

# MICROPLÁSTICOS EN LA ARENA DE UNA PLAYA URBANA DEL GOLFO DE CARIACO, VENEZUELA

JUAN LÓPEZ-MARCANO<sup>1\*</sup>, IVIS MARINA FERMÍN<sup>2</sup>, LUIS MEDINA FAULL<sup>3</sup>, EDGAR GARCÍA MARCANO<sup>4</sup> & MIGUEL OCQUE<sup>5</sup>

<sup>1</sup> *Departamento de Biología Pesquera, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente. Cumaná, Sucre. Venezuela. \*Autor de Correspondencia: juanj5826@gmail.com / juanlm\_bio@udo.edu.ve; <https://orcid.org/0000-0001-6368-4364>*

<sup>2</sup> *Departamento de Oceanografía, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente. Cumaná, Sucre. Venezuela. [ivismarina@gmail.com](mailto:ivismarina@gmail.com); <https://orcid.org/0000-0002-5255-6276>*

<sup>3</sup> *School of Marine and Atmospheric Sciences, Stony Brook University, New York, USA. [luis.medina@stonybrook.edu](mailto:luis.medina@stonybrook.edu); <https://orcid.org/0000-0002-9425-986X>*

<sup>4</sup> *Departamento de Oceanografía, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente. Cumaná, Sucre. Venezuela [tukani82@gmail.com](mailto:tukani82@gmail.com); <https://orcid.org/0000-0003-4057-5514>*

<sup>5</sup> *Departamento de Oceanografía, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente. Cumaná, Sucre. Venezuela [aocque@gmail.com](mailto:aocque@gmail.com); <https://orcid.org/0009-0005-2299-9526>*

Recibido: Octubre 2025 Aceptado: Febrero 2026

**RESUMEN:** Los microplásticos (MPs) son pequeñas piezas de plástico <5 mm, persistentes y se acumulan en diversos ecosistemas marinos de todo el planeta, incluyendo las playas. Estas partículas deterioran la calidad del hábitat y afectan negativamente a organismos acuáticos al ser ingeridos en todos los niveles de la red alimentaria. Este estudio abordó la cuantificación, caracterización y determino la distribución temporal de los MPs en la arena de Playa San Luis, la playa urbana más concurrida del Golfo de Cariaco, Venezuela. La abundancia promedio de MPs fue mayor en la época de lluvias (14,84 MPs kg<sup>-1</sup>), seguida de la época de transición (11,79 MPs kg<sup>-1</sup>) y sequía (8,16 MPs kg<sup>-1</sup>). Las fibras fueron la morfología más común (67 %), y entre estas, las transparentes fueron las más abundantes. Se identificaron MPs hechos de polietileno, polipropileno, poliéster y poliestireno. La alta presencia de fibras se atribuye a efluentes de aguas residuales, fragmentación de artes de pesca y desprendimiento de ropa de bañistas. La mayor abundancia de MPs en la época de lluvias sugiere una intensificación de las vías de acceso de estos contaminantes, coincidiendo con períodos vacacionales y mayores aportes de los ríos. El estudio evidencia la presencia de MPs en Playa San Luis, lo que resalta la necesidad de medidas de mitigación y futuras investigaciones para entender sus consecuencias.

Palabras clave: basuras marinas, contaminación por microplásticos, playas turísticas, sostenibilidad.

**ABSTRACT:** Microplastics (MPs) are small, persistent pieces of plastic (<5 mm) that accumulate in various marine ecosystems worldwide, including beaches. These particles degrade habitat quality and negatively impact aquatic organisms through ingestion at all levels of the food web. This study quantified, characterized, and determined the temporal distribution of MPs in the sand of Playa San Luis, the busiest urban beach in the Gulf of Cariaco, Venezuela. The average abundance of MPs was highest during the rainy season (14.84 MPs kg<sup>-1</sup>), followed by the transitional season (11.79 MPs kg<sup>-1</sup>) and the dry season (8.16 MPs kg<sup>-1</sup>). Fibers were the most common morphology (67 %), and among these, transparent fibers were the most abundant. MPs made of polyethylene, polypropylene, polyester, and polystyrene were identified. The high presence of fibers is attributed to wastewater effluents, fragmentation of fishing gear, and clothing shed by beachgoers. The greater abundance of MPs during the rainy season suggests an intensification of the pathways for these contaminants, coinciding with holiday periods and increased river flows. The study demonstrates the presence of MPs at San Luis Beach, highlighting the need for mitigation measures and further research to understand their consequences.

Key words: marine litter, microplastic pollution, tourist beaches, sustainability.

## INTRODUCCIÓN

Los MPs se han definido como partículas de plástico con tamaños entre <5 y 0,001 mm (GESAMP 2016); están presentes en el ambiente marino como resultado de la fragmentación de piezas plásticas de

mayor tamaño o partículas de tamaño (MPs secundarios) o provienen de vertidos de partículas fabricadas de ese tamaño (MPs primarios) tal como los pellets y las microesferas usadas los componentes en productos cosméticos y de cuidado personal (BROWNE *et al.* 2007; FENDALL & SEWELL 2009; ANDRADY 2011; GESAMP 2016). Los MPs tienen distintas formas y composición química, entre otras propiedades (HIDALGO-RUZ *et al.* 2012; ANDRADY 2017). Estas partículas, se han encontrado en todo el mundo, son altamente persistentes en el ambiente y, por lo tanto, se acumulan en diferentes ecosistemas marinos, incluyendo las playas, a un ritmo creciente (WOODALL *et al.* 2014; SUARIA *et al.* 2016; CÓZAR *et al.* 2017; WALLER *et al.* 2017). Las áreas costeras de regiones fuertemente impactadas por la actividad antropogénica son también las más contaminadas por MPs (CÓZAR *et al.* 2014; ERIKSEN *et al.* 2014; GALGANI *et al.* 2015; PETERS & BRATTON 2016; FRÈRE *et al.* 2017).

La principal preocupación en torno a los MPs es por sus efectos negativos sobre los organismos acuáticos. Los MPs se fragmentan en partículas cada vez más pequeñas con el tiempo (WEINSTEIN *et al.* 2016), lo que facilita su ingestión accidental o por confusión con presas naturales, en todos los niveles de la cadena alimentaria, desde el plancton hasta los mejillones, los peces y las aves (PETERS & BRATTON 2016; WINDSOR *et al.* 2019).

