichas diferencias correspondan a cambios en la granulometría, debido a que en el presente análisis no se evaluó la distribución de los metales entre las diferentes fracciones granulométricas del sedimento. Las concentraciones de metales totales pueden estar condicionadas por la composición mineralógica y geológica del material sedimentario, además de procesos de transporte y deposición de partículas ([Wang et al., 2021](#)). Por tanto, las variaciones observadas entre épocas deben interpretarse con cautela

y no atribuirse a un mecanismo específico sin información complementaria sobre granulometría, mineralogía y características fisicoquímicas del sedimento.

En el caso del hierro, las concentraciones elevadas registradas, particularmente en P. Palomino, pueden estar relacionadas principalmente con su abundancia natural en la fracción mineral del sedimento; sin embargo, no se descarta que factores locales, como el aporte continental o actividades antrópicas cercanas, también contribuyan a su variabilidad espacial y temporal. En este sentido, las concentraciones de Fe y otros metales reflejan la interacción entre el tamaño de grano, la mineralogía, el contenido de materia orgánica, las condiciones climáticas y los procesos hidrodinámicos, más que una única fuente dominante ([Wang et al., 2021](#); [Barhdadi et al., 2024](#)).

En relación con los hidrocarburos en sedimentos de la estación B. Ranchería, durante el muestreo de junio de 2025 (época seca) se determinaron hidrocarburos de petróleo equivalentes al criseno (HP), registrándose una concentración de 16,3 µg/g.

En el muestreo de octubre de 2025 (época lluviosa), el análisis de sedimentos de la estación B. Ranchería correspondió a hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP). En esta muestra se detectaron los hidrocarburos fenantreno (23,4 ng/g), fluoranteno (15,4 ng/g), pireno (14,1 ng/g) e indeno(1,2,3-cd) pireno (6,45 ng/g). La concentración de estos 4 compuestos fue inferior a los valores de referencia TEL establecidos por [Buchman \(2008\)](#) para sedimentos marinos y estuarinos, fenantreno (TEL: 86 ng/g); fluoranteno (TEL: 111 ng/g); pireno (TEL: 153 ng/g); e indeno(1,2,3-cd)pireno (TEL: 53 ng/g). Por tanto, hay una baja probabilidad de efectos adversos estos compuestos sobre la biota bentónica presente en esta estación.

En la estación P. Brisa, el análisis de HAP se realizó únicamente durante la campaña de octubre de 2025. Durante el muestreo de junio no fue posible obtener una muestra de sedimento debido a las condiciones oceanográficas adversas, caracterizadas por fuertes vientos y corrientes que impidieron la operación adecuada de la draga y provocaron su desplazamiento durante el descenso. En octubre ninguno de los HAP analizados fue detectado mediante el método empleado por el LABCAM del INVEMAR.

La detección de hidrocarburos en B. Ranchería y su ausencia en P. Brisa durante octubre de 2025 evidencian diferencias entre las estaciones en la presencia de estos compuestos. La distribución de los hidrocarburos en los sedimentos puede estar condicionada por diversos factores, entre ellos las características granulométricas, el contenido de materia orgánica, las condiciones hidrodinámicas y las fuentes y procesos de transporte y deposición.

En octubre, los sedimentos de P. Brisa contenían el 41,45% de limo + arcilla, 58,50% de arena y un contenido de COT de 0,58%. Estas características indican la presencia de una fracción fina importante, que puede favorecer la retención de compuestos orgánicos en el sedimento. A pesar de estas condiciones, no se detectaron HAP en esta estación durante la campaña de monitoreo de octubre. La ausencia de estos compuestos en los sedimentos de P. Brisa probablemente responde a la interacción de las características del sedimento con las condiciones hidrodinámicas y las fuentes y vías de ingreso de estos compuestos ([Mehreen & Liu, 2026](#)).

En relación con los análisis de plaguicidas organoclorados y organofosforados en las muestras de sedimento recolectadas en la estación B. Ranchería, en los muestreos realizados durante junio y octubre de 2025, ninguno de los 48 compuestos incluidos en el análisis fue detectado con el método empleado en la LABCAM de INVEMAR. Cabe resaltar que este resultado no implica necesariamente su ausencia absoluta en el ambiente.

Contaminación por Basura Marina y Microplásticos en playas turísticas

La evaluación de tres playas turísticas del departamento de La Guajira, playa Mayapo, playa Palomino y Cabo de la Vela (Figura 8-9a), realizada en junio de 2025 (época seca) mostró que la abundancia de basura marina osciló entre 0,00 y 0,11 ítems/m²; mientras que en octubre de 2025 (época lluviosa) la concentración varió entre 0,04 y 0,36 ítems/m² (Figura 8-9b). La playa con mayor nivel de contaminación fue Cabo de la Vela, con 0,11 ítems/m² en el primer muestreo (junio) y 0,36 ítems/m² en el segundo muestreo (octubre).

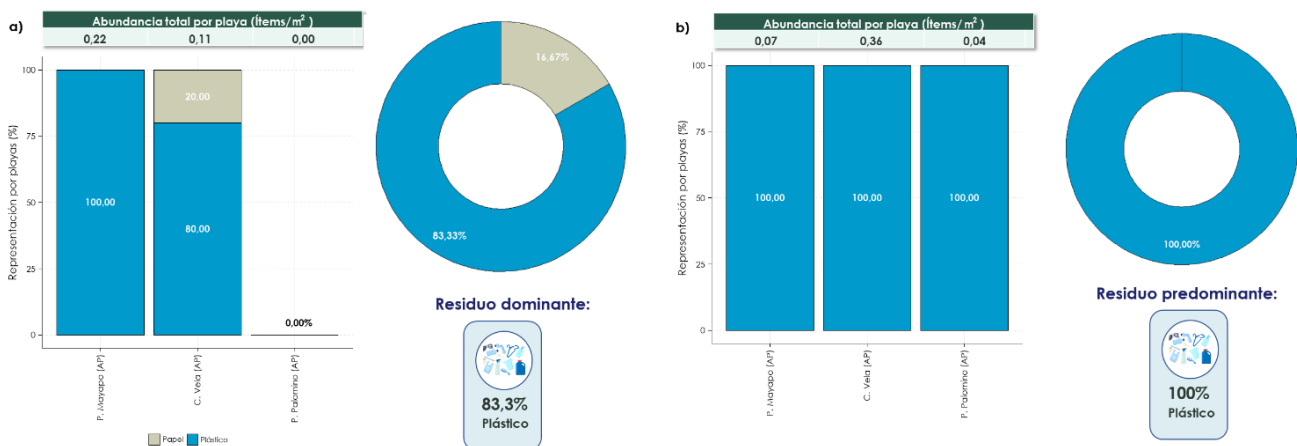


Figura 8-9. abundancia y representación porcentual de los diferentes materiales de basura marina en las playas priorizadas del departamento de La Guajira, registrados en el muestreo realizado a) junio y b) octubre del 2025.

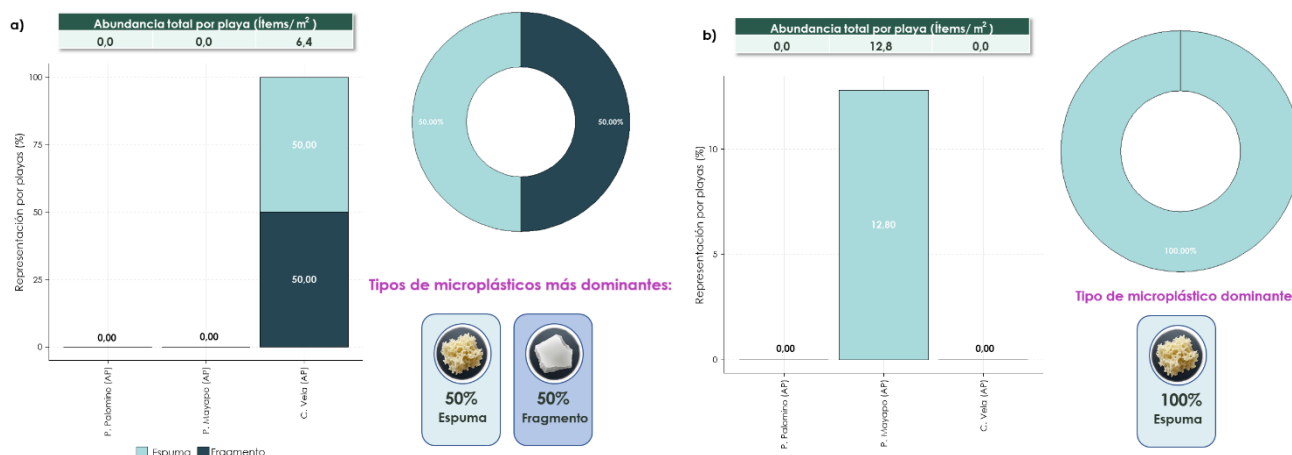
En relación con los muestreos realizados en los años 2022, 2023 y 2024 en playa Palomino, las abundancias de basura marina registradas en 2025 se mantienen dentro de rangos bajos y comparables, e incluso inferiores a algunos valores reportados en años anteriores ([INVEMAR-CORPOGUAJIRA, 2023](#); [INVEMAR, 2025](#)). A pesar de que desde 2022 se han evidenciado bajas abundancias de basura marina en las playas evaluadas que no alcanzaron 1 ítem/m², la información disponible no permite establecer una relación clara entre las concentraciones observadas y las épocas climáticas, dado que no se identifica un patrón consistente que diferencie las abundancias entre periodos.

Cabe resaltar que La Guajira presenta una reducida actividad industrial, aunque constituye un destino turístico de importancia regional ([Acosta-Coley et al., 2019](#)). Las playas evaluadas se clasifican como playas rurales, de acuerdo con los criterios establecidos por el [DANE \(2019\)](#). Estas playas se caracterizan por su atractivo paisajístico, su ubicación alejada de centros urbanos, una baja densidad de servicios comerciales y la realización de actividades periódicas de limpieza por parte de asociaciones comunitarias vinculadas al

turismo (INVEMAR, 2025), condiciones que influyen en los bajos niveles de contaminación por basura marina observados.

En cuanto a la caracterización de los materiales de basura marina, durante el primer muestreo realizado en junio de 2025 (época seca), los plásticos fueron predominantes en playa Mayapo (100%), playa Palomino (100%) y Cabo de la Vela (80%), el papel correspondió al 20% restante; en el segundo muestreo realizado en octubre de 2025 (época lluviosa), los plásticos representaron el 100% de los residuos registrados (Figura 8-9). La basura marina puede originarse a partir de actividades antrópicas locales, el transporte por vientos y corrientes marinas y, en algunos sectores, el aporte desde desembocaduras fluviales. Los plásticos suelen ser los residuos más frecuentes debido a su alta resistencia, flexibilidad y flotabilidad, características que facilitan su transporte y persistencia en el ambiente marino-costero (Coneo & Causil, 2020).

El análisis de microplásticos (300 μm – 5 mm) realizado durante el muestreo de junio de 2025 (época seca), mostró una abundancia de 6,40 ítems/ m^2 únicamente en playa Palomino; mientras que en octubre de 2025 (época lluviosa) se registró una abundancia de 12,80 ítems/ m^2 únicamente en playa Mayapo (Figura 8-10a). En Cabo de la Vela no se evidenció presencia de microplásticos en ninguno de los dos muestreos. Las abundancias registradas en 2025 fueron menores a las reportadas en los años 2022, 2023 y 2024, manteniéndose dentro de rangos bajos y comparables para las playas evaluadas (INVEMAR-CORPOGUAJIRA, 2023; INVEMAR, 2025). Resultados similares han sido reportados previamente para playa Mayapo, con concentraciones del orden de 12 ítems/ m^2 , lo cual refuerza la consistencia espacial de los valores observados en esta playa (González-Curbelo et al., 2025).



En cuanto a la caracterización morfológica, las formas de microplásticos identificadas correspondieron exclusivamente a microplásticos secundarios. En el primer muestreo realizado en junio, en playa Palomino se registró un 50% de espuma y un 50% de fragmentos; mientras que, en el segundo muestreo realizado en octubre, en playa Mayapo se observó un 100% de espuma (Figura 8-10b). Estas formas se asocian a la degradación de residuos

plásticos de mayor tamaño, tales como botellas, tapas, envoltorios y poliestireno expandido, entre otros (Yu et al., 2020; Pfohl et al., 2025).

Las bajas abundancias de microplásticos observadas en las playas evaluadas podrían estar asociadas a la limitada presencia de fuentes locales, así como la dinámica regional de corrientes marinas y vientos, que dificultan el transporte y la acumulación de microplásticos provenientes de otras zonas de la costa Caribe colombiano hacia el norte del departamento (Acosta-Coley et al., 2019). En este sentido, resulta relevante que, a pesar de la importante actividad turística desarrollada en Cabo de la Vela, no se haya evidenciado presencia de microplásticos, lo cual podría estar relacionado con procesos de dispersión costera, limpieza comunitaria y condiciones oceanográficas locales que reducen la acumulación de estos contaminantes.

La presencia de microplásticos en playa Palomino, aunque en menores concentraciones que en playa Mayapo, podría estar influenciada por su condición de actuar como una fuente difusa de aporte de microplásticos desde la cuenca hidrográfica hacia la zona costera. La predominancia las espumas sugiere una contribución relevante de residuos de poliestireno expandido (EPS), ampliamente utilizado en envases para alimentos, empaques y contenedores isotérmicos, mientras que los fragmentos se asocian a la degradación de plásticos rígidos de diversa naturaleza.

Conclusiones y recomendaciones:

- La calidad de las aguas marinas y costeras del departamento de La Guajira en los meses junio (épocas climáticas seca) y octubre (época climática lluviosa) del 2025, evaluada mediante el ICAM, mostró el predominio de la categoría adecuada; sin embargo, en algunas estaciones localizadas en sectores urbanos y bajo influencia fluvial, se registraron condiciones de deterioro, asociadas principalmente a elevadas concentraciones de sólidos suspendidos, nutrientes y aportes continentales. Aunque durante la época lluviosa se observó una mejora relativa en algunas estaciones previamente clasificadas como inadecuadas, persiste la influencia de presiones antrópicas relacionadas con vertimientos y deficiencias en el manejo de aguas residuales, lo que evidencia la necesidad de fortalecer las estrategias de gestión y saneamiento en zonas costeras prioritarias del departamento.
- La evaluación de la calidad sanitaria de las playas de interés turístico, evidenció incumplimientos para uso recreativo de contacto primario, principalmente en estaciones influenciadas por actividades urbanas, fluviales y turísticas. Mientras que las estaciones de Guajira Alta presentaron concentraciones de coliformes termotolerantes, coliformes totales y enterococos fecales dentro de los límites permisibles, en sectores de Guajira Baja y Riohacha se registraron incrementos significativos de estos microorganismos, especialmente durante la época lluviosa. Estaciones como B. Ranchería, Vertimiento Riohacha, P. Dibulla y P. Mayapo reflejaron una influencia persistente de aportes antrópicos asociados a descargas de aguas residuales y escorrentía superficial, lo que representa un potencial riesgo para

la salud pública y evidencia la necesidad de fortalecer las medidas de saneamiento y gestión ambiental en las zonas costeras del departamento.

- Durante los muestreos realizados en 2025 en las playas Palomino y Mayapo, se registró contaminación por microplásticos de origen secundario, mientras que en Cabo de la Vela no se evidenció presencia de este contaminante en ninguna de las épocas evaluadas. En la época seca, la ocurrencia de microplásticos se limitó a playa Palomino, con presencia de formas tipo espuma, asociada principalmente a la degradación de residuos de poliestireno expandido, y fragmento; en la época lluviosa, la contaminación se presentó únicamente en playa Mayapo, predominando la forma tipo espuma. Las bajas abundancias registradas se mantienen dentro de rangos comparables a años anteriores; sin embargo, es necesario continuar realizando investigaciones que permitan identificar las fuentes locales y regionales de microplásticos, su relación con actividades turísticas y aportes fluviales, así como el papel de la dinámica de corrientes marinas, vientos y procesos costeros en el transporte y acumulación de este contaminante.



DEPARTAMENTO DEL MAGDALENA

Por:

*Carlos Salazar Pérez
José Avila Cusba*

9. MAGDALENA

El departamento del Magdalena, al norte del Caribe colombiano, es estratégico para la conservación de ecosistemas marino-costeros como playas, arrecifes, pastos marinos, manglares y fondos sedimentarios. Estos ecosistemas son esenciales para actividades como turismo, pesca y operaciones portuarias ([Ecoversa, 2014](#)).

Para realizar el seguimiento a la calidad de las aguas en el marco de la REDCAM en el departamento del Magdalena, se establecieron 26 estaciones, las cuales se encuentran distribuidas en cuatro zonas: Buritaca, Parque Tayrona, Santa Marta y Costa Sur (Figura 9-1). En la zona Buritaca desembocan los ríos Don Diego, Buritaca, Guachaca y Mendihuaca que atraviesan extensas áreas agrícolas. La zona Parque Tayrona, es un área natural protegida de especial interés para la conservación. En la zona Santa Marta, convergen diversas actividades socioeconómicas y se descargan los vertimientos urbanos principalmente a través del emisario submarino; y en la zona Costa Sur, se destaca la presencia de puertos carboníferos y actividades turísticas ([INVEMAR, 2025](#)).

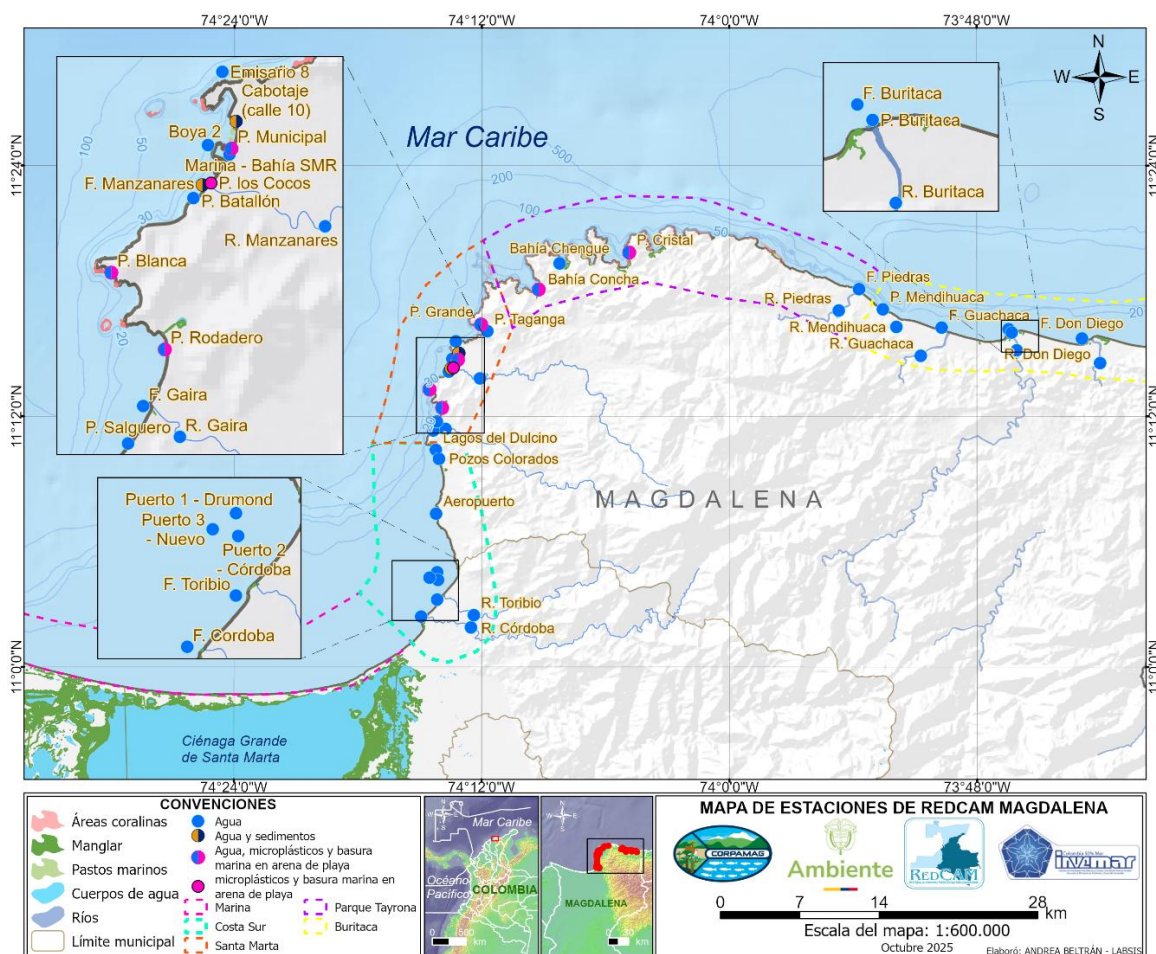


Figura 9-1. Mapa de estaciones de muestreo de la REDCAM en el departamento del Magdalena. Los polígonos punteados presentan las zonas de muestreo.

Índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras - ICAM:

Durante la campaña de muestreo de la REDCAM se realizaron actividades de monitoreo en un total de 30 estaciones durante las épocas seca (junio) y lluviosa (noviembre), mediante la recolección de muestras y el registro de variables ambientales por parte del personal técnico del INVEMAR (Figura 9-2).



Figura 9-2. Toma de datos *in situ* y colecta de muestras de agua en las estaciones REDCAM Magdalena.

El ICAM fue estimado en un total de 20 estaciones que contaron con el mínimo de variables requeridas (≥ 6 de 8), de acuerdo con los criterios definidos en la operación estadística ICAM ([Vivas-Aguas et al., 2025](#)). En las restantes estaciones, las concentraciones de ortofosfatos ($P-PO_4^{3-}$), nitratos ($N-NO_3^-$) e hidrocarburos del petróleo disueltos y dispersos equivalentes de Criseno (HPDD) se encontraron por debajo del límite de cuantificación del método (LCM) empleado por el LABCAM, impidiendo la estimación adecuada de los subíndices que conforman la ecuación integradora del ICAM (Figura 9-3).

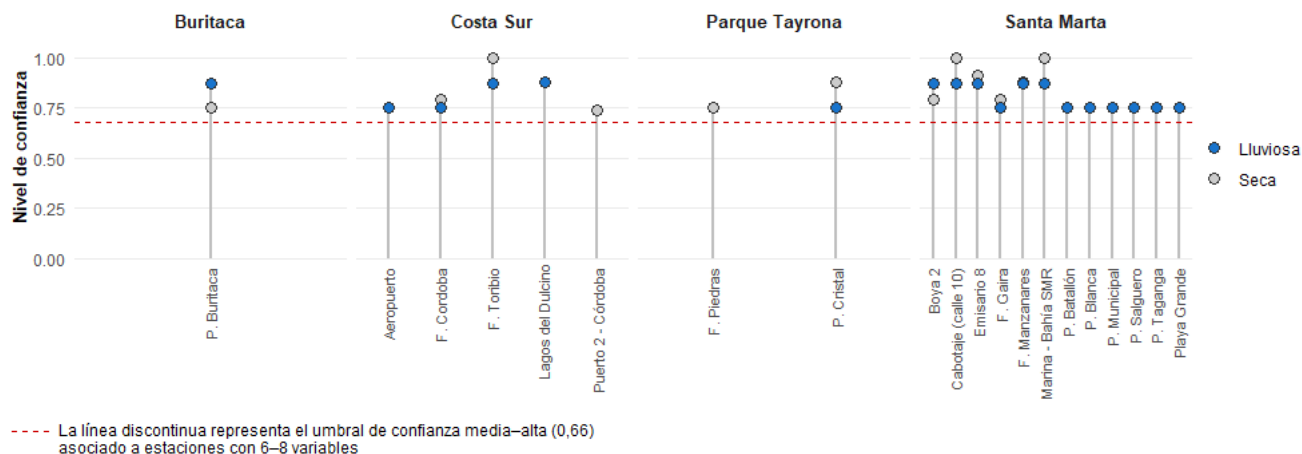


Figura 9-3. Nivel de confianza ICAM calculado para las estaciones REDCAM del departamento del Magdalena.

Los valores ICAM se presentan en la Figura 9-4, los cuales oscilaron entre 22,7 y 90,7. Mientras que los niveles de confianza asociados al cálculo del índice se muestran en la Figura 9-4. El análisis espacial del ICAM mostró calidad adecuada para las estaciones ubicadas en las zonas Parque Tayrona y Buritaca, cuyos valores son indicativos de condiciones propicias para la preservación de la fauna y flora. En estas zonas se presume un mantenimiento de la calidad del agua, de acuerdo con lo reportado en 2024 y 2023 ([INVEMAR, 2024](#), [2025](#)).

En la zona Costa Sur, las estaciones presentaron calidad adecuada en las épocas seca y lluviosa (Figura 9-4), con excepción de Lagos del Dulcino, en donde se registró calidad aceptable, debido a las altas concentraciones de coliformes termotolerantes (790 y 2.200 NMP/100mL) y a las concentraciones de clorofila *a* (12,4 µg/L), cuyos niveles fueron característicos de ambientes eutrofizados ([López y Madroñero, 2015](#)). Particularmente los frentes de los ríos Córdoba y Toribio exhibieron una mejora en la calidad del agua, respecto a lo registrado en 2024, en donde presentaron calidad aceptable ([INVEMAR, 2025](#)).

En la zona Santa Marta se evidenció la mayor variabilidad en la calidad del agua (Figura 9-4). En las estaciones P. Taganga y playa Grande se presentó la mejor calidad (óptima), en la época lluviosa. La calidad adecuada se presentó en las estaciones P. Salguero, P. Blanca, P. Batallón, Marina – Bahía SMR, Boya 2, P. Municipal. Mientras que, en F. Gaira, Cabotaje (calle 10), Emisario 8 y F. Manzanares, la calidad osciló entre aceptable y pésima.

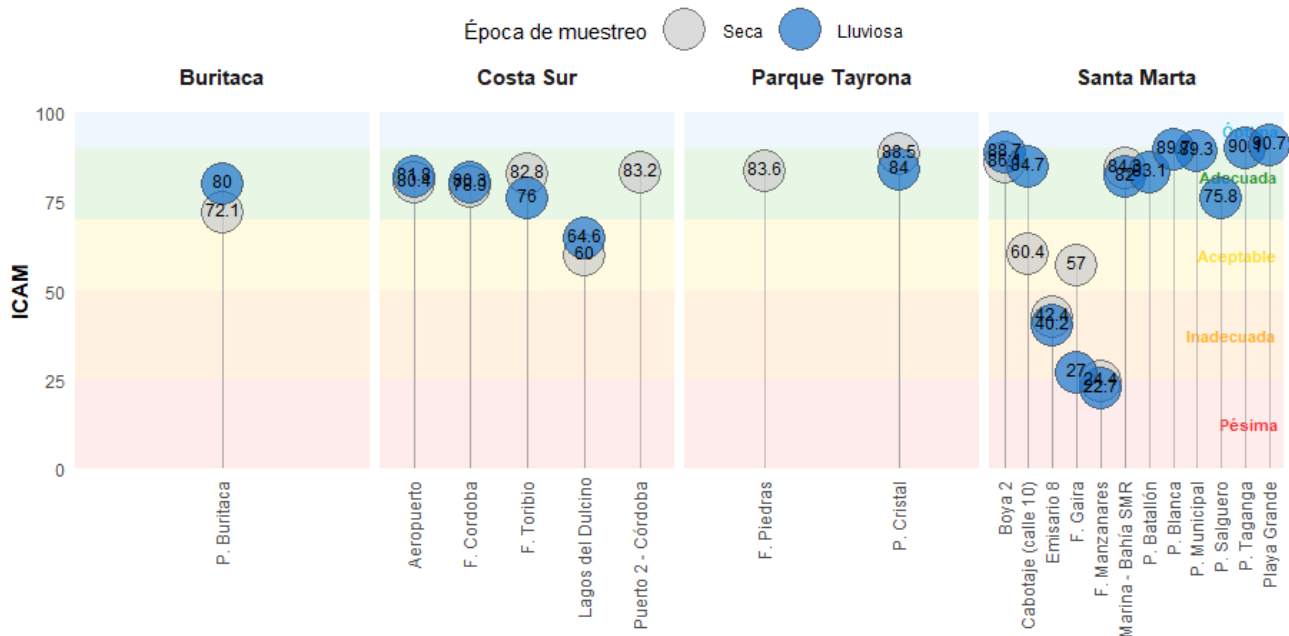


Figura 9-4. Calidad de agua superficial ICAM en época seca, muestreos realizados en junio (seca) y noviembre (lluviosa) del 2025, en las estaciones marinas y costeras del departamento del Magdalena.

La condición de calidad pésima registrada en la estación F. Manzanares se asoció principalmente a elevadas concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos ($33,7$ y $54,9$ $\mu\text{g/L}$ de P-PO_4^{3-} ; $83,2$ y 256 $\mu\text{g/L}$ de N-NO_3^-), y de coliformes termotolerantes (17.000 y 24.000 NMP/100 mL). En la estación emisorio 8, la categoría inadecuada se debe, principalmente a concentraciones elevadas de coliformes termotolerantes (22.000 NMP/100mL). Estas condiciones reflejan una influencia significativa de aportes de aguas residuales y del arrastre de contaminantes provenientes de las zonas urbanas, las cuales han sido recurrentemente documentadas para la zona ([Plata y Vega, 2016](#); [INVEMAR, 2025](#)).

Calidad del agua para el uso recreativo en playas turísticas

La calidad del agua para uso turístico se determinó a partir de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE), Coliformes Totales (CTT) y Enterococos Fecales (EFE) en el agua de la playa, contrastados con los límites permisibles para uso recreativo de contacto primario de <200 NMP/100 mL o $2,30$ log NMP/100 mL de CTE, <1.000 NMP/100 mL o $3,0$ log NMP/100 mL de CTT ([MinAmbiente, 2015](#)) y los valores de referencia para playas Bandera Azul <100 UFC/100 mL o $2,0$ log UFC/100 mL de EFE ([Unión Europea, 2006](#)).

En los muestreos realizados durante 2025, las concentraciones de CTE oscilaron entre 2 NMP/100 mL ($0,48$ log NMP/100 mL) y 920.000 NMP/100 mL ($5,96$ log NMP/100 mL), mientras que las de CTT variaron entre 11 NMP/100 mL ($1,08$ log NMP/100 mL) y 540.000 NMP/100 mL ($5,73$ log NMP/100 mL) (Figura 9-5).

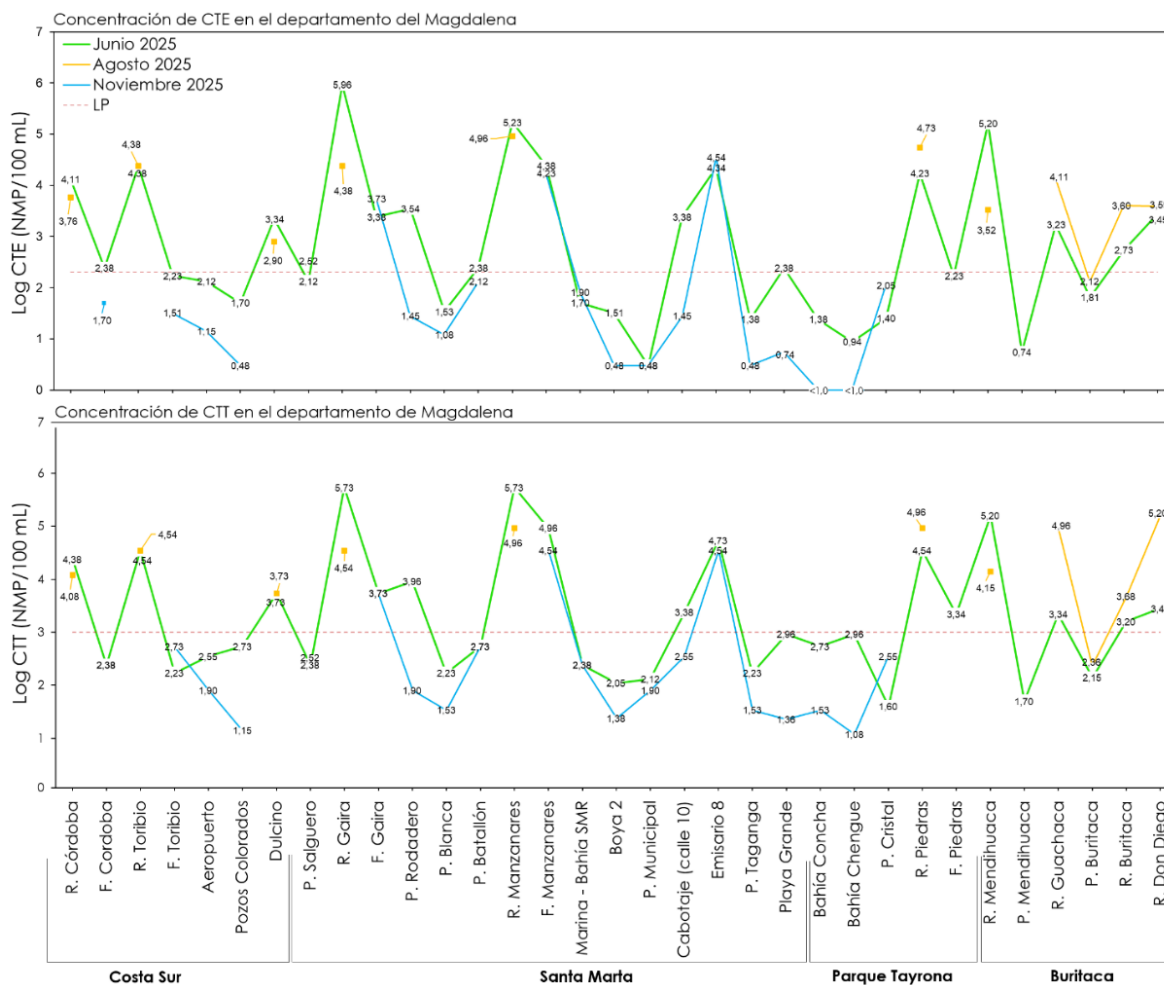


Figura 9-5. Logaritmo de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE) y Coliformes Totales (CTT) en las estaciones REDCAM Magdalena. El valor de referencia del límite permisible corresponde a 200 NMP/100 mL o 2,30 log (NMP/100 mL) para CTE y 1000 NMP/100 mL o 3,0 log (NMP/100 mL) para CTT. L.P: Límite Permissible.

En la zona Costa Sur, las estaciones ubicadas en las cuencas bajas de los ríos Córdoba y Toribio, así como en la estación Lagos del Dulcino, presentaron concentraciones de CTE y CTT superiores a los límites permisibles para uso recreativo de contacto primario en los muestreos realizados durante junio y agosto de 2025 ([MinAmbiente, 2015](#)). Adicionalmente, en la estación F. Córdoba, la concentración de CTE registrada durante el muestreo de junio superó el límite permisible para contacto primario (Figura 9-5).

En la zona Santa Marta, las estaciones ubicadas en las cuencas bajas y frentes de los ríos Gaira y Manzanares, así como en la estación Emisario 8, presentaron concentraciones de CTE y CTT superiores a los límites permisibles para contacto primario en los dos muestreos realizados durante 2025. Las concentraciones más elevadas se registraron en R. Gaira, con valores de CTE de hasta 920.000 NMP/100 mL o 5,96 log NMP/100 mL y de CTT de hasta 540.000 NMP/100 mL o 5,73 log NMP/100 mL, y en R. Manzanares, con concentraciones de CTE de hasta 170.000 NMP/100 mL o 5,23 log NMP/100 mL y de CTT de hasta 540.000 NMP/100 mL o 5,73 log NMP/100 mL. También se registraron incumplimientos en P. Salguero durante noviembre, con una concentración de CTE de 330 NMP/100 mL o 2,52 log NMP/100 mL, y durante junio en las estaciones P. Rodadero, P. Batallón, Cabotaje y Playa Grande (Figura

9-5). En estas últimas estaciones, las concentraciones registradas fueron de hasta 3.500 NMP/100 mL o 3,54 log NMP/100 mL de CTE y 9.200 NMP/100 mL o 3,96 log NMP/100 mL de CTT en P. Rodadero; 240 NMP/100 mL o 2,38 log NMP/100 mL de CTE en P. Batallón y Playa Grande; y 2.400 NMP/100 mL o 3,38 NMP/100 mL tanto de CTE como de CTT en Cabotaje.

En la zona Parque Tayrona, las estaciones ubicadas en el frente y la cuenca baja del río Piedras presentaron concentraciones de CTE y CTT superiores a los límites permisibles para contacto primario, con valores de CTE entre 17.000 y 54.000 NMP/100 mL o 4,23 y 4,73 log NMP/100 mL y de CTT entre 2.200 y 92.000 NMP/100 mL o 3,34 y 4,96 log NMP/100 mL (Figura 9-5). Las demás estaciones de esta zona presentaron concentraciones inferiores a los límites permisibles. Particularmente, en Bahía Concha y Bahía Chengue, durante noviembre, las concentraciones de CTE estuvieron por debajo del límite de cuantificación del método empleado por el LABCAM ($<1,8$ NMP/100 mL o $<0,45$ log NMP/100 mL).

En la zona Buritaca, en las estaciones ubicadas en las cuencas bajas de los ríos Mendihuaca, Guachaca, Buritaca y Don Diego presentaron concentraciones de CTE y CTT superiores a los límites permisibles para contacto primario ([MinAmbiente, 2015](#)), con valores de CTE entre 540 y 160.000 NMP/100 mL o 2,73 y 5,20 log NMP/100 mL y de CTT entre 1.600 y 160.000 NMP/100 mL o 3,20 y 5,20 log NMP/100 mL (Figura 9-5). En contraste, las estaciones P. Mendihuaca y P. Buritaca presentaron concentraciones de CTE y CTE inferiores a los límites permisibles.

En términos generales, las mayores concentraciones de CTE y CTT se registraron en estaciones ubicadas en las cuencas bajas y frentes de los ríos del departamento, patrón consistente con lo reportado en 2022, 2023 y 2024 ([INVEMAR, 2023, 2024, 2025](#)). Durante 2025, las concentraciones registradas en R. Gaira y R. Manzanares superaron los máximos previamente reportados para ambas variables, que correspondían a 240.000 NMP/100 mL o 5,38 log NMP/100 mL ([INVEMAR, 2023](#)). Este comportamiento puede estar asociado con los aportes de aguas residuales y el arrastre de contaminantes provenientes de actividades ganaderas, comerciales, turísticas y urbanas, previamente documentados en estos cuerpos de agua ([Plata y Vega, 2016](#); [INVEMAR-CORPAMAG, 2024](#); [INVEMAR, 2025](#)).

En cuanto a los enterococos fecales (EFE), durante los muestreos realizados en 2025 se registraron concentraciones entre 1 (0,30 log UFC/100 mL) y 169 UFC/100 mL (2,23 log UFC/100 mL) (Figura 9-6). En la mayoría de las estaciones, las concentraciones fueron inferiores al valor de referencia de 100 UFC/100 mL o 2,0 log UFC/100 mL ([Unión-Europea, 2006](#)). La excepción fue la estación Cabotaje (calle 10), donde las concentraciones de EFE superaron este valor de referencia en los dos muestreos realizados durante 2025. En Bahía Concha y Bahía Chengue, durante noviembre, las concentraciones estuvieron por debajo del límite de cuantificación del método empleado por el LABCAM ($<1,0$ UFC/100 mL o 0,30 log UFC/100 mL).

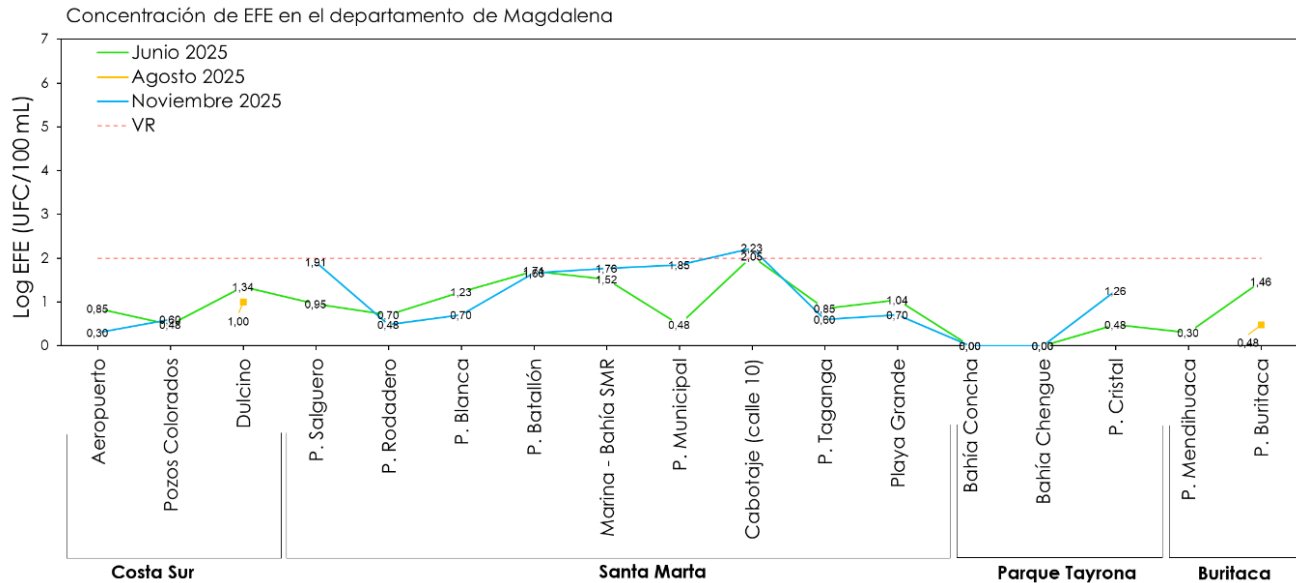


Figura 9-6. Logaritmo de las concentraciones de Enterococos Fecales (EFE) en las estaciones REDCAM Magdalena. Línea roja: valor de referencia que corresponde a 100 UFC/100 mL o 2,0 log (UFC/100 mL). V.R: Valor de referencia.

El análisis histórico de microorganismos indicadores de contaminación fecal (CTE, CTT y EFE) correspondiente al periodo 2015-2025, mostró que las playas evaluadas han presentado fluctuaciones en los niveles de cumplimiento, oscilando entre alto, medio y bajo. Sin embargo, P. Neguanje, P. Cristal, Bahía Chengue, Bahía Concha, P. Taganga, y P. Blanca, mantuvieron consistentemente niveles de cumplimiento alto y medio (Figura 9-7).

En las estaciones P. Buritaca, P. Grande, P. Municipal, P. Batallón, P. Salguero, P. Rodadero, Pozos Colorados y Aeropuerto, se han registrado concentraciones de CTE que superan límites para contacto primario y secundario establecidos por la legislación nacional ([MinAmbiente, 2015](#)). Particularmente, en P. Salguero, P. Rodadero, P. Municipal y P. Batallón, durante el periodo 2015-2025, se ha presentado de manera recurrente cumplimientos medios y bajos para CTE y CTT (Figura 9-7). Estos resultados sugieren una posible influencia de vertimientos de aguas residuales domésticas sin tratamiento adecuado ([INVEMAR, 2025](#)).

En el año 2023 se observó una mejora en los niveles de cumplimiento en P. Buritaca, P. MendiHuaca, P. Cristal, P. Grande, P. Municipal, P. Batallón y P. Blanca con respecto a 2022; No obstante, en el año 2024 se presentó un deterioro de la calidad sanitaria en P. Buritaca y P. Municipal. Las playas Rodadero, Salguero, Pozos Colorados y Aeropuerto mantuvieron niveles de cumplimiento bajo durante 2023 y 2024, aunque en 2025 presentaron una recuperación. En contraste, en playa Grande y P. Batallón, mostraron un deterioro en su nivel de cumplimiento de CTE, pasando de alto en 2024 a medio en 2025 (Figura 9-7).

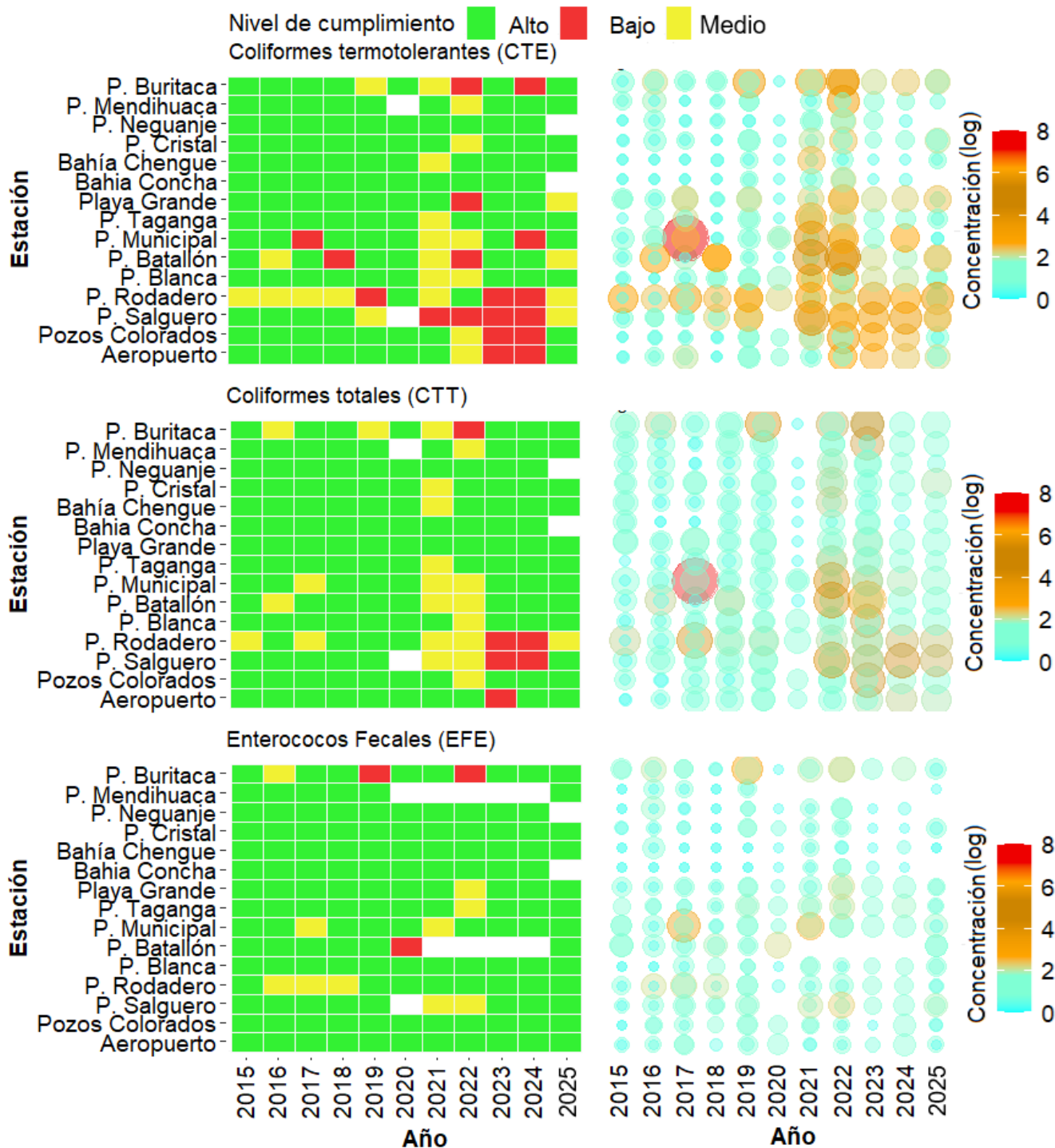


Figura 9-7. Registros históricos del nivel de cumplimiento de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE), Coliformes Totales (CTT) y Enterococos Fecales (EFE) para el uso recreativo del agua en el departamento del Magdalena.

Calidad de sedimentos marinos y costeros

De acuerdo con la metodología establecida por [Folk y Ward \(1957\)](#), en la estación Cabotaje (calle 10) se encontraron sedimentos de tipo arena muy fina ($63 - 125 \mu\text{m}$) en las épocas seca (junio) y lluviosa (noviembre), con diámetros de partículas de $75,55 \mu\text{m}$ y $68,26 \mu\text{m}$, respectivamente (Figura 9-8 a y c). Mientras que, en la estación F. Manzanares el sedimento fue clasificado como limo grueso ($31 - 63 \mu\text{m}$) en la época seca y arena fina ($125 - 250 \mu\text{m}$) en la época lluviosa (Figura 9-8 b y d), con diámetros de partícula de $45,07 \mu\text{m}$ y $130,5 \mu\text{m}$, respectivamente.

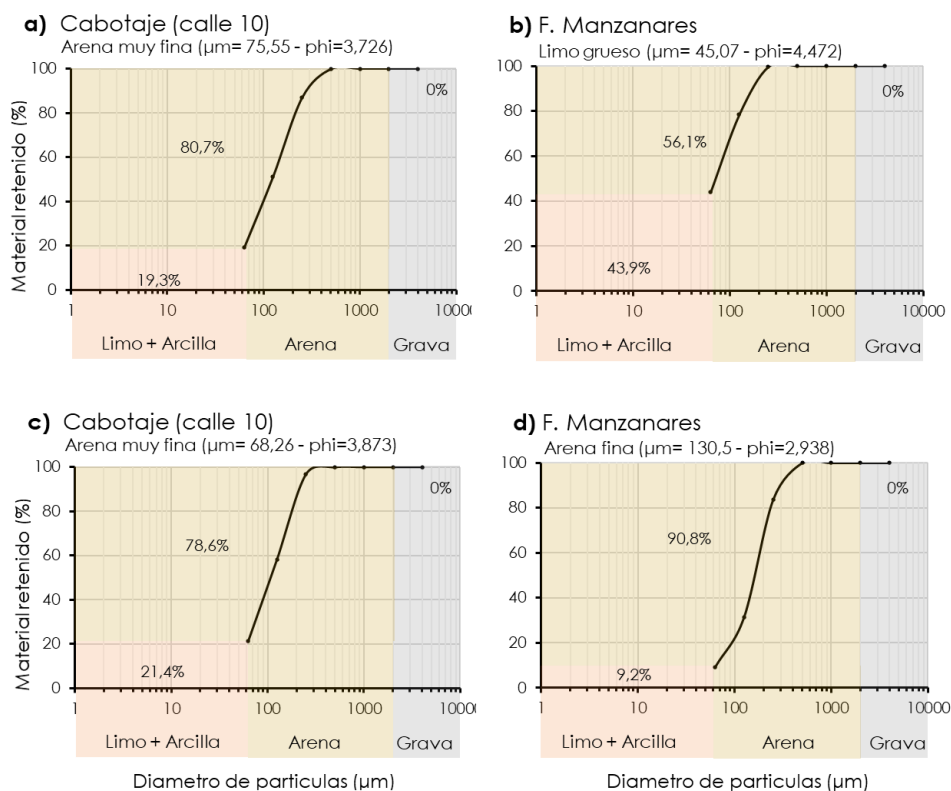


Figura 9-8. Curva granulométrica de las muestras de sedimentos recolectadas en junio (a y b) y noviembre (c y d) de 2025, en las estaciones Cabotaje (calle 10) y F. Manzanares en el departamento del Magdalena.

En la estación Cabotaje (calle 10), el tipo de sedimento (arena muy fina) fue similar al reportado en 2022 y 2024, pero es diferente a 2023 donde se clasificó como limo grueso ([INVEMAR, 2023, 2024, 2025](#)). En la época seca de los últimos tres años (2022 a 2025) en la estación F. Manzanares, el tipo de sedimento fue limo grueso. El cambio ocurrido durante la época lluviosa del mes de noviembre de 2025, es producto de la influencia del aporte continental, debido a las lluvias ([IDEAM, 2025](#)).

El análisis de metales en sedimentos durante los muestreos realizados en junio (época seca) y noviembre (época lluviosa) de 2025 evidenció diferencias temporales en las concentraciones de algunos metales entre las estaciones F. Manzanares y Cabotaje (calle 10).

Durante la época seca, las concentraciones de Pb cuantificadas en ambas estaciones se encontraron por debajo del valor de referencias para efectos umbral (TEL: $30,2 \mu\text{g Pb/g}$;

[Buchman, 2008](#)). Para el Cr, las concentraciones registradas en F. Manzanares ($134 \mu\text{g Cr/g}$) y PEL ($160 \mu\text{g Cr/g}$), correspondientes a concentraciones a partir de las cuales aumenta la probabilidad de efectos adversos sobre la biota ([Buchman, 2008](#)). La concentración de Zn, registrada en Cabotaje ($145 \mu\text{g Zn/g}$) se encontró entre los valores de referencia TEL ($124 \mu\text{g Zn/g}$) y PEL ($271 \mu\text{g Zn/g}$), mientras que en F. Manzanares ($381 \mu\text{g Zn/g}$) superó el valor de referencia PEL ([Buchman, 2008](#)). Para el Cu, la concentración registrada en F. Manzanares ($320 \mu\text{g Cu/g}$) también superó el valor de referencia PEL ($108 \mu\text{g Cu/g}$), mientras que en Cabotaje ($22,8 \mu\text{g Cu/g}$) se encontró entre los valores TEL ($18,7 \mu\text{g Cu/g}$) y PEL ($108 \mu\text{g Cu/g}$) ([Buchman, 2008](#)).

Durante la época lluviosa, las concentraciones de Pb en todas las muestras estuvieron por debajo del límite de cuantificación del método empleado por el LABCAM del INVEMAR (LCM: $15 \mu\text{g Pb/g}$). Para el Cr, la concentración registrada en F. Manzanares estuvo por debajo del LCM ($25 \mu\text{g Cr/g}$), mientras que en Cabotaje se registró una concentración de $30 \mu\text{g Cr/g}$, inferior al valor de referencia TEL ($52,3 \mu\text{g Cr/g}$; [Buchman, 2008](#)). Las concentraciones de Zn en la época lluviosa oscilaron entre $48,1$ y $87,9 \mu\text{g Zn/g}$, encontrándose por debajo del valor de referencia TEL ($124 \mu\text{g Zn/g}$; [Buchman, 2008](#)). En cuanto a Cu, en F. Manzanares la concentración estuvo por debajo del LCM empleado por el LABCAM ($5 \mu\text{g Cu/g}$), mientras que en Cabotaje se registró una concentración de $19 \mu\text{g Cu/g}$, ubicada entre los valores de referencia TEL ($18,7 \mu\text{g Cu/g}$) y PEL ($108 \mu\text{g Cu/g}$; [Buchman, 2008](#)).

De manera consistente en ambas épocas de muestreo las concentraciones de Cd y Ni en todas las muestras estuvieron por debajo de los límites de cuantificación del método empleado por el LABCAM (LCM: $12,5 \mu\text{g Cd/g}$ y $75 \mu\text{g Ni/g}$, respectivamente). Las concentraciones de Hg oscilaron entre $7,61$ y $52,8 \text{ ng Hg/g}$ y se mantuvieron por debajo del valor de referencia TEL de 130 ng Hg/g ([Buchman, 2008](#)).

En cuando al Fe, durante la época seca se registraron concentraciones de $37,2 \text{ mg Fe/g}$ en F. Manzanares y $30,1 \text{ mg Fe/g}$ en Cabotaje (calle 10). Durante la época lluviosa, las concentraciones fueron de $18,1 \text{ mg Fe/g}$ en F. Manzanares y 17 mg Fe/g en Cabotaje (calle 10). Para este elemento no se dispone de valores de referencia TEL ni PEL para la evaluación de posibles efectos sobre la biota.

