



Perfil de la contaminación por microplásticos en el agua del Embalse Betania, Departamento del Huila, Colombia

Microplastic contamination profile in the water of Betania Reservoir, Huila Department, Colombia

Néstor Alfonso Ramírez-Silva¹ ; Jorge Leonardo Muñoz-Yustres² ; Angela Goretty García-Gómez^{2,3*}

¹Universidad Surcolombiana, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Biología Aplicada. Neiva, Huila - Colombia; e-mail: u20191178249@usco.edu.co

²Universidad Surcolombiana, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Neiva, Huila - Colombia; e-mail: jorge.muñoz@usco.edu

³Universidad Surcolombiana, Doctorado en Agroindustria y Desarrollo Agrícola Sostenible. Neiva, Huila - Colombia; e-mail: angela.garcia@usco.edu.co

*autor para correspondencia:

Cómo citar: Ramírez-Silva, N.A.; Muñoz-Yustres, J.L.; García-Gómez, A.G. 2025. Perfil de la contaminación por microplásticos en el agua del Embalse Betania, Departamento del Huila, Colombia. Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient. 28(1):e2593. <http://doi.org/10.31910/rudca.v28.n1.2025.2593>

Artículo de acceso abierto publicado por Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica, bajo una Licencia Creative Commons CC BY-NC 4.0

Publicación oficial de la Universidad de Ciencias Aplicadas y Ambientales U.D.C.A, Institución de Educación Superior Acreditada en Alta Calidad por el Ministerio de Educación Nacional

Recibido: marzo 31 de 2024

Aceptado: abril 04 de 2025

Editado por: Helber Adrian Arévalo Maldonado

RESUMEN

La contaminación por plásticos en los ecosistemas acuáticos representa un grave riesgo ambiental, ya que su acumulación en cuerpos de agua afecta a los organismos y puede alterar el equilibrio ecológico. Este estudio investiga la contaminación por microplásticos en el agua del Embalse de Betania, Colombia. Se realizaron muestreos a tres profundidades (superficie, medio y fondo), en 12 estaciones, durante las épocas de aguas bajas y aguas altas, para analizar la abundancia, las características y la distribución vertical y horizontal de los microplásticos. La abundancia en la temporada de aguas bajas fue mayor que en la temporada de aguas altas. Se observó un gradiente decreciente de abundancia de microplásticos hacia zonas más profundas y cercanas a las compuertas del embalse, con una mayor abundancia cerca de áreas más pobladas. Los fragmentos y fibras fueron los más frecuentes, respectivamente, seguidos de películas y las esferas. Este estudio proporciona una línea base para estudiar los patrones de distribución de los microplásticos en el embalse y sus posibles fuentes, lo cual, permitirá realizar investigaciones sobre las interacciones ecológicas de los microplásticos en este ecosistema.

Palabras clave: Contaminantes del agua; Contaminación por basuras; Contaminación por plásticos; Sistema de agua dulce; Impacto ambiental.

ABSTRACT

Plastic pollution in aquatic ecosystems poses a significant environmental threat, as the accumulation of plastics in water bodies affects organisms and can disrupt ecological balance. This study examines microplastic contamination in the waters of the Betania Reservoir in Colombia. Sampling was conducted at three depths (surface, middle, and bottom) across 12 stations during both the low-water season and the high-water season, to analyze the abundance, characteristics, and vertical and horizontal distributions of microplastics. Microplastic abundance was higher during the low-water season compared to the high-water season. A decreasing gradient of microplastic abundance was observed in deeper areas and those closer to the reservoir gates, while higher concentrations were detected near more populated regions. Fragments and fibers were the most common forms, followed by films and beads. This study provides a baseline for understanding the distribution patterns and potential sources of microplastics in the reservoir, enabling research on the ecological interactions of these particles within this ecosystem.

Keywords: Environmental impact; Freshwater system; Litter pollution; Plastic pollution; Water pollutants.

INTRODUCCIÓN

La producción mundial de plásticos aumentó considerablemente en las últimas décadas, alcanzando 400 millones de toneladas anuales, sin indicios de disminuir (Plastics Europe, 2023). La versatilidad, ligereza, durabilidad y bajo costo posicionan a los plásticos como un material común en numerosos productos básicos de uso doméstico e industrial (Rose *et al.* 2023). Los plásticos desempeñan un papel clave en la protección de los alimentos durante el transporte y en el aislamiento de patógenos en el sector de la salud, además de su amplio uso en los textiles y otras industrias (Andrady & Neal, 2009; Idowu *et al.* 2023).

