



UNIVERSIDAD  
**NACIONAL**  
DE COLOMBIA

**ACUMULACIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN BOSQUES  
DE MANGLAR CON DIFERENTES GRADOS DE IMPACTO  
ANTRÓPICO EN EL PACÍFICO COLOMBIANO**

**Daniela Vásquez Molano**

Universidad Nacional de Colombia  
Facultad de Ingeniería y Administración, Departamento de Ingeniería  
Palmira, Colombia  
2023



# **ACUMULACIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN BOSQUES DE MANGLAR CON DIFERENTES GRADOS DE IMPACTO ANTRÓPICO EN EL PACÍFICO COLOMBIANO**

**Daniela Vásquez Molano**

Tesis de investigación presentada como requisito parcial para optar al título de:

**Magister en Ingeniería Ambiental**

Director:

Guillermo Duque Nivia. M.Sc., Ph.D.

Codirector:

Andrés Esteban Molina Sandoval, M.Eng., D.Sc.

Línea de Investigación:

Contaminación e impactos ambientales en ecosistemas

Grupo de Investigación:

Ecología y Contaminación Acuática (ECONACUA)

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ingeniería y Administración, Departamento de Ingeniería

Palmira, Colombia

2023



## Declaración de obra original

Yo declaro lo siguiente:

He leído el Acuerdo 035 de 2003 del Consejo Académico de la Universidad Nacional. «Reglamento sobre propiedad intelectual» y la Normatividad Nacional relacionada al respeto de los derechos de autor. Esta disertación representa mi trabajo original, excepto donde he reconocido las ideas, las palabras, o materiales de otros autores.

Cuando se han presentado ideas o palabras de otros autores en esta disertación, he realizado su respectivo reconocimiento aplicando correctamente los esquemas de citas y referencias bibliográficas en el estilo requerido.

He obtenido el permiso del autor o editor para incluir cualquier material con derechos de autor (por ejemplo, tablas, figuras, instrumentos de encuesta o grandes porciones de texto).

Por último, he sometido esta disertación a la herramienta de integridad académica, definida por la universidad.

Daniela Vásquez M

Daniela Vásquez Molano

Fecha 25/07/2023

## **Agradecimientos**

Agradezco a toda mi familia y seres queridos por acompañarme en cada etapa de este proceso y por todos los sacrificios realizados. Me agradezco por la paciencia, persistencia y por no rendirme en el proceso. Gracias a la vida, porque a través de la investigación me acercó al mar y a personas maravillosas.

Agradezco al grupo de investigación Ecología y Contaminación Acuática – ECONACUA por guiarme durante el proceso que implica la investigación, por la dedicación, motivación y amistad. A la Universidad Nacional de Colombia Sede Palmira y el Sistema General de Regalías por la financiación del proyecto “Investigación de los servicios ecosistémicos derivados de bosques de manglar en el Pacífico colombiano, Valle del Cauca, Nariño, Cauca, Chocó” BPIN2020000100054, del cual hace parte este trabajo de investigación.

## Resumen

### **ACUMULACIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN BOSQUES DE MANGLAR CON DIFERENTES GRADOS DE IMPACTO ANTRÓPICO EN EL PACÍFICO COLOMBIANO**

El ecosistema de manglar posee características morfológicas y un sistema de raíces especializado que altera la distribución y segregación de partículas, por lo que han sido identificados como importantes sumideros de residuos plásticos, incluidos los microplásticos (MP). El objetivo de esta investigación fue determinar la densidad de microplásticos en sedimentos de los bosques de manglar según su grado de intervención antrópica, la dinámica ambiental, espacial y temporal y su relación con la estructura del manglar en las bahías de Buenaventura y Tumaco, Pacífico colombiano. Para esto, se establecieron parcelas de muestreo que representaran diferentes niveles de desarrollo del bosque de manglar, en sitios con diferentes niveles de intervención antropogénica en cada bahía. En cada parcela se colectaron muestras de sedimento y agua superficial. Los MP fueron extraídos mediante separación por densidad y cada partícula fue contada y clasificada según su morfología. Se determinó la textura del suelo y el contenido de materia orgánica y se midieron los sólidos suspendidos (PPT), salinidad (UPS) y temperatura superficial (°C) del agua superficial. En cada sitio se identificó la especie del árbol, cantidad de individuos, diámetro de altura al pecho (DAP) y altura del árbol. Se utilizaron permanovas para evaluar las variaciones espaciotemporales. Adicionalmente, se determinó la influencia de la textura del suelo, parámetros fisicoquímicos y la estructura del manglar sobre la acumulación de MP en sedimentos mediante Modelos Aditivos Generalizados (GAM). Se encontró que la bahía de Buenaventura presentó 67% mayor cantidad de MP en comparación con la bahía de Tumaco, y que los bosques con mayor nivel de intervención antrópica acumularon hasta 22% más MP que los bosques menos intervenidos, debido a la cercanía de centros poblados, descargas de ríos, canales y zonas turísticas. No se presentaron patrones estacionales en la acumulación de MP en sedimentos en las bahías para las épocas evaluadas. La mayor acumulación de MP en

sedimentos relacionada con mayores porcentajes de lodos y contenido de materia orgánica se atribuye al menor movimiento del agua que favorece la precipitación y acumulación de MP. Así mismo, en la bahía de Buenaventura se encontró que la mayor cantidad de fibras estuvo influenciada por bajas salinidades debido al aporte de agua dulce por esorrentía y aumento de caudal de los ríos, que favorecen el ingreso de residuos al ecosistema de manglar. En la bahía de Tumaco el aumento en la cantidad de MP fue influenciado por mayores salinidades y puede ser atribuido a la mayor concentración y baja dispersión de contaminantes en la época seca. Por otro lado, se identificó que la relación negativa entre la cantidad de MP y el DAP se puede atribuir a que los bosques jóvenes tienen una mayor tasa de atenuación de olas que favorece la sedimentación y retención de contaminantes. Finalmente, se evidenció que los bosques de manglares con mayor densidad de árboles acumularon hasta un 104% más MP en sedimentos en comparación con los bosques con menor densidad, debido a la capacidad de reducción de la energía del agua que promueve la retención de sedimentos y contaminantes asociados. La cantidad de microplásticos encontrados en la presente investigación se acerca a lo encontrado en bosques de Irán e Indonesia, y es menor a lo reportado en bosques de manglares en China y Brasil.

**Palabras clave:** microplásticos; contaminación costera; manglares; contaminación de sedimentos.

## Abstract

### **Accumulation of microplastics in mangrove forests with different degrees of anthropic impact in the Colombian Pacific Ocean**

The mangrove ecosystem has morphological characteristics and a specialized root system that alter the distribution and segregation of particles, so they have been identified as important sinks for plastic waste, including microplastics (MP). The objective of this research was to determine the density of microplastics in mangrove forest sediments according to the degree of anthropogenic intervention, the environmental, spatial and temporal dynamics and their relationship with the mangrove structure in the bays of Buenaventura and Tumaco, Colombian Pacific. For this purpose, sampling plots representing different levels of mangrove forest development were established at sites with different levels of anthropogenic intervention in each bay. Sediment and surface water samples were collected from each plot. MPs were extracted by density separation and each particle was counted and classified according to its morphology. Soil texture and organic matter content were determined, and suspended matter (PPT), salinity (UPS) and surface water temperature (°C) were measured. Tree species, number of individuals, diameter at breast height (DBH) and tree height were determined at each site. Permanovas were used to assess spatio-temporal variations. In addition, the influence of soil texture, physico-chemical parameters and mangrove structure on PM accumulation in sediments was determined using Generalized Additive Modelling (GAM). It was found that Buenaventura Bay had 67% more PM than Tumaco Bay, and that forests with higher levels of anthropogenic disturbance accumulated up to 22% more PM than less disturbed forests due to their proximity to population centers, river discharges, canals and tourist areas. There were no seasonal patterns in sediment PM accumulation in the bays for the periods studied. The higher accumulation of PM in sediments associated with higher percentages of silt and organic matter is attributed to the lower water movement, which favors the precipitation and accumulation of PM. Similarly, in Buenaventura Bay, the higher amount of fibers was found to be influenced by low salinities due to the contribution of fresh water from runoff and increased river flow, which favors the entry of waste into the mangrove

ecosystem. In Tumaco Bay, the increase in the amount of PM was influenced by higher salinities and can be attributed to the higher concentration and lower dispersion of pollutants in the dry season. On the other hand, the negative relationship between the amount of PM and DBH was found to be due to the fact that young forests have a higher wave attenuation rate, which favors sedimentation and retention of pollutants. Finally, it was found that mangrove forests with higher tree densities accumulated up to 104% more PM in sediments compared to forests with lower densities, due to their ability to reduce water energy, which favors the retention of sediments and associated pollutants. The amount of microplastics found in the present investigation is close to that found in forests in Iran and Indonesia, and is lower than that reported in mangrove forests in China and Brazil.

**Keywords:** microplastics; coastal pollution; mangroves; sediment pollution.

# Contenido

	Pág.
<b>Resumen .....</b>	<b>VII</b>
<b>Lista de figuras.....</b>	<b>XIII</b>
<b>Lista de tablas .....</b>	<b>XV</b>
<b>Introducción .....</b>	<b>17</b>
<b>Bibliografía .....</b>	<b>21</b>
<b>1. Capítulo 1. Distribución espacial y estacional de microplásticos en sedimentos asociados a bosques de manglares en el Pacífico colombiano .....</b>	<b>25</b>
1.1    Introducción.....	25
1.2    Materiales y métodos .....	27
1.2.1    Área de estudio.....	27
1.2.2    Trabajo de campo.....	31
1.2.3    Separación e identificación de microplásticos .....	32
1.2.4    Textura del sedimento asociado al bosque de manglar .....	33
1.2.5    Contenido de materia orgánica del sedimento asociado al bosque de manglar	34
1.2.6    Control de calidad.....	34
1.2.7    Análisis estadístico .....	35
1.3    Resultados .....	35
1.3.1    Textura del sedimento y contenido de materia orgánica .....	35
1.3.2    Parámetros fisicoquímicos en agua superficial .....	38
1.3.3    Microplásticos en sedimentos .....	41
1.3.4    Influencia de la textura del suelo en la acumulación de microplásticos en sedimentos.....	45
1.3.5    Influencia de los parámetros fisicoquímicos del agua superficial en la acumulación de microplásticos en sedimentos .....	47
1.4    Discusión .....	51
1.5    Conclusiones.....	56
1.6    Bibliografía .....	57
<b>2. Capítulo 2. Determinación de la variación en la acumulación de microplásticos en sedimentos asociados a bosques de manglares con diferente estado de desarrollo en el Pacífico colombiano .....</b>	<b>62</b>
2.1    Introducción.....	62

XII ACUMULACIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN BOSQUES DE MANGLAR  
CON DIFERENTES GRADOS DE IMPACTO ANTRÓPICO EN EL PACÍFICO  
COLOMBIANO

---

2.2	Metodología .....	65
2.2.1	Área de estudio .....	65
2.2.2	Trabajo de campo y laboratorio .....	67
2.2.3	Análisis estadístico .....	68
2.3	Resultados.....	69
2.3.1	Estructura del bosque de manglar .....	69
2.3.2	Microplásticos en sedimentos asociados a zonas con alta y baja densidad de árboles del bosque de manglar .....	71
2.3.3	Influencia de la estructura del manglar en la acumulación de microplásticos en sedimentos .....	73
2.4	Discusión .....	74
2.5	Conclusiones .....	76
	<b>Bibliografía .....</b>	<b>77</b>
	<b>Conclusiones y recomendaciones .....</b>	<b>82</b>
2.6	Conclusiones .....	82
2.7	Recomendaciones .....	83

## Lista de figuras

	Pág.
Figura 1-1. Precipitación media (mm) trimestral en la bahía de Buenaventura. El eje vertical representa la precipitación (mm). El eje horizontal representa los cuatro trimestres de los años 2021 y 2022. ....	28
Figura 1-2. Área de estudio en la Bahía de Buenaventura. PG: Pianguita corresponde al sitio con mayor intervención antrópica y SP: San Pedro es el sitio con menor intervención antrópica. ....	29
Figura 1-3. Precipitación media (mm) trimestral en la bahía de Tumaco. El eje vertical representa la precipitación (mm). El eje horizontal representa los cuatro trimestres de los años 2021 y 2022. ....	30
Figura 1-4. Área de estudio en la Bahía de Tumaco. RP: Rompido corresponde al sitio con intervención antrópica y BG: Bocagrande corresponde al sitio con menor intervención antrópica. ....	31
Figura 1-5. Muestreo de microplásticos en sedimentos. ....	32
Figura 1-6. Clasificación de partículas de microplásticos en sedimentos. A) fragmento, B) fibra, C) pellet. Fuente: elaboración propia. ....	33
Figura 1-7. Textura del suelo de manglar por bahías (promedio $\pm$ desviación estándar). Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras. ....	36
Figura 1-8. Cantidad de microplásticos (partículas/kg) en sedimentos asociados a bosques de manglares para las bahías de Buenaventura y de Tumaco (promedio $\pm$ desviación estándar). Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras. ....	42
Figura 1-9. Cantidad de microplásticos (partículas/kg) en sedimentos asociados a bosques de manglares para las bahías épocas evaluadas (promedio $\pm$ desviación estándar). ....	42
Figura 1-10. Efecto de la textura del suelo en la variación de la concentración de microplásticos en la bahía de Buenaventura. Las funciones suavizadas se presentan como líneas sólidas; las líneas punteadas indican el rango de dos errores estándar. El eje Y representa la concentración de microplásticos bajo una función suavizada de textura del suelo. El eje X representa los datos observados. ....	46
Figura 1-11. Efecto de la textura del suelo en la variación de la concentración de microplásticos en la bahía de Tumaco. Las funciones suavizadas se presentan como líneas sólidas; las líneas punteadas indican el rango de dos errores estándar. El eje Y representa la concentración de microplásticos bajo una función suavizada de textura del suelo. El eje X representa los datos observados. ....	47

Figura 1-12. Efecto de los parámetros fisicoquímicos en la variación de la concentración de microplásticos en la bahía de Buenaventura. Las funciones suavizadas se presentan como líneas sólidas; las líneas punteadas indican el rango de dos errores estándar. El eje Y representa la concentración de microplásticos bajo una función suavizada de parámetros fisicoquímicos. El eje X representa los datos observados. .... 49

Figura 1-13. Efecto de los parámetros fisicoquímicos en la variación de la concentración de microplásticos en la bahía de Tumaco. Las funciones suavizadas se presentan como líneas sólidas; las líneas punteadas indican el rango de dos errores estándar. El eje Y representa la concentración de microplásticos bajo una función suavizada de parámetros fisicoquímicos. El eje X representa los datos observados. .... 50

Figura 2-1. Área de estudio en la Bahía de Buenaventura. PG: Pianguita y SP: San Pedro. .... 65

Figura 2-2. Área de estudio en la Bahía de Tumaco. RP: Rompido y BG: Bocagrande... 66

Figura 2-3. Determinación de la estructura del manglar. .... 68

## Lista de tablas

	<b>Pág.</b>
Tabla 1-1. Textura del suelo de manglar por sitios y épocas en la bahía de Buenaventura (promedio $\pm$ desviación estándar). Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras. ....	37
Tabla 1-2. Textura del suelo de manglar por sitios y épocas en la bahía de Tumaco (promedio $\pm$ desviación estándar). Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras. ....	38
Tabla 1-3. Parámetros fisicoquímicos del agua superficial por (promedio $\pm$ error estándar). Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras.....	39
Tabla 1-4. Parámetros fisicoquímicos del agua superficial por sitios y épocas en la bahía de Buenaventura (promedio $\pm$ desviación estándar). Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras. ....	40
Tabla 1-5. Parámetros fisicoquímicos del agua superficial por sitios y épocas en la bahía de Tumaco (promedio $\pm$ desviación estándar). Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras. ....	41
Tabla 1-6. Cantidad de microplásticos (partículas/kg) en sedimentos asociados a bosques de manglar de la bahía de Buenaventura por sitios y épocas (promedio $\pm$ desviación estándar). Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras. ....	43
Tabla 1-7. Cantidad de microplásticos (partículas/kg) en sedimentos asociados a bosques de manglar de la bahía de Tumaco por sitios y épocas (promedio $\pm$ desviación estándar). Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras.....	44
Tabla 1-8. Resultados de los modelos aditivos generalizados (GAM) multivariados para evaluar la influencia de la textura del suelo en la acumulación de microplásticos (partículas/kg) en sedimentos. Las correlaciones positivas se indican con un signo positivo (+) y las correlaciones negativas con signo negativo (-). ....	45
Tabla 1-9. Resultados de modelos aditivos generalizados (GAM) multivariados para evaluar la influencia de los parámetros fisicoquímicos del agua superficial en la acumulación de microplásticos (partículas/kg) en sedimentos. Se presentan los valores de $p$ ( $p < 0.05$ ). Las correlaciones positivas se indican con un signo positivo (+) y las correlaciones negativas con signo negativo (-). ....	48
Tabla 1-10. Comparación de la densidad de microplásticos en sedimentos de bosques de manglares registrados en diferentes estudios. (*) promedio calculado con el rango reportado en los estudios. ....	53

Tabla 2-1. Estructura del bosque de manglar para las bahías (Promedio $\pm$ DS). Rm: <i>Rhizophora mangle</i> ; DAP: diámetro de altura al pecho. Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras.....	69
Tabla 2-2 Estructura del bosque de manglar en cada sitio de las bahías (Promedio $\pm$ DS). Rm: <i>Rhizophora mangle</i> ; DAP: diámetro de altura al pecho. Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras.....	70
Tabla 2-3. Estructura del bosque de manglar para zonas con alta y baja densidad de árboles (Prom $\pm$ DS) para la bahía de Buenaventura. Rm: <i>Rhizophora mangle</i> ; DAP: diámetro de altura al pecho. Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras. ....	70
Tabla 2-4. Estructura del bosque de manglar para zonas con alta y baja densidad de árboles (Prom $\pm$ DS) para la bahía de Tumaco. Rm: <i>Rhizophora mangle</i> ; DAP: diámetro de altura al pecho. Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras.	71
Tabla 2-5. Cantidad de microplásticos (partículas/kg) en sedimentos asociados a la densidad de árboles de bosques de manglares (promedio $\pm$ desviación estándar) en la bahía de Buenaventura.....	72
Tabla 2-6. Cantidad de microplásticos (partículas/kg) en sedimentos asociados a la densidad de árboles de bosques de manglares (promedio $\pm$ desviación estándar) en la bahía de Tumaco. Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras.	73
Tabla 2-7. Resultados de modelos aditivos generalizados (GAM) multivariados para evaluar la influencia de la estructura del manglar en la acumulación de microplásticos (partículas/kg) en sedimentos en la Bahía de Buenaventura. Se presentan los valores de $p$ ( $p < 0.05$ ). Las correlaciones positivas se indican con un signo positivo (+) y las correlaciones negativas con signo negativo (-).....	74

## Introducción

Los manglares son ecosistemas localizados en zonas intermareales de las costas tropicales y subtropicales y presentan distintas adaptaciones morfológicas para habitar suelos saturados e inestables con atributos especializados tales como: estructuras adicionales de soporte de tallos y raíces por fuera del suelo; así como adaptaciones fisiológicas que le permiten hacer frente a la sal, como hojas que excretan sal, bajos potenciales hídricos y altas concentraciones de sal intracelular para mantener relaciones hídricas favorables en ambientes salinos (Duke, 2011).

El ecosistema de manglar brinda diferentes servicios ecosistémicos, tales como: protección de costas contra tsunamis mediante la atenuación de olas, sumidero de carbono a través de la acumulación de biomasa viva y captura de sedimentos, conservación de la diversidad biológica al ser un hábitat para numerosas especies, y sumidero de nutrientes (Naciones Unidas, 2007; Romañach et al., 2018). Al ubicarse en zonas con estrictas condiciones geográficas y ambientales, los bosques de manglares se encuentran localizados en 121 países y ocupan aproximadamente 14.6 millones de hectáreas de costa en todo el mundo (FAO, 2003). En América del Sur se estimó para el año 2005 un área de 1.98 millones de hectáreas de bosque de manglar, cuya extensión predomina en Brasil, Colombia y Venezuela. En Colombia, para la misma fecha, fue estimada un área de manglares de aproximadamente 350 mil hectáreas (Naciones Unidas, 2007).

El Pacífico colombiano, ubicado en la región occidental de Colombia, tiene una extensión de costa de 1,300 km y una extensión de manglares de aproximadamente 28.5 mil hectáreas estimadas para la última década, siendo ésta la mayor amplitud de ecosistemas de manglares en el país. Estos bosques han evidenciado un creciente deterioro en sus atributos estructurales y funcionales, debido al aprovechamiento selectivo, tala, relleno y disposición de residuos, entre otros (INVEMAR, 2005).

En humedales de manglar el sistema de raíces parcialmente emergido, neumatóforos y raíces de apoyo cambian las condiciones hidrológicas y altera la distribución y segregación de partículas en diferentes ubicaciones de mareas, y posibilita la retención de objetos transportados por corrientes. La disipación del oleaje por los manglares se debe

principalmente a la interacción del oleaje con el volumen de vegetación sumergida. El complejo sistema de raíces, junto con el tronco del árbol y la copa del árbol, forma una compleja red entrelazada sobre el suelo del bosque. Las estructuras verticales de los manglares afectan notablemente la atenuación de las olas, que varía significativamente según las diferentes especies (Zhang et al., 2023). Una investigación reveló que un bosque de manglar de cualquier edad y con más de 300 metros de ancho, es capaz de obtener tasas de atenuación de olas de más del 50% (Maza et al., 2021). Una vez atenuada la energía de las olas, cuando el agua fluye a través de las raíces de las plantas, los sedimentos que contienen partículas se segregan según su tamaño: los sedimentos con partículas finas se depositan en su mayoría en la entrada de las raíces de la vegetación (Soler et al., 2020). es probable que el transporte y acumulación de microplásticos actúe de manera similar al de las partículas de sedimento (Martin et al., 2019). Por esta razón, aunque los microplásticos han sido encontrados de manera heterogénea en todos los ambientes marinos, las áreas costeras y los manglares en particular, se han identificado como puntos críticos por su proximidad a ríos y centros urbanos (Luo et al., 2021).