Al representar los MPs uno de los mayores problemas de contaminación ambiental debido a su ubicuidad (GESAMP 2016), en la última década se han incrementado las investigaciones en torno a este contaminante. No obstante, al utilizarse diversas metodologías, se complica comparar resultados. En Venezuela existen pocos estudios relacionados sobre este tema, de los cuales podemos mencionar a GAMBOA *et al.* (2022), evaluaron la basura plástica y MPs presentes en sedimentos de la playa San Luis (Cumaná, Estado Sucre), durante el periodo de sequía, hallando macro, meso y MPs en todas las muestras estudiadas. GARCÍA *et al.* (2023), estudiaron la arena del balneario Cachamaure, una playa turística ubicada al sur del mar Caribe, en el estado Sucre, donde contabilizaron 361 MPs durante todo el periodo de estudio. Por su parte, BALLADARES *et al.* (2023), realizaron un análisis físico preliminar en la playa Los Garzos, el principal sitio de anidación de la tortuga carey en Venezuela, ubicada en el sur del mar Caribe, encontrando cifras elevadas ( $94 \pm 2,5$  elementos) de 14 materiales y colores diferentes de MPs, promediando  $1504 \pm 405,61$  elementos por cada  $m^2$ , más que en otros sitios de anidación de tortugas marinas en todo el mundo. GAMBOA *et al.* (2025), registraron un total de 1 049 objetos de macropásticos y 491 partículas de plástico (meso y microplásticos) en playa Manza del estado Anzoátegui. OCQUE *et al.* (2026), en playas del mismo estado Sucre, contabilizaron contabilizando 511 partículas durante el periodo de estudio.

El objetivo de este estudio es, cuantificar, caracterizar y determinar la distribución temporal de los MPs en la arena de playa San Luis, ciudad de Cumaná, Venezuela. Los resultados de esta investigación contribuyen a la línea base de la contaminación por MPs en Venezuela y la región del Gran Caribe, los cuales pueden orientar los esfuerzos de gestión ambiental y conservación de la biodiversidad marina y costera.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

La playa Sa Luis se ubica en la ciudad de Cumaná, en la costa sur de la entrada del Golfo de Cariaco, costa nororiental de Venezuela. Esta playa es un balneario de aproximadamente 5 700 m situado entre las coordenadas ( $10^{\circ} 26' 40.33''$  N -  $64^{\circ} 11' 44.53''$  W y  $10^{\circ} 24' 49.13''$  N -  $64^{\circ} 14' 07.72''$  W), frecuentado durante todo el año, con mayor intensidad durante las vacaciones y festivales oficiales. Tiene una amplitud de marea de 30 cm, pendiente de  $\leq 10^{\circ}$  y baja energía. En la zona central, existe un canal de comunicación del mar y la Laguna De Los Patos, y en la zona desembocan los ríos Tacal (oeste) y Manzanares (noreste), con un importante volumen de agua durante el periodo de lluvias (QUINTERO *et al.* 2004). Con respecto a las épocas climatológicas, esta zona presenta un régimen de lluvia unimodal, con una temporada seca y cálida de diciembre a marzo y, una temporada fría y lluviosa entre junio y septiembre, entre las cuales se da una transición gradual (VILA 1975; FOGHIN-PILLIN 2002; Figs. 1 y 2).



Figura 1. Mapa del Golfo de Cariaco con la ubicación de playa San Luis.



Figura 2. Foto de la playa San Luis, donde se realizaron los muestreos.

### Obtención de las muestras

Los muestreos de MPs en la arena, se realizaron en las tres épocas climáticas durante el año 2019. Se siguió un protocolo adaptado para el muestreo del MPs en arena de playa, basado en los sugeridos por MASURA *et al.* (2015); BESLEY *et al.* (2017); GARCÍA *et al.* (2023), este consiste en el trazo de un transecto de 100 m de longitud en la línea de más alta marea (pleamar), y cada 25 m (0, 25, 50, 75 y 100 m), se colocó

una cuadrante de 50x50 cm y en cada uno de ellos se colectó la arena en una superficie de 0,25 m<sup>2</sup>. Las muestras se depositaron en envases de vidrio previamente rotulados y luego se trasladaron al laboratorio de análisis de MPs del Instituto Oceanográfico de Venezuela donde fueron analizadas. Durante este proceso, solo se utilizaron materiales metálicos, de madera y vidrio para evitar contaminar las muestras.

Las muestras de arena se depositaron en bandejas de aluminio y se secaron en una estufa a una temperatura de 60 °C, por un lapso de 24 horas, para luego tamizarlas en tamices metálicos de 5 y 1 mm. Las fracciones que quedaron retenida en el último tamiz, fueron vertidas en beakers y se les agregó 200 ml de solución salina saturada, este preparado se agitó a 600 rpm durante 2 min con un agitador magnético. Luego, se dejó reposar durante 2 h tapando los beakers con papel de aluminio. Por diferencia de la densidad, se espera que los MPs queden suspendidos en la porción superficial. Pasado este periodo, se extrajo el sobrenadante y se filtró con papel filtro de borosilicato de 4,5 µm de porosidad y 47 mm de diámetro marca Whatman, un equipo de filtración acoplado a un Kitasato y una bomba de vacío de 25,5 Hg - 60 psi. Los filtros fueron almacenados en placas de Petri limpias y previamente rotuladas para su posterior evaluación. El proceso de separación por densidad se repitió tres veces para cada muestra. Todo el material utilizado fue lavado con agua destilada tras el procesamiento de cada una de las muestras para evitar una posible contaminación cruzada. La solución salina saturada se preparó disolviendo 359,6 g de NaCl en 1 litro de agua desmineralizada y agitándose la solución con un agitador magnético a 600 rpm a 60 °C durante 8 h. Esta solución se filtró con papel de filtro de 0,45 µm de porosidad, utilizando un equipo de filtración (MASURA *et al.* 2015; BESLEY *et al.* 2017; GARCÍA *et al.* 2023).

En el área de trabajo se mantuvo una placa de Petri descubierta, con agua destilada, esta cumplió la función de blanco y fue revisada todos los días al terminar los análisis, de contener partículas de MPs, sus iguales se excluirán del conteo general basados en similitud (forma y color). (LUSHER & HERNANDEZ-MILIAN 2018; LÓPEZ-MARCANO *et al.* 2023). Con esto se pretende evitar la sobreestimación de la densidad de MPs. En este proceso se descartaron 28 partículas de MPs, todas ellas con la forma de fibras.