Sin embargo, la inadecuada disposición final de los residuos plásticos genera un problema ambiental global, debido a la acumulación de grandes cantidades en el entorno natural y sus impactos en los ecosistemas (Rose *et al.* 2023; Bhardwaj *et al.* 2024).

Estos residuos se fragmentan en partículas más pequeñas por efectos de procesos físicos, químicos o biológicos, con tamaños macro (1000 - 25 mm), meso (25 - 5 mm), micro (5 mm - 1 μ m) y nano (<1 μ m) (GESAMP, 2019). Los microplásticos (MPs) se clasifican en primarios, como gránulos y pellets, originados directamente por productos industriales y secundarios, como fibras, fragmentos, láminas o espumas, los cuales son el resultado de la fragmentación de plásticos más grandes (Garcés-Ordóñez *et al.* 2022).

Los MPs se propagan en el ambiente por diferentes fuentes y vías, incluyendo la mala gestión de residuos domésticos e industriales, el turismo, la pesca, acuicultura, entre otros (Eerkes-Medrano & Thompson, 2018; Bharath *et al.* 2023; Honorato-Zimmer *et al.* 2024). Los vertimientos de aguas residuales introducen a los ecosistemas acuáticos fibras sintéticas, como el poliéster o fibras naturales, como el algodón, que se desprenden de textiles durante su lavado (Kay *et al.* 2018), ya que las plantas de tratamiento no eliminan estas partículas en su totalidad (Yang *et al.* 2022). Los MPs han llegado a los cuerpos de agua en todo el mundo, incluyendo, ríos, embalses, lagunas, estuarios, mares y océanos, contaminando y generando impactos en la biodiversidad (Garcés-Ordóñez *et al.* 2022; Giarratano *et al.* 2022).

Aunque la contaminación por MPs se ha estudiado con mayor intensidad en ambientes costeros y marinos (Bhardwaj *et al.* 2024; Garcés-Ordóñez *et al.* 2022; Peng *et al.* 2018), en años recientes, se han incrementado los estudios en ecosistemas de agua dulce, especialmente, en ambientes lénticos, como lagos o embalses, ya que estas últimas fragmentan los ríos y acumulan el agua, por lo que se estima que actúa como sumidero temporal o permanente de los MPs (Di & Wang, 2018).

Las abundancias de MPs reportadas dentro de los embalses se asocian a las altas velocidades de flujo del agua en algunas zonas y los vertidos de efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR), en el río embalsado (Hübner *et al.* 2020; Vayghan *et al.* 2022). Además, se reportan altas abundancias de MPs en áreas cercanas a los centros poblados (Di & Wang, 2018; Wang *et al.* 2018; Weideman *et al.* 2019; Vayghan *et al.* 2022)

y en zonas con alta intensidad de pesca (Di & Wang, 2018; van Emmerik & Schwarz, 2019).

A nivel vertical, la movilidad de los MPs en la columna del agua depende de su densidad específica, área de superficie y procesos de bioincrustación (Rose *et al.* 2023). Investigaciones recientes destacan la importancia de los tipos de los MPs en su ubicación vertical, los fragmentos y las películas, que son delgados y de forma laminar, poseen mayor área de superficie y tienden a concentrarse en las capas superficiales del agua; en cambio, las fibras y los gránulos, debido a su propensión a la bioincrustación, se suelen sedimentar más rápido, siendo más comunes en zonas profundas y en los sedimentos (Kumar *et al.* 2021; Lin *et al.* 2023).

Por otra parte, la temporalidad es una variable poco explorada en la contaminación por MPs en embalses. Durante las épocas lluviosas, las escorrentías arrastran MPs desde áreas urbanas hacia los cuerpos de agua, aumentando sus concentraciones, mientras que, en épocas secas, los MPs suelen disminuir (Lin *et al.* 2023).