Los microplásticos son pequeñas partículas de plástico con tamaño inferior a 5 mm y se clasifican como primarios o secundarios. Se denominan microplásticos primarios a los producidos intencionalmente para ser utilizados en productos de consumo o abrasivos, y secundarios a los resultantes del fraccionamiento o fragmentación de plásticos más grandes. Tanto los microplásticos primarios como los secundarios, son considerados como un contaminante altamente persistente y dañino para los organismos, ya que se ha evidenciado que su consumo genera alteración y disminución de la capacidad nutricional, reducción de la fertilidad y reproducción, heridas y muerte, y pueden generar efectos tóxicos en la biota debido a la capacidad de lixiviación de aditivos plásticos y a la adsorción de compuestos tóxicos como contaminantes orgánicos persistentes y metales pesados, (Auta et al., 2017; Prata et al., 2019). La ingestión de microplásticos se ve afectada por factores como la concentración ambiental, tamaño, forma y color, sustancias químicas liberadas, biopelícula de la superficie plástica, condiciones del hábitat acuático, diferencia de especies, etapas de vida y estrategia de alimentación (Allen et al., 2017; Cartraud et al., 2019; Ferreira et al., 2019; Horton et al., 2018; Kim et al., 2019; Ory et al., 2017).

Investigadores han encontrado microplásticos en sedimentos de manglar en diferentes lugares del mundo, como en Indonesia, Malasia, Singapur, China, Irán, Sudáfrica, Jamaica, Brasil, Panamá y Colombia (Cordova et al., 2021; da Silva Paes et al., 2022;

Duan et al., 2021; Garcés-Ordóñez et al., 2023; Garcés et al., 2019; Naji et al., 2019), sin embargo, debido a que la discusión sobre contaminación por microplásticos ha surgido recientemente, se evidencia una carencia de información en zonas de manglar de todo el mundo (Deng et al., 2021).

Debido a que las partículas plásticas representan uno de los principales problemas ambientales en estas áreas costeras (Yu et al., 2023) y que el bosque de manglar es capaz de retenerlos, así como a las partículas de sedimento, es necesario comprender la dinámica de retención y acumulación de microplásticos en sus sedimentos.

Según el documento forestal de la FAO de 2005, los bosques de manglares se distribuyen en 121 países, no obstante, la contaminación por microplásticos en ecosistema de manglar ha sido reportada solo por 10 países, incluyendo Indonesia, Malasia, Singapur, China, Irán, Sudáfrica, Colombia, Jamaica, Brasil y Panamá. Se evidencia, según los reportes, una carencia de información sobre contaminación microplástica en zonas de manglar de todo el mundo (Deng et al., 2021).

En Colombia se evaluó la contaminación por microplásticos en suelos de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano, y se encontró que la cantidad de microplásticos estuvo en un rango entre 31 y 2.86 partículas kg<sup>-1</sup> con las concentraciones más altas en manglares cercanos a la población humana (Garcés-Ordóñez et al., 2019). Adicionalmente, en el mismo lugar se evaluó la incidencia de ingestión de contaminantes microplásticos por peces del manglar, donde se presentó un total de 69 microplásticos en el tracto digestivo de 7% de los peces analizados (Garcés-Ordóñez et al., 2020). En manglares de Buenaventura, Valle del Cauca, investigadores analizaron la densidad, distribución y composición de macrobasura superficial, encontrando que la densidad de estos contaminantes varió entre 0.22 a 35.5 ítems m<sup>-2</sup>, lo que implica que los manglares que rodean la ciudad de Buenaventura se encuentran entre las zonas costeras más contaminadas del mundo (Riascos et al., 2019). En sedimentos de manglares de los estuarios de los ríos Saija y Timbiquí, Pacífico colombiano, se registraron hasta 190 y 208 ítems de residuos plásticos, respectivamente, donde los microplásticos correspondieron al tamaño de plástico más abundante encontrado (50% para el estuario de Saija y 87% para el estuario de Timbiquí) (Garcés-Ordóñez et al., 2023).

Debido a que el manglar cuenta con un sistema de raíces que altera la distribución y segregación de partículas, y posibilita la retención de objetos transportados por corrientes, es probable que el transporte y acumulación de microplásticos actúe de manera similar al

de las partículas de sedimento (Martin et al., 2019). Por esta razón, aunque los microplásticos han sido encontrados de manera heterogénea en todos los ambientes marinos, las áreas costeras y los manglares en particular, se han identificado como puntos críticos por su proximidad a ríos y centros urbanos (Luo et al., 2021).

A pesar de esto y considerando que los manglares del Pacífico Colombiano se han identificado como un sumidero de residuos (Riascos et al., 2019), actualmente no existe suficiente información disponible sobre la densidad y distribución de microplásticos en manglares de la región. Por lo tanto, la presente investigación se justifica debido a la necesidad de conocer el estado actual de contaminación por microplásticos en manglares del Pacífico colombiano, ya que, mediante el conocimiento de la cantidad y distribución de las partículas plásticas presentes en sedimento superficial de bosques de manglar, se contribuye a mejorar las decisiones de manejo de este ecosistema y con ello el bienestar de los organismos allí presentes y de las comunidades que dependen de él, así como a promover la implementación de soluciones que integren la sociedad y la tecnología para minimizar el uso y la inadecuada disposición de plásticos. Con la presente investigación se determinó la densidad de microplásticos en sedimentos de los bosques de manglar según su grado de intervención antrópica, la dinámica ambiental, espacial y temporal, y su relación con la estructura del manglar en el Pacífico colombiano. Este objetivo se abordó en dos capítulos en la presente investigación. En el primer capítulo se determinó la distribución espaciotemporal y la influencia de la textura del suelo y los parámetros fisicoquímicos del agua superficial en la cantidad y tipo de microplásticos en sedimentos de bosques de manglares con diferente nivel de intervención antrópica; y en el segundo capítulo se determinó la influencia de la estructura del manglar sobre la acumulación y distribución de microplásticos en sedimentos asociados a bosques de manglares en las bahías de Buenaventura y de Tumaco, Pacífico colombiano. Dos de los sitios de mayor intervención en la costa pacífica se encuentran en los municipios de Buenaventura y de Tumaco, debido a la presencia de los puertos más importantes de Colombia y a su ineficiente sistema de gestión de residuos sólidos.

Se comparó la densidad y distribución de microplásticos en dos bosques de manglares ubicados en cada una de las bahías de Buenaventura y Tumaco para contrastar las áreas según el grado de intervención antrópica. En la Bahía de Buenaventura se ubica el puerto más importante de Colombia, además de concentrar la mayor población de las áreas de

estudio. La bahía de Tumaco, por su parte, tiene el segundo puerto más importante de Colombia y presenta una población menor que la Bahía de Buenaventura.

## Bibliografía

- Auta, H. S., Emenike, C. U., & Fauziah, S. H. (2017). Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment International*, *110*, 165–176.  
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.02.013>
- Allen, A. S., Seymour, A. C., & Rittschof, D. (2017). Chemoreception drives plastic consumption in a hard coral. *Marine Pollution Bulletin*, *124*(1), 198–205.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.030>
- Cartraud, A. E., Le Corre, M., Turquet, J., & Tourmetz, J. (2019). Plastic ingestion in seabirds of the western Indian Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, *140*(January), 308–314. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.065>
- Cordova, M. R., Ulumuddin, Y. I., Purbonegoro, T., & Shiomoto, A. (2021). Characterization of microplastics in mangrove sediment of Muara Angke Wildlife Reserve, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, *163*(October 2020), 112012.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112012>
- da Silva Paes, E., Vincent Gloaguen, T., Silva, H. dos A. da C., Duarte, T. S., de Almeida, M. da C., Costa, O. D. A. V., Bomfim, M. R., & Santos, J. A. G. (2022). Widespread microplastic pollution in mangrove soils of Todos os Santos Bay, northern Brazil. *Environmental Research*, *210*(November 2021).  
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112952>
- Deng, H., He, J., Feng, D., Zhao, Y., Sun, W., Yu, H., & Ge, C. (2021). Microplastics pollution in mangrove ecosystems: A critical review of current knowledge and future directions. *Science of the Total Environment*, *753*, 142041.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142041>

- Duan, J., Han, J., Cheung, S. G., Chong, R. K. Y., Lo, C. M., Lee, F. W. F., Xu, S. J. L., Yang, Y., Tam, N. F. yee, & Zhou, H. C. (2021). How mangrove plants affect microplastic distribution in sediments of coastal wetlands: Case study in Shenzhen Bay, South China. *Science of the Total Environment*, 767, 144695.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144695>
- Duke, N. C. (2011). Mangroves. In *Encyclopedia of Modern Coral Reefs. Structure, Form and Process* (Issue January 2011). <https://doi.org/10.1007/978-90-481-2639-2>
- FAO. (2003). Status and trends in mangrove area extent worldwide. In M. Wilkie & S. Fortuna (Eds.), *Forest Resources Assessment Working Paper* (p. 63).
- Ferreira, G., Barletta, M., & Lima, A. R. A. (2019). Use of estuarine resources by top predator fishes. How do ecological patterns affect rates of contamination by microplastics? *Science of the Total Environment*, 655, 292–304.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.229>
- Garcés-Ordóñez, O., Castillo-Olaya, V. A., Granados-Briceño, A. F., Blandón García, L. M., & Espinosa Díaz, L. F. (2019). Marine litter and microplastic pollution on mangrove soils of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 145(2), 455–462.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.058>
- Garcés-Ordóñez, O., Castillo-Olaya, V., Espinosa-Díaz, L. F., & Canals, M. (2023). Seasonal variation in plastic litter pollution in mangroves from two remote tropical estuaries of the Colombian Pacific. *Marine Pollution Bulletin*, 193(March), 115210.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115210>
- Garcés-Ordóñez, O., Mejía-Esquivia, K. A., Sierra-Labastidas, T., Patiño, A., Blandón, L. M., & Espinosa Díaz, L. F. (2020). Prevalence of microplastic contamination in the digestive tract of fishes from mangrove ecosystem in Cispata, Colombian Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 154(2), 111085.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111085>
- Garcés, O., Castillo, V. A., Granados, A. F., Blandón, L. M., & Espinosa, L. F. (2019). Marine litter and microplastic pollution on mangrove soils of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 145(2), 455–462.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.058>
- Horton, A. A., Jürgens, M. D., Lahive, E., van Bodegom, P. M., & Vijver, M. G. (2018). The influence of exposure and physiology on microplastic ingestion by the

- freshwater fish *Rutilus rutilus* (roach) in the River Thames, UK. *Environmental Pollution*, 236, 188–194. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.044>
- INVEMAR, I. de I. M. y C. “José B. V. D. A.-. (2005). *Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia*. 192.  
[http://www.invemar.org.co/redcostera1/invemar/docs/IERMAC\\_2013.pdf](http://www.invemar.org.co/redcostera1/invemar/docs/IERMAC_2013.pdf)
- Kim, S. W., Chae, Y., Kim, D., & An, Y. J. (2019). Zebrafish can recognize microplastics as inedible materials: Quantitative evidence of ingestion behavior. *Science of the Total Environment*, 649, 156–162. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.310>
- Luo, Y. Y., Not, C., & Cannicci, S. (2021). Mangroves as unique but understudied traps for anthropogenic marine debris: A review of present information and the way forward. *Environmental Pollution*, 271, 116291.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116291>
- Martin, C., Almahasheer, H., & Duarte, C. M. (2019). Mangrove forests as traps for marine litter. *Environmental Pollution*, 247, 499–508.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.067>
- Maza, M., Lara, J. L., & Losada, I. J. (2021). Predicting the evolution of coastal protection service with mangrove forest age. *Coastal Engineering*, 168(October 2020).  
<https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2021.103922>
- Naciones Unidas. (2007). *Mangroves of South America 1980-2005 : Les mangroves d 'Amérique du Sud 1980-2005 : COUNTRY REPORTS RAPPORTS NATIONAUX. Forestry.*
- Naji, A., Nuri, M., Amiri, P., & Niyogi, S. (2019). Small microplastic particles (S-MPPs) in sediments of mangrove ecosystem on the northern coast of the Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, 146(June), 305–311.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.033>
- Ory, N. C., Sobral, P., Ferreira, J. L., & Thiel, M. (2017). Amberstripe scad *Decapterus muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastics resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre. *Science of the Total Environment*, 586, 430–437.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.175>
- Prata, J. C., da Costa, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, 110, 150–159.

<https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>

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(November 2018), 559–568.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.010>

Soler, M., Colomer, J., Folkard, A., & Serra, T. (2020). Particle size segregation of turbidity current deposits in vegetated canopies. *Science of the Total Environment*, 703, 134784. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134784>

Romañach, S. S., DeAngelis, D. L., Koh, H. L., Li, Y., Teh, S. Y., Raja Barizan, R. S., & Zhai, L. (2018). Conservation and restoration of mangroves: Global status, perspectives, and prognosis. *Ocean and Coastal Management*, 154(January), 72–82. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.01.009>

Yu, L., Li, R., Chai, M., & Li, B. (2023). Vertical distribution, accumulation, and characteristics of microplastics in mangrove sediment in China. *Science of the Total Environment*, 856(July 2022), 159256.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159256>

Zhang, R., Chen, Y., Lei, J., Zhou, X., Yao, P., & Stive, M. J. F. (2023). Experimental investigation of wave attenuation by mangrove forests with submerged canopies. *Coastal Engineering*, 186(February), 104403.

<https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2023.104403>

# **1. Capítulo 1. Distribución espacial y estacional de microplásticos en sedimentos asociados a bosques de manglares en el Pacífico colombiano**

## **1.1 Introducción**

Los manglares son ecosistemas localizados en zonas intermareales de las costas tropicales y subtropicales y presentan distintas adaptaciones morfológicas para habitar suelos saturados e inestables con atributos especializados tales como: estructuras adicionales de soporte de tallos y raíces por fuera del suelo, así como adaptaciones fisiológicas que le permiten hacer frente a la sal (Duke, 2011). Los árboles de manglares cuentan con un sistema de raíces que influye en la distribución y la segregación de partículas de sedimento y posibilita la retención de partículas sólidas transportados por las corrientes, por lo tanto, es probable que el transporte y acumulación de microplásticos sea afectado de manera similar (Martin et al., 2019).

Los microplásticos se encuentran distribuidos de manera heterogénea en diversos ecosistemas alrededor del mundo, impulsados por escorrentías, salidas de río, vientos, corrientes oceánicas y deriva (Cole et al., 2011). Los ecosistemas costeros y de manglares han sido identificados como puntos críticos de acumulación de polímeros plásticos debido a su proximidad a ríos y centros urbanos (Luo et al., 2021). Los plásticos son polímeros sintéticos derivados de la polimerización de monómeros extraídos de petróleo o gas, y en ocasiones de biomasa. El amplio uso y producción en masa del plástico se ha llevado a cabo gracias a las propiedades del mismo, como su ligereza, durabilidad y resistencia (Cole et al., 2011). En el año 2018 la producción mundial de plástico fue de casi 360 millones de toneladas y se estima que 10% de los plásticos producidos ingresan a los océanos, los cuales constituyen entre 80 y 85% de la basura marina (Coyle et al., 2020); se han estimado vertimientos de plástico en el océano entre 5 y 13 millones de toneladas

por año, resultantes de plásticos no eliminados en los sistemas de gestión de residuos y por descargas directas a cuerpos de agua (Matsuguma et al., 2017). Los plásticos ingresan al medio acuático en una amplia gama de tamaños, sin embargo, la acción de la luz ultravioleta (UV) y cambios de temperatura, descomponen la superficie del polímero en pequeñas piezas denominadas microplásticos (Auta et al., 2017), que corresponden a fragmentos de plástico con tamaño inferior a 5 mm, que pueden ser producidos intencionalmente (microplásticos primarios) para uso en productos de consumo o resultantes de la fragmentación de plásticos más grandes (microplásticos secundarios) (Auta et al., 2017; Prata et al., 2019).

Por su tamaño, los microplásticos se encuentran biodisponibles para una amplia gama de organismos y su ingestión ha evidenciado distintas amenazas, las cuales van desde lesiones físicas en el tracto intestinal, traslocación a tejidos u órganos, defectos del desarrollo, alteración de la alimentación y el comportamiento, hasta efectos cancerígenos y mutagénicos (Van Cauwenberghe et al., 2015). Se ha demostrado que los microplásticos presentan la capacidad de absorber contaminantes como metales pesados y contaminantes orgánicos persistentes en su superficie, los cuales pueden contaminar diversos ecosistemas y organismos, además de transportarse a lo largo de la cadena alimentaria (Auta et al., 2017).

El Pacífico colombiano, ubicado en el Pacífico Oriental Tropical, tiene una extensión de costa de 1300 km y una extensión de manglares de aproximadamente 210.773 hectáreas (Rojas et al., 2018), siendo ésta la mayor amplitud de ecosistemas de manglares en el país. Estos bosques han evidenciado un creciente deterioro en sus atributos estructurales y funcionales, debido al aprovechamiento selectivo, tala, relleno y disposición de residuos, entre otros (INVEMAR, 2005). Dos de los sitios de mayor intervención en la costa pacífica se encuentran en los municipios de Buenaventura y de Tumaco, debido a la presencia de los puertos más importantes de Colombia y a su ineficiente sistema de gestión de residuos sólidos.

El bosque de manglar del Pacífico colombiano es vulnerable a los contaminantes plásticos al estar expuesto a diversas fuentes de contaminación y al concentrar la mayor extensión de manglares del país (250,000 ha). Por lo anterior, el objetivo de la presente investigación fue determinar la influencia espaciotemporal de la textura del suelo y los parámetros fisicoquímicos del agua superficial en la distribución, acumulación y tipo de microplásticos

en sedimentos de bosques de manglares con diferente nivel de intervención antrópica en las bahías de Tumaco y de Buenaventura, en el Pacífico colombiano.

## **1.2 Materiales y métodos**

### **1.2.1 Área de estudio**

La investigación se realizó en las bahías de Buenaventura y Tumaco, Pacífico colombiano. En el ecosistema de la Bahía de Buenaventura se registra un alto nivel de intervención antrópica puesto que alberga una población de 300.000 habitantes (DANE, 2019) y adicionalmente es el puerto comercial más importante de Colombia (Vega et al., 2019). En la Bahía de Buenaventura (77 ° 16 ' W a 3 ° 56 ' N) el clima está altamente influenciado por las migraciones de la zona de convergencia intertropical y la proximidad a la cordillera de los Andes, resultando ser una de las regiones más húmedas del mundo (precipitación aproximada de 6,980 mm año<sup>-1</sup>). De enero a junio se presentaron las menores precipitaciones (época seca o de lluvias inferiores), y de julio a diciembre se registraron las mayores precipitaciones (época de lluvia) en el segundo semestre (Figura 1-1). Las condiciones climáticas de la bahía para los años 2021 y 2022 fueron moduladas por el

fenómeno de La Niña (IDEAM, 2021, 2022), modificando los patrones de precipitación frecuentes.

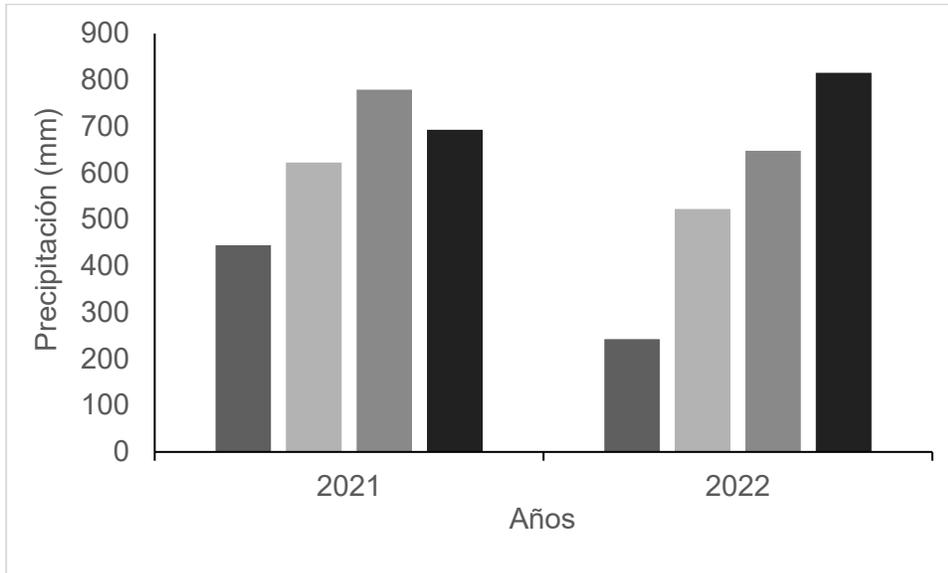


Figura 1-1. Precipitación media (mm) trimestral en la bahía de Buenaventura. El eje vertical representa la precipitación (mm). El eje horizontal representa los cuatro trimestres de los años 2021 y 2022.

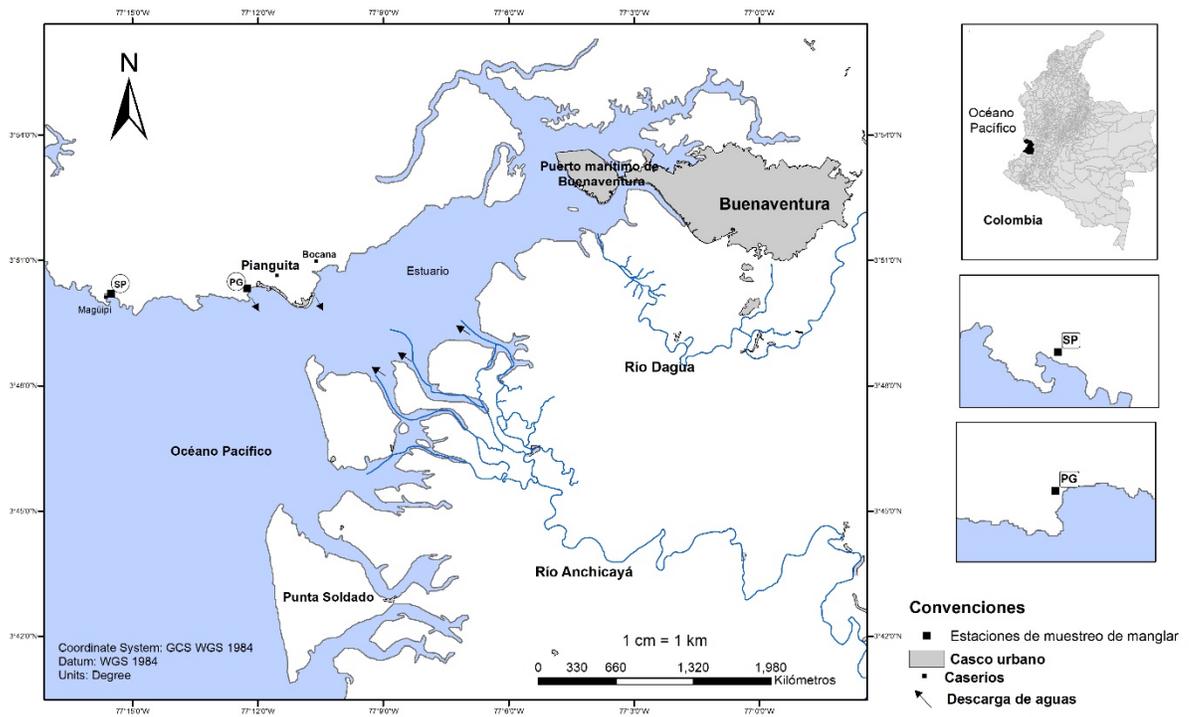


Figura 1-2. Área de estudio en la Bahía de Buenaventura. PG: Pianguita corresponde al sitio con mayor intervención antrópica y SP: San Pedro es el sitio con menor intervención antrópica.