#### Caracterización física de los MPs

Los filtros se examinaron con un microscopio estereoscópico, y morfológicamente se caracterizaron los MPs, tomando registros numéricos de su abundancia según la forma (fibra, fragmento, film, foam o pellet) según SRUTHY & RAMASAMY (2017) y color, siguiendo los criterios de LUSHER *et al.* (2013; 2016). Se calcularon las abundancias de MPs por cada kg<sup>-1</sup> de arena de playa. Para evitar una identificación errónea de los MPs, se siguieron criterios como: (1) sin estructura celular u orgánica adherida, (2) color homogéneo, y (3) homogeneidad en toda su longitud en el caso de las fibras (HIDALGO-RUZ *et al.* 2012; BOSKER *et al.* 2018). Se tomaron fotos de los MPs encontrados con un sistema de video integrado conectado al microscopio y una computadora.

#### Caracterización química de los MPs

Se seleccionaron cinco MPs (uno de origen primario y cuatro de origen secundario) de las formas y colores más abundantes para la identificación de los polímeros en el Laboratorio de Imágenes Moleculares NANO Raman (NARMIL) en la Universidad Estatal de Nueva York en Stony Brook, Nueva York, USA. Esto debido a los altos costos del análisis.

Se utilizó un microespectrofotómetro Raman confocal para obtener los espectros con el láser He/Ne de 633 nm a ~9,3 mW de potencia en la muestra, utilizando una rejilla de difracción de 1200 líneas/mm, un rango espectral de 200 a 2500 cm<sup>-1</sup>, y una sola exposición de espectro de 0,7 s<sup>-1</sup>.

Los espectros se compararon con el material de referencia libre SLoPP y SLoPP-E (MUNNO *et al.* 2020) y el software de análisis espectral Spectragryph Version 1.2.17d (MENGENS 2024) para identificar los polímeros que tuvieran más del 75% de coincidencia, los cuales fueron también verificados con los resultados de PHILIPP *et al.* (2018).

Análisis estadístico

Para detectar posibles diferencias entre la abundancia de MPs por cada kg<sup>-1</sup> de arena de playa entre las épocas climáticas. Se aplicó la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis, ya que la variable no cumplía las condiciones subyacentes de normalidad (prueba Kolmogorov-Smirnov) y homogeneidad de varianzas (prueba de Levene). Para conocer en qué pares específicos de subgrupos hay diferencias significativas (p<0,05), se aplicó el test de Dunn con ajustes en el nivel  $\alpha$ , asumido por la corrección de la prueba de Bonferroni, lo que permite contrastar el aumento en la tasa de error tipo I, debido a estar realizados sobre unos mismos datos de una serie de contrastes de hipótesis (SOKAL & ROHLF 1995).

La construcción y manejo de las bases de datos, se hicieron mediante la utilización del programa Excel del paquete Office de Microsoft para Windows. Las pruebas estadísticas, modelos, gráficos exploratorios y demás rutinas se desarrollaron utilizando el Software Libre R v4.2.2, bajo la interfaz gráfica R Studio (R CORE TEAM 2016).

**RESULTADOS**

En total se recolectaron 576 partículas de MPs, divididos en 141, 164 y 271 ítems para los periodos de sequía, transición y lluvia respectivamente. La abundancia promedio fue de 11,58 MPs kg<sup>-1</sup> de arena. La época de sequía presentó el menor promedio (8,16 MPs kg<sup>-1</sup> de arena) y el mayor valor fue en la época de lluvia (14,84 MPs kg<sup>-1</sup> de arena). Las abundancias de MPs kg<sup>-1</sup> presentaron diferencias significativas con respecto a las épocas de estudio (K-W = 12,62  $p = 0,0018$ ). Al realizar la prueba *a posteriori* test de Dunn, se reveló la formación de dos grupos, específicamente entre el periodo de sequía y transición, y entre los periodos de transición y lluvia. Esto refleja una alta diferencia significativa entre los periodos de sequía y lluvia (Tabla 1; Fig. 3).

Las fibras fueron la morfología más abundante, seguidas de las espumas, los films y pellet (Fig. 4A y 4B). Con respecto a la forma y color, las fibras transparentes (104 MPs) fueron las más abundantes, seguidas de las espumas blancas (121 MPs) y las fibras azules (87 MPs) durante todo el periodo de muestreo (Figs. 5 y 6). Con respecto a la identificación química de las cinco partículas, quedaron catalogadas como dos fibras de polipropileno (Figs. 7A y 7B), una fibra de poliéster (Fig. 7C), una espuma identificada como poliestireno (Fig. 7D) y un pellet de polietileno (Fig. 7E).

Tabla 1. Prueba *a posteriori* de la densidad de MPs por el factor “Temporadas”. (SE = sequía, TR = transición, LL = lluvia, \*=p<0,05, \*\*= p<0,01 y \*\*\*= p<0,001).

	SE		
SE	x	TR	
TR	-	x	LL
LL	***	-	x

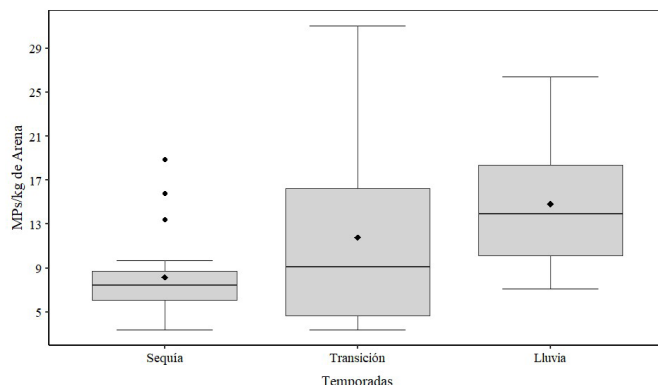


Figura 3. Abundancia promedio de MPs kg<sup>-1</sup> de arena de playa San Luis por épocas climáticas.