Contaminación por Basura Marina y Microplásticos en playas turísticas

La evaluación del estado de contaminación por basura marina en las playas turísticas del Rodadero, playa Blanca, playa Municipal, playa Grande, Bahía Concha y playa Cristal, en junio (época seca) y noviembre (época lluviosa) de 2025, evidenció menores concentraciones de basura marina en la época seca (Figura 9-9). En este periodo, las concentraciones oscilaron entre 0 y $0,80 \text{ ítems/m}^2$, mientras que, en la época lluviosa, fluctuaron entre $0,07$ y $1,13 \text{ ítems/m}^2$. En la época seca, las mayores concentraciones se registraron en playa Municipal ($0,80 \text{ ítems/m}^2$) y playa Blanca ($0,49 \text{ ítems/m}^2$). En la época lluviosa, las playas con mayores abundancias correspondieron a playa Grande Taganga ($1,09 \text{ ítems/m}^2$) y playa Municipal ($1,13 \text{ ítems/m}^2$). Este comportamiento coincide con lo reportado en 2022 y 2023 ([INVEMAR, 2023, 2024](#)), y podría estar asociado con la intensa actividad turística y comercial desarrollada en estas playas. Particularmente, playa Municipal, ubicada en el sector de Bahía de Santa Marta, recibe aportes del río Manzanares y de las aguas residuales provenientes de la calle 22 y del Muelle Cabotaje, las cuales

favorecen el arrastre y acumulación de residuos sólidos (Franco-Herrera et al., 2022; Galindo-Montero et al., 2023).

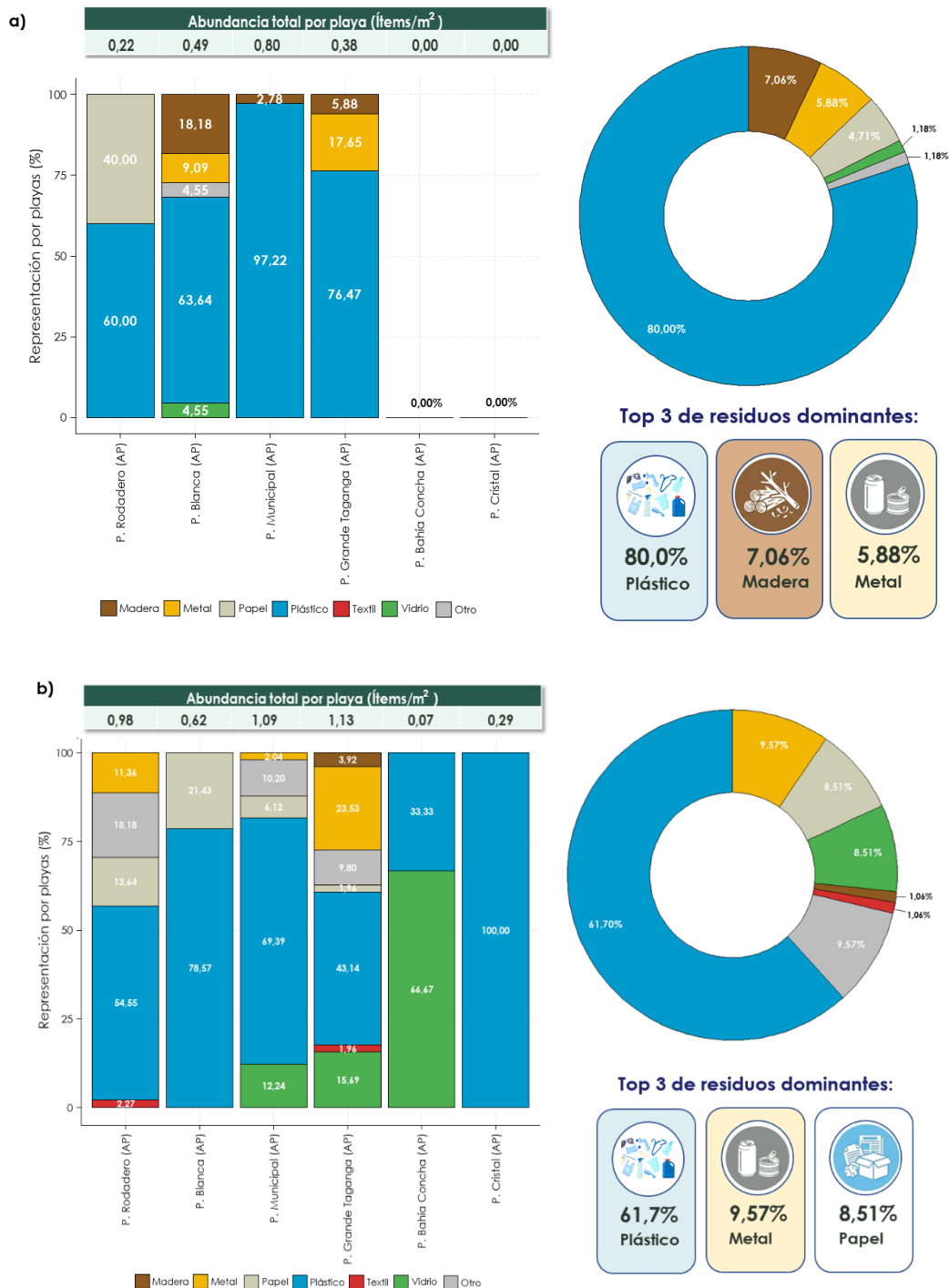


Figura 9-9. Abundancia y representación porcentual de los diferentes materiales de basura marina en las playas priorizadas del departamento de Magdalena, registradas en: a) época seca (junio) y b) época lluviosa (noviembre).

En Bahía Concha y playa Cristal, no se registró basura marina en la época seca, patrón similar al reportado en 2022 ([INVEMAR, 2023](#)). Estos resultados podrían estar relacionados con las medidas de manejo implementadas por el Parque Nacional Natural Tayrona, el cual permaneció cerrado al público entre el 1 y 15 de junio 2025, en el marco de la estrategia “Respira Tayrona”, orientada a procesos de restauración ecológica, educación ambiental y monitoreo ([PNNT, 2025](#)).

El plástico constituyó el material predominante de la basura marina, representando el 80,0% en la época seca y el 61,7% en la época lluviosa. Los residuos plásticos estuvieron compuestos principalmente por fragmentos de icopor, colillas de cigarrillo, botellas, vasos, cubiertos desechables, bolsas, empaques de alimentos, tapas y envoltorios. La predominancia de este material está asociada al elevado consumo y disposición inadecuada de plásticos de un solo uso en zonas turísticas costeras ([Sánchez-Giraldo et al., 2025](#)). En contraste, Bahía Concha presentó un patrón diferente durante la época lluviosa, caracterizado por la dominancia de fragmentos de vidrio, los cuales representaron el 66,6% del material cuantificado.

Los microplásticos (< 5 mm) se registraron en todas las playas turísticas evaluadas en el departamento del Magdalena. Las abundancias en arena de playa oscilaron entre 3,2 y 48,0 ítems/m² en la época seca; y entre 28,8 y 332,8 ítems/m² en la época lluviosa (Figura 9-10).

En la época seca, las mayores abundancias se evidenciaron en P. Rodadero (48,0 ítems/m²) y P. Municipal (44,8 ítems/m²), superando los valores registrados en 2022 ([INVEMAR, 2023](#)). En la época lluviosa las mayores concentraciones se registraron en P. Grande Taganga (332,8 ítems/m²) y P. Municipal (208,0 ítems/m²). Este patrón coincide con lo reportado en 2023, cuando estas mismas playas presentaron las mayores abundancias de microplásticos del departamento. No obstante, en 2025 se observó una reducción en las concentraciones, considerando que en 2023 se registraron valores de 3705,6 ítems/m² en P. Grande Taganga y 270,4 en P. Municipal ([INVEMAR, 2024](#)).

En cuanto a las formas de microplásticos, en las dos épocas climáticas predominaron los de origen secundario derivados de la fragmentación de residuos plásticos de mayor tamaño ([Yu et al., 2020](#)), debido a procesos ambientales como la exposición a radiación ultravioleta, altas temperaturas y abrasión mecánica por interacción con el oleaje y los sedimentos favorecen la degradación progresiva de estos materiales ([Bergmann et al., 2015](#); [Lobelle et al., 2021](#); [Prado-Domerecq et al., 2022](#)). En la época seca, se observó una mayor representatividad de filamentos (38,1%), fragmentos (23,4%) y películas (20,0%), mientras que en la época lluviosa predominaron las espumas (35,1%), los fragmentos (32,2%) y los filamentos (22,7%) (Figura 9-10). La presencia de filamentos podría estar relacionada con aportes de fibras sintéticas provenientes de aguas residuales domésticas, así como con actividades turísticas y pesqueras desarrolladas en la zona ([Bergmann et al., 2015](#); [Galindo-Montero et al., 2023](#)). Este comportamiento ha sido documentado recurrentemente en 2022 y 2023 ([INVEMAR, 2023, 2024](#)).

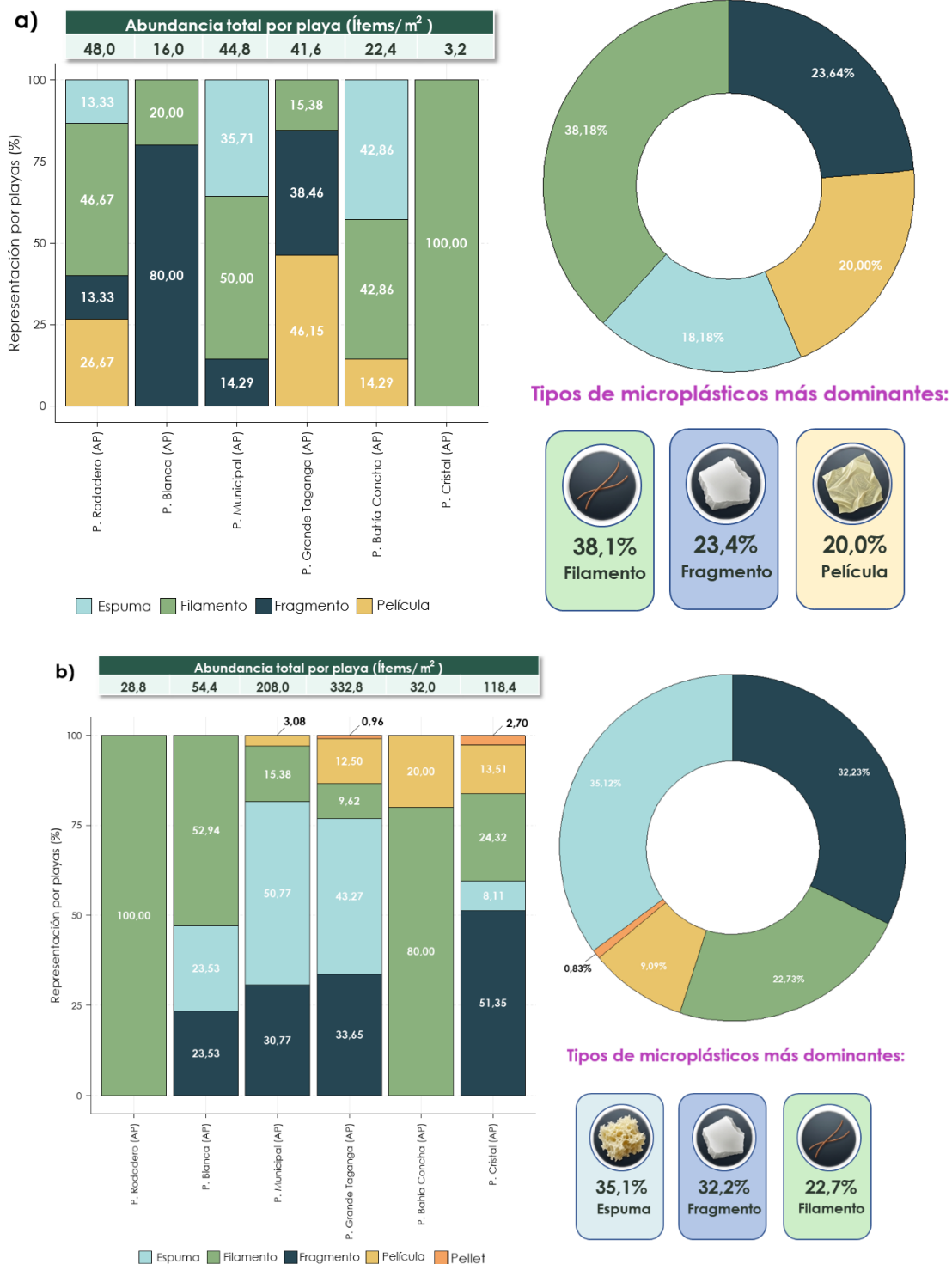


Figura 9-10. Abundancia y representación porcentual de formas identificadas en los microplásticos de las muestras de arena de playas priorizadas de Magdalena, registradas en: a) época seca (junio) y b) época lluviosa (noviembre).

La composición y abundancia de la basura marina, así como de los microplásticos cuantificados en arena de playas turísticas del departamento de Magdalena pone en evidencia la necesidad de diseñar e implementar acciones de manejo de residuos sólidos municipales que son transportados principalmente por los ríos y escorrentías urbanas hasta la zona marina ([Plata y Vega, 2016](#); [Daniel et al. 2020](#)).

Conclusiones y recomendaciones:

- La calidad del agua marina y costera estimada mediante el ICAM en las estaciones F. Gaira, F. Manzanares y Emisario 8, tuvo condiciones inadecuadas y pésimas en las épocas seca y lluviosa. En F. Manzanares y Emisario 8, este comportamiento estuvo asociado a las elevadas concentraciones de coliformes termotolerantes aportadas por el río Manzanares y por descargas de aguas residuales que impactan directamente las estaciones ubicadas en la Bahía de Santa Marta. En F. Gaira, las condiciones observadas podrían estar relacionadas con vertimientos de aguas residuales y fuentes puntuales de contaminación derivadas de actividades comerciales, turísticas y urbanas.
- Las estaciones ubicadas en las cuencas bajas y frentes de los ríos urbanos del departamento del Magdalena presentaron condiciones desfavorables de calidad microbiológica para actividades de contacto primario. En los ríos Gaira y Manzanares, las concentraciones registradas en 2025 superaron sus máximos valores históricos reportados para coliformes termotolerantes y coliformes totales, sugiriendo la influencia persistente de vertimientos de aguas residuales y la necesidad de fortalecer las medidas de control sobre las fuentes puntuales de contaminación.
- En las playas turísticas del departamento del Magdalena se evidenció contaminación por residuos plásticos, y de microplásticos de origen secundario, producidos por procesos de fragmentación y degradación de desechos de mayor tamaño. Estos muestran deficiencias en la gestión integral de residuos sólidos y el control de aportes continentales y fluviales hacia las zonas costeras. En este contexto, se resalta la necesidad de fortalecer las estrategias de prevención, reducción en la fuente, recolección y manejo adecuado de residuos, además de implementar acciones de seguimiento y educación ambiental orientadas a disminuir la presión antrópica sobre los ecosistemas marino-costeros del departamento.



DEPARTAMENTO DE ATLÁNTICO

Por:

*Carlos Salazar Pérez
José Avila Cusba*

10. ATLÁNTICO

El departamento del Atlántico presenta una franja litoral en el Mar Caribe, que se extiende desde Bocas de Ceniza hasta las salinas de Galerazamba. Su clima, influenciado por los vientos alisios, se caracteriza por ser seco, cálido árido y semiárido, con temperaturas medias entre 28 y 30 °C y un régimen de lluvias bajo, influenciado por la persistencia de los alisios que limitan la formación de nubes y precipitaciones en la franja litoral ([Daniel et al., 2015](#); [Gómez-Cubillos et al., 2015](#)).

Las estaciones de monitoreo REDCAM, se encuentran distribuidas en tres zonas: río Magdalena, Puerto Colombia y Tubará-Acosta, cada una con sus diferentes características paisajísticas y socioeconómicas (Figura 10-1). La zona del río Magdalena abarca parte de la cuenca baja del río Magdalena y la Ciénaga de Mallorquín, siendo escenario de actividades portuarias, agrícolas y turísticas, con la presencia de vertimientos de aguas residuales de Barranquilla y Soledad. La franja costera de la zona de Puerto Colombia, se destaca por su enfoque en el turismo. La zona de Tubará-Acosta corresponde a la franja costera de los municipios de Juan de Acosta y Turbará, que se caracteriza por una baja cobertura de alcantarillado, presencia de ciénagas y algunas playas de interés turístico.

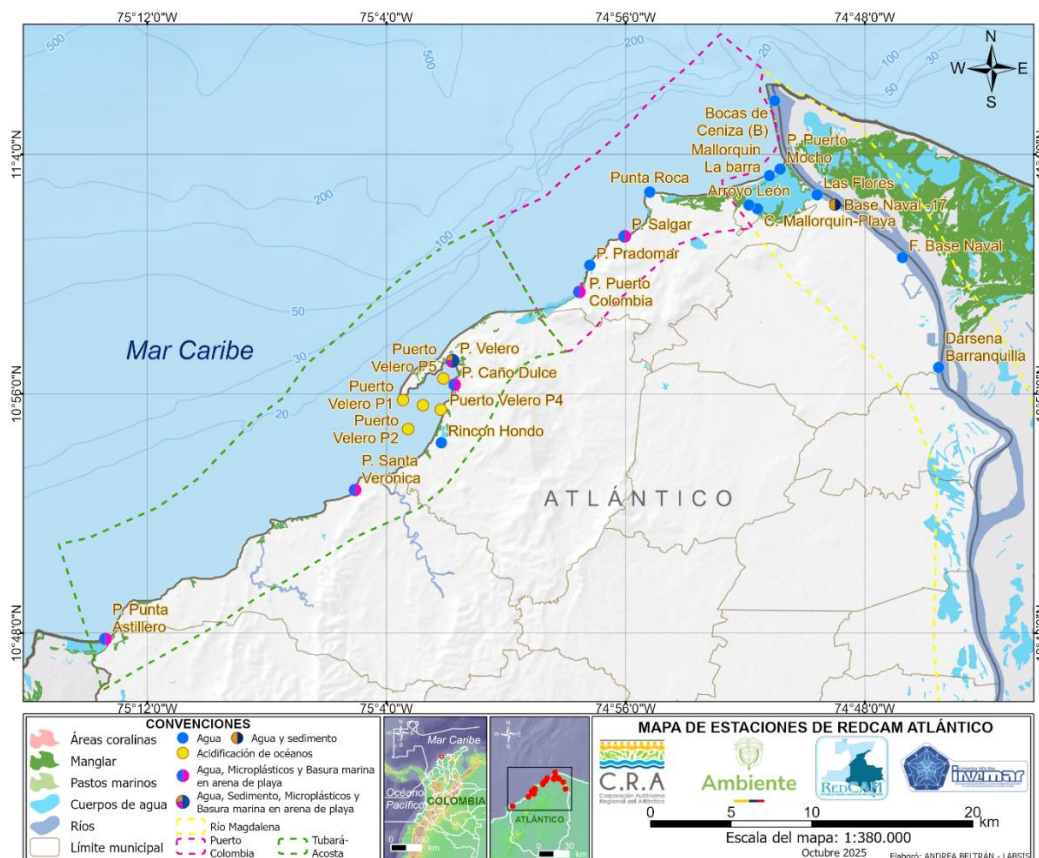


Figura 10-1. Mapa de estaciones de muestreo de la REDCAM en el departamento del Atlántico. Los polígonos punteados presentan las zonas de muestreo.

Índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras – ICAM:

Durante la campaña de muestreo de la REDCAM se realizaron actividades de monitoreo en un total de 14 estaciones del Atlántico, mediante la recolección de muestras y el registro de variables ambientales por parte del personal técnico del INVEMAR (Figura 10-2).



Figura 10-2. Toma de datos *in situ* y colecta de muestras de agua en las estaciones REDCAM Atlántico.

El ICAM fue calculado solamente en nueve estaciones que cumplieron con los criterios mínimos definidos en la metodología de la operación estadística (≥ 6 de las 8 variables que integran el índice) ([Vivas-Aguas et al., 2025](#)). No fue posible estimarlo en más estaciones, debido a que las concentraciones de nitratos (N-NO_3^-), hidrocarburos del petróleo disueltos y dispersos equivalentes de criseno (HPDD) y carbono orgánico total (COT) se encontraron por debajo del límite de cuantificación del método (LCM) empleado por el LABCAM, lo que impidió la estimación adecuada de los subíndices que conforman la ecuación integradora del ICAM. En consecuencia, los valores obtenidos no son considerados confiables para su análisis e interpretación (Figura 10-3).

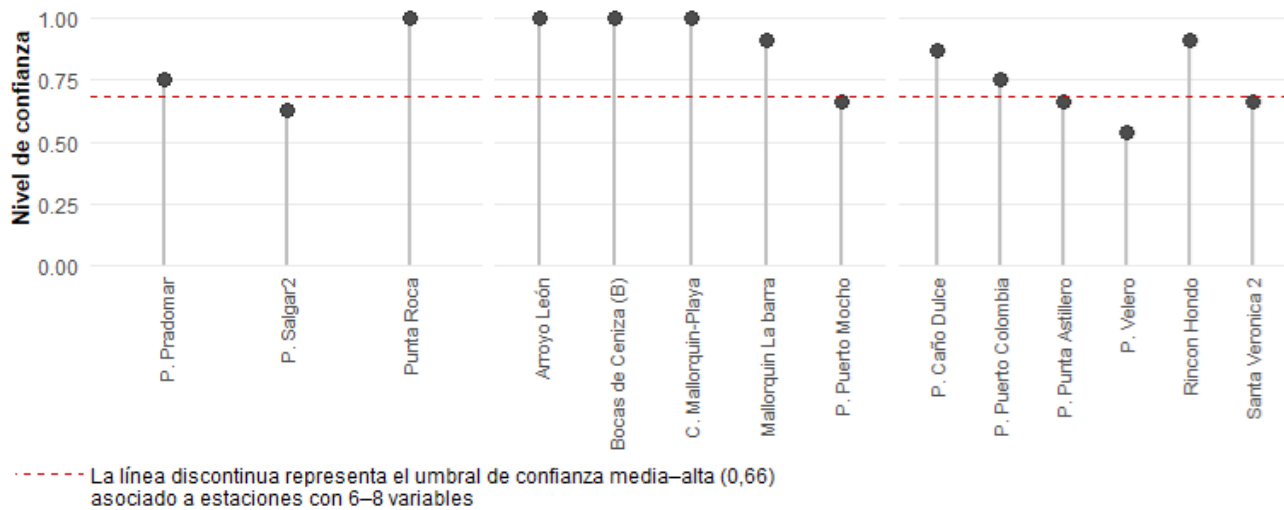


Figura 10-3. Nivel de confianza ICAM calculado para las estaciones REDCAM del departamento del Atlántico.

Los valores ICAM oscilaron entre 36,3 y 89,8 (Figura 10-4). Las estaciones P. Caño Dulce, Punta Roca, P. Pradomar, P. Puerto Colombia, C. Mallorquín-Playa, Arroyo León y C. Mallorquín La Barra, presentaron calidad adecuada. La estación Rincón Hondo presentó calidad aceptable; y la estación Bocas de Ceniza (B), presentó calidad inadecuada.

La clasificación de calidad inadecuada para Bocas de Ceniza (B), se debió a las altas concentraciones de nitratos ($297 \mu\text{g/L}$ de N-NO_3^-), sólidos suspendidos totales (275 mg/L) y coliformes termotolerantes (7.800 NMP/100 mL), que son aportadas por vertimientos de aguas residuales domésticas, escorrentías urbanas y agrícolas en la zona del río Magdalena ([INVEMAR, 2024](#)). Se ha documentado que las principales fuentes que contribuyen a la contaminación por nitrógeno y fósforo en esta zona corresponden a actividades agrícolas y ganaderas; el aumento de las concentraciones de sólidos suspendidos totales se relaciona con las aguas residuales domésticas e industriales; y las que aportan mayormente a las altas concentraciones de coliformes fecales se relacionan con el vertimiento de aguas residuales sin tratar ([Gallo-Vélez et al., 2022](#)).

En la estación Rincón Hondo, la calidad del agua se deterioró con relación a septiembre de 2024, pasando de una categoría adecuada a una de aceptable. Esta variación se asoció principalmente a concentraciones elevadas de carbono orgánico total (COT; $15,2 \text{ mg/L}$) y clorofila *a* ($15,6 \mu\text{g/L}$) registradas durante el periodo de muestreo. Este cambio se relaciona con actividades antrópicas desarrolladas en el área, como la producción de carbón vegetal y la preparación de tierras para cultivos agrícolas y ganaderos ([Blanco-Muñoz et al., 2020](#)).

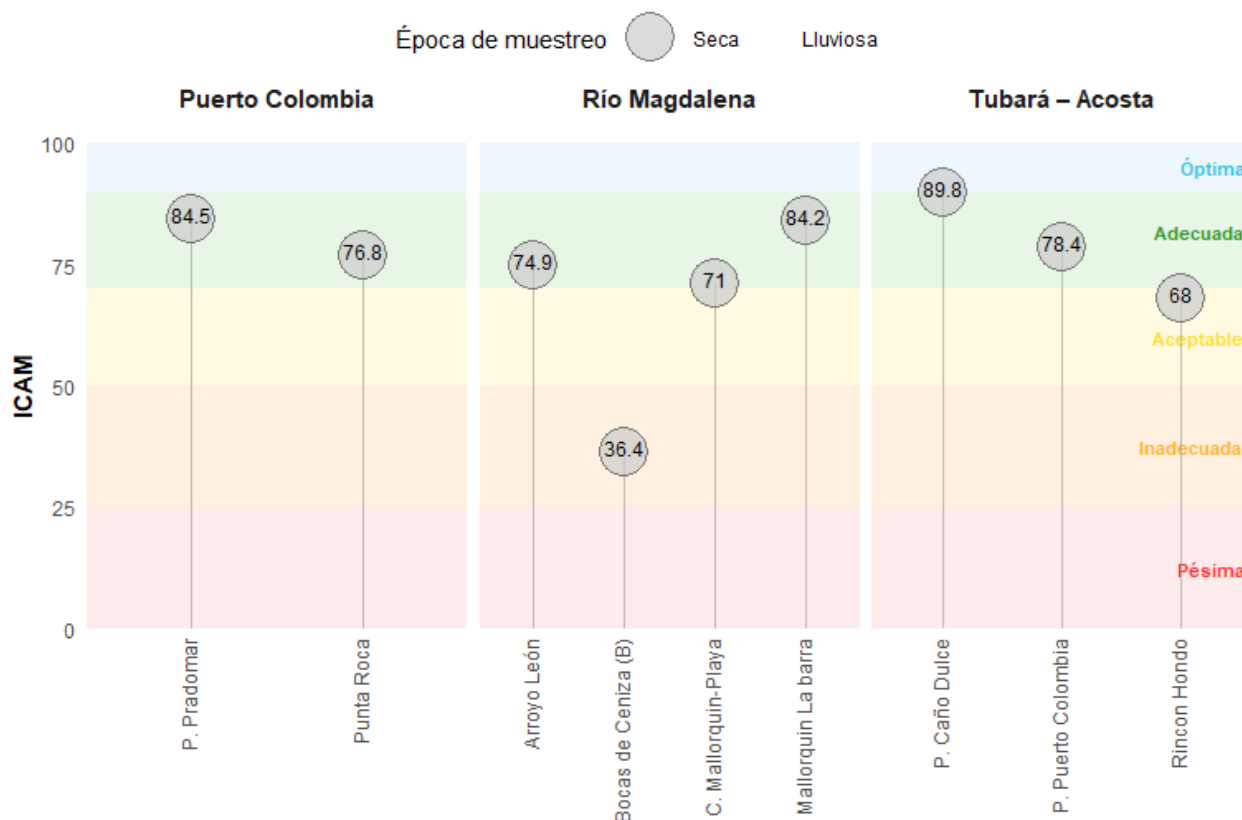


Figura 10-4. Calidad de agua superficial ICAM en época seca, muestreo realizado en septiembre del 2025, en las estaciones marinas y costeras del departamento del Atlántico.

Calidad del agua para el uso recreativo en playas turísticas

La calidad del agua para uso turístico se determinó a partir de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE), Coliformes Totales (CTT) y Enterococos Fecales (EFE) en el agua de la playa, contrastados con los límites permisibles para uso recreativo de contacto primario de <200 NMP/100 mL o 2,30 log NMP/100 mL de CTE, <1.000 NMP/100 mL o 3,0 log NMP/100 mL de CTT ([MinAmbiente, 2015](#)) y los valores de referencia para playas Bandera Azul <100 UFC/100 mL o 2,0 log UFC/100 mL de EFE ([Unión Europea, 2006](#)).

En las estaciones ubicadas en las zonas Tubará-Acosta y Puerto Colombia, se registraron concentraciones de CTE y CTT que estuvieron por debajo el límite permisible por contacto primario establecido por la legislación colombiana ([MinAmbiente, 2015](#)) (Figura 10-5). En las estaciones P. Punta Astillero, Rincón Hondo y P. Caño Dulce, las concentraciones de CTE estuvieron por debajo del límite de cuantificación del método analítico empleado por el LABCAM INVEMAR (LCM = 1,8 NMP/100 mL o <0,45 log NMP/100 mL). En contraste, la mayoría de las estaciones ubicadas en la zona río Magdalena presentaron concentraciones de CTE y CTT por encima de los límites permisibles por contacto primario, con excepción de Arroyo León, C. Mallorquín-La Barra y P. Puerto Mocho El. En el caso específico de C. Mallorquín-Playa, las concentraciones de CTE se encontraron por debajo del valor de referencia, pero los CTT superaron ligeramente el límite permisible por contacto primario (Figura 10-5).

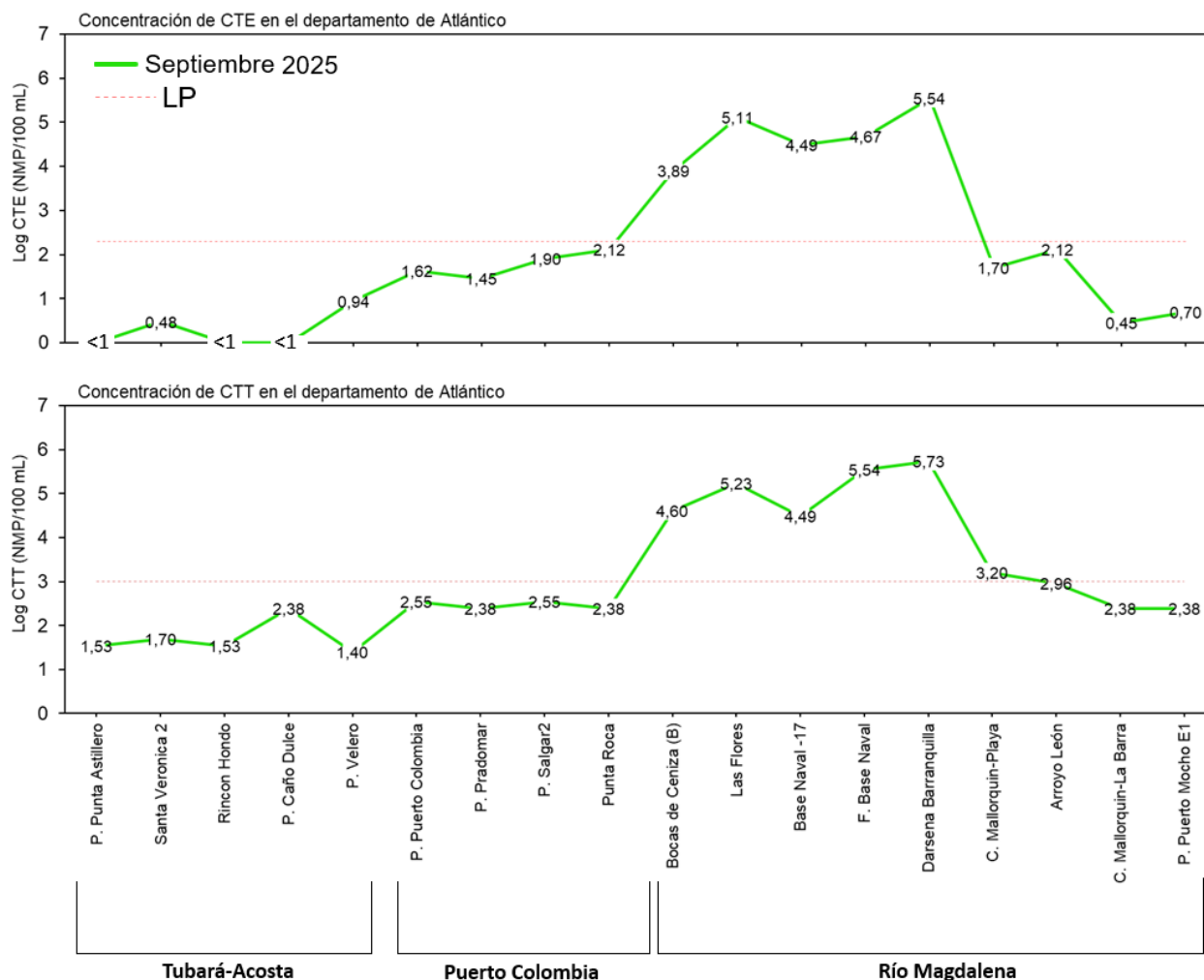


Figura 10-5. Logaritmo de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE) y Coliformes Totales (CTT) en las estaciones REDCAM Atlántico durante la salida de campo del 1 al 4 de septiembre de 2025. Línea roja: valor de referencia del límite permisible corresponde a 200 NMP/100 mL o 2,30 log (NMP/100 mL) para CTE y 1.000 NMP/100 mL o 3,0 log (NMP/100 mL) para CTT. L.P: Límite Permisible.

Las concentraciones de EFE para la mayoría de las estaciones muestreadas en septiembre de 2025, se encontraron por debajo del valor de referencia propuesto por la Unión Europea (Figura 10-6). En la estación Punta Roca se registró una concentración que estuvo por encima del valor de referencia, mientras que para C. Mallorquín-La Barra el valor estuvo por debajo del LCM empleado por LABCAM INVEMAR (1 UFC/100 mL).

Las concentraciones de CTT y CTE registradas en el muestreo de septiembre de 2025, disminuyeron en comparación con el mes de septiembre de 2024, principalmente para las estaciones P. Puerto Colombia, P. Velero, P. Salgar2 y P. Pradomar, ubicadas en las zonas Tubará-Acosta y Puerto Colombia. No obstante, se siguen registrando concentraciones que superan los límites permisibles por la legislación nacional para estaciones ubicadas sobre el río Magdalena (Bocas de Ceniza (B), Las Flores, Base Naval - 17, F. Base Naval y Darsena Barranquilla), que reflejan la necesidad de diseñar e implementar acciones para el tratamiento de las aguas residuales municipales que propendan por la disminución de impactos sobre la calidad del recurso hídrico marino costero del departamento.

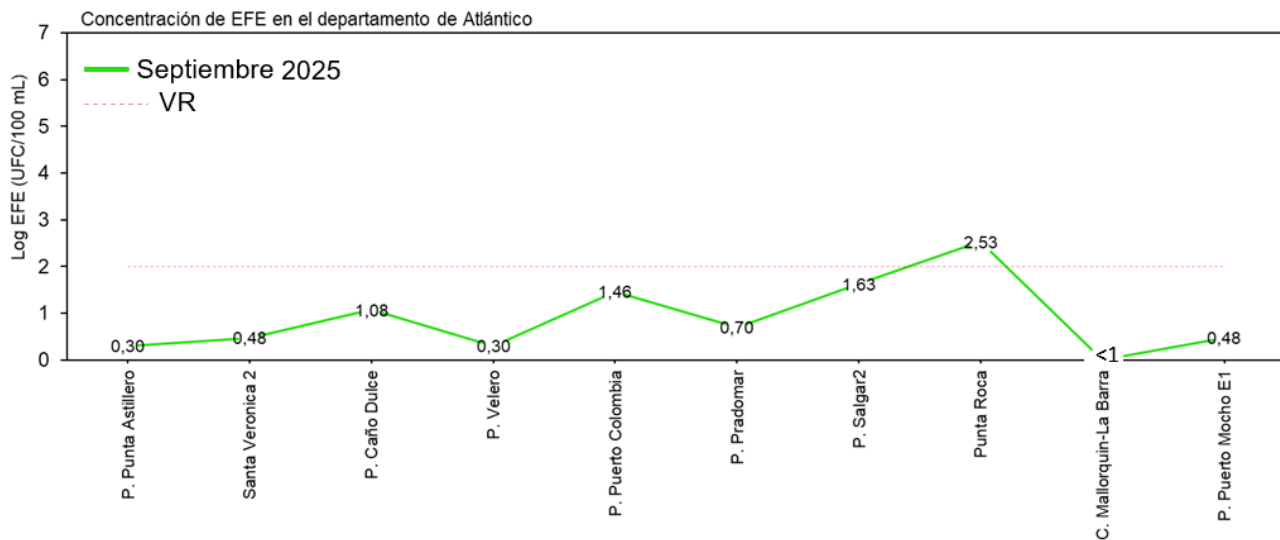


Figura 10-6. Concentraciones de Enterococos Fecales (EFE) en las estaciones REDCAM Atlántico durante la salida de campo del 1 al 4 de septiembre de 2025. El valor de referencia corresponde a 100 UFC/100 mL o 2,0 log (UFC/100 mL) para EFE. Línea roja V.R: Valor de referencia.

El análisis histórico de los microorganismos indicadores de contaminación fecal, CTE, CTT y EFE, evidenció que, durante la mayor parte de los años analizados, las estaciones P. Puerto Colombia, P. Pradomar y P. Salgar 2, presentaron niveles de cumplimiento bajo y medio (Figura 10-7). No obstante, se identificaron eventos puntuales de mejora, particularmente en la estación P. Salgar, donde en 2019 se registró un nivel de cumplimiento alto para CTT y, en 2023, para CTE y CTT.

En el muestreo realizado en el 2023, las concentraciones de CTT en las estaciones P. Puerto Colombia, P. Pradomar y P. Salgar 2, cumplieron con los valores establecidos por la norma; sin embargo, en P. Puerto Colombia y P. Pradomar los niveles de cumplimiento para CTE se mantuvieron bajos. En 2024, se evidenció un deterioro general de las condiciones microbiológicas, con niveles de cumplimiento bajos para CTE y CTT en estas estaciones, excepto en P. Pradomar y P. Salgar 2, donde se observaron niveles de cumplimiento alto para EFE. Cabe destacar, en el caso de Caño Dulce, se observaron niveles de cumplimiento bajo para CTE desde el 2022 hasta el 2024 (Figura 10-7). En cuanto al análisis correspondiente al muestreo de septiembre del 2025, se observó una mejora generalizada, con niveles de cumplimiento alto para todos los indicadores microbiológicos (CTT, CTE y EFE), en todas las estaciones evaluadas. En conjunto, estos resultados reflejan la influencia combinada de los vertimientos de aguas residuales domésticas y del aporte del río Magdalena, los cuales constituyen fuentes relevantes de contaminación orgánica y microbiológica en la región, moduladas por la variabilidad hidrológica y oceanográfica local ([CRA, 2022](#); [Gallo-Vélez et al., 2022](#)).

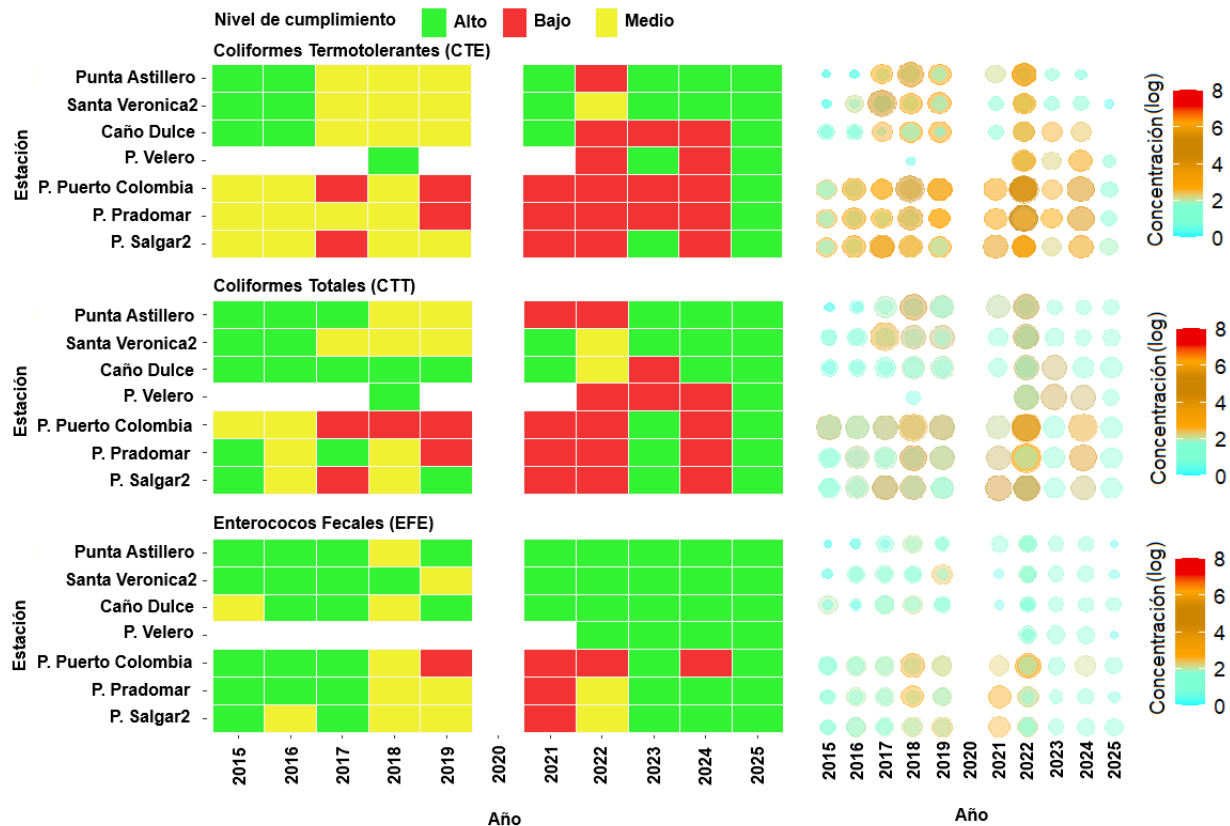


Figura 10-7. Registros históricos del nivel de cumplimiento de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE), Coliformes Totales (CTT) y Enterococos fecales (EFE) para el uso recreativo del agua en el departamento de Atlántico.

Calidad de sedimentos marinos y costeros

El análisis granulométrico de las muestras de sedimento recolectados en septiembre de 2025, mostró que el 2,68% del contenido correspondió a Lodo y el 97,3% a Arena para la estación P. Velero. Mientras que, en la estación Base Naval – 17, el 26,2% del contenido fue Lodo y el 73,7% Arena (Figura 10-8). En relación con la metodología establecida por [Folk y Ward \(1957\)](#), el sedimento de P. Velero fue clasificado como Arena media, con un diámetro de partícula de 332,6 μm , y el de Base Naval-17 se clasificó como Limo muy grueso, con un tamaño de partícula de 61,19 μm de diámetro (Figura 10-8). Las características del sedimento observadas son similares a lo reportado para ambas estaciones en los años 2024 y 2023 ([INVEMAR, 2024, 2025](#)), en donde se evidenció el predominio de partículas de arena en el caso de P. Velero y de limo para Base-Naval-17.

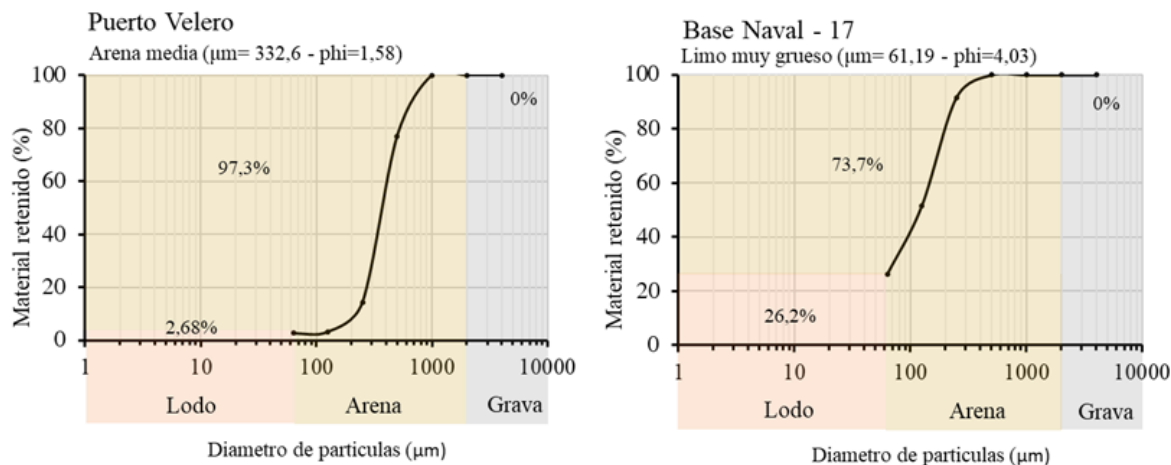


Figura 10-8. Curva granulométrica de las muestras de sedimentos recopiladas en septiembre de 2025, en la estación Puerto Velero y Base Naval-17 en el departamento del Atlántico.

En la estación con características de agua marina (P. Puerto Velero), las concentraciones de Cd, Cu, Ni y Pb, se encontraron por debajo de los límites de cuantificación de los métodos analíticos empleados por el LABCAM INVEMAR (12,5 µg/g para Cd, 5 µg/g para Cu, 75 µg/g para Ni y 15 µg/g para Pb); para los demás metales, se registraron concentraciones de Cr con 29,6 µg/g, Fe con 15,8 mg/g, Hg con 5,11 ng/g y Zn con 66,6 µg/g. Las concentraciones de Cr, Hg y Zn, se encontraron por debajo de los valores de referencia para efectos umbral (TEL) y efectos probables (PEL) propuestos por la NOAA (52,3 y 160 µg/g para Cr, 130 y 700 ng/g para Hg, 124 y 271 µg/g para Zn; [Buchman, 2008](#)).

En la estación Base Naval – 17 que tiene características fluviales, las concentraciones de los metales Cd, Ni y Pb, se encontraron por debajo de los límites de cuantificación de los métodos analíticos empleados por LABCAM INVEMAR (12,5 µg/g para Cd, 7 µg/g para Ni y 15 µg/g para Pb); para los demás metales, se registraron concentraciones de Cu (31 µg/g), Cr (66,5 µg/g), Fe (33,3 mg/g), Hg (69,4 ng/g) y Zn (146 µg/g). En el caso de Cr y Zn las concentraciones se encontraron por encima de los valores de referencia TEL, pero por debajo de los valores de referencia PEL propuestos por la NOAA ([Buchman, 2008](#)).

Estos valores son similares a los reportados en el muestreo de septiembre de 2024, cuando los mismos metales para la estación evaluada superaron el valor de referencia TEL ([INVEMAR-CRA, 2024](#)). Cabe destacar que, en el caso de Cu y Hg, las concentraciones se encontraron por debajo de los valores de referencia TEL.

En las muestras de sedimento colectadas en el mes de septiembre de 2025, en las estaciones de P. Velero y Base Naval-17, no fueron detectados los plaguicidas organoclorados y organofosforados; situación similar a la del muestreo del año 2019, cuando tampoco se detectaron estos contaminantes en las muestras de sedimento ([INVEMAR, 2020](#)).

Contaminación por Basura Marina y Microplásticos en playas turísticas

La concentración de basura marina en las playas Punta Astillero, Salgar, Puerto Colombia, Santa Verónica, Caño Dulce y Puerto Velero, osciló entre 0 y 1,91 ítems/m². Las mayores concentraciones se registraron en Playa Punta Astillero (1,91 ítems/m²) y Playa Salgar (0,42

ítems/m²), mientras que, en la playa de Puerto Velero, no se registró presencia de basura marina (Figura 10-9).

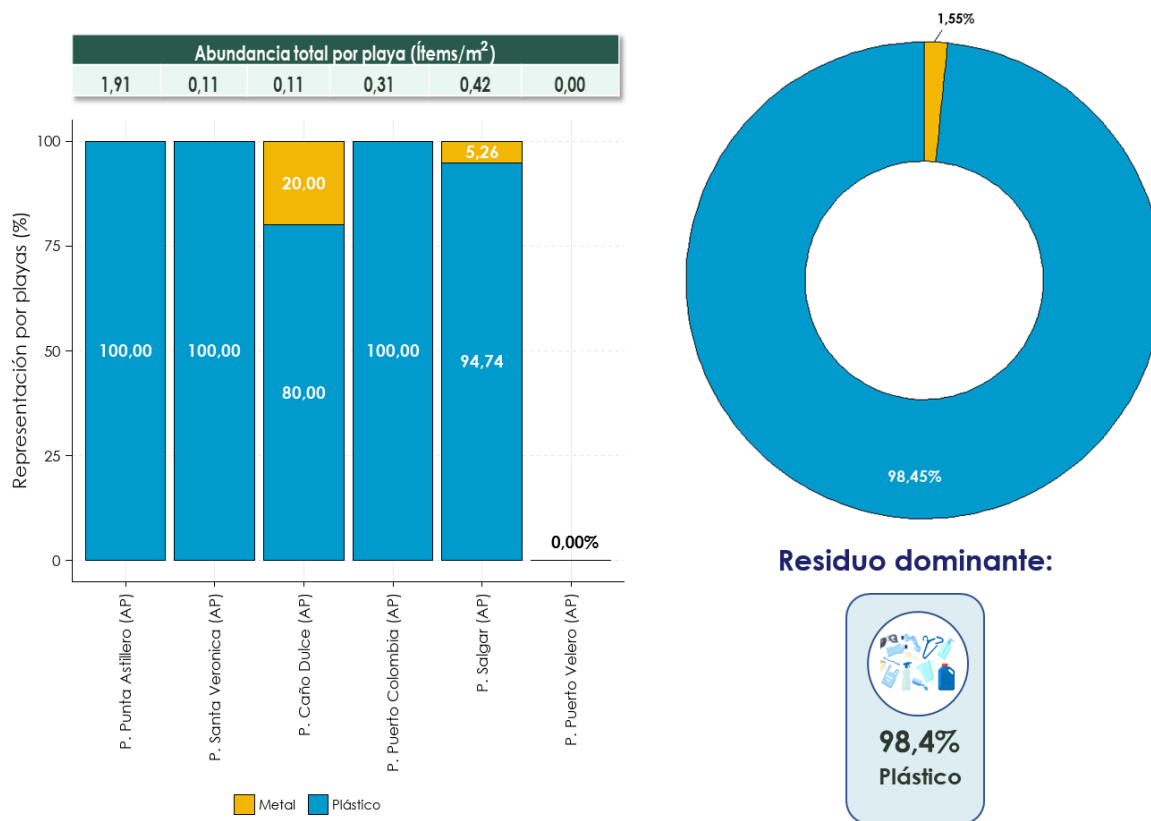


Figura 10-9. Abundancia y representación porcentual de los diferentes materiales de basura marina en las playas priorizadas del departamento del Atlántico, registrados en el muestreo realizado el 4 de septiembre de 2025.

En comparación con los reportes de septiembre de 2024, todas las playas, a excepción de Punta Astillero, presentaron una disminución en la abundancia de basura marina ([INVEMAR, 2025](#)). En particular, en la playa de Puerto Velero, no se registró presencia de basura marina durante el muestreo realizado el 4 de septiembre de 2025. Esta reducción podría estar asociada al impulso turístico estratégico desarrollado en el departamento del Atlántico, sustentado en la modernización de infraestructura, el ordenamiento de playas y la promoción de la sostenibilidad ambiental, factores que han favorecido una gestión más adecuada de los residuos sólidos en las zonas costeras y han fortalecido el compromiso social hacia la conservación ambiental en los municipios atlanticenses ([Fontur, 2024](#); [Semana, 2025](#)). En contraste, el incremento registrado en Punta Astillero podría estar influenciado por la carga de residuos sólidos provenientes del río Magdalena, cuya desembocadura se encuentra en Bocas de Ceniza, además de los aportes asociados a las actividades turísticas y urbanas que se desarrollan en el área ([INVEMAR, 2025](#)).

En las playas donde se registró basura marina, se identificó que los plásticos correspondieron al material con mayor representatividad, alcanzando el 98% del total, constituido principalmente por fragmentos de poliestireno expandido, fragmentos de vasos y utensilios de un solo uso, tapas de botellas PET, palillos, envoltorios y envases de alimentos y

fragmentos plásticos sin identificar, seguido de metales (2 %) representado por tapas de bebidas (Figura 10-9).

A pesar de la reducción observada en la abundancia de basura marina en las playas turísticas del departamento del Atlántico respecto al 2024, los resultados del muestreo del 2025 evidencian que los plásticos continúan siendo el tipo de material de basura marina con mayor representación (>98%) en todas las playas turísticas del Atlántico analizadas (Figura 10-9). Esto sugiere que si bien las acciones implementadas, en el marco del impulso turístico estratégico en materia de ordenamiento, educación ambiental y fortalecimiento de la gestión de residuos han contribuido a disminuir la cantidad total de desechos en las playas, aún se evidencia el uso de materiales plásticos de un solo uso. Esta situación, genera un factor de riesgo para la calidad de agua y la arena de playa ([Bejarano et al, 2014](#)); por lo cual se resalta la necesidad de consolidar y mantener las estrategias de reducción en la fuente y de gestión integral de residuos, especialmente en zonas turísticas y en áreas con influencia o descargas fluviales que favorecen la acumulación de plásticos.

Así mismo, aunque el creciente impulso turístico en el departamento del Atlántico ha contribuido a la recuperación y el mejoramiento de las playas, esto implica nuevos desafíos asociados al aumento de las actividades de consumo de turistas y locales, las cuales, si no se acompañan de un manejo adecuado de los residuos sólidos y de infraestructura suficiente, generarán mayor presión sobre los ecosistemas costeros, lo cual podría intensificar la problemática de contaminación por plásticos en las zonas costeras. En este contexto, resulta prioritario implementar estrategias integrales orientadas a reducir el uso de plásticos de un solo uso en actividades comerciales vinculadas al turismo, tales como empaques de icopor, vasos desechables y utensilios plásticos e integrar programas de limpieza y monitoreo continuo que garanticen la conservación de la calidad ambiental de las playas del Atlántico.

Se registraron concentraciones de microplásticos (300 μm – 5 mm) que oscilaron entre 38,4 y 1.837 ítems/ m^2 (Figura 10-10). Las mayores concentraciones se observaron en Punta Astillero (1.837 ítems/ m^2) y Salgar (774,4 ítems/ m^2), mientras que en Puerto Velero (38,4 ítems/ m^2) y Puerto Colombia (86,4 ítems/ m^2) se registraron las menores abundancias (Figura 10-10).

El análisis histórico evidenció un incremento de la concentración de microplásticos en la estación de Punta Astillero, comparado con el muestreo del 2024 (1.302 ítems/ m^2) ([INVEMAR-CRA, 2024](#)); no obstante, las abundancias registradas en 2025 continúan siendo considerablemente menores que las reportadas en 2022 y 2023, años en los que esta playa mostró los valores más altos ([INVEMAR 2023, 2024](#)). Un comportamiento similar se presentó en Santa Verónica, en donde se observó un aumento respecto al 2024 (18 ítems/ m^2) y las abundancias en 2025 (147 ítems/ m^2) permanecen muy por debajo de lo registrado en 2022 (384 ítems/ m^2) y 2023 (209 ítems/ m^2) ([INVEMAR 2023, 2024](#)).

En contraste, Puerto Velero y Puerto Colombia presentaron en 2025 las menores concentraciones de la serie histórica, observándose una tendencia a la disminución desde 2022 ([INVEMAR 2023, 2024](#)). La estación Caño Dulce registró su mayor valor en 2025 (285 ítems/ m^2), evidenciando una posible tendencia creciente y una mayor acumulación reciente de microplásticos en esta playa.