Es de destacar la importancia económica para el departamento del Huila del Embalse de Betania, ya que por su naturaleza multipropósito es un foco de producción pesquera, tanto a nivel nacional como internacional (Carrera-Quintana *et al.* 2022). Por todo lo anterior, este estudio tuvo como objetivo determinar la abundancia, las características y la distribución espaciotemporal de los MPs, en el agua del Embalse de Betania, departamento de Huila, Colombia.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. El Embalse de Betania se localiza en el valle alto del Río Magdalena, al suroccidente del Departamento del Huila, Colombia, entre las coordenadas N 2°45'29,5", W 75°25'4,1" (Figura 1). Tiene una extensión de 7.400 ha, una profundidad máxima de 90 m y un volumen total de 1.971 millones de m³; siendo un embalse multipropósito para la producción de energía eléctrica y para el desarrollo de la piscicultura (Enel-Emgesa & Fundación Humedales, 2019; Rodríguez, 2021). Se encuentra enmarcado por un régimen climático bimodal, con una temperatura promedio de 28 °C (Escobar, 2005) y una precipitación media anual de 1.680 mm (Enel-Emgesa & Fundación Humedales, 2019).

Recolección de muestras para análisis de MPs. Los muestreos en el embalse se realizaron el 20 de octubre de 2021 (temporada de aguas bajas) y el 19 de marzo del 2022 (temporada de aguas altas). Se tomaron 12 estaciones de muestreo en el embalse, a tres diferentes niveles de profundidad, agua superficial (0-30 cm), 5 m y 10 m, con tres réplicas por cada nivel, exceptuando el punto 1 y 2, en los cuales, se tomaron muestras de agua superficial y a 5 m, debido a que la profundidad en esta zona no alcanzaba los 10 m, dando un total de 102 muestras colectadas por temporada.

Las estaciones de muestreo fueron seleccionadas de forma estratégica, considerando factores que podrían influir en la abundancia de los MPs (Tabla 1).

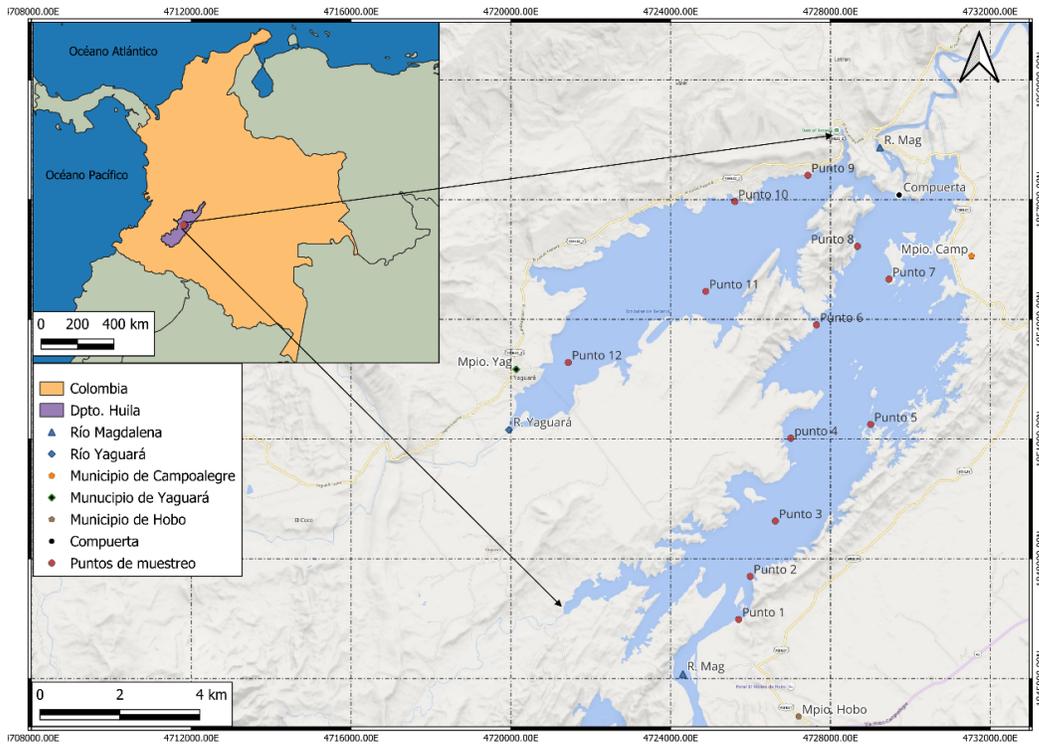


Figura 1. Área de estudio con estaciones y zonas de muestreo, para determinar el perfil de la contaminación por microplásticos en el agua del Embalse Betania, Huila, Colombia.