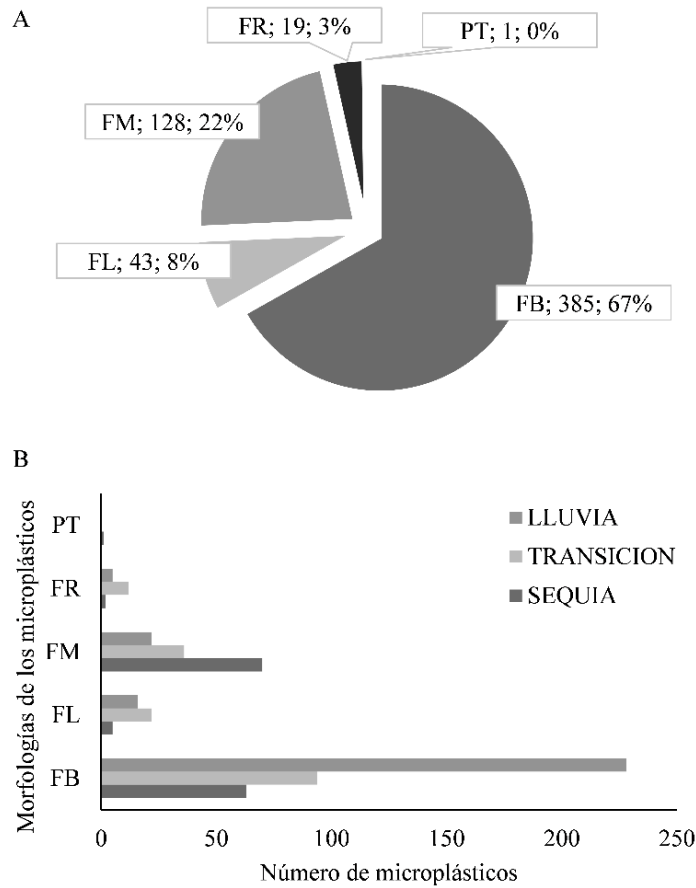


Figura 4. Morfologías de los MPs encontrados en la arena de playa San Luis, durante todo el periodo de estudio. (A) formas en términos porcentuales. (B) formas en número de partículas por épocas climáticas. (FB= fibra, FL= film, FM= espuma, FR= fragmento y PT= pellet).

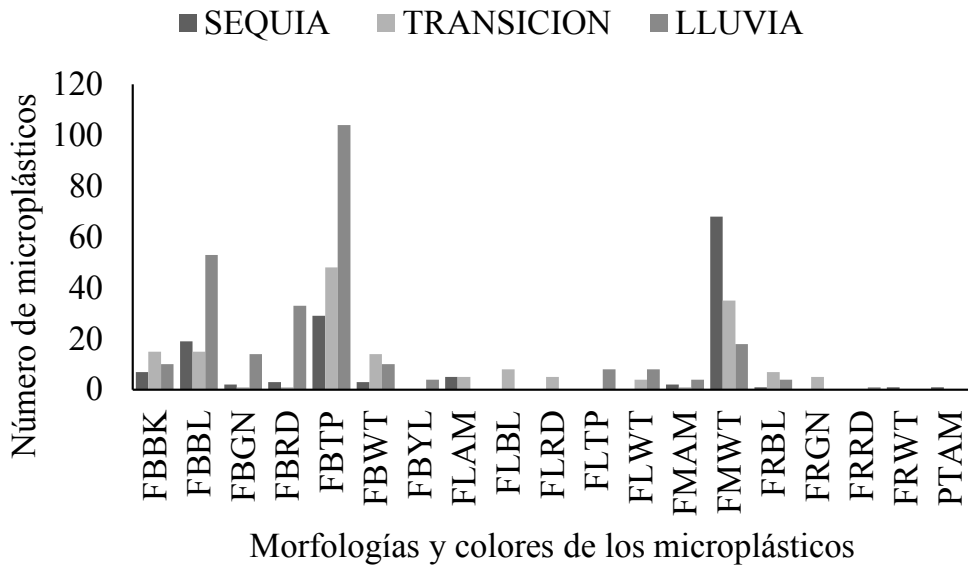


Figura 5. Morfologías y colores de los MPs encontrados en la arena de playa San Luis, en cada temporada climática durante todo el periodo de estudio. (FBBK= fibra negra, FBBL= fibra azul, FBGN= fibra verde, FBTP= fibra transparente, FBWT= fibra blanca, FBYL= fibra amarilla, FLAM= film ámbar, FLBL= film azul, FLRD= film rojo, FLTP= film transparente, FLWT= film blanco, FMAM= espuma ámbar, FMWT= espuma blanca, FRBL= fragmento azul, FRGN= fragmento verde, FRRD= fragmento rojo, FRWT= fragmento blanco y PTAM= pellet ámbar).