En Buenaventura se tomaron muestras en los bosques de manglar de Pianguita y San Pedro (Figura 1-2), correspondientes a sitios de bosques de manglares con mayor y menor intervención antrópica, respectivamente. En esta bahía se encuentra el bosque de manglar de Pianguita, el cual se caracteriza por ser un sitio de elevado turismo, cercano a zonas hoteleras, al casco urbano del municipio de Buenaventura así como a asentamientos humanos como Pianguita y Bocagrande, y al puerto de Buenaventura y al tener una ineficiente gestión de residuos, por lo que se consideró como el bosque con mayor intervención antrópica. Asimismo, en Buenaventura se encuentra el bosque de San Pedro, el cual se encuentra lejano a centros poblados y al puerto de Buenaventura, y está próximo a un importante hotel que genera actividades turísticas en la zona, y se consideró como el bosque con menor intervención antrópica. Por otra parte, la Bahía de Tumaco presenta un comportamiento climático monomodal, donde la época de lluvia o húmeda se presenta en el primer semestre del año con valores de precipitación alrededor de 300 mm mensuales; y una época seca o de menos lluvia durante el segundo semestre con valores de

precipitación mensual acumulada por encima de 100 mm (Gómez & Peñaranda, 2012); las condiciones climáticas de la bahía para los años 2021 y 2022 fueron moduladas por el fenómeno de La Niña (IDEAM, 2021, 2022), alterando los patrones de precipitación (Figura 1-3).

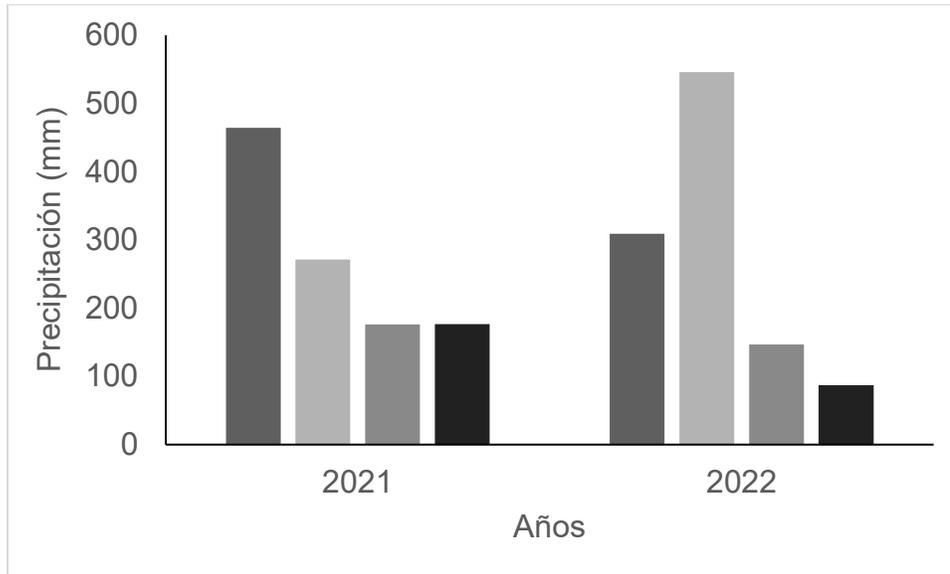


Figura 1-3. Precipitación media (mm) trimestral en la bahía de Tumaco. El eje vertical representa la precipitación (mm). El eje horizontal representa los cuatro trimestres de los años 2021 y 2022.

Tumaco cuenta con el segundo puerto más importante de Colombia. En esta bahía se realizó el monitoreo en los bosques de Rompido, sitio con mayor intervención antrópica y Bocagrande (Figura 1-4), sitio con menor intervención antrópica. El bosque de Rompido se caracterizó por encontrarse cerca de centros poblados, presentar signos de mayor intervención antrópica debido a la quema y tala de árboles, así como una alta cantidad de acumulación de residuos. Mientras que el bosque de Bocagrande, catalogado como el sitio con menor intervención antrópica, se encuentra próximo de una importante zona turística, pero presenta árboles con alto nivel de desarrollo y bajos signos de tala.

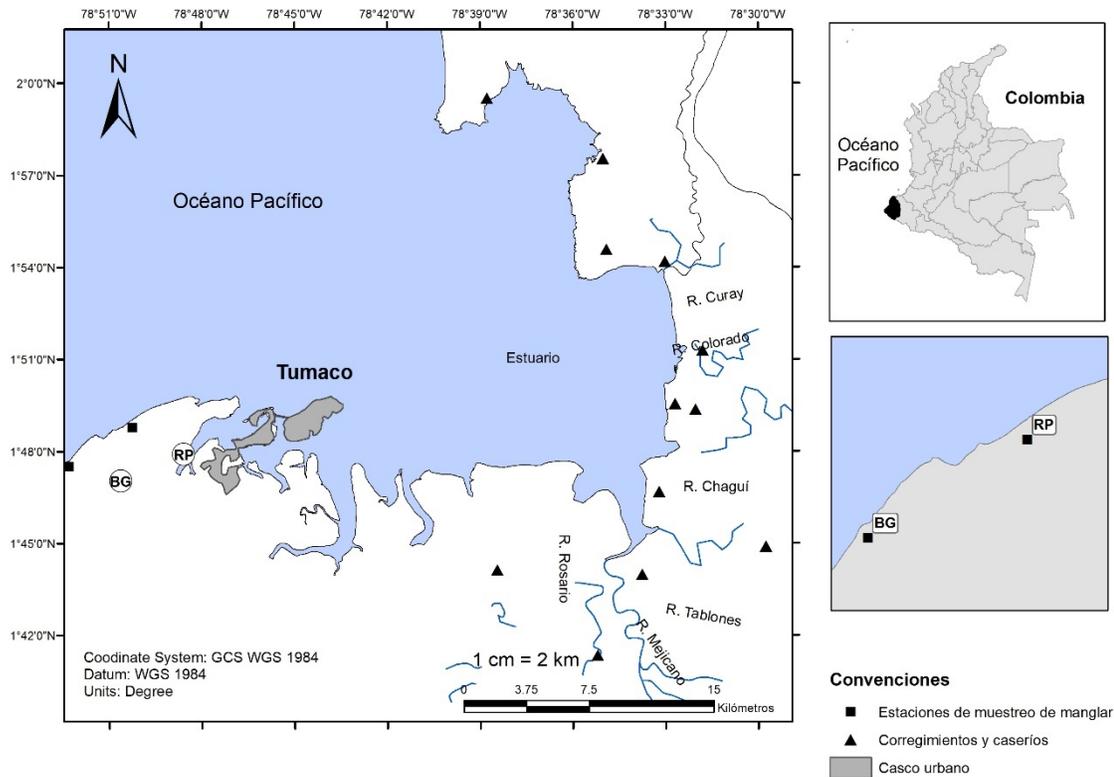


Figura 1-4. Área de estudio en la Bahía de Tumaco. RP: Rompido corresponde al sitio con intervención antrópica y BG: Bocagrande corresponde al sitio con menor intervención antrópica.

### 1.2.2 Trabajo de campo

El muestreo fue realizado en bosques intervenidos (IF) y no intervenidos (PF) de manera antrópica en época seca y de lluvia en las bahías de Buenaventura y de Tumaco, correspondiente a las épocas climáticas contrastantes.

El nivel de intervención antrópica fue definido con base en la cercanía a centros poblados, descargas de ríos o canales por aportar al ingreso de residuos sólidos y aguas residuales al ecosistema, y tala en el manglar. Los bosques con mayor intervención correspondieron a los ubicados en cercanías de centros poblados, zonas hoteleras y de turismo, actividades económicas como pesca, descargas de ríos y canales, así como a aquellos que evidenciaron tala de árboles. Los bosques con menor intervención se ubicaron a mayores

distancias de centros poblados y descargas de fuentes hídricas, y evidenciaron signos de conservación de sus estructuras.

En cada bosque se delimitaron seis parcelas y se colectaron tres réplicas por cada parcela. Para determinar la cantidad de microplásticos, se colectaron muestras de sedimento superficial (5 cm) con el uso de un cuadrante de 0.5 x 0.5 m durante marea baja y usando una espátula metálica limpia (Figura 1-5). Para determinar la textura del suelo y contenido de materia orgánica de los sedimentos asociados a bosques de manglares, se colectaron núcleos de los primeros 10 cm con un corazonador. Las muestras fueron refrigeradas y almacenadas para su posterior análisis de laboratorio.

Adicionalmente, se midieron los parámetros fisicoquímicos del agua superficial en marea alta, a una profundidad de aproximadamente 30 cm: sólidos suspendidos (PPT), salinidad (UPS) y temperatura superficial ( $^{\circ}\text{C}$ ), con una sonda medidora portátil multiparamétrica Hanna instruments HI98194. Las coordenadas geográficas se determinaron con un GPS (Garmin <sup>TM</sup>).



Figura 1-5. Muestreo de microplásticos en sedimentos.

### 1.2.3 Separación e identificación de microplásticos

La separación de los microplásticos siguió la metodología propuesta por Mohamed Nor & Obbard (2014). Las muestras de sedimento fueron secadas en un horno Memmet 30-750 a  $60^{\circ}\text{C}$  hasta sequedad completa, para ser posteriormente pesadas en una balanza analítica para registrar su peso seco total. Para la separación de microplásticos por densidad, una solución de 1.5 g/mL de  $\text{ZnCl}_2$  fue agregada al sedimento seco en el vaso

de precipitados, donde fue mezclada a 200 rpm durante 5 minutos y depositada a un Cono Imhoff de 1 L de capacidad. La mezcla fue dejada en reposo durante 2 horas y se recolectó el sobrenadante, para ser filtrado a través de un microtamiz metálico de 63  $\mu\text{m}$ . Debido al alto contenido de materia orgánica presente en la muestra, esta se oxidó mediante la adición de peróxido de hidrógeno a 45% durante 2 días o hasta su digestión completa, tiempo variable de acuerdo al contenido de materia orgánica presente en la muestra. El contenido resultante fue transferido a un micro tamiz metálico de 63  $\mu\text{m}$ , luego lavado con agua destilada y secado a 60°C en una caja de Petri de vidrio con tapa. El tiempo de secado varió entre 1 y 5 días y su duración era directamente proporcional al nivel de humedad de la muestra, este contenido dependía del remanente en el tamiz y el agua necesaria para su completo lavado.

Para la identificación de los microplásticos, el sobrenadante recuperado y seco fue visualizado en un estereomicroscopio con cámara, donde las partículas fueron fotografiadas y medidas. Los microplásticos fueron medidos y clasificados según su forma: fibra, película, gránulo o pellet y fragmento (Figura 1-6).

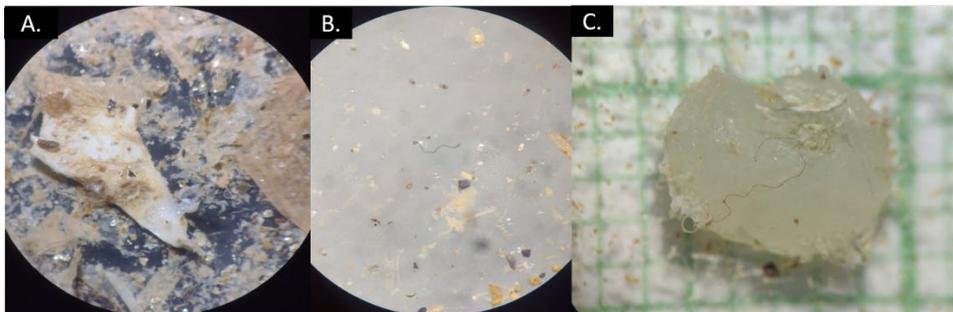


Figura 1-6. Clasificación de partículas de microplásticos en sedimentos. A) fragmento, B) fibra, C) pellet. Fuente: elaboración propia.

#### 1.2.4 Textura del sedimento asociado al bosque de manglar

La evaluación granulométrica siguió la metodología propuesta por Danovaro y ESGERMAR (Danovaro, 2009; ESGEMAR, 2014). Una porción de cada muestra de suelo (>100 g) fue tomada y depositada en una caja de Petri. Para caracterizar la textura del sedimento, la muestra fue secada en un horno Memmet 30-750 a 105°C durante 24 horas hasta lograr peso constante y luego fue pesada en una balanza analítica para registrar su peso seco total. Posteriormente, se depositó la muestra al juego de tamices metálicos y se

activó el agitador mecánico durante 15 minutos. Para finalizar, se registró el peso de la porción de sedimento retenida por cada tamiz con el objetivo de realizar la diferenciación de clases de acuerdo con la escala de intervalos de tamaños de Udden Wentworth, con escalas de tamaño de malla de 1 mm, 500  $\mu\text{m}$ , 250  $\mu\text{m}$ , 125  $\mu\text{m}$  y 63  $\mu\text{m}$ . Para realizar los análisis, se agruparon los tamaños de grano en cuatro categorías: arenas gruesas ( $> 500 \mu\text{m}$ ), arenas medianas ( $> 250$  y  $\leq 500 \mu\text{m}$ ), arenas finas ( $>63$  y  $\leq 250 \mu\text{m}$ ) y lodos ( $\leq 63 \mu\text{m}$ ).

### **1.2.5 Contenido de materia orgánica del sedimento asociado al bosque de manglar**

La determinación del contenido de materia orgánica total del sedimento se realizó teniendo en cuenta el método de pérdida por ignición (Danovaro, 2009). Para esto, se depositó una cantidad de la muestra en un crisol, para registrar el peso húmedo (P1) y seca en un horno Memmet 30-750 a  $105^{\circ}\text{C}$  por 24 horas para registrar su peso seco (P2). Después, la muestra contenida fue calcinada en el crisol mediante una mufla a  $405^{\circ}\text{C}$  por 4 horas. Luego de 1 hora, las muestras fueron pesadas con el suelo calcinado (P3). Se utilizó la siguiente ecuación para hallar el porcentaje de materia orgánica:

$$MO (\%) = 100 - \left( \frac{P3 * 100}{P2} \right)$$

Donde MO es el contenido de materia orgánica en porcentaje (%).

### **1.2.6 Control de calidad**

Para garantizar la precisión de los resultados experimentales, todos los instrumentos se lavaron tres veces con agua pura y todos los recipientes abiertos se cubrieron o sellaron con papel de aluminio después de su uso. Las posibles impurezas presentes en los reactivos químicos se eliminaron por filtración. Durante la operación experimental, todas las entradas de aire del laboratorio fueron cerradas para evitar la influencia del polvo y otras impurezas en los resultados experimentales (Maghsodian et al., 2022; Yu et al., 2023).

### 1.2.7 Análisis estadístico

Para determinar las diferencias significativas entre bahías, sitios y épocas en la acumulación de microplásticos en sedimentos, textura del suelo y parámetros fisicoquímicos, se realizaron análisis de varianza multivariado permutacional (PERMANOVA), en el que los valores de significancia [p(PERM)] se hallaron utilizando 9999 permutaciones, aceptando el valor  $\alpha < 0.05$  como una diferencia estadísticamente significativa. Así mismo, se realizaron análisis Pair-Wise Test (pruebas *pos hoc*) para identificar grupos significativamente diferentes (Anderson, 2017; Clarke et al., 2014; Ribeiro Evangelista et al., 2019; Walters & Coen, 2006).

La variación de la concentración de microplásticos en sedimentos de manglar explicada por la textura del suelo y los parámetros fisicoquímicos para cada bahía se hallaron utilizando Modelos Aditivos Generalizados Bayesianos (GAM). Todos los análisis estadísticos se realizarán dentro del entorno R (Core, 2013).

## 1.3 Resultados

### 1.3.1 Textura del sedimento y contenido de materia orgánica

En la textura del sedimento las bahías de Buenaventura y Tumaco predominaron las arenas finas (Figura 1-7). La bahía de Buenaventura presentó la mayor proporción de arenas gruesas, arenas medianas y arenas finas en comparación con la bahía de Tumaco, sin presentar diferencias significativas. Los sedimentos de bosques de manglares de la bahía de Tumaco presentaron una proporción significativamente mayor ( $p < 0.05$ ) de lodos en comparación con la bahía de Buenaventura, y la materia orgánica en la bahía de Tumaco ( $13,16 \pm 7,44$  %) fue mayor en comparación con la bahía de Buenaventura ( $12,73 \pm 9,64$  %), sin presentar diferencias significativas.

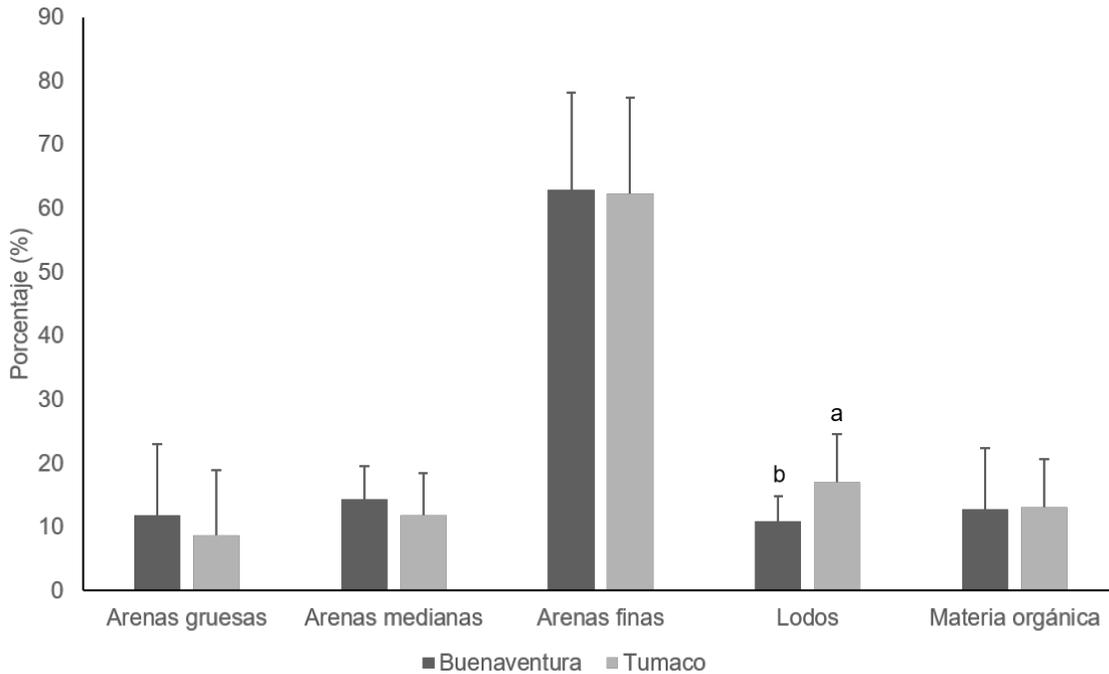


Figura 1-7. Textura del suelo de manglar por bahías (promedio  $\pm$  desviación estándar). Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras.

En la bahía de Buenaventura predominaron las arenas finas (Tabla 1-1). El porcentaje de arenas gruesas fue significativamente mayor en el bosque de Pianguita (IF) en comparación con el bosque de San Pedro (PF), y el contenido de materia orgánica fue mayor en los sedimentos asociados a bosques de manglares de Pianguita en comparación con San Pedro. Los mayores porcentajes de áreas finas y lodos se presentaron en la época seca, mientras que los mayores porcentajes de arenas gruesas, arenas medianas y materia orgánica se encontraron en la época de lluvia, sin presentar diferencias significativas. En ambos bosques, el contenido de lodos y materia orgánica fueron mayores en época seca en comparación con la época de lluvia. No se presentaron diferencias significativas en los sitios y épocas evaluados, ni en su interacción.

Tabla 1-1. Textura del suelo de manglar por sitios y épocas en la bahía de Buenaventura (promedio  $\pm$  desviación estándar). Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras.

		Arenas gruesas (%)	Arenas medianas (%)	Arenas finas (%)	Lodos (%)	MO (%)
Sitios de muestreo	Pianguita	<b>16.67<math>\pm</math>13.62 a</b>	12.73 $\pm$ 4.14	59.75 $\pm$ 19.33	10.84 $\pm$ 4.83	16.14 $\pm$ 12.02
	San Pedro	<b>7<math>\pm</math>4.38 b</b>	16.08 $\pm$ 5.58	66.05 $\pm$ 8.35	10.87 $\pm$ 3.01	9.32 $\pm$ 4.24
Época	Lluvia	12.3 $\pm$ 11.59	16.1 $\pm$ 4.61	62.06 $\pm$ 14.04	9.53 $\pm$ 3.09	10.74 $\pm$ 8.44
	Seca	11.37 $\pm$ 10.81	12.71 $\pm$ 5.18	63.73 $\pm$ 16.27	12.19 $\pm$ 4.4	14.73 $\pm$ 10.32
Pianguita	Lluvia	18.73 $\pm$ 13.35	14.56 $\pm$ 2.67	57.42 $\pm$ 17.72	9.3 $\pm$ 3.87	14.12 $\pm$ 10.54
	Seca	14.61 $\pm$ 13.58	10.91 $\pm$ 4.53	62.08 $\pm$ 20.56	12.39 $\pm$ 5.19	18.16 $\pm$ 13.02
San Pedro	Lluvia	5.88 $\pm$ 2.79	17.65 $\pm$ 5.54	66.71 $\pm$ 6.1	9.76 $\pm$ 2	7.35 $\pm$ 2.9
	Seca	8.12 $\pm$ 5.29	14.52 $\pm$ 5.16	65.38 $\pm$ 10.07	11.98 $\pm$ 3.42	11.3 $\pm$ 4.45

En la bahía de Tumaco, el bosque de manglar de Bocagrande (PF) presentó un porcentaje significativamente mayor de arenas finas en comparación con el bosque de Rompido (IF) (Tabla 1-2), y los porcentajes de arenas medianas y materia orgánica fueron significativamente mayores en el bosque de Rompido en comparación con el bosque de Bocagrande. El porcentaje de materia orgánica fue significativamente mayor en la época de lluvia en comparación con la época seca. El contenido de arenas gruesas fue significativamente mayor en la época lluvia y seca en Bocagrande y época seca en Rompido en comparación con la época de lluvia en Rompido, y las arenas finas fueron significativamente mayores en Bocagrande en comparación con Rompido.