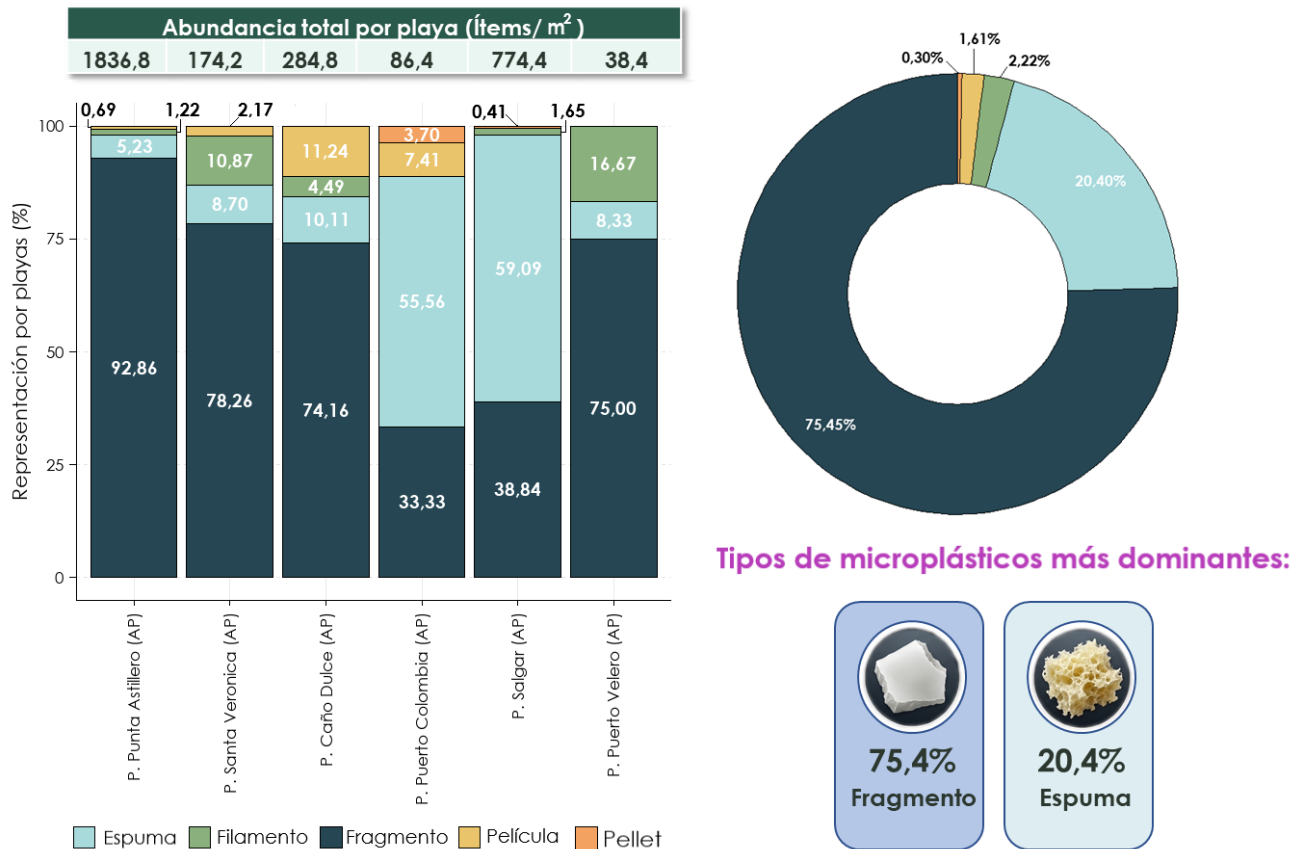


Figura 10-10. Abundancia y representación porcentual de formas identificadas en los microplásticos de las muestras de arena de playas priorizadas del departamento de Atlántico.

De las 990 partículas cuantificadas durante el muestreo de septiembre de 2025, los fragmentos fueron la forma más frecuente (75 %), seguidos por las espumas (20 %); los filamentos y películas aportaron cada uno un 2 %, y los pellets representaron menos del 1 % del total (Figura 10-10). Esta distribución indica que el 99 % de los microplásticos cuantificados son de origen secundario; es decir, derivados de la fragmentación de residuos plásticos de mayor tamaño, tales como: botellas, tapas, envoltorios y poliestireno expandido, entre otros. La fragmentación de los plásticos de mayor tamaño puede ocurrir in situ, es decir, a partir de residuos plásticos que son depositados de manera directa o indirecta en la playa y se fragmentan progresivamente en partículas menores a 5 mm ([Pfohl et al., 2025](#)), debido a la exposición a la radiación ultravioleta y las altas temperaturas en la arena, condiciones que favorecen la foto-oxidación y termo-oxidación de los plásticos. Estos procesos inducen ruptura de cadenas poliméricas, disminuyen el peso molecular y provocan la pérdida de ductilidad, acelerando la pérdida de integridad estructural de los polímeros, especialmente de los *commodity plastics* ([Chamas et al., 2020](#); [Delorme et al., 2025](#)). En este estado de degradación, la abrasión mecánica por el oleaje, viento y los sedimentos aplica tensiones físicas que facilitan su fractura bajo esfuerzos mínimos, favoreciendo así la generación de microplásticos secundarios ([Lobelle et al., 2021](#); [Prado-Domercq et al., 2022](#)). Los plásticos también pueden fragmentarse en zonas externas a la playa, como, por ejemplo, en el mar abierto, estuarios y áreas urbanas, y posteriormente ser transportados hacia la costa por efecto de corrientes marinas, mareas o vientos dominantes, depositándose directamente como microplásticos. De esta manera, la mezcla de procesos

locales y regionales puede contribuir a la presencia de microplásticos secundarios en las playas del departamento del Atlántico.

La composición por formas también mostró variaciones entre playas. En Punta Astillero, Caño Dulce, Santa Verónica y Puerto Velero, predominaron los fragmentos, una forma asociada a la degradación de una amplia variedad de plásticos rígidos. En Salgar y Puerto Colombia, las espumas fueron la categoría dominante, lo que sugiere un mayor aporte de residuos de poliestireno expandido (EPS), comúnmente utilizado en recipientes para alimentos, empaques, cajas de conservación térmica, en aplicaciones de construcción y aislamiento, entre otros. Aunque tanto fragmentos como espumas pueden originarse por procesos similares de degradación ambiental, las espumas tienden a indicar una presencia más directa de productos elaborados en EPS. Adicionalmente, Puerto Colombia fue la única playa donde se registraron pellets (4 %), un indicador puntual de ingreso de resinas plásticas de origen primario preindustriales (Figura 10-10).

Conclusiones y recomendaciones:

- La evaluación de la calidad del agua marina y costera del departamento del Atlántico para la época seca (septiembre) de 2025, realizada mediante la aplicación del Índice de Calidad de Agua Marina y Costera para la Preservación de la Flora y la Fauna (ICAM), evidenció condiciones inadecuadas en la estación Bocas de Ceniza. Esta clasificación se asocia principalmente con la presencia de altas concentraciones de nitratos, sólidos suspendidos totales y coliformes termotolerantes, lo que refleja la influencia significativa de aportes continentales por el río Magdalena y presiones antrópicas sobre este sector. En la estación Rincón Hondo, se presentó una calidad de agua aceptable, y en las estaciones P. Caño Dulce, Punta Roca, P. Pradomar, P. Puerto Colombia, Ciénaga de Mallorquín–Playa, Arroyo León y Ciénaga de Mallorquín–La Barra se presentaron condiciones adecuadas.
- La calidad microbiológica del agua para contacto primario en las estaciones Bocas de Ceniza, Las Flores, Base-Naval-17 y Darsena Barranquilla, ubicadas en la zona del río Magdalena, mostró un deterioro de acuerdo con lo establecido por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible; toda vez que las concentraciones de coliformes termotolerantes y coliformes totales se encontraron por encima del límite permisible. Esta situación refleja la necesidad de diseñar e implementar acciones para el tratamiento de aguas residuales municipales, que propendan a disminuir los impactos en la calidad del recurso hídrico marino costero del departamento.
- En septiembre (época seca) del 2025, se observó que la contaminación por microplásticos persiste en las playas del departamento del Atlántico, con variaciones espaciales y temporales entre sitios. La predominancia de microplásticos de origen secundario confirma que la degradación de residuos plásticos de mayor tamaño continúa siendo una fuente relevante de contaminación costera. Se recomienda fortalecer las acciones de prevención, manejo integral y reducción de residuos plásticos en las playas priorizadas, con énfasis en el control de fuentes locales y el seguimiento continuo mediante programas de monitoreo que permitan evaluar la efectividad de las medidas implementadas.



DEPARTAMENTO DE BOLÍVAR

Por:

José Avila Cusba

Carlos Salazar Pérez

Sofía Martínez Martínez

11. BOLÍVAR

El departamento de Bolívar es un territorio con una riqueza en ecosistemas marinos que incluyen arrecifes coralinos, playas, manglares, humedales costeros y pastos marinos. La Bahía de Cartagena se caracteriza por ser un cuerpo estuarino, conectado con el mar Caribe mediante dos bocas, Bocachica y Bocagrande, y una bahía interna que en la parte norte no tiene comunicación directa con el mar (Lonin et al., 2004; Cañón et al., 2007); y en la parte sur recibe las descargas de aguas continentales a través del Canal del Dique, que juega un papel crucial en la dinámica costera.

Las estaciones REDCAM se distribuyen en cinco zonas (Figura 11-1). La zona Costa Norte, donde se encuentran playas y el emisario submarino de Punta Canoa; la zona Bahía Afuera, con estaciones en las playas turísticas de Cartagena; la zona Bahía de Cartagena, compuesta por las bahías interna y externa, y el área donde desemboca el Canal del Dique; la zona Bahía de Barbacoas, donde desembocan caños conectados al Canal del Dique; y la zona de las Islas, que abarca las Islas del Rosario y la Isla Barú, donde hay áreas coralinas de gran importancia ambiental (Alonso et al., 2015).

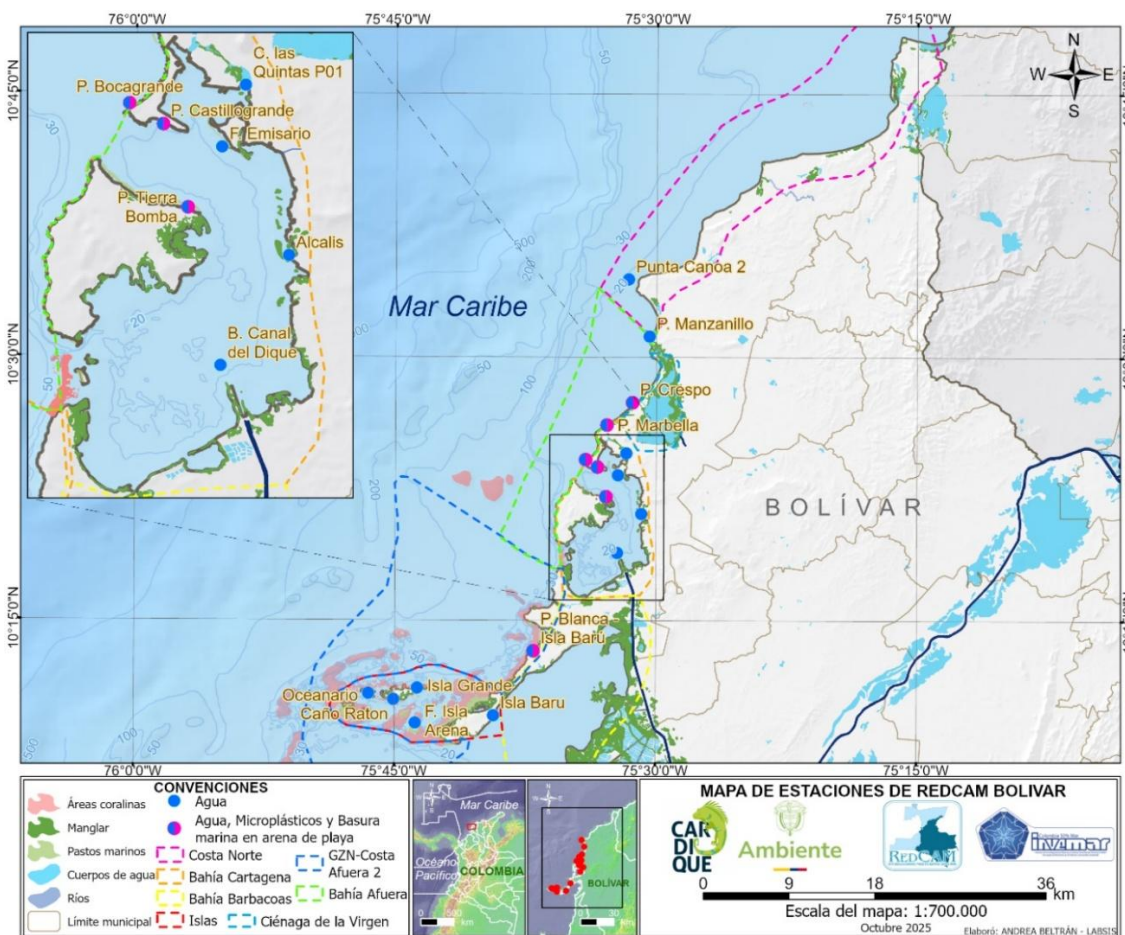


Figura 11-1. Mapa de estaciones de muestreo de la REDCAM en el departamento de Bolívar. Los polígonos punteados presentan las zonas de muestreo.

Índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras – ICAM:

En el área marino costera del departamento de Bolívar, se recolectaron muestras de agua por el personal técnico del INVEMAR en las 17 estaciones planificadas (Figura 11-2).



Figura 11-2. Toma de datos *in situ* y colecta de muestras de agua en las estaciones REDCAM Bolívar.

El ICAM solo fue posible estimarlo en nueve estaciones que contaron con el número mínimo de variables requeridas para su estimación (≥ 6 de las 8 variables que integran el índice). En las demás estaciones, las concentraciones de fosfatos ($P-PO_4^{3-}$), nitratos ($N-NO_3^-$), hidrocarburos del petróleo disueltos y dispersos (HPDD) y carbono orgánico total (COT) se encontraron por debajo del límite de cuantificación del método (LCM) empleado por el LABCAM, lo que impidió la estimación adecuada de los subíndices que conforman la ecuación integradora del ICAM. En consecuencia, los valores obtenidos no son considerados confiables para su análisis e interpretación. Los niveles de confianza asociados al cálculo del índice se muestran en la Figura 11-3.

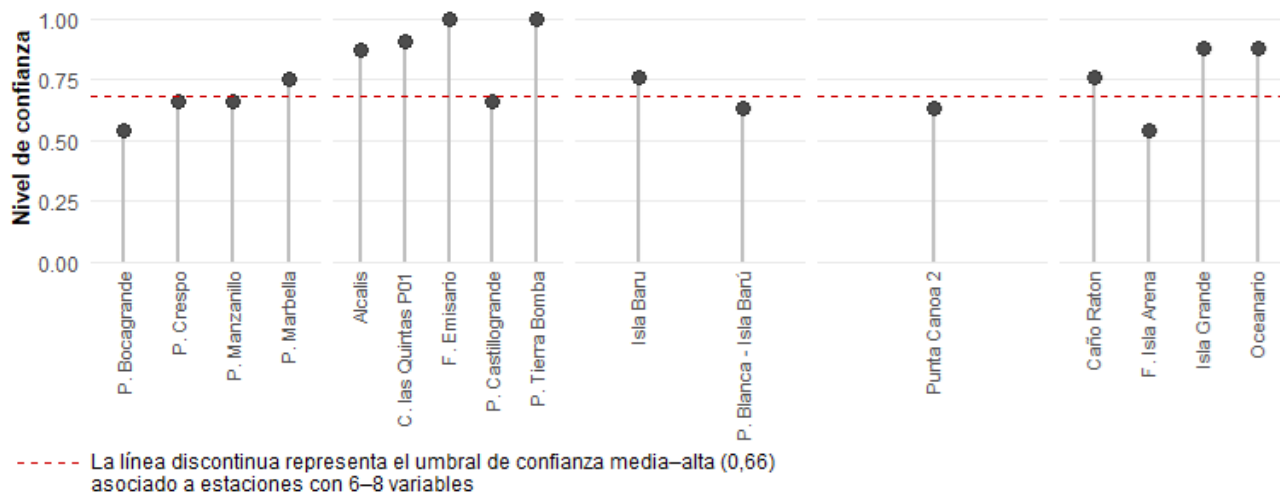


Figura 11-3. Nivel de confianza ICAM calculado para las estaciones REDCAM del departamento de Bolívar.

En las zonas de Bahía Afuera y Bahía de Cartagena, el ICAM presentó una amplia variabilidad, con valores que oscilaron entre 38,5 y 88,2 (Figura 11-4), correspondientes a categorías de calidad del agua entre inadecuada y adecuada. Las estaciones Alcalis (38,57), F. Emisario (58,01), C. Las Quintas P01 (82,3), P. Tierra Bomba (85,92) y P. Marbella (88,27) reflejaron esta heterogeneidad espacial. La estación Alcalis, se clasificó con categoría inadecuada, debido a concentraciones elevadas de nitratos (259 µg/L) y coliformes termotolerantes (14.000 NMP/100 mL), lo que evidencia una marcada influencia de aportes continentales y descargas de origen antrópico sobre la calidad del agua. En la zona de Barbacoas, la estación Isla Barú presentó una categoría de calidad adecuada, con un valor del ICAM de 85,7, lo que sugiere condiciones ambientales favorables y una menor presión antrópica directa durante el periodo evaluado.

En la zona de islas del Rosario, en las estaciones Isla Grande y Cañón Ratón, se registraron valores del ICAM de 82,4 y 89,8, clasificándose dentro de la categoría de calidad adecuada, mientras que Oceanario se presentó un valor de 42,2, correspondiente a una categoría inadecuada, la cual se asoció principalmente a concentraciones de coliformes termotolerantes (3.500 NMP/100 mL), indicador de contaminación microbiológica de origen fecal, asociada a múltiples fuentes de contaminación por descargas puntuales o difusas de aguas residuales.

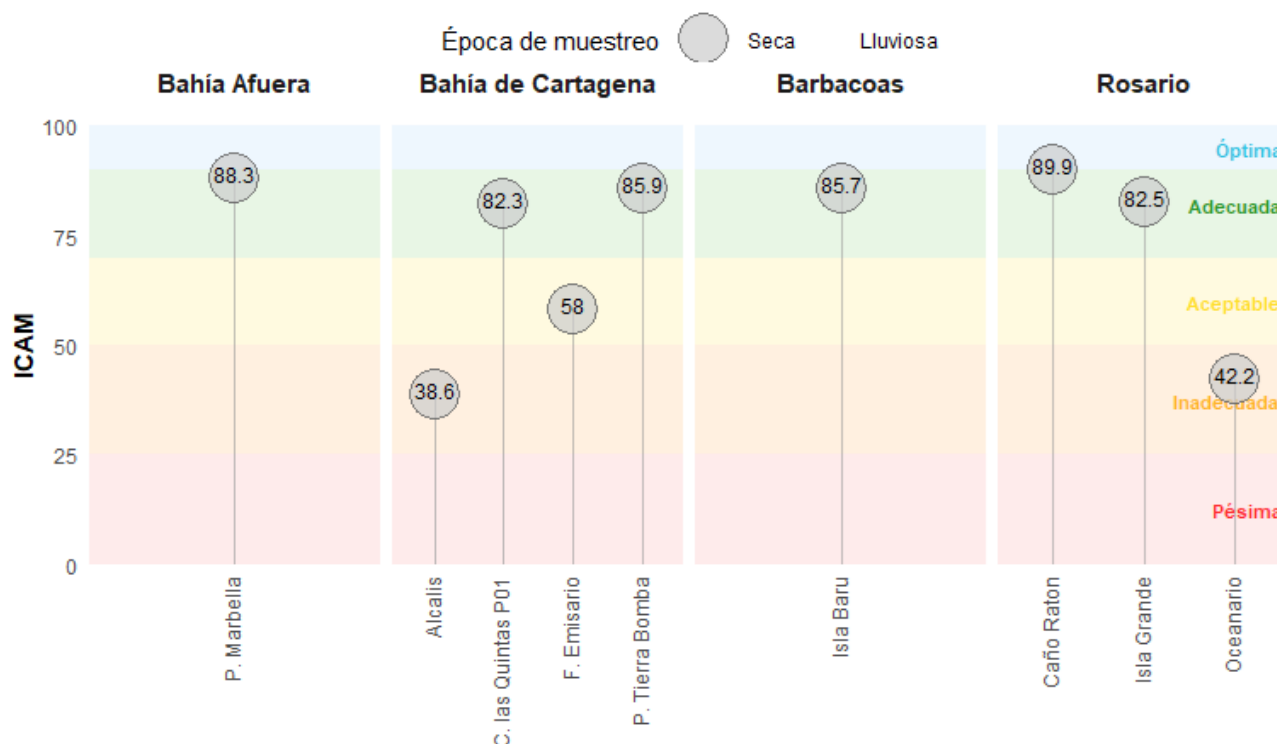


Figura 11-4. Calidad de agua superficial ICAM en época seca, muestreo realizado en abril del 2025, en las estaciones marinas y costeras del departamento de Bolívar.

Calidad del agua para el uso recreativo en playas turísticas

La calidad del agua para uso turístico se determinó a partir de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE), Coliformes Totales (CTT) y Enterococos Fecales (EFE) en el agua de la playa, contrastados con los límites permisibles para uso recreativo de contacto primario de <200 NMP/100 mL o 2,30 log NMP/100 mL de CTE, <1.000 NMP/100 mL o 3,0 log NMP/100 mL de CTT ([MinAmbiente, 2015](#)) y los valores de referencia para playas Bandera Azul <100 UFC/100 mL o 2,0 log UFC/100 mL de EFE ([Unión Europea, 2006](#)).

En el muestreo realizado en marzo, las estaciones ubicadas en Costa Norte, Bahía Afuera y Rosario se registraron concentraciones de CTE inferiores a 190 NMP/100 mL o 2,28 log NMP/100 mL. En contraste, en Bahía de Cartagena y Barbacoas se observaron concentraciones más elevadas, alcanzando hasta 3.700 NMP/100 mL o 3,57 log NMP/100 mL en la estación Mamonal M2. Otras estaciones que superaron el límite permisible para contacto primario fueron Astillero Naval, Mamonal M5, B. Canal del Dique, Canal del Dique, Verde Polvorín y Roja F. Corelca (Bahía de Cartagena); B. Lequerica y C. Lequerica (Barbacoas) (Figura 11-5). En cuanto a CTT, las concentraciones más elevadas se registraron en C. Lequerica (140.000 NMP/100 mL o 5,15 log NMP/100 mL) en Barbacoas y F. Isla Arena (13.000 NMP/100 mL o 4,11 log NMP/100 mL) en Rosario. Asimismo, se identificaron excedencias del límite permisible en estaciones como P. Isla Arena (Costa Norte); Canal del Dique, B. Canal del Dique, Verde F. Caño Loro, Astillero Naval, Roja F. Corelca, Verde Polvorín, Alcalis, P. Tierra Bomba, E5, E7, Basic B3, C. Coquito, Mamonal M2, Mamonal M5 y C. las Quintas P01 (Bahía de Cartagena); Isla Grande, Caño Ratón, Oceanario y Basic ZP1 (Rosario); B. Lequerica y C. Matunilla (Barbacoas) (Figura 11-5).

En abril, las estaciones localizadas en Costa Norte, Bahía Afuera y Barbacoas presentaron concentraciones de CTE inferiores a 110 NMP/100 mL. Sin embargo, en Oceanario (Rosario); B. Canal del Dique, F. Emisario y Alcalis (Bahía de Cartagena), se registraron concentraciones superiores al límite permisible (Figura 11-5). De manera similar, las concentraciones de CTT en estas estaciones también excedieron el límite permitido, destacándose Alcalis (92.000 NMP/100 mL o 4,96 log NMP/100 mL), F. Emisario (24.000 NMP/100 mL o 4,38 log NMP/100 mL) y B. Canal del Dique (4.900 NMP/100 mL o 3,69 log NMP/100 mL) (Figura 11-5).

Durante septiembre, las estaciones de Rosario se registraron concentraciones de CTE inferiores a 31 NMP/100 mL o 1,51 log NMP/100 mL. No obstante, se evidenciaron valores superiores al límite permisible en Punta Canoa (Costa Norte); Escollera submarina (Bahía Afuera); Canal del Dique, B. Canal del Dique, Verde F. Caño Loro, Astillero Naval, Roja F. Corelca, Verde Polvorin, F. Emisario, Boya 41, M. Oceanográfico, Alcalis, P. Tierra Bomba, C. Honda, E5, E7, Mamonal M2, Mamonal M5 y C. las Quintas P01 (Bahía de Cartagena) y C. Lequerica (Barbacoas) (Figura 11-5). En relación con CTT, las concentraciones más elevadas se registraron en F. Emisario (61.000 NMP/100 mL o 4,79 log NMP/100 mL), P. Marbella y Faro Galerazamba (24.000 NMP/100 mL o 4,38 log NMP/100 mL) y P. Crespo (20.000 NMP/100 mL o 4,30 log NMP/100 mL). Otras estaciones con valores superiores al límite permisible incluyeron C. Lequerica, B. Caño Correa, Canal del Dique, B. Canal del Dique, Verde F. Caño Loro, Astillero Naval, Roja F. Corelca, Boya 41, M. Oceanográfico, Alcalis, P. Castillogrande, C. Honda, E5, E7, C. Coquito, Mamonal M2, Mamonal M5, Escollera submarina, Tierra Bomba, P. Manzanillo, P. Bocagrande, P. Isla Arena, P. Boca Canoa y Punta Canoa (Figura 11-5).

De manera independiente a la zonificación espacial, varias estaciones registraron concentraciones inferiores al límite de cuantificación del método (LCM). En marzo se registró un valor <LCM (1 NMP/100 mL o 0,30 log NMP/100 mL) para CTE en la estación Tierra Bomba; en abril se registraron valores <LCM (1,8 NMP/100 mL o 0,45 log NMP/100 mL) en C. las Quintas P01, P. Manzanillo y P. Bocagrande; mientras que en septiembre se registró un valor <LCM (1 NMP/100 mL o 0,30 log NMP/100 mL) en la estación Caño Ratón (Figura 11-5).

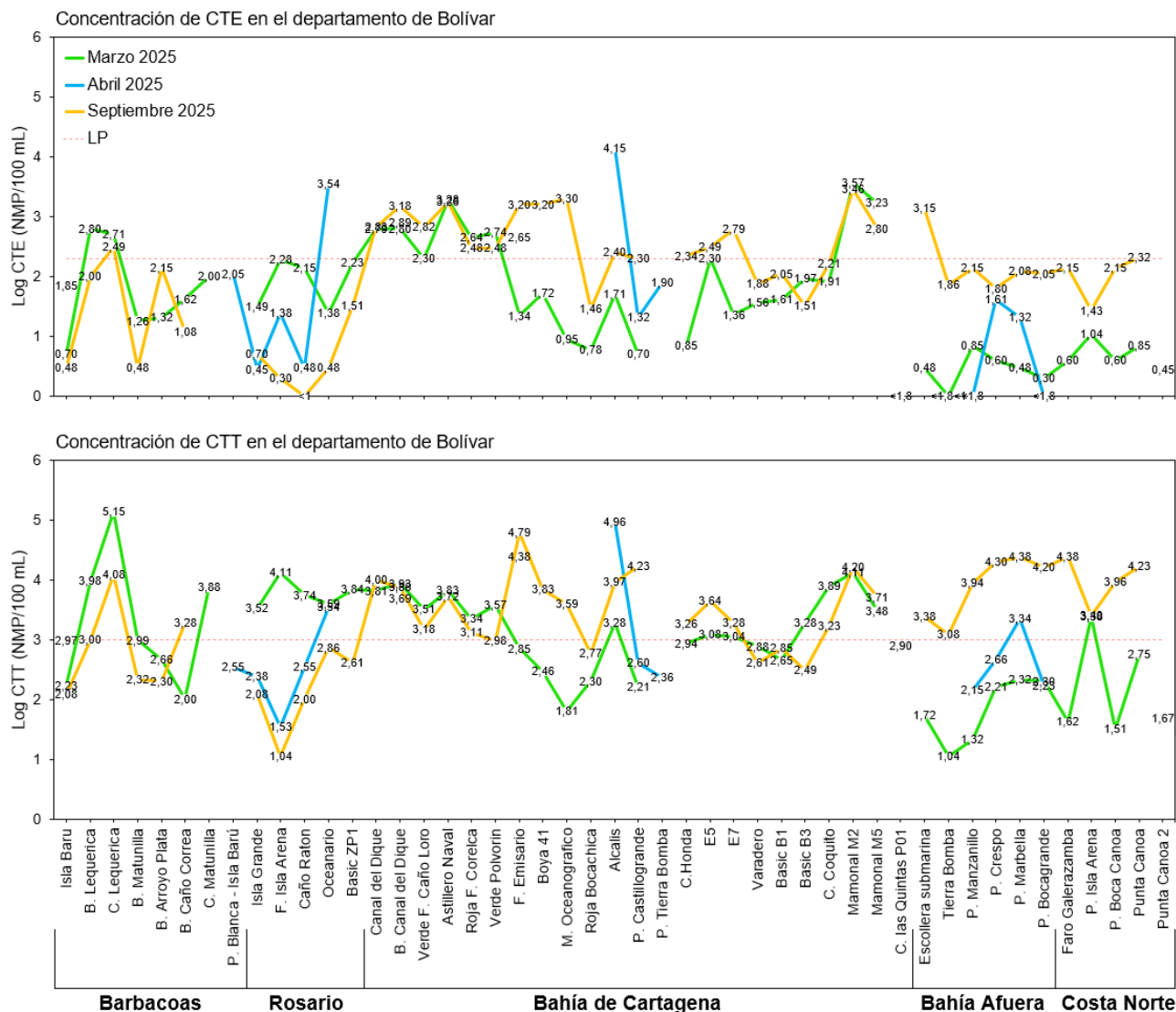


Figura 11-5. Logaritmo de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE) y Coliformes Totales (CTT) en las estaciones REDCAM de Bolívar. Muestreos realizados en marzo (verde), abril (azul) y septiembre (naranja) del 2025. El valor del límite permisible corresponde a 200 NMP/100 mL o 2,30 log (NMP/100 mL) para CTE y 1.000 NMP/100 mL o 3,0 log (NMP/100 mL) para CTT. Línea roja: Límite permisible.

Los resultados obtenidos muestran un comportamiento similar al reportado durante 2024 ([INVEMAR, 2025](#)), cuando las mayores concentraciones de CTE y CTT también se registraron principalmente en abril, periodo asociado a una alta afluencia turística y recreativa en las playas del departamento ([Reyes & Fontalvo, 2020](#)). Sin embargo, en 2025 se observaron concentraciones superiores a las registradas previamente en algunas estaciones; por ejemplo C. Lequerica presentó concentraciones de CTT de 44.000 NMP/100 mL o 4,64 log NMP/100 mL en el 2024, mientras que en 2025 alcanzó 140.000 NMP/100 mL o 5,15 log NMP/100 mL. El incremento de las actividades recreativas y turísticas durante temporadas de alta afluencia, sumado a las descargas de aguas residuales domésticas e industriales provenientes de zonas urbanas costeras, favorece el transporte de contaminantes microbiológicos hacia las áreas marinas adyacentes, deteriorando la calidad sanitaria del agua y aumentando los riesgos ambientales y de salud pública asociados al contacto

recreativo ([Souza-Santos et al., 2025](#)). En el departamento de Bolívar, la expansión de las actividades turísticas, portuarias, industriales y urbanas ha incrementado la presión sobre los ecosistemas costeros, favoreciendo mayores aportes de residuos y vertimientos hacia cuerpos de agua estuarinos y marino-costeros.

Adicionalmente, las características hidrodinámicas y oceanográficas de algunas zonas pueden influir en la persistencia y dispersión de los microorganismos indicadores. En playas con buena circulación marina y mayor intercambio hídrico, la contaminación fecal tiende a diluirse y dispersarse más rápidamente. No obstante, este comportamiento depende de múltiples factores, entre ellos la distancia a las fuentes de contaminación, el transporte de los microorganismos, las condiciones oceanográficas y el caudal o magnitud de las descargas residuales aportadas al sistema ([Jofre et al., 2021](#)). En zonas influenciadas por emisarios submarinos, descargas puntuales o vertimientos directos de aguas residuales, mayores caudales de descarga pueden incrementar significativamente las concentraciones de microorganismos indicadores en el agua, especialmente bajo condiciones de limitada renovación hídrica.

En cuanto a los EFE, en todas las estaciones se registraron concentraciones por debajo del valor de referencia establecido por la Unión Europea (Figura 11-6). Este comportamiento podría estar asociado a la disminución de los aportes continentales durante el mes de abril, reduciendo el ingreso de contaminantes microbiológicos provenientes de ríos y escorrentías y, por ende, las concentraciones de EFE ([Quintana-Saavedra & Santa-Ríos, 2013](#)). De igual forma, la exposición a la radiación ultravioleta y las condiciones ambientales predominantes durante el muestro podrían haber favorecido la inactivación de estos microorganismos, considerando que la radiación solar puede reducir significativamente la viabilidad de enterococos en aguas superficiales ([Sassoubre et al., 2012](#)). Adicionalmente, la dinámica de corrientes y oleaje contribuye a los procesos de dilución y dispersión de los microorganismos indicadores, particularmente en zonas con mayor circulación marina ([Wanjugi et al., 2018](#)).

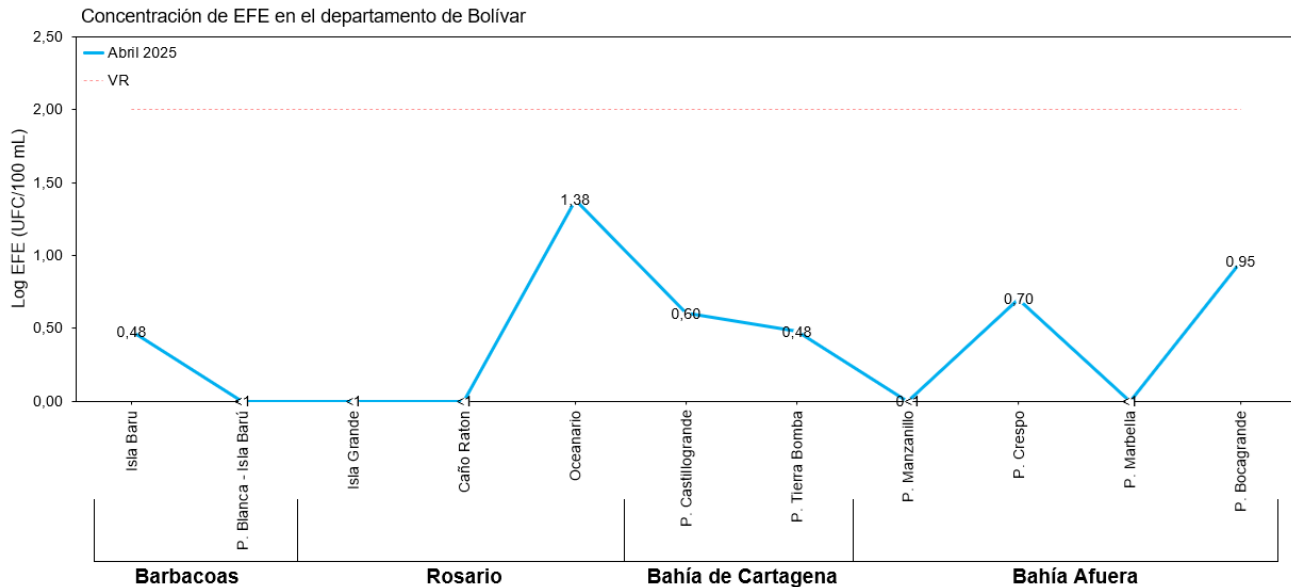


Figura 11-6. Logaritmo de las concentraciones de Enterococos Fecales (EFE) en las estaciones REDCAM de Bolívar. Muestreo realizado en abril (azul) del 2025. El valor de referencia corresponde a 100 UFC/100 mL o 2,0 log (UFC/100 mL) para EFE. Línea roja: valor de referencia.

El análisis histórico de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE), Coliformes Totales (CTT) y Enterococos Fecales (EFE) para el período 2015–2025 evidenció que la mayoría de las estaciones monitoreadas en el departamento de Bolívar mantuvieron niveles altos de cumplimiento para uso recreativo, especialmente en el indicador CTE (Figura 11-7). No obstante, durante 2025 se observó un deterioro en algunas playas, particularmente en Punta Canoa, la cual registró niveles medio de cumplimiento para CTE.

En el caso de los CTT, se evidenció un patrón más amplio de niveles de cumplimiento medio en varias estaciones durante los últimos dos años, particularmente en zonas urbanas y de alta afluencia turística como P. Bocagrande, P. Marbella, P. Crespo, P. Manzanillo, Punta Canoa y P. Isla Arena. Este comportamiento sugiere una presión microbiológica recurrente asociada posiblemente al ingreso de aguas residuales, escorrentía urbana y aumento de actividades recreativas y turísticas (Reyes & Fontalvo, 2020; Souza-Santos et al., 2025). Los niveles observados reflejan condiciones de vulnerabilidad sanitaria que podrían comprometer la calidad del agua para uso recreativo si las presiones continúan incrementándose.

Los EFE mostraron en general niveles altos de cumplimiento; sin embargo, algunas estaciones registraron episodios puntuales de cumplimiento medio y bajo, principalmente entre 2018 y 2020. Estos resultados evidencian la necesidad de fortalecer las acciones de vigilancia y manejo sanitario en playas con presión turística y urbana, así como implementar medidas orientadas a reducir los aportes de contaminación microbiológica hacia las zonas costeras del departamento (Figura 11-7).

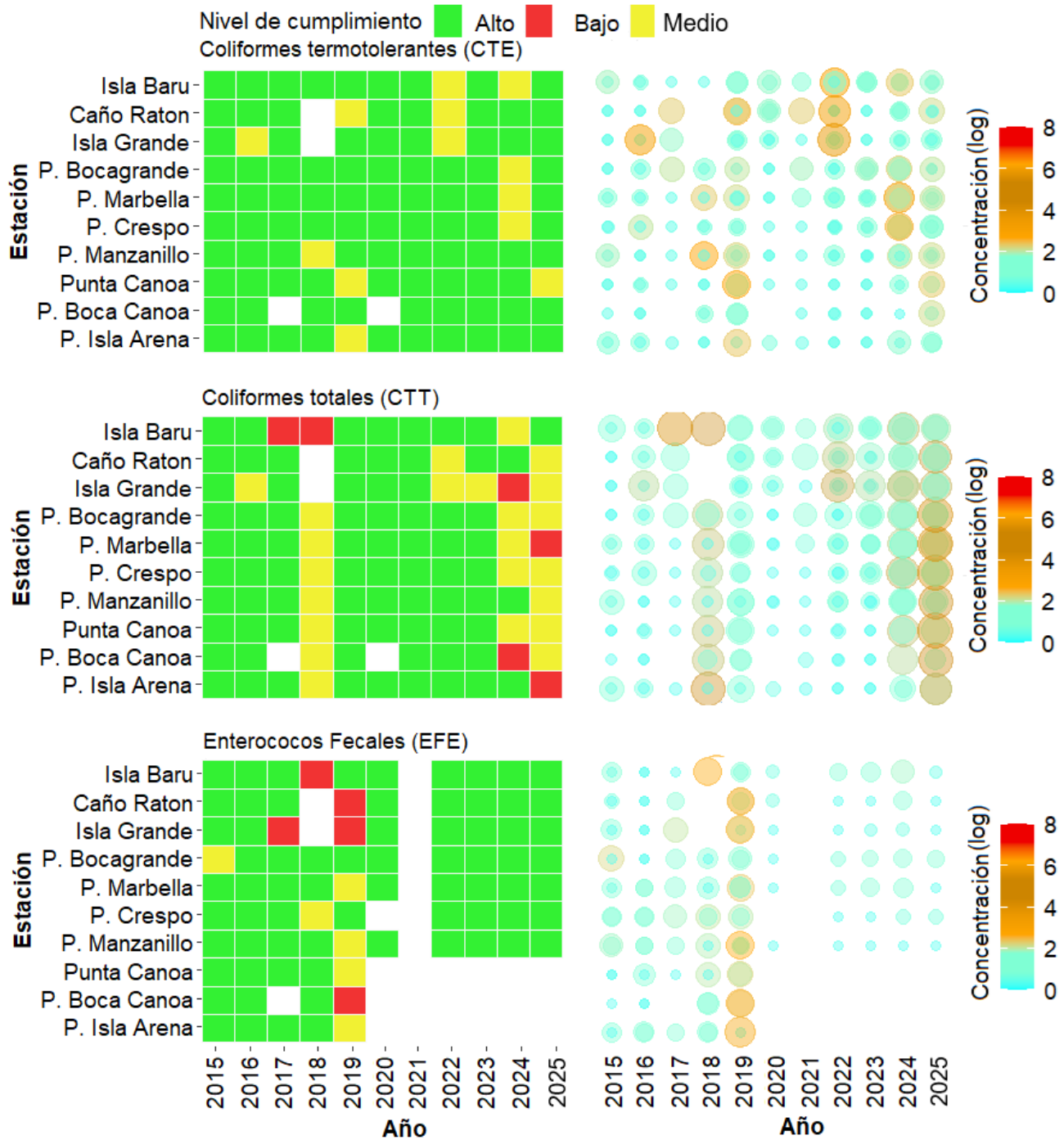


Figura 11-7. Registros históricos del nivel de cumplimiento de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE), Coliformes Totales (CTT) y Enterococos fecales (EFE) para el uso recreativo del agua en el departamento de Bolívar.

Contaminación por Basura Marina y Microplásticos en playas turísticas

La concentración de basura marina en las playas Punta Arena, Bocagrande, Crespo, Blanca (Barú), Castillo Grande y Marbella, osciló entre 0 y 0,22 ítems/m². La mayor concentración se registró en playa Crespo (0,22 ítems/m²), mientras que, en las playas Blanca (Barú), Castillo Grande y Marbella, no se registró presencia de basura marina (Figura 11-8).

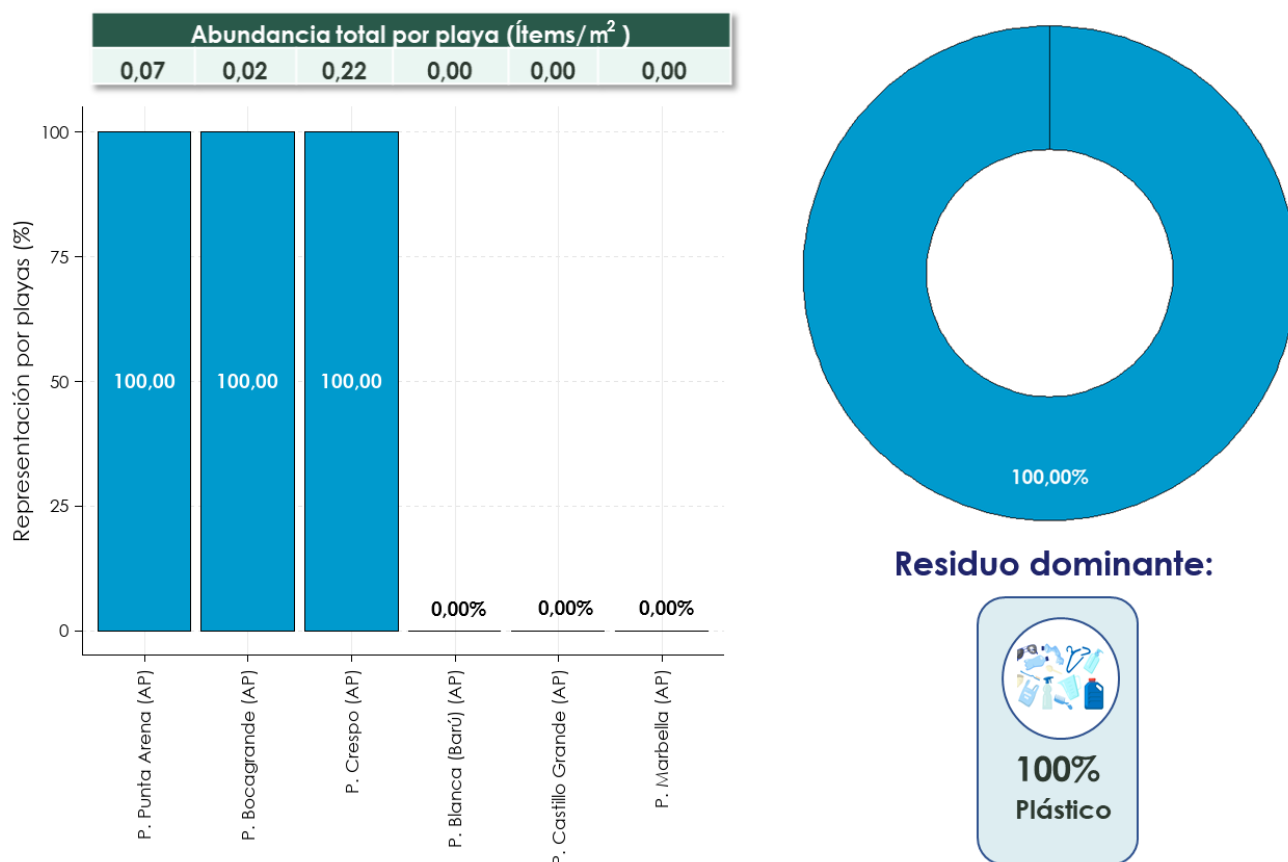


Figura 11-8. Abundancia y representación porcentual de los diferentes materiales de basura marina en las playas priorizadas del departamento de Bolívar, registrados en el muestreo realizado el 31 de marzo de 2025.

En las playas donde se registró basura marina, se idéntico que el tipo de basura marina que predominó correspondió al plástico con un 100%, constituido por fragmentos de poliestireno expandido, tapas, envoltorios de dulces y fragmentos de bolsas; esto puede deberse al nivel del uso del plástico en el país, donde alrededor del 56% es de un solo uso ([Sánchez-Giraldo et al., 2025](#)) a pesar de que contamos con normatividad para la reducción gradual de plásticos de un solo uso ([MinAmbiente, 2022](#)), se hace necesario llevar a cabo acciones concretas que permitan disminuir la contaminación basura marina en la playas.

En contraste con lo anterior, el monitoreo fue realizado en el mes de marzo de 2025, época seca en el departamento, esto puede explicar la presencia de residuos plásticos en las playas, puesto que la disminución de la escorrentía reduce la dispersión y el lavado de la basura marina y facilita su acumulación en las zonas costeras ([Sánchez-Giraldo et al., 2025](#)),

sumado también por actividades socioeconómicas como la manufactura, los puertos, el comercio y el turismo.

Con respecto a las playas en las que no se registró presencia de basura marina durante el muestreo realizado el 31 de marzo de 2025, esta ausencia podría estar asociada, en el caso de playa Blanca (Barú), a su condición de zona marina protegida, donde existe control y seguimiento por parte de Parques Nacionales Naturales de Colombia, además de la implementación de jornadas periódicas de limpieza y conservación ambiental ([Rangel-Buitrago et al., 2022](#); [Críales et al., 2026](#))

En cuanto a las demás playas, la ausencia de residuos también podría relacionarse con las actividades de limpieza y recolección de desechos desarrolladas por diferentes entidades ambientales y gubernamentales. Entre estas acciones destacan las jornadas de limpieza de playas realizadas por la Armada de Colombia, las cuales contribuyen a la reducción de residuos sólidos en las zonas costeras y al fortalecimiento de la conservación de los ecosistemas marinos ([Armada de Colombia, 2026](#)).

En comparación con los reportes del año 2024, todas las playas, a excepción de Playa Crespo, presentaron una disminución en la abundancia de basura marina ([INVEMAR, 2025](#)), por lo que se destaca la importancia de fortalecer y sostener las estrategias de reducción en la fuente y de gestión integral de residuos, especialmente en zonas turísticas y en áreas que favorecen la acumulación de plásticos.

En el 2025 la abundancia de microplásticos en las playas en la arena de seis playas turísticas del departamento de Bolívar, playa Punta Arena, playa Bocagrande, playa Crespo, playa Blanca (Barú), playa Castillo Grande y playa Marbella, oscilo en un rango entre los 6,4 y 25,6 ítems/ m² (Figura 11-9). Se observó una mayor contaminación en las playas de Punta Arena, Blanca (Barú) y Castillo Grande con valores de 22,4, 25,6 y 22,4 ítems /m² respectivamente, esto se debe a actividades antrópicas como la industria, puertos, comercio y turismo ([Rangel-Buitrago et al., 2022](#); [Rangel-Buitrago & Galgani, 2025](#)).

El tipo de microplástico más común encontrado en la arena de playa correspondió a los filamentos con un 41,9% del total general, seguido de los fragmentos con un 38,71%; en playa Punta Arena la abundancia de estos tipos fue del 14,29 y 57,14 % respectivamente, en playa Bocagrande el 100% correspondió a filamentos, contrario a playa Marbella donde el 100% correspondió a fragmentos, mientras en playa Crespo la abundancia de estos tipos fue del 50 y 50 % respectivamente, en playa Blanca (Barú) se registraron porcentajes de 62,5 y 25 % respectivamente y finalmente en playa Castillo Grande se identificaron abundancias de 14,29 y 42,86 % respectivamente (Figura 11-9), este tipo de microplásticos son de origen secundario y proviene de la fragmentación de objetos plásticos más grandes ([Thompson et al., 2024](#)), estos objetos por lo general en la playa sufren rápidamente degradación fotooxidativa debido a la exposición a la radiación ultravioleta solar y al calor de la arena ([Kataoka et al., 2015](#)). En lo que respecta a microplásticos de origen primario, solo se identificaron en la Playa Castillo Grande con un porcentaje del 14,29% del total de microplásticos identificados, probablemente esto se debe a la industrialización predominante en este departamento ([Acosta-Coley et al., 2019](#)).

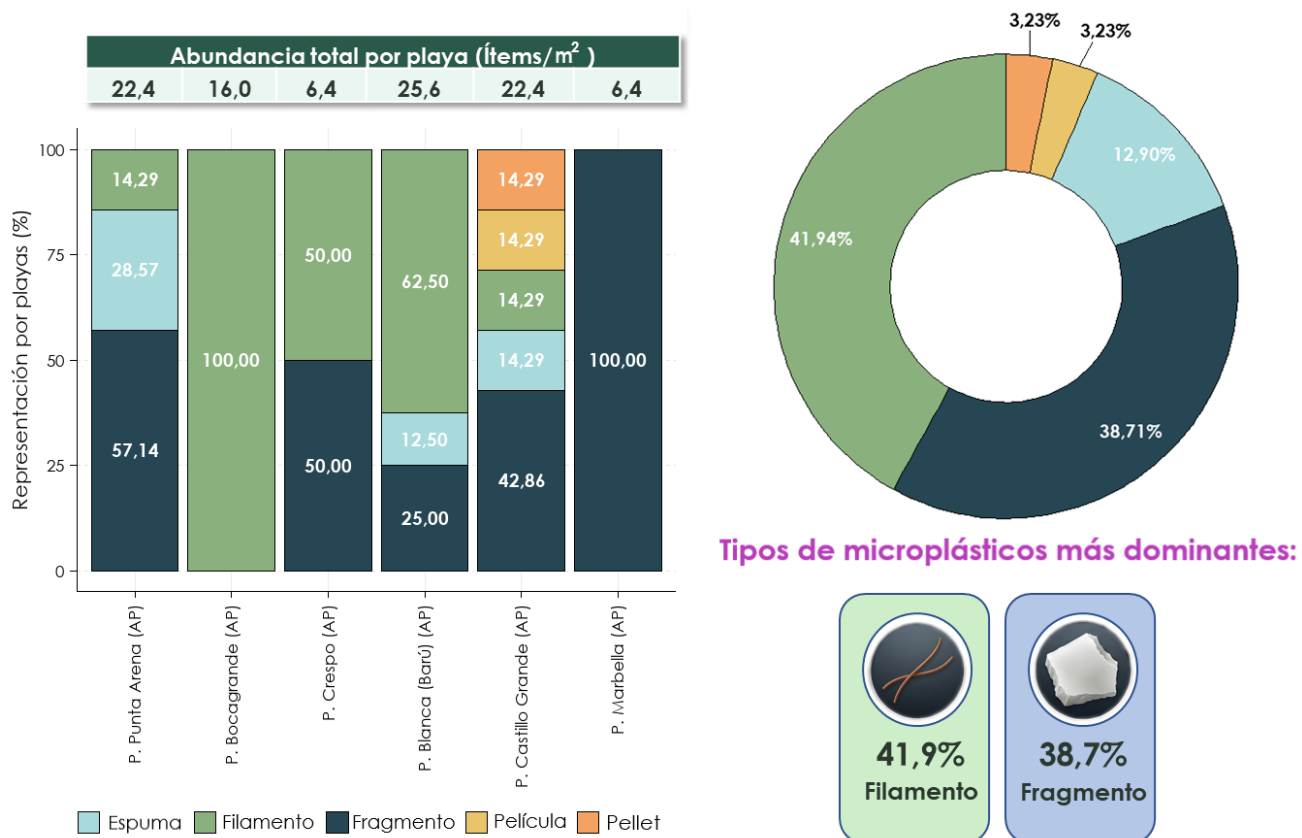


Figura 11-9. Abundancia y representación porcentual de formas identificadas en los microplásticos de las muestras de arena de playas priorizadas del departamento de Bolívar.

El análisis histórico evidenció una disminución en las contracciones de microplásticos del año 2024 al 2025, en todas las playas; en contraste, las playas Punta Arena, Bocagrande y Crespo presentaron en 2025 las menores concentraciones de la serie histórica, observándose una tendencia a la disminución en los valores reportados desde año 2023 ([INVEMAR, 2024, 2025](#)); estos resultados son de gran importancia, debido a que la ciudad de Cartagena ha sido catalogada como una de las zonas con mayor contaminación por microplásticos en el Caribe ([Acosta-Coley et al., 2019](#); [Rangel-Buitrago & Galgani, 2025](#)); esto evidencia que las acciones orientadas a la conservación de los ecosistemas marinos desempeñan un papel fundamental en la reducción de residuos y en el fortalecimiento de la gestión ambiental dentro del departamento.

Conclusiones y recomendaciones:

- Durante el muestreo de abril (época seca) del 2025, la calidad de las aguas marinas y costeras del departamento de Bolívar, determinada mediante el ICAM, presentó condiciones favorables para la preservación de flora y fauna en sectores insulares y áreas con menor influencia urbana directa, como Barbacoas e Islas del Rosario, donde predominaron estaciones con categorías adecuadas. Por el contrario, estaciones localizadas en zonas con presión antrópica, influencia portuaria y aportes continentales como Alcalis y Oceanario, presentaron categorías aceptables e inadecuadas, evidenciando que los procesos de urbanización y las descargas de aguas residuales domésticas e industriales continúan siendo factores determinantes en el deterioro de la calidad ambiental costera del departamento, lo cual genera riesgos para la integridad ecológica de los ecosistemas costeros y para los diferentes usos del recurso hídrico, incluyendo el recreativo y turístico.
- El análisis histórico de la calidad del agua de las playas turísticas evidenció que, durante los últimos años ha habido un incremento de estaciones con niveles medios de cumplimiento para Coliformes Totales (CTT), especialmente en playas urbanas y de alta afluencia turística. Este comportamiento sugiere una presión sanitaria creciente asociada a la dinámica urbana y turística de Cartagena, resaltando la necesidad de fortalecer las medidas de saneamiento básico, manejo de escorrentías y control de vertimientos hacia las zonas costeras.
- El análisis de basura marina y microplásticos evidenció que, los residuos plásticos continúan siendo el contaminante predominante en las playas del departamento. La presencia mayoritaria de microplásticos tipos fragmentos y filamentos confirma la acumulación progresiva y degradación de residuos plásticos derivados de actividades urbanas, turísticas, portuarias e industriales, consolidando a las zonas costeras de Bolívar como áreas vulnerables frente a la contaminación marina por plásticos.