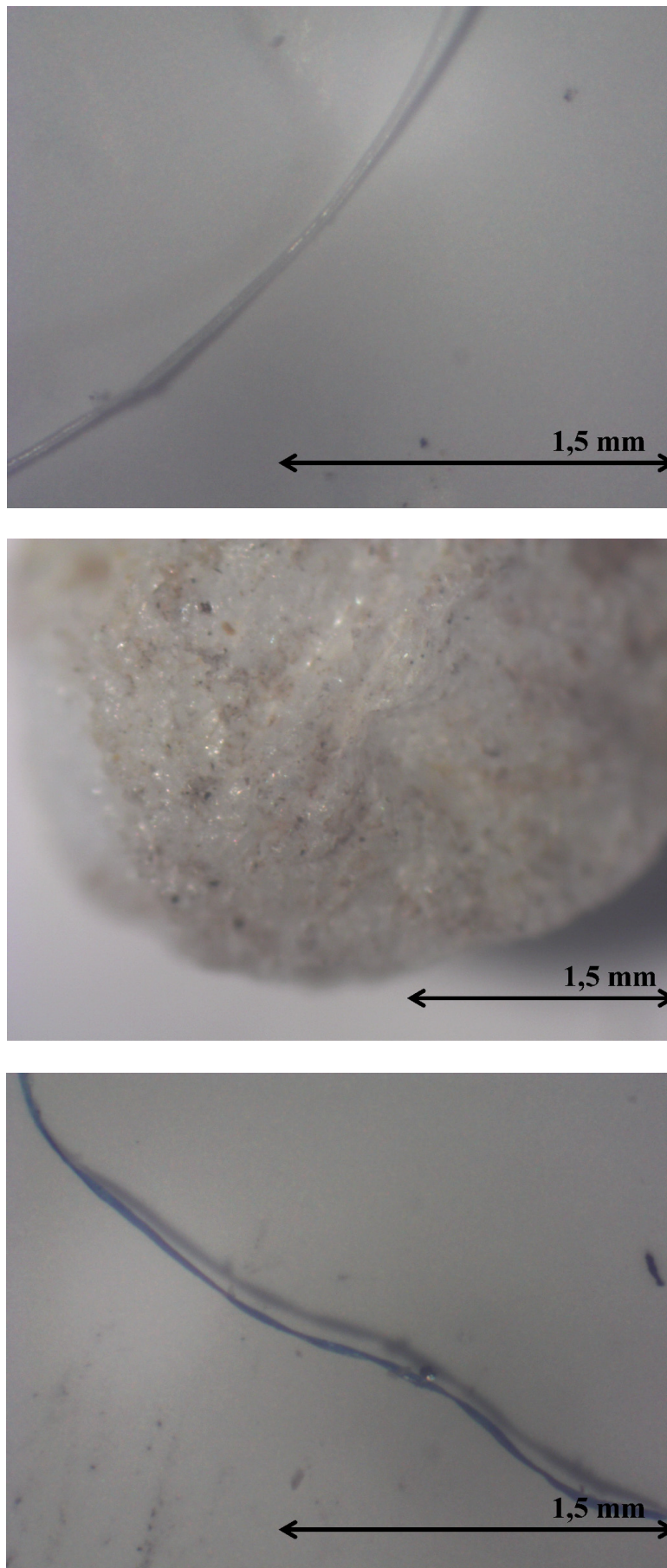


Figura 6. Fotografías representativas de las tres más abundantes formas y colores descritos.

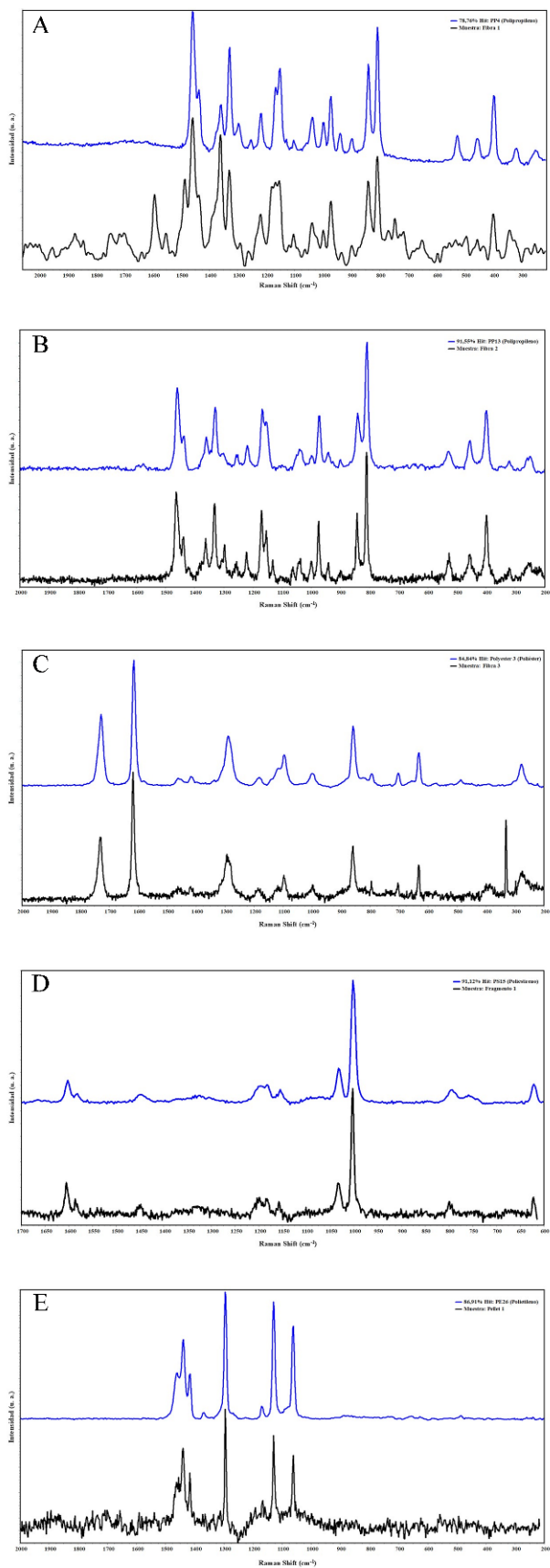


Figura 7. Espectro para la identificación química de los polímeros con más del 75% de coincidencia. (A y B) partículas identificadas como polipropileno. (C) partícula identificada como poliéster. (D) partícula identificada como poliestireno. (E) partícula identificada como polietileno.

## DISCUSIÓN

Los resultados demuestran la presencia generalizada de MPs durante todas las épocas climáticas en la arena de playa San Luis. Esto coincide con lo reportado por otros autores a nivel global, por ejemplo, PINÓN *et al.* (2018) y PATIÑO MESÍAS *et al.* (2024), quienes reportaron MPs en arenas de playa de la Península de Baja California, México y las playas Pacoche y de Tarqui en Ecuador respectivamente. A nivel local, podemos mencionar el trabajo publicado por GARCÍA *et al.* (2023) y OCQUE *et al.* (2026), quienes caracterizaron la presencia de estas partículas en playas rurales y turísticas del mismo Golfo de Cariaco. Estos resultados podrían demostrar la omnipresencia de estas partículas contaminantes en las costas a nivel global.

Con respecto a la forma y color de estas partículas durante todo el periodo de estudio, las fibras son el tipo MPs más común. Este resultado era de esperarse, ya que múltiples autores reportan a esta forma como la más abundante (DRIS *et al.* 2016; KOLE *et al.* 2017; GARCÍA *et al.* 2023). Este tipo de MPs en conjunto representan el 18,5% de todos los residuos marinos (GALL & THOMPSON 2015). Estos datos son de importancia ya que, la forma de los MPs, nos pueden indicar la posible fuente de estos contaminantes. Las fibras, pueden provenir de efluentes de aguas residuales que han sido descargados a las vías fluviales adyacentes y que generalmente contienen fibras sintéticas liberadas de algunas prendas de ropa en cada ciclo de lavado, que por su tamaño pequeño no pueden ser retenidas en las plantas de tratamiento de aguas residuales (DE FALCO *et al.* 2018), también pueden ser resultado de la fragmentación de redes de pesca, líneas y cuerdas abandonadas que comúnmente se encuentran en entornos cercanos a la costa (ABAYOMI *et al.* 2017). Además, según CHEN & CHEN (2020), la alta presencia de fibras encontradas en playas turísticas, también se debe posiblemente al desprendimiento que ocurre por la acción mecánica de la ropa de los visitantes y/o bañistas.