Tabla 1-2. Textura del suelo de manglar por sitios y épocas en la bahía de Tumaco (promedio  $\pm$  desviación estándar). Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras.

		Arenas gruesas (%)	Arenas medianas (%)	Arenas finas (%)	Lodos (%)	MO (%)
Sitios de muestreo	Rompido	9.64 $\pm$ 10.28	<b>16.06<math>\pm</math>6.04 a</b>	54.42 $\pm$ 12.06 b	19.88 $\pm$ 6.48	<b>15.13<math>\pm</math>6.79 a</b>
	Bocagrande	7.82 $\pm$ 10.09	<b>7.79<math>\pm</math>3.87 b</b>	70.23 $\pm$ 13.37 a	14.16 $\pm$ 7.43	<b>11.18<math>\pm</math>7.55 b</b>
Época	Lluvia	6.26 $\pm$ 9.81	10.63 $\pm$ 6.11	64.38 $\pm$ 9.13	18.73 $\pm$ 5.51	<b>18.88<math>\pm</math>4.72 a</b>
	Seca	11.19 $\pm$ 10.03	13.22 $\pm$ 6.71	60.26 $\pm$ 18.91	15.32 $\pm$ 8.79	<b>7.43<math>\pm</math>4.79 b</b>
Rompido	Lluvia	<b>2.53<math>\pm</math>1.29 ab</b>	14.07 $\pm$ 4.79	<b>62.49<math>\pm</math>4.47b</b>	20.91 $\pm$ 4.85	20.08 $\pm$ 4.45
	Seca	<b>16.74<math>\pm</math>10.41a</b>	18.06 $\pm$ 6.49	<b>46.34<math>\pm</math>11.85b</b>	18.86 $\pm$ 7.64	10.18 $\pm$ 4.84
Bocagrande	Lluvia	<b>9.99<math>\pm</math>12.76 a</b>	7.2 $\pm$ 5.31	<b>66.26<math>\pm</math>11.81a</b>	16.55 $\pm$ 5.26	17.69 $\pm$ 4.68
	Seca	<b>5.64<math>\pm</math>5.6 a</b>	8.38 $\pm$ 1.03	<b>74.19<math>\pm</math>13.66a</b>	11.78 $\pm$ 8.44	4.68 $\pm$ 2.7

### 1.3.2 Parámetros fisicoquímicos en agua superficial

En la bahía de Tumaco la salinidad y los sólidos disueltos totales del agua superficial fueron significativamente mayores en comparación con la bahía de Buenaventura, mientras que la temperatura fue significativamente mayor en el agua superficial de Buenaventura en comparación con la bahía de Tumaco (Tabla 1-3).

Tabla 1-3. Parámetros fisicoquímicos del agua superficial por (promedio  $\pm$  error estándar). Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras.

		Salinidad (PSU)	Sólidos disueltos totales TDS (ppt)	Temperatura (°C)
Bahía	Buenaventura	<b>19.86<math>\pm</math>1.4 b</b>	<b>16.18<math>\pm</math>0.94 b</b>	<b>27.7<math>\pm</math>0.12 a</b>
	Tumaco	<b>28.51<math>\pm</math>0.46 a</b>	<b>21.72<math>\pm</math>0.59 a</b>	<b>26.99<math>\pm</math>0.18 b</b>

En la bahía de Buenaventura, la salinidad, los sólidos disueltos y la temperatura fueron significativamente mayores en los bosques de manglares de Pianguita en comparación con San Pedro (Tabla 1-4). En cuanto a las épocas, los parámetros fisicoquímicos evaluados en la bahía fueron significativamente mayores en la época seca en comparación con la época de lluvia. La salinidad y los sólidos disueltos totales fueron significativamente mayores en San Pedro en la época seca y menores en Pianguita en época de lluvia y la temperatura del agua superficial fue significativamente mayor en San Pedro en la época seca y de lluvia y menor en Pianguita en época de lluvia.

Tabla 1-4. Parámetros fisicoquímicos del agua superficial por sitios y épocas en la bahía de Buenaventura (promedio  $\pm$  desviación estándar). Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras.

		Salinidad (PSU)	Sólidos disueltos totales TDS (ppt)	Temperatura (°C)
Sitios de muestreo	Pianguita	<b>16.59<math>\pm</math>1.3 a</b>	<b>13.69<math>\pm</math>0.91 a</b>	<b>27.32<math>\pm</math>0.16 a</b>
	San Pedro	23.12 $\pm$ 2.15 b	18.67 $\pm$ 1.32 b	28.08 $\pm$ 0.07 b
Época	Lluvia	14.32 $\pm$ 0.86 b	12.51 $\pm$ 0.58 b	27.46 $\pm$ 0.21 b
	Seca	<b>25.4<math>\pm</math>1.38 a</b>	<b>19.86<math>\pm</math>0.96 a</b>	<b>27.93<math>\pm</math>0.06 a</b>
Pianguita	Lluvia	12.35 $\pm$ 0.42 d	10.67 $\pm$ 0.17 d	26.87 $\pm$ 0.17 c
	Seca	20.84 $\pm$ 0.02 b	16.71 $\pm$ 0.02 b	27.77 $\pm$ 0.03 b
San Pedro	Lluvia	16.29 $\pm$ 1.23 c	14.34 $\pm$ 0.31 c	<b>28.06<math>\pm</math>0.14 a</b>
	Seca	<b>29.96<math>\pm</math>0.19 a</b>	<b>23.01<math>\pm</math>0.27 a</b>	<b>28.1<math>\pm</math>0.04 a</b>

En la bahía de Tumaco, la salinidad, los sólidos disueltos y la temperatura fueron mayores en los bosques de manglares de Rompido en comparación con Bocagrande, sin presentar diferencias significativas (Tabla 1-5). En la época seca se encontró que la salinidad y los sólidos disueltos totales en el agua fueron significativamente mayores en comparación con la época de lluvia, mientras que la temperatura del agua fue significativamente mayor en la época de lluvia en comparación con la época seca (Tabla 1-5). En los bosques de manglar de Bocagrande y Rompido, la salinidad y los sólidos disueltos totales fueron mayores en la época seca en comparación con la época de lluvia, contrario a lo sucedido con la temperatura, la cual fue mayor en la época seca. Se encontraron diferencias significativas en la interacción de sitios de muestreo y las épocas evaluadas: la mayor salinidad y los mayores sólidos disueltos totales en el agua superficial se presentaron en el bosque de manglar de Rompido en la época seca, y la menor en el bosque de Bocagrande en la época de lluvia; y la temperatura del agua superficial fue significativamente mayor en el bosque de Rompido en la época de lluvia, y su menor valor se presentó en el bosque de Bocagrande en época seca.

Tabla 1-5. Parámetros fisicoquímicos del agua superficial por sitios y épocas en la bahía de Tumaco (promedio  $\pm$  desviación estándar). Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras.

		Salinidad (PSU)	Sólidos disueltos totales TDS (ppt)	Temperatura (°C)
Sitios de muestreo	Rompido	29 $\pm$ 0.6	22.46 $\pm$ 0.41	27.22 $\pm$ 0.24
	Bocagrande	28.02 $\pm$ 0.7	20.98 $\pm$ 1.08	26.76 $\pm$ 0.27
Época	Lluvia	<b>26.35<math>\pm</math>0.21 b</b>	<b>19.84<math>\pm</math>0.89 b</b>	<b>27.82<math>\pm</math>0.08 a</b>
	Seca	<b>30.66<math>\pm</math>0.1 a</b>	<b>23.61<math>\pm</math>0.07 a</b>	<b>26.15<math>\pm</math>0.09 b</b>
Bocagrande	Lluvia	<b>25.71<math>\pm</math>0.15 d</b>	<b>18.59<math>\pm</math>1.69 d</b>	<b>27.65<math>\pm</math>0.11 b</b>
	Seca	<b>30.33<math>\pm</math>0.03 b</b>	<b>23.37<math>\pm</math>0.03 b</b>	<b>25.87<math>\pm</math>0.02 d</b>
Rompido	Lluvia	<b>27<math>\pm</math>0.03 c</b>	<b>21.09<math>\pm</math>0.03 c</b>	<b>28<math>\pm</math>0.08 a</b>
	Seca	<b>31<math>\pm</math>0.01 a</b>	<b>23.84<math>\pm</math>0 a</b>	<b>26.44<math>\pm</math>0.06 c</b>

### 1.3.3 Microplásticos en sedimentos

Se encontraron microplásticos distribuidos de manera heterogénea en los sedimentos asociados a bosques de manglares en las bahías evaluadas, con un promedio de 14.34 $\pm$ 11.61 partículas kg<sup>-1</sup> de sedimento seco. La cantidad de microplásticos en sedimentos en la bahía de Buenaventura (21.62 $\pm$ 12.15 partículas kg<sup>-1</sup>) fue significativamente mayor ( $p < 0.05$ ) en comparación con Tumaco (7.06 $\pm$ 4.15 partículas kg<sup>-1</sup>), (Figura 1-8). En cuanto a las formas, los fragmentos y fibras correspondieron a las más comunes para ambas bahías, y fueron significativamente mayores en sedimentos de Buenaventura en comparación con Tumaco; se encontró que los pellets estuvieron presentes únicamente en sedimentos de la bahía de Buenaventura y los films fueron mayores en Buenaventura en contraste con Tumaco, sin presentar diferencias significativas. Los microplásticos se distribuyeron de manera uniforme en las épocas investigadas, donde las fibras estuvieron presentes en mayor cantidad en la época de lluvia, mientras que los fragmentos, pellet y film presentaron una mayor acumulación en la época seca, sin presentar diferencias significativas (Figura 1-9).

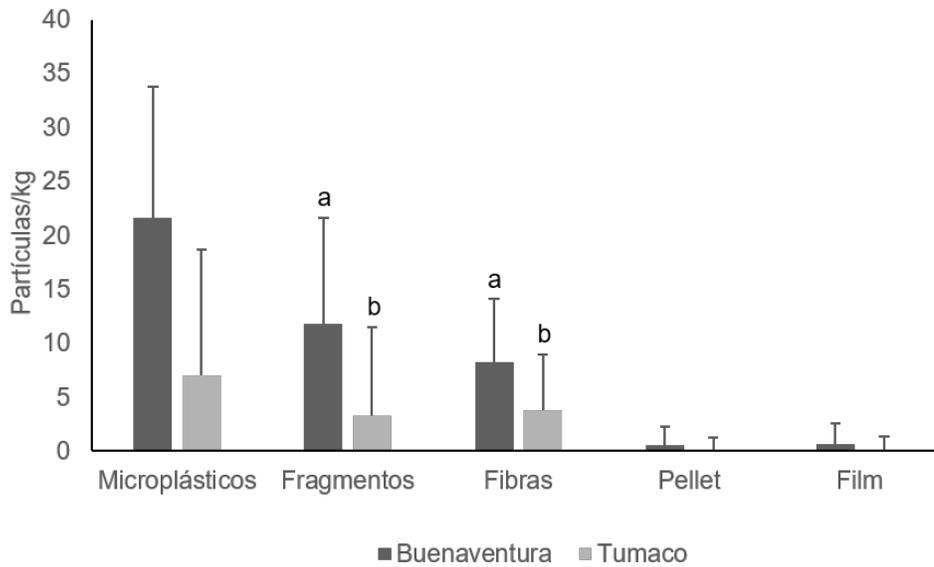


Figura 1-8. Cantidad de microplásticos (partículas/kg) en sedimentos asociados a bosques de manglares para las bahías de Buenaventura y de Tumaco (promedio  $\pm$  desviación estándar). Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras.

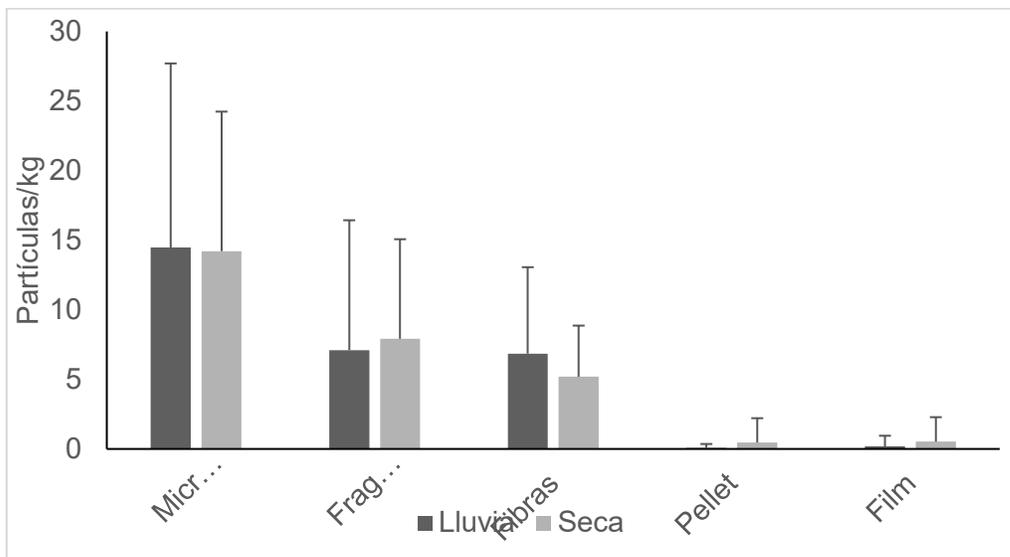


Figura 1-9. Cantidad de microplásticos (partículas/kg) en sedimentos asociados a bosques de manglares para las bahías épocas evaluadas (promedio  $\pm$  desviación estándar).

En la bahía de Buenaventura, se encontró que el bosque de manglar de Pianguita (IF) ( $22.23 \pm 11.16$  partículas  $\text{kg}^{-1}$ ) presentó una mayor acumulación de microplásticos en sedimentos en comparación con San Pedro ( $21.01 \pm 13.54$  partículas  $\text{kg}^{-1}$ ) (PF), sin presentar diferencias significativas (Tabla 1-6). En cuanto a las formas de microplásticos, los fragmentos y film fueron mayores en el bosque de San Pedro, mientras que las fibras y pellet se acumularon en mayor cantidad en el bosque de Pianguita. Por otro lado, se encontró que la época de lluvia presentó una mayor acumulación de microplásticos totales en comparación con la época seca, sin presentar diferencias significativas, y la cantidad de fibras fueron significativamente mayores ( $p < 0.05$ ) en la época de lluvia en comparación con la época seca.

En la comparación de cada sitio de acuerdo a las épocas, se encontró que el bosque de Pianguita (IF) presentó una mayor acumulación de microplásticos totales, fragmentos, pellet y film en la época seca en comparación con la época de lluvia. En el bosque de San Pedro (PF), los microplásticos totales, fragmentos y fibras fueron mayores en la época de lluvia, siendo estas últimas fibras significativamente mayores ( $p < 0.05$ ) en comparación con la época seca.

Tabla 1-6. Cantidad de microplásticos (partículas/kg) en sedimentos asociados a bosques de manglar de la bahía de Buenaventura por sitios y épocas (promedio  $\pm$  desviación estándar). Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras.

		Microplásticos	Fragmentos	Fibras	Pellet	Film
Sitios de muestreo	Pianguita	$22.23 \pm 11.16$	$11.06 \pm 8.46$	$9 \pm 6.86$	$0.69 \pm 2.39$	$0.69 \pm 2.39$
	San Pedro	$21.01 \pm 13.54$	$12.5 \pm 11.31$	$7.4 \pm 5.04$	$0.39 \pm 0.82$	$0.66 \pm 1.29$
Época	Lluvia	$23.75 \pm 13.13$	$11.38 \pm 11.74$	<b><math>11.38 \pm 5.74a</math></b>	$0.16 \pm 0.38$	$0.31 \pm 1.07$
	Seca	$19.49 \pm 11.24$	$12.18 \pm 7.91$	<b><math>5.01 \pm 4.33b</math></b>	$0.91 \pm 2.44$	$1.04 \pm 2.43$
Pianguita	Lluvia	$21.95 \pm 8.29$	$9 \pm 5.97$	$12.09 \pm 6.71$	$0 \pm 0$	$0 \pm 0$
	Seca	$22.52 \pm 14.32$	$13.12 \pm 10.56$	$5.91 \pm 5.94$	$1.38 \pm 3.37$	$1.38 \pm 3.37$
San Pedro	Lluvia	$25.56 \pm 17.4$	$13.77 \pm 15.93$	<b><math>10.67 \pm 5.11a</math></b>	$0.33 \pm 0.5$	$0.62 \pm 1.51$
	Seca	$16.46 \pm 7.15$	$11.23 \pm 4.88$	<b><math>4.12 \pm 1.99 b</math></b>	$0.45 \pm 1.11$	$0.71 \pm 1.16$

En la bahía de Tumaco, el bosque de manglar de Rompido ( $7.25 \pm 3.99$  partículas  $\text{kg}^{-1}$ ) (IF) presentó una mayor acumulación de microplásticos en sedimentos en comparación con el bosque de Bocagrande ( $6.87 \pm 4.48$  partículas  $\text{kg}^{-1}$ ) (PF), sin presentar diferencias significativas. La cantidad de microplásticos y fibras en sedimentos en la época seca ( $8.93 \pm 4.81$  y  $5.36 \pm 3.08$  partículas  $\text{kg}^{-1}$ , respectivamente) fueron significativamente mayores ( $p < 0.05$ ) en comparación con la época de lluvia ( $5.2 \pm 2.32$  y  $2.31 \pm 1.7$  partículas  $\text{kg}^{-1}$ , respectivamente) (Tabla 1-7). En la comparación de cada sitio de acuerdo a las épocas, se encontró que en el bosque de manglar de Rompido (BI) la mayor acumulación de microplásticos totales se presentó en la época seca, y la cantidad de fibras fue significativamente mayor ( $p < 0.05$ ) en la época seca en comparación con la época lluviosa. El bosque de Bocagrande (BC) presentó una cantidad de microplásticos y fragmentos en sedimentos significativamente mayor ( $p < 0.05$ ) en la época seca en comparación con la época de lluvia.

Tabla 1-7. Cantidad de microplásticos (partículas/kg) en sedimentos asociados a bosques de manglar de la bahía de Tumaco por sitios y épocas (promedio  $\pm$  desviación estándar). Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras.

		Microplásticos	Fragmentos	Fibras	Pellet	Film
Sitios de muestreo	Rompido	$7.25 \pm 3.99$	$3.53 \pm 2.02$	$3.72 \pm 3.63$	$0 \pm 0$	$0 \pm 0$
	Bocagrande	$6.87 \pm 4.48$	$2.94 \pm 2.29$	$3.95 \pm 2.05$	$0 \pm 0$	$0.06 \pm 0.21$
Época	Lluvia	<b><math>5.2 \pm 2.32</math> b</b>	$2.82 \pm 2.06$	<b><math>2.31 \pm 1.7</math> b</b>	$0 \pm 0$	$0.06 \pm 0.21$
	Seca	<b><math>8.93 \pm 4.81</math> a</b>	$3.65 \pm 2.22$	<b><math>5.36 \pm 3.08</math> a</b>	$0 \pm 0$	$0 \pm 0$
Rompido	Lluvia	$6.11 \pm 2.7$	$4.18 \pm 2.14$	<b><math>1.53 \pm 1.83</math> b</b>	$0 \pm 0$	$0 \pm 0$
	Seca	$8.39 \pm 4.96$	$2.87 \pm 1.84$	<b><math>5.91 \pm 3.75</math> a</b>	$0 \pm 0$	$0 \pm 0$
Bocagrande	Lluvia	<b><math>4.28 \pm 1.57</math> b</b>	<b><math>1.46 \pm 0.5</math> b</b>	$3.1 \pm 1.22$	$0 \pm 0$	$0.12 \pm 0.29$
	Seca	<b><math>9.46 \pm 5.05</math> a</b>	<b><math>4.43 \pm 2.45</math> a</b>	$4.8 \pm 2.46$	$0 \pm 0$	$0 \pm 0$

### 1.3.4 Influencia de la textura del suelo en la acumulación de microplásticos en sedimentos

En la bahía de Buenaventura se encontró que la abundancia de pellet y film fueron mayores con porcentajes de arenas gruesas entre 18 y 35, y 20 y 35, respectivamente; y los fragmentos aumentaron cuando los porcentajes de lodos fueron mayores (Tabla 1-8). Por su parte, la cantidad de fibras fueron inversamente proporcionales a los porcentajes de lodos, y los pellets fueron más abundantes con porcentajes de lodos entre 15 y 20% (Figura 1-10). La cantidad de microplásticos totales y fragmentos en sedimentos de la bahía de Tumaco fue menor cuando los porcentajes de lodos aumentó, similar a lo encontrado con la densidad de microplásticos totales y fibras, donde las densidades fueron inversamente proporcionales al porcentaje de materia orgánica (Figura 1-11).

Tabla 1-8. Resultados de los modelos aditivos generalizados (GAM) multivariados para evaluar la influencia de la textura del suelo en la acumulación de microplásticos (partículas/kg) en sedimentos. Las correlaciones positivas se indican con un signo positivo (+) y las correlaciones negativas con signo negativo (-).