DEPARTAMENTO DE SUCRE

Por:

José Avila Cusba

Carlos Salazar Perez

12. SUCRE

El departamento de Sucre, cuenta con una zona costera que abarca parte de los municipios de San Onofre, Santiago de Tolú y Coveñas, con una gran riqueza de sus ecosistemas marino-costeros, como lagunas costeras, manglares, playas, pastos marinos y arrecifes coralinos. El golfo de Morrosquillo se destaca por ser la apertura geográfica más relevante en la región Caribe. No obstante, enfrenta desafíos como la erosión costera, resultado de la construcción de espolones, deforestación y extracción de arenas (Ricaurte-Villota et al., 2018). Este territorio se ve influenciado por la desembocadura de pequeños caños y arroyos como Guacamaya, Alegría, El Francés, Guainí y Cascajo. Además, en esta zona se desarrollan actividades turísticas, industriales (pesca de camarón en aguas someras) y, el tránsito marítimo asociado al cargue de petróleo desde las monoboyas.

Las estaciones REDCAM se distribuyen en tres zonas, La zona de San Onofre, que va desde Matatigre hasta el islote Santa Cruz; la zona Golfo Afuera, con fuerte influencia de aguas marinas y actividades de carga de combustibles para exportación; y la zona de Tolú-Coveñas, que abarca desde frente a Berrugas hasta el arroyo Villeros donde hay aportes de agua dulce. Esta última zona se distingue por su actividad turística (Figura 12-1).

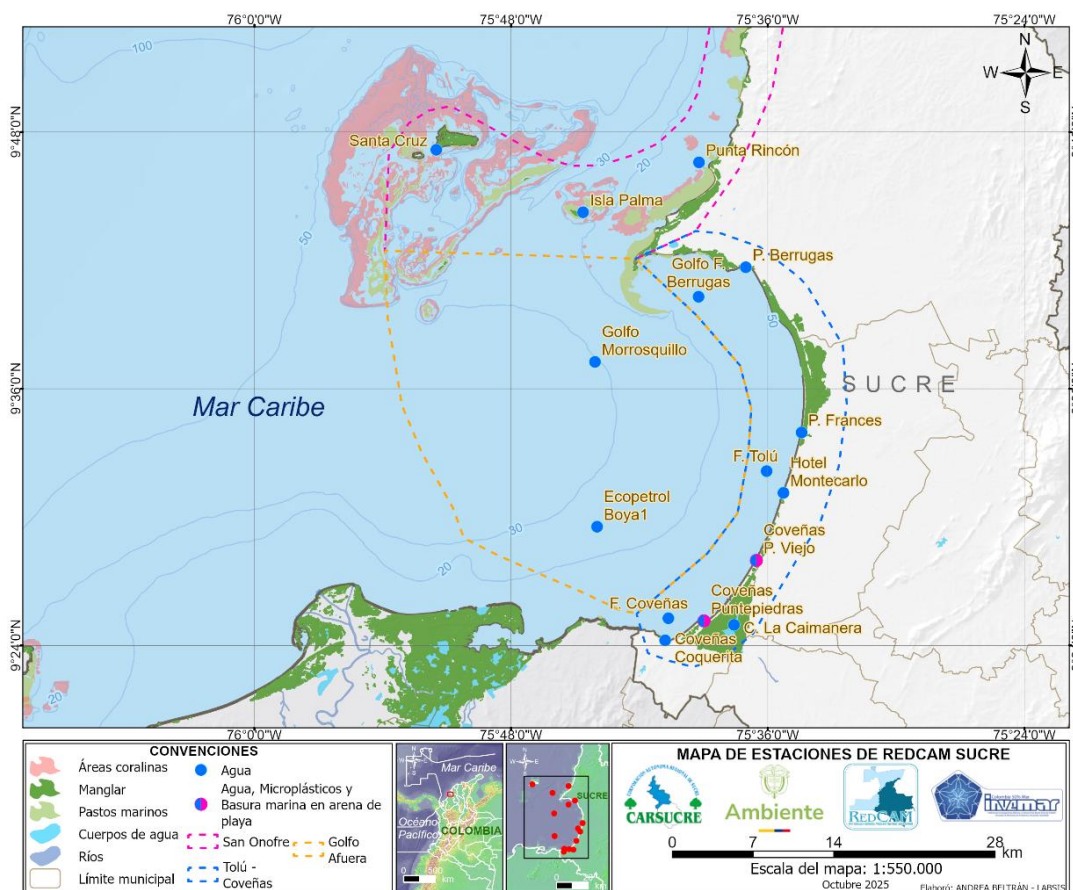


Figura 12-1. Mapa de estaciones de muestreo de la REDCAM en el departamento de Sucre. Los polígonos punteados presentan las zonas de muestreo.

Índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras – ICAM:

En cumplimiento con el plan de muestreo establecido para el cálculo del ICAM se recolectaron muestras de agua por el personal técnico del INVEMAR en 15 estaciones en el área marina del departamento de Sucre (Figura 12-2).



Figura 12-2. Toma de datos *in situ* y colecta de muestras de agua en las estaciones REDCAM Sucre.

El ICAM fue calculado solamente en 7 estaciones, en las cuales se contó con el número mínimo de variables requeridas para su estimación (≥ 6 de las 8 variables que integran el índice); en las demás estaciones, se presentaron concentraciones de fosfatos ($P-PO_4^{3-}$), nitratos ($N-NO_3^-$), hidrocarburos del petróleo disueltos y dispersos (HPDD) y carbono orgánico total (COT) por debajo del límite de cuantificación del método (LCM) empleado por el LABCAM, lo que impidió la estimación adecuada de los subíndices que conforman la ecuación integradora del ICAM. En consecuencia, los valores obtenidos no son considerados confiables para su análisis e interpretación. Los niveles de confianza asociados al cálculo del índice se muestran en la Figura 12-3.

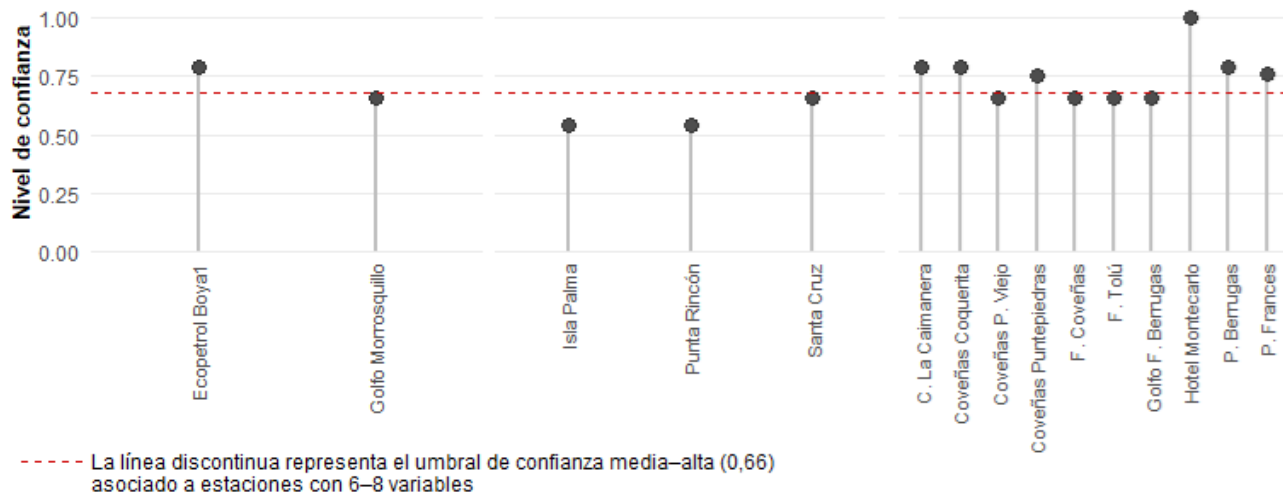


Figura 12-3. Nivel de confianza ICAM calculado para las estaciones REDCAM del departamento de Sucre.

En la zona de Golfo Afuera, en la estación Ecopetrol Boya 1, el ICAM calculado mostró una calidad del agua óptima, con un valor de 92,8 (Figura 12-4), lo que indica condiciones ambientales favorables y una baja influencia de presiones antrópicas directas.

En la zona Tolú–Coveñas, las estaciones C, La Caimanera, Coveñas Coquerita, Coveñas Punta Piedra, P. Berrugas y P. Francés, se registraron valores del ICAM que oscilaron entre 71,5 y 88,8, correspondientes a una categoría de calidad adecuada. Se destaca el comportamiento de la estación P. Berrugas, la cual presentó una mejora significativa al pasar de una calidad pésima en 2024 ([INVEMAR, 2025](#)) a una calidad adecuada en 2025, lo que sugiere una disminución de las presiones locales o una mejora en las condiciones ambientales durante el período evaluado.

La estación Hotel Montecarlo, clasificada con calidad pésima, mostró una relación directa con altas concentraciones de coliformes termotolerantes, que alcanzaron valores de hasta 9.200 NMP/100 mL, así como con elevadas concentraciones de nutrientes, nitratos ($141 \mu\text{g/L}$ de N-NO_3^-) y fosfatos ($140 \mu\text{g/L}$ de P-PO_4^{3-}). Estos resultados evidencian la influencia de fuentes de contaminación de origen antrópico, asociadas principalmente a descargas domésticas, actividades agrícolas y aportes industriales, que afectan negativamente la calidad del agua en estas áreas.

Cabe resaltar que este patrón es consistente con los registros históricos reportados en los informes de 2023 y 2024, en los cuales estas estaciones ya habían sido clasificadas en categorías de calidad inadecuada o pésima, lo que refuerza la persistencia de presiones antrópicas en la zona y la necesidad de mantener acciones de seguimiento y gestión ambiental orientadas a la reducción de cargas contaminantes ([INVEMAR, 2025](#)).

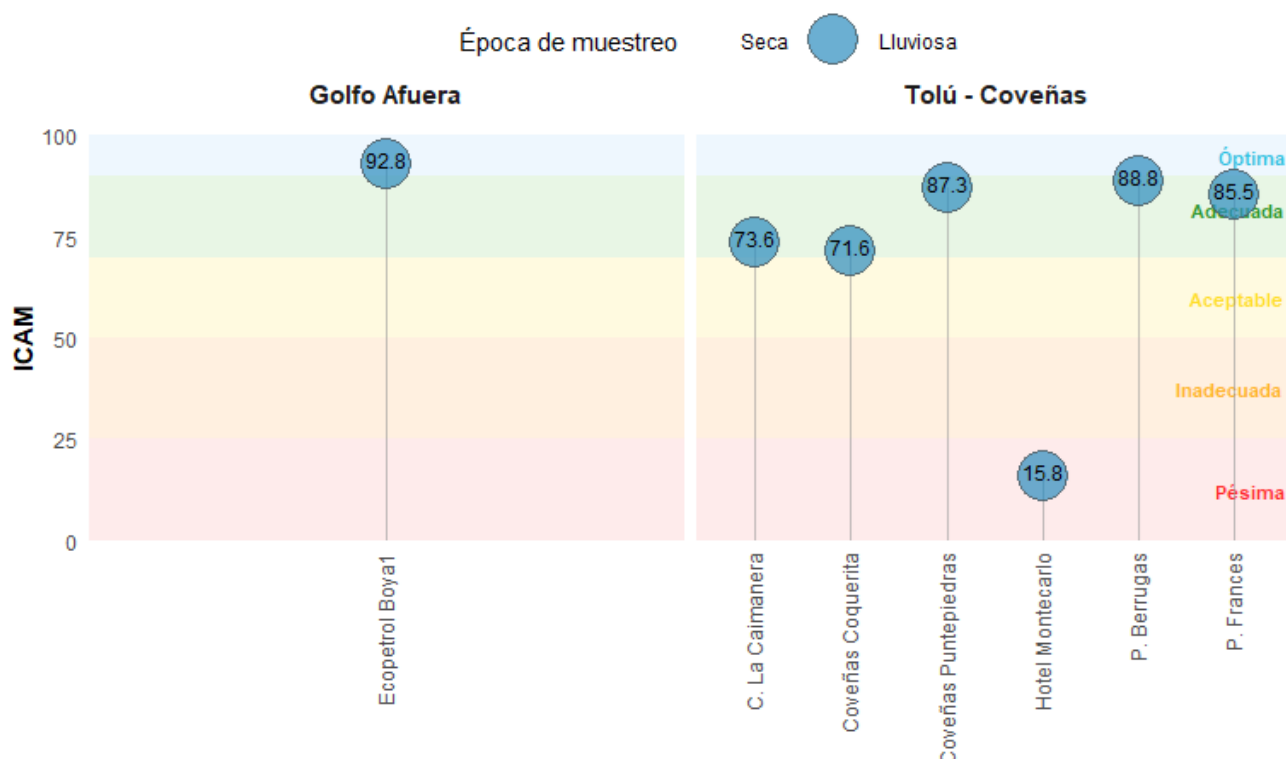


Figura 12-4. Calidad de agua superficial ICAM en época lluviosa, muestreo realizado en agosto para el año 2025, en las estaciones marinas y costeras del departamento de Sucre.

Calidad del agua para el uso recreativo en playas turísticas

La calidad del agua para uso turístico se determinó a partir de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE), Coliformes Totales (CTT) y Enterococos Fecales (EFE) en el agua de la playa, contrastados con los límites permisibles para uso recreativo de contacto primario de <200 NMP/100 mL o 2,30 log NMP/100 mL de CTE, <1.000 NMP/100 mL o 3,0 log NMP/100 mL de CTT ([MinAmbiente, 2015](#)) y los valores de referencia para playas Bandera Azul <100 UFC/100 mL o 2,0 log UFC/100 mL de EFE ([Unión Europea, 2006](#)).

En el muestreo realizado en agosto de 2025, la mayoría de las estaciones del departamento de Sucre presentaron concentraciones de CTE y CTT inferiores a los límites permisibles establecidos para uso recreativo. Sin embargo, en la zona de Tolú–Coveñas se registraron las mayores concentraciones microbiológicas, particularmente en la estación Hotel Montecarlo, donde se alcanzaron valores de 9.200 NMP/100 mL o 3,96 log NMP/100 mL tanto para CTE como para CTT, superando ampliamente los criterios de calidad para contacto primario (Figura 12-5).

Adicionalmente, la estación Coveñas Coquerita presentó concentraciones elevadas de 920 NMP/100 mL o 2,96 log NMP/100 mL de CTE y 1.600 NMP/100 mL o 3,20 log NMP/100 mL de CTT. En contraste, las estaciones ubicadas en las zonas de San Onofre y Golfo Afuera registraron concentraciones bajas de indicadores microbiológicos, manteniéndose dentro de condiciones favorables para uso recreativo.

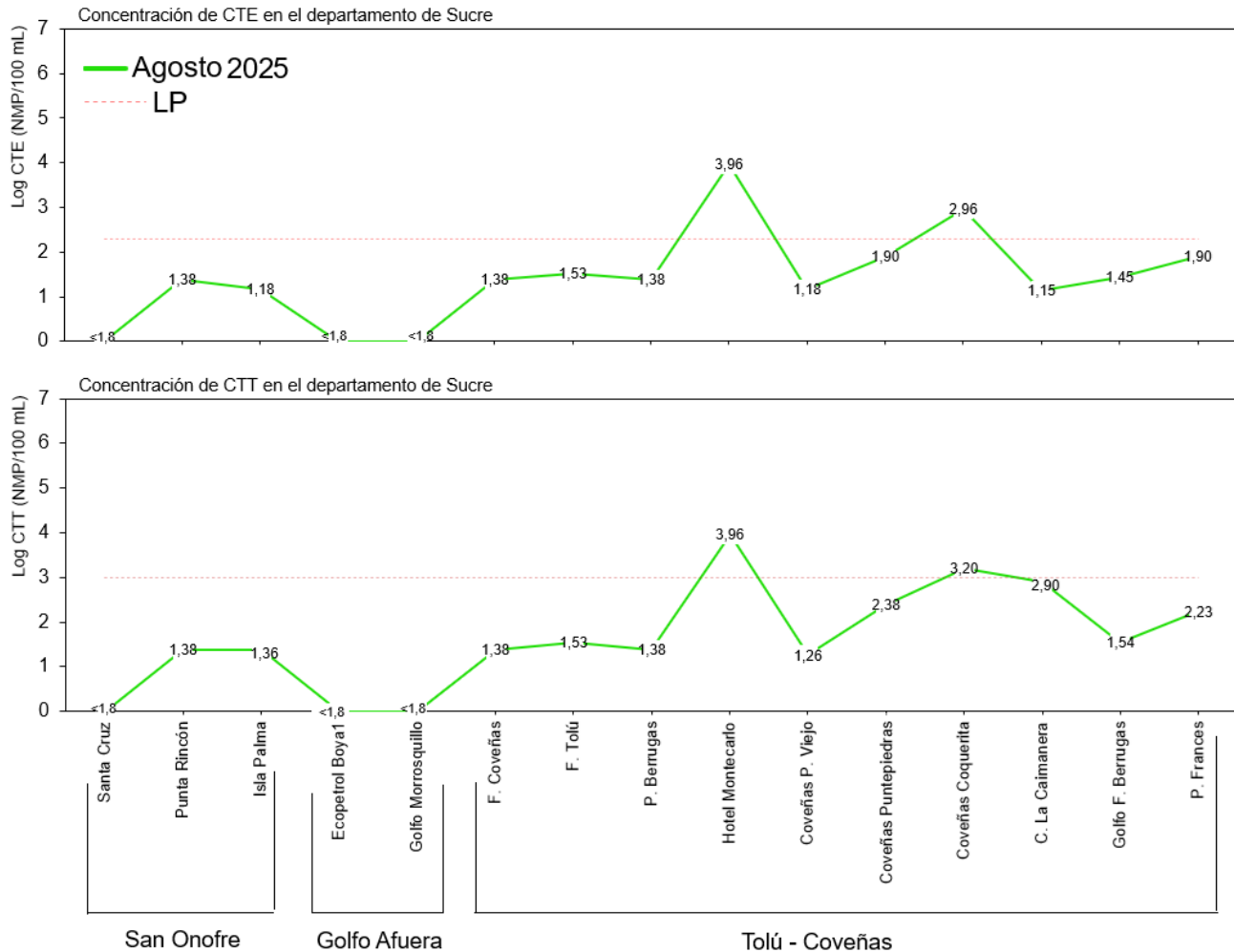


Figura 12-5. Logaritmo de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE) y Coliformes Totales (CTT) en las estaciones REDCAM de Sucre. Muestreos realizados en agosto (verde) del 2025. El valor del límite permisible corresponde a 200 NMP/100 mL o 2,30 log (NMP/100 mL) para CTE y 1.000 NMP/100 mL o 3,0 log (NMP/100 mL) para CTT. Línea roja: Límite permisible.

En cuanto a los EFE, las concentraciones registradas oscilaron entre valores inferiores al límite de cuantificación del método (<1 UFC/100 mL o 0,30 log UFC/100 mL) y 80 UFC/100 mL o 1,91 log UFC/100 mL (Figura 12-6). En las zonas de San Onofre, Golfo Afuera y Tolú–Coveñas, las concentraciones se mantuvieron por debajo del valor de referencia establecido para uso recreativo de contacto primario (<100 UFC/100 mL o 2,0 log UFC/100 mL de EFE; [Union Europea, 2006](#)).

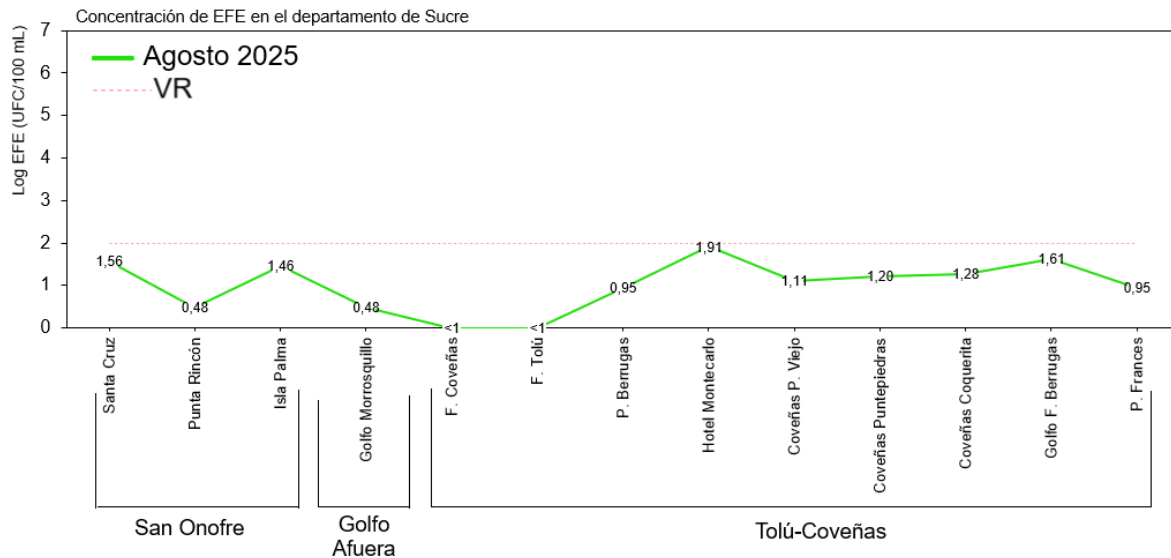


Figura 12-6. Logaritmo de las concentraciones de Enterococos Fecales (EFE) en las estaciones REDCAM de Sucre. Muestreo realizado en agosto (verde) del 2025. El valor de referencia corresponde a 100 UFC/100 mL o 2,0 log (UFC/100 mL) para EFE. Línea roja: valor de referencia.

El análisis histórico (2015-2025) de las estaciones REDCAM del departamento de Sucre muestra que los niveles de cumplimiento han fluctuado entre alto, medio y bajo (Figura 12-7). En particular, las estaciones Coveñas Coquerita y Hotel Montecarlo presentaron de manera recurrente niveles de cumplimiento medio y bajo para CTE y CTT, asociados a concentraciones que superaron los límites permisibles establecidos por la normativa nacional para uso recreativo ([MinAmbiente, 2015](#)).

Estaciones como Punta Rincón, Coveñas Puntepiedras y P. Frances registraron episodios puntuales de disminución en el nivel de cumplimiento, principalmente entre 2021 y 2024, lo que evidencia una influencia persistente de fuentes de contaminación microbiológica relacionadas con actividades urbanas, turísticas y descargas continentales en sectores costeros del Golfo de Morrosquillo.

En contraste, las concentraciones de EFE mostraron un comportamiento más estable durante la serie histórica, predominando niveles altos de cumplimiento en la mayoría de las estaciones monitoreadas (Figura 12-7). No obstante, Hotel Montecarlo y Coveñas Coquerita registraron episodios de cumplimiento bajo entre 2021 y 2024, reflejando eventos recurrentes de contaminación fecal en estas zonas.

Para el año 2025 se evidenció una mejora relativa en la calidad microbiológica de algunas estaciones, particularmente en Hotel Montecarlo y P. Berrugas, las cuales pasaron de niveles bajos de cumplimiento registrados en 2024 a condiciones más favorables.

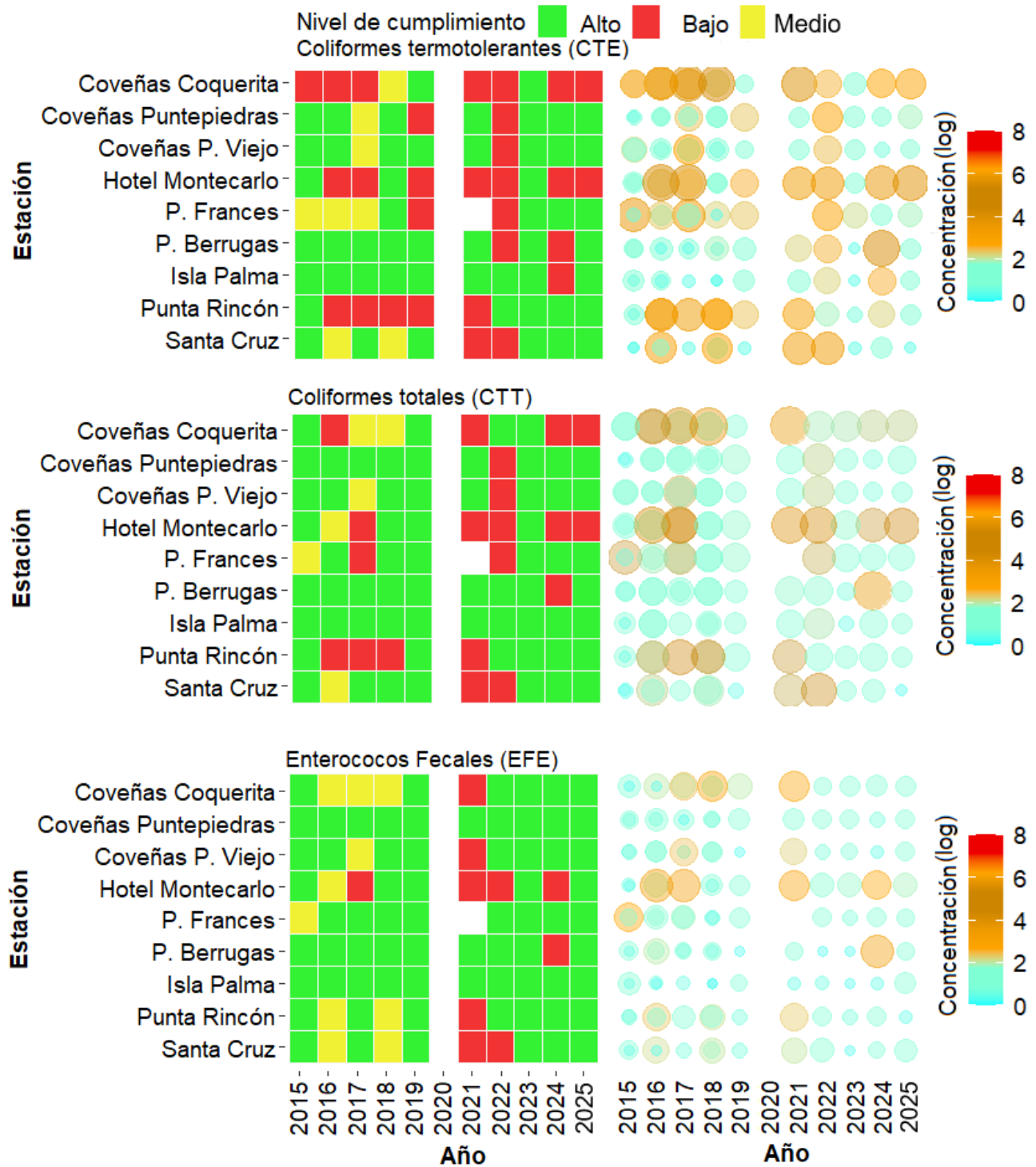


Figura 12-7. Registros históricos del nivel de cumplimiento de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE), Coliformes Totales (CTT) y Enterococos fecales (EFE) para el uso recreativo del agua en el departamento de Sucre.

Contaminación por Basura Marina y Microplásticos en playas turísticas

En agosto de 2025 se realizó la cuantificación de basura marina y microplásticos en las playas turísticas de Coveñas Puntapiedras y Puerto Viejo, ubicadas en el departamento de Sucre. Las concentraciones de basura marina oscilaron entre 0,84 y 1,76 ítems/m², registrándose la mayor concentración en C. Puerto Viejo (Figura 12-8).

En comparación con la concentración registrada en 2023 (2,11 ítems/m²; [INVEMAR, 2024](#)), se observa que para C. Puerto Viejo la abundancia presentó una ligera disminución. El material de basura marina más dominante para ambas estaciones correspondió a plástico (95,7%), el cual estuvo representado principalmente por botellas, vasos, cubiertos desechables, bolsas, fragmentos de icopor, empaques de alimentos, tapas y envoltorios (Figura 12-8).

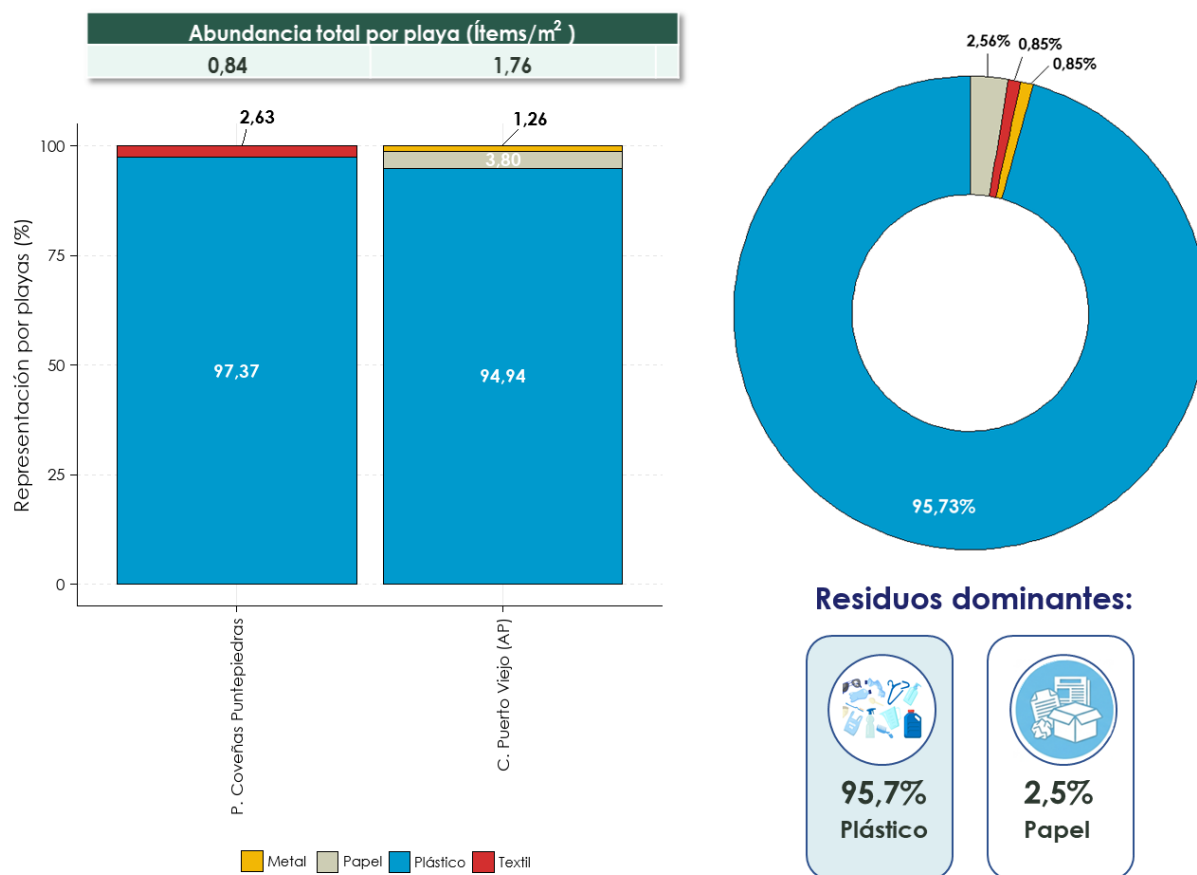


Figura 12-8. Abundancia y representación porcentual de los diferentes materiales de basura marina en las playas prioritizadas del departamento de Sucre, registrada en el muestreo realizado el 26 de agosto de 2025.

La abundancia de microplásticos fluctuó entre 166,4 y 316,8 ítems/m² (Figura 12-9). La mayor concentración se registró en C. Puerto Viejo (AP), superando el valor reportado para esta misma estación en 2023 (84,0 ítems/m²; [INVEMAR, 2024](#)). Los fragmentos constituyeron la forma dominante (50,9%), seguidos por los filamentos (22,5%) y películas (13,2%). Estas formas

correspondieron principalmente a microplásticos de origen secundario, generados por la fragmentación de residuos plásticos de mayor tamaño (Yu et al., 2020).

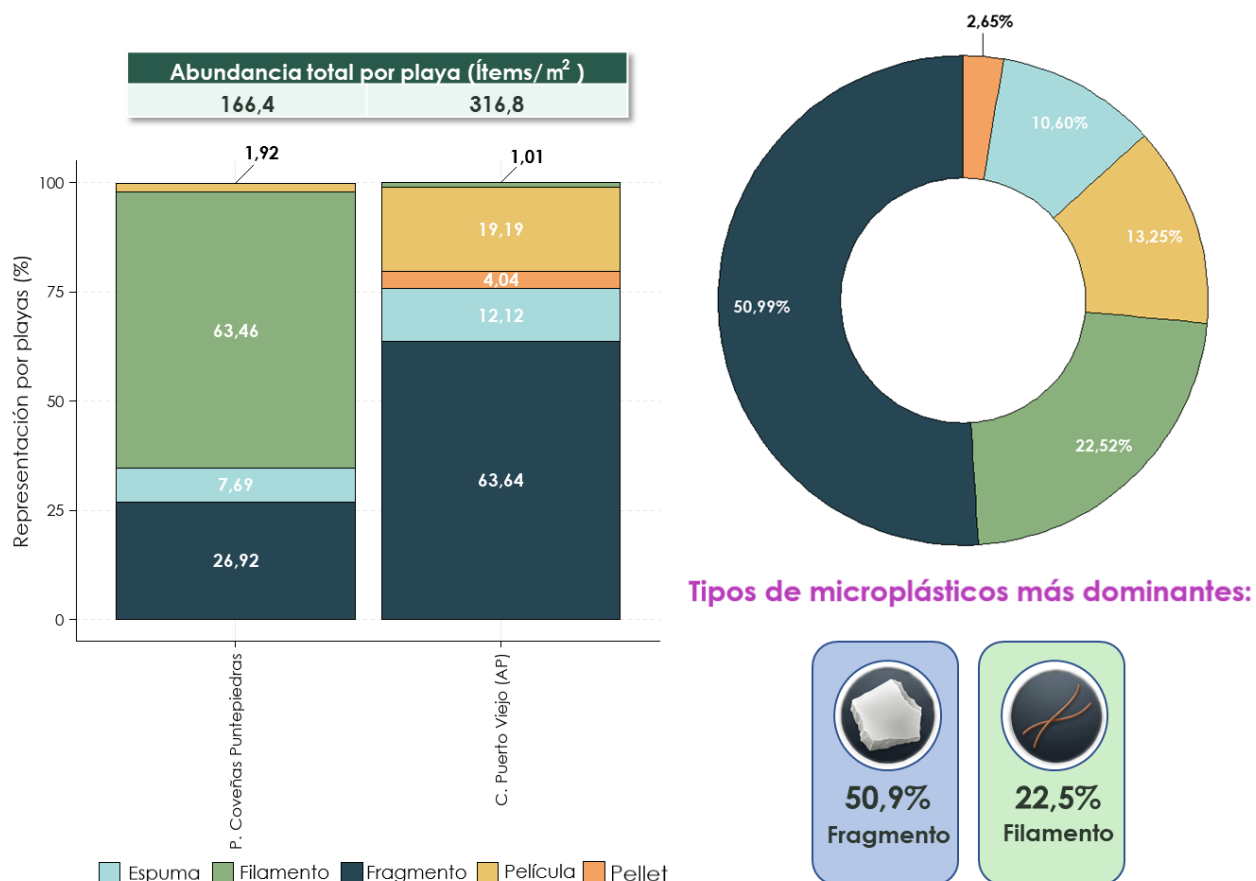


Figura 12-9. Abundancia y representación porcentual de formas identificadas en los microplásticos de las muestras de arena de playas priorizadas de Sucre, recolectadas el 26 de agosto de 2025.

La dominancia de estos tipos de microplásticos está estrechamente asociada con la composición predominante de la basura marina plástica en las playas evaluadas. Factores ambientales como las altas temperaturas, la radiación ultravioleta, la acción del oleaje, el viento y la interacción con los sedimentos favorecen la degradación y fragmentación de residuos plásticos en partículas menores de 5 mm (Bergmann et al., 2015; Lobelle et al., 2021; Prado-Domerecq et al., 2022).

Adicionalmente, en la estación C. Puerto Viejo (AP) se registró la presencia de microplásticos de origen primario (Pellet), con una contribución superior a la reportada en 2023 (1%; INVEMAR, 2024). Estos son ampliamente utilizados como materia prima industrial y en productos de uso doméstico, cosmético e higiénico. Su presencia en el área podría estar asociada al transporte por aguas residuales domésticas e industriales, así como a la dinámica de corrientes marinas provenientes de zonas industriales cercanas a Cartagena de Indias (Acosta-Coley et al., 2019; INVEMAR, 2024).

Conclusiones y recomendaciones:

- La calidad del agua marina y costera del departamento de Sucre durante el muestreo de agosto (época lluviosa) del 2025, determinada mediante la aplicación del ICAM, presentó en general, condiciones favorables, con predominio de categorías óptima y adecuada en la mayoría de las estaciones evaluadas. Sin embargo, sectores localizados de la zona Tolú–Coveñas, particularmente Hotel Montecarlo, mantuvieron condiciones críticas asociadas a altas concentraciones de coliformes termotolerantes y nutrientes, evidenciando una influencia persistente de descargas de origen antrópico y presión sobre los ecosistemas costeros.
- La evaluación sanitaria de las playas mostró que la mayoría de las estaciones cumplieron con los criterios microbiológicos establecidos para uso recreativo; no obstante, en estaciones como Hotel Montecarlo y Coveñas Coquerita se registraron incumplimientos recurrentes para CTE y CTT, reflejando una problemática persistente relacionada con vertimientos domésticos, escorrentía y otras actividades. Aunque en el muestreo del 2025 se observó una mejora relativa en algunas estaciones respecto a años anteriores, persisten focos de contaminación microbiológica que requieren fortalecimiento del saneamiento y control de descargas.
- La contaminación por basura marina y microplásticos en las playas turísticas del departamento estuvo dominada por residuos plásticos y microplásticos secundarios, principalmente fragmentos y filamentos, evidenciando la fragmentación continua de desechos plásticos de mayor tamaño en el ambiente costero. La presencia persistente de plásticos y microplásticos indica la necesidad de fortalecer las estrategias de gestión integral de residuos, reducción de plásticos de un solo uso y monitoreo continuo en las zonas turísticas y costeras del Golfo de Morrosquillo.



DEPARTAMENTO DE CÓRDOBA

Por:

José Avila Cusba

13. CÓRDOBA

La zona costera del departamento de Córdoba se ubica en el Caribe colombiano, donde la dinámica del Río Sinú es uno de los principales determinantes naturales en las variaciones de calidad de aguas y sedimentos. La zona costera del departamento comprende los municipios de San Antero, San Bernardo del Viento, Moñitos, Puerto Escondido y Los Córdobas (Figura 13-1). En esta zona se encuentran los ecosistemas de manglar más representativos del Caribe colombiano por su estado de conservación y cobertura, que proporcionan servicios ecosistémicos de provisión, regulación, culturales y de soporte (Vega Argel, 2020); además cuenta con pastos marinos y formaciones coralinas que desempeñan un papel fundamental en la productividad costera y en el bienestar de las comunidades que dependen de estos ecosistemas (Fundación Natura e INVEMAR, 2019). La zona presenta playas arenosas de alto valor ecológico y turístico, junto con otros ecosistemas estratégicos que contribuyen a la resiliencia ambiental del territorio. En este sector desemboca el río Sinú, dando origen a un sistema lagunar estuarino que limita con el Distrito de Manejo Integrado (DMI) Cispata–La Balsa–Tinajones, un área marina protegida ampliamente reconocida por su importancia hidrológica, biológica y socioeconómica (Yepes et al., 2016; INVEMAR, 2024).

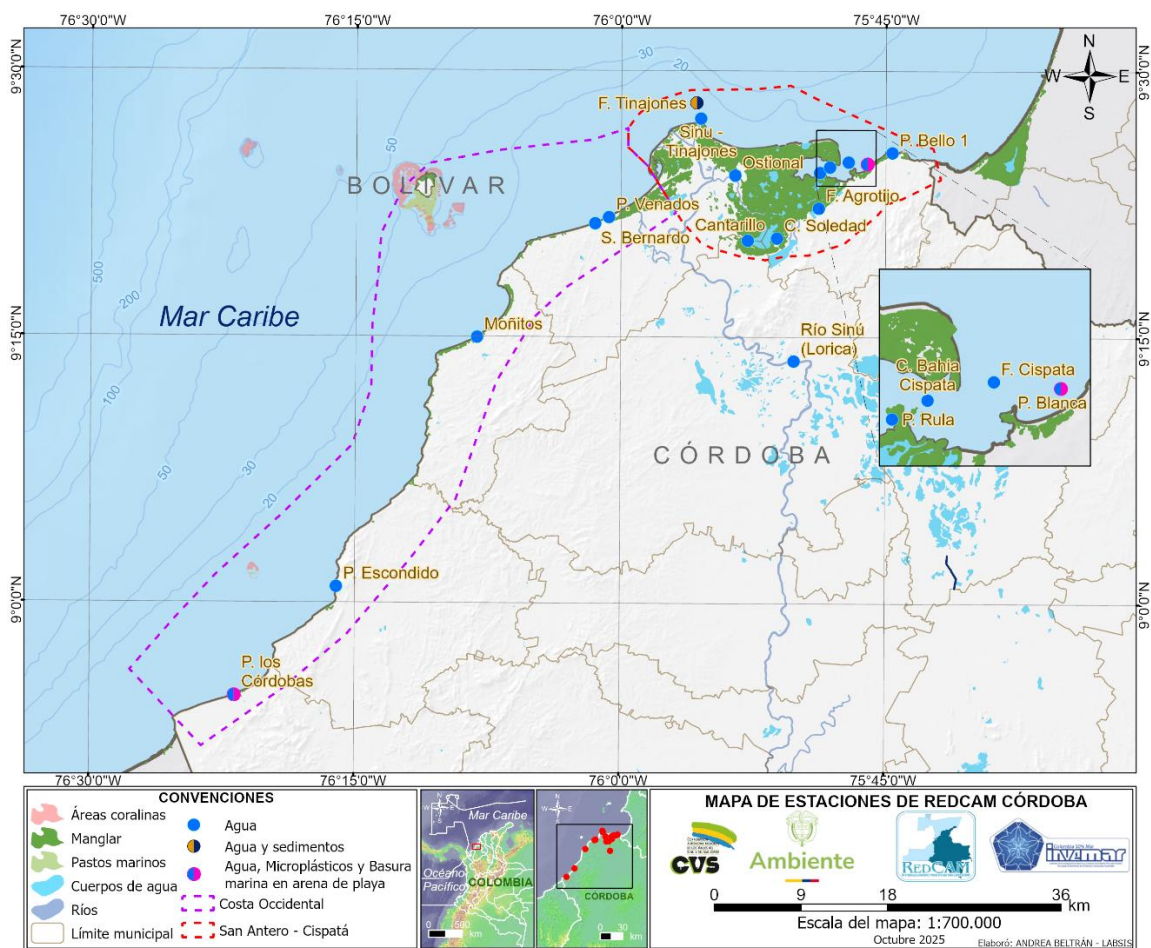


Figura 13-1. Mapa de estaciones de muestreo de la REDCAM en el departamento de Córdoba. Los polígonos punteados presentan las zonas de muestreo.

Índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras – ICAM:

En el mes de agosto de 2025 (época lluviosa), en cumplimiento con el plan de muestreo establecido para el cálculo del ICAM se recolectaron muestras de agua en 15 estaciones del área marina del departamento de Córdoba (Figura 13-2).



Figura 13-2. Toma de datos *in situ* y colecta de muestras de agua en las estaciones REDCAM Córdoba.

El ICAM fue calculado en 10 estaciones que contaron con el número mínimo de variables requeridas para su estimación (≥ 6 de las 8 variables que integran el índice). En las demás estaciones, no fue posible estimar el ICAM, debido a que las concentraciones de fosfatos ($P-PO_4^{3-}$), nitratos ($N-NO_3^-$) y carbono orgánico total (COT) se encontraron por debajo del límite de cuantificación del método (LCM) empleado por el LABCAM, lo que impidió la estimación adecuada de los subíndices que conforman la ecuación integradora del ICAM. En consecuencia, los valores obtenidos no son considerados confiables para su análisis e interpretación. Los niveles de confianza asociados al cálculo del índice se muestran en la Figura 13-3.

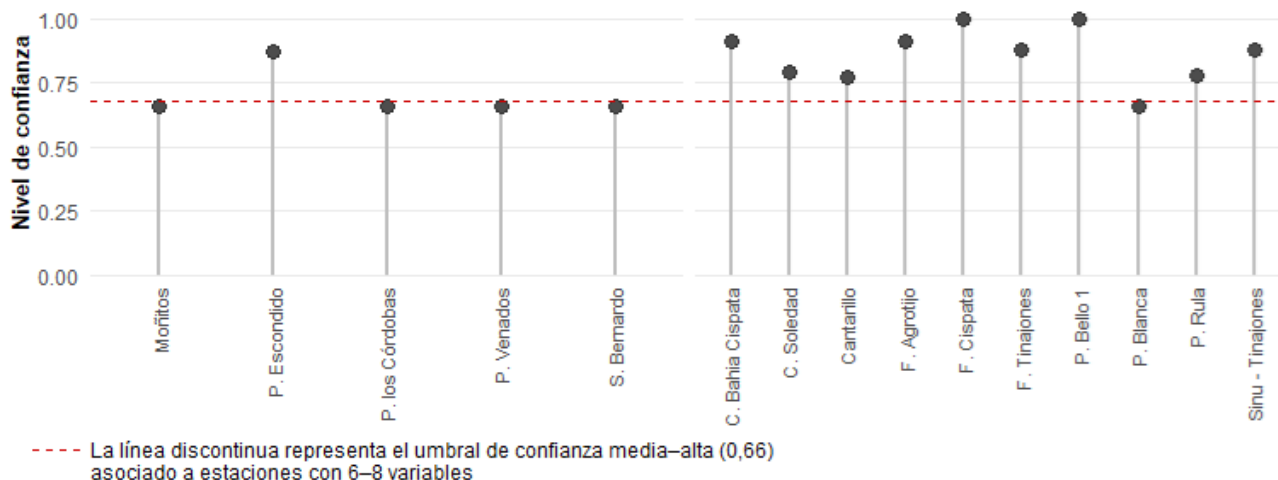


Figura 13-3. Nivel de confianza ICAM calculado para las estaciones REDCAM del departamento de Córdoba.

En las estaciones P. Bello1 (80,54), F. Cispata (80,54), C. Bahía Cispata (84,61), P. Rula (75,92), F. Agrotijo (70,34) y Cantarillo (76,37), el ICAM calculado mostró una calidad de agua adecuada para la preservación de fauna y flora, destacando un manejo sostenible y condiciones ambientales favorables; F. Tinajones (58,18), Sinú-Tinajones (54,2) y C. Soledad (62,55), tenían calidad aceptable; la estación P. Escondido, con un valor de 37,76, tenía una calidad de agua inadecuada, señalando riesgos potenciales para los organismos que allí habitan y restricciones de uso del agua (Figura 13-4). Este resultado es consistente con lo reportado para 2024, manteniendo una tendencia similar en el comportamiento de la calidad del agua en esta estación ([INVEMAR, 2025](#)).

Las categorías de calidad aceptable e inadecuada registradas en las estaciones F. Tinajones, Sinú-Tinajones, C. Soledad y P. Escondido, se asocian a la influencia de escorrentías continentales y a las descargas del río Sinú, las cuales transportan materia orgánica, sedimentos y contaminantes a lo largo de su cuenca. En particular, en C. Soledad, F. Tinajones y Sinú-Tinajones se observaron elevadas concentraciones de coliformes termotolerantes (2.300, 9.200 y 17.000 NMP/100 mL, respectivamente), evidenciando una marcada influencia de aportes de origen sanitario sobre la calidad del agua. Este patrón de presión continental se acentúa en la estación P. Escondido, donde la calidad inadecuada del agua estuvo asociada tanto a altas concentraciones de coliformes termotolerantes (9.200 NMP/100 mL) como a sólidos suspendidos totales (106 mg/L), reflejando un mayor impacto de fuentes de contaminación de origen terrestre.

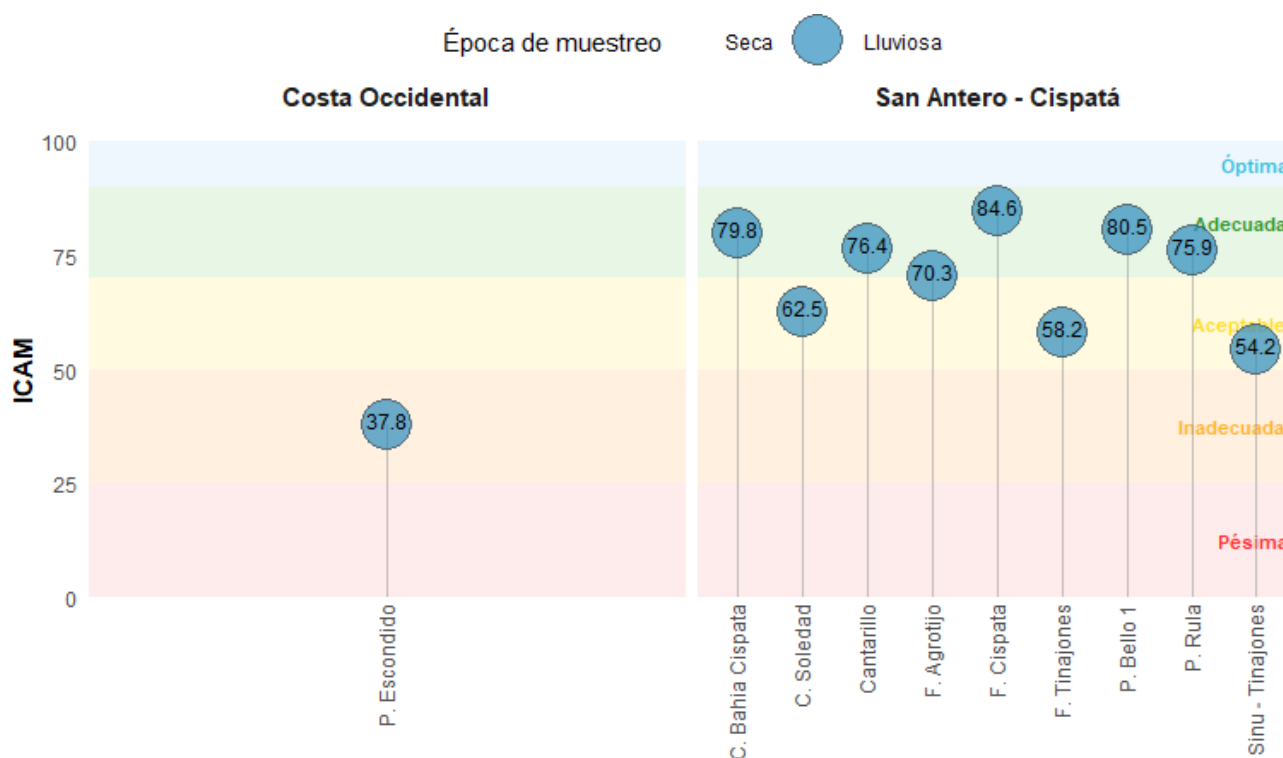


Figura 13-4. Calidad de agua superficial ICAM en época lluviosa, muestreo realizado en agosto para el año 2025, en las estaciones marinas y costeras del departamento de Córdoba.

Calidad del Agua para el Uso Recreativo

La calidad del agua para uso turístico se determinó a partir de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE), Coliformes Totales (CTT) y Enterococos Fecales (EFE) en el agua de la playa, contrastados con los límites permisibles para uso recreativo de contacto primario de <200 NMP/100 mL o 2,30 log NMP/100 mL de CTE, <1.000 NMP/100 mL o 3,0 log NMP/100 mL de CTT ([MinAmbiente, 2015](#)) y los valores de referencia para playas Bandera Azul <100 UFC/100 mL o 2,0 log UFC/100 mL de EFE ([Unión Europea, 2006](#)).

Las concentraciones de CTE variaron entre 2 y 17.000 NMP/100 mL o 0,48 y 4,23 log NMP/100 mL, mientras que las de CTT oscilaron entre 11 y 35.000 NMP/100 mL o 1,08 y 4,54 log NMP/100 mL (Figura 13-5). En las estaciones F. Tinajones, Sinú-Tinajones, P. Blanca, F. Agrotijo, Río Sinú (Lorica), C. Soledad, P. Escondido y P. Los Córdoba, se registraron concentraciones de CTE y CTT superiores a los límites permisibles establecidos por la normativa nacional para actividades de contacto primario (200 NMP/100 mL o 2,30 log NMP/100 mL para CTE, y 1.000 NMP/100 mL o 3,0 log NMP/100 mL para CTT; [MinAmbiente, 2015](#)).

Estos resultados reflejan una persistente contaminación microbiológica en las zonas de San Antero – Cispata y Costa Occidental, posiblemente asociada a descargas de aguas residuales domésticas sin tratamiento adecuado, así como a aportes difusos provenientes de actividades antrópicas en la cuenca y asentamientos ribereños. En comparación con los resultados reportados en 2022, 2023 y 2024 (Figura 13-5), se mantiene un patrón recurrente en varias de las estaciones mencionadas, evidenciando la necesidad de fortalecer las

acciones de control y mitigación en fuentes puntuales y no puntuales de contaminación ([INVEMAR, 2023, 2024, 2025](#)).

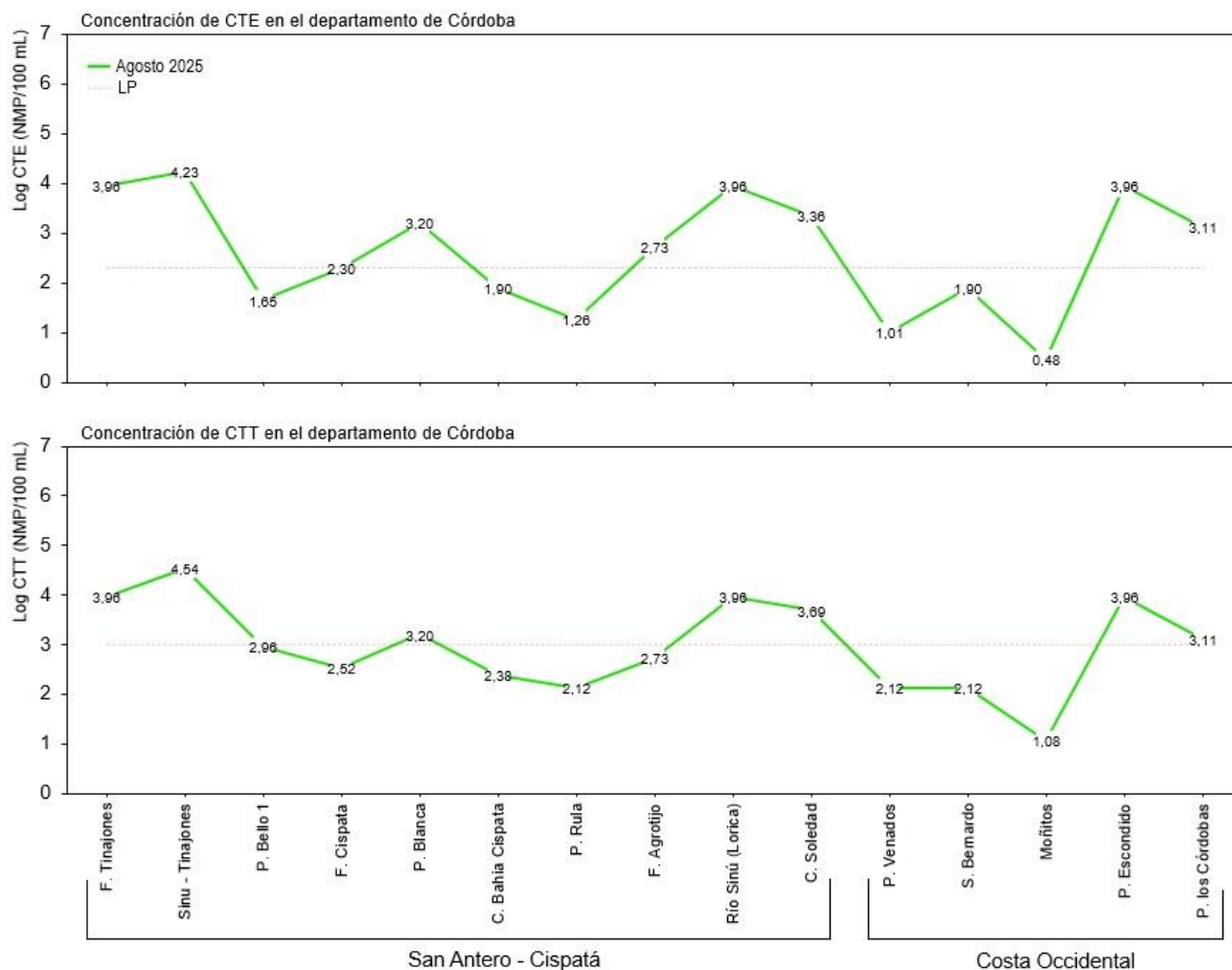


Figura 13-5. Logaritmo de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE) y Coliformes Totales (CTT) en las estaciones REDCAM Córdoba. El valor de referencia del límite permisible corresponde a 200 NMP/100 mL o 2,30 log (NMP/100 mL) para CTE y 1000 NMP/100 mL o 3,0 log (NMP/100 mL) para CTT. L.P: Límite Permissible.