Tabla 1. Características de la zona de muestreo en el área de estudio.

Puntos de muestreo	Latitud	Longitud	Características por punto
Punto 1	2° 36' 29" N	75° 28' 4" W	Zona de entrada del Río Magdalena y puerto fluvial del Municipio de Hobo
Punto 2	2° 37' 4" N	75° 27' 55" W	Zona de influencia del Río Magdalena, remanso
Punto 3	2° 37' 50" N	75° 27' 34" W	Zona de influencia del Río Magdalena
Punto 4	2° 38' 57" N	75° 27' 22" W	Zona piscícola
Punto 5	2° 39' 9" N	75° 26' 17" W	Zona piscícola
Punto 6	2° 40' 30" N	75° 27' 2" W	Zona piscícola. Remanso
Punto 7	2° 41' 7" N	75° 26' 3" W	Zona piscícola
Punto 8	2° 41' 34" N	75° 26' 28" W	Área turística (Cueva del amor), zona de aguas quietas
Punto 9	2° 42' 32" N	75° 27' 9" W	Zona de condominios río Yaguará
Punto 10	2° 42' 10" N	75° 28' 8" W	Zona de influencia turística (cabañas, actividades acuáticas) río Yaguará
Punto 11	2° 40' 57" N	75° 28' 31" W	Zona de influencia agrícola
Punto 12	2° 39' 58" N	75° 30' 23" W	Desembocadura río Yaguará, puerto fluvial y centro poblado de Yaguará

El muestreo de agua superficial se realizó utilizando una red de fitoplancton con poro de 90 μm , en recorridos circulares, por un periodo de 10 min a un nudo, filtrando un total de 21m³. En aguas medias (5m) y profundas (10m), se tomaron muestras puntuales con una botella Van Dorn, con una capacidad de 5 L por triplicado que, posteriormente, fueron llevadas a la red de fitoplancton, para un total de 15 L filtrados; luego, fueron depositadas en frascos de vidrio de 200 mL con tapa metálica, previamente rotulados (Tavşanoğlu *et al.* 2020), para ser transportadas y procesadas en el laboratorio de química de la Universidad Surcolombiana.

Procesamiento de las muestras en el laboratorio. Una vez las muestras se almacenaron en el laboratorio, se retiraron los restos de basura no plástica (hojas, madera) de gran tamaño, con la ayuda de una pinza metálica, para su posterior proceso de digestión. Para eliminar la materia orgánica de la muestra, se añadió peróxido de hidrógeno (H₂O₂) al 30 % (200 mL) a 200 mL de la muestra (relación 1:1) en un matraz Erlenmeyer y se incubó durante dos días a 60 °C. Finalizado el proceso de digestión, se realizó una separación por densidades, para favorecer la sedimentación de partículas y reducir la turbidez, agregando 30 g de NaCl por cada 100 mL de muestra, con el fin de incrementar la densidad del medio y promover la floculación de sólidos. Posteriormente, la mezcla se agitó en una plancha magnética, a 20 °C, hasta la disolución completa de la sal y se dejó reposar durante 24 horas.

El sobrenadante se pasó a través de un filtro de membrana MF™ SMWP04700 de 5 μm de poro y 47 mm de diámetro, usando una bomba de vacío y un embudo bushner de porcelana, siendo depositados en cajas Petri de vidrio, para su posterior análisis, por medio de microscopio óptico (Shruti *et al.* 2019).

Observación e identificación de MPs. Para la identificación y la cuantificación de las micropartículas plásticas, según su morfología, fibras, esferas, fragmentos y láminas y color, cada filtro se inspeccionó con un microscopio óptico (Leica DM500), con objetivos de 10 y 40 X, identificando aquellas partículas de color uniforme, con forma irregular, bordes afilados y angulares, láminas planas y delgadas, partículas esféricas circulares u ovoides, fibras simétricas y no ramificadas y de gran longitud, sin tejido orgánico visible (Zhou *et al.* 2020).

Calidad y control. Las muestras se analizaron en un ambiente aislado y el personal usaba prendas de vestir de algodón, para evitar la contaminación cruzada; adicionalmente, el peróxido de hidrógeno fue filtrado con filtros de microfibras de vidrio Whatman GF6, para su posterior uso con las muestras colectadas. Por cada punto de muestreo se corrió una muestra en blanco, en los cuales, no se registraron los MPs.