		Microplásticos	Fragmentos	Fibras	Pellet	Film
Bahía de Buenaventura						
Arenas gruesas (%)	edf				7,133	6,462
	P-valor				0.000016	0.00471
	R <sup>2</sup> ajustado				<b>0.814</b>	<b>0.596</b>
	Desviación explicada (%)				87.2	70.9
Lodos (%)	edf		1.25	- 1	8.292	
	P-valor		0.0234	0.0173	9	0.0000032
	R <sup>2</sup> ajustado		<b>0.228</b>	<b>0.197</b>	<b>0.89</b>	
	Desviación explicada (%)		27	23.2	92.9	
Bahía de Tumaco						
Lodos (%)	edf	1.059	- 1			
	P-valor	0.0447	0.0331			
	R <sup>2</sup> ajustado	<b>0.146</b>	<b>0.154</b>			
	Desviación explicada (%)	18.5	19			
Materia orgánica (%)	Edf	- 1		- 1		
	P-valor	0.0136		0.00997		
	R <sup>2</sup> ajustado	<b>0.212</b>		<b>0.232</b>		
	Desviación explicada (%)	24.6		26.6		

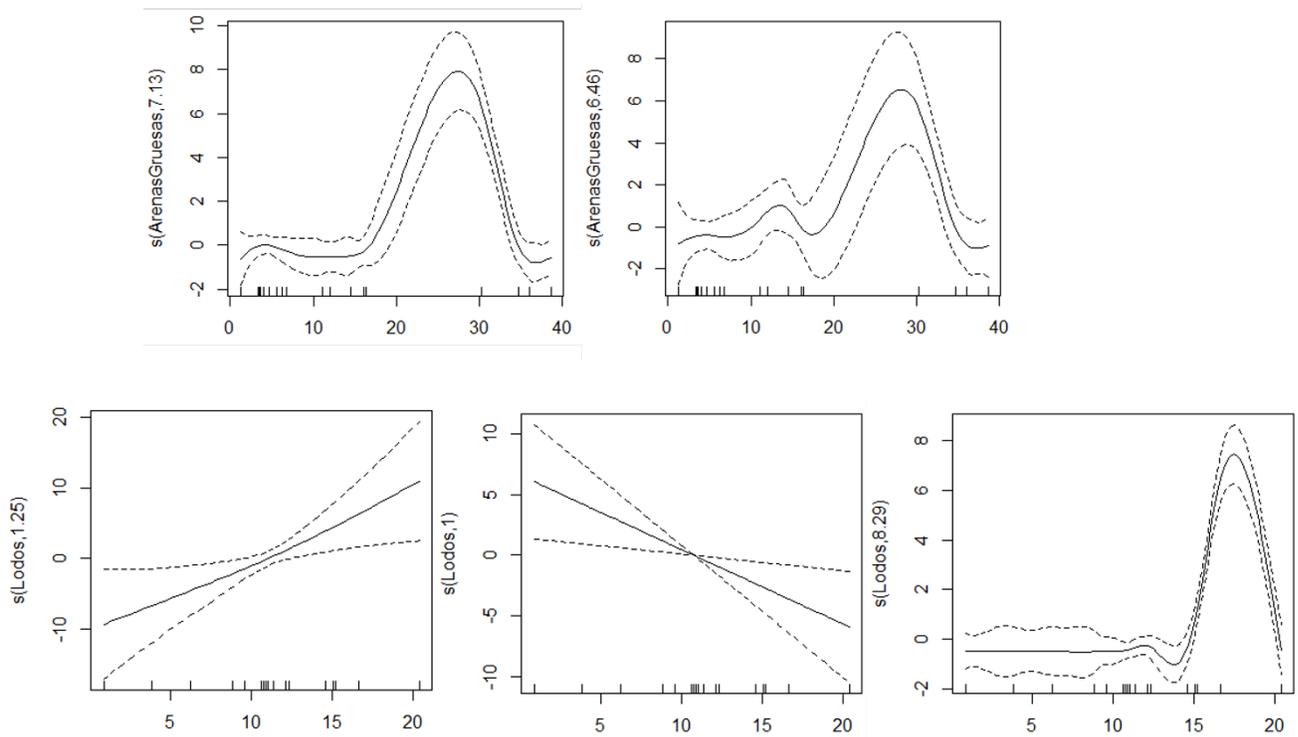


Figura 1-10. Efecto de la textura del suelo en la variación de la concentración de microplásticos en la bahía de Buenaventura. Las funciones suavizadas se presentan como líneas sólidas; las líneas punteadas indican el rango de dos errores estándar. El eje Y representa la concentración de microplásticos bajo una función suavizada de textura del suelo. El eje X representa los datos observados.

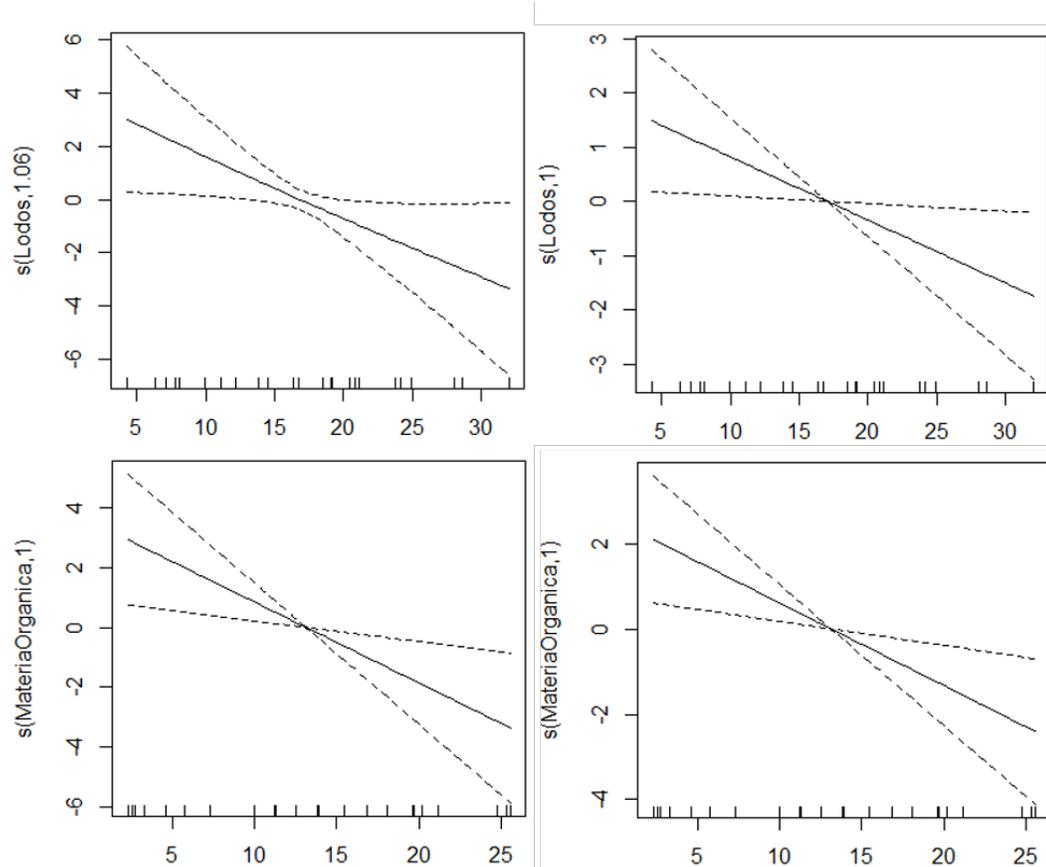


Figura 1-11. Efecto de la textura del suelo en la variación de la concentración de microplásticos en la bahía de Tumaco. Las funciones suavizadas se presentan como líneas sólidas; las líneas punteadas indican el rango de dos errores estándar. El eje Y representa la concentración de microplásticos bajo una función suavizada de textura del suelo. El eje X representa los datos observados.

### 1.3.5 Influencia de los parámetros fisicoquímicos del agua superficial en la acumulación de microplásticos en sedimentos

En la bahía de Buenaventura se evidenció que la abundancia de fibras en los sedimentos es inversamente proporcional a los sólidos disueltos totales (Tds) del agua superficial (Tabla 1-9), así mismo, se encontró que la cantidad de fibras en los sedimentos es menor cuando la salinidad del agua superficial es mayor (Figura 1-12). En la bahía de Tumaco, la cantidad de fibras fue mayor con sólidos disueltos totales superiores a 20 ppt, y la densidad de microplásticos totales y la salinidad fueron directamente proporcionales. Así

mismo, se encontró que las fibras fueron mayores con salinidades superiores a los 28 psu, y que la cantidad de fibras y microplásticos totales disminuyeron conforme aumentó la temperatura superficial (Figura 1-13).

Tabla 1-9. Resultados de modelos aditivos generalizados (GAM) multivariados para evaluar la influencia de los parámetros fisicoquímicos del agua superficial en la acumulación de microplásticos (partículas/kg) en sedimentos. Se presentan los valores de p ( $p < 0.05$ ). Las correlaciones positivas se indican con un signo positivo (+) y las correlaciones negativas con signo negativo (-).

		Microplásticos	Fibras
Bahía de Buenaventura			
Tds	edf		- 1
	P-valor		0.0236
	R <sup>2</sup> ajustado		<b>0.176</b>
	Desviación explicada (%)		21.2
Salinidad (PSU)	edf		1.755
	P-valor		0.0127
	R <sup>2</sup> ajustado		<b>0.307</b>
	Desviación explicada (%)		36
Bahía de Tumaco			
Tds	edf		1.918
	P-valor		0.0368
	R <sup>2</sup> ajustado		<b>0.243</b>
	Desviación explicada (%)		30.6
Salinidad (PSU)	edf	+ 1	2.173
	P-valor	0.0174	0.00841
	R <sup>2</sup> ajustado	<b>0.196</b>	<b>0.369</b>
	Desviación explicada (%)	23.1	42.9
Temperatura	Edf	- 1.001	1.609
	P-valor	0.0334	0.0122
	R <sup>2</sup> ajustado	<b>0.153</b>	<b>0.304</b>
	Desviación explicada (%)	19	35.3

Tds (sólidos totales disueltos). Coeficiente o grado de polinomio asociado a cada variable (edf), Ajuste del modelo (R<sup>2</sup> Adj.), Variación explicada por cada variable (Desv. Exp).

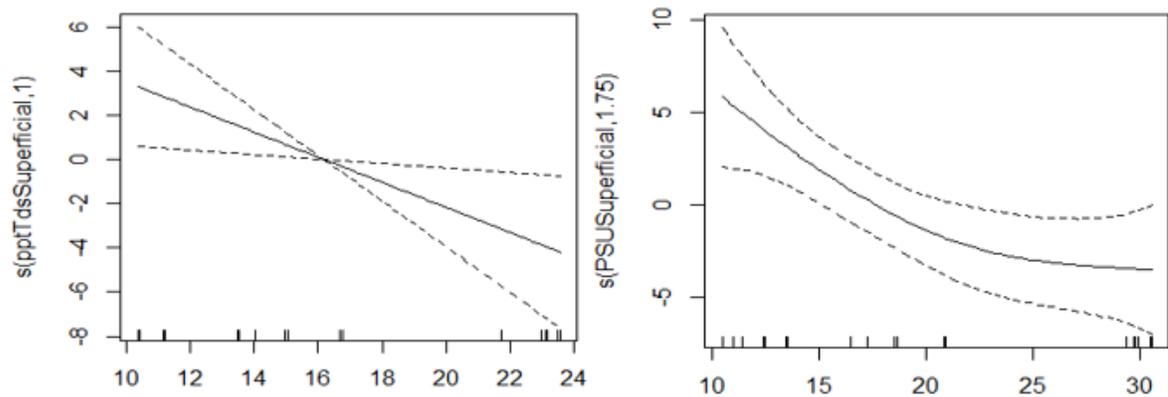


Figura 1-12. Efecto de los parámetros fisicoquímicos en la variación de la concentración de microplásticos en la bahía de Buenaventura. Las funciones suavizadas se presentan como líneas sólidas; las líneas punteadas indican el rango de dos errores estándar. El eje Y representa la concentración de microplásticos bajo una función suavizada de parámetros fisicoquímicos. El eje X representa los datos observados.

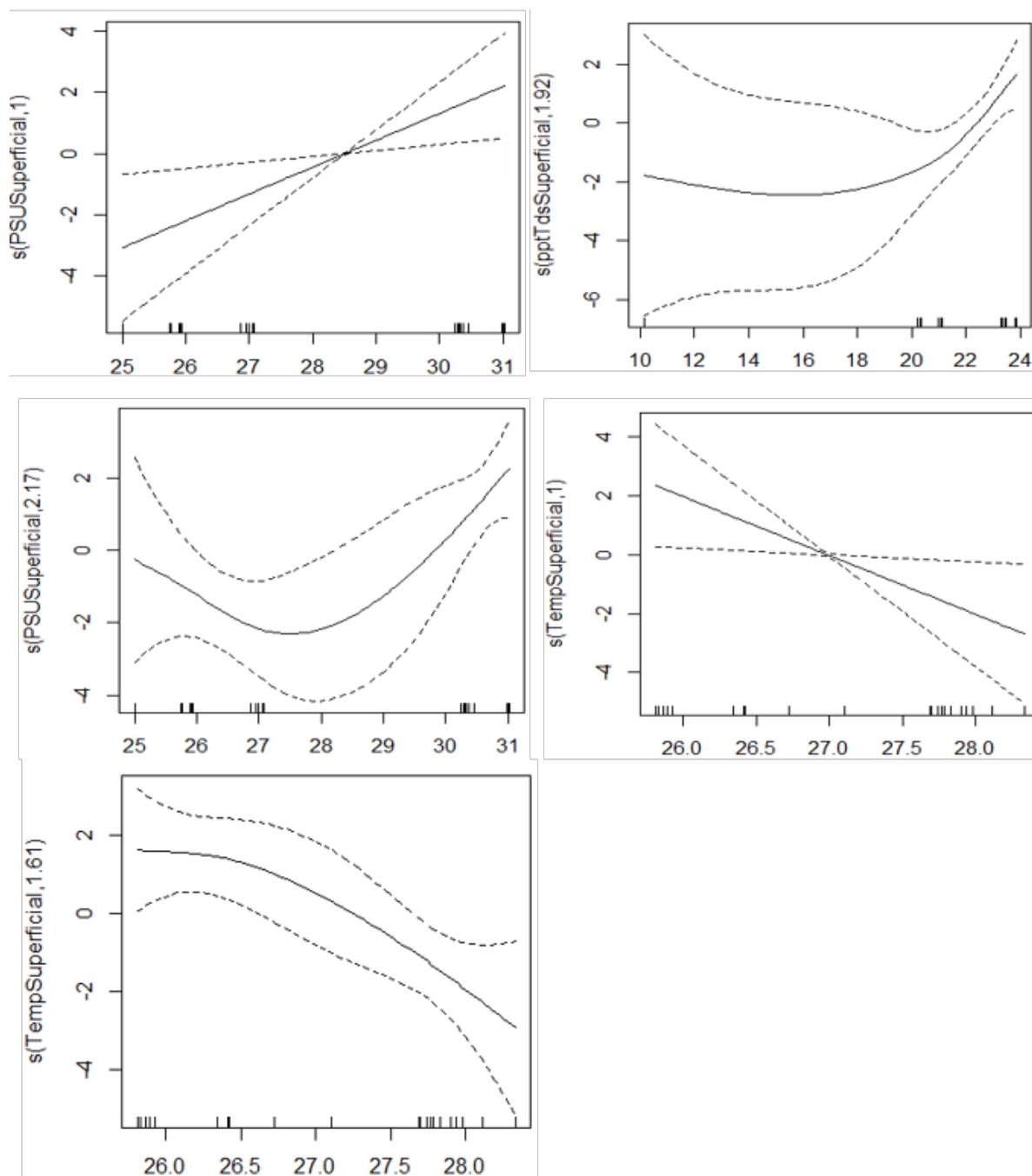


Figura 1-13. Efecto de los parámetros fisicoquímicos en la variación de la concentración de microplásticos en la bahía de Tumaco. Las funciones suavizadas se presentan como líneas sólidas; las líneas punteadas indican el rango de dos errores estándar. El eje Y representa la concentración de microplásticos bajo una función suavizada de parámetros fisicoquímicos. El eje X representa los datos observados.

## 1.4 Discusión

La bahía de Buenaventura presentó una mayor acumulación de microplásticos en sedimentos asociados a bosques de manglares en comparación con la bahía de Tumaco, lo cual se puede atribuir a que la bahía de Buenaventura concentra para el año 2022 un 22,1% más población (322311 habitantes) en comparación con la bahía de Tumaco (263990 habitantes) (DANE, 2018), lo cual genera una alta presión debido a la generación e inadecuada disposición de residuos sólidos, ya que considerando una producción per cápita anual de 515 kg/habitante (Departamento Nacional de Planeación et al., 2022), los residuos sólidos generados para el año 2022 en la bahía de Buenaventura ascienden a las 165990.2 toneladas y los generados en la bahía de Tumaco corresponden a 135954.9 toneladas, con una diferencia aproximada de 30035 toneladas en el año. Adicionalmente, Buenaventura cuenta con el puerto más importante de Colombia y recibe la descarga de los ríos Dagua y Anchicayá, lo que facilita el ingreso y distribución de residuos sólidos y aguas residuales en la bahía.

Así mismo, se encontró que, en cada una de las bahías, los sitios de bosques de manglares con mayor nivel de intervención antrópica (Pianguita y Rompido) presentaron las mayores cantidades de microplásticos en sedimentos en comparación con los bosques con menor nivel de intervención antrópica (San Pedro y Bocagrande). Las mayores acumulaciones de estos contaminantes en bosques con mayor nivel de intervención o impacto antrópico se debe a una menor calidad ambiental, que genera una mayor mortalidad de los árboles; por lo tanto, los ambientes degradados son más susceptibles a la presencia y acumulación de microplásticos (Zamprognó et al., 2021) al encontrarse expuestos a las presiones y deterioro causado por las actividades del ser humano (Maghsodian et al., 2021).

Dichos resultados concuerdan con estudios realizados en China, donde encontraron que la contaminación por microplásticos se encuentra relacionada con las actividades humanas: la mayor acumulación de microplásticos en sedimentos de bosques de manglares se produjo cerca de las costas con alta densidad de población (Wu et al., 2022). Así mismo, investigadores que analizaron la abundancia de microplásticos en sedimentos asociados a bosques de manglares en el sur de Irán, identificaron que los manglares que se encuentran cerca del área urbana, contenían la mayor cantidad de microplásticos ( $322.1 \pm 52.1$  partículas/kg) (Maghsodian et al., 2021). Adicionalmente, una investigación

realizada en tres zonas de manglares en el Área de la Gran Bahía de Guangdong-Hong Kong-Macao, encontró que la mayor abundancia de microplásticos en sedimentos ( $1600 \pm 550$  partículas/kg) pudo deberse a que recibe grandes aportes contaminantes provenientes de escorrentía, lo que conduce a una acumulación a largo plazo de microplásticos (Yu et al., 2022).

El promedio de la cantidad de microplásticos en sedimentos asociados a bosques de manglares en las bahías de Buenaventura y de Tumaco son menores a lo encontrado en bosques de manglares alrededor del mundo. La cantidad de microplásticos encontrados en la presente investigación se acerca a lo encontrado en bosques de Irán e Indonesia, con excedentes de 27 y 30%, respectivamente; los demás sitios reportados superan en más de 1000% la cantidad de microplásticos en sedimentos (Tabla 1-10). Es posible que la cantidad inferior de microplásticos en el Pacífico colombiano sea atribuida a la baja industrialización y población de los sitios y bahías de estudio.

Tabla 1-10. Comparación de la densidad de microplásticos en sedimentos de bosques de manglares registrados en diferentes estudios. (\*) promedio calculado con el rango reportado en los estudios.

Ubicación	Año	Microplásticos / kg		Variación porcentual		Autor
		Rango	Promedio	Respecto a la bahía de Buenaventura	Respecto a la bahía de Tumaco	
Bahía de Todos los Santos, Brasil	2019	555 - 31087	15821 *	73178%	224993%	da Silva Paes et al., 2022
Bahía de Shenzhen, sur de China	2021	1110–4627	2868.5 *	13268%	40630%	Duan et al., 2021
Hainan, China	2017	0 - 3123	1561.5 *	7222%	22118%	Yu et al., 2023
Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia	2019	31–2863	1447 *	6693%	20496%	Garcés-Ordóñez et al., 2019
Cispata, Colombia	2018	42 – 1825	933.5 *	4318%	13222%	Garcés Ordóñez, 2022
Hainan, China	2021	67 – 450	258.5 *	1196%	3661%	Ding et al., 2022
Golfo Pérsico, Irán	2017	20-35	27.5 *	79%	390%	Naji et al., 2019
Reserva de Vida Silvestre Muara Angke, Indonesia	2015	12 a 48	28.09±10.2	130%	398%	Cordova et al., 2021
<b>Bahía de Buenaventura, Colombia</b>	<b>2022</b>	<b>3 a 53</b>	<b>21.62±12.15</b>	<b>0%</b>	<b>306%</b>	<b>Este estudio</b>
<b>Bahía de Tumaco, Colombia</b>		<b>2 a 17</b>	<b>7.06±4.15</b>	<b>-33%</b>	<b>0%</b>	

Las fibras y los fragmentos correspondieron a las formas de microplásticos más comunes en los sedimentos asociados a bosques de manglares del Pacífico colombiano, similar a lo encontrado en diversos estudios (Ding et al., 2022; Maghsodian et al., 2021; Seeruttun et al., 2023; Wu et al., 2022; Zamprogno et al., 2021). La presencia de fibras en su mayoría de color azul, incoloras y negras se puede atribuir a la degradación de redes y cuerdas de pesca, así como al lavado de ropa y producción de textiles, que genera el desprendimiento de fibras y son depositadas en los manglares a través de la descarga de aguas residuales domésticas (Deng et al., 2021; Yu et al., 2023). En las bahías analizadas se practica la pesca artesanal (Cadavid-rodríguez et al., 2019; INVEMAR, 2011), lo que genera una alta

probabilidad de realizar una disposición accidental o intencional de redes de pesca, sogas y flotadores en el ecosistema marino y costero, los cuales se descomponen y se acumulan en la columna de agua y sedimentos de los ecosistemas marinos y costeros, como los manglares. Por otro lado, los fragmentos, que se pudieron originar del fraccionamiento de plásticos más grandes como envases y utensilios, tienen más probabilidades de ser retenidos dentro de los sedimentos de los manglares debido a su complejo mecanismo de sedimentación, a la intensa luz solar, acción del oleaje y abrasión mecánica que acelera la degradación de desechos plásticos grandes (Cordova et al., 2021; Seeruttun et al., 2023).