Las concentraciones de EFE en las estaciones evaluadas variaron entre 7 y 800 UFC/100 mL o 0,90 y 2,90 log UFC/100 mL; Figura 13-6). La estación Río Sinú (Lorica) presentó la concentración más elevada (800 UFC/100 mL o 2,90 log UFC/100 mL), seguida por P. Los Córdobas (150 UFC/100 mL o 2,18 log UFC/100 mL). De acuerdo con el valor de referencia establecido la [Unión Europea \(2006\)](#) 100 UFC/100 mL o 2 log UFC/100 mL, en estas dos estaciones, las concentraciones de EFE están por encima del valor de referencia. En contraste, las menores concentraciones se registraron en S. Bernardo, P. Venados y Moñitos, con valores comprendidos entre 7 y 10 UFC/100 mL o 0,90 a 1,04 log UFC/100 mL, los cuales se mantuvieron por debajo del valor de referencia y P. Escondido (80 UFC/100 mL o 1,91 log UFC/100 mL), reflejando condiciones microbiológicas más favorables en estos sectores en cuanto los Enterococos Fecales.

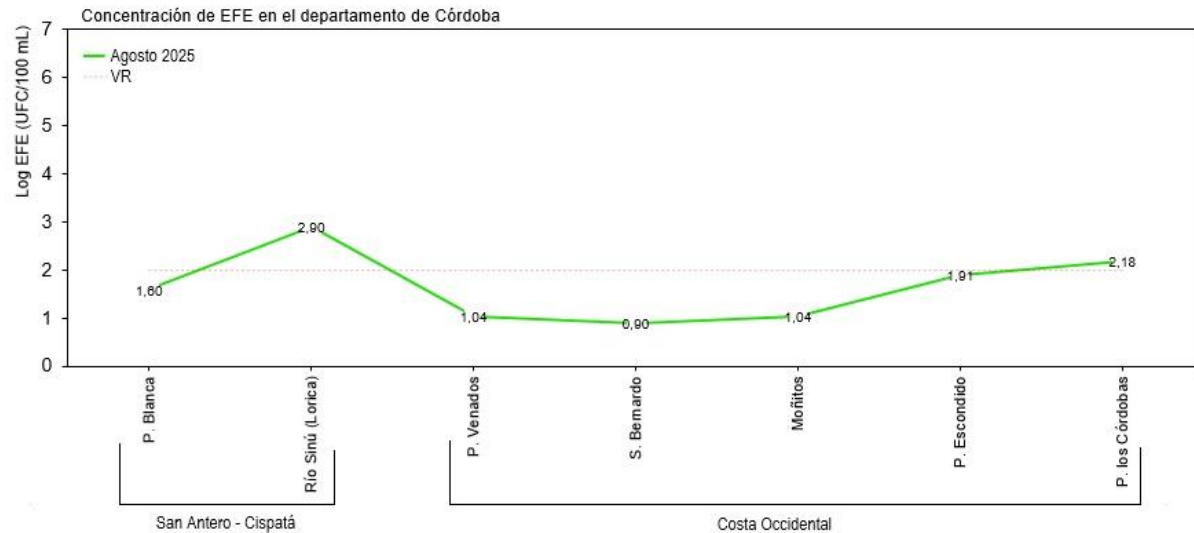


Figura 13-6. Logaritmo de las concentraciones de Enterococos Fecales (EFE) en las estaciones REDCAM Córdoba. Línea roja: valor de referencia que corresponde a 100 UFC/100 mL o 2,0 log (UFC/100 mL). V.R: Valor de referencia.

El análisis temporal, entre 2015 y 2025 evidenció patrones contrastantes entre las estaciones monitoreadas. P. Blanca, P. Venados y S. Bernardo han registrado históricamente altos niveles de cumplimiento en los tres indicadores microbiológicos (CTE, CTT y EFE), manteniendo condiciones favorables durante la mayor parte del periodo evaluado (Figura 13-7). No obstante, P. Blanca mostró en 2024 y 2025 un deterioro respecto a su tendencia histórica, registrando valores por encima de los límites permisibles establecidos para actividades de contacto primario (200 NMP/100 mL o 2,3 log NMP/100 mL para CTE; 1.000 NMP/100 mL o 3 log NMP/100 mL para CTT; [MinAmbiente, 2015](#)). Este contraste indica un evento puntual o un cambio reciente en las presiones locales.

Por otro lado, Moñitos y P. Los Córdoba mostraron resultados variables, con años clasificados entre baja y media calidad. La intermitencia observada es coherente con aportes irregulares de contaminación fecal, asociados, probablemente a una mayor urbanización costera, descargas locales sin tratamiento y aumentos de escorrentía durante la época lluviosa. No obstante, en 2025 en la estación Moñitos se registraron condiciones de buena calidad, lo que representó una mejora puntual respecto a su comportamiento histórico. P. Escondido es la estación en la que históricamente ha mantenido mala calidad para contacto primario y secundario, al acumular múltiples años con bajo cumplimiento en los tres indicadores evaluados. La persistencia de concentraciones elevadas de microorganismos fecales indica la influencia de descargas directas de aguas residuales, baja renovación hídrica y una fuerte presión de fuentes terrestres cercanas, lo que sugiere un escenario de contaminación sostenida en el tiempo.

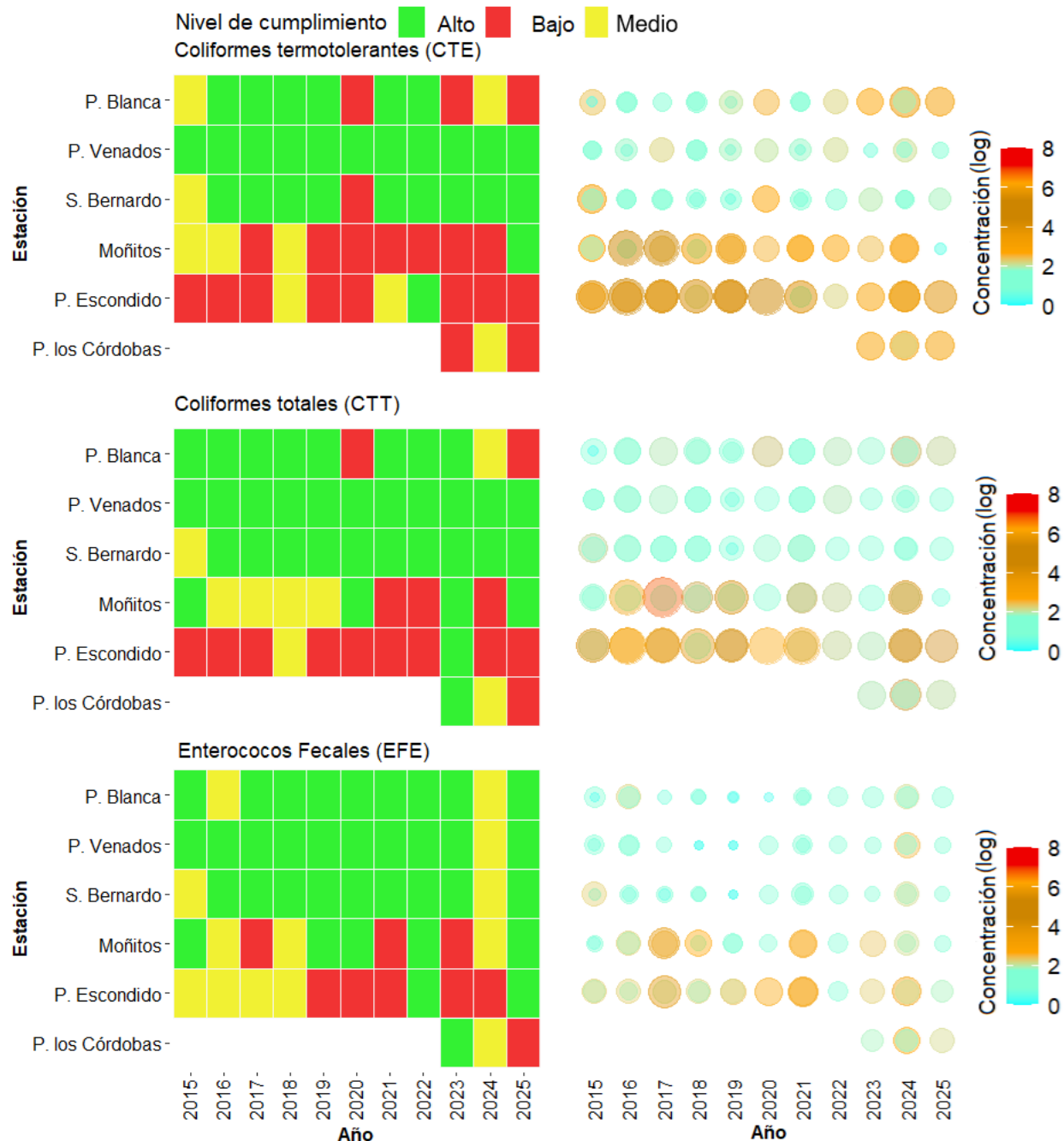


Figura 13-7. Registros históricos del nivel de cumplimiento de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE), Coliformes Totales (CTT) y Enterococos Fecales (EFE) para el uso recreativo del agua en el departamento de Córdoba.

Calidad de sedimentos marinos y costeros

La zona hidrográfica Sinú, cuenta con altas pendientes y escorrentías que junto con las áreas agrícolas dan lugar a procesos de erosión hídrica, lo cual permite que se den las condiciones para el aumento de sedimentos por movimientos en masa, así como la presencia

esporádica de explotación de oro de aluvión que son una fuente importante de sedimentos (IDEAM, 2019).

La caracterización granulométrica del sedimento recolectado en agosto del 2025 (época lluviosa), mostró que la estación F. Tinajones contiene un 88,554% de Lodo y 11,36 % de Arena, clasificando el sedimento como tipo Lodoso (limo grueso $<63 \mu\text{m}$), con diámetro medio del grano de $18,75 \mu\text{m}$ (Figura 13-8). Estos resultados fueron similares a los reportados en 2022, 2023 y 2024 debido a la geomorfología del sector determinada por la desembocadura deltaica del río Sinú (Ruíz Ochoa et al., 2008; Castaño et al., 2010) que mantiene depósitos de tipo fluvial y lacustre con poca influencia marina, compuestos principalmente por arcillas y limos (Lazala & Parra, 2010).

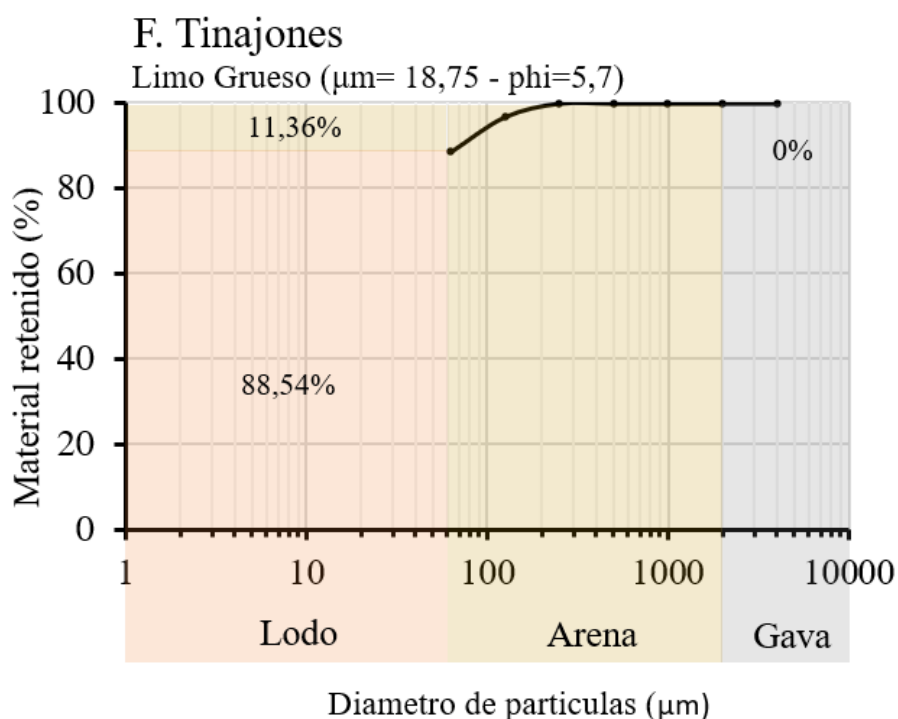


Figura 13-8. Curva granulométrica y clasificación del tipo de sedimento en la estación F. Tinajones en el 2025.

Adicionalmente, el análisis reveló una concentración de 1,15% de carbono orgánico total (COT). Aunque este valor no es elevado en términos absolutos, resulta significativo en sedimentos lodosos, ya que influye directamente en su capacidad para retener contaminantes orgánicos e inorgánicos, como los hidrocarburos derivados del petróleo. En este contexto, se detectaron varios hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) en el sedimento analizado, como a Benzo(g,h,i) perilene (13,2 ng/g), Benzo(a) antraceno (13,9 ng/g), Fenantreno (23,4 ng/g), Fluoranteno (21,5 ng/g), Indeno (1,2,3-cd) pireno (7,14 ng/g) y Pireno (21,6 ng/g). El antraceno se encontró por debajo del límite de cuantificación del método usado en el LABCAM ($<\text{LCM}$), mientras que Acenafteno, Acenaftileno, Benzo(a) Pireno, Benzo(b) Fluoranteno, Benzo(k) Fluoranteno, Criseno, Dibenzo(a,h) Antraceno, Fluoreno, y Naftaleno no fueron detectados (ND).

La presencia de este compuesto en los sedimentos de la estación F. Tinajones sugiere una posible contaminación de origen antropogénico urbano o industrial, lo cual puede

representar una alerta temprana de alteraciones en la calidad del sedimento y un riesgo potencial para los organismos bentónicos que habitan en estos sedimentos. Además, algunos HAP detectados, como el fenantreno, el pireno y el fluorantenolos pueden bioacumularse en la cadena trófica, afectando no solo a las especies locales sino también a los ecosistemas acuáticos ([Neff, 1980](#)).

Los análisis de metales trazan en sedimentos de la estación F. Tinajones evidenciaron concentraciones cuantificables de cobre (71,5 µg/g), cromo (135 µg/g), zinc (132 µg/g), hierro (48,4 mg/g) y mercurio (129 ng/g). Las concentraciones de cadmio, níquel y plomo estuvieron por debajo de los límites de cuantificación del método empleado en el LABCAM (LCM: 12,5 µg/g, 75 µg/g y 15 µg/g, respectivamente). Al comparar estos resultados con los valores de referencia TEL (Threshold Effect Level) propuestos por [Buchman \(2008\)](#), se observó que las concentraciones de cobre y cromo exceden ampliamente los valores umbral (Cu = 18,7 µg/g; Cr = 52,3 µg/g), lo que sugiere un potencial riesgo ecológico para organismos bentónicos sensibles. Es importante destacar que los metales pesados no son biodegradables, por lo tanto, su concentración en el ambiente es de carácter acumulativo con el paso del tiempo ([Cadavid-Velásquez et al., 2019](#)).

En el caso del mercurio, la concentración (129 ng/g) está justo por debajo del valor TEL (130 ng/g), lo cual es indicativo de una señal de alerta temprana dado el carácter altamente tóxico y bioacumulable de este metal.

En estudios realizados en la bahía de Cispatá, se ha detectado la presencia de los metales Cu, Cr, Cd, Ni, Pb y Hg en el agua, sedimentos, aves y peces ([Burgos-Núñez et al., 2017](#)), lo cual está relacionado con las aguas freáticas del distrito de riego y del drenaje La Doctrina, y con la operación del puerto de embarque de petróleo, sin dejar a un lado las actividades ganaderas, residuos domésticos y la actividades agrícolas, debido a que algunos fertilizantes empleados en suelos que presentan deficiencias nutricionales, contienen pequeñas cantidades de Cu y Zn; algunos plaguicidas contienen metales como el Cu; y algunos fungicidas contienen Cd y Hg ([Burgos-Núñez et al., 2017](#)).

Contaminación por Basura Marina y Microplásticos en playas turísticas

En el análisis de detección de basura marina en las playas turísticas de Córdoba, se identificó la presencia de residuos en Playa Blanca y en Playa Los Córdoba, con abundancias de 0,89 ítems/m² y 0,69 ítems/m², respectivamente (Figura 13-9). En Playa Blanca se registró un aumento en la concentración de basura marina en comparación con 2024 (0,42 ítems/m²), mientras que en Playa Los Córdoba se evidenció una disminución (1,36 ítems/m²) ([INVEMAR, 2024a](#)).

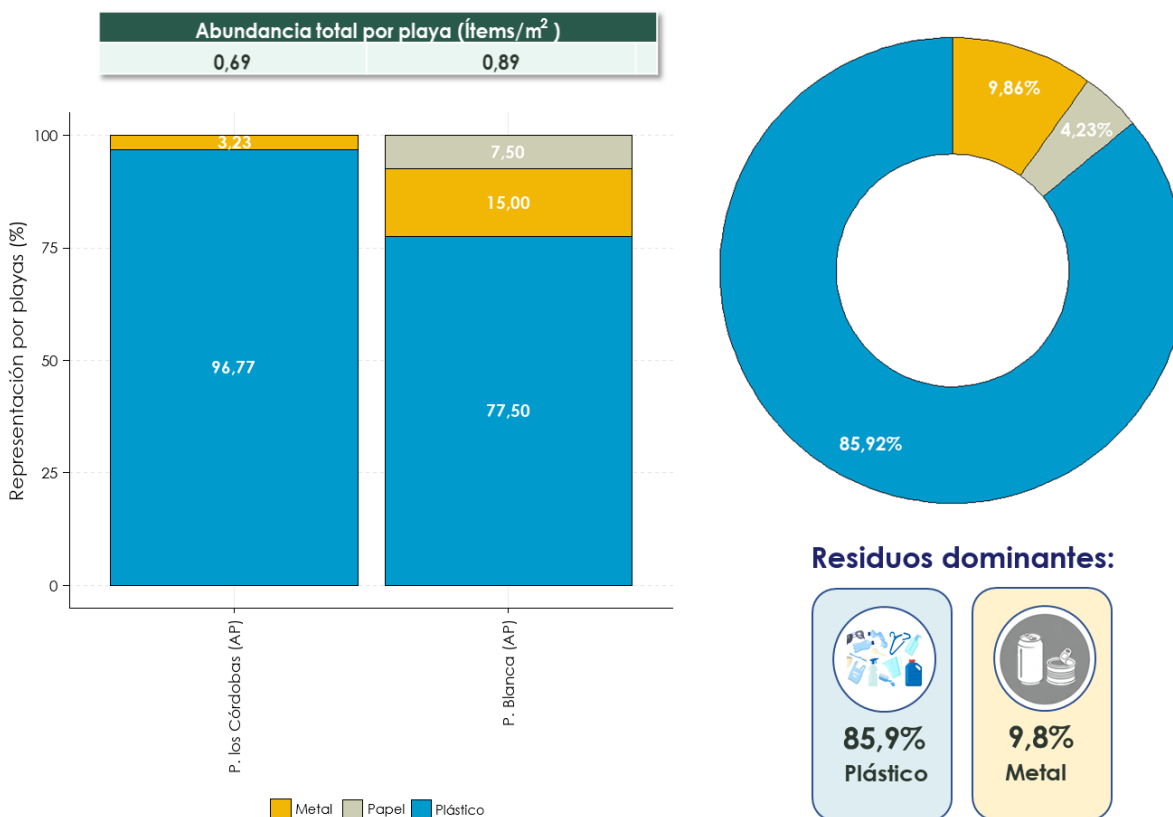


Figura 13-9. Abundancia y representación porcentual de los diferentes materiales de basura marina en las playas priorizadas del departamento de Sucre, registrada en el muestreo realizado en agosto de 2025.

En la caracterización de la basura marina, el plástico fue el material con mayor representación (Figura 13-9), compuesto por envases y cubiertos desechables, bolsas, envoltorios de alimentos, botellas y fragmentos de objetos, y constituyó el 85,9% de todos los materiales registrados. El metal, identificado principalmente en tapas y latas de bebidas (Figura 13-9), correspondió al 9,9%, mientras que el papel se presentó en menor proporción (4,2%), asociado a envases desechables y fragmentos de cajas.

En la Playa Los Córdoba se identificaron plástico y metal, representados por fragmentos de icopor, botellas plásticas deterioradas y remanentes de latas, mientras que en Playa Blanca se registraron plástico, metal y papel (Figura 13-9). Esta diferencia en los materiales y tipos de residuos observados en Playa Blanca, junto con la mayor abundancia registrada, se relaciona con la afluencia turística y la presencia de tiendas y restaurantes en sus inmediaciones ([Fernandino et al., 2016](#); [da Silva et al., 2018](#)), los cuales facilitan el acceso a productos de consumo inmediato, cuyos envoltorios suelen terminar desechados en la playa. Estas condiciones se reflejaron en la composición de residuos registrada en el sector y contribuyeron a la mayor concentración de basura marina observada en Playa Blanca, identificando plásticos de un solo uso como palos de colombinas, vasos desechables y envoltorios de alimentos.

El análisis de los microplásticos en las playas de Córdoba, mostró que Playa Blanca fue la estación con la mayor abundancia de partículas (115,2 ítems/m²), mientras que en Playa Los Córdoba se registró una abundancia menor (54,4 ítems/m²) (Figura 13-10). Estas concentraciones fueron congruentes con la cantidad de basura marina documentada en cada estación.

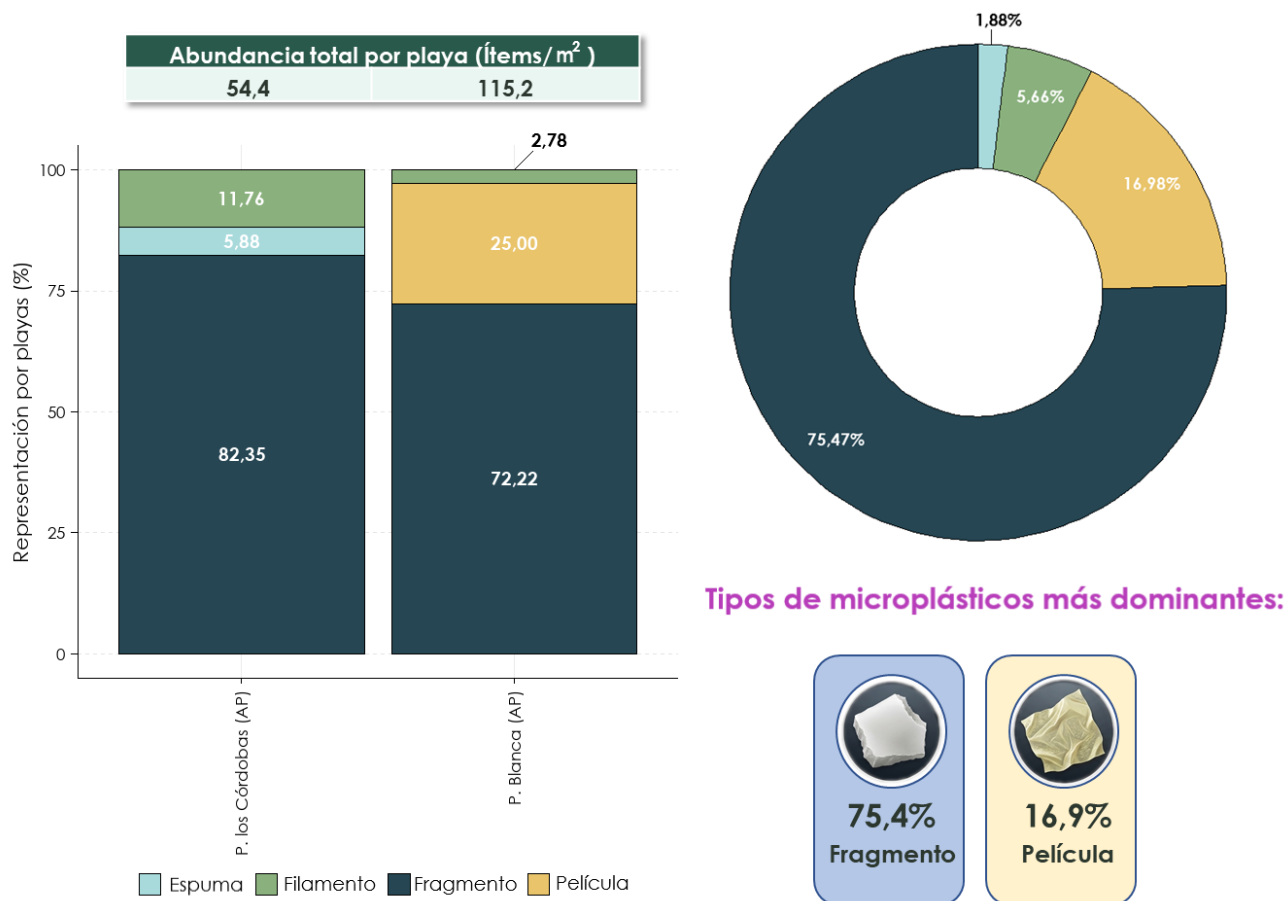


Figura 13-10. Abundancia y representación porcentual de formas identificadas en los microplásticos de las muestras de arena de playas priorizadas de Córdoba, recolectadas en agosto de 2025.

Respecto a los periodos anteriores, en Playa Blanca se registró un aumento de la abundancia de microplásticos en comparación con 2024, año en el que se reportaron 22,4 ítems/m² (INVEMAR, 2024a). En contraste, Playa Los Córdoba presentó una disminución frente a 2023 y 2024, cuando alcanzó concentraciones de 184,8 ítems/m² y 1091,2 ítems/m² (INVEMAR, 2023; INVEMAR, 2024a), respectivamente. En Los Córdoba, esta diferencia podría estar relacionada con la acumulación de astillas y troncos observada durante el muestreo, producto del fuerte oleaje y los intensos vientos característicos de la época, la cual coincide con la temporada de invierno en el Caribe colombiano, la cual está influenciada por la temporada de huracanes (Posada et al., 2008). Estas condiciones pudieron favorecer la retención de partículas plásticas en los troncos y remanentes, impidiendo su depósito sobre la arena en la franja de pleamar.

En el caso de Playa Blanca, el incremento está asociado a la intensidad de la actividad turística, que favorece tanto la presencia como la dispersión de residuos plásticos en la zona ([da Silva et al., 2018](#)).

Las formas de microplásticos detectadas en las playas priorizadas correspondieron a plásticos de origen secundario, representados por espumas, filamentos, fragmentos y películas (Figura 13-10). Los fragmentos fueron la categoría más frecuente (75%), seguidos por las películas o láminas (17%), los filamentos (6%) y las espumas (2%).

El hecho de que los fragmentos hayan sido la forma con mayor representación en ambas playas se atribuye a la fragmentación de plásticos de mayor tamaño por efectos erosivos en zonas donde convergen las olas. Este estrés mecánico generado por la acción del oleaje (Fernandino et al., 2016) favorece su desintegración y explica su alta frecuencia y representación dentro de las playas del municipio de Córdoba.

En Playa Blanca, a diferencia de Playa Los Córdoba, se identificó la presencia de películas, mientras que en Playa Los Córdoba se registró la presencia de espumas, patrón también observado en 2024 ([INVEMAR, 2024a](#)). Este último tipo de microplásticos proviene de desechos de espuma de poliestireno, los cuales, al acumularse en las playas, reducen el valor estético de las zonas costeras y afectan negativamente al turismo. Debido a su baja densidad, los macroplásticos de este material flotan en la superficie del mar y son fuertemente influenciados por la acción del viento durante su transporte; en contraste, los microplásticos de espuma que se desplazan por debajo de la superficie son movilizados principalmente por las corrientes oceánicas ([Kuroda et al., 2024](#)). Esta dinámica sugiere que las partículas detectadas en Playa Los Córdoba son depositadas por efecto directo de las corrientes marinas, además de los aportes transportados por el río Los Córdoba.

Por otro lado, al ser los fragmentos la forma con mayor representación en ambas playas se atribuye a la degradación de plásticos de mayor tamaño por efectos erosivos en zonas donde convergen las olas ([Fernandino et al., 2016](#); [Jones et al., 2021](#)). Este estrés mecánico generado por la acción del oleaje favorece su desintegración y explica su elevada frecuencia y representación en las playas priorizadas de Córdoba.

Conclusiones y recomendaciones:

- La calidad del agua marina y estuarina en el departamento de Córdoba durante el muestreo de agosto (época lluviosa) en 2025, presentó una variabilidad marcada, asociada a las dinámicas hidrológicas y las presiones de origen terrestre. La mayoría de las estaciones evaluadas mostraron condiciones adecuadas, reflejando ambientes relativamente conservados y con baja influencia de cargas contaminantes. No obstante, estaciones como F. Tinajones, Sinú–Tinajones y C. Soledad presentaron calidad aceptable, condicionada principalmente por las elevadas concentraciones de coliformes termotolerantes asociadas al aporte de aguas residuales y a la influencia del río Sinú. De manera más crítica, en P. Escondido se registró una calidad inadecuada, determinada por los altos niveles de sólidos suspendidos totales y coliformes. Estos resultados subrayan la necesidad de fortalecer las acciones de saneamiento básico, control de vertimientos y manejo de escorrentías, especialmente en las zonas con mayor influencia fluvial y asentamientos

humanos. Asimismo, se resaltan la importancia de mantener un programa continuo de monitoreo que permita evaluar la efectividad de las medidas de gestión implementadas y anticipar cambios en la calidad del agua.

- La calidad sanitaria del agua de las playas del departamento de Córdoba, específicamente en las estaciones Puerto Escondido y P. Los Córdobas, no es apta para contacto primario, debido a que persisten altas concentraciones de microorganismos indicadores de contaminación fecal como son los coliformes totales, coliformes termotolerante y enterococos fecales, los cuales superan los límites permisibles establecidos por la legislación colombiana y las referencias internacionales para contacto primario y secundario. Esta situación muestra la necesidad de implementar medidas integrales que aborden el manejo de aguas residuales, fortalezcan la infraestructura sanitaria y regulen las actividades humanas en estas áreas, con el fin de preservar la salud ambiental y comunitaria de la región. Aunque en Moñitos se registró recientemente buena calidad, su comportamiento histórico de intermitencia y episodios de mala calidad resalta la importancia de mantener un monitoreo continuo, de manera que se puedan detectar oportunamente nuevos eventos de contaminación y asegurar la sostenibilidad de las condiciones favorables observadas en la actualidad.
- La presencia de basura marina y microplásticos en las playas priorizadas del departamento de Córdoba, producto tanto del depósito directo de residuos en las playas como de procesos oceanográficos que favorecen la acumulación de residuos y su degradación progresiva son un problema que, de no intervenir oportunamente, puede intensificarse con el tiempo. Se recomienda fortalecer la infraestructura y cultura de gestión de residuos en zonas turísticas, implementar controles efectivos para reducir el ingreso de plásticos de un solo uso y mantener programas permanentes de limpieza y educación ambiental.

A scenic view of a lake with a pier and a boat, overlaid with a white wavy line graphic. The pier is made of wooden posts and has a red railing. A white boat with a green stripe is docked at the pier. The background shows a forested hill under a blue sky. The foreground is a rocky shore with driftwood.

DEPARTAMENTO DE ANTIOQUIA

Por:

José Avila Cusba

Carlos Pacheco Vélez

14. ANTIOQUIA

La zona costera del departamento de Antioquia, ubicada en el Caribe colombiano, se distingue por su rica biodiversidad, incluyendo playas de arena, manglares, lagunas costeras, estuarios y formaciones coralinas. En esta zona se ubican los municipios de Arboletes, San Juan de Urabá, Necoclí y Turbo. La hidrodinámica del delta del río Atrato y la contracorriente del Darién, determinan el contraflujo del golfo de Urabá, añade complejidad a los procesos marinos locales ([Ricaurte-Villota & Bastidas, 2017](#)). La zona costera del departamento de Antioquia está influenciada por los ríos que desembocan en el golfo de Urabá y el mar Caribe, como el Atrato, Guadualito, Mulatos, Necoclí, Currulao, León y Turbo, los cuales aportan contaminantes a la zona costera, principalmente derivados de vertimientos de aguas residuales domésticas sin tratamiento y la inadecuada disposición de residuos sólidos. Las actividades agrícolas intensivas, la ganadería, el comercio, el turismo y la actividad marítima portuaria también contribuyen a estas problemáticas ([INVEMAR, 2023](#)).

En el departamento de Antioquia, la REDCAM cuenta con estaciones de muestreo distribuidas en cuatro zonas, SJ Urabá, Golfo Medio, Golfo Alto, y Bahía Colombia (Figura 14-1) que representan un área donde convergen múltiples factores ambientales y antropogénicos. El monitoreo REDCAM se realiza directamente de la CORPOURABA; sin embargo, para atender a los compromisos de reporte del ICAM como operación estadística del orden nacional, la salida de campo y los análisis de laboratorio, son realizados por INVEMAR.

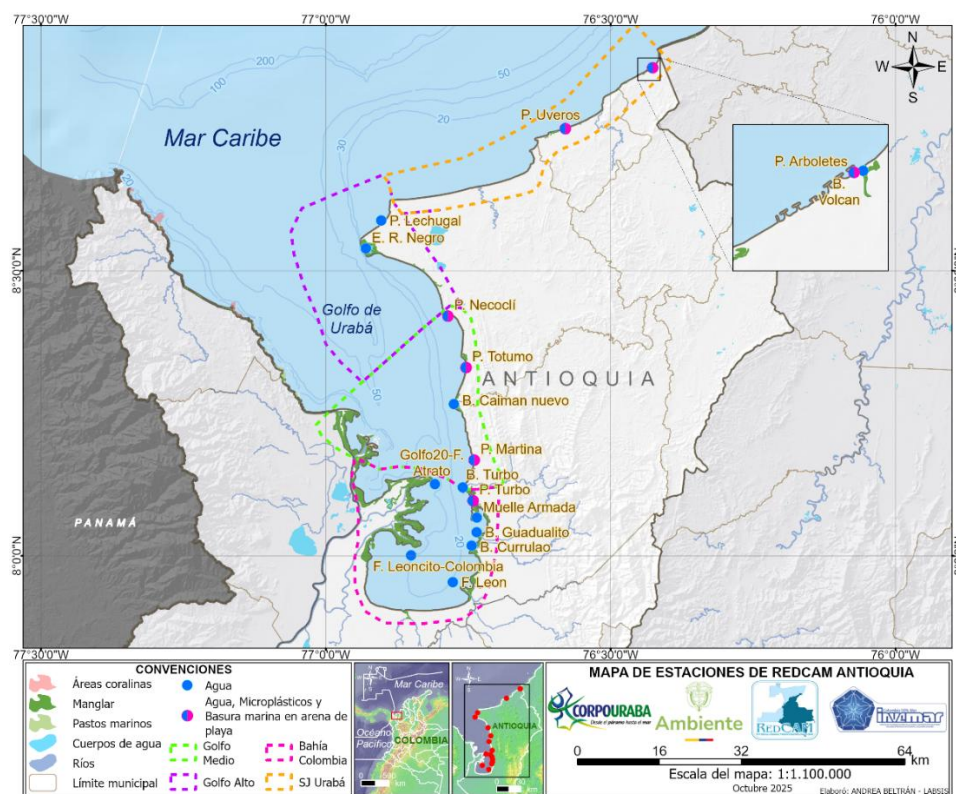


Figura 14-1. Mapa de estaciones de muestreo de la REDCAM en el departamento de Antioquia. Los polígonos punteados presentan las zonas de muestreo.

Índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras – ICAM:

En el mes de mayo de 2025 (época lluviosa), en cumplimiento con el plan de muestreo establecido para el cálculo del ICAM se recolectaron muestras de agua en 14 estaciones planificadas en del área marina del departamento de Antioquia (Figura 14-2).



Figura 14-2. Toma de datos *in situ* y colecta de muestras de agua en las estaciones REDCAM Antioquia.

El ICAM fue calculado en la totalidad de las 14 estaciones que contaron con el número mínimo de variables requeridas para su estimación (≥ 6 de las 8 variables que integran el índice). Los niveles de confianza asociados al cálculo del índice se muestran en la Figura 14-3.

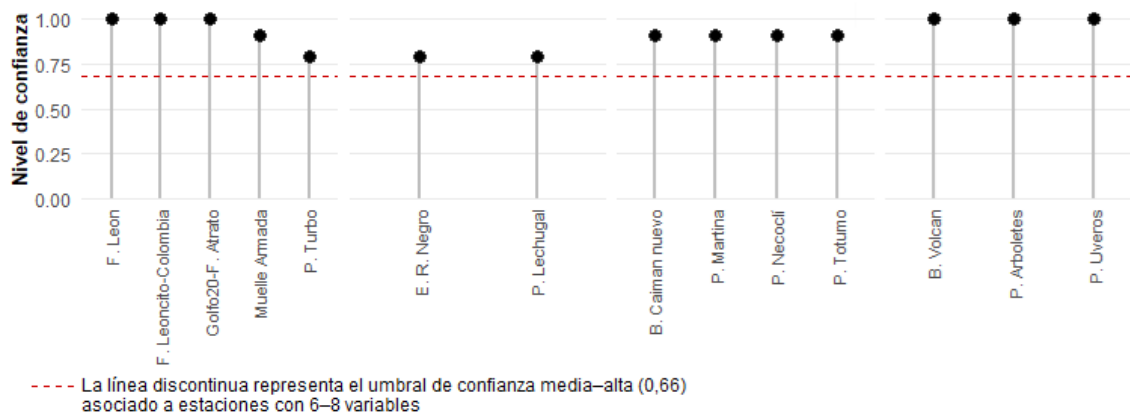


Figura 14-3. Nivel de confianza ICAM calculado para las estaciones REDCAM del departamento de Antioquia

En la zona de Bahía Colombia, los valores del ICAM en las estaciones F. León (52,2), F. Leoncito-Colombia (68,4), Golfo20-F. Atrato (82,8), P. Turbo (38,4) y Muelle Armada (45,3) abarcando desde condiciones de calidad del agua inadecuadas hasta adecuadas (Figura 14-4). Las condiciones más desfavorables se registraron en las estaciones P. Turbo y Muelle Armada, debido a concentraciones elevadas de coliformes termotolerantes que alcanzaron valores de hasta 170.000 NMP/100 mL, lo que indica una fuerte influencia de aportes de origen antrópico y un potencial riesgo para los usos del agua y la integridad de los ecosistemas costeros.

En la zona de Golfo Alto, las estaciones E.R Negro y P. Lechuga, mostraron categoría adecuada, con valores ICAM de 84,2 y 85,9 respectivamente, (Figura 14-4), lo cual indica aguas con buenas condiciones para la vida acuática.

En la zona de Golfo Medio, las estaciones P. Martina (43,0), P. Necoclí (71,7), P. Totumo (42,4) y B. Caiman Nuevo (54,9), evidenciando una calidad del agua que va desde condiciones inadecuadas hasta adecuadas. La calidad inadecuada de las estaciones P. Martina y P. Totumo se deben a las elevadas de coliformes termotolerantes con valores de 350.000 NMP/100 mL y 240.000 NMP/100 mL, respectivamente, lo que evidencia una fuerte influencia de aportes de origen antrópico, principalmente asociados a descargas de aguas residuales.

En la zona de San Juan de Urabá, las estaciones P. Arboletes, B. Volcán y P. Uveros presentaron calidad de agua inadecuada, con valores del ICAM de 29,3; 26,6 y 26,6, respectivamente. Esta condición se relacionó con altas concentraciones de coliformes termotolerantes, que oscilaron entre 54.000 y 130.000 NMP/100 mL, así como con elevados niveles de sólidos suspendidos totales, con valores entre 84,2 y 174 mg/L. Adicionalmente, en la estación B. Volcán se registraron concentraciones particularmente altas de nutrientes, con 153 $\mu\text{g/L}$ de P-PO_4^{3-} y 277 $\mu\text{g/L}$ de N-NO_3^- , lo que sugiere un aporte significativo de contaminantes de origen terrestre.

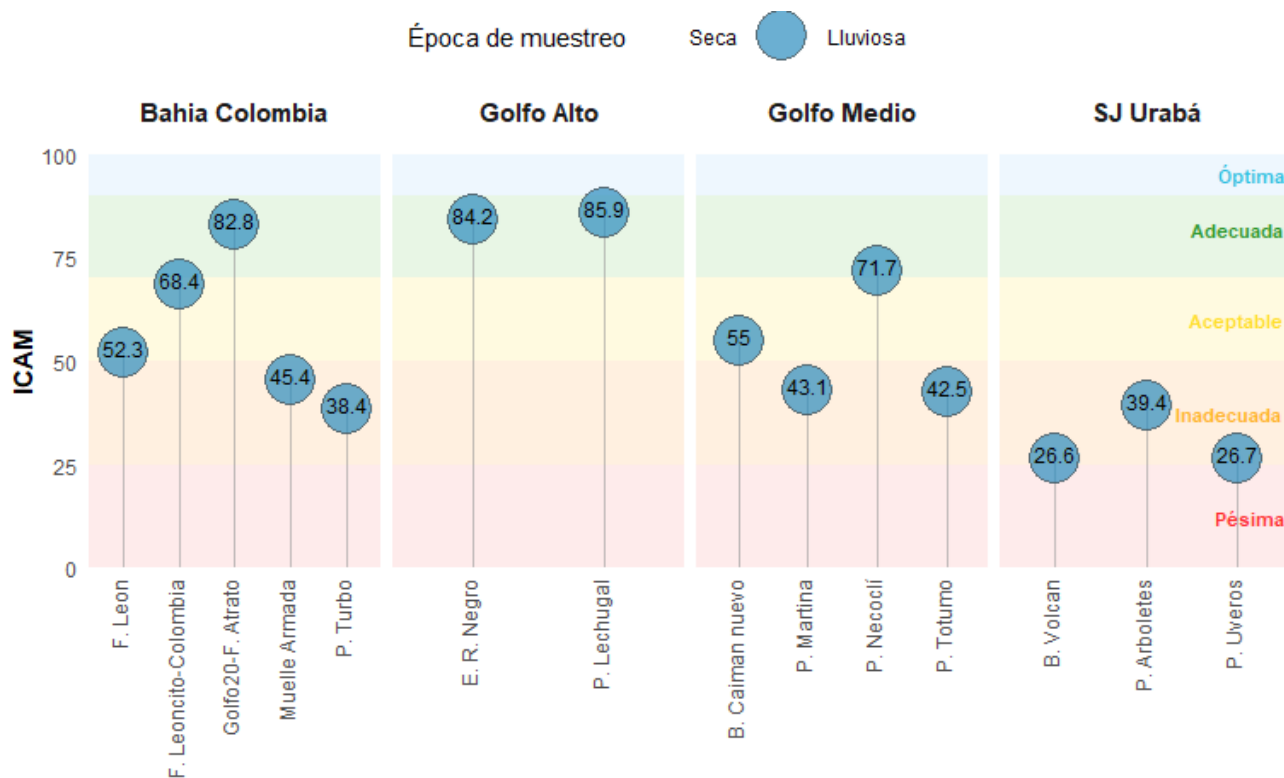


Figura 14-4. Calidad de agua superficial ICAM en época lluviosa, muestreo realizado en mayo para el año 2025, en las estaciones marinas y costeras del departamento de Antioquia.

Calidad del agua para el uso recreativo en playas turísticas

La calidad del agua para uso turístico se determinó a partir de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE), Coliformes Totales (CTT) y Enterococos Fecales (EFE) en el agua de la playa, contrastados con los límites permisibles para uso recreativo de contacto primario de <200 NMP/100 mL o 2,30 log NMP/100 mL de CTE, <1.000 NMP/100 mL o 3,0 log NMP/100 mL de CTT ([MinAmbiente, 2015](#)) y los valores de referencia para playas Bandera Azul <100 UFC/100 mL o 2,0 log UFC/100 mL de EFE ([Unión Europea, 2006](#)).

Durante el muestreo realizado en mayo de 2025, se registraron concentraciones elevadas de contaminación microbiológica en varias estaciones monitoreadas. Los valores máximos de CTE se observaron en la estación P. Martina, donde alcanzaron concentraciones de 350.000 NMP/100 mL o 5,54 log NMP/100 mL (

Figura 14-5). La mayoría de las estaciones superaron el límite permisible (<200 NMP/100 mL o 2,30 log NMP/100 mL de CTE), con excepción de P. Lechugal, que presentó una concentración de 33 NMP/100 mL o 1,53 log NMP/100 mL. En cuanto a CTT, las mayores concentraciones también se registraron en P. Martina, con valores de 540.000 NMP/100 mL o 5,73 log NMP/100 mL. Asimismo, las estaciones P. Turbo y P. Totumo presentaron concentraciones de 350.000 NMP/100 mL o 5,54 log NMP/100 mL. Otras estaciones que excedieron el límite permisible incluyeron F. León, Golfo20-F. Atrato, B. Curralao, Muelle Armada, F. Leoncito-Colombia, B. Guadualito, P. Necoclí, B. Caimán nuevo, B. Turbo, P. Arboletes, B. Volcán y P. Uveros (

Figura 14-5).

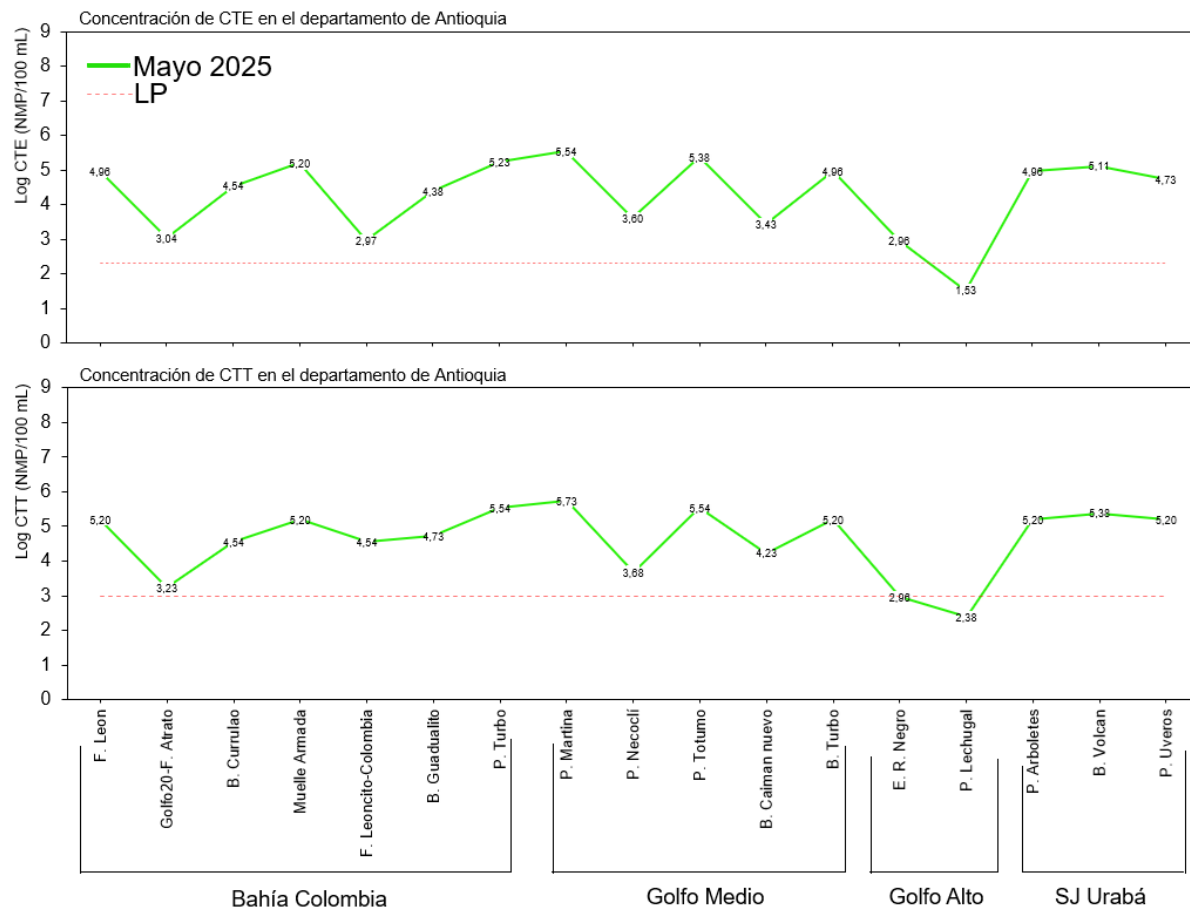


Figura 14-5. Logaritmo de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE) y Coliformes Totales (CTT) en las estaciones REDCAM Antioquia. El valor de referencia del límite permisible corresponde a 200 NMP/100 mL o 2,30 log (NMP/100 mL) para CTE y 1000 NMP/100 mL o 3,0 log (NMP/100 mL) para CTT. L.P: Límite Permissible.

Respecto a los EFE, únicamente las estaciones P. Arboletes y P. Uveros registraron concentraciones superiores al valor de referencia establecido por la Unión Europea (Figura 14-6). Comparativamente, las concentraciones de CTE y CTT obtenidas en 2025 fueron inferiores a las reportadas en 2024, mientras que los niveles de EFE mostraron un comportamiento similar entre ambos periodos, salvo en las estaciones P. Arboletes y P. Uveros, donde se evidenció un incremento en las concentraciones ([INVEMAR, 2025](#)).

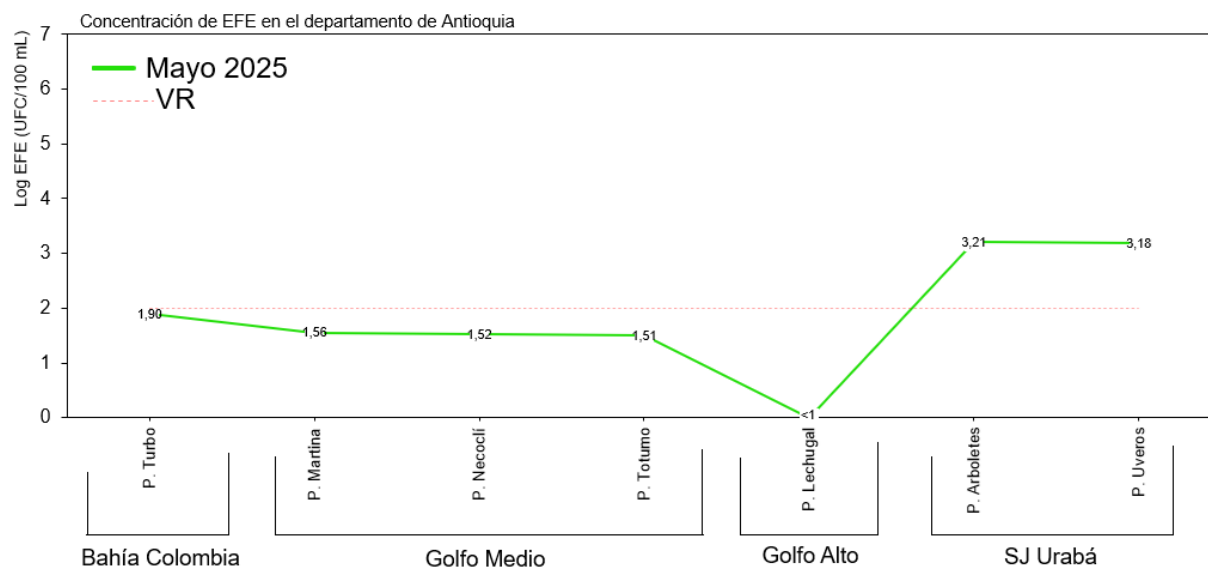


Figura 14-6. Logaritmo de las concentraciones de Enterococos Fecales (EFE) en las estaciones REDCAM Antioquia. Línea roja: valor de referencia que corresponde a 100 UFC/100 mL o 2,0 log (UFC/100 mL). V.R: Valor de referencia.

Las diferencias observadas entre los periodos evaluados podrían estar asociadas a variaciones en las condiciones hidroclimáticas, particularmente en los patrones de precipitación y escorrentía continental. Durante mayo 2025 se registraron precipitaciones acumuladas entre 200 y 300 mm, con índices de lluvia dentro de rangos considerados como normales (80-120%) ([IDEAM, 2025a](#)). En contraste, durante abril de 2024 se presentaron precipitaciones superiores a las condiciones climatológicas habituales, con índices de lluvia entre 120-160% ([IDEAM, 2024](#)). Estas condiciones favorecen el arrastre de materia orgánica, residuos sólidos, sedimentos y contaminantes microbiológicos desde zonas urbanas y cuentas hidrográficas hacia los ecosistemas costeros, incrementando las concentraciones bacterianas en aguas recreativas.

Este comportamiento coincide con lo reportado en estudios recientes, donde se ha documentado una relación significativa entre eventos de precipitación, aportes continentales y deterioro de la calidad microbiológica en playas turísticas y estuarios tropicales ([Levin et al., 2020](#); [Abdulaziz et al., 2023](#); [Xia et al., 2024](#)). En ambientes costeros influenciados por descargas fluviales y escorrentía urbana, los incrementos en precipitación suelen generar pulsos de contaminación fecal asociados a sistemas de saneamiento deficientes, vertimientos domésticos y remoción de contaminantes acumulados en superficies urbanas.

Adicionalmente, los resultados evidencian una persistente presión antropogénica sobre las zonas evaluadas, asociada no solo a descargas directas de aguas residuales domésticas, sino también a la influencia de plumas fluviales adyacentes, escorrentía superficial e hidrodinámicas costeras que favorecen el transporte y redistribución de contaminantes microbiológicos ([Souza-Santos et al., 2025](#)). La menor concentración de EFE observada en varias estaciones podría estar relacionada con procesos de dilución y dispersión promovidos por el oleaje, las corrientes marinas y la mezcla vertical de la columna de agua, factores que influyen significativamente en la supervivencia y distribución espacial de

microorganismos indicadores en ambientes marino-costeros ([Jofre et al., 2021](#); [Kozak et al., 2025](#)).

Los resultados obtenidos evidencian condiciones de riesgo sanitario en varias de las playas evaluadas, particularmente en aquellas cercanas a desembocaduras fluviales, áreas urbanizadas y sectores con limitada infraestructura de saneamiento. Estas condiciones podrían representar un riesgo potencial para la salud pública debido a la exposición recreativa directa, especialmente en temporada de alta afluencia turística y periodos lluviosos, cuando aumenta el aporte de contaminantes microbiológicos hacia las aguas costeras.