Análisis de datos. Para evaluar la interacción entre los puntos de muestreo, la temporada y la abundancia de MPs, se realizó un análisis ANOVA de dos vías, considerando los supuestos de normalidad, homocedasticidad e independencia, siendo valores estadísticamente significativos $p < 0,05$.

Adicionalmente, se aplicó un análisis de conglomerados K-means con el objetivo de agrupar los puntos de muestreo de MPs, según las

características morfológicas y de abundancia de cada uno de estos, empleando el software RStudio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Abundancia y distribución espacio temporal de MPs

Horizontal. Se encontraron MPs en todas las muestras analizadas, tanto vertical como horizontalmente, siendo mayor la abundancia promedio de MPs en el agua en la temporada de aguas bajas ($49,6 \pm 22,8$ elementos/L), en comparación con la temporada de aguas altas ($31,6 \pm 14,2$ elementos/L). Asimismo, las concentraciones por temporada revelan que la mayor abundancia promedio de MPs se encontró en el punto 12 en las dos temporadas, con $102,8 \pm 21,8$ elementos/L, en aguas bajas y $53,9 \pm 12,3$ elementos/L, en aguas altas, el segundo punto con mayor abundancia fue el punto 10, con $65,6 \pm 12,5$ elementos/L, en aguas bajas, lo cual, difiere de la temporada de aguas altas, en donde el segundo punto con mayor abundancia fue el punto 8, con $48,3 \pm 16,1$ elementos/L. Los puntos que presentaron menor abundancia de MPs fueron el 6, en aguas bajas, con $26,1 \pm 2,5$ elementos/L y el punto 9, en aguas altas, con $18,9 \pm 3,5$ elementos/L (Figura 2).

El análisis de varianza de dos vías ANOVA, para evaluar el efecto de la temporada y los puntos de muestreo con relación a la abundancia de MPs, revelaron que existe un efecto significativo en la temporada en la concentración de MPs ($F(1, 48) = 43,04, p < 3,47e-08$). Adicionalmente, se encontraron valores significativos ($F(11, 48) = 10,50, p < 1,908e-09$) entre los 12 puntos de muestreo, señalando cambios, según la ubicación, e interacción entre la temporada y los puntos de muestreo ($F(11, 48) = 2,14, p = 0,04$), indicando que la temporada tiene efecto sobre la abundancia de MPs, según el punto de muestreo.

Las abundancias de MPs encontradas en este estudio son mayores a las reportadas por Rojas-Luna *et al.* (2023), en la Laguna de Luruaco, ubicada en la Cuenca Baja del Río Magdalena, Colombia, las cuales, reportaron un rango de abundancia general entre 0,6 a 3,8 elementos/L, mayor en temporada lluviosa que seca (1,9 elementos/L vs 0,2 elementos/L); también, superan las abundancias reportadas en los embalses de Las Tres Gargantas (4,7 elementos/L) (Di & Wang, 2018) y Danjiangkou (7,2 elementos/L) (Lin *et al.* 2021), en China; sin embargo, son menores a las reportadas por Zhang *et al.* (2022), en los ríos urbanos de la ciudad de Chengdu, en China, donde reportaron valores de 762,95 elementos/L, en los sitios con mayor concentración de MPs.

El registro de mayor abundancia de MPs, en la época de aguas bajas o seca, concuerda con los hallazgos de Han *et al.* (2020), en el tramo inferior del río Amarillo, cerca de su desembocadura, en China y por Wang *et al.* (2021), en la cuenca del río Manas, en la región Xinjiang China, los cuales, reportaron valores de 930 elementos/L y 17 elementos/L, respectivamente, donde los autores plantean que podría estar relacionado con la evaporación del agua en la época seca, lo que puede favorecer el aumento de la concentración de MPs en el agua represada (Wang *et al.* 2021).

Adicionalmente, para el caso de Betania, esta temporada también se caracteriza por el alto flujo de turistas que se alojan en los condominios en laderas del embalse y realizan diversas actividades acuáticas. Esta alta afluencia de personas puede generar un aumento en el número de residuos plásticos, como botellas, empaques, entre otros (Girão, 2022).