En general, la cantidad de microplásticos en sedimentos en la bahía de Tumaco en la época seca fue significativamente mayor que la época de lluvia. A pesar de que la precipitación puede facilitar el transporte de plásticos terrestres a los ecosistemas marinos (Veerasingam et al., 2016), es probable que durante la lluvia, los microplásticos retenidos en los sedimentos sean resuspendidos a las aguas superficiales por la perturbación (J. Wu et al., 2023), sin embargo, se considera necesario investigar la hidrodinámica, las barreras geográficas y estructura del bosque de manglar para conocer la dinámica de acumulación y distribución de microplásticos en sedimentos en las diferentes épocas climáticas. Así mismo, se debe tener en cuenta que el presente estudio se realizó en condiciones atípicas al presentarse el fenómeno de La Niña en todo el año 2022 en el país, donde se presentó una alta precipitación (IDEAM, 2022).

En Buenaventura, se encontró que existe una relación inversa entre la salinidad del agua superficial y la cantidad de fibras, lo cual se puede atribuir a que estos microplásticos son transportados por los ríos (aguas con menor salinidad) y depositados en el ecosistema costero (Vibhatabandh, 2022), llegando a los bosques de manglares. Por el contrario, las correlaciones significativas positivas presentadas en la bahía de Tumaco entre los microplásticos y las fibras con la salinidad del agua, puede deberse a la mayor acumulación de plásticos en sedimentos en la época seca causado por la concentración y baja dispersión de dichos contaminantes (Govender et al., 2020). La salinidad significativamente mayor presentada en la bahía de Tumaco, se puede atribuir a que se encuentra más influenciada por el océano y por ende al agua de mar. Por su parte, Buenaventura se caracteriza por ser una bahía estuarina, con la influencia de dos importantes ríos. Las menores salinidades presentadas en la época de lluvia en

comparación con la época seca, obedecen a los aportes de agua dulce generados por las altas precipitaciones y la creciente de los ríos (Vibhatabandhu & Srithongouthai, 2022).

La correlación significativa negativa presentada entre la cantidad de microplásticos y fibras con la temperatura del agua superficial en la bahía de Tumaco puede ser debida a que una menor temperatura conduce al aumento de la densidad del agua, y a su vez, facilita la flotabilidad de los microplásticos en la columna del agua hasta ser retenidos y precipitados en los sedimentos de los bosques de manglares. La temperatura del agua superficial significativamente menor en la bahía de Tumaco en comparación con la bahía de Buenaventura puede ser atribuida al movimiento de la Zona de Convergencia Intertropical y al avance de las bandas frías de la corriente Humboldt, caracterizada por sus aguas frías templadas y eutróficas (Casanova Rosero et al., 2012; Osorio-Gómez et al., 2019).

Las correlaciones presentadas entre la abundancia de fragmentos y porcentaje de lodos, es consistente en lo encontrado en otros estudios, donde los microplásticos en sedimentos fangosos estuvieron dominados por fibras y fragmentos; lo cual indica que la textura del sedimento puede influir en el tipo de microplástico predominante acumulado (Zhou et al., 2020). La bahía de Buenaventura se caracterizó por tener sedimentos arenosos, y la bahía de Tumaco por tener una proporción significativamente mayor de lodos y materia orgánica. La cantidad de pellet en sedimentos de la bahía de Buenaventura se correlacionó positivamente con porcentajes de arenas gruesas, lo que concuerda con lo encontrado por Ding et al. (2022).

La correlación significativa positiva presentada entre el contenido de materia orgánica y los microplásticos y fibras, se puede atribuir a que los sitios con una mayor cantidad de contenido orgánico se relacionan con menor movimiento del agua, contribuyendo a una mayor acumulación de microplásticos (Zamprognio et al., 2021). En un estudio realizado en China, se encontró que los microplásticos alteraron las características del suelo (especialmente la densidad aparente del suelo, la porosidad y el pH) y afectaron negativamente a las plantas, incluido el crecimiento de las plantas, el ionoma, la clorofila, la fotosíntesis y la fluorescencia de la clorofila (Chai et al., 2023).

## 1.5 Conclusiones

Se encontró una cantidad promedio de microplásticos en sedimentos asociados a bosques de manglares en el Pacífico colombiano de  $14.34 \pm 11.61$  partículas/kg, donde la bahía de Buenaventura presentó 306% mayor cantidad de microplásticos en comparación con la bahía de Tumaco debido a que presenta una mayor población, genera una mayor producción per cápita de residuos sólidos y recibe la descarga de dos importantes ríos del Valle del Cauca.

Así mismo, se evidenció que los bosques de manglares con mayor nivel de intervención antrópica acumularon hasta un 22% más cantidad de microplásticos en sedimentos en comparación con los bosques con menor nivel de intervención, atribuido a que los bosques intervenidos se encontraban en cercanía de centros poblados, descargas de ríos, canales y zonas turísticas. No se presentaron patrones estacionales en la acumulación de microplásticos en sedimentos en las bahías para las épocas evaluadas.

Las formas predominantes de microplásticos en los sedimentos correspondieron a las fibras y los fragmentos, originadas a partir de la degradación de redes y cuerdas de pesca, así como del fraccionamiento de plásticos más grandes debido a la acción de la luz solar y la abrasión mecánica.

Se encontró una mayor acumulación de microplásticos en sedimentos con un mayor porcentaje de lodos y contenido de materia orgánica, asociado al menor movimiento del agua que favorece la precipitación y acumulación de sedimentos y contaminantes.

Se evidenció que, en la bahía de Buenaventura, la mayor cantidad de fibras estuvo influenciada por bajas salinidades debido al aporte de agua dulce por esorrentía y creciente de los ríos que favorecen el ingreso de residuos al ecosistema de manglar. En la bahía de Tumaco, el aumento en la cantidad de microplásticos fue influenciado por mayores salinidades y puede ser atribuido a la mayor concentración y baja dispersión de contaminantes en la época seca; a su vez, se halló que una menor temperatura aumenta la densidad del agua y facilita la flotabilidad y transporte de microplásticos hacia los bosques de manglar.

## 1.6 Bibliografía

- Anderson, M. J. (2017). Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). In *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online* (pp. 1–15). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07841>
- Auta, H. S., Emenike, C. U., & Fauziah, S. H. (2017). Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment International*, 110, 165–176. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.02.013>
- Cadavid-rodríguez, L. S., Vargas-muñoz, M. A., & Plácido, J. (2019). Biomethane from fish waste as a source of renewable energy for artisanal fishing communities. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 34(January), 110–115. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2019.05.006>
- Casanova Rosero, R. F., Zambrano Ortiz, M. M., Latandret Solana, S. S., Suárez Vargas, N. P., & Albán Illera, C. B. (2012). Variabilidad de parámetros fisicoquímicos en una estación oceánica frente a la Bahía de Tumaco. *Boletín Científico CIOH*, 30, 105–116. <https://doi.org/10.26640/22159045.246>
- Chai, M., Li, R., Li, B., Wu, H., & Yu, L. (2023). Responses of mangrove (*Kandelia obovata*) growth, photosynthesis, and rhizosphere soil properties to microplastic pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 189(March), 114827. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114827>
- Clarke, K. R., Gorley, R. N., Somerfield, P. J., & Warwick, R. M. (2014). *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation 3rd edition* (3rd ed.). PRIMER-E: Plymouth.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Cordova, M. R., Ulumuddin, Y. I., Purbonegoro, T., & Shiomoto, A. (2021). Characterization of microplastics in mangrove sediment of Muara Angke Wildlife Reserve, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, 163(October 2020), 112012. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112012>
- Core, R. (2013). *No Title*. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.r-project.org/>
- Coyle, R., Hardiman, G., & Driscoll, K. O. (2020). Microplastics in the marine environment: A review of their sources, distribution processes and uptake into ecosystems. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 100010. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2020.100010>
- da Silva Paes, E., Vincent Gloaguen, T., Silva, H. dos A. da C., Duarte, T. S., de Almeida, M. da C., Costa, O. D. A. V., Bomfim, M. R., & Santos, J. A. G. (2022). Widespread microplastic pollution in mangrove soils of Todos os Santos Bay, northern Brazil.

*Environmental Research*, 210(November 2021).  
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112952>

DANE. (2018). *Proyecciones y retroproyecciones de población municipal para el periodo 1985-2019 y 2020-2035 con base en el CNPV 2018*.  
<https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/proyecciones-de-poblacion>

DANE. (2019). Resultados Censo Nacional de Población y Vivienda 2018. Cali, Valle del cauca. *DANE, Información Para Todos*, 33.

Danovaro, R. (2009). *Methods for the study of deep-sea sediments, their functioning and biodiversity*. <https://doi.org/10.1201/9781439811382>

Deng, H., He, J., Feng, D., Zhao, Y., Sun, W., Yu, H., & Ge, C. (2021). Microplastics pollution in mangrove ecosystems: A critical review of current knowledge and future directions. *Science of the Total Environment*, 753, 142041.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142041>

Departamento Nacional de Planeación, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, & Ministerio de Vivienda Ciudad y Territorio. (2022). *Guía NACIONAL para la adecuada separación de residuos sólidos Colombia 2022*. 64.

Ding, C., Jiao, M., Wang, Y., Yao, Z., Li, T., Wang, W., Cao, S., Li, R., & Wang, Y. (2022). Distribution and retention of microplastics in plantation mangrove forest sediments. *Chemosphere*, 307(P4), 136137.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136137>

Duan, J., Han, J., Cheung, S. G., Chong, R. K. Y., Lo, C. M., Lee, F. W. F., Xu, S. J. L., Yang, Y., Tam, N. F. yee, & Zhou, H. C. (2021). How mangrove plants affect microplastic distribution in sediments of coastal wetlands: Case study in Shenzhen Bay, South China. *Science of the Total Environment*, 767, 144695.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144695>

Duke, N. C. (2011). Mangroves. In *Encyclopedia of Modern Coral Reefs. Structure, Form and Process* (Issue January 2011). <https://doi.org/10.1007/978-90-481-2639-2>

ESGEMAR. (2014). *CARACTERIZACIÓN DEL SUSTRATO MARINO MEDIANTE GEOFÍSICA MARINA Y MUESTRO CON VIBROSONDEO EN LA PLAYA DE LA RADA (ESTEPONA)*.

Garcés-Ordóñez, O., Castillo-Olaya, V. A., Granados-Briceño, A. F., Blandón García, L. M., & Espinosa Díaz, L. F. (2019). Marine litter and microplastic pollution on mangrove soils of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 145(2), 455–462.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.058>

Garcés Ordóñez, O. (2022). Contaminación por microplásticos en manglares y playas del área marina protegida de Cispatá, Caribe colombiano. *Revmar.*, 14(2), 9–25.  
<https://doi.org/10.15359/revmar.14-2.1>

- Gómez Torres, J. E., & Peñaranda Cabarcas, J. E. (2012). Descripción del comportamiento de variables atmosféricas y oleaje en el puerto de Tumaco a partir de observación de datos. *Boletín Científico CIOH*, 30, 75–92. <https://doi.org/10.26640/22159045.244>
- Govender, J., Naidoo, T., Rajkaran, A., Cebekhulu, S., Bhugeloo, A., & Serchen. (2020). Towards Characterising Microplastic Abundance, Typology and Retention in Mangrove-Dominated Estuaries. *Water*, 1–24.
- IDEAM Instituto de Hidrología, M. y E. A. (2021). *SEGUIMIENTO AL CICLO ENOS* (Issue 161).
- IDEAM Instituto de Hidrología, M. y E. A. (2022). *SEGUIMIENTO AL CICLO ENOS* (Issue 173).
- INVEAMAR, I. de I. M. y C. “José B. V. D. A.-. (2005). *Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia*. 192. [http://www.inveamar.org.co/redcostera1/inveamar/docs/IERMAC\\_2013.pdf](http://www.inveamar.org.co/redcostera1/inveamar/docs/IERMAC_2013.pdf)
- INVEAMAR, I. de I. M. y C. “José B. V. D. A.-. (2011). *ATLAS DE LA PESCA MARINO-COSTERA DE COLOMBIA*.
- Luo, Y. Y., Not, C., & Cannicci, S. (2021). Mangroves as unique but understudied traps for anthropogenic marine debris: A review of present information and the way forward. *Environmental Pollution*, 271, 116291. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116291>
- Maghsodian, Z., Sanati, A. M., Ramavandi, B., Ghasemi, A., & Sorial, G. A. (2021). Microplastics accumulation in sediments and Periophthalmus waltoni fish, mangrove forests in southern Iran. *Chemosphere*, 264, 128543. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128543>
- Maghsodian, Z., Sanati, A. M., Tahmasebi, S., Shahriari, M. H., & Ramavandi, B. (2022). Study of microplastics pollution in sediments and organisms in mangrove forests: A review. *Environmental Research*, 208(April 2021). <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112725>
- Martin, C., Almahasheer, H., & Duarte, C. M. (2019). Mangrove forests as traps for marine litter. *Environmental Pollution*, 247, 499–508. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.067>
- Matsuguma, Y., Takada, H., Kumata, H., Kanke, H., Sakurai, S., Suzuki, T., Itoh, M., Okazaki, Y., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Weerts, S., & Newman, B. (2017). Microplastics in Sediment Cores from Asia and Africa as Indicators of Temporal Trends in Plastic Pollution. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 73(2), 230–239. <https://doi.org/10.1007/s00244-017-0414-9>
- Mohamed Nor, N. H., & Obbard, J. P. (2014). Microplastics in Singapore’s coastal mangrove ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 79(1–2), 278–283. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.025>

- Molina, A., Duque, G., & Cogua, P. (2020). Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. *Marine Biodiversity*, 50(1), 5. <https://doi.org/10.1007/s12526-019-01023-0>
- Naji, A., Nuri, M., Amiri, P., & Niyogi, S. (2019). Small microplastic particles (S-MPPs) in sediments of mangrove ecosystem on the northern coast of the Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, 146(June), 305–311. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.033>
- Osorio-Gómez, E., Vallejo Hincapie, D., Rincón-Martínez, D., Restrepo-Acevedo, S., Pardó-Trujillo, A., & Trejos-Tamayo, R. (2019). Caracterización de las asociaciones de cocolitóforos en las cuencas offshore del Pacífico colombiano. *Bulletin of Marine and Coastal Research*, 48(2), 95–117. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2019.48.2.768>.
- Prata, J. C., da Costa, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, 110, 150–159. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>
- Ribeiro Evangelista, I., Filippo Gonzáles, A., & Neves do Santos, L. (2019). Influence of salinity, temperature and photoperiod on eye asymmetry of *Amphirion ocellaris* larvae. *Aquaculture*, AQUA 73497. <https://doi.org/10.1016/j.nedt.2019.104203>
- Rojas, Á. M., Ruíz, C., & Viteri, C. (2018). *Evaluación rápida de las condiciones para la implementación de las Cuentas Ecosistémicas Experimentales de Manglar en Colombia*. 31. [http://par-manglares.net/images/docs/informes/Scoping\\_NCA\\_Mangroves\\_Colombia\\_Julio\\_2018.pdf](http://par-manglares.net/images/docs/informes/Scoping_NCA_Mangroves_Colombia_Julio_2018.pdf)
- Seeruttun, L. D., Raghbor, P., & Appadoo, C. (2023). Mangrove and microplastic pollution: A case study from a small island (Mauritius). *Regional Studies in Marine Science*, 62, 102906. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.102906>
- Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbins, J., & Janssen, C. R. (2015). Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Marine Environmental Research*, 111, 5–17. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007>
- Veerasingam, S., Mugilarasan, M., Venkatachalapathy, R., & Vethamony, P. (2016). Influence of 2015 flood on the distribution and occurrence of microplastic pellets along the Chennai coast, India. *Marine Pollution Bulletin*, 109(1), 196–204. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.082>
- Vega, L., Cantillo, V., & Arellana, J. (2019). Assessing the impact of major infrastructure projects on port choice decision: The Colombian case. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 120(December 2018), 132–148. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2018.12.021>
- Vibhatabandhu, P., & Srithongouthai, S. (2022). Influence of seasonal variations on the distribution characteristics of microplastics in the surface water of the Inner Gulf of

- Thailand. *Marine Pollution Bulletin*, 180(May), 113747.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113747>
- Walters, K., & Coen, L. D. (2006). A comparison of statistical approaches to analyzing community convergence between natural and constructed oyster reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 330(1), 81–95.  
<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2005.12.018>
- Wu, J., Ye, Q., Sun, L., Liu, J., Huang, M., Wang, T., Wu, P., & Zhu, N. (2023). Impact of persistent rain on microplastics distribution and plastisphere community: A field study in the Pearl River, China. *Science of the Total Environment*, 879(February), 163066.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163066>
- Wu, Y., Chen, X., Wen, L., Li, Z., Peng, M., Wu, H., & Xie, L. (2022). Linking human activity to spatial accumulation of microplastics along mangrove coasts. *Science of the Total Environment*, 825, 154014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154014>
- Yu, L., Li, R., Chai, M., & Li, B. (2023). Vertical distribution, accumulation, and characteristics of microplastics in mangrove sediment in China. *Science of the Total Environment*, 856(July 2022), 159256.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159256>
- Yu, L., Li, R., Zhang, Z., Wu, H., Chai, M., Zhu, X., & Guo, W. (2022). Distribution, characteristics, and human exposure to microplastics in mangroves within the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area. *Marine Pollution Bulletin*, 175(October 2021), 113395. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113395>
- Zamprogno, G. C., Caniçali, F. B., dos Reis Cozer, C., Otegui, M. B. P., Graceli, J. B., & da Costa, M. B. (2021). Spatial distribution of microplastics in the superficial sediment of a mangrove in Southeast Brazil: A comparison between fringe and basin. *Science of The Total Environment*, 784, 146963.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146963>
- Zhou, Q., Tu, C., Fu, C., Li, Y., Zhang, H., Xiong, K., Zhao, X., Li, L., Waniek, J. J., & Luo, Y. (2020). Characteristics and distribution of microplastics in the coastal mangrove sediments of China. *Science of the Total Environment*, 703, 134807.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134807>

## **2. Capítulo 2. Determinación de la variación en la acumulación de microplásticos en sedimentos asociados a bosques de manglares con diferente estado de desarrollo en el Pacífico colombiano**

### **2.1 Introducción**

La mayoría de los desechos que contaminan los ecosistemas de manglares son plásticos, representando alrededor del 70% del total de los desechos marinos relacionados con los manglares. El manglar como ecosistema es capaz de atenuar olas de alta energía, atrapar sedimentos y evitar la erosión de las costas (Norris et al., 2017), afecta significativamente el destino o distribución de las partículas de sedimento y de contaminantes presentes en el flujo de agua. Los efectos varían según su especie vegetal y las características de las partículas. Cuando el agua fluye a través de las raíces de las plantas, los sedimentos que contienen partículas se segregan según su tamaño: los sedimentos con partículas finas se depositan en su mayoría en la entrada de las raíces de la vegetación (Soler et al., 2020). Es probable que el transporte de los plásticos y microplásticos actúe de manera similar al de las partículas de sedimento, y se ha propuesto que las mareas son un factor importante que influye en la interacción de los residuos con los manglares (Martin et al., 2019).

Los pequeños fragmentos plásticos llamados microplásticos tienen un tamaño inferior a 5 mm de diámetro e incluyen fibras, gránulos o microfibras y fragmentos. Los microplásticos se pueden clasificar como primarios y secundarios. Los primarios son fabricados intencionalmente como microperlas incluidas en productos cosméticos, exfoliantes, detergentes, pasta dental, protectores solares y abrasivos industriales, mientras que los secundarios se originan a partir de la fragmentación lenta de plásticos grandes a través de procesos de meteorización como la abrasión mecánica por arena o agua, hidrólisis, fotodegradación UV, biodegradación y temperatura (Catarino et al., 2021; Huang et al.,

2021). La distribución de los microplásticos en regiones costeras se ve afectada por varios factores ambientales. La trayectoria y distribución de microplásticos están controladas por las características físicas de los microplásticos como la densidad, tamaño y forma (Alimi et al., 2018). Las condiciones hidrológicas, así como los tipos de vegetación del ecosistema de manglar, son factores importantes que determinan la distribución espacial de los microplásticos en sedimentos en el ecosistema (Duan et al., 2021).

Si los plásticos permanecen estacionarios en el suelo o dentro del sedimento durante un largo periodo de tiempo, pueden crear un ambiente anóxico y podrían inducir la asfixia de los árboles; las especies que dependen de raíces aéreas que apuntan hacia arriba para el suministro de oxígeno, como *Avicennia*, *Laguncularia* y *Sonneratia spp* podrían estar en riesgo de asfixia debido al plástico (van Bijsterveldt et al., 2021). Los microplásticos se han encontrado en todos los ambientes marinos, pero las áreas costeras, y los manglares en particular, han sido identificados como puntos críticos de microplásticos debido a su proximidad a ríos y centros urbanos (Luo et al., 2021). La deposición en la costa se ha identificado como un sumidero importante de contaminación plástica marina, junto con otros procesos de sumidero que incluyen la nanofragmentación, sedimentación y la ingestión.

Los manglares son un grupo de árboles y arbustos que crecen entre la tierra y el mar en latitudes tropicales y subtropicales y se encuentran en 121 países y territorios (Kathiresan & Bingham, 2001). Son conocidos por sus adaptaciones morfológicas y fisiológicas haciendo frente con sal, suelos saturados e inundaciones regulares de mareas, notablemente con atributos especializados como respiración expuesta, raíces por encima del suelo, estructuras adicionales de soporte de tallos, hojas que excretan sal, bajos potenciales hídricos y altas concentraciones de sal intracelular para mantener relaciones hídricas favorables en ambientes salinos, y propágulos vivíparos dispersos en agua (Duke, 2011). Los manglares proporcionan múltiples servicios ecosistémicos, como servicios de aprovisionamiento, de regulación y culturales. Los árboles de manglares aumentan la resistencia y disipa la energía hidrodinámica, induciendo zonas de flujo lento que fomentan la deposición de sedimentos y partículas asociadas. El desempeño de los manglares en la atenuación de las olas depende de las condiciones hidrodinámicas (profundidad del agua y espectro de las olas) y de las características de los manglares (densidad espacial, morfología, entre otras). La disipación del oleaje por los manglares se debe principalmente a la interacción del oleaje con el volumen de vegetación sumergida (Zhang et al., 2023).