Históricamente, la calidad microbiológica del agua en los sitios turísticos P. Turbo, P. Totumo, P. Necoclí, P. Martina, P. Lechugal, B. Damaquiel, P. Uveros y P. Arboletes ha presentado niveles de cumplimiento medio y bajo respecto a los límites permisibles establecidos para el uso recreativo de contacto primario (Figura 14-7). Este comportamiento evidencia una presión microbiológica persistente en varios de los sectores evaluados, asociada posiblemente a aportes continentales, escorrentía superficial, descargas domésticas y limitaciones en infraestructura de saneamiento.

En 2025, la mayoría de las estaciones, con excepción de P. Lechugal, registraron niveles de cumplimiento medio y bajo para CTE y CTT, con concentraciones entre 33 y 350.000 NMP/100 mL o 1,53 y 5,54 log NMP/100 mL para CTE y entre 240 y 540.000 NMP/100 mL o 2,38 y 5,73 log NMP/100 mL para CTT. En contraste, P. Lechugal mostró una mejora en la calidad microbiológica del agua, pasando de un nivel de cumplimiento medio en 2024 ([INVEMAR, 2025](#)) a un nivel de cumplimiento alto en 2025.

En cuanto a los EFE, el monitoreo comenzó en 2021 y ha evidenciado, en términos generales, niveles de cumplimiento predominantemente bajos en P. Uveros y P. Arboletes. Sin embargo, estaciones como P. Lechugal y P. Martina han presentado niveles de cumplimiento alto. No obstante, la discontinuidad temporal en el monitoreo de esta variable limita el análisis de tendencias históricas robustas y dificulta establecer patrones espaciales y temporales consistentes.

La persistencia de concentraciones elevadas de indicadores microbiológicos en algunas playas turísticas sugiere la influencia continua de fuentes de contaminación fecal de origen antropogénico, cuya intensidad puede incrementarse durante periodos lluviosos debido al aumento de la escorrentía y al aporte de contaminantes desde cuencas hidrográficas y zonas urbanizadas adyacentes. Este comportamiento ha sido ampliamente documentado en ecosistemas costeros tropicales y representa un factor de riesgo para la salud pública y el uso recreativo seguro de las playas ([González-Fernández et al., 2023](#)).

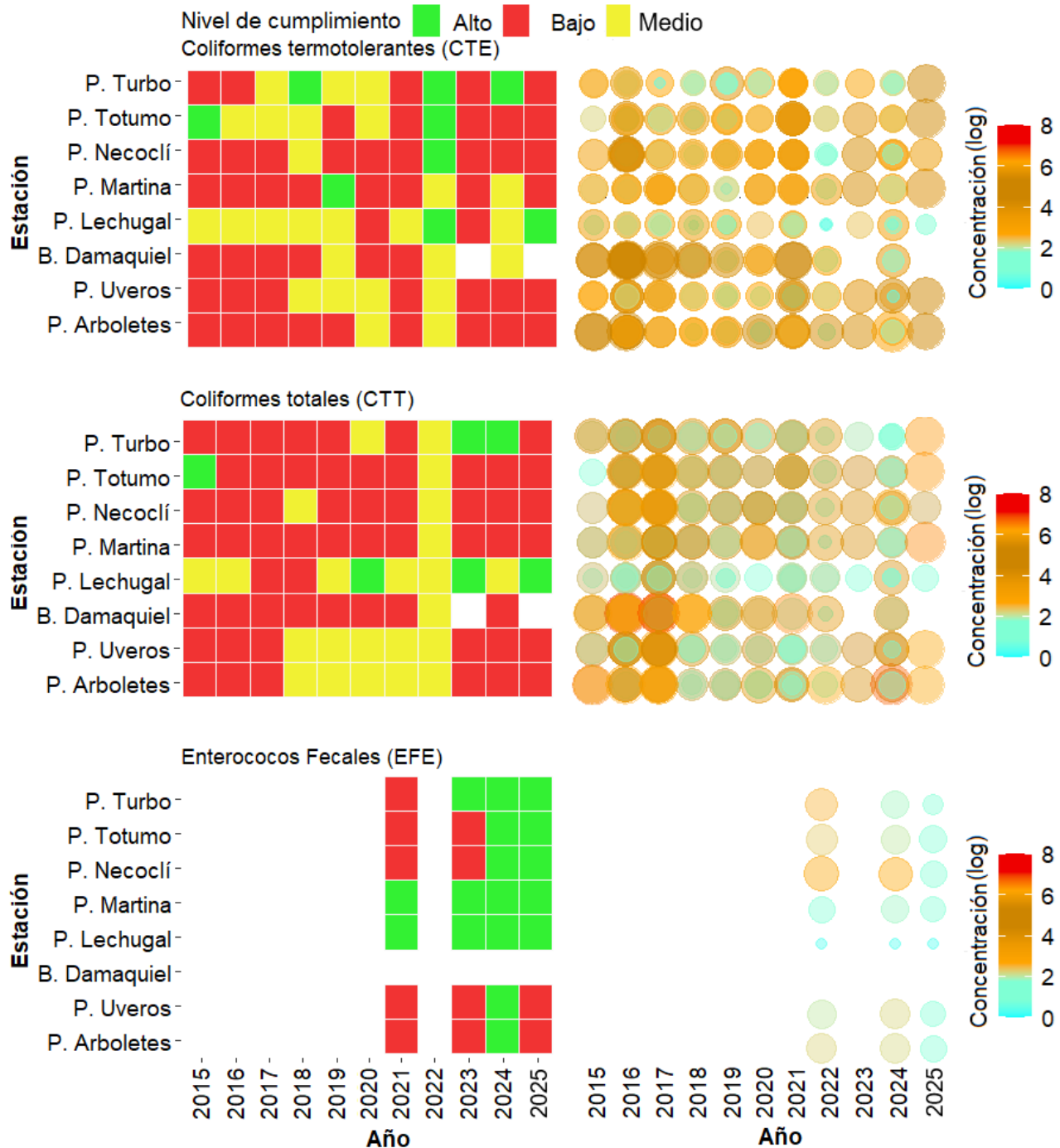


Figura 14-7. Registros históricos del nivel de cumplimiento de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE), Coliformes Totales (CTT) y Enterococos fecales (EFE) para el uso recreativo del agua en el departamento de Antioquia.

Contaminación por Basura Marina y Microplásticos en playas turísticas

La evaluación realizada en mayo 2025 (época lluviosa) en seis playas turísticas del departamento de Antioquia, playa La Martina, playa Totumo, playa Necoclí, playa Uveros, playa Arboletes y playa Dulce, evidenció abundancias de basura marina entre 0,04 y 3,07 ítems/m² (Figura 14-8). La mayor abundancia se registró en playa Uveros, con 3,07 ítems/m², indicando una mayor acumulación de residuos sólidos en comparación con las demás estaciones evaluadas.

En comparación con el monitoreo realizado en 2024, las abundancias registradas en 2025 se mantuvieron dentro de rangos relativamente bajos y comparables a los reportados previamente para la zona ([INVEMAR, 2025](#)). No obstante, la persistencia de residuos sólidos en todas las playas monitoreadas evidencia una presión antrópica continua sobre estos ecosistemas costeros, incluso en sectores con menor densidad de residuos.

En cuanto a la composición de la basura marina, los plásticos constituyeron el material predominante en la mayoría de las playas evaluadas, representando el 100% de los residuos en playa Totumo, playa Necoclí, playa Uveros y playa Arboletes. En playa Dulce, los plásticos correspondieron al 90% de los residuos registrados, mientras que el 10 % restante estuvo compuesto por papel. En cuanto a playa Martina los residuos estuvieron conformados en igual proporción por plásticos (50%) y metales (50%) (Figura 14-8).

La predominancia de residuos plásticos coincide con lo reportado ampliamente en ecosistemas marino-costeros tropicales, donde este tipo de material constituye la principal fracción de la basura marina debido a su alta producción, uso generalizado y limitada disposición adecuada ([Vergara et al., 2025](#)). Las propiedades físicas de los polímeros plásticos, particularmente su resistencia a la degradación, flotabilidad y persistencia ambiental, favorecen su transporte a largas distancias mediante corrientes marinas, viento, mareas y aportes fluviales, facilitando su acumulación en playas y zonas de convergencia costera ([Coneo & Causil, 2020](#)). Adicionalmente, la acumulación de residuos sólidos en playas turísticas puede estar asociada tanto a actividades recreativas y urbanas locales como al aporte de residuos transportados desde cuencas hidrográficas y desembocaduras fluviales cercanas, especialmente durante periodos lluviosos, cuando el incremento de la escorrentía superficial favorece el arrastre de desechos hacia el ambiente marino-costero ([Meijer et al., 2021](#)).

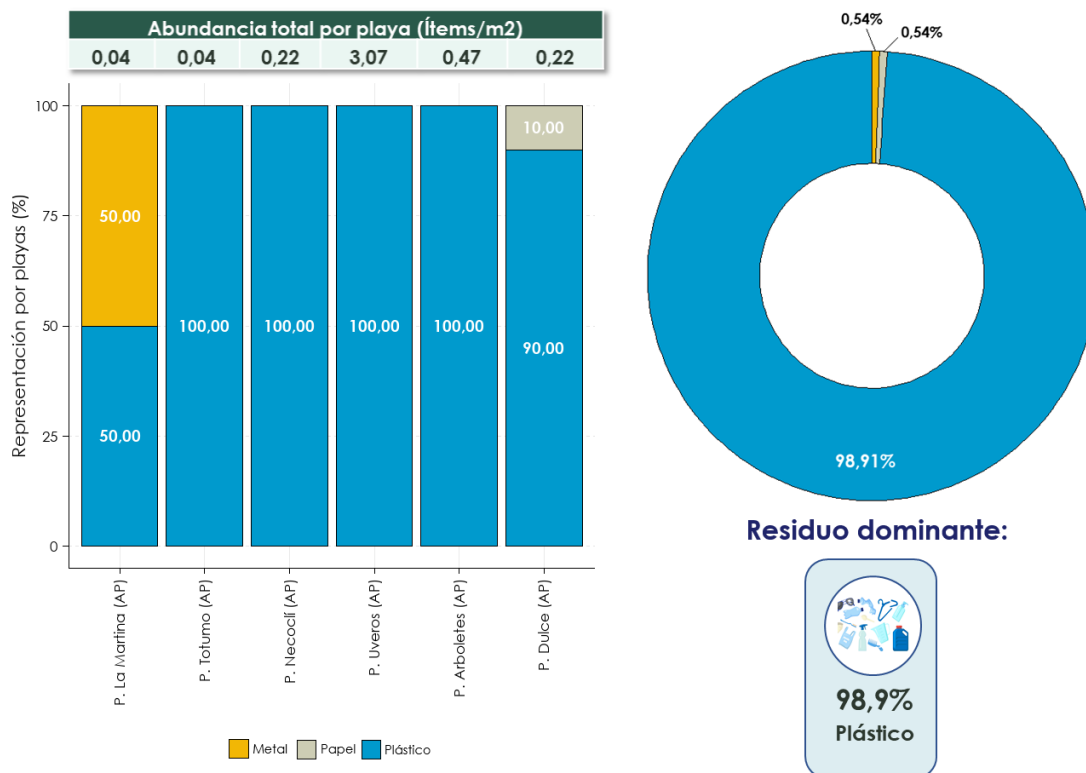


Figura 14-8. Abundancia y representación porcentual de los diferentes materiales de basura marina en las playas priorizadas del departamento de Antioquia, registrada en el muestreo realizado en mayo de 2025.

Durante el muestro realizado en mayo de 2025 (época lluviosa), se registraron concentraciones de microplásticos (300 μm – 5 mm) entre 0 a 2.105,6 ítems/m² en las playas evaluadas (Figura 14-9). Las mayores abundancias se observaron en y playa Arboletes, con 2.105,6 ítems/m², y playa Uveros, con 1.036,8 ítems/m², mientras que en playa Dulce no se evidenció presencia de microplásticos durante el periodo de evaluación.

Las abundancias registradas en 2025 fueron superiores a las reportadas en el 2024 ([INVEMAR, 2025](#)), lo que sugiere un incremento en la acumulación de partículas plásticas en las playas evaluadas. Este comportamiento podría estar relacionado con el aumento en el aporte de residuos sólidos transportados por escorrentía continental, hidrodinámicas costeras y fragmentación progresiva de residuos plásticos de mayor tamaño presentes en el ambiente marino-costero, procesos que suelen intensificarse durante temporadas lluviosas ([Baby & Revathy, 2025](#)).

En cuanto a la caracterización morfológica, predominó la presencia de microplásticos secundarios, particularmente en formas de fragmentos. En playa La Martina se registró un 100% de fragmentos, mientras que en playa Arboletes y playa Uveros representaron el 95,74% y 79,01%, respectivamente. La espuma constituyó la forma predominante en playa Necoclí (66,67%) y también estuvo presente en playa Uveros (17,90%) y playa Arboletes (1,97%). Mientras que los filamentos representaron el 50% de los microplásticos identificados en playa Totumo y se registraron en menor proporción en playa Necoclí (11,11%) y playa Arboletes (2,28%). La predominancia de fragmentos y espumas evidencia procesos avanzados de degradación y fragmentación de residuos plásticos de mayor tamaño, tales como envases,

tapas, empaques, bolsas y productos de poliestireno expandido, materiales ampliamente utilizados en actividades domésticas, turísticas y pesqueras (Yu et al., 2020; Albazoni et al., 2023; Pfohl et al., 2025;). La elevada proporción de espumas podría estar asociada al deterioro de empaques de poliestireno expandido y elementos utilizados en actividades pesqueras y recreativas costeras, cuya baja densidad facilita su transporte y acumulación en playas.

En contraste, los microplásticos primarios, representados por pellets, únicamente se detectaron en playa Uveros (2,47%). Estos materiales corresponden a resinas plásticas industriales manufacturadas como materia prima para la producción de productos plásticos y suelen ingresar al ambiente marino debido a pérdidas durante procesos de producción, almacenamiento y transporte (Kershaw et al., 2019). Aunque su proporción fue baja, su presencia evidencia posibles aportes asociados a actividades industriales o al transporte marítimo y fluvial.

La presencia persistente de microplásticos en playas turísticas representa una problemática ambiental emergente debido a su alta persistencia, capacidad de dispersión y potencial interacción con organismos marinos. Adicionalmente, estas partículas pueden actuar como vectores de contaminantes químicos y microorganismos, facilitando el transporte de compuestos tóxicos y agentes patógenos a través de los ecosistemas marino-costeros (Tumwesigye et al., 2023). Su acumulación en playas no solo afecta la calidad ambiental y paisajística de los destinos turísticos, sino que también puede generar efectos adversos sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos asociados a las zonas costeras.

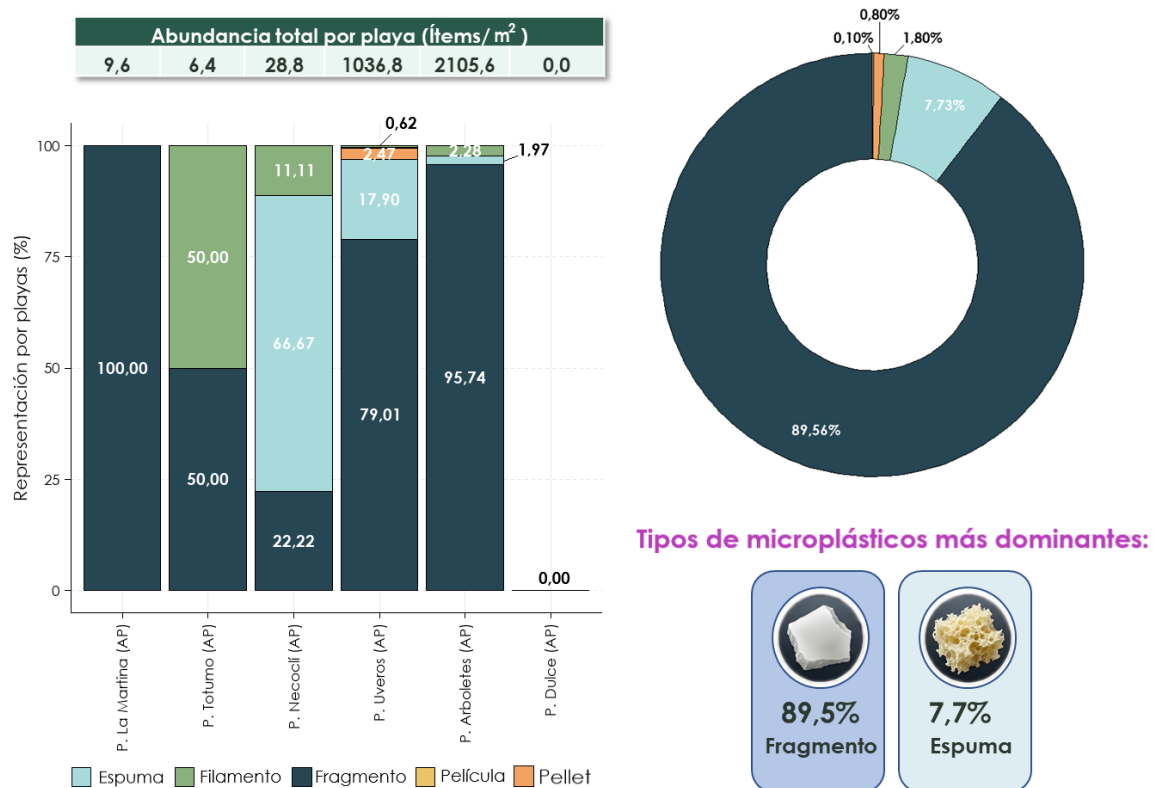


Figura 14-9. Abundancia y representación porcentual de formas identificadas en los microplásticos de las muestras de arena de playas priorizadas de Valle del Cauca, recolectados en mayo de 2025.

Conclusiones y recomendaciones:

- La calidad de las aguas marinas y costeras del departamento de Antioquia durante el monitoreo de mayo del 2025, evaluada mediante el ICAM, presentó condiciones entre adecuadas, aceptables e inadecuadas. En estaciones como F. León, Leoncito-Colombia, Golfo20-F. Atrato, E. R. Negro, P. Lechugal, B. Caiman nuevo y P. Necoclí se registraron categorías de calidad adecuada y aceptable. No obstante, predominó la categoría inadecuada en varias estaciones monitoreadas, asociada principalmente a elevadas concentraciones de coliformes termotolerantes, nutrientes y sólidos suspendidos totales. Estos resultados evidencian una presión antrópica asociada a descargas de aguas residuales, aportes continentales y deficiencias en saneamiento básico, resaltando la necesidad de fortalecer las estrategias de gestión y monitoreo de la calidad del agua en zonas costeras.
- La evaluación sanitaria de las playas turísticas evidenció incumplimientos de los criterios establecidos para aguas recreativas de contacto primario, especialmente en estaciones influenciadas por actividades urbanas, fluviales y turísticas. Aunque estaciones como P. Lechugal y E. R. Negro registraron concentraciones de CTE, CTT y, en algunos casos, EFE dentro de los límites permisibles, en sectores como B. Volcán, P. Arboletes, P. Uveros, P. Necoclí, P. Totumo, P. Martina, Golfo20-F. Atrato, F. Leoncito-Colombia y F. León se registraron concentraciones elevadas y recurrentes de indicadores microbiológicos, sugiriendo aportes continuos de contaminación fecal asociados posiblemente a descargas de aguas residuales sin tratamiento adecuado, escorrentía superficial y limitada capacidad de saneamiento. Estos resultados sugieren aportes continuos de contaminación fecal y destacan la necesidad de fortalecer la infraestructura sanitaria, el manejo de aguas residuales y la vigilancia ambiental en las zonas costeras.
- En las playas turísticas La Martina, Totumo, Necoclí, Uveros y Arboletes se registró contaminación por microplásticos durante el monitoreo de 2025, predominando los microplásticos secundarios en formas de fragmentos y espuma, asociados a la degradación de residuos plásticos de mayor tamaño. En playa Uveros también se identificaron microplásticos primarios tipo pellets. Las abundancias registradas fueron superiores a las observadas en años anteriores, evidenciando un incremento en la acumulación de este contaminante. Estos resultados resaltan la necesidad de fortalecer estrategias de manejo de residuos sólidos y continuar con investigaciones orientadas a identificar las fuentes y dinámicas de transporte y acumulación de microplásticos en las zonas costeras del departamento.



DEPARTAMENTO DE CHOCÓ

Por:

José Avila Cusba

Carlos Pacheco Vélez

15. CHOCÓ

El departamento de Chocó, cuenta con costas en el Caribe y el Pacífico colombiano, abarca las regiones de Acandí, Unguía, Juradó, Bahía Solano, Nuquí, Bajo Baudó y Litoral del San Juan. Esta región se caracteriza por ser una de las zonas más lluviosas del país ([Rangel-Ch & Arellano, 2004](#)). En sus áreas marinas y costeras, se encuentran ecosistemas como manglares, formaciones coralinas, playas, estuarios y acantilados ([Gómez-Cubillos et al., 2015](#)).

En el contexto de la REDCAM, el departamento cuenta con estaciones de muestreo distribuidas en dos zonas geográficas (Figura 15-1). La zona de Bahía Solano, caracterizada por la presencia de la serranía del Baudó, donde se desarrollan actividades como la pesca y el turismo; y la zona Golfo Tribugá, que se extiende desde la playa Almejal hasta Nuquí y comprende el Parque Nacional Natural Utría y la Ensenada de Tribugá, que son áreas estratégicas para la conservación de la fauna y flora marina y costera.

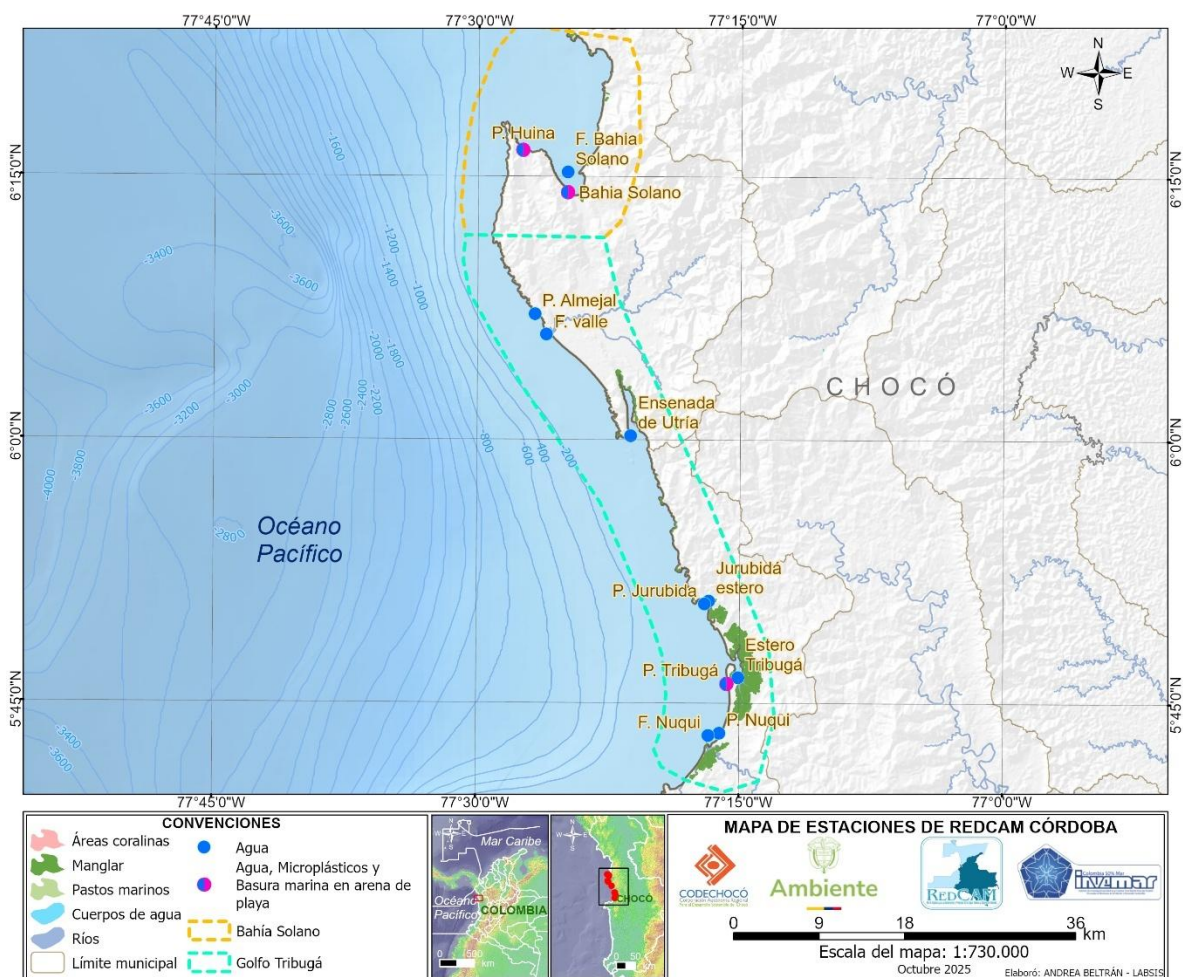


Figura 15-1. Mapa de estaciones de muestreo de la REDCAM en el departamento del Chocó. Los polígonos punteados presentan las zonas de muestreo.

Índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras – ICAM:

El monitoreo REDCAM en el departamento del Chocó, se realizó en la época de altas precipitaciones (mayo), recolectando las muestras y el registro de variables ambientales en campo por parte del personal técnico y científico de INVEMAR en las 12 estaciones planificadas (Figura 15-2).



Figura 15-2. Toma de datos *in situ* y colecta de muestras de agua en las estaciones REDCAM Chocó.

El ICAM fue calculado en 11 estaciones que contaron con el número mínimo de variables requeridas para su estimación (≥ 6 de las 8 variables que integran el índice). En las demás estaciones no fue posible estimarlo, debido a que las concentraciones de fosfatos ($P-PO_4^{3-}$), nitratos ($N-NO_3^-$) e hidrocarburos del petróleo disueltos y dispersos (HPDD) se encontraron por debajo del límite de cuantificación del método (LCM) empleado por el LABCAM, lo que impidió la estimación adecuada de los subíndices que conforman la ecuación integradora del ICAM. En consecuencia, los valores obtenidos no son considerados confiables para su análisis e interpretación. Los niveles de confianza asociados al cálculo del índice se muestran en la Figura 15-3.

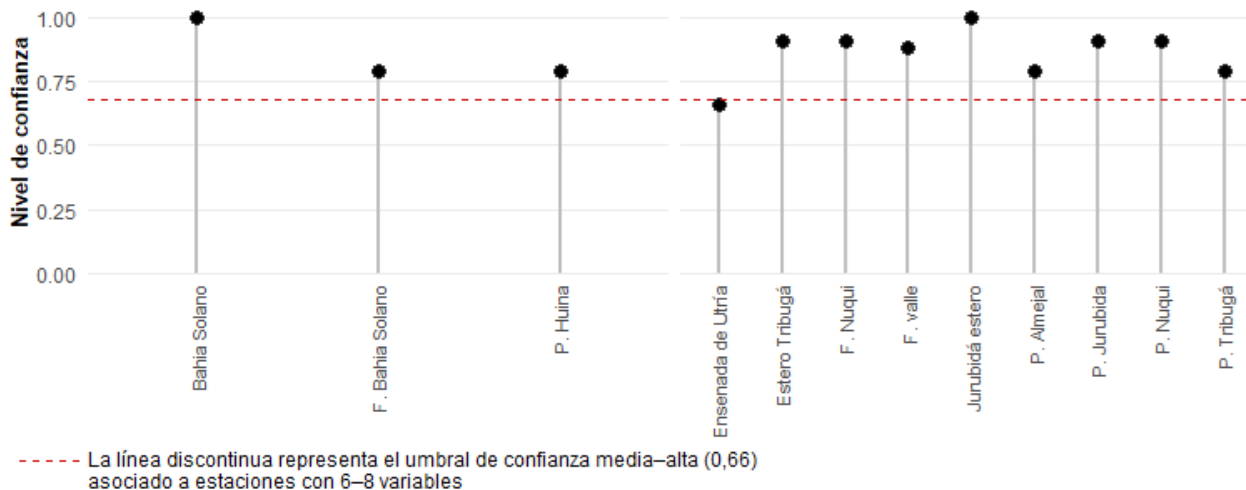


Figura 15-3. Nivel de confianza ICAM calculado para las estaciones REDCAM del departamento de Chocó.

En la zona de Bahía Solano, Bahía Solano, P. Huina y F. Bahía Solano los valores del ICAM fueron 82,5; 56,5 y 35,9, respectivamente, lo cual indicó categorías adecuada, aceptable e inadecuada, respectivamente (Figura 15-4). Las categorías aceptable e inadecuada de las estaciones P. Huina y F. Bahía Solano, se deben a las elevadas concentraciones de coliformes termotolerantes (2.200 NMP/100 mL y 9.200 NMP/100 mL), lo que sugiere contaminación por aguas residuales domésticas.

En el Golfo de Tribugá, la mayoría de las estaciones evaluadas presentaron calidad del agua adecuada, con valores del ICAM que oscilaron entre 70,1 y 84,68 (Figura 15-4). La excepción fue la estación P. Jurubidá, donde se registró un valor de ICAM = 63,9, correspondiente a una categoría de calidad aceptable. Esta condición se asoció principalmente a elevadas concentraciones de coliformes termotolerantes, cercanas a 9.200 NMP/100 mL, lo que refleja una influencia puntual de aportes de origen antrópico sobre la calidad del agua en esta estación.

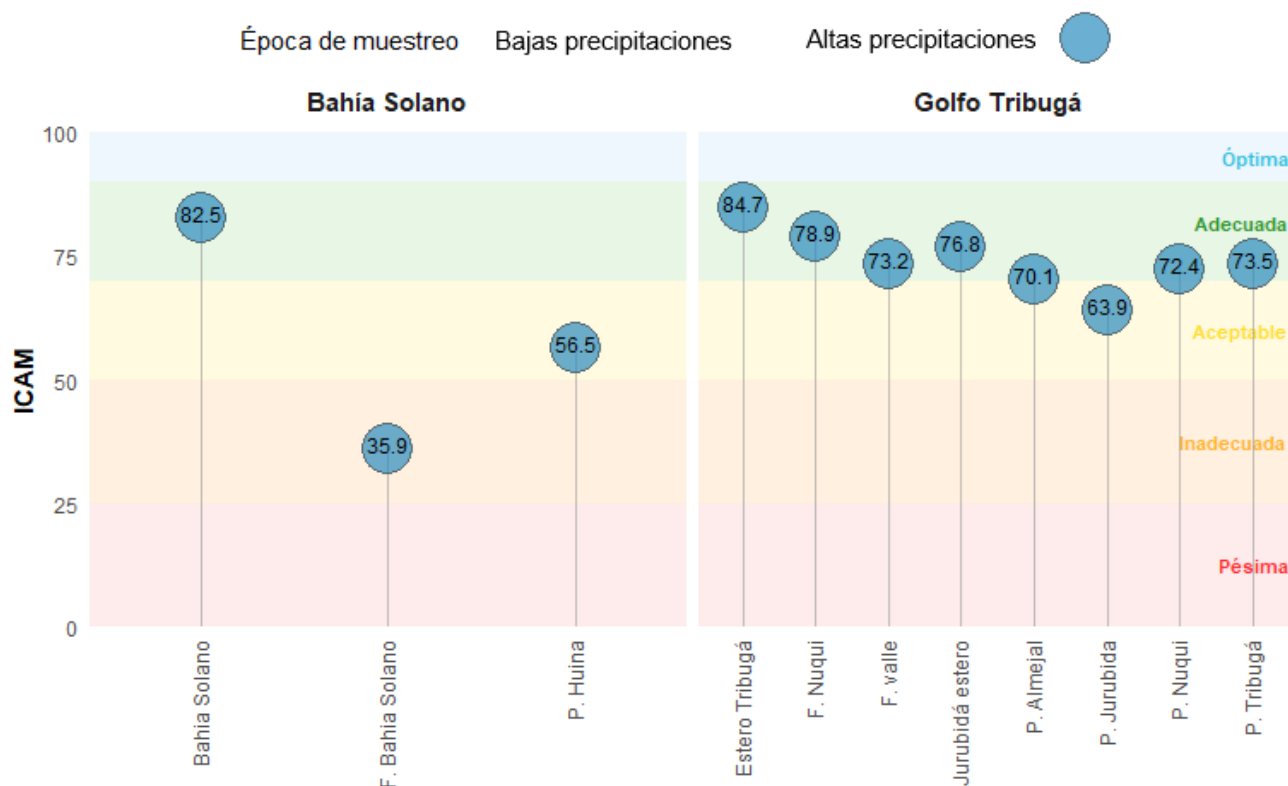


Figura 15-4. Calidad de agua de las aguas marinas y costeras de las estaciones REDCAM del Chocó evaluadas con el ICAM, en el muestreo de mayo del año 2025.

Calidad del agua para el uso recreativo en playas turísticas

La calidad del agua para uso turístico se determinó a partir de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE), Coliformes Totales (CTT) y Enterococos Fecales (EFE) en el agua de la playa, contrastados con los límites permisibles para uso recreativo de contacto primario de <200 NMP/100 mL o 2,30 log NMP/100 mL de CTE, <1.000 NMP/100 mL o 3,0 log NMP/100 mL de CTT ([MinAmbiente, 2015](#)) y los valores de referencia para playas Bandera Azul <100 UFC/100 mL o 2,0 log UFC/100 mL de EFE ([Unión Europea, 2006](#)).

En el muestreo realizado en mayo de 2025, las concentraciones de CTE oscilaron entre valores inferiores al límite de cuantificación del método (<1,8 NMP/100 mL o 0,45 log NMP/100 mL) en Ensenada de Utría y 9.200 NMP/100 mL o 3,96 log NMP/100 mL en F. Bahía Solano y P. Jurubidá (Figura 15-5). La mayoría de las estaciones monitoreadas superaron el límite permisible para contacto primario (200 NMP/100 mL o 2,3 log NMP/100 mL), evidenciando concentraciones elevadas de contaminación microbiológica en las zonas de Bahía Solano y Golfo Tribugá.

Para los CTT, las concentraciones variaron entre valores inferiores al límite de cuantificación (<1,8 log NMP/100 mL o 0,45 log NMP/100 mL) en Ensenada de Utría y 16.000 NMP/100 mL o 4,20 log NMP/100 mL en P. Nuquí (Figura 15-5). Las mayores concentraciones se registraron en las estaciones P. Nuquí, F. Bahía Solano y P. Jurubidá, superando ampliamente el límite permisible establecido para uso recreativo (1.000 NMP/100 mL o 3,0 log NMP/100 mL; [MinAmbiente, 2015](#)).

En general, los resultados evidencian una influencia significativa de fuentes de contaminación microbiológica en varias zonas costeras del departamento, posiblemente asociadas a descargas de aguas residuales domésticas, escorrentía superficial y aportes continentales.

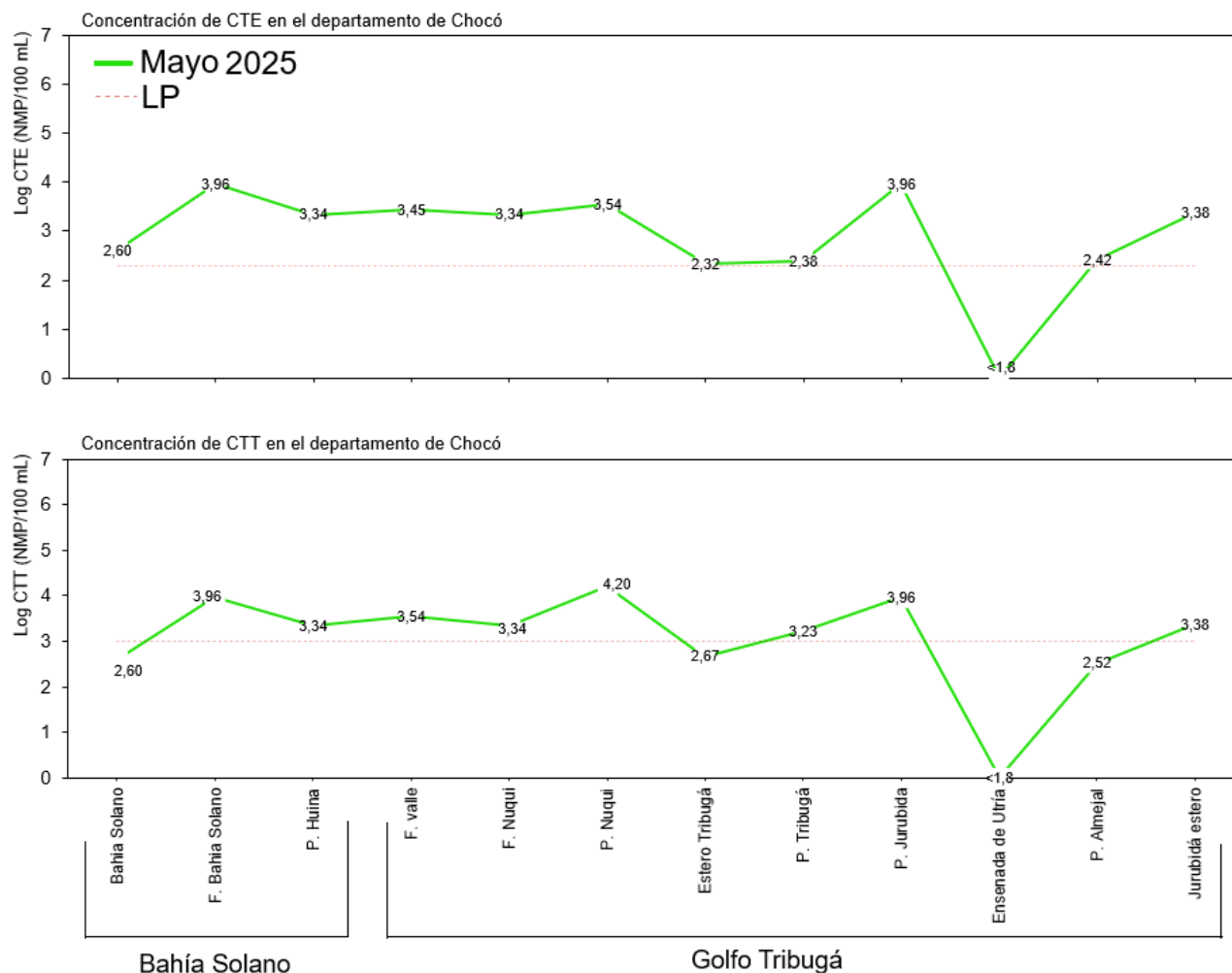


Figura 15-5. Logaritmo de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE) y Coliformes Totales (CTT) en las estaciones REDCAM Chocó. El valor de referencia del límite permisible corresponde a 200 NMP/100 mL o 2,30 log (NMP/100 mL) para CTE y 1000 NMP/100 mL o 3,0 log (NMP/100 mL) para CTT. L.P: Limite Permissible.

En cuanto a los EFE, las concentraciones registradas oscilaron entre valores inferiores al límite de cuantificación del método (<1 log UFC/100 mL o 0,30 UFC/100 mL) y 8 UFC/100 mL o 0,95 log UFC/100 mL en Jurubidá estero (Figura 15-6). En general, todas las estaciones evaluadas en las zonas de Bahía Solano y Golfo Tribugá presentaron concentraciones inferiores al valor de referencia establecido para uso recreativo de contacto primario (<100 UFC/100 mL o 2 log UFC/100 mL; Unión Europea, 2006).

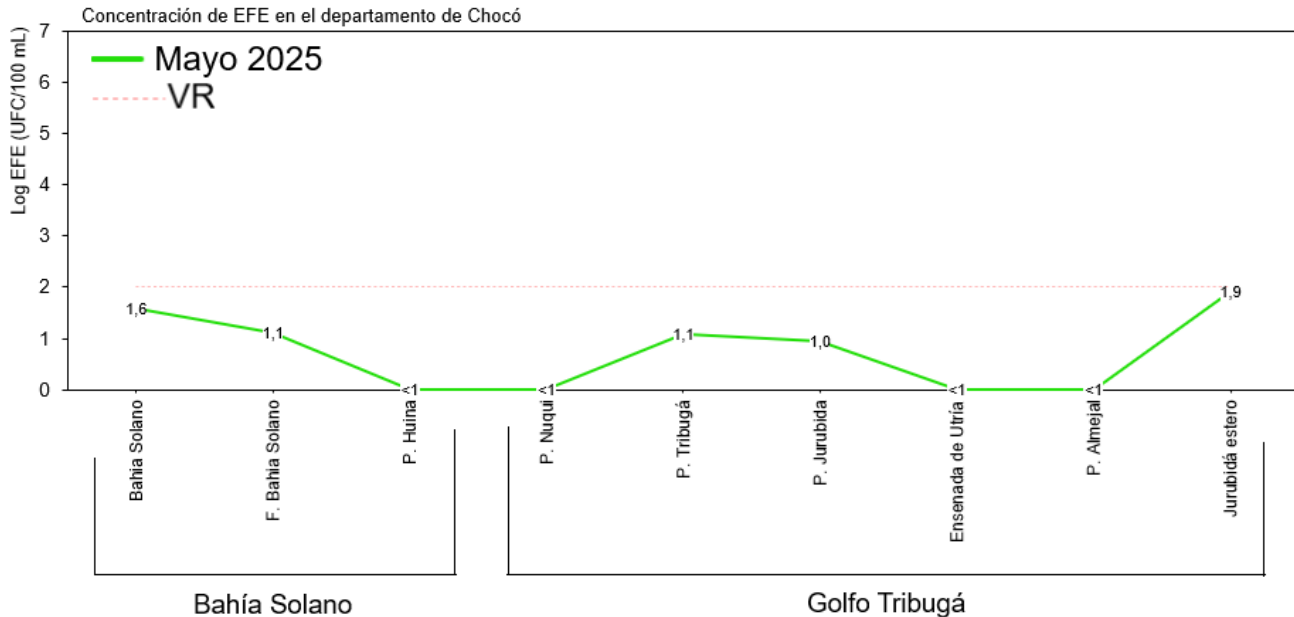


Figura 15-6. Logaritmo de las concentraciones de Enterococos Fecales (EFE) en las estaciones REDCAM Chocó. Línea roja: valor de referencia que corresponde a 100 UFC/100 mL o 2,0 log (UFC/100 mL). V.R: Valor de referencia.

Los registros históricos de CTE y CTT evidencian que las estaciones Bahía Solano, P. Alemejal, P. Tribugá y P. Nuquí han mantenido niveles de cumplimiento bajos a lo largo del tiempo. En 2025, estas estaciones registraron concentraciones de CTE entre 210 a 9.200 NMP/100 mL o 2,32 a 3,96 log NMP/100 mL y de CTT entre 330 y 16.000 NMP/100 mL o 2,52 y 4,20 log NMP/100 mL (Figura 15-7), reflejando un deterioro persistente en la calidad microbiológica del agua. Asimismo, las estaciones P. Jurubidá y P. Huina pasaron de presentar niveles de cumplimiento altos en 2024 (INVEMAR, 2025) a niveles de cumplimiento bajos en 2025. De manera general, todas las estaciones evaluadas registraron niveles de cumplimiento bajo para CTE durante el periodo de estudio. Este comportamiento podría estar asociado a la influencia de actividades turísticas, descargas directas de aguas residuales domésticas y al incremento de la escorrentía superficial durante periodos de alta precipitación, característica típica de la región Pacífica colombiana.

En contraste, las concentraciones de EFE han mostrado históricamente niveles de cumplimiento altos en la mayoría de las estaciones monitoreadas, con excepción de P. Nuquí en el 2017 y 2018, y Bahía Solano en 2021 (Figura 15-7). Estos resultados sugieren una menor persistencia o mayor dispersión de este indicador microbiológico en las aguas costeras evaluadas.

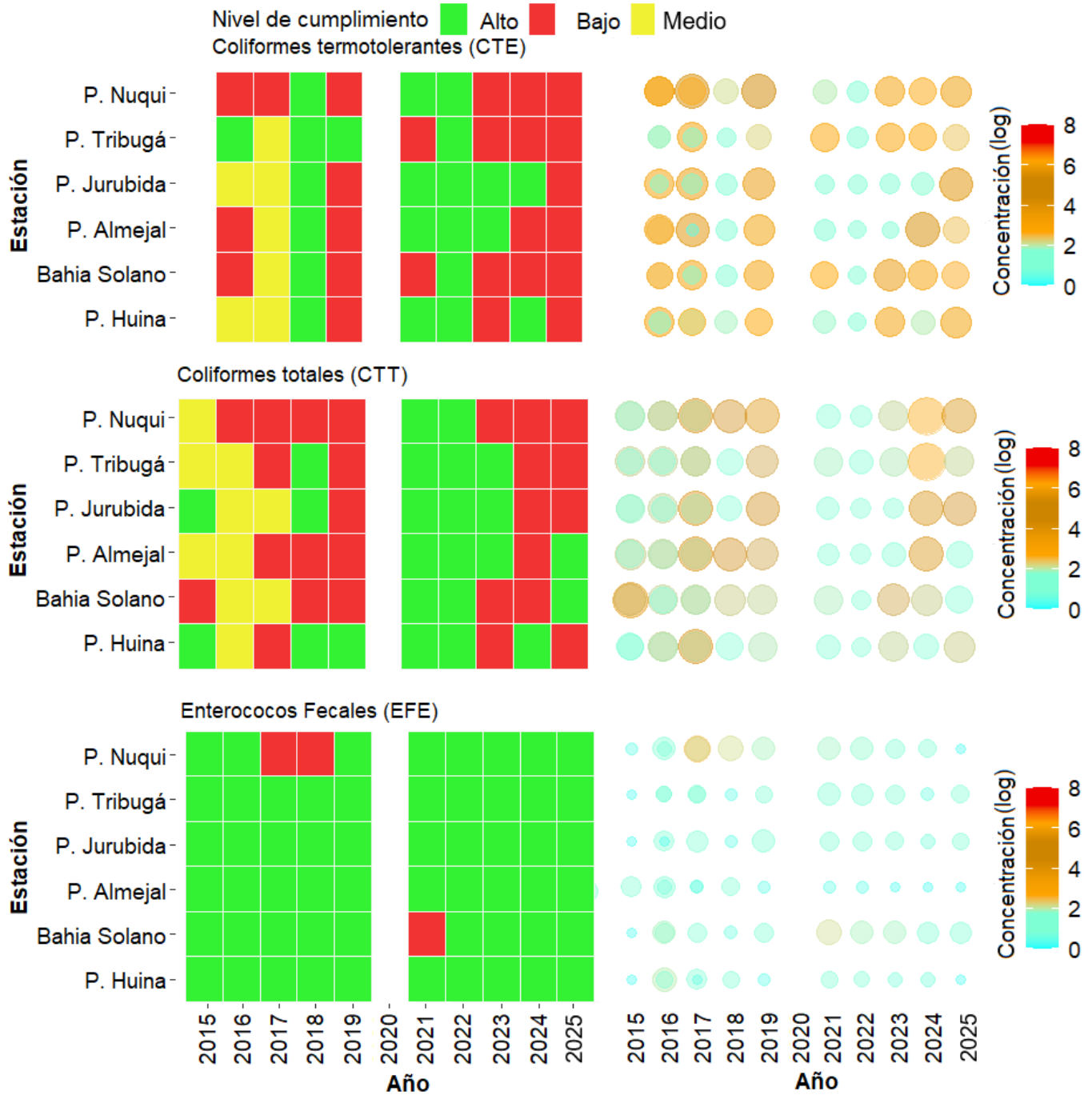


Figura 15-7. Registros históricos del nivel de cumplimiento de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE), Coliformes Totales (CTT) y Enterococos fecales (EFE) para el uso recreativo del agua en el departamento de Chocó.

Contaminación por Basura Marina y Microplásticos en playas turísticas

En mayo de 2025 se realizó la cuantificación de basura marina y microplásticos en arena de las playas turísticas de Bahía Solano, Huina y Tribugá, ubicadas en el departamento del Chocó. Las concentraciones de basura marina oscilaron entre 0,04 y 0,29 ítems/m², registrándose la mayor concentración en P. Bahía Solano (Figura 15-8).

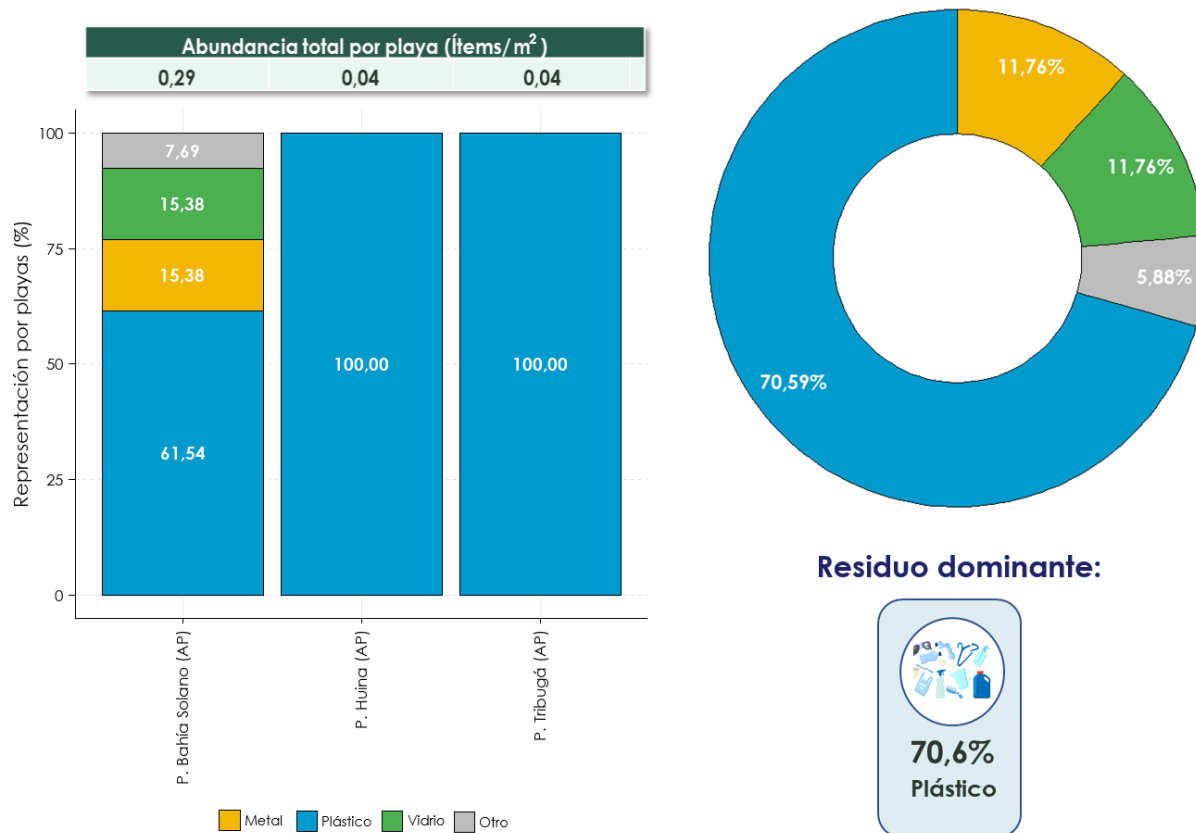


Figura 15-8. Abundancia y representación porcentual de los diferentes materiales de basura marina en las playas priorizadas del departamento de Chocó, registrada en el muestreo realizado el 19 de mayo de 2025.

El plástico constituyó el residuo predominante de basura marina, representando el 70,6% de los materiales cuantificados en las tres playas turísticas (Figura 15-8). En las estaciones P. Huina y P. Tribugá, este material correspondió al 100% de los residuos registrados. Los residuos plásticos estuvieron compuestos principalmente por botellas, bolsas, envoltorios, fragmentos de icopor y tapas. Por otro lado, en P. Bahía Solano también se identificaron, en menor proporción, residuos metálicos y de vidrio, representados principalmente por fragmentos de latas y vidrio.

La abundancia de microplásticos varió entre 3,2 y 32 ítems/m², registrándose la mayor concentración en P. Huina (Figura 15-9). Este resultado coincide con lo reportado en el año 2023, donde esta misma estación presentó la mayor concentración de microplásticos (10, ítems/m²; [INVEMAR, 2024](#)).

En comparación con el año 2023, se superaron los valores registrados en P. Huina (10,4 ítems/m²; [INVEMAR, 2024](#)) y P. Tribugá (9,6 ítems/m²; [INVEMAR, 2024](#)). Mientras que en P. Bahía Solano se observó una disminución en la abundancia, pasando de 8,8 a 3,2 ítems/m².

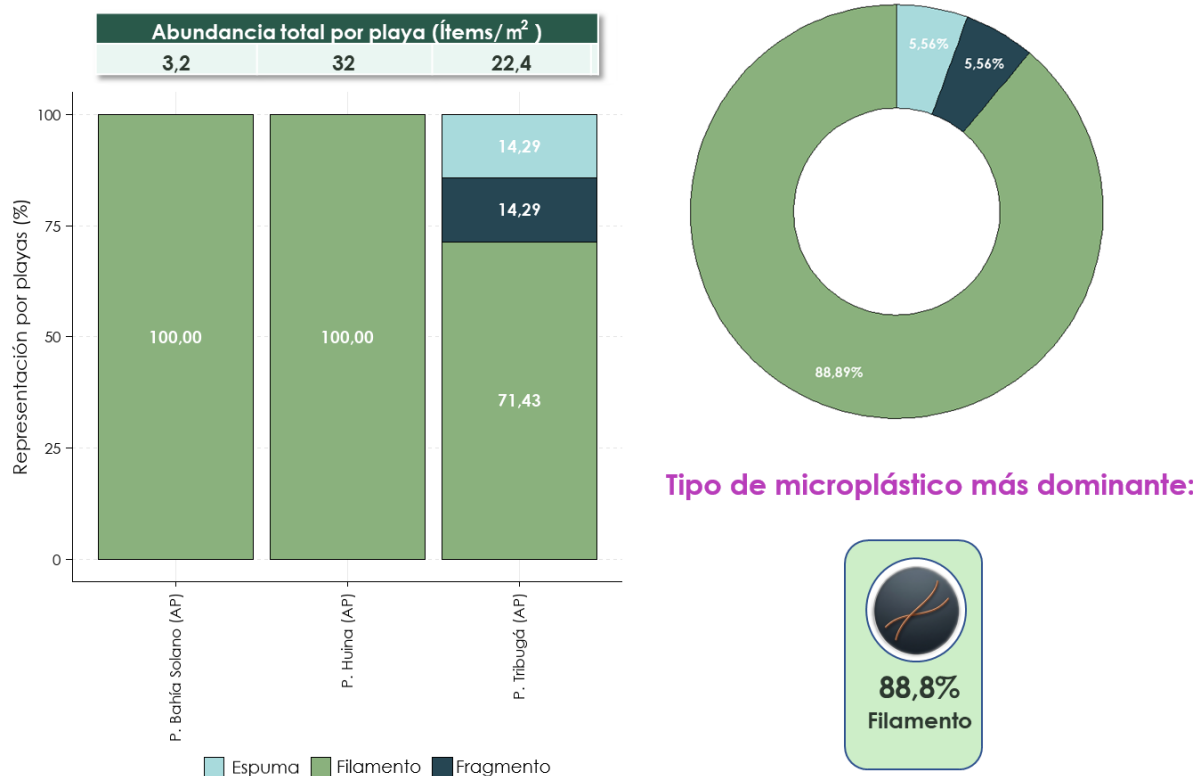


Figura 15-9. Abundancia y representación porcentual de formas identificadas en los microplásticos de las muestras de arena de playas priorizadas de Chocó, recolectadas el 19 de mayo de 2025.