Vertical. De forma general, en las tres profundidades, se encontró que la mayor abundancia se presentaba en la zona media (5m), con $48,3 \pm 25,4$ elementos/L, seguido por la superficial (0-1m), con $42,2 \pm 12,8$ elementos/L y la zona profunda (10m), con $30,9 \pm 15,3$ elementos/L. De la misma manera, para las dos temporadas, con $49,9 \pm 16,3$ elementos/L aguas bajas vs $34,4 \pm 17,3$ elementos/L aguas altas y en todas las profundidades, 5m ($59,7 \pm 38,3$ elementos/L aguas bajas vs $36,9 \pm 15,2$ elementos/L aguas altas) y 10m ($41,2 \pm 23,4$ elementos/L aguas bajas vs $20,7 \pm 9$ elementos/L aguas altas).

En cuanto a los puntos de muestreo, la mayor abundancia en agua superficial se encontró en el punto 8, con $70,8 \pm 28,5$ elementos/L y a profundidades de 5 y 10 m, la mayor abundancia, se encontró en el punto 12, con $113,3 \pm 67,4$ elementos/L aguas bajas y $70 \pm 47,1$ elementos/L aguas altas. Se registró la misma tendencia para la temporada de aguas bajas y altas, siendo el punto 8 con la mayor abundancia en agua superficial, con $73,3 \pm 12,6$ elementos/L aguas bajas vs $68,3 \pm 4,1$ elementos/L aguas altas y el punto 12 en las profundidades de 5 m, con $161,7 \pm 64,5$ elementos/L aguas bajas vs $65 \pm 13,2$ elementos/L aguas altas y 10 m, con $103,3 \pm 33,3$ elementos/L aguas bajas vs elementos/L aguas altas.

Esta mayor abundancia de MPs en aguas medias concuerdan con lo reportado por Lin *et al.* (2021), en el Embalse de Danjiangkou, en China, donde los autores concluyen que la acumulación en la capa intermedia se debe a la estabilidad relativa del flujo en esta zona, lo cual, favorece la retención de partículas, en contraste con la mayor velocidad de las aguas superficiales, lo que reduce el tiempo de residencia de los microplásticos en la superficie y favorece su acumulación en la capa intermedia (Lin *et al.* 2021).

De igual manera, la distribución de los MPs en la columna de agua se asocia con las propiedades del tipo de polímero. Según estudios realizados por Lenaker *et al.* (2019), a mayor profundidad aumenta la abundancia de MPs de alta densidad, como el polipropileno (PP) y el polietileno (PE) y en el área superficial abundan aquellos con menor densidad, como el polietileno tereftalato (PET) (Yang *et al.* 2022).

Características morfológicas de MPs. La caracterización morfológica de MPs muestra que, en promedio, los fragmentos fueron las formas más abundantes, con $29,7 \pm 15,7$ elementos/L, seguido por las fibras, con $8,6 \pm 4$ elementos/L y, en menor proporción, las películas, con $0,9$ elementos/L y las esferas, con $0,8$ elementos/L. Este mismo patrón se observa en cada temporada, siendo las aguas bajas en donde se encuentra la mayor concentración de fragmentos, con $39,6 \pm 25,6$ elementos/L y fibras, con $9,6 \pm 6,5$ elementos/L, en comparación con la temporada de aguas altas con fragmentos, con $19,8 \pm 9,1$ elementos/L y fibras, con $7,6 \pm 3,9$ elementos/L (Figura 3).