Los manglares ocupan aproximadamente 14.6 millones de hectáreas de costa en todo el mundo. A partir de las diferentes estimaciones de la superficie de manglares, Colombia figura entre los 20 países con mayor cantidad de manglares a nivel mundial. Dentro de Colombia, aproximadamente 70% de los manglares del país se ubican a lo largo de la costa del Pacífico. En el Pacífico colombiano, los manglares presentan un área aproximada de 28,500 Ha para la última década (Palacios et al., 2019), en donde se encuentran las especies *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Rhizophora racemosa* (mangle pava o caballero), *Rhizophora harrisonii* (mangle injerto), *Laguncularia racemosa* (mangle blanco), *Conocarpus erectus* (mangle zaragoza), *Avicennia germinans* (mangle negro), *Pelliciera rhizophorae* (mangle piñuelo) y *Mora oleifera* (mangle nato) (INVEMAR, 2020); sin embargo, estos bosques de manglares han evidenciado un creciente deterioro en sus atributos estructurales y funcionales, debido al aprovechamiento selectivo, tala, relleno y disposición de residuos (INVEMAR, 2005) como plásticos y microplásticos. Estos últimos representan un riesgo ecológico potencial para los organismos de los manglares, ya que su ingestión genera obstrucción intestinal, alteración de las preferencias de alimentación, reducción de las reservas de energía e introducción de sustancias tóxicas a la red alimentaria; es por esto que la salud de los seres humanos se puede ver afectada al consumir especies capturadas o cultivados en zonas de manglar (Wu et al., 2022).

El Pacífico colombiano, ubicado en la región occidental de Colombia, tiene una extensión de costa de 1300 km y una extensión de manglares de aproximadamente 28.5 mil hectáreas estimadas para la última década, siendo ésta la mayor amplitud de ecosistemas de manglares en el país. Dos de los puntos de mayor intervención en la costa pacífica se encuentran en los municipios de Buenaventura y de Tumaco debido a la presencia de los puertos más importantes de Colombia y a su ineficiente sistema de gestión de residuos sólidos. Diversas investigaciones han encontrado que los manglares se encuentran entre los sitios más contaminados del mundo, sin embargo, actualmente no existe información disponible sobre la densidad y distribución de microplásticos en manglares del Pacífico colombiano. Teniendo en cuenta lo anterior, el objetivo de la presente investigación es determinar la influencia de la estructura del manglar sobre la acumulación y distribución de microplásticos en sedimentos asociados a bosques de manglares en las bahías de Buenaventura y de Tumaco, Pacífico colombiano.

## 2.2 Metodología

### 2.2.1 Área de estudio

La investigación se realizó en las bahías de Buenaventura y Tumaco, Pacífico colombiano. En la Bahía de Buenaventura (77 ° 16 ' W a 3 ° 56 ' N) se registra un alto nivel de intervención antrópica, puesto que alberga una población de 300.000 habitantes (DANE, 2019) y adicionalmente es el puerto comercial más importante de Colombia (Vega et al., 2019). El clima está altamente influenciado por las migraciones de la zona de convergencia intertropical y la proximidad a la cordillera de los Andes, resultando ser una de las regiones más húmedas del mundo (precipitación aproximada de 6,980 mm año<sup>-1</sup>). En esta bahía se evaluaron los bosques de manglares de Pianguita (PG) y San Pedro (SP) (Figura 2-1). El bosque de Pianguita se caracterizó por ser un sitio turístico, cerca de zonas hoteleras, de pequeños centros poblados, del casco urbano y del puerto de Buenaventura, así como por presentar árboles desarrollados, signos de tala y mayor intervención. El bosque de San Pedro se distinguió por su lejanía a los centros poblados y el casco urbano, por su proximidad a un importante hotel que genera turismo en la zona y por presentar un bosque menos desarrollado y más conservado.

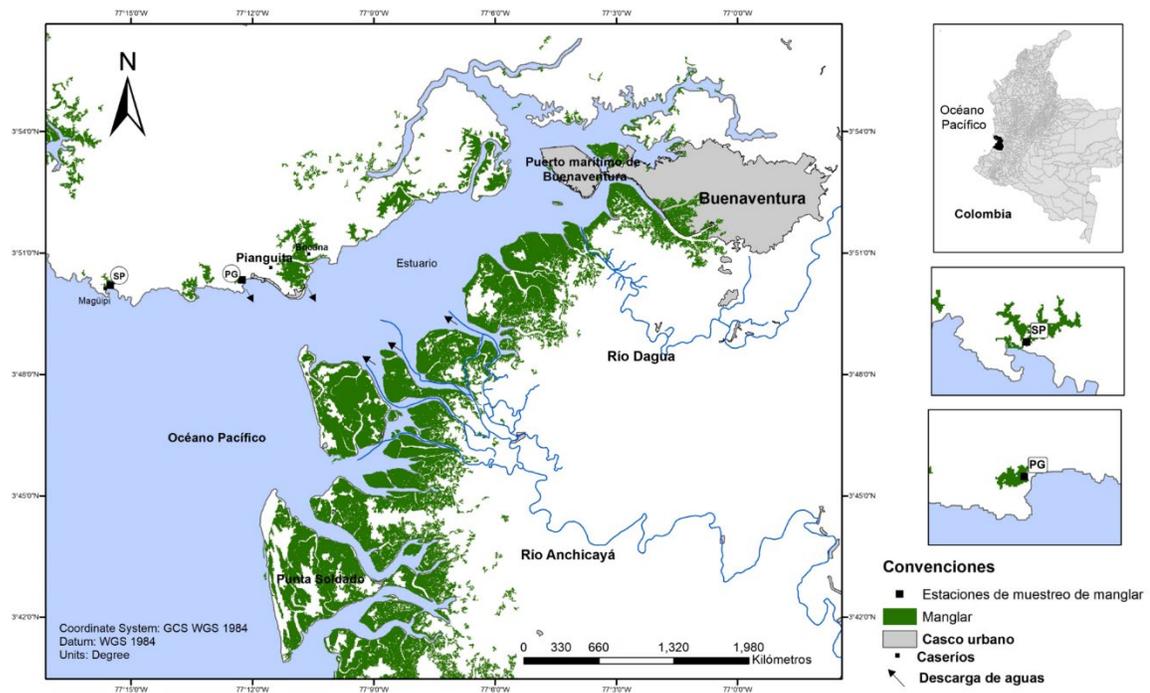


Figura 2-1. Área de estudio en la Bahía de Buenaventura. PG: Pianguita y SP: San Pedro.

Tumaco se encuentra en el extremo suroccidental del Pacífico colombiano, en el límite al sur con Ecuador y cuenta con un área de 360172 Ha, La zona se clasifica como bosque húmedo tropical, con temperatura promedio de 25,4°C y precipitación promedio de 3000 mm año<sup>-1</sup> (Espinosa-Álzate & Ríos-Osorio, 2016). Tumaco cuenta con el segundo puerto más importante de Colombia. En esta bahía se evaluaron los bosques de Rompido (RP) y Bocagrande (BG) (Figura 2-2). El bosque de Rompido (RP) se caracterizó por encontrarse cerca de centros poblados, presentar signos de quema y tala, así como una baja densidad de árboles. Mientras que el bosque de Bocagrande (BG), se encuentra próximo de una importante zona turística, pero presenta árboles con alto nivel de desarrollo y bajos signos de tala.

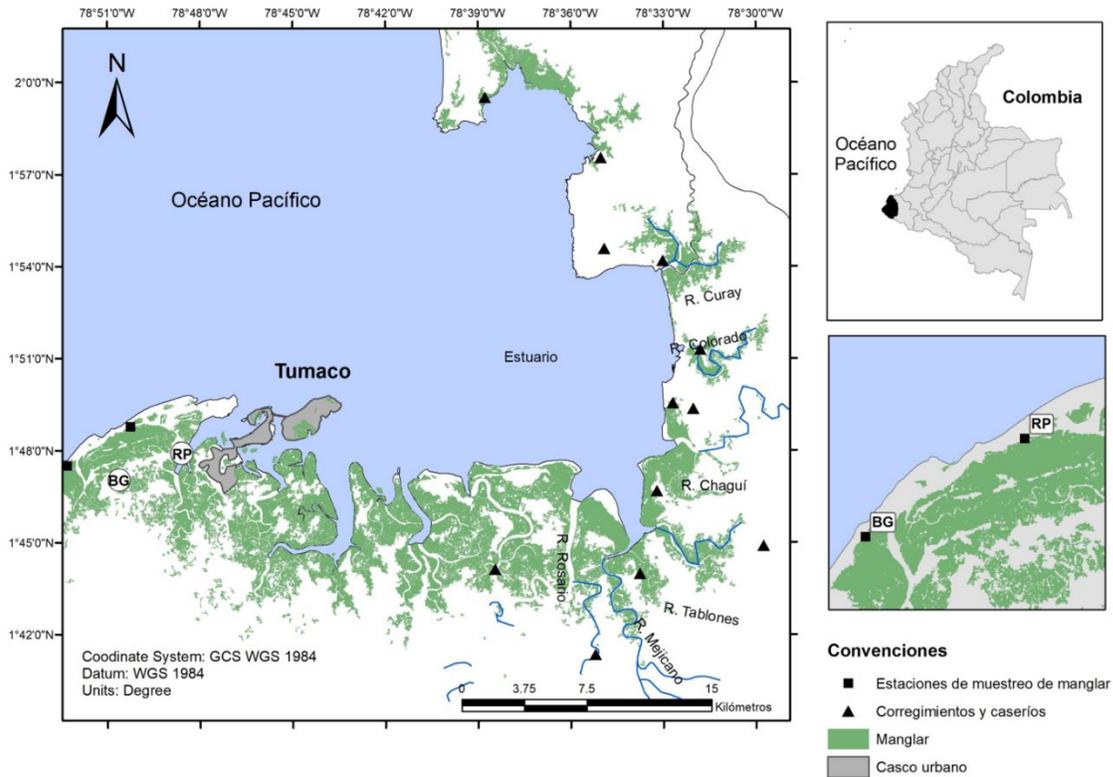


Figura 2-2. Área de estudio en la Bahía de Tumaco. RP: Rompido y BG: Bocagrande.

### **2.2.2 Trabajo de campo y laboratorio**

El muestreo fue realizado en bosques con alta y baja de densidad de árboles de manglares en las bahías de Buenaventura y de Tumaco. El bosque de alta densidad fue definido como aquel que presentó la mayor cantidad de árboles de manglar dentro del área muestreada, y el bosque con baja densidad fue definido como aquel que presentó la menor cantidad de árboles en el área muestreada.

En cada bosque se delimitaron seis parcelas (10 x 10 m) y se colectaron tres réplicas de sedimento por cada parcela. Para determinar la cantidad de microplásticos se colectaron muestras de sedimento superficial (5 cm), con el uso de un cuadrante de 0.5 x 0.5 m, durante marea baja y usando una espátula metálica limpia. Para determinar la textura del suelo y contenido de materia orgánica de los sedimentos asociados a bosques de manglares, se colectaron núcleos de los primeros 10 cm con un corazonador. Las muestras fueron refrigeradas y almacenadas para su posterior análisis de laboratorio.

Para determinar la estructura del bosque de manglar, en cada parcela se realizó el conteo de los árboles de manglar, se identificó la especie de cada árbol, se midió la altura por medio de un distanciómetro y el diámetro del tronco (DAP) se determinó midiendo a 1.3 m de altura o a 30 cm por encima de la última raíz aérea con una cinta métrica, y para manglares enanos se midió a 30 cm del suelo (Figura 2-3).



Figura 2-3. Determinación de la estructura del manglar.

La separación de los microplásticos siguió la metodología propuesta por Mohamed Nor & Obbard (2014), la cual fue descrita en el numeral 1.2.3 del presente documento.

Para garantizar la precisión de los resultados experimentales, se realizó el control de calidad descrito en el numeral 1.2.4 del presente documento.

### 2.2.3 Análisis estadístico

Para determinar las diferencias significativas entre bahías, sitios y zonas del bosque de manglar en la acumulación de microplásticos en sedimentos se realizaron Análisis de Varianza Multivariado Permutacional (PERMANOVA), en el que los valores de significancia [p(PERM)] se hallaron utilizando 9999 permutaciones, aceptando el valor  $\alpha < 0.05$  como una diferencia estadísticamente significativa. Así mismo, se realizaron análisis Pair-Wise Test (*pruebas pos hoc*) para identificar grupos significativamente diferentes (Anderson, 2017; Clarke et al., 2014; Ribeiro Evangelista et al., 2019; Walters & Coen, 2006).

La relación de la concentración de microplásticos en sedimentos de manglar con el estado de desarrollo del bosque (densidad alta y densidad baja) para cada bahía, se hallaron

utilizando Modelos Aditivos Generalizados Bayesianos (GAM). Todos los análisis estadísticos se realizaron dentro del entorno R (Core, 2013).

## 2.3 Resultados

### 2.3.1 Estructura del bosque de manglar

La bahía de Buenaventura presentó una cantidad de árboles de manglares totales y árboles de *Rhizophora mangle* significativamente mayor por unidad de área (m<sup>2</sup>) en comparación con la bahía de Tumaco (Tabla 2-1). El diámetro de altura al pecho (DAP) y la altura de los árboles totales y de árboles de *Rhizophora mangle* (Rm) fueron significativamente mayores en la bahía de Tumaco en comparación con la bahía de Buenaventura. En la bahía de Buenaventura se registraron cuatro especies, correspondientes a *Laguncularia racemosa*, *Pelliciera rhizophorae*, *Rhizophora mangle* y *Mora oleífera*, mientras que en la bahía de Tumaco se identificaron tres especies: *Avicennia germinans*, *Rhizophora mangle* y *Pelliciera rhizophorae*

Tabla 2-1. Estructura del bosque de manglar para las bahías (Promedio  $\pm$  DS). Rm: *Rhizophora mangle*; DAP: diámetro de altura al pecho. Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras.

		No. de árboles/m <sup>2</sup>	DAP Total (m)	Altura Total (m)	No. de árboles Rm/ m <sup>2</sup>	DAP Rm (m)	Altura Rm (m)
Bahía	Buenaventura	<b>0.13<math>\pm</math>0.09a</b>	0.12 $\pm$ 0.05 b	11.67 $\pm$ 4.13b	<b>0.11<math>\pm</math>0.08a</b>	0.13 $\pm$ 0.06b	12.68 $\pm$ 4.22b
	Tumaco	0.07 $\pm$ 0.03b	<b>0.22<math>\pm</math>0.11a</b>	<b>17.1<math>\pm</math>8.91a</b>	0.06 $\pm$ 0.04b	<b>0.22<math>\pm</math>0.11a</b>	<b>17.68<math>\pm</math>8.77a</b>

Los bosques de manglares con mayor intervención antrópica (Pianguita y Rompido) presentaron las mayores cantidades de árboles totales y árboles de *Rhizophora mangle* en comparación con los bosques menos intervenidos (San Pedro y Tumaco). Asimismo, se encontraron diferencias significativas en la interacción de las bahías y los sitios: los mayores DAP y alturas totales se presentaron en el bosque de manglar de Bocagrande, y la mayor cantidad de árboles se encontraron en el bosque de Pianguita (Tabla 2-2).

Tabla 2-2 Estructura del bosque de manglar en cada sitio de las bahías (Promedio  $\pm$  DS). Rm: *Rhizophora mangle*; DAP: diámetro de altura al pecho. Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras.

Bahía	Sitio	No. de árboles totales	No. de árboles/m <sup>2</sup>	DAP Total (m)	Altura Total (m)	No. de árboles Rm	No. de árboles Rm/m <sup>2</sup>	DAP Rm (m)	Altura Rm (m)
Buenaventura	Pianguita	<b>80a</b>	<b>0.13<math>\pm</math>0.07a</b>	0.11 $\pm$ 0.03b	10.71 $\pm$ 1.41b	<b>67a</b>	<b>0.11<math>\pm</math>0.07a</b>	0.12 $\pm$ 0.04b	11.61 $\pm$ 1.71b
	San Pedro	<b>77ab</b>	<b>0.13<math>\pm</math>0.1ab</b>	0.13 $\pm$ 0.06b	12.63 $\pm$ 5.5ab	64ab	0.11 $\pm$ 0.09ab	0.14 $\pm$ 0.07b	13.75 $\pm$ 5.52ab
Tumaco	Rompido	59a	0.09 $\pm$ 0.03a	0.13 $\pm$ 0.0b	11.49 $\pm$ 1.57b	50ab	0.08 $\pm$ 0.04ab	0.13 $\pm$ 0.03b	11.9 $\pm$ 2.08b
	Bocagrande	30b	0.05 $\pm$ 0.03b	<b>0.3<math>\pm</math>0.1a</b>	<b>22.71<math>\pm</math>9.66a</b>	27b	0.04 $\pm$ 0.03b	<b>0.31<math>\pm</math>0.09a</b>	<b>23.46<math>\pm</math>9.08a</b>

En la bahía de Buenaventura, se identificaron a las especies *Laguncularia racemosa*, *Pelliciera rhizophorae* y *Rhizophora mangle* en el bosque más intervenido (Pianguita) y *Laguncularia racemosa*, *Pelliciera rhizophorae*, *Rhizophora mangle* y *Mora oleifera* cuatro en el bosque menos intervenido (San Pedro). Se encontraron diferencias significativas en la interacción de sitios de muestreo y las zonas con alta y baja densidad de árboles: los mayores diámetros de altura al pecho y altura de los árboles de *Rhizophora mangle* se presentaron en el bosque con menor densidad en San Pedro, y los menos valores en las zonas con baja densidad de árboles en Pianguita (Tabla 2-3). Así mismo, se confirmó la cantidad significativamente mayor de árboles por metro cuadrado en las zonas clasificadas con altas densidades en comparación con las clasificadas con bajas densidades.

Tabla 2-3. Estructura del bosque de manglar para zonas con alta y baja densidad de árboles (Prom  $\pm$  DS) para la bahía de Buenaventura. Rm: *Rhizophora mangle*; DAP: diámetro de altura al pecho. Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras.

Sitio	Densidad de árboles	No. de árboles/m <sup>2</sup>	No. de árboles Rm/m <sup>2</sup>	DAP Rm (m)	Altura Rm (m)
Pianguita	Alta	<b>0.17<math>\pm</math>0.08a</b>	<b>0.14<math>\pm</math>0.09a</b>	0.12 $\pm$ 0.05bc	11.12 $\pm$ 2.18bc
	Baja	0.09 $\pm$ 0.01ab	<b>0.09<math>\pm</math>0.01a</b>	0.12 $\pm$ 0.01b	12.1 $\pm$ 0.79b
San Pedro	Alta	<b>0.19<math>\pm</math>0.08a</b>	<b>0.18<math>\pm</math>0.08a</b>	0.08 $\pm$ 0.03c	8.71 $\pm$ 2.43c
	Baja	0.06 $\pm$ 0.05b	0.03 $\pm$ 0.004b	<b>0.2<math>\pm</math>0.04a</b>	<b>18.79<math>\pm</math>2.03a</b>

En la bahía de Tumaco se registraron tres especies, *Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle* en el bosque más intervenido (Rompido) y *Rhizophora mangle* y *Pelliciera rhizophorae* en el bosque menos intervenido (Bocagrande). Se encontraron diferencias significativas en la interacción de sitios de muestreo y las zonas con alta y baja densidad de árboles: los mayores diámetros de altura al pecho y altura de los árboles de *Rhizophora mangle* se presentaron en el bosque con alta densidad en Bocagrande; así mismo, se confirmó la cantidad significativamente mayor de árboles por metro cuadrado en las zonas clasificadas con altas densidades en comparación con las clasificadas con bajas densidades.

Tabla 2-4. Estructura del bosque de manglar para zonas con alta y baja densidad de árboles (Prom  $\pm$  DS) para la bahía de Tumaco. Rm: *Rhizophora mangle*; DAP: diámetro de altura al pecho. Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras.

Sitio	Densidad de árboles	No. de árboles/m <sup>2</sup>	No. de árboles Rm/ m <sup>2</sup>	DAP Rm (m)	Altura Rm (m)
Rompido	Alta	<b>0.12<math>\pm</math>0.02a</b>	<b>0.09<math>\pm</math>0.04a</b>	0.12 $\pm$ 0.02c	12.43 $\pm$ 0.33b
	Baja	0.08 $\pm$ 0.01b	0.07 $\pm$ 0.03ab	0.14 $\pm$ 0.04c	11.36 $\pm$ 2.82b
Bocagrande	Alta	0.05 $\pm$ 0.03bc	0.05 $\pm$ 0.03ab	<b>0.38<math>\pm</math>0.07a</b>	<b>31.92<math>\pm</math>2.29a</b>
	Baja	0.04 $\pm$ 0.09c	0.04 $\pm$ 0.04b	0.25 $\pm$ 0.05b	15 $\pm$ 4.08b

### 2.3.2 Microplásticos en sedimentos asociados a zonas con alta y baja densidad de árboles del bosque de manglar

La cantidad de microplásticos totales, fragmentos y fibras en sedimentos en la bahía de Buenaventura fue mayor en las zonas del bosque de manglar con una alta densidad de árboles, mientras que los pellet y film estuvieron presentes en mayor cantidad en las zonas del bosque con baja densidad de árboles (Tabla 2-5). En los sedimentos del bosque más intervenido (Pianguita), los microplásticos totales y las fibras fueron más abundantes en zonas con baja densidad de árboles, y la cantidad de fragmentos fue mayor en zonas del bosque con alta densidad de árboles, sin presentar diferencias significativas. Los pellets y los films estuvieron presentes únicamente en las zonas del bosque con mayor densidad de árboles. En el bosque menos intervenido (San Pedro), la cantidad total de microplásticos fue mayor en las zonas del bosque con mayor densidad de árboles.

Tabla 2-5. Cantidad de microplásticos (partículas/kg) en sedimentos asociados a la densidad de árboles de bosques de manglares (promedio  $\pm$  desviación estándar) en la bahía de Buenaventura.

	Densidad árboles	Microplásticos	Fragmentos	Fibras	Pellet	Film
Buenaventura	Alta	25.39 $\pm$ 12.73	13.6 $\pm$ 11.28	10.45 $\pm$ 6.43	0.31 $\pm$ 0.81	0.53 $\pm$ 1.27
	Baja	17.85 $\pm$ 10.75	9.96 $\pm$ 8.13	5.95 $\pm$ 4.63	0.77 $\pm$ 2.38	0.82 $\pm$ 2.39
Pianguita	Alta	21.89 $\pm$ 13.79	13.3 $\pm$ 10.21	5.07 $\pm$ 4.68	1.38 $\pm$ 3.37	1.38 $\pm$ 3.37
	Baja	22.57 $\pm$ 9.13	8.82 $\pm$ 6.4	12.93 $\pm$ 6.66	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
San Pedro	Alta	28.21 $\pm$ 15.95	18.38 $\pm$ 13.57	7.96 $\pm$ 5.63	0.61 $\pm$ 1.1	1.07 $\pm$ 1.69
	Baja	13.81 $\pm$ 4.99	6.61 $\pm$ 3.76	6.83 $\pm$ 4.84	0.17 $\pm$ 0.4	0.25 $\pm$ 0.62

En la bahía de Tumaco la cantidad de microplásticos totales y fibras en sedimentos de bosques de manglar fue mayor en zonas con alta densidad de árboles (Tabla 2-6). En el bosque más intervenido (Rompido), los microplásticos y las fibras fueron más abundantes en zonas con alta densidad de árboles, mientras que la cantidad de fragmentos fue significativamente mayor en bosques menos densos. En el bosque de manglar menos intervenido (Bocagrande), los microplásticos totales, fragmentos y fibras en sedimentos fueron mayores en bosques más densos, y los fragmentos, fibras y film fueron mayores en bosques con baja densidad de árboles. No se encontraron pellet en los sedimentos de la bahía de Tumaco.