Los filamentos constituyeron la forma dominante en las tres playas evaluadas, representando el 88,8%. En el caso de Playa Bahía Solano y Playa Huina, este tipo representó el 100% del total de microplásticos cuantificados. En Playa Tribugá también se identificaron espumas (14,29%) y fragmentos (14,29%) (Figura 15-9).

Los fragmentos y las espumas cuantificados en Playa Tribugá correspondieron principalmente a microplásticos de origen secundario, derivados de la degradación de residuos plásticos de mayor tamaño. Su presencia podría estar relacionada con procesos de transporte y acumulación favorecidos por la dinámica mareal y litoral, los cuales facilitan el ingreso de basura marina desde zonas urbanas hacia las playas (Cole et al., 2011; Vidal et al., 2021; INVEMAR, 2024); la radiación ultravioleta, las altas temperaturas, y la abrasión mecánica generada por el oleaje y los sedimentos promueven la fragmentación progresiva de estos materiales en partículas microplásticas (Bergmann et al., 2015).

En contraste, la dominancia de filamentos en Playa Bahía Solano y Playa Huina sugiere una importante influencia de aguas residuales domésticas, las cuales transportan fibras sintéticas liberadas durante el lavado de ropa (Browne et al., 2011). Esta situación favorece la introducción de microplásticos en el medio marino, principalmente en zonas con baja cobertura de alcantarillado (INVEMAR, 2018). Por otro lado, este patrón podría estar asociado también con actividades turísticas y pesqueras desarrolladas en la zona (Bergmann et al., 2015; Apete et al., 2024). En Playa Huina, la predominancia de filamentos se mantuvo con respecto a lo reportado en 2023, cuando este tipo representó el 84,6% de los microplásticos cuantificados (INVEMAR, 2024).

Conclusiones y recomendaciones:

- La calidad de las aguas marinas y costeras del departamento del Chocó durante el monitoreo de 2025, evaluada mediante el ICAM, presentó categorías entre adecuada, aceptable e inadecuada. En la mayoría de las estaciones del Golfo de Tribugá se registró calidad adecuada; sin embargo, estaciones como P. Nuquí, P. Huina y F. Bahía Solano presentaron categorías aceptable e inadecuada, asociadas principalmente a las elevadas concentraciones de coliformes termotolerantes. Estos resultados evidencian la influencia de aportes de origen antrópico sobre la calidad del agua, especialmente en sectores con descargas de aguas residuales domésticas y alta influencia continental, resaltando la necesidad de fortalecer las estrategias de saneamiento y monitoreo ambiental en las zonas costeras del departamento.
- La evaluación sanitaria de las playas y zonas costeras evidenció concentraciones elevadas de CTE y CTT en la mayoría de las estaciones monitoreadas, superando los límites permisibles para uso recreativo de contacto primario. En estaciones como F. Bahía Solano, P. Jurubidá y P. Nuquí, se registraron las mayores concentraciones de estos microorganismos, mientras que todas las estaciones presentaron niveles de cumplimiento bajos para CTE durante 2025. Este comportamiento sugiere una influencia persistente de descargas de aguas residuales, escorrentía superficial y aportes continentales, favorecida por las altas precipitaciones características de la región Pacífica colombiana. En contraste, las concentraciones de EFE se mantuvieron por debajo del valor de referencia en todas las estaciones evaluadas.
- En las playas turísticas de Bahía Solano, Huina y Tribugá se registró contaminación por basura marina y microplásticos durante el monitoreo de 2025. Los residuos plásticos constituyeron el material predominante de la basura marina, mientras que los microplásticos estuvieron dominados principalmente por filamentos, asociados posiblemente a aportes de aguas residuales domésticas, actividades turísticas y pesqueras. En playa Tribugá también se identificaron fragmentos y espumas relacionados con la degradación de residuos plásticos de mayor tamaño. Las abundancias de microplásticos superaron las registradas en años anteriores en algunas estaciones, especialmente en P. Huina y P. Tribugá, evidenciando la necesidad de fortalecer las estrategias de manejo de residuos sólidos y continuar con investigaciones orientadas a identificar las fuentes y dinámicas de transporte y acumulación de microplásticos en las zonas costeras del departamento.



DEPARTAMENTO DE VALLE DEL CAUCA

Por:

José Avila Cusba

Carlos Salzar Perez

Carlos Pacheco Vélez

16. VALLE DEL CAUCA

El departamento del Valle del Cauca, ubicado en la costa del Pacífico colombiano, sigue siendo una región de gran relevancia ambiental y social. Esta zona se caracteriza por recibir constantes precipitaciones a lo largo del año (IDEAM, 2023). En su área marina y costera, predominan estuarios, manglares y playas, entre otros ecosistemas (Gómez-Cubillos et al., 2015).

La REDCAM en el departamento del Valle del Cauca opera en estaciones de muestreo distribuidas en cinco zonas (Figura 16-1). La zona Bahía Málaga, de gran interés turístico, por sus playas de arena; además, esta zona alberga el Parque Nacional Natural Uramba Bahía Málaga, articulado con el Distrito de Manejo Integrado y el Parque Regional Natural la Sierpe. La zona Buenaventura Afuera abarca la entrada de la región de la Bocana, con destacados puntos como las playas de Pianguita y la Bocana al norte, e Isla Soldado, los esteros brazo largo y Machetagedó al sur, donde desembocan los ríos Potedó y Anchicayá. La zona Buenaventura Urbana, situada en el interior de la Bahía de Buenaventura, donde se desarrollan actividades comerciales y portuarias. La zona de Costa Afuera que alberga la zona turística P. Magüipi; y la zona Costa Sur Buenaventura donde se ubican estaciones sobre el río Raposo.

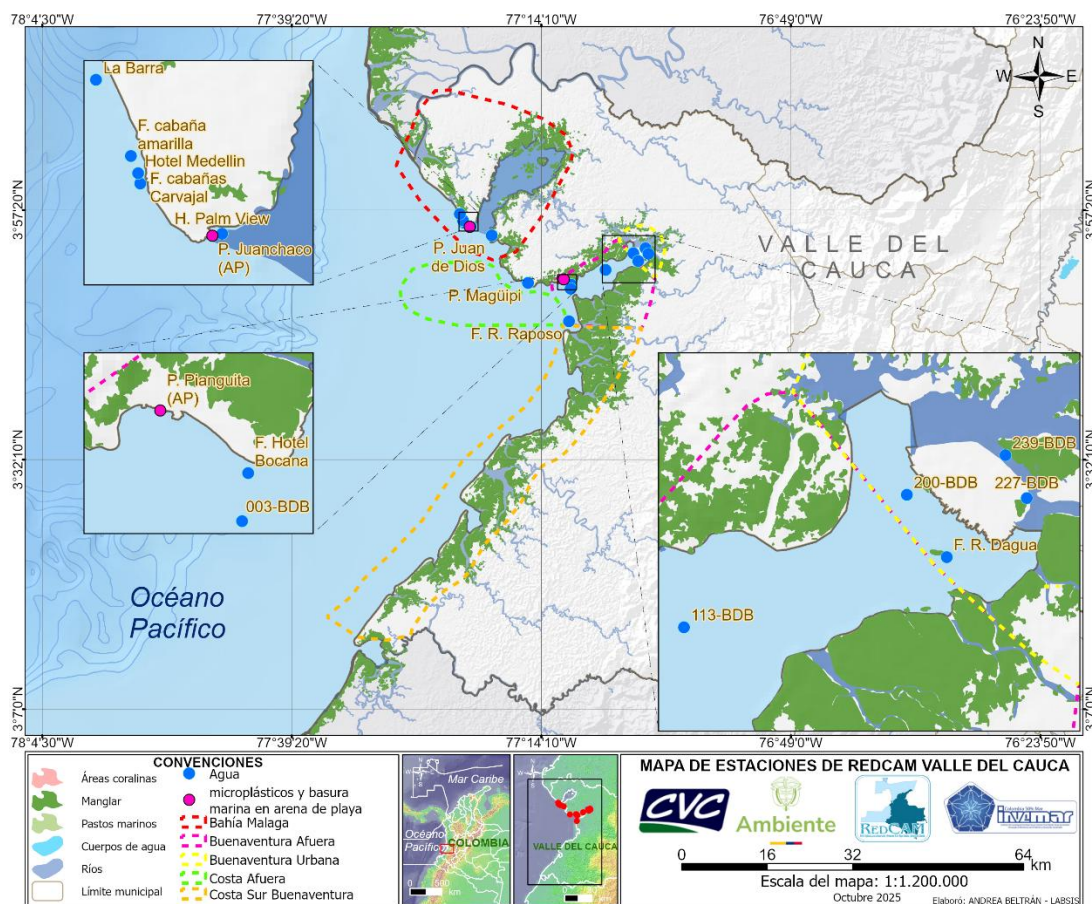


Figura 16-1. Mapa de estaciones de muestreo de la REDCAM en el departamento de Valle del Cauca. Los polígonos punteados presentan las zonas de muestreo

Índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras – ICAM:

El monitoreo REDCAM en el departamento Valle del Cauca, se realizó en la época de altas precipitaciones (mayo), recolectado las muestras de agua superficial en las 15 estaciones planificadas (Figura 16-2).



Figura 16-2. Toma de datos *in situ* y colecta de muestras de agua en las estaciones REDCAM Valle del Cauca.

El ICAM fue calculado solamente en 13 estaciones que contaron con el número mínimo de variables requeridas para su estimación (≥ 6 de las 8 variables que integran el índice). En las demás estaciones, no fue posible estimarlo, debido a que las concentraciones de fosfatos ($P-PO_4^{3-}$), nitratos ($N-NO_3^-$) e hidrocarburos del petróleo disueltos y dispersos (HPDD) se encontraron por debajo del límite de cuantificación del método (LCM) empleado por el LABCAM, lo que impidió la estimación adecuada de los subíndices que conforman la ecuación integradora del ICAM. En consecuencia, los valores obtenidos no son considerados confiables para su análisis e interpretación. Los niveles de confianza asociados al cálculo del índice se muestran en la Figura 16-3.

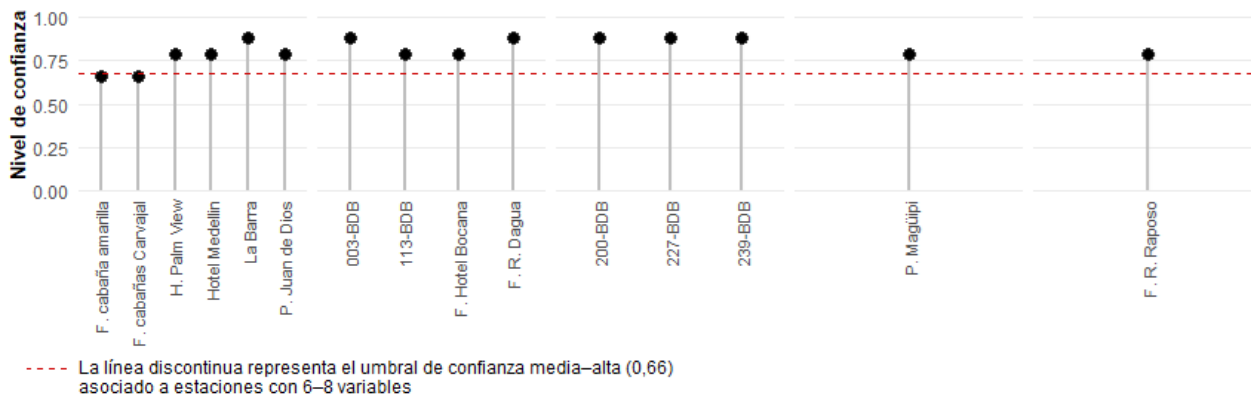


Figura 16-3. Nivel de confianza ICAM calculado para las estaciones REDCAM del departamento de Chocó

Los resultados del ICAM evidenciaron una variabilidad entre las diferentes zonas de muestreo, con predominio de categorías adecuada y aceptable, y una estación con calidad inadecuada (Figura 16-4).

En la zona de Buenaventura Afuera, en las estaciones 003-BDB, 113-BDB, F. Hotel Bocana y F. R. Dagua, se registraron valores del ICAM de 86,29; 84,56; 73,74 y 60,4, respectivamente. En las estaciones 003-BDB, 113-BDB y F. Hotel Bocana se presentaron categorías de calidad adecuada; mientras que F. R. Dagua se clasificó como aceptable, asociada principalmente a elevadas concentraciones de coliformes termotolerantes (9.200 NMP/100 mL). Este resultado evidencia una mayor influencia de aportes de origen antropogénico, probablemente vinculados a descargas continentales, que afectan localmente la calidad del agua en este sector.

En la zona de Buenaventura Urbana, en las estaciones 200-BDB, 227-BDB y 239-BDB se registraron valores del ICAM de 65,5; 60,5 y 77,71, correspondientes a categorías de calidad aceptable y adecuada, respectivamente. Estas estaciones presentaron concentraciones elevadas de coliformes termotolerantes, que oscilaron entre 2.400 y 16.000 NMP/100 mL, lo que indica una presión sanitaria relevante. En conjunto, estos resultados reflejan condiciones intermedias de la calidad del agua, asociadas a la influencia combinada de actividades urbanas y portuarias, así como a los procesos de renovación de las masas de agua generados por los aportes fluviales y la dinámica hidrodinámica del área.

En la zona Costa Afuera, la estación P. Magüipi presentó un valor de ICAM de 39,3, clasificándose en la categoría inadecuada, asociado a las concentraciones de coliformes termotolerantes de hasta 5.400 NMP/100 mL, lo que evidencia un deterioro significativo de la calidad del agua y posibles restricciones para los usos del recurso.

En la zona Costa Sur, la estación F. R. Raposo registró un valor del ICAM de 86,75 (Figura 14-4), correspondiente a una calidad adecuada, lo que indica condiciones favorables para la preservación de los ecosistemas marino-costeros en este sector.

Finalmente, en la zona de Bahía Málaga, las estaciones La Barra, Hotel Medellín, H. Palm View y P. Juan de Dios presentaron valores del ICAM de 87,28; 74,39; 88,72 y 88,07, respectivamente, todas clasificadas en la categoría adecuada. Estos resultados evidencian una buena calidad del agua superficial en esta zona, asociada a una menor presión

antrópica directa y a una dinámica favorable que facilita la dispersión y renovación de las masas de agua.

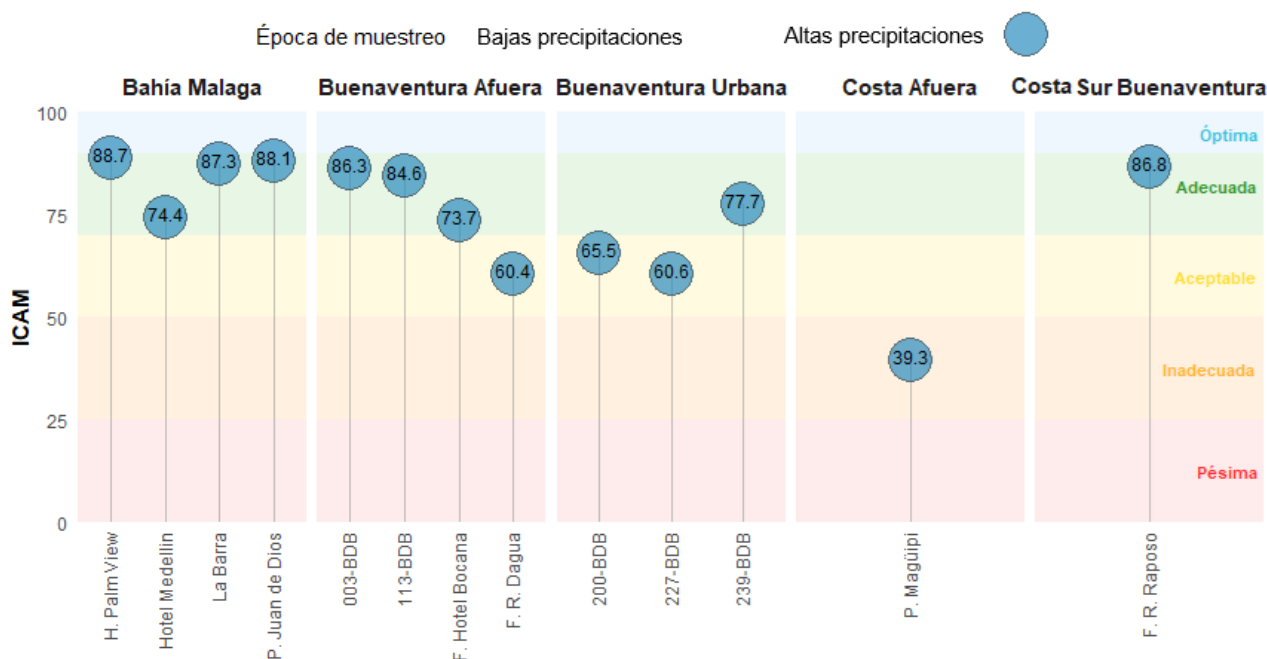


Figura 16-4. Calidad de agua de las aguas marinas y costeras de las estaciones REDCAM De Valle del Cauca evaluadas con el ICAM, en el muestreo de mayo del año 2025.

Calidad del agua para el uso recreativo en playas turísticas

La calidad del agua para uso turístico se determinó a partir de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE), Coliformes Totales (CTT) y Enterococos Fecales (EFE) en el agua de la playa, contrastados con los límites permisibles para uso recreativo de contacto primario de <200 NMP/100 mL o 2,30 log NMP/100 mL de CTE, <1.000 NMP/100 mL o 3,0 log NMP/100 mL de CTT ([MinAmbiente, 2015](#)) y los valores de referencia para playas Bandera Azul <100 UFC/100 mL o 2,0 log UFC/100 mL de EFE ([Unión Europea, 2006](#)).

Durante el muestreo realizado en mayo de 2025, las concentraciones de CTE oscilaron entre valores por debajo del límite de cuantificación del método analítico empleado por el LABCAM INVEMAR (LCM = 1,8 NMP/100 mL o 0,45 log NMP/100 mL) y 16.000 NMP/100 mL o 4,20 log NMP/100 mL, registrándose las mayores concentraciones en estaciones ubicadas en Bahía Urbana y Bahía Afuera (Figura 16-5). Las estaciones F. Cabañas Carvajal, Hotel Medellín, 003-BDB, P. Magüipi, 113-BDB, F. Hotel Bocana, F. R. Dagua, 200-BDB, 227-BDB y 239-BDB superaron el límite permisible establecido para aguas recreativas de contacto primario.

En cuanto a los CTT, se observó un patrón similar, con concentraciones máximas de 16.000 NMP/100 mL o 4,20 log NMP/100 mL en la estación 227-BDB y valores de 9.200 NMP/100 mL o 3,96 log NMP/100 mL en F. R. Dagua y 200-BDB (Figura 16-5). Estos resultados coinciden con lo reportado en 2024 ([INVEMAR, 2025](#)), evidenciando una persistencia de la contaminación microbiológica en sectores influenciados por descargas fluviales, esteros y actividades portuarias y urbanas asociadas a la bahía de Buenaventura.

La elevada carga microbiológica registrada en estas estaciones podría estar relacionada con los aportes provenientes de las cuencas hidrográficas, la descarga de aguas residuales domésticas, las escorrentías urbanas y los residuos derivados de actividades pesqueras y portuarias. Particularmente, la influencia del río Dagua y del emisario submarino de Buenaventura constituye una fuente importante de contaminantes hacia las aguas costeras de la región ([Ortiz & Ramirez, 2018](#); [Wong et al., 2022](#)).



Figura 16-5. Logaritmo de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE) y Coliformes Totales (CTT) en las estaciones REDCAM Valle del Cauca. El valor de referencia del límite permisible corresponde a 200 NMP/100 mL o 2,30 log (NMP/100 mL) para CTE y 1000 NMP/100 mL o 3,0 log (NMP/100 mL) para CTT. L.P: Límite Permisible.

En contraste, las concentraciones de EFE en todas las estaciones evaluadas se mantuvieron por debajo del valor de referencia establecido por la Unión Europea (Figura 16-6). Este comportamiento podría estar asociado a la dinámica mareal y a las altas precipitaciones características de la región, factores que favorecen la dilución y dispersión de los microorganismos en el ambiente costero ([Bravo et al., 2024](#)). Adicionalmente, el monitoreo fue realizado durante condiciones de marea alta, lo cual pudo contribuir a una mayor renovación y mezcla del agua, favoreciendo concentraciones más bajas de EFE en comparación con escenarios de marea baja, donde generalmente se registran valores más elevados ([Chinfak et al., 2023](#); [Freddi et al., 2025](#)).

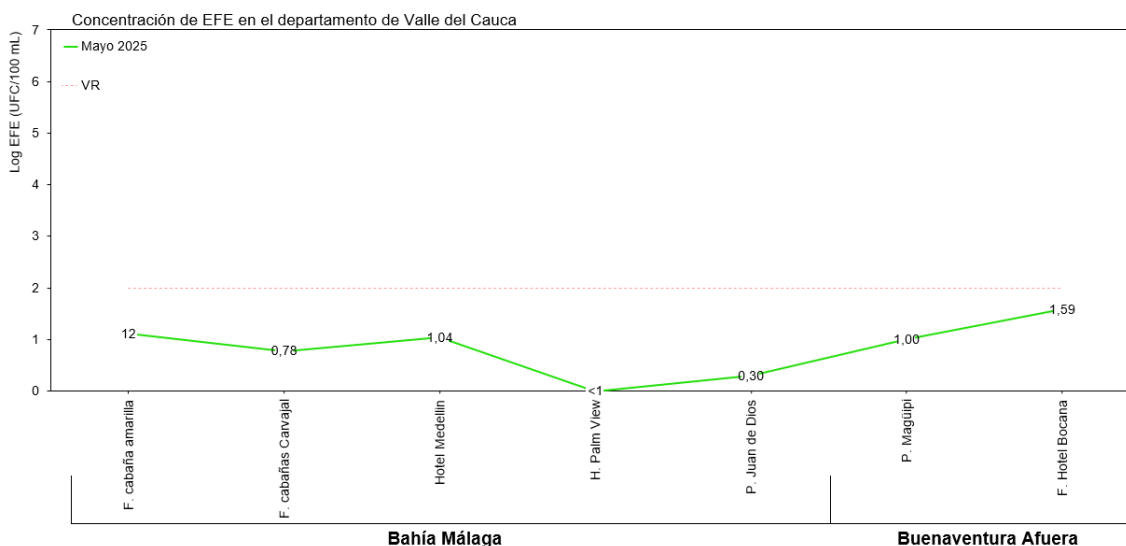


Figura 16-6. Logaritmo de las concentraciones de Enterococos Fecales (EFE) en las estaciones REDCAM Valle del Cauca. Línea roja: valor de referencia que corresponde a 100 UFC/100 mL o 2,0 log (UFC/100 mL). V.R: Valor de referencia.

El análisis histórico de CTE y CTT evidencia fluctuaciones en los niveles de cumplimiento sanitario, variando entre categorías alta, media y baja a lo largo del periodo de monitoreo. Estaciones como P. Cascada La Sierpe, P. La Plata y P. Juan de Dios han mantenido consistentemente niveles de cumplimiento altos desde 2019, reflejando condiciones microbiológicas favorables para uso recreativo.

En contraste, estaciones como P. Magüipi, Hotel Medellín y F. Cabañas Carvajal pasaron de presentar niveles de cumplimiento medio y alto en 2024 ([INVEMAR, 2025](#)) a niveles de cumplimiento bajo en 2025. Asimismo, en la estación 227-BDB se registró una concentración máxima de 16.000 NMP/100 mL o 4,20 log NMP/100 mL para CTE y CTT (Figura 16-7), evidenciando un deterioro en la calidad microbiológica del agua en sectores influenciados por actividades urbanas, portuarias y aportes continentales.

En cuanto a los EFE, el monitoreo histórico ha sido discontinuo, lo que limita el análisis de tendencias temporales robustas. No obstante, desde 2021 las estaciones evaluadas han registrado niveles de cumplimiento altos, manteniendo concentraciones inferiores al valor de referencia establecido para aguas recreativas de contacto primario (Figura 16-7).

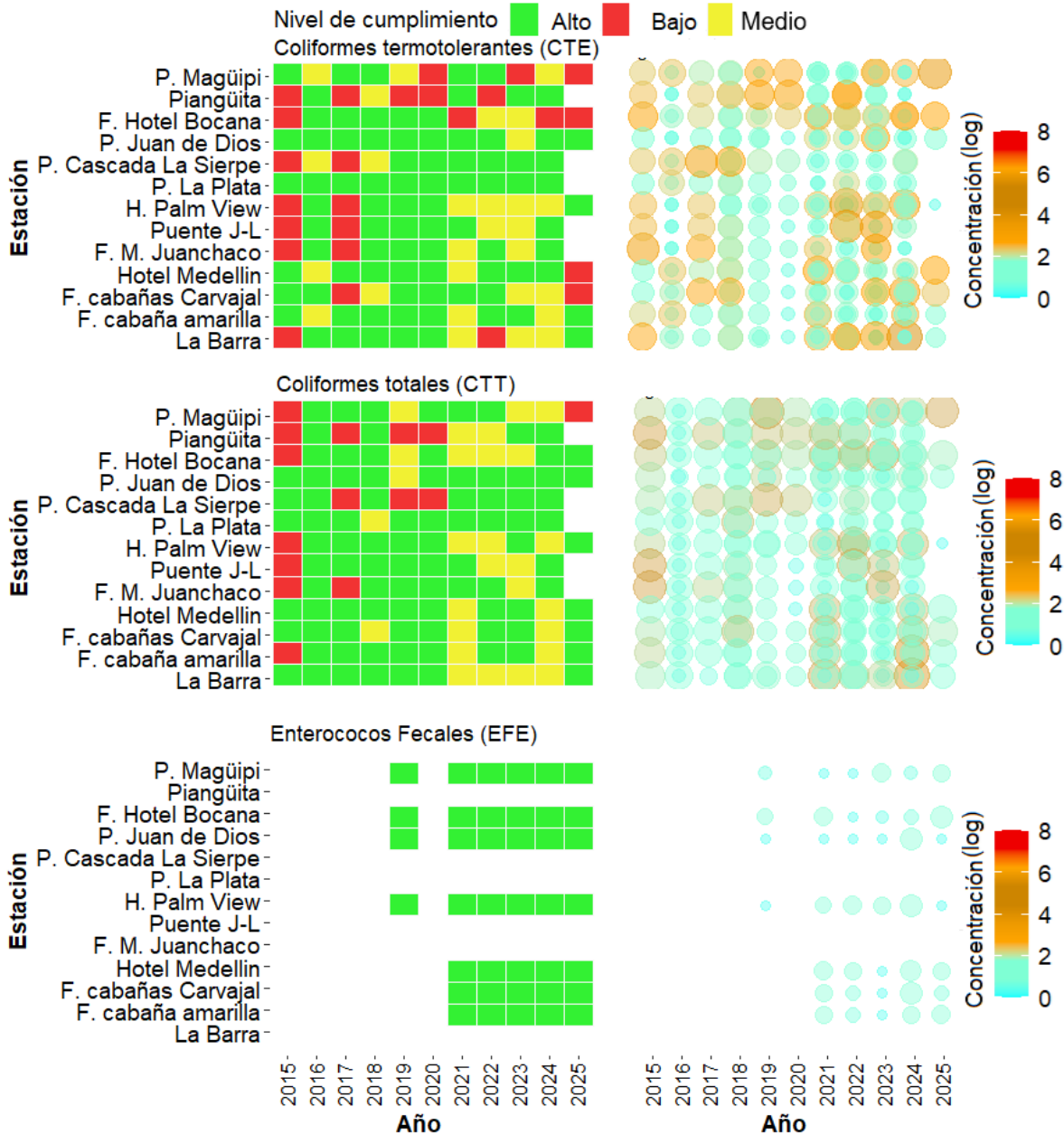


Figura 16-7. Registros históricos del nivel de cumplimiento de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE), Coliformes Totales (CTT) y Enterococos fecales (EFE) para el uso recreativo del agua en el departamento del Valle del Cauca.

Contaminación por Basura Marina y Microplásticos en playas turísticas

En mayo de 2025 se realizó la cuantificación de basura marina y microplásticos en arena de las playas turísticas de Juanchaco y Pianguita, ubicadas en el departamento del Valle del Cauca. Las abundancias de basura marina fluctuaron entre 0,02 y 1,93 ítems/m², registrándose el valor más alto en Juanchaco (Figura 16-8). En todos los casos los residuos correspondieron a material plástico, constituidos principalmente por fragmentos de icopor, bolsas, envoltorios, cubiertos, tapas, vasos, palillos y fragmentos de otros elementos plásticos.

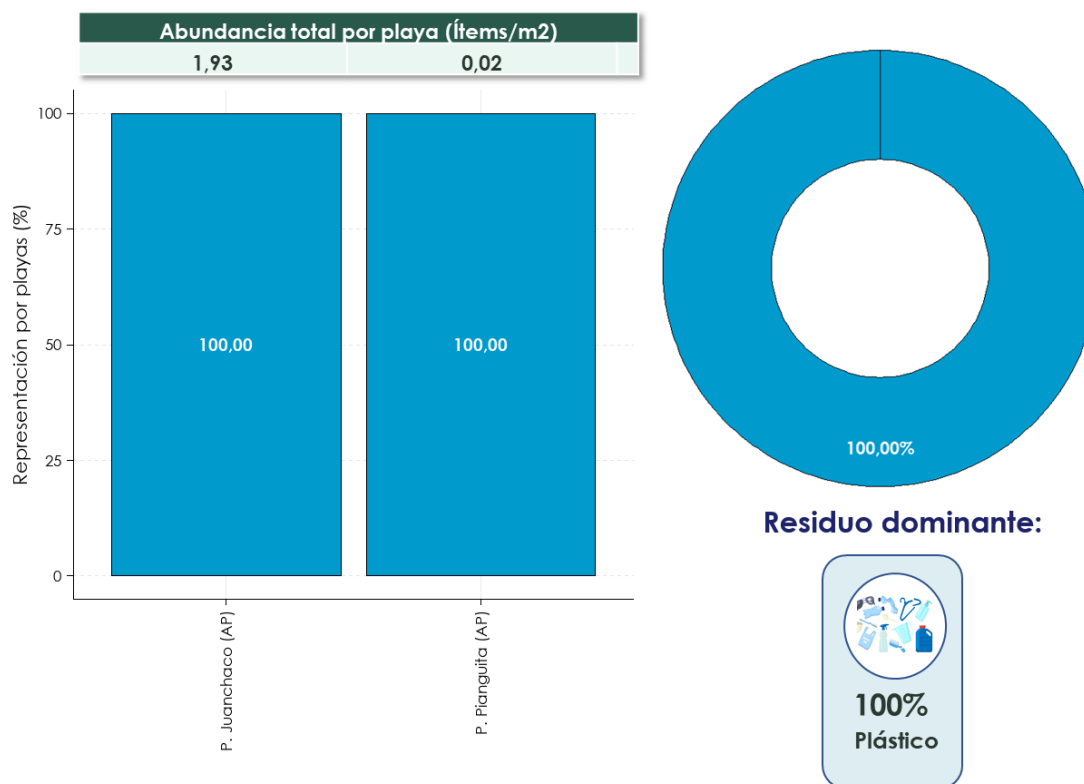


Figura 16-8. Abundancia y representación porcentual de los diferentes materiales de basura marina en las playas priorizadas del departamento de Valle del Cauca, registrada en el muestreo realizado el 06 de mayo de 2025.

Se evidenciaron comportamientos contrastantes entre las estaciones evaluadas, respecto a lo reportado en el año 2023. Mientras que en Playa Juanchaco la abundancia de basura marina aumentó de 0,07 a 1,93 ítems/m², en Playa Pianguita se observó una reducción frente a la abundancia registrada para ese mismo año (0,22 ítems/m²; [INVEMAR, 2024](#)). Estas variaciones podrían estar asociadas con diferencias locales en la dinámica de acumulación de residuos y la gobernanza ambiental realizada por las comunidades ([Sánchez-Giraldo et al., 2025](#)). Particularmente en Playa Pianguita, la reducción de los residuos está relacionada con las jornadas de recolección y limpieza que son promovidas por recicladores y comerciantes de esta zona turística ([INVEMAR, 2024](#)).

Se registraron concentraciones de microplásticos (300 µm – 5 mm) que oscilaron entre 22,4 y 28,8 ítems/m² (Figura 16-9), siendo el valor más alto el registrado en Playa Juanchaco. Los filamentos constituyeron la forma dominante (56,2%), seguidos por los fragmentos (31,2%) y las espumas (12,5%).

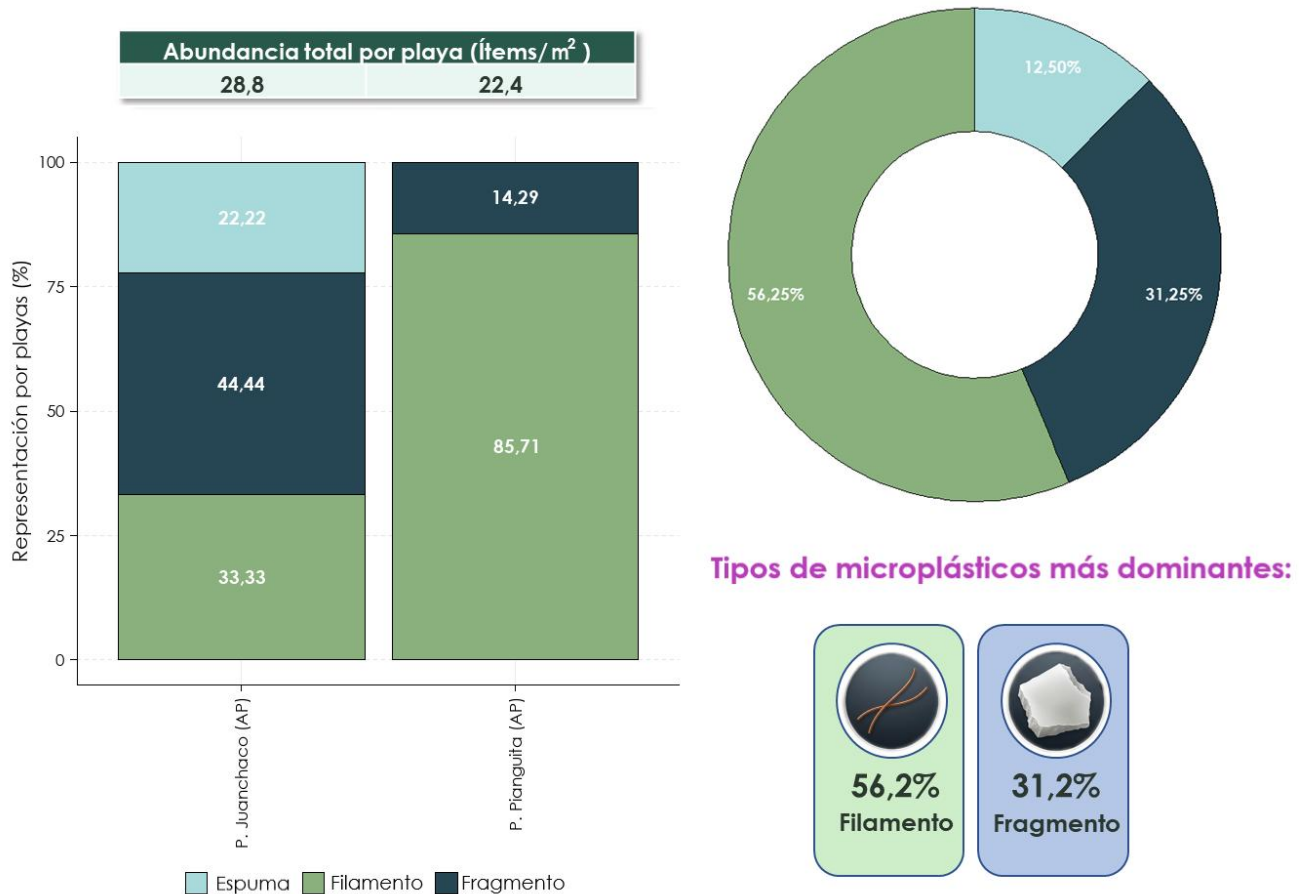


Figura 16-9. Abundancia y representación porcentual de formas identificadas en los microplásticos de las muestras de arena de playas priorizadas de Valle del Cauca, recolectados el 6 de mayo de 2025.

Los fragmentos y espumas correspondieron principalmente a microplásticos de origen secundario generados por la degradación y fragmentación de residuos plásticos de mayor tamaño acumulados en las playas. Factores ambientales como la exposición a altas temperaturas, la radiación ultravioleta y abrasión mecánica producida por el oleaje y la interacción con los sedimentos favorecen la formación de estas partículas ([Bergmann et al., 2015](#); [Lobelle et al., 2021](#); [Prado-Domerecq et al., 2022](#)).

El predominio de los filamentos sugiere una influencia importante de aportes asociados a aguas residuales domésticas y actividades turísticas y recreativas desarrolladas en el área ([Vásquez-Molano et al., 2021](#); [Vidal et al., 2021](#)). Este tipo de microplástico corresponde principalmente a fibras sintéticas de origen textil, las cuales al ser liberadas durante el lavado de ropa son transportadas al medio marino a través de las descargas de aguas residuales domésticas ([Browne et al., 2011](#); [Bergmann et al., 2015](#)).

Conclusiones y recomendaciones:

- La calidad de las aguas marinas y costeras del departamento de Valle del Cauca durante el muestreo de mayo (altas precipitaciones) en el 2025, evaluada mediante el ICAM, presentó principalmente categorías adecuada y aceptables, con una estación clasificada como inadecuada. Las condiciones menos favorables se registraron en sectores influenciados por actividades urbanas, portuarias y aportes continentales, particularmente en Buenaventura Urbana, Buenaventura Afuera y Costa Afuera, donde las elevadas concentraciones de coliformes termotolerantes evidenciaron presión antrópica asociada a descargas de aguas residuales, escorrentía superficial y aportes fluviales. En contraste, estaciones ubicadas en Bahía Málaga y Costa Sur presentaron condiciones más favorables, asociadas a una menor intervención antrópica y a una hidrodinámica que favorece la renovación de las masas de agua. En este contexto, se recomienda fortalecer las estrategias de saneamiento básico, control de vertimientos y monitoreo continuo de la calidad del agua en sectores con mayor influencia urbana y portuaria.
- La evaluación sanitaria de las playas y zonas costeras evidenció concentraciones elevadas de CTE y CTT en varias estaciones monitoreadas, superando los límites permisibles para uso recreativo de contacto primario. Las mayores concentraciones se registraron en estaciones de Bahía Urbana y Bahía Afuera, particularmente en 227-BDB, F. R. Dagua y 200-BDB, evidenciando una persistencia de la contaminación microbiológica en sectores influenciados por descargas fluviales, actividades portuarias y urbanas. Asimismo, estaciones como P. Magüipi, Hotel Medellín y F. Cabañas Carvajal presentaron un deterioro en sus niveles de cumplimiento sanitario respecto a años anteriores. Estos resultados resaltan la necesidad de implementar medidas orientadas al manejo adecuado de aguas residuales, fortalecimiento de la infraestructura sanitaria y vigilancia de las fuentes de contaminación microbiológica en las zonas costeras del departamento.
- En las playas turísticas de Juanchaco y Piangüita se registró contaminación por basura marina y microplásticos durante la salida del 2025. Los residuos sólidos estuvieron compuestos exclusivamente por materiales plásticos, predominando fragmentos de icopor, bolsas, envoltorios y otros residuos de un solo uso. En Playa Juanchaco se observó un incremento en la abundancia de basura marina y las mayores concentraciones de microplásticos, mientras que en Playa Piangüita se evidenció una reducción asociada posiblemente a las jornadas comunitarias de limpieza y manejo de residuos. Los microplásticos estuvieron dominados principalmente por filamentos, seguidos por fragmentos y espumas, lo que sugiere aportes relacionados con aguas residuales domésticas, actividades turísticas y degradación de residuos plásticos de mayor tamaño. Estos resultados resaltan la necesidad de fortalecer las estrategias de gestión de residuos sólidos, saneamiento básico y monitoreo ambiental en las zonas costeras del departamento.

17. Resultados de SUBÍNDICES DE LAS VARIABLES ICAM DETERMINADOS en Estaciones de Pésima Calidad A NIVEL NACIONAL

En las estaciones F. Manzanares y Hotel Montecarlo, localizadas en los departamentos de Magdalena y Sucre, respectivamente, se evidenciaron condiciones críticas que permitieron clasificar estas zonas en la categoría de calidad pésima (Figura 17-1), de acuerdo con el Índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras (ICAM). Esta condición se presentó .

En la estación F. Manzanares (Magdalena), los valores críticos correspondieron a las altas concentraciones de coliformes termotolerantes (CTE = 24.000 NMP/100 mL), sólidos suspendidos totales (SST = 29,9 mg/L), nitratos (N-NO_3^- = 83,2 $\mu\text{g/L}$) y fosfatos (P-PO_4^{3-} = 33,7 $\mu\text{g/L}$). Estos resultados reflejan una presión significativa de origen antrópico, asociada principalmente a descargas de aguas residuales y aportes continentales.

En la estación Hotel Montecarlo departamento de Sucre, presentó una tendencia preocupante en la calidad del agua, con subíndices críticos para coliformes termotolerantes (CTE = 9.200 NMP/100 mL), nitratos (N-NO_3^- = 141 $\mu\text{g/L}$) y fosfatos (P-PO_4^{3-} = 140 $\mu\text{g/L}$), lo que evidencia una contaminación microbiológica y concentraciones de nutrientes significativa.

En conjunto, estos resultados sugieren una influencia marcada de fuentes de contaminación de origen doméstico y/o urbano, donde el vertimiento de aguas residuales y la escorrentía superficial contribuyen al enriquecimiento de nutrientes y a la degradación de la calidad del agua. Las altas concentraciones de coliformes y nutrientes representan un riesgo importante para la biota acuática, al favorecer procesos de eutrofización e hipoxia, los cuales pueden desencadenar eventos de mortandad masiva de peces y comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas marino-costeros.

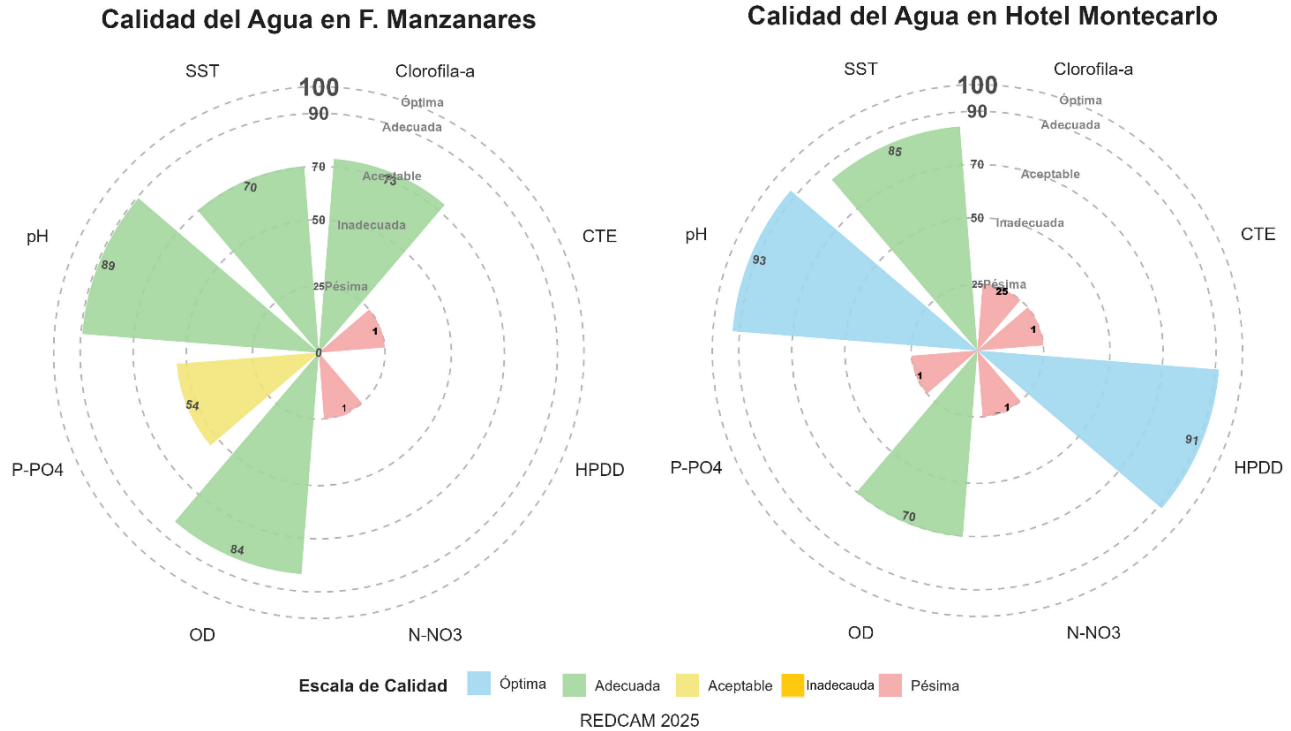


Figura 17-1. Resultados de subíndices de calidad de agua en estaciones costeras de pésima calidad a nivel nacional. La calidad Óptima corresponde a valores entre 100 y 90, representando las mejores condiciones ambientales. Una calidad Adecuada se establece para el rango de 90 a 70, indicando condiciones favorables para el ecosistema. Los valores entre 70 y 50 señalan una calidad Aceptable, donde comienzan a evidenciarse algunas alteraciones en el medio. La categoría Inadecuada comprende valores entre 50 y 25, manifestando deterioro significativo en las condiciones ambientales. Finalmente, la calidad Pésima, con valores entre 25 y 0, representa el estado más crítico de las condiciones ambientales.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

A nivel nacional, la aplicación del Índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras (ICAM) durante 2025 evidenció una heterogeneidad espacial en la calidad del agua, con la presencia de categorías que oscilaron desde óptima hasta pésima, tanto en el Caribe como en el Pacífico colombiano. En la región Caribe, la mayor proporción de estaciones se concentró en las categorías adecuada (57,1 %) e inadecuada (21,4 %), mientras que en el Pacífico predominó la categoría adecuada (70,8 %), acompañada de estaciones con calidad aceptable e inadecuada. Estos resultados confirman que, si bien persisten áreas con condiciones favorables, continúan registrándose sectores con limitaciones para el uso del recurso y riesgos para la biota acuática.

Las condiciones de calidad pésima se presentaron en los departamentos de Sucre y Magdalena, asociadas a concentraciones críticas de coliformes termotolerantes y nutrientes, lo que evidencia focos localizados de alta presión antrópica en el Caribe colombiano.

El análisis de los subíndices del ICAM permitió identificar que las principales variables responsables del deterioro de la calidad del agua fueron las elevadas concentraciones de coliformes termotolerantes, nutrientes (nitratos y fosfatos) y sólidos suspendidos totales, particularmente en zonas influenciadas por desembocaduras de ríos, áreas urbanas, portuarias y sectores con limitada infraestructura de saneamiento. Estas condiciones favorecen procesos de eutrofización, disminución del oxígeno disuelto e hipoxia, comprometiendo los procesos ecológicos y la sostenibilidad de los ecosistemas marino-costeros.

Estos resultados resaltan la necesidad de fortalecer las acciones de gestión integral del recurso hídrico, priorizando el control de vertimientos de aguas residuales, la reducción de aportes contaminantes de origen fluvial y continental, y el mejoramiento de la infraestructura de saneamiento. Asimismo, se recomienda mantener y ampliar el monitoreo sistemático liderado por la REDCAM, fortalecer la articulación interinstitucional y promover procesos continuos de educación ambiental y participación comunitaria, como elementos clave para la prevención, protección y conservación de los ecosistemas marino-costeros de Colombia.

BIBLIOGRAFÍA

- Abdulaziz, A., Sathyendranath, S., Vijayakumar, S. K., Menon, N., George, G., Kulk, G., Raj, D., Krishna, K., Rajamohanpillai, R., Tharakan, B., Jasmin, C., Vengalil, J., & Platt, T. (2023). The Distribution of Fecal Contamination in an Urbanized Tropical Lake and Incidence of Acute Diarrheal Disease. *ACS ES&T Water*, 3(6), 1561-1573. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.2c00255>
- Acosta-Coley, I., Duran-Izquierdo, M., Rodríguez-Cavallo, E., Mercado-Camargo, J., Mendez-Cuadro, D., y Olivero-Verbel, J. (2019). Quantification of microplastics along the Caribbean Coastline of Colombia: pollution profile and biological effects on *Caenorhabditis elegans*. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 574-583. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.084>.
- Albazoni, H. J., Al-Haidarey, M. J. S., & Nasir, A. S. (2023). A Review of Microplastic Pollution: Harmful Effect on Environment and Animals, Remediation Strategies. *Journal Of Ecological Engineering*, 25(2), 140-157. <https://doi.org/10.12911/22998993/176802>
- Alonso, D., H. Barbosa, M. Duque, I. Gil, M. Morales, S. Navarrete, M. Nieto, A. Ramírez, G. Sanclemente y J. Vásquez. (2015). Conceptualización del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas en Colombia. Documento de Trabajo (Versión 1.0). Proyecto COL75241 Diseño e implementación de un Subsistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas (SAMP) en Colombia. INVEMAR, MADs, GEF y PNUD. Serie de Publicaciones Generales del INVEMAR No 80, Santa Marta. 80 p.
- American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation. (2023). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (24th ed.). Washington, D.C: APHA Press.
- Apete, L., Martin, O. V., & Iacovidou, E. (2024). Fishing plastic waste: Knowns and known unknowns. *Marine Pollution Bulletin*, 205, 116530. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116530>
- Armada de Colombia. (2026). Limpieza de playas. Disponible en: <https://www.armada.mil.co/es/content/empez%C3%B3-la-limpieza-de-playas>
- Arroyave-Rincón, A., Blanco, J. F., & Taborda, A. (2012). Exportación de sedimentos desde cuencas hidrográficas de la vertiente oriental del golfo de Urabá: influencias climáticas y antrópicas. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 11(20), 13-30.
- Baby, A., & Revathy, V. S. (2025). Review on Microplastic Pollution in Marine Ecosystems: Sources, Distribution, Ecological Impacts, and Future Directions. *Proceedings Of The Zoological Society*, 78(2), 186-199. <https://doi.org/10.1007/s12595-025-00574-4>
- Balthazar-Silva, D., Turra, A., Moreira, F.T., Camargo, R.M., Oliveira, A.L., Barbosa, L., & Gorman, D. (2020). Rainfall and Tidal Cycle Regulate Seasonal Inputs of Microplastic Pellets to Sandy Beaches. *Environmental Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00123>
- Barhdadi, M., Mouret, A., Barras, C., Schmidt, S., Maillet, G. M., Boukott, N. E. I., Mojtahid, M., Durand, M., Deflandre, B., Guilhermic, C., De Chanvalon, A. T., Rigaud, S., Bénétiau, E., & Metzger, E. (2024). Biogeochemical cycling of manganese and iron in a macrotidal and hyperturbid estuary subject to flow-driven sedimentation. *Chemical Geology*, 661, 122182. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2024.122182>
- Beaumont, N.J., Aanesen, M., Austen, M.C., Börger, T., Clark, J.R., Cole, M., Hooper, T., Lindeque, P.K., Pascoe, C. & Wyles, K.J. (2019). Global ecological, social and economic impacts of marine plastic. *Marine Pollution Bulletin*, 142, 189–195. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.022>
- Bejarano, F. T., Rodelo, R. C., Solano, B. D., Lozano, J. M. M., & Mejía, Y. F. L. (2014). Análisis socioambiental de las playas de Puerto Velero y Caño Dulce, en Tubará, Atlántico, Colombia. *Teoría y Praxis*, 9 (Especial, <https://doi.org/10.22403/UQROOMX/TYPNE2014/06>.
- Bergmann, M., Gutow, L., & Klages, M. (Eds.). (2015). *Marine Anthropogenic Litter*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3>
- Blanco-Muñoz, E., A. De La Parra-Guerra, C. García-Alzate y E. Villareal-Blanco. (2020). Análisis físico-químico y fitoplanctónico de la ciénaga Puerto Caimán, vertiente Caribe, Colombia. *Intropica*, 15(2): 114-125. <https://doi.org/10.21676/23897864.3650>
- Blott, S. J., & Pye, K. (2001). GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth surface processes and Landforms*, 26(11), 1237-1248.
- Bolívar-Anillo, H. J., Asensio-Montesinos, F., Reyes Almeida, G., Solano Llanos, N., Sánchez Moreno, H., Orozco-Sánchez, C. J., & Anfuso, G. (2023). Litter content of Colombian beaches and mangrove forests: results from the Caribbean and Pacific coasts. *Journal of Marine Science and Engineering*, 11(2), 250. <https://doi.org/10.3390/jmse11020250>
- Borrelle, S.B., Ringma, J., Law, K.L., Monnahan, C.C., Lebreton, L., McGivern, A., Murphy, E., Jambeck, J., Leonard, G.H., Hilleary, M.A., Eriksen, M., Possingham, H.P., De Frond, H., Gerber, L.R., Polidoro, B., Tahir, A., Bernard, M., Mallos, N., Barnes, M. & Rochman, C.M. (2020). Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution. *Science*, 369(6510), 1515–1518. <https://doi.org/10.1126/science.aba3656>
- Bravo, L. M., Chen, Y., Zhang, H., Abdool-Ghany, A. A., Lamm, E., Quijada, A., Reiner, R., Castineiras, C. O., Knowles, A., Precht, L., & Solo-Gabriele, H. (2024). Enterococci pathways to coastal waters and implications of sea level rise. *Water Research*, 254, 121341. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121341>.
- Browne, M.K., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., & R. Thompson. (2011). Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. *Environmental Science & Technology*, 45: 9175-9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>
- Buchman, M.F. (2008). Screening Quick Reference Tables (SQUIRTs). NOAA OR&R report 08-1 Seattle WA, office of response and restoration division, national oceanic and atmospheric administration. 34 p.