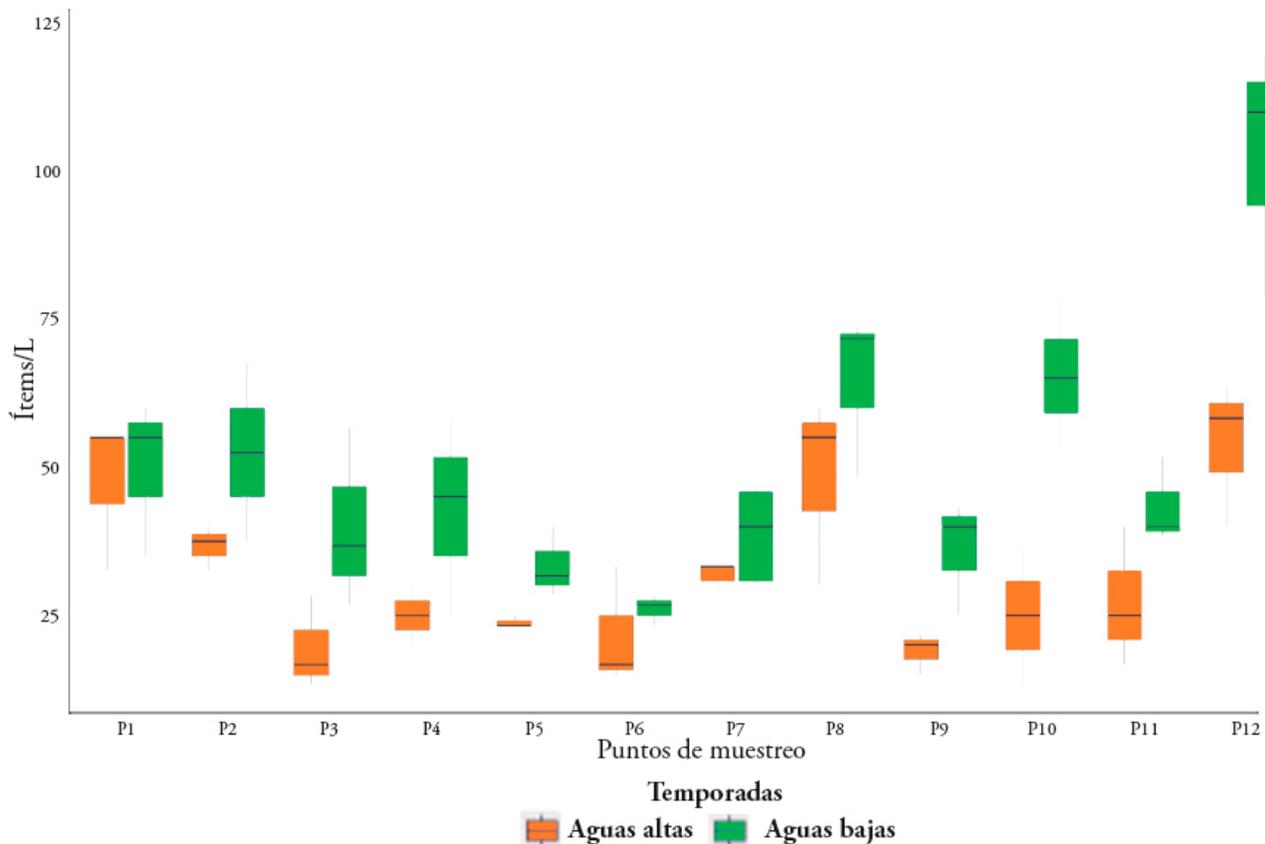


Figura 2. Abundancia de microplásticos en los puntos muestreados para las temporadas de aguas altas (lluvias) y aguas bajas (sequía) en el Embalse Betania, Huila, Colombia.