En el caso particular de nuestra playa de estudio, las vías de acceso de estos contaminantes están siendo amplificadas, ya que en la cercanía existe una planta de tratamiento de aguas residuales inoperante que descarga en la Laguna De Los Patos cuyas aguas tienen comunicación con la costa, sumado a la influencia del río Tacal desde el oeste, la pluma del río Manzanares desde el noreste y al ser esta una playa urbana densamente poblada en sus cercanías con una alta actividad turística durante todo el año. Este comportamiento se comprueba, al analizar la variación temporal de la abundancia de MPs, que fueron más abundantes en la época de lluvia, momento en el cual habría mayores descargas de los ríos y de la laguna hacia la playa. Además, la época de lluvia coincide con los mayores periodos vacacionales del país, cuando hay más cantidad de usuarios en las playas.

Es importante señalar, que se consideran a las fibras como el tipo de MPs más dañino (WRIGHT *et al.* 2013), porque éstas pueden causar problemas de enredos y son fácilmente ingeridas por organismos marinos ocasionando posteriormente una posible y diversa variedad de efectos dañinos (COLE *et al.* 2011). Por otro lado, el color y tamaño se relacionan con la probabilidad de ingesta de MPs por la fauna marina. En el color se ha estudiado que algunos peces comerciales confunden a sus presas con MPs blanco, marrón y amarillo y por lo tanto tienden a alimentarse de estos frecuentemente (SHAW & DAY 1994). Por otra parte, en cuanto al tamaño, mientras más pequeño sea el microplástico aumenta su biodisponibilidad para ser ingeridos por una amplia gama de organismos (WRIGHT *et al.* 2013) los cuales tienen una selectividad limitada entre las partículas y generalmente capturan cualquier cosa (MOORE 2008). En la presente investigación, las fibras transparentes fueron la forma y color más abundante lo que genera una mayor alarma por todo lo antes explicado, GAMBOA *et al.* (2022); GARCÍA *et al.* (2023) y OCQUE *et al.* (2026), encontraron resultados similares sobre la caracterización forma y color de los MPs dentro del Golfo de Cariaco, específicamente, en playas de la costa sur.

En términos de la abundancia por  $\text{kg}^{-1}$  de arena de playa, la contaminación de playa San Luis, se puede considerar relativamente alta si la comparamos con los trabajos realizados por otros autores. GARCÍA *et al.* (2023), reportaron un promedio de  $6,81 \text{ kg}^{-1}$  de arena de playa y OCQUE *et al.* (2026), reportaron  $8,93 \text{ kg}^{-1}$  de arena de playa, ambos estudios en balnearios del mismo Golfo de Cariaco, valores que están por

debajo de los obtenidos en esta investigación. Mientras que, GAMBOA *et al.* (2022), reportaron promedios de 33,66 y 16,82 kg<sup>-1</sup> de arena de playa en otros sectores cercanos a la playa San Luis. Este comportamiento se puede explicar también por todo lo antes expuesto con relación a las posibles vectores de entrada MPs especialmente fibras a playa San Luis.

Los MPs analizados están hechos de polietileno, polipropileno y poliéster, el primero se utiliza comúnmente en bolsas de plástico, botellas, envases de alimentos y algunos productos de cuidado personal (como las microesferas) y el segundo se encuentra en una amplia gama de productos, incluyendo tapas de botellas, envases de yogur, pitillos y ciertos textiles sintéticos y el tercer tipo se usa ampliamente en la industria textil y en otras aplicaciones. (ELIAS 2018; PLASTICSEUROPE 2019). Los usos de estos polímeros podrían explicar la gran presencia de fibras posiblemente provenientes de la degradación de cuerdas y ropa. Además, es importante destacar que, la presencia del pellet identificado como polietileno es atípica en la zona, ya que no existe una vía directa de contaminación de estos plásticos de origen primario. Se puede presumir el transporte por corrientes o vientos, ya que la única y última fábrica de manufactura de objetos plásticos (mayormente bolsas) en las cercanías de la zona estudiada, dejó de funcionar hace más de 5 años, esto no descarta que lo encontrada pueda provenir de allí, por la misma persistencia de los plásticos y el tipo de producto que se fabricaban, pero se esperaría de ser este el origen una mayor presencia de pellet en la arena de las playas. Por último, el poliestireno, en comúnmente usado por los pescadores de la zona, específicamente como boyas improvisadas, estas por las condiciones ambientales terminan fragmentándose, teniendo como consecuencia una alta presencia de estas partículas en las costas.

## CONCLUSIONES

La playa San Luis está contaminada por MPs, principalmente fibras. Su presencia es constante en las tres épocas climáticas, con mayor abundancia en la época de lluvia, sugiriendo mayor entrada por las descargar de los ríos El Tacal y Manzanares.

La alta abundancia de fibras, característica de playas urbanas, se asocia a residuos textiles de las actividades turística, pesquera y a la descarga de aguas residuales. Esta situación representa una amenaza para la biota local, dado que los MPs son fácilmente consumidos por los organismos marinos.

Ante este escenario, se considera imperativo un plan de mitigación integral de doble enfoque: mejorar el manejo de los desechos sólidos y optimizar el tratamiento de aguas residuales de la ciudad. Se recomienda investigar el impacto de los MPs en la salud del ecosistema a largo plazo.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Dr. Luis Ernesto Medina Faull, y al Laboratorio de Imágenes Moleculares NANO Raman (NARMIL), de la Universidad de Stony Brook en la ciudad de Nueva York, por permitirnos realizar esta investigación dentro del proyecto coordinado por el titulado: “Sources and Dynamics of Microplastics in the South Caribbean Sea”, financiado por la Fundación Nathional Geographics. Al Lcdo. Valentín Brito, por el manejo y edición de los espectros generado durante la identificación química.

## REFERENCIAS

- ABAYOMI, O. A., P. RANGE, M. A. AL-GHOUTI, J. P. OBBARD, S. H. ALMEER & R. BEN-HAMADOU. 2017. Microplastics in coastal environments of the Arabian Gulf. *Mar. Pollut. Bull.* 124 (1):181-188. <http://10.1016/j.marpolbul.2017.07.011>
- ANDRADY, A. L. 2011. Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 62 (8): 1596-1605.
- ANDRADY, A. L. 2017. The plastic in microplastics: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 119 (1): 12-22.
- BALLADARES, C., I. FERMÍN, E. GARCÍA, J. C. AMILIBIA & D. RODRÍGUEZ. 2023. Preliminary analysis of microplastics from the main continental nesting beach of the hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) in Venezuela. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 51 (1): 79-87.