Tabla 2-6. Cantidad de microplásticos (partículas/kg) en sedimentos asociados a la densidad de árboles de bosques de manglares (promedio  $\pm$  desviación estándar) en la bahía de Tumaco. Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) son representadas con letras.

	Densidad árboles	Microplásticos	Fragmentos	Fibras	Pellet	Film
Tumaco	Alta	7.37 $\pm$ 4.4	3 $\pm$ 2.09	4.19 $\pm$ 3.05	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
	Baja	6.75 $\pm$ 4.06	3.47 $\pm$ 2.25	3.49 $\pm$ 2.8	0 $\pm$ 0	0.06 $\pm$ 0.21
Rompido	Alta	7.59 $\pm$ 3.31	2.9 $\pm$ 1.18 b	4.38 $\pm$ 3.92	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
	Baja	6.92 $\pm$ 4.88	<b>4.15<math>\pm</math>2.58 a</b>	3.06 $\pm$ 3.55	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
Bocagrande	Alta	7.16 $\pm$ 5.62	3.1 $\pm$ 2.85	4 $\pm$ 2.24	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
	Baja	6.58 $\pm$ 3.51	2.79 $\pm$ 1.84	3.91 $\pm$ 2.06	0 $\pm$ 0	0.12 $\pm$ 0.29

### 2.3.3 Influencia de la estructura del manglar en la acumulación de microplásticos en sedimentos

En la bahía de Buenaventura, se encontraron correlaciones negativas entre la abundancia de microplásticos y el diámetro de altura al pecho de los árboles de manglar, diámetro de altura al pecho y altura de los árboles de *Rhizophora mangle* (Tabla 2-7). De manera similar se evidenció con los fragmentos y el diámetro de altura al pecho de *Rhizophora mangle*: un mayor diámetro del árbol retiene menor cantidad de microplásticos en sedimentos. En la bahía de Tumaco no se presentaron correlaciones significativas.

Tabla 2-7. Resultados de modelos aditivos generalizados (GAM) multivariados para evaluar la influencia de la estructura del manglar en la acumulación de microplásticos (partículas/kg) en sedimentos en la Bahía de Buenaventura. Se presentan los valores de p ( $p < 0.05$ ). Las correlaciones positivas se indican con un signo positivo (+) y las correlaciones negativas con signo negativo (-).

		Microplásticos	Fragmentos
DAP (m)	Edf	- 1	
	P-valor	0.0497	
	R <sup>2</sup> ajustado	0.126	
	Desviación explicada (%)	16.4	
DAP Rm (m)	Edf	- 1	- 1
	P-valor	0.00373	0.0457
	R <sup>2</sup> ajustado	0.293	0.132
	Desviación explicada (%)	32.3	16.9
Altura Rm (m)	Edf	- 1	
	P-valor	0.0202	
	R <sup>2</sup> ajustado	0.186	
	Desviación explicada (%)	22.2	

DAP (promedio del diámetro de altura al pecho en metros). *Rhizophora mangle* (Rm). Coeficiente o grado de polinomio asociado a cada variable (edf), Ajuste del modelo (R<sup>2</sup> Adj.), Variación explicada por cada variable (Desv. Exp).

## 2.4 Discusión

Los bosques con mayor grado de intervención presentaron mayor cantidad de árboles por unidad de área, menor diámetro a la altura del pecho y menor altura de los árboles. Esto indica que los manglares que presentan un mayor grado de intervención corresponden a bosques menos desarrollados, lo cual concuerda con lo reportado para otros bosques, donde las zonas con árboles que presentan mayores diámetros corresponden a bosques desarrollados, debido a la relación directa del diámetro de altura al pecho (DAP) y la edad de los bosques (Maza et al., 2021).

La bahía de Buenaventura presentó 306% más cantidad de microplásticos en sedimentos en comparación con la bahía de Tumaco, lo cual se puede atribuir a que Buenaventura presenta 21.1% mayor población (DANE, 2018) y genera aproximadamente 18% más cantidad de residuos sólidos en comparación con la bahía de Tumaco, lo cual aumenta la presión antrópica y facilita el ingreso de residuos al ecosistema costero.

A pesar de que no se presentó ninguna correlación entre la densidad de árboles y la acumulación de microplásticos, la cantidad de microplásticos totales, fragmentos y fibras en sedimentos en las bahías fue mayor en las zonas del bosque de manglar con alta densidad de árboles. Esto se puede atribuir a que la densa vegetación es capaz de retener efectivamente los microplásticos que flotan en la superficie del agua del mar (Li et al., 2018), debido a que las características morfológicas de los troncos, las raíces de sostén y los neumatóforos conducen a la atenuación de las olas y a la retención de sedimentos, y en consecuencia, a la acumulación de microplásticos en sedimentos (Duan et al., 2021). Así mismo, la abundancia de microplásticos en ecosistemas costeros generalmente es mayor en áreas con vegetación en comparación con áreas desnudas, debido a la acción amortiguadora de las olas generada por la vegetación, que reduce la perturbación de las olas y la erosión de sedimentos y por consiguiente el transporte de los mismos (Xu et al., 2023). Los resultados fueron similares a lo informado en bosques de China, donde se evidenció que la abundancia de microplásticos de un sitio con mayor densidad de manglares y mayor altura fue significativamente mayor que la de otro sitio con vegetación menos densa y altura más baja (Zhou et al., 2020), atribuido a que una mayor densidad de raíces tienen una mayor capacidad para retener sedimentos que raíces menos densas, ya que reduce la hidrodinámica y la materia suspendida en el agua se hunde (Liu et al., 2022).

El bosque de manglar amplio y denso proporciona una mayor atenuación de la altura de las olas en los primeros metros del bosque y disminuye a lo largo del mismo, y la vegetación que iguala o supera el nivel del agua disipa más energía de las olas que la vegetación sumergida (van Hespén et al., 2023). Un estudio realizado en el golfo de Beibú, China, identificó que los sedimentos asociados a las raíces de manglares retienen hasta 4.8 veces más microplásticos que sedimentos desnudos o sin rizosfera, ya que en el proceso de absorción de agua y nutrientes esenciales realizado por el sistema radicular, los microplásticos son transportados por el agua disponible en los poros de los sedimentos y son potencialmente acumulados en la superficie de las raíces o en el suelo circundante (Li et al., 2023).

La presencia de microplásticos en todos los sitios de muestreo indica que estos contaminantes se encuentran distribuidos de manera heterogénea en el ecosistema de manglar. La vegetación de los manglares actúa como una trampa para las partículas

plásticas, representando una barrera contra la redistribución de desechos en el ecosistema marino y costero (Zamprognó et al., 2021), ya que las raíces aéreas de las plantas de mangle podrían formar una estructura similar a un tamiz y retener microplásticos en los sedimentos (Yu et al., 2023). La eficacia de acumulación de microplásticos en bosques de manglares fue confirmada por investigadores en bosques de Fujian en China, donde la abundancia de microplásticos en sedimentos de áreas de manglar fue aproximadamente 2 a 3 veces mayor que las áreas sin manglares (Liu et al., 2022).

Las correlaciones negativas presentadas entre la acumulación de microplásticos totales y fragmentos con el DAP, pueden ser debidas a que la tasa de atenuación de olas más altas se obtienen para bosques más jóvenes (Maza et al., 2021), lo que favorece la precipitación de sedimentos y partículas asociadas (Soler et al., 2020), como microplásticos. Además, la capacidad de absorción de energía del agua depende no solo del diámetro de los individuos, sino también de la densidad del bosque (Alongi, 2008). Una investigación evidenció que la tasa de atenuación de olas más alta (>50%) para profundidad de agua somera se obtiene para un bosque más joven, y que, por su pequeño tamaño, es probable que el dosel de los árboles más jóvenes interactúe con el flujo de agua, aumentando significativamente la capacidad de amortiguación de las olas (Maza et al., 2021).

## 2.5 Conclusiones

Se encontró una cantidad promedio de microplásticos en sedimentos asociados a bosques de manglares en el Pacífico colombiano de  $14.34 \pm 11.61$  partículas/kg, donde la bahía de Buenaventura acumuló 306% más microplásticos en comparación con la bahía de Tumaco, debido a que presenta una mayor población, genera una mayor producción per cápita de residuos sólidos y recibe la descarga de dos importantes ríos del Valle del Cauca.

Se evidenció que los bosques de manglares con mayor densidad de árboles acumularon hasta un 104% más microplásticos en sedimentos en comparación con los bosques con menor densidad, debido a la capacidad de reducción de la energía del agua que promueve la retención de sedimentos y contaminantes asociados.

Se registró que los microplásticos se distribuyen de manera heterogénea en los sedimentos, lo que indica el potencial de retención de contaminantes del ecosistema.

Se determinó que los bosques con mayor intervención presentaron un menor estado de desarrollo en comparación con los bosques menos intervenidos, debido a la relación

directa entre el DAP y la edad del bosque. Así mismo, se identificó que la relación negativa entre la cantidad de microplásticos y el DAP se puede atribuir a que los bosques jóvenes tienen una mayor tasa de atenuación de olas que favorece la sedimentación y retención de contaminantes.

## Bibliografía

- Alimi, O. S., Budarz, J. F., Hernandez, L. M., & Tufenkji, N. (2018). Microplastics and Nanoplastics in Aquatic Environments: Aggregation, Deposition, and Enhanced Contaminant Transport. *Environmental Science and Technology*, 52(4), 1704–1724. <https://doi.org/https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05559>
- Alongi, D. M. (2008). Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76(1), 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.08.024>
- Anderson, M. J. (2017). Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). In *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online* (pp. 1–15). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07841>
- Catarino, A. I., Kramm, J., Völker, C., Henry, T. B., & Everaert, G. (2021). Risk posed by microplastics: Scientific evidence and public perception. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 29, 100467. <https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2021.100467>
- Clarke, K. R., Gorley, R. N., Somerfield, P. J., & Warwick, R. M. (2014). *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation 3rd edition* (3rd ed.). PRIMER-E: Plymouth.
- DANE. (2018). *Proyecciones y retroproyecciones de población municipal para el periodo 1985-2019 y 2020-2035 con base en el CNPV 2018*. <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y->

poblacion/proyecciones-de-poblacion

- DANE. (2019). Resultados Censo Nacional de Población y Vivienda 2018. Cali, Valle del cauca. *DANE, Información Para Todos*, 33.
- Duan, J., Han, J., Cheung, S. G., Chong, R. K. Y., Lo, C. M., Lee, F. W. F., Xu, S. J. L., Yang, Y., Tam, N. F. yee, & Zhou, H. C. (2021). How mangrove plants affect microplastic distribution in sediments of coastal wetlands: Case study in Shenzhen Bay, South China. *Science of the Total Environment*, 767, 144695.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144695>
- Duke, N. C. (2011). Mangroves. In *Encyclopedia of Modern Coral Reefs. Structure, Form and Process* (Issue January 2011). <https://doi.org/10.1007/978-90-481-2639-2>
- Espinosa-Álzate, J. A., & Ríos-Osorio, L. A. (2016). Caracterización de sistemas agroecológicos para el establecimiento de cacao (*Theobroma cacao* L.), en comunidades afrodescendientes del Pacífico Colombiano (Tumaco- Nariño, Colombia). *Acta Agronomica*, 65(3), 211–217.  
<https://doi.org/10.15446/acag.v65n3.50714>
- van Hespen, R., Hu, Z., Borsje, B., De Dominicis, M., Friess, D. A., Jevrejeva, S., Kleinhans, M. G., Maza, M., van Bijsterveldt, C. E. J., Van der Stocken, T., van Wesenbeeck, B., Xie, D., & Bouma, T. J. (2023). Mangrove forests as a nature-based solution for coastal flood protection: Biophysical and ecological considerations. *Water Science and Engineering*, 16(1), 1–13.  
<https://doi.org/10.1016/j.wse.2022.10.004>
- Huang, W., Song, B., Liang, J., Niu, Q., Zeng, G., Shen, M., Deng, J., Luo, Y., Wen, X., & Zhang, Y. (2021). Microplastics and associated contaminants in the aquatic environment: A review on their ecotoxicological effects, trophic transfer, and potential impacts to human health. *Journal of Hazardous Materials*, 405(July 2020), 124187.  
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124187>
- INVEMAR. (2020). *Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2020. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3.*

- INVEMAR, I. de I. M. y C. “José B. V. D. A.-. (2005). *Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia*. 192.  
[http://www.invemar.org.co/redcostera1/invemar/docs/IERMAC\\_2013.pdf](http://www.invemar.org.co/redcostera1/invemar/docs/IERMAC_2013.pdf)
- Kathiresan, K., & Bingham, B. L. (2001). Biology of mangroves and mangrove ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 40(June 2020), 81–251.  
[https://doi.org/10.1016/S0065-2881\(01\)40003-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2881(01)40003-4)
- Li, T., Wang, Y., Jiao, M., Zhao, Z., Li, R., & Qin, C. (2023). Distinct microplastics abundance variation in root-associated sediments revealed the underestimation of mangrove microplastics pollution. *Science of the Total Environment*, 899(July), 165611. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165611>
- Li, J., Zhang, H., Zhang, K., Yang, R., Li, R., & Li, Y. (2018). Characterization, source, and retention of microplastic in sandy beaches and mangrove wetlands of the Qinzhou Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*, 136(September), 401–406.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.025>
- Liu, X., Liu, H., Chen, L., & Wang, X. (2022). Ecological interception effect of mangroves on microplastics. *Journal of Hazardous Materials*, 423(PB), 127231.  
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127231>
- Luo, Y. Y., Not, C., & Cannicci, S. (2021). Mangroves as unique but understudied traps for anthropogenic marine debris: A review of present information and the way forward. *Environmental Pollution*, 271, 116291.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116291>
- Martin, C., Almahasheer, H., & Duarte, C. M. (2019). Mangrove forests as traps for marine litter. *Environmental Pollution*, 247, 499–508.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.067>
- Maza, M., Lara, J. L., & Losada, I. J. (2021). Predicting the evolution of coastal protection service with mangrove forest age. *Coastal Engineering*, 168(October 2020).  
<https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2021.103922>
- Mohamed Nor, N. H., & Obbard, J. P. (2014). Microplastics in Singapore’s coastal

mangrove ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 79(1–2), 278–283.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.025>

Norris, B. K., Mullarney, J. C., Bryan, K. R., & Henderson, S. M. (2017). The effect of pneumatophore density on turbulence: A field study in a *Sonneratia*-dominated mangrove forest, Vietnam. *Continental Shelf Research*, 147(May), 114–127.

<https://doi.org/10.1016/j.csr.2017.06.002>

Palacios, M., Cantera, J., & Peña, E. (2019). Carbon stocks in mangrove forests of the Colombian Pacific. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 227(April 2018), 106299.

<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106299>

Ribeiro Evangelista, I., Filippo Gonzáles, A., & Neves do Santos, L. (2019). Influence of salinity, temperature and photoperiod on eye asymmetry of *Amphirion ocellaris* larvae. *Aquaculture*, AQUA 73497. <https://doi.org/10.1016/j.nedt.2019.104203>

Soler, M., Colomer, J., Folkard, A., & Serra, T. (2020). Particle size segregation of turbidity current deposits in vegetated canopies. *Science of the Total Environment*, 703, 134784. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134784>

van Bijsterveldt, C. E. J., van Wesenbeeck, B. K., Ramadhani, S., Raven, O. V., van Gool, F. E., Pribadi, R., & Bouma, T. J. (2021). Does plastic waste kill mangroves? A field experiment to assess the impact of macro plastics on mangrove growth, stress response and survival. *Science of the Total Environment*, 756, 143826.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143826>

Vega, L., Cantillo, V., & Arellana, J. (2019). Assessing the impact of major infrastructure projects on port choice decision: The Colombian case. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 120(December 2018), 132–148.

<https://doi.org/10.1016/j.tra.2018.12.021>

Walters, K., & Coen, L. D. (2006). A comparison of statistical approaches to analyzing community convergence between natural and constructed oyster reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 330(1), 81–95.

<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2005.12.018>

- Wu, Y., Chen, X., Wen, L., Li, Z., Peng, M., Wu, H., & Xie, L. (2022). Linking human activity to spatial accumulation of microplastics along mangrove coasts. *Science of the Total Environment*, 825, 154014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154014>
- Xu, N., Zhu, Z., Gao, W., Shao, D., Li, S., Zhu, Q., Fan, Z., Cai, Y., & Yang, Z. (2023). Effects of waves, burial depth and material density on microplastic retention in coastal sediments. *Science of the Total Environment*, 864(December 2022), 161093. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161093>
- Yu, L., Li, R., Chai, M., & Li, B. (2023). Vertical distribution, accumulation, and characteristics of microplastics in mangrove sediment in China. *Science of the Total Environment*, 856(July 2022), 159256. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159256>
- Zamprogno, G. C., Caniçali, F. B., dos Reis Cozer, C., Otegui, M. B. P., Graceli, J. B., & da Costa, M. B. (2021). Spatial distribution of microplastics in the superficial sediment of a mangrove in Southeast Brazil: A comparison between fringe and basin. *Science of The Total Environment*, 784, 146963. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146963>
- Zhang, R., Chen, Y., Lei, J., Zhou, X., Yao, P., & Stive, M. J. F. (2023). Experimental investigation of wave attenuation by mangrove forests with submerged canopies. *Coastal Engineering*, 186(February), 104403. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2023.104403>
- Zhou, Q., Tu, C., Fu, C., Li, Y., Zhang, H., Xiong, K., Zhao, X., Li, L., Waniek, J. J., & Luo, Y. (2020). Characteristics and distribution of microplastics in the coastal mangrove sediments of China. *Science of the Total Environment*, 703, 134807. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134807>

## Conclusiones y recomendaciones

### 2.6 Conclusiones

Se encontró una cantidad promedio de microplásticos en sedimentos asociados a bosques de manglares en el Pacífico colombiano de  $14.34 \pm 11.61$  partículas/kg, donde la bahía de Buenaventura acumuló 306% más cantidad de microplásticos en comparación con la bahía de Tumaco, posiblemente debido a su mayor población, la mayor producción per cápita de residuos sólidos y a la llegada de residuos por la descarga de dos importantes ríos del Valle del Cauca.

Se evidenció que los bosques de manglares con mayor nivel de intervención antrópica acumularon hasta un 22% más cantidad de microplásticos en sedimentos en comparación con los bosques con menor nivel de intervención, atribuido a que los bosques intervenidos se encontraban en cercanía de centros poblados, descargas de ríos, canales y zonas turísticas. No se presentaron patrones estacionales en la acumulación de microplásticos en sedimentos.

Las formas predominantes de microplásticos en los sedimentos correspondieron a las fibras y los fragmentos, originadas a partir de la degradación de redes y cuerdas de pesca, así como del fraccionamiento de plásticos más grandes debido a la acción de la luz solar y la abrasión mecánica.

La mayor acumulación de microplásticos en sedimentos junto con un mayor porcentaje de lodos y contenido de materia orgánica, se puede atribuir a que los estos elementos en condiciones de menor movimiento del agua favorecen su precipitación y acumulación.

Se evidenció que, en la bahía de Buenaventura, la mayor cantidad de fibras estuvo influenciada por bajas salinidades debido al aporte de agua dulce por escorrentía y creciente de los ríos que favorecen el ingreso de residuos al ecosistema de manglar.

En la bahía de Tumaco, el aumento en la cantidad de microplásticos fue influenciado por mayores salinidades y puede ser atribuido a la mayor concentración y baja dispersión de

contaminantes en la época seca. A su vez, se halló que posiblemente una menor temperatura aumenta la densidad del agua y facilita la flotabilidad y transporte de microplásticos hacia los bosques de manglares.

Se encontró que los bosques con mayor intervención presentaron un menor estado de desarrollo en comparación con los bosques menos intervenidos, debido a la relación directa entre el DAP y la edad del bosque. Así mismo, se identificó que la relación negativa entre la cantidad de microplásticos y el DAP se puede atribuir a que los bosques jóvenes tienen una mayor tasa de atenuación de olas que favorece la retención de contaminantes. Se determinó que los bosques de manglares con mayor densidad de árboles acumularon hasta un 104% más de microplásticos en sedimentos en comparación con los bosques con menor densidad, debido a la capacidad de reducción de la energía del agua que promueve la retención de sedimentos y contaminantes asociados

## 2.7 Recomendaciones

A pesar de que actualmente se encuentra disponible información sobre la dinámica de los manglares asociadas a los bienes y servicios del ecosistema a los seres humanos, se requiere investigar más la hidrodinámica, las barreras geográficas y estructura del bosque de manglar para conocer la dinámica de la acumulación, distribución y resuspensión de los microplásticos en sedimentos en las diferentes épocas climáticas.

Es necesario evaluar la influencia de los microplásticos en el desarrollo de los árboles de manglares, debido a que se documentó en un experimento en Asia, que los microplásticos afectaron el crecimiento de las plantas y la fotosíntesis de las hojas de manglar, *Kandelia obovata*, alterando las características del suelo (especialmente la densidad aparente del suelo, la porosidad y el pH) y afectaron negativamente a las plantas, incluido el crecimiento de las plantas, el ionoma, la clorofila, la fotosíntesis y la fluorescencia de la clorofila; además, las respuestas de las propiedades del suelo de la rizosfera redujeron la densidad aparente del suelo y mejoraron la porosidad del suelo causada por los microplásticos, que favorecen el crecimiento de las plantas terrestres normales (Chai et al., 2023).

Es indispensable identificar las fuentes y rutas de ingreso de los microplásticos en los ecosistemas acuáticos, con el objetivo de evaluar e implementar soluciones que integren la sociedad y la tecnología para minimizar el uso y la inadecuada disposición de plásticos;

así mismo, se requiere investigar soluciones biotecnológicas tendientes a la remediación de los sitios contaminados por microplásticos en los diferentes ecosistemas existentes.