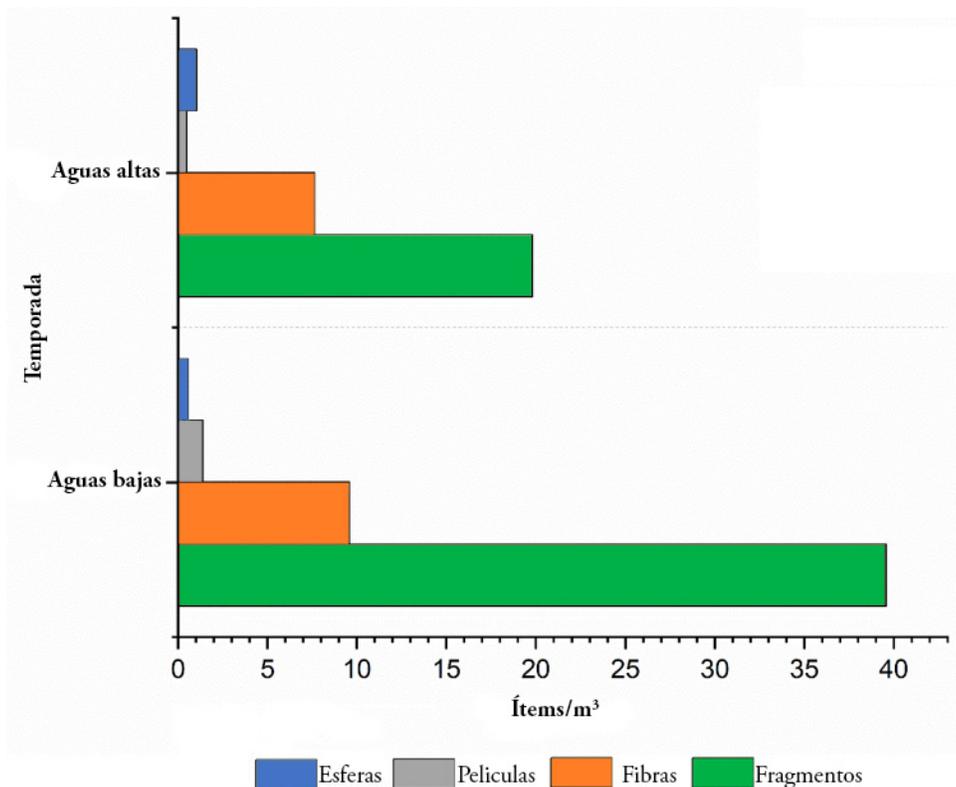


Figura 3. Características morfológicas de los MPs para las dos temporadas muestreadas en el Embalse Betania, Huila, Colombia.

La relación entre la morfología de los MPs y los niveles de profundidad del embalse revela una mayor concentración en los diferentes tipos en aguas medias (5m); sin embargo, las películas mostraron un patrón diferente, con mayor abundancia a 10 m de profundidad. Aunque diversos estudios, como los de van Emmerik & Schwarz (2019), sugieren que las películas, por su forma delgada y superficie, tienden a flotar; aquellas que cuentan con superficies corrugadas facilitan el establecimiento de colonias microbianas (Watkins *et al.* 2019), por lo tanto, permitiría el asentamiento de estas partículas y explicaría su mayor concentración a bajas profundidades.

Por otro lado, los fragmentos en mayor proporción es similar a lo reportado por Wu *et al.* (2020), con un 81,9 % de fragmentos, atribuibles a envases que contienen bebidas que, en conjunto con las altas densidades de personas, pueden aumentar la presencia de estos en los cuerpos de agua; es así, que la represa de Betania, al ser un sitio turístico importante, se podría inferir que el consumo de diferentes alimentos con empaques plásticos, tanto alrededor del cuerpo de agua como dentro de éste, podrían aumentar las concentraciones de fragmentos en ambas temporadas del año. A su vez, las fibras al ser el segundo morfotipo más encontrado en ambas temporadas, estarían asociadas a la degradación de redes de pesca y cuerdas, así como de las aguas provenientes del lavado de ropa (Di & Wang, 2018; Vayghan *et al.* 2022), mientras que las películas se pueden asociar a empaques flexibles, envolturas plásticas, bolsas de plástico y recubrimientos agrícolas (Wu *et al.* 2020).

Características por color de MPs. De forma general, se identificó que, en promedio, las partículas de color rojo fueron las más abundantes, con

22,6 elementos/L, seguidas por las de color azul, con 9 elementos/L; este patrón también se observa en cada temporada, tanto en aguas bajas, con 32,5 elementos/L de color rojo vs 9,9 elementos/L de color azul, como en aguas altas 12,8 elementos/L de color rojo vs 9 elementos/L de color azul (Figura 4).

Estos resultados de forma y color se asociaron a fuentes de contaminación de MPs secundarios y el color predeterminado con el que eran fabricados.

Se realizó un análisis de PCA para reducir las dimensiones, en el cual, se tomaron los primeros componentes, que explican el 63,9 %, con los resultados obtenidos se realizó un análisis cluster K-means, para agrupar los puntos de muestreo de MPs, según su abundancia, forma y color; este análisis de conglomerados muestra 3 dimensiones (Dim1=30 %, Dim2= 19,2 % y DIM3=14,7 %). El método “silhouette” determina que la distribución óptima debe ser en cuatro grupos diferentes, donde cada uno sugiere posibles fuentes de MPs (Figura 5).

La asociación presenta cuatro grupos diferentes, en donde, el punto 12 presentan las mayores concentraciones de MPs debido, posiblemente, a la cercanía al centro poblado, el puerto y el ingreso del río Yaguará al embalse, sugiriendo que estas son las principales fuentes de MPs que influyen en su alta abundancia, lo cual, también fue registrado en otros estudios, como el de Weideman *et al.* (2019), en el sistema de los ríos Orange-Vaal en Sudáfrica.