- BESLEY, A., M. VIJGER, P. BEHENS & T. BOSKER. 2017. A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastic in beach sand. *Mar. Pollut. Bull.* 114:77-83.
- BOSKER, T., L. GUAITA & P. BEHRENS. 2018. Microplastic pollution on Caribbean beaches in the Lesser Antilles. *Mar. Pollut. Bull.* 133: 442-447.
- BROWNE, M. A., T. GALLOWAY & R. THOMPSON. 2007. Microplastic - An emerging contaminant of potential concern? *IEAM*. 3 (4): 559-566.
- CHEN, M. C. & T. H. CHEN. 2020. Spatial and seasonal distribution of microplastics on sandy beaches along the coast of the Hengchun Peninsula, Taiwan. *Mar. Pollut. Bull.* 151: 110861.
- COLE, M., P. LINDEQUE, C. HALSBAND & T. S. GALLOWAY. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 68: 2588-2597.
- CÓZAR, A., F. ECHEVARRÍA, J. I. GONZÁLEZ-GORDILLO, X. IRIGOIEN, B. UBEDA, S. HERNÁNDEZ LEÓN, A. T. PALMA, S. NAVARRO, J. GARCÍA-DE-LOMAS, A. RUIZ, M. L. FERNÁNDEZ-DE-PUELLES & C. M. DUARTE. 2014. Plastic debris in the open ocean. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 111: 10239-10244.
- CÓZAR, A., E. MARTÍ, C.M. DUARTE, J. GARCÍA-DE-LOMAS, E. VAN SEBILLE, T. J. BALLATORE, V. M. EGUÍLUZ, J. I. GONZÁLEZ-GORDILLO, M. I. PEDROTTI, F. ECHEVARRÍA, R. TROUBLÉ & X. IRIGOIEN. 2017. The Arctic Ocean as a dead end for floating plastics in the North Atlantic branch of the thermohaline circulation. *Sci. Adv.* 3: e1600582.
- DE FALCO, F., M. P. GULLO, G. GENTILE, E. DI PACE, M. COCCA, L. GELABERT, M. BROUTA-AGNÉSA, A. ROVIRA, R. ESCUDERO, R. VILLALBA, R. MOSSOTTI, A. MONTARSOLO, S. GAVIGNANO, C. TONIN & M. AVELLA. 2018. Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics. *Environ. Pollut.* 236: 916-925. <http://10.1016/j.envpol.2017.10.057>
- DRIS, R., J. GASPERI, M. SAAD, C. MIRANDE-BRET & B. TASSIN. 2016. Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastic in the environment? *Mar. Pollut. Bull.* 104: 290-293.
- ELIAS, S. A. 2018. *Plastics in the Ocean*. Encyclopedia of the Anthropocene Vol. 1: 133-149
- ERIKSEN, M., L. C. LEBRETON, H. S. CARSON, M. THIEL, C. J. MOORE, J. C. BORERRO, F. GALGANI, P. G. RYAN & J. REISSER. 2014. Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS One*. 9 (12): e111913. <http://doi:10.1371/journal.pone.0111913>
- FENDALL, L. S. & M. A. SEWELL. 2009. Contributing to marine pollution by washing your face. Microplastics in facial cleansers. *Mar. Pollut. Bull.* 58: 1225-8.
- FRÈRE, L., I. PAUL-PONT, E. RINNERT, S. PETTON, J. JAFFRÉ, I. BIHANNIC, P. SOUDANT, C. LAMBERT & A. HUVET. 2017. Influence of environmental and anthropogenic factors on the composition, concentration and spatial distribution of microplastics: a case study of the Bay of Brest (Brittany, France). *Environ. Pollut.* 225: 211-222.
- FOGHIN-PILLIN, S. 2002. *Tiempo y clima en Venezuela: Aproximación a una geografía climática del territorio venezolano*. Venezuela. Instituto Pedagógico de Miranda José Manuel Siso Martínez, Subdirección de Investigación y Postgrado. Venezuela. 159 pp.
- GALGANI, F., G. HANKE & T. MAES. 2015. *Global distribution, composition and abundance of marine litter*. En: *Marine Anthropogenic Litter*. Ed. M. Bergmann, L. Gutow & M. Klages. Cham, Switzerland, Springer International Publishing. 29-56.
- GALL, S. C. & R. C. THOMPSON. 2015. The impact of debris on marine life. *Mar. Pollut. Bull.* 92, 170 -179. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.041>.