- Burgos-Núñez, S., Navarro-Frómata, A., Marrugo-Negrete, J., Enamorado-Montes, G., Urango-Cárdenas, I. (2017). Polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in the Cispatá Bay, Colombia: a marine tropical ecosystem. *Marine Pollution Bulletin*, 120, 379-386. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.016>.
- Caballero-Gallardo, K., Palomares-Bolaños, J., & Olivero-Verbel, J. (2022). Mercury concentrations in water, sediments, soil, and fish around ancestral afro-descendant territories impacted by gold mining in the Cauca department, Colombia. *Water, Air, & Soil Pollution*, 233(9). <https://doi.org/10.1007/s11270-022-05779-3>
- Caballero-Suarez, M. A., y Lopez-Maturana, D. (2025). Incidencia de los malos manejos de los residuos sólidos en el incremento de los desechos en el Magic Garden en la Isla de San Andrés. <https://hdl.handle.net/20.500.12442/17586>
- Cacua-Ortiz, S. M., Aguirre, N. J., & Peñuela, G. A. (2020). Methyl paraben and carbamazepine in water and striped catfish (*Pseudoplatystoma magdaleniatum*) in the Cauca and Magdalena Rivers. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 105(6), 819–826. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-03028-z>
- Cadavid-Velásquez, E. de J., Pérez-Vásquez, N. del S., Marrugo-Negrete, J. (2019). Contaminación por metales pesados en la bahía Cispatá en Córdoba-Colombia y su bioacumulación en macromicetos. *Gestión y Ambiente*, 22(1), 43-53. <https://doi.org/10.15446/ga.v22n1.76380>
- Camacho-Botero, L. A. (2020). La paradoja de la disponibilidad de agua de mala calidad en el sector rural colombiano. *Revista de ingeniería*, (49), 38-51.
- Cañón, M., G. Tous, K. López, R. López y F. Orozco. (2007). Variación espaciotemporal de los componentes fisicoquímico, zooplanctónico y microbiológico en la Bahía de Cartagena. *Boletín Científico CIOH*. 25: 120-134.
- Carabalí-Angola, A., Castellanos Martínez, M. L., Robles Chávez, D. A., Daza Daza, A. R., Avella Esquivel, F. J., Oduber, A., & Pérez Mendoza, K. (2020). Lineamientos para el ordenamiento territorial costero y marino del departamento de La Guajira desde la diversidad cultural.
- Cardona-Patiño, L. (2020). Evaluación de la Incidencia de la actividad agrícola bananera en aguas superficiales del río Carepa y red de drenajes de varias fincas bananeras, en la región del Urabá Antioquia – Colombia. *Ambiente y desarrollo* 24(47). <https://revistas.javeriana.edu.co/index.php/ambienteydesarrollo/article/view/27029>
- Castaña, A., Urrego, L. & Bernal, G. (2010). Dinámica del manglar en el complejo lagunar de Cispatá (Caribe colombiano) en los últimos 900 años. *Revista de Biología Tropical*, 58(4), 1347-1366. <https://doi.org/10.15517/rbt.v58i4.5417>
- Catalán, F. S., Mancebo, G. M., Hernandez, J. R., Páez, J. P. M., & Restrepo, B. G. J. (2020). Caracterización fisicoquímica de aguas y sedimentos en puerto de carga de la Bahía de Cartagena, Colombia. *Boletín Científico CIOH*, 39(2), 41-50.
- Chamas, A., Moon, H., Zheng, J., Qiu, Y., Tabassum, T., Jang, J.H., Abu-Omar, M., Scott, S.L., Suh, S. (2020). Degradation rates of plastics in the environment. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering* 8, 3494–3511. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b06635>
- Chinfak, N., Charoenpong, C., Sompongchaiyakul, P., Wu, Y., Supcharoen, R., & Zhang, J. (2023). Environmental factors influencing the distribution of fecal coliform bacteria in Bandon Bay, Thailand. *Regional Studies In Marine Science*, 68, 103277. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103277>.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & T. Galloway. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*. 62, 2588-2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011>
- Coneo, P. & Causil, V. (2020). Evaluación de la cantidad de residuos sólidos y del índice de costa limpia en la playa La Coquerita, Coveñas – Sucre. Tesis de pregrado, Facultad de Ingenierías. Universidad de Córdoba.
- Constitución Política de Colombia. (1991). *Constitución Política de Colombia*. Gaceta Constitucional No. 116 del 20 de julio de 1991.
- Cook, Ed; Ionkova, Kremena; Bhada-Tata, Perinaz; Yadav, Sonakshi; van Woerden, Frank. 2026. What a Waste 3.0: Global Snapshot of Solid Waste Management Toward Circularity until 2050. Urban Development Series. Washington, DC: World Bank. DOI: 10.1596/978-1-4648-2309-1. License: Creative Commons Attribution CC BY 3.0 IGO
- CORALINA e INVEMAR. (2012). Atlas de la Reserva de Biósfera Seaflower. Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Gómez-López, D.I., C. Segura-Quintero, P.C. Sierra-Correa y J. Garay-Tinoco (Eds). Serie de Publicaciones Especiales de INVEMAR No. 28. Santa Marta, Colombia 180 p.
- CORPOGUAJIRA e INVEMAR. (2012). Atlas marino costero de La Guajira. Serie de Publicaciones Especiales de INVEMAR No. 27. Santa Marta, Colombia. 188p.
- Corporación Autónoma Regional de La Guajira (CORPOGUAJIRA). (2011). Plan de Ordenamiento de la cuenca del río Ranchería. Riohacha
- Corporación Autónoma Regional Del Atlántico - C.R.A. (2022). Caracterización fisicoquímica y microbiológica de agua superficial, realizada los días 27, 29 y 30 de septiembre y 2, 3, 4, 12, 13 y 14 de octubre de 2022. 187p.
- Cosby, A. G., Lebakula, V., Smith, C. N., Wanik, D. W., Bergene, K., Rose, A. N., Shanson D. & Bloom, D. E. (2024). Accelerating growth of human coastal populations at the global and continent levels: 2000–2018. *Scientific Reports*, 14(1), 22489.
- Costa, L. C. R., Vasco, Ó. E., & Galindo, A. M. (2022). Una mirada hacia los contaminantes emergentes “microplásticos” en Colombia. *Encuentro Internacional de Educación En Ingeniería*, 1-9. <https://doi.org/10.26507/paper.2509>
- Crías, I. C., Cabanzo Hernández, R., Guerrero-Bermúdez, J., Ruiz-Jiménez, J. A., & Rodríguez Pinilla, Q. (2026). Dinámica de la contaminación por microplásticos en un Área Marina Protegida del Caribe colombiano: caracterización espacial, estacional y de polímeros. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 55(1). <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2026.55.1.1371>

- Cristancho-Montenegro, D. L., Torres-Mejía, A. S., & Lobatón-Ordúz, J. F. (2020). Análisis comparativo del impacto al recurso hídrico generado en los principales rellenos sanitarios en Colombia. *Revista Mutis*, 10(1), 25-45.
- Cusba, J., Pacheco, C., Espinosa-Díaz, L., Laude, C., Fuerst, L., Obando-Madera, P., Valencia, F., & Ángel, N. (2025). Plastic pollution in marine coastal areas: Quantifying leakage and evaluating management responses. *Marine Pollution Bulletin*, 222(Pt 1), 118677. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118677>
- da Silva, M. L., Castro, R. O., Sales, A. S., & de Araújo, F. V. (2018). Marine debris on beaches of Arraial do Cabo, RJ, Brazil: An important coastal tourist destination. *Marine Pollution Bulletin*, 130, 153-158.
- Daniel, D., Thomas, S., Thomson, K. (2020). Assessment of fishing-related plastic debris along the beaches in Kerala Coast, India. *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110696. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110696>
- Daniel, I., Álvarez, A. H., Mantilla, C. A., Duarte, P. M., Benavides, P. T., & Vargas, A. M. (2015). Caracterización del régimen del viento y el oleaje en el litoral del departamento del Atlántico, Colombia. *Boletín Científico CIOH*, 33, 231-244.
- Delorme, A.E., Lebreton, L., Royer, S., Kāne, K., Arhant, M., Le Gall, M.L., Gac, P.L. (2025). Assessing plastic brittleness to understand secondary microplastic formation on beaches: a hotspot for weathered marine plastics. *Microplastics and Nanoplastics* 5, 25. <https://doi.org/10.1186/s43591-025-00128-7>
- Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE). (2019). Censo nacional de población y vivienda – CNPV – 2018. Manual de conceptos básicos. Consultado en línea el 13 de enero del 2022 en: <https://www.dane.gov.co/files/censo2018/informacion-tecnica/CNPV-2018-manual-conceptos.pdf>
- Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE). (2025). Proyecciones de población municipal por área 2018–2042. Link: <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/proyecciones-de-poblacion>.
- Díaz, H., Suárez, J., & Bustamante, I. (2000). Determinación de los tipos, clases y cantidades de sedimentos transportados por el río Sinú y su dinámica, antes de la fase de llenado del embalse Urrá I. *Revista Temas Agrarios*, 5 (10): 19-32.
- Díaz-Chávez, L., Espinosa Romero, A. P., & Molina Bolívar, G. (2020). Salud ambiental del río Ranchería a través de macroinvertebrados acuáticos en el área de influencia del complejo carbonífero El Cerrejón. *Tecnura*, 24(65), 49-63.
- Dodson, G., A. Shotorban, P. Hatcher, D. Waggoner, S. Ghosal and N. Noffke. (2020). Microplastic fragment and fiber contamination of beach sediments from selected sites in Virginia and North Carolina, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 151: 110869. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110869>
- Doria-Argumedo, C. (2017). Metales pesados (Cd, Cu, V, Pb) en agua lluvia de la zona de mayor influencia de la mina de carbón en La Guajira, Colombia. *Revista Colombiana de Química*, 46(2), 37-44.
- Doria-Argumedo, C. (2021). Bioconcentración de metales pesados (Zn, Hg, Pb) en tejidos de *Ariopsis felis* y *Diplodus annularis* en el río Ranchería, norte de Colombia. *Revista de Medicina Veterinaria y Zootecnia*, 68(2), 124–136. <https://doi.org/10.15446/rfmvz.v68n2.98025>
- Doria-Argumedo, C. y Vivas-Aguas, J. (2016). Fuentes terrestres de contaminación en la zona costera de La Guajira, Colombia. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 7 (1), 123-138.
- Ecoversa. (2014). Servicios Ambientales de Ecosistemas Marinos – Costeros. Tercer Informe: Producto 3: “Recomendaciones para la incorporación de estrategias y medidas de gestión de los servicios ecosistémicos en los planes de manejo de las siete UACs”. Disponible en: <http://geonodesiam.invemar.org.co/documents/3665/download> (con acceso el 02/02/2022).
- EPA (2007). Method 7473: Mercury in Solids and Solutions by Thermal Decomposition, Amalgamation, and Atomic Absorption Spectrophotometry. Environmental Protection Agency. Washington, D.C., EE. UU.
- EPA. (1996). Method 3510C: Separatory Funnel Liquid-Liquid Extraction. En: *Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods (SW-846) (Update III)*. Washington, D.C.: Office of Solid Waste.
- EPA. (1996a). Method 3620C: Florisil Cleanup. En: *Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods (SW-846) (Update III)*. Washington, D.C.: Office of Solid Waste.
- EPA. (2018). Method 8270E: Semivolatile Organic Compounds by Gas Chromatography/Mass Spectrometry (GC/MS). *Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods (SW-846)*. Revision 5. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Fernandino, G., Elliff, C. I., Silva, I. R., de Souza Brito, T., & Bittencourt, A. C. D. S. P. (2016). Plastic fragments as a major component of marine litter: a case study in Salvador, Bahia, Brazil. *Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 16(3), 281-287. <https://doi.org/10.5894/rqci649>
- Folk, R., & Ward, W. 1957. Brazos River bar: A study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*, 27, 3-27.
- Fondo Nacional de Turismo – Fontur. (2024). Fontur y Gobernación del Atlántico fortalecen el desarrollo turístico en el Departamento. Fontur. <https://fontur.com.co/es/comunicados/fontur-y-gobernacion-del-atlantico-fortalecen-el-desarrollo-turistico-en-el>
- Franco-Herrera, A., Polania-Zenner, P. I., Otálora-Rincón, C. D., & Tigreros-Benavides, P. C. (2022). Distribución espacial y temporal de microplásticos flotantes en aguas del Caribe central colombiano. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales*, 46(179), 406-425. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1578>

- Freddi, A., Ricci, F., Coci, M., O Guizzard, S. G., Casabianca, S., Penna, P., Bolognini, L., Marini, M., Penna, A., & Manini, E. (2025). Fecal microbial pollution in river and coastal environments: Influence of weather conditions. *Marine Pollution Bulletin*, 224, 119156. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.119156>
- Fundación Natura e INVEMAR. (2019). Servicios ecosistémicos marinos y costeros de Colombia. Énfasis en manglares y pastos marinos. Santa Marta. 34p.
- Galgani, F., Hanke, G., Werner, S. & De Vrees, L. (2013). Marine litter within the European Marine Strategy Framework Directive. *ICES Journal of Marine Science*, 70(6), 1055–1064. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fst122>
- Galindo-Montero, A. A., Costa-Redondo, L. C., Vasco-Echeverri, O., & Arana, V. A. (2023). Microplastic pollution in coastal areas of Colombia: Review. *Marine Environmental Research*, 190, 106027. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.106027>
- Gallo-Vélez, D., J.C. Restrepo y A. Newton. (2022). A socio-ecological assessment of land-based contamination and pollution: The Magdalena delta, Colombia. *Frontiers in Marine Science*. 9: 1057426. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1057426>
- Galvis, J., de la Espriella, R., Fandiño, A., & Pinto, H. (1990). Geología de la Hoya hidrográfica del río Micay. *Revista De La Academia Colombiana De Ciencias Exactas, Físicas Y Naturales*, 17(66), 585-594. [https://doi.org/10.18257/raccefyn.17\(66\).1990.3913](https://doi.org/10.18257/raccefyn.17(66).1990.3913)
- Gamboa-García, D. E., Duque, G., Cogua, P., & Marrugo-Negrete, J. L. (2020). Mercury dynamics in macroinvertebrates in relation to environmental factors in a highly impacted tropical estuary: Buenaventura Bay, Colombian Pacific. *Environmental Science and Pollution Research*, 7(4), 4044-4057. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06970-6>
- Garay, J., G. Ramírez; J. Betancourt; B. Marín; B. Cadavid; L. Panizzo; J. Lesmes; H. Sánchez y A. Franco. (2003). Manual de Técnicas Analíticas para la Determinación de Parámetros Físicoquímicos y Contaminantes Marinos: Aguas, Sedimentos y Organismos. INVEMAR. Serie Documentos Generales N° 13. Santa Marta, 177 p.
- Garcés-Ordóñez, O. (2022). Contaminación por microplásticos en manglares y playas del área marina protegida de Cispata, Caribe colombiano. *Revista Ciencias Marinas y Costeras*, 14(2), 9-25.
- García, F., Palacio, C., & Garcia, U. (2012). Calidad del agua en el área costera de Santa Marta (Colombia). *Dyna*, 79(173), 85-94.
- García-Valencia, C. (Ed). (2007). Atlas del golfo de Urabá: una mirada al Caribe de Antioquia y Chocó. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras -INVEMAR- y Gobernación de Antioquia. Serie de Publicaciones Especiales de Invemar N° 12. Santa Marta, Colombia. 180p.
- Gavio, B., Palmer-Cantillo, S., & Mancera, J. E. (2010). Historical analysis (2000–2005) of the coastal water quality in San Andrés Island, SeaFlower Biosphere Reserve, Caribbean Colombia. *Marine Pollution Bulletin*, 60(7), 1018-1030.
- Gobierno de la República de Colombia, 2019. Estrategia nacional de economía circular. Cierre de ciclos de materiales, innovación tecnológica, colaboración y nuevos modelos de negocio. Bogotá D.C., Colombia. Presidencia de la República; Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible; Ministerio de Comercio, Industria y Turismo. ISBN : 978-958-5551-16-9
- Gobierno de la República de Colombia, 2019. Estrategia nacional de economía circular. Cierre de ciclos de materiales, innovación tecnológica, colaboración y nuevos modelos de negocio. Bogotá D.C., Colombia. Presidencia de la República; Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible; Ministerio de Comercio, Industria y Turismo. ISBN: 978-958-5551-16-9
- Gómez-Aguirre, A. M., & Turbay, S. (2016). Relación de una comunidad de pescadores del golfo de Urabá (Colombia) con los ecosistemas de manglar y su conservación. *Revista de Estudios Sociales*, (55), 104-119.
- Gómez-Álvarez, J. C., & Salcedo-Pabón, G. J. (2016). Evaluación de la calidad del agua en las Playas Turísticas de Puerto Colombia, Atlántico y su relación con las fuentes de contaminación.
- Gómez-Cuarta, A., López -Suárez, K. (2020). Evaluación de contaminación microbiológica antropogénica en agua de mar de la bahía de Cartagena-Bolívar durante abril a julio de 2019. *Boletín Científico CIOH*; 39(1):41-52. ISSN impreso 0120-0542 e ISSN en línea 2215-9045. <https://doi.org/10.26640/22159045.2020.499>
- Gómez-Cubillos, C., L. Licero, L. Perdomo, A. Rodríguez, D. Romero, D. Ballesteros-Contreras, D. Gómez-López, A. Melo, L. Chasqui, M. A. Ocampo, D. Alonso, J. García, C. Peña, M. Bastidas y C. Ricaurte. (2015). Portafolio "Áreas de arrecifes de coral, pastos marinos, playas de arena y manglares con potencial de restauración en Colombia". Serie de Publicaciones Generales del INVEMAR No. 79, Santa Marta. 69 p.
- González-Curbelo, M. Á., Cruz-Pérez, A., Gutiérrez-Bouzán, C., & López-Mesas, M. (2025). Assessing microplastic pollution along the Caribbean coast of La Guajira, Colombia. *Marine Pollution Bulletin*, 212, 117511. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117511>
- González-Fernández, A., Symonds, E. M., Gallard-Gongora, J. F., Mull, B., Lukasik, J. O., Navarro, P. R., Aguilar, A. B., Peraud, J., Alvarado, D. M., Cantor, A., Breitbart, M., Cairns, M. R., & Harwood, V. J. (2023). Risk of Gastroenteritis from Swimming at a Wastewater-Impacted Tropical Beach Varies across Localized Scales. *Applied And Environmental Microbiology*, 89(3), e0103322. <https://doi.org/10.1128/aem.01033-22>
- Guevara, O. G., & Torres, D. S. (2016). Análisis urbano ambiental del espacio litoral del municipio de Coveñas en el departamento de Sucre– Colombia. *Procesos Urbanos*, 3, 99-107.
- Gutiérrez-Mosquera, H., Shruti, V. C., Jonathan, M. P., Roy, P. D., & Rivera-Rivera, D. M. (2018). Metal concentrations in the beach sediments of Bahía Solano and Nuquí along the Pacific coast of Chocó, Colombia: A baseline study. *Marine pollution bulletin*, 135, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.060>

- Halpern, B. S., Frazier, M., Afflerbach, J., Lowndes, J. S., Micheli, F., O'Hara, Courtney, S. & Selkoe, K. A. (2019). Recent pace of change in human impact on the world's ocean. *Scientific reports*, 9(1), 11609. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47201-9>
- Herzschuh, U., Weiß, J. F., Stoof-Leichsenring, K. R., Harms, L., Nürnberg, D., & Müller, J. (2025). Dynamic land-plant carbon sources in marine sediments inferred from ancient DNA. *Communications Earth & Environment*, 6(1). <https://doi.org/10.1038/s43247-025-02014-9>
- ICONTEC. (2021). NTC 5403, método A. Calidad del suelo: Determinación del contenido de carbono orgánico y total en muestras de suelo y materiales orgánicos por el método de oxidación seca. Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación. Bogotá, Colombia.
- ICONTEC. (2022). NTC-ISO 11464: Calidad del suelo. Pretratamiento de muestras para análisis fisicoquímicos (Segunda edición). Bogotá, Colombia.
- IDEAM - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2019). Estudio Nacional del Agua 2018. Bogotá: IDEAM: 452 pp.
- IDEAM - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2023). Boletín Climatológico Mensual. Boletín No. 10. octubre de 2023. Bogotá D.C.
- IDEAM - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2024). Disponible en: <http://archivo.ideam.gov.co/web/tiempo-y-clima/climatologico-mensual>. Fecha de consulta: diciembre 2024. IDEAM - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - 2024. Boletín Climatológico Mensual - CLIMATOLÓGICO MENSUAL - IDEAM. (s/f).
- IDEAM - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2025). Comunicado especial No. 100 Pronóstico del tiempo para la semana del lunes 24 al viernes 28 de noviembre de 2025.
- IDEAM - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2025a). Disponible en: <http://archivo.ideam.gov.co/web/tiempo-y-clima/climatologico-mensual>. Fecha de consulta: diciembre 2025. IDEAM - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - 2025. Boletín Climatológico Mensual - CLIMATOLÓGICO MENSUAL - IDEAM. (s/f).
- Ijaz, U., Baki, A.B., Abdul-Aziz, O.I., Zhang, W., Christian, A.D. (2023). The effects of large roughness elements on the in-stream transport and retention of polystyrene microplastics. *Sci. Rep.* 13 (1), 6522. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-33436-0>.
- INVEMAR. (2018). Diagnóstico y evaluación de la calidad de las aguas marinas y costeras en el Caribe y Pacífico colombianos. Bayona-Arenas, M. y Garcés-Ordóñez, O. (Ed). Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia – REDCAM: INVEMAR, MinAmbiente, CORALINA, CORPOGUAJIRA, CORPAMAG, CRA, CARDIQUE, CARSUCE, CVS, CORPOURABÁ, CODECHOCÓ, CVC, CRC y CORPONARIÑO. Informe técnico 2017. Serie de Publicaciones Periódicas No. 4 del INVEMAR, Santa Marta. 336 p.+ anexos.
- INVEMAR. (2020). Diagnóstico y evaluación de la calidad de las aguas marinas y costeras en el Caribe y Pacífico colombianos. Luisa F. Espinosa, Paola Obando y Ostín Garcés (Eds). Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia – REDCAM: INVEMAR, MinAmbiente, CORALINA, CORPOGUAJIRA, CORPAMAG, CRA, CARDIQUE, CARSUCE, CVS, CORPOURABÁ, CODECHOCÓ, CVC, CRC y CORPONARIÑO. Informe técnico 2019. Serie de Publicaciones Periódicas No. 4 del INVEMAR, Santa Marta. 171 p.
- INVEMAR. (2023). Diagnóstico de calidad ambiental marina REDCAM. Cusba, J, P. Obando y L. Espinosa (Eds). Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia – REDCAM: INVEMAR, MinAmbiente, CORALINA, CORPOGUAJIRA, CORPAMAG, CRA, CARDIQUE, CARSUCE, CVS, CORPOURABÁ, CODECHOCÓ, CVC, CRC y CORPONARIÑO. Informe técnico final 2022, Santa Marta. 233 p.
- INVEMAR. (2023a). Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2022. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 313 p.
- INVEMAR. (2024). Diagnóstico y Evaluación de la Calidad de las Aguas Marinas y Costeras en el Caribe y Pacífico colombianos. Cusba, J, Obando, P y Espinosa, L (Eds). Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia – REDCAM: INVEMAR, MinAmbiente, CORALINA, CORPOGUAJIRA, CORPAMAG, CRA, CARDIQUE, CARSUCE, CVS, CORPOURABÁ, CODECHOCÓ, CVC, CRC y CORPONARIÑO. Informe técnico final 2023, Santa Marta. 177 p.
- INVEMAR. (2024a). Informe técnico diagnóstico y evaluación de las aguas marinas y costeras del departamento de Córdoba. Informe técnico final 2024. 34 p.
- INVEMAR. (2025). Diagnóstico y Evaluación de la Calidad de las Aguas Marinas y Costeras en el Caribe y Pacífico colombianos. Cusba, J., Pacheco, C., Obando-Madera, P.S., & Espinosa, L.F. (eds.). Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia – REDCAM: INVEMAR, MinAmbiente, CORALINA, CORPOGUAJIRA, CORPAMAG, CRA, CARDIQUE, CARSUCE, CVS, CORPOURABÁ, CODECHOCÓ, CVC, CRC y CORPONARIÑO. Informe técnico final 2024, Santa Marta. 144 p.
- INVEMAR. (2025a). 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 2025, Volumen 24. Santa Marta 224p.
- INVEMAR-CORPAMAG. (2024). Diagnóstico ambiental de la zona costera del departamento del Magdalena, insumos técnicos y recomendaciones para la gestión y protección de los ecosistemas marinos y costeros en jurisdicción de CORPAMAG. Informe técnico final 2023. 237 p.
- INVEMAR-CORPOGUAJIRA. (2023). Monitoreo de la calidad de las aguas marinas y costeras en el marco de la REDCAM y apoyo de las actividades del Sistema Gestión de Calidad del Laboratorio Ambiental de CORPOGUAJIRA del departamento de La Guajira. Informe Técnico Final. Convenio 001-2021. PRY-CAM-021-22. CORPOGUAJIRA-INVEMAR. Santa Marta. 28 p.

- INVEMAR-CRA. (2024). Generación de información técnico-científica como soporte a la gestión ambiental de la Corporación Autónoma Regional del Atlántico – CRA en la zona costera del departamento del Atlántico. Informe Técnico Final. Convenio CRA–004-2024. PRY-CAM-007-24. Santa Marta. 193 p.
- ISO. (2009). ISO 13320. Particle size analysis — Laser diffraction methods. International Organization for Standardization.
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R. & Law, K.L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768–771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>
- Jayathilaka, R.M.R.M., Weerakoon, W.R.W.M.A.P., Indika, K.W., Arulananthan, K., Kithsirri, H.M.P. (2022). Spatio-temporal variation of plastic pellets dispersion in the coastline of Sri Lanka: an assessment of pellets originated from the X-press pearl incident during the southwest monsoon in 2021. *Marine Pollution Bulletin*, 184. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114145>.
- Jofre, J., Lucena, F., & Blanch, A. (2021). Coliphages as a Complementary Tool to Improve the Management of Urban Wastewater Treatments and Minimize Health Risks in Receiving Waters. *Water*, 13(8), 1110. <https://doi.org/10.3390/w13081110>.
- Jones, J. S., Porter, A., Muñoz-Pérez, J. P., Alarcón-Ruales, D., Galloway, T. S., Godley, B. J., ... & Lewis, C. (2021). Plastic contamination of a Galapagos Island (Ecuador) and the relative risks to native marine species. *Science of the Total Environment*, 789, 147704. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147704>
- Kabata-Pendias, A. (2011). *Trace Elements in Soils and Plants 4th ed.* CRC Press, Boca Ratón, FL, USA., 505.
- Kataoka, T., Hinata, H., y Kato, S. (2015). Backwash process of marine macroplastics from a beach by nearshore currents around a submerged breakwater. *Marine Pollution Bulletin*, 101 (2), 539–548. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.060>
- Kershaw, P., Turra, A., & Galgani, F. (2019). Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter in the ocean. Data Archiving And Networked Services (DANS). <https://research.wur.nl/en/publications/guidelines-for-the-monitoring-and-assessment-of-plastic-litter-in-the-ocean>
- Kovač, M., A. Palatinus, Š. Koren, M. Peterlin, P. Horvat y A. Kržan. (2016). Protocol for Microplastics Sampling on the Sea Surface and Sample Analysis. *Journal of Visualized Experiments*, 118, e55161. <https://doi.org/10.3791/55161>
- Kozak, S., Roiko, A., Gutjahr-Holland, K., Ahmed, W., Veal, C., Fisher, P., Toze, S., Weir, M., & Stratton, H. (2025). The use of faecal indicator organisms to manage microbial health risks in recreational waterways not impacted by point sources of sewage: a systematic review of the epidemiological evidence. *Journal Of Water And Health*, 23(5), 563-586. <https://doi.org/10.2166/wh.2025.304>
- Kumar, Ajay, Ahmad, N., Kumar, S., Aayush, Mishra, P. K., & Anoop, A. (2026). Microplastic sources and distribution dynamics across contrasting anthropogenic settings: Implications for lake management. *Environmental Science: Advances*, 5(5), 1379–1391. <https://doi.org/10.1039/D5VA00475F>
- Kuroda, M., Isobe, A., Uchida, K., Tokai, T., Kitakado, T., Yoshitake, M., ... & Habano, A. (2024). Abundance and potential sources of floating polystyrene foam macro- and microplastics around Japan. *Science of the Total Environment*, 925, 171421. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171421>
- Landrigan, P. J., Stegeman, J. J., Fleming, L. E., Allemand, D., Anderson, D. M., Backer, L. C., Brucker-Davis, F., Chevalier, N., Corra, L., Czerucka, D., Bottein, M. D., Demeneix, B., Depledge, M., Deheyn, D. D., Dorman, C. J., Fénichel, P., Fisher, S., Gaill, F., Galgani, F.,... & Rampal, P. (2020). Human health and ocean pollution. *Annals of global health*, 86(1), 151. <https://doi.org/10.5334/aogh.2831>
- Lans-Ceballos E, Marsiglia M, Lans-Cuesta ES, Forero-Doria O, Guzman L. (2023). Water quality and heavy metal levels in the Sinú River, a drinking water source in the Colombian Caribbean, *Universitas Scientiarum*, 28(2): 161–182. <https://doi.org/10.11144/Javeriana.sc282.wqah>
- Lans-Ceballos, E., Marrugo-Negrete, J. L., & Díaz, B. (2008). Estudio de la contaminación por pesticidas organoclorados en aguas de la ciénaga grande del valle bajo del río Sinú. *Temas Agrarios*, 13(1), 49-56. <https://doi.org/10.21897/ta.v13i1.664>
- Lazala, M., & Parra, L. N. (2010). Geología estructural y Geomorfología. Pp. 15 - 21. En: J.O. Rangel-Ch. (ed). *Colombia diversidad biótica IX. Ciénagas de Córdoba: biodiversidad, ecología y manejo ambiental: Corporación Autónoma Regional de los valles del Sinú y del San Jorge-CVS, Universidad Nacional de Colombia, Instituto de Ciencias Naturales. Bogotá, Colombia.*
- Lebreton, L. C. M., van der Zwet, J., Dam-steeg, J-W., Slat, B., Andrady, A. & Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, 8(1), 15611. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>
- Levin, P. S., Howe, E. R., & Robertson, J. C. (2020). Impacts of stormwater on coastal ecosystems: the need to match the scales of management objectives and solutions. *Philosophical Transactions Of The Royal Society B Biological Sciences*, 375(1814), 20190460. <https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0460>
- Li, Y., Tang, Y., Wang, S., Toumi, R., Song, X., & Wang, Q. (2023). Recent increases in tropical cyclone rapid intensification events in global offshore regions. *Nature Communications*, 14(1), 5167. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-40605-2>
- Lindgren, J.F., Wilewska-Bien, M., Granhag, L., Andersson, K., Eriksson, K.M. (2016). Discharges to the sea. In: Andersson, K., Brynolf, S., Lindgren, J., Wilewska-Bien, M. (Eds.), *Shipping and the Environment*. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-49045-7_4.
- Lobelle, Delphine, Kooi, Merel, Koelmans, Albert A., Laufkötter, Charlotte, Jongedijk, Cleo E., Kehl, Christian, Seville, Erik van, (2021). Global modeled sinking characteristics of biofouled microplastic. *J. Geophys. Res.: Oceans* 126 (4), e2020JC017098. <https://doi.org/10.1029/2020JC017098>.
- Lonin, S., Parra, C., Andrade, C., & Thomas, Y. F. (2004). Patrones de la pluma turbia del Canal del Dique en la Bahía de Cartagena. *Boletín Científico CIOH*, (22), 77-89.

- López M. y Madroñero S. (2015). Estado trófico de un lago tropical de alta montaña: caso laguna de La Cocha. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 25 (2), pp. 21-42. <http://dx.doi.org/10.18359/rcin.1430>.
- Marín, B. (2001). Establecimiento de valores indicativos del grado de contaminación de tóxicos químicos y microorganismos de origen fecal, como base para la expedición de normativas de la calidad de las aguas marinas de Colombia. Informe Técnico Final de Proyecto. 45p.
- Márquez-Gullos, E., y Rosado Vega, J. R. (2011). Clasificación e impacto ambiental de los residuos sólidos generados en las playas de Riohacha, La Guajira, Colombia. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, (60), 118-128.
- Marrugo-Negrete, J., Pinedo-Hernández, J., & Díez, S. (2017). Assessment of heavy metal pollution, spatial distribution and origin in agricultural soils along the Sinú River Basin, Colombia. *Environmental Research*, 154, 380–388. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.01.021>
- Martínez, S., Molina, A. y Duque, G. (2024). Dinámica espaciotemporal de la contaminación por microplásticos en sedimentos marinos de la Bahía de Tumaco, Pacífico colombiano. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 15(2), 311-332. <https://doi.org/10.22490/21456453.7196>
- Mehreen, A. & Liu, X. (2026). Heavy metal infiltration in coastal sediments: Bioaccumulation pathways and toxicological repercussions on *Perinereis aibuhitensis*. *Marine Pollution Bulletin*, 225, 119263. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2026.119263>
- Meijer, L. J. J., Van Emmerik, T., Van Der Ent, R., Schmidt, C., & Lebreton, L. (2021). More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. *Science Advances*, 7(18). <https://doi.org/10.1126/sciadv.az5803>
- Merkens, J.L., Reimann, L., Hinkel, J., & Vafeidis, A.T. (2016). Gridded population projections for the coastal zone under the Shared Socioeconomic Pathways. *Global and Planetary Change*, 145, 57-66. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2016.08.009>
- Middelburg, J. J. (2023). Unified prediction of organic matter preservation and degradation. *Communications Earth & Environment*, 4(1). <https://doi.org/10.1038/s43247-023-00682-z>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MinAmbiente). (2015). Decreto 1076 del 26 de mayo de 2015. Por el cual se expide el Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible. Bogotá, 653 p.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MinAmbiente). (2022). Política ambiental para la gestión integral de residuos peligrosos y Plan de Acción 2022–2030. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Bogotá D.C., Colombia. 200 p. ISBN 978-958-5551-79-4.
- Ministerio de Comercio, Industria y Turismo (MINCIT). (2024). Informe mensual de turismo. Octubre-noviembre 2024. Disponible en: <https://www.mincit.gov.co/estudios-economicos/estadisticas-e-informes/informes-de-turismo>.
- Mondragón-Díaz, L. F., Molina, A., & Duque, G. (2022). Influence of environmental variables on the spatiotemporal dynamics of water quality in Buenaventura Bay, Colombian Pacific. *Environmental monitoring and assessment*, 194(10), 720. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10388-y>
- Montesino-Torres, O. E., Gutiérrez- Ribon, G., & Monroy-Pineda, M. C. (2014). Avances de la contaminación ambiental en las aguas del Golfo de Morrosquillo. *Revista colombiana de ciencia animal-recia*, (2), 389-401.
- Neff, J. M. (1980). Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. OSTI OAI (U.S. Department Of Energy Office Of Scientific And Technical Information). <https://www.osti.gov/etdweb/biblio/5162466>
- Neumann, B., Vafeidis, A. T., Zimmermann, J., & Nicholls, R. J. (2015). Future coastal population growth and exposure to sea-level rise and coastal flooding—a global assessment. *PloS one*, 10(3), e0118571.
- NOAA. (2022). National Oceanic and Atmospheric Administration. National Weather Service, climate prediction Center. Monitoring and data: current monthly atmospheric and sea surface temperatures index values. <https://www.cpc.ncep.noaa.gov/data/indices>
- Nunes, M., & Leston, S. (2022). Coastal pollution: an overview. *Life below water*, 155-166.
- OCDE. (1982). *Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control*. Paris. 154 p.
- Oliveira, M. L., Saikia, B. K., da Boit, K., Pinto, D., Tutikian, B. F., & Silva, L. F. (2019). River dynamics and nanopaticles formation: a comprehensive study on the nanoparticle geochemistry of suspended sediments in the Magdalena River, Caribbean Industrial Area. *Journal of Cleaner Production*, 213, 819-824. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.230>
- OMS - Organización Mundial de la Salud. (2003). Directrices para ambientes de aguas recreativas seguras. Costa y aguas frescas. Vol. 1. Ginebra. 219 p
- Ortiz, A. G. R., & Ramírez, L. P. C. (2018). Valoración de la calidad del agua a partir de la visión de agentes sociales en la cuenca hidrográfica del Río Dagua. *Entorno geográfico*, 50-79. <https://doi.org/10.25100/eg.v0i16.7148>
- OSPAR. (2010). *Guideline for Monitoring Marine Litter on the Beaches in the OSPAR Maritime Area*. London. 84 p. <https://www.ospar.org/ospar>
- Páez-Gómez, S. T., Zambrano-Ortiz, M. M., & Toro-Valencia, V. G. (2025). Relationship between microbiological and physicochemical parameters in water bodies in Urabá, Colombia. *Processes*, 14(1), 35. <https://doi.org/10.3390/pr14010035>
- Palacios-Torres, Y., Caballero-Gallardo, K., & Olivero-Verbel, J. (2018). Mercury pollution by gold mining in a global biodiversity hotspot, the Choco biogeographic region, Colombia. *Chemosphere*, 193, 421-430. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.160>

- Palacios-Torres, Y., de la Rosa, J. D., & Olivero-Verbel, J. (2020). Trace elements in sediments and fish from Atrato River: An ecosystem with legal rights impacted by gold mining at the Colombian Pacific. *Environmental Pollution*, 256, 113290. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113290>
- Paramo, J., Espinosa, L., Posada, B., Núñez S. y Benavides, S. (2012). Distribución espacial de sedimentos en la región Norte del Caribe colombiano. *Boletín de investigaciones Marinas y Costeras*, 41(1): 9-28.
- Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT). (2025). Respira Tayrona 2025, durante 15 días se suspende la prestación de servicios ecoturísticos en el Parque Nacional Natural. <https://www.parquesnacionales.gov.co/sala-prensa/noticias/respira-tayrona-2025-durante-15-dias-se-suspende-la-prestacion-de-servicios-ecoturisticos-en-el-parque-nacional-natural/>
- Pérez-Zapata, J., Delgado-Bejarano, L., Osorio-Cardona, J., Bernal-Monterrosa, M., & Zapata-Henao, S. (2024). Variabilidad espacial de propiedades fisicoquímicas en suelos bananeros de Urabá-Colombia. *Acorbat Revista de Tecnología y Ciencia*, 1(1), 7. <https://doi.org/10.62498/artc.2407>
- Pertuz-Montoya, I.J. y Vizcaino-Tamayo, L.S. (2020). Evaluación de la calidad ambiental en función de los microplásticos, residuos sólidos en arena y residuos sólidos flotantes de las playas de Caño Dulce y Puerto Velero, en el departamento del Atlántico.
- Pfohl, P., Santizo, K., Sipe, J., Wiesner, M., Harrison, S., Svendsen, C., Wohleben, W., (2025). Environmental degradation and fragmentation of microplastics: dependence on polymer type, humidity, UV dose and temperature. *Microplastics and Nanoplastics* 5, 7. <https://doi.org/10.1186/s43591-025-00118-9>
- Pimienta Serrano, E. V. (2022). Caracterización de los residuos sólidos e impactos de las actividades antropogénicas como fuentes generadoras en playas de la costa noroeste del departamento de la Guajira.
- Pimienta-Serrano, E., y Pacheco-Bustos, C. (2022). Perspectivas sobre el impacto ambiental de las actividades antropogénicas y la generación de residuos sólidos en playas del caribe colombiano. *Ingeniería y Competitividad*, 24(02), 12. <https://doi.org/10.25100/iyv.v24i2.11365>
- Pinzón, G. (2024). Río Grande de la Magdalena, itinerario cultural de Colombia. *Hereditas*, (35), 88- 99.
- Plata, Á. M., & Vega, D. I. (2016). Percepción local del estado ambiental en la cuenca baja del río Manzanares. *Luna Azul*, 42, 235- 255. <https://doi.org/10.17151/luaz.2016.42.15>
- Portz, L., Murgas-Vargas, A., Campos, P. T., Villate-Daza, D. A., & Manzolli, R. P. (2025). How natural disasters affect the distribution of marine litter in protected island ecosystems (Seaflower Biosphere Reserve — Colombia). *Marine Pollution Bulletin*, 211, 117458. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117458>
- Posada, P., Blanca Oliva y Henao P., William. (2008). Diagnóstico de la erosión en la zona costera del Caribe colombiano. INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales No. 13, Santa Marta, 200 páginas.
- Prado Domercq, C., Praetorius, A., MacLeod, M. (2022). The Full Multi: an open-source framework for modelling the transport and fate of nano- and microplastics in aquatic systems. *Environmental Modelling & Software* 148, 105291. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.105291>
- Presidencia de la República. (1974). Decreto 2811 de 1974: por el cual se dicta el Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente. *Diario Oficial* No. 34.243. Gestor Normativo - Función Pública.
- Presidencia de la República. (1978). Decreto 1541 de 1978: por el cual se reglamenta la Parte III del Libro II del Decreto-Ley 2811 de 1974: De las aguas no marítimas, y parcialmente la Ley 23 de 1973. *Diario Oficial* No. 35.078.
- Puccini, R. & Molina, G. (2022). Aportes para monitoreo y conservación de especies coralinas en el ecosistema costero del Cabo de la Vela en La Guajira, colombiana. DOAJ (DOAJ: Directory Of Open Access Journals). <https://doi.org/10.5281/zenodo.7461202>
- Quesada-Martínez, S. Q., Murillo-Hinestorza, Y. M., & Vargas-Porras, L. V. (2014). Influencia de la marea y factores antropogénicos sobre la calidad fisicoquímica de aguas costeras en Nuquí, Chocó. *Revista Bioetnia*, 11(1), 17-24.
- Quintana-Saavedra, D. M., y Santa-Ríos, A. (2013). Calidad de aguas marino-costeras del Caribe colombiano en época seca. *Boletín Científico CIOH*, 31, 29-48. <https://doi.org/10.26640/22159045.250>.
- R Core Team. (2025). R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org/>
- Rahman, H. U. U., Asghar, W., Nazir, W., Sandhu, M. A., Ahmed, A., & Khalid, N. (2021). A comprehensive review on chlorpyrifos toxicity with special reference to endocrine disruption: Evidence of mechanisms, exposures and mitigation strategies. *Science of The Total Environment*, 755(Part 2), 142649. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142649>
- Rangel-Buitrago, N., & Galgani, F. (2025). Plastic pollution along the Caribbean coast of Colombia. *Marine Pollution Bulletin*, 222(Pt 3), 118864. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118864>
- Rangel-Buitrago, N., Williams, A. T., Micallef, A., Neal, W. J., & Pilkey, O. H. (2022). Not all that glitters is gold: Can the real scenic value of the Colombian Caribbean coast be restored? *Ocean & Coastal Management*, 227, 106292. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2022.106292>
- Rangel-Buitrago, N., Williams, A. y Anfuso, G. 2018. Killing the goose with the golden eggs: litter effects on scenic quality of the Caribbean coast of Colombia. *Marine Pollution Bulletin*, 127, 22-38. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.023>

- Rangel-Ch, O. J., & Arellano-P, H. (2004). Clima del Chocó biogeográfico/Costa pacífica de Colombia. Colombia Diversidad Biótica. IV. El Chocó biogeográfico/Costa Pacífica. Instituto de Ciencias Naturales-Conservación Internacional, Bogotá, 39-82.
- Reyes, A. F. A., & Fontalvo, J. A. L. (2020). Calidad microbiológica del agua de las playas del sector turístico de Santa Marta, Caribe colombiano. Encuentro Internacional de Educación en Ingeniería ACOFI 2020. <https://doi.org/10.26507/ponencia.848>.
- Riascos, J. M., Valencia, N., Peña, E. J., & Cantera, J. R. (2019). Inhabiting the technosphere: The encroachment of anthropogenic marine litter in Neotropical mangrove forests and its use as habitat by macrobenthic biota. *Marine Pollution Bulletin*, 142, 559-568. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.010>
- Ricaurte-Villota, C. y M.L. Bastidas Salamanca (Eds.). (2017). Regionalización oceanográfica: una visión dinámica del Caribe. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives De Andréis (INVEMAR). Serie de Publicaciones Especiales de INVEMAR # 14. Santa Marta, Colombia 180 p.
- Ricaurte-Villota, C., O. Coca-Domínguez, M.E. González, M. Bejarano-Espinosa, D.F. Morales, C. Correa-Rojas, F. Briceño-Zuluaga, G.A. Legarda y M.E. Arteaga. (2018). Amenaza y vulnerabilidad por erosión costera en Colombia: enfoque regional para la gestión del riesgo. Serie de Publicaciones Especiales de INVEMAR # 33. Santa Marta, Colombia. 268 p.
- Robertson, K. & J. Chaparro. (1998). Evolución histórica del río Sinú. Cuadernos de Geografía, 7 (1-2): 70-87.
- Rodríguez-Alcántara, J. S., Cruz-Pérez, N., Rodríguez-Martín, J., García-Gil, A., & Santamarta, J. C. (2024). Effect of tourist activity on wastewater quality in selected wastewater treatment plants in the Balearic Islands (Spain). *Environmental Science And Pollution Research*, 31(10), 15172-15185. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-32173-9>
- Romaña, K., Grajales, H., Avenadaño-Tamayo, E., Pohlen, E., & Rúa, A. (2024). Paleoenvironmental reconstruction and metal assesment in the Prodelta of a gulf in southern Caribbean through last millennium. *Marine Pollution Bulletin*, 209(Pt A), 117132. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117132>
- Ruiz Galván, A., Schlebusch, J., Howald, C., & Flórez López, J. A. (2018). Impactos de la minería en el Pacífico colombiano. Observatorio Pacífico y Territorio (OPT) & Coordinación Regional del Pacífico Colombiano (CRPC). <http://pacificocolombia.org>
- Ruiz-Ochoa, M., Bernal, G. & Polanía, J. (2008). Influencia del río Sinú y el mar Caribe en el sistema lagunar de Cispotá. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 37(1): 29–49. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2008.37.1.180>
- RUNAP. (2022). Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Disponible en: <https://runap.parquesnacionales.gov.co/> (con acceso el 03/01/2022).
- Sáenz-Arias, S., Garcés-Ordóñez, O., Córdoba-Meza, T., Blandon, L., Díaz, L. E., Vivas-Aguas, L., & Canals, M. (2023). Contaminación por vertidos de aguas residuales: Una revisión de las interacciones microorganismos-microplásticos y sus posibles riesgos ambientales en aguas costeras colombianas. *Ecosistemas*, 32(1), 2489. <https://doi.org/10.7818/ecos.2489>
- Salazar-Camacho, C., Salas-Moreno, M., Paternina-Urbe, R., Marrugo-Negrete, J., & Díez, S. (2021). Mercury species in fish from a tropical river highly impacted by gold mining at the Colombian Pacific region. *Chemosphere*, 264(Part 2), 128478. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128478>
- Sánchez-Giraldo, N., Molina A., Duque, G. (2025). Abundancia y composición de residuos marinos en playas de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 54(1), 113-132. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2025.54.1.1328>
- Sassoubre, L. M., Nelson, K. L., & Boehm, A. B. (2012). Mechanisms for Photoinactivation of *Enterococcus faecalis* in Seawater. *Europe PMC (PubMed Central)*, 78(21), 7776-7785. <https://doi.org/10.1128/aem.02375-12>.
- Semana. (2025). Turismo en el Atlántico: conozca los destinos para todos los gustos que ofrece este departamento. *Revista Semana*. <https://www.semana.com/mejor-colombia/articulo/turismo-en-el-atlantico-conozca-los-destinos-para-todos-los-gustos-que-ofrece-este-departamento/202501/>
- Souza-Santos, L. P., Carneiro, Y. M. M., & Da Silva, A. S. X. (2025). Weekly variation of seawater ecotoxicity on marine sandy beaches in relation to coliform densities. *Marine Pollution Bulletin*, 213, 117694. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117694>.
- Strickland, J.D. y Parsons T.R. (1972). A Practical Handbook of Seawater Analysis. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, 310 p.
- Su, A. C. T., Hernández, C. A. A., Hernández, G. L. A., Castillo, E., & Lucatto, G. A. (2023). Estratégias de resiliência na contenção de impactos climatológicos na região do Caribe, o caso de San Andrés. *Revista Científica ANAP Brasil*, 16(39). <https://doi.org/10.17271/19843240163920234588>
- Su, L., Xiong, X., Zhang, Y., Wu, C., Xu, X., Sun, C. & Shi, H. (2022). Global transportation of plastics and microplastics: A critical review of pathways and influences. *Science of the Total Environment*, 831, 154884. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154884>
- Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios - SSPD. (2024). Sistema Único de Información (SUI) – Reporte de cobertura de servicios públicos domiciliarios de acueducto, alcantarillado y aseo. Bogotá: SSPD. Recuperado de <https://sui.superservicios.gov.co>
- Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios Superservicios. (2025). Informe nacional de disposición final de residuos sólidos en Colombia 2024. 67 pp.
- Tejeda-Benitez, L., Flegal, R., Odigie, K., & Olivero-Verbel, J. (2016). Pollution by metals and toxicity assessment using *Caenorhabditis elegans* in sediments from the Magdalena River, Colombia. *Environmental Pollution*, 212, 238–250. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.057>

- Tejeda-Benítez, L., Noguera, K., Aga, D., & Olivero-Verbel, J. (2023). Pesticides in sediments from Magdalena River, Colombia, are linked to reproductive toxicity on *Caenorhabditis elegans*. *Chemosphere*, 339, 139602. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139602>
- Thompson, R. C., Courtene-Jones, W., Boucher, J., Pahl, S., Raubenheimer, K., & Koelmans, A. A. (2024). Twenty years of microplastic pollution research—what have we learned? *Science*, 386(6720), eadl2746. <https://doi.org/10.1126/science.adl2746>
- Toro-Tobón, G.; Alvarez-Flórez, F.; Mariño-Blanco, H.; Melgarejo, L. (2022). Foliar Functional Traits of Resource Island-Forming Nurse Tree Species from a Semi-Arid Ecosystem of La Guajira, Colombia. *Plants*, 11(13): 1723. <https://doi.org/10.3390/plants11131723>
- Torremorell, A., Hegoburu, C., Brandimarte, A. L., Rodrigues, E. H. C., Pompeo, M., da Silva, S. C., Moschini-Carlos, V., Caputo, L., Fierro, P., Mojica, J. I. Matia, Á. L. P., Donato, J. C., Jiménez-Pardo, P., Molinero, J., Ríos-Touma, B., Goyenola, G., Iglesias, C., López-Rodríguez, A., Meerhoff, M., . . . Navarro, E. (2021). Current and future threats for ecological quality management of South American freshwater ecosystems. *Inland Waters*, 11(2), 125–140. <https://doi.org/10.1080/20442041.2019.1608115>
- Tosic, M., Cardenas, J. C., Lopez-Rivas, J. D., & Restrepo Ángel, J. D. (2025). Blue Economy Sustainability Challenges due to Marine Pollution Impacts in Cartagena, Colombia. In *Handbook of Sustainable Blue Economy* (pp. 1-33). Cham: Springer Nature Switzerland.
- Tosic, M., Restrepo, J. D., Izquierdo, A., Lonin, S., Martins, F., & Escobar, R. (2018). An integrated approach for the assessment of land-based pollution loads in the coastal zone. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 211, 217–226. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.08.035>
- Tumwesigye, E., Nnadozie, C. F., Akamagwuna, F. C., Noundou, X. S., Nyakairu, G. W., & Odume, O. N. (2023). Microplastics as vectors of chemical contaminants and biological agents in freshwater ecosystems: Current knowledge status and future perspectives. *Environmental Pollution*, 330, 121829. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121829>
- UNESCO (1984). Manual y guía de la COI 13: Métodos de análisis para los contaminantes marinos. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. París, Francia. (Referencia para los Hidrocarburos del petróleo equivalentes de criseno).
- UNESCO/IOC (Comisión Oceanográfica Intergubernamental). (1983). Método de Digestión con Persulfato de Potasio y Determinación Colorimétrica por Reducción con Cadmio. Manuales y Guías 12: Métodos de Análisis de Nutrientes en Agua de Mar (Título exacto puede variar según la edición). París: UNESCO.
- Unión Europea. (2006). Directiva (UE) 2006/7/EC del Parlamento Europeo y del Consejo de 15 febrero de 2006, relativa a la gestión de la calidad de las aguas de baño y por la que se deroga la Directiva 76/160/EEC. Diario Oficial de la Unión Europea, L64/37, 04 de marzo de 2006, 1-15 p.
- United Nations Environment Programme (UNEP). (2021). From Pollution to Solution: A Global Assessment of Marine Litter and Plastic Pollution.
- United Nations Environment Programme (UNEP). (2023). Everything you need to know about plastic pollution. Consultado el 13 de junio de 2026, en <https://www.unep.org/news-and-stories/story/everything-you-need-know-about-plastic-pollution>
- Vasquez-Carrillo, C., & Sealey, K. S. (2021). Biodiversity of Upwelling Coastal Systems of the Southern Caribbean Sea Adjacent to Guajira Peninsula. *Journal Of Marine Science And Engineering*, 9(8), 846. <https://doi.org/10.3390/jmse9080846>
- Vásquez-Molano, D., Molina, A., & Duque, G. (2021). Spatial distribution and increase of microplastics over time in sediments of Buenaventura Bay, Colombian Pacific. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 50(1), 27-42. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.1.1021>
- Vega Argel, Y. (2020). Análisis multitemporal de la cobertura de manglar en la zona costera de los municipios Puerto Escondido, Moñitos, Turbo y Unguía desde el año 2001 hasta el 2019.
- Veloso, R., Gonçalves, L. & Henriques, R. (2026). Effect of grain size on microplastic occurrence and spatial distribution in the Cávado River. *Regional Studies in Marine Science*, 95, 104863. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2026.104863>
- Vergara, D., De la Hoz-M, J., Ariza-Echeverri, E. A., Fernández-Arias, P., & Antón-Sancho, Á. (2025). Evaluating Solutions to Marine Plastic Pollution. *Environments*, 12(3), 86. <https://doi.org/10.3390/environments12030086>
- Vidal, L., Sandoval, A. E. M., & Duque, G. (2021). Incremento de la contaminación por microplásticos en aguas superficiales de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 50(2), 113-132. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.2.1032>
- Vivas-Aguas J., Córdoba Meza T., Obando-Madera P.S. (2025). Ficha Metodológica Índice De Calidad De S Marinas y Costeras ICAM. Versión 6. Santa Marta D.T.C.H., Colombia. 14p.
- Vivas-Aguas, L.J., Obando-Madera P.S., Córdoba-Meza T.L., Castillo-Viana M.J., Espinosa L.F., Arriaga-Rodríguez A.M., Acosta-Rivera, J.A. (2022). Boletín estadístico Índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras – ICAM. Reporte año 2021. INVEMAR. Santa Marta. 28 p.
- Wang, D. Y., Zhu, M. X., Sun, C. H., Ma, K., Sun, W. X., Zhang, X. R., & Sun, Z. L. (2021). Geochemistry of iron and sulfur in the Holocene marine sediments under contrasting depositional settings, with caveats for applications of paleoredox proxies. *Journal of Marine Systems*, 220, 103572. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2021.103572>
- Wanjugi, P., Sivaganesan, M., Korajkic, A., McMinn, B., Keltly, C. A., Rhodes, E., Cyterski, M., Zepp, R., Oshima, K., Stachler, E., Kinzelman, J., Kurdas, S. R., Citriglia, M., Hsu, F., Acrey, B., & Shanks, O. C. (2018). Incidence of somatic and F+ coliphage in Great Lake Basin recreational waters. *Water Research*, 140, 200-210. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.04.055>

- Williams, A.T., Rangel-Buitrago, N. (2022). The past, present, and future of plastic pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 176, 113429. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113429>
- Wong, Y. Y., Lee, C. W., Chai, S. C. Y., Lim, J. H., Bong, C. W., Sim, E. U. H., Narayanan, K., Hii, Y. S., & Wang, A. (2022). Distribution of faecal indicator bacteria in tropical waters of Peninsular Malaysia and their decay rates in tropical seawater. *Marine Pollution Bulletin*, 185(Pt A), 114297. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114297>
- Xia, X., Du, Z., Zisette, R., Cao, Y., Sadowsky, M. J., & Zhang, Q. (2024). Microbial source tracking and identification of fecal contamination patterns in saltwater estuaries between base- and storm-flow events using dual genome-based approaches. *The Science* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176704>.
- Yepes, A., Zapata, M., Bolivar, J., Monsalve, A., Espinosa, S. M., Sierra-Correa, P. C., & Sierra, A. (2016). Ecuaciones alométricas de biomasa aérea para la estimación de los contenidos de carbono en manglares del Caribe Colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 64(2), 913-926.
- Yu, J., Yue, B., Wu, X., Liu, Q., Jiao, F., Jiang, X., & Chen, X. (2016). Removal of mercury by adsorption: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(6), 5056-5076. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5880-x>
- Yu, Q., Hu, X., Yang, B., Zhang, G., Wang, J., Ling, W. (2020). Distribution, abundance and risks of microplastics in the environment. *Chemosphere*, 126059. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126059>
- Zamora, M. & Delgado, K. (2019). Evaluación de la calidad sanitaria del agua de las playas turísticas del Caribe Norte Colombiano. Tesis de pregrado. Departamento de Civil y Ambiental. Corporación Universidad de la Costa. 134 p.
- Zhou, Q., Wang, S., Liu, J., Hu, X., Liu, Y., He, Y. & Wu, X. (2022). Geological evolution of offshore pollution and its long-term potential impacts on marine ecosystems. *Geoscience Frontiers*, 13(5), 101427. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2022.101427>