- GAMBOA, A., C. PINTO, G. GUTIÉRREZ & J. RAMÍREZ. 2022. Basura plástica y microplásticos: contaminantes emergentes presentes en sedimentos de una playa urbana del oriente venezolano. *Ci. e Ing.* 9 (1): e6706296. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6706296>
- GAMBOA, A., C. PINTO, C. GUTIÉRREZ, A. CASALINS, M. V. CARVAJAL, R. E. ROJAS, N. OLIVEROS, I VILLAROEL & G. M. DA ROSA. 2025. Assessing plastic contamination on a Caribbean Beach: evidence from eastern Venezuela. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 89: 104360. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2025.104360>
- GARCÍA, E., J. LÓPEZ-MARCANO & I. FERMÍN. 2023. Variación espacial y temporal de microplásticos en una playa turística al sur del mar caribe, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 62 (2): 24-40.
- GESAMP (GRUPO MIXTO DE EXPERTOS SOBRE LOS ASPECTOS CIENTÍFICOS PARA LA PROTECCIÓN DEL MEDIO MARINO). 2016. *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment*. Ed. Kershaw, P.J. & C.M. ROCHMAN. (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP). Rep. Stud. GESAMP No. 93. 220 pp.
- HIDALGO-RUZ, V., L. GUTOW, R. C. THOMPSON & M. THIEL. 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environ. Sci. Technol.* 46 (6): 3060-3075.
- KOLE, P. J., A. J. LÖHR, F. VAN BELLEGHEM & A. RAGAS. 2017. Wear and tear of tyres: A stealthy source of microplastic in the environment. *IJERPH.* 14 (10): 1265.
- LÓPEZ-MARCANO, J., E. GARCÍA & I. FERMÍN. 2023. Microplastics in the sardine *Sardinella aurita* (Teleostei: Clupeidae) in Sucre, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.* 71: (1) e55101. <http://10.15517/rev.biol.trop.v71i1.55101>
- LUSHER, A., M. MCHUGH & R. THOMPSON. 2013. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Mar. Pollut. Bull.* 67: 94-99.
- LUSHER, A., C. O'DONNELL, R. OFFICER & I. O'CONNOR. 2016. Microplastic interactions with North Atlantic mesopelagic fish. *CIEM. J. Mar. Sci.* 73: 1214-1225.
- LUSHER, A. & G. HERNÁNDEZ-MILIAN. 2018. Microplastic extraction from marine vertebrate digestive tracts, regurgitates and scats: A protocol for researchers from all experience levels. *Bio-protocol.* 8: 1-12.
- MASURA, J., J. E. BEAKER, G. FOSTER, C. ARTHUR & C. HERRING. 2015. *Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments*. NOAA Marine Debris Division. Silver Spring, MD 20910. U.S.A. 31 pp.
- MENGES, F. 2024. Spectragryph - optical spectroscopy software, Version 1.2.17d. Disponible en: <http://www.ffmpeg2.de/spectragryph/>. (revisada agosto 2025).
- MUNNO, K., H. DE FROND, B. O'DONNELL, & C. M. ROCHMAN. 2020. Increasing the accessibility for characterizing microplastics: introducing new application-based and spectral libraries of plastic particles (SLoPP and SLoPP-E). *Anal. Chem.* 92 (3): 2443-2451.
- MOORE, C. J. 2008 Synthetic Polymers in the Marine Environment: A Rapidly Increasing, Long-Term Threat. *Environ. Res.* 108: 131-139. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025>
- OCQUE, M., E. GARCÍA, J. LÓPEZ-MARCANO, I. FERMÍN. 2026. Evaluación de la presencia de microplásticos en arenas de tres playas turísticas al noreste de Venezuela. *Ci. e Ing.* 13 (1): e17853343. <https://n2t.net/ark:/60540/17853343>
- PATIÑO MESÍAS, M. G., Y. QUINTANA CAGUA, M. F. PINCAY CANTOS & J. M. CALDERÓN PINCAY. 2024. Evaluación de microplásticos presentes en agua y arena en playas de Pacoche y de Tarqui. *RCTU.* 11 (2): 68-78. <https://doi.org/10.26423/rctu.v11i2.808>

- PETERS, C. A. & S. P. BRATTON. 2016. Urbanization is a major influence on microplastic ingestion by sunfish in the Brazos River Basin, Central Texas, USA. *Environ. Pollut.* 210: 380-387.
- PHILIPP, M. A., E. VON DER ESCH, T. BAUMANN, M. ELSNER, R. NIESSNER & N. P. IVLEVA. 2018. Raman microspectroscopy as a tool for microplastic particle analysis. *TrAC*. 109; 214-226. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.010>
- PIÑÓN T, R. RODRÍGUEZ, M. PASTRANA, E. ROGEL & F. TOYOHICO. 2018. Microplastics on sandy beaches of the Baja California Peninsula, Mexico. *Mar Pollut Bull.* 131:63-71.
- PLASTICSEUROPE. 2019. Plastics the facts 2019 an analysis of European plastics production, demand and waste data. Disponible en <https://plasticseurope.org/wp-content/uploads/2021/10/2019-Plastics-the-facts.pdf> (revisado mayo del 2023).
- QUINTERO, A., J. BONILLA, L. SERRANO, M. AMARO, B. RODRÍGUEZ, G. TEREJOVA & Y. FIGUEROA. 2004. Características ambientales de la Bahía de Mochima y adyacencias de la Cuenca de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 43: 49-64.
- R CORE TEAM. 2016. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna. Austria. Disponible en: <https://www.R-project.org/>. (revisada enero 2022).
- SHAW, D. G. & R. H. DAY. 1994. Colour- and Form-Dependent Loss of Plastic Micro-Debris from the North Pacific Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* 28, 39-43. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(94\)90184-8](https://doi.org/10.1016/0025-326X(94)90184-8)
- SRUTHY, S. & E. RAMASAMY. 2017. Microplastic pollution in Vembanad Lake, Kerala, India: the first report of microplastics in lake and estuarine sediments in India. *Environ. Pollut.* 222: 315-322.
- SOKAL, R. & R. ROHLF. 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. Freeman.
- SUARIA, G., C. G. AVIO, A. MINEO, G. L. LATTIN, M. G. MAGALDI, G. BELMONTE, C.J. MOORE, F. REGOLI & S. ALIANI. 2016. The Mediterranean Plastic Soup: synthetic polymers in Mediterranean surface waters. *Sci. Rep.* 6: 37551. <http://doi: 10.1038/srep37551>
- VILA, M. A. 1975. *Las Sequías en Venezuela*. Fondo Editorial Común, S.C. Venezuela. 176 pp.
- WALLER, C. L., H. J. GRIFFITHS, C. M. WALUDA, S. E. THORPE, I. LOAIZA, B. MORENO, C. O. PACHERRES & K. A. HUGHES. 2017. Microplastics in the Antarctic marine system: An emerging area of research. *Sci. Total Environ.* 598: 220-227.
- WEINSTEIN, J. E., B. K. CROCKER & A. D. GRAY. 2016. From Macroplastic to Microplastic: Degradation of High-Density Polyethylene, Polypropylene, and Polystyrene in a Salt Marsh Habitat. *Environ. Toxicol. Chem.* 35: 1632-1640.
- WRIGHT, S. L., R. C. THOMPSON & T. S. GALLOWAY. 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environ. Pollut.* 178: 483 - 492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>.
- WINDSOR, F. M., R. M. TILLEY, C. R. TYLER & S. J. ORMEROD. 2019. Microplastic Ingestion by Riverine Macroinvertebrates. *Sci. Total Environ.* 646: 68-74.
- WOODALL, L. C., A. SANCHEZ-VIDAL, M. CANALS, G. L. PATERSON, R. COPPOCK, V. SLEIGHT, A. CALAFAT, A. D. ROGERS, B. E. NARAYANASWAMY & R. C. THOMPSON. 2014. The deep sea is a major sink for microplastic debris. *R. Soc. Open Sci.* 1: 140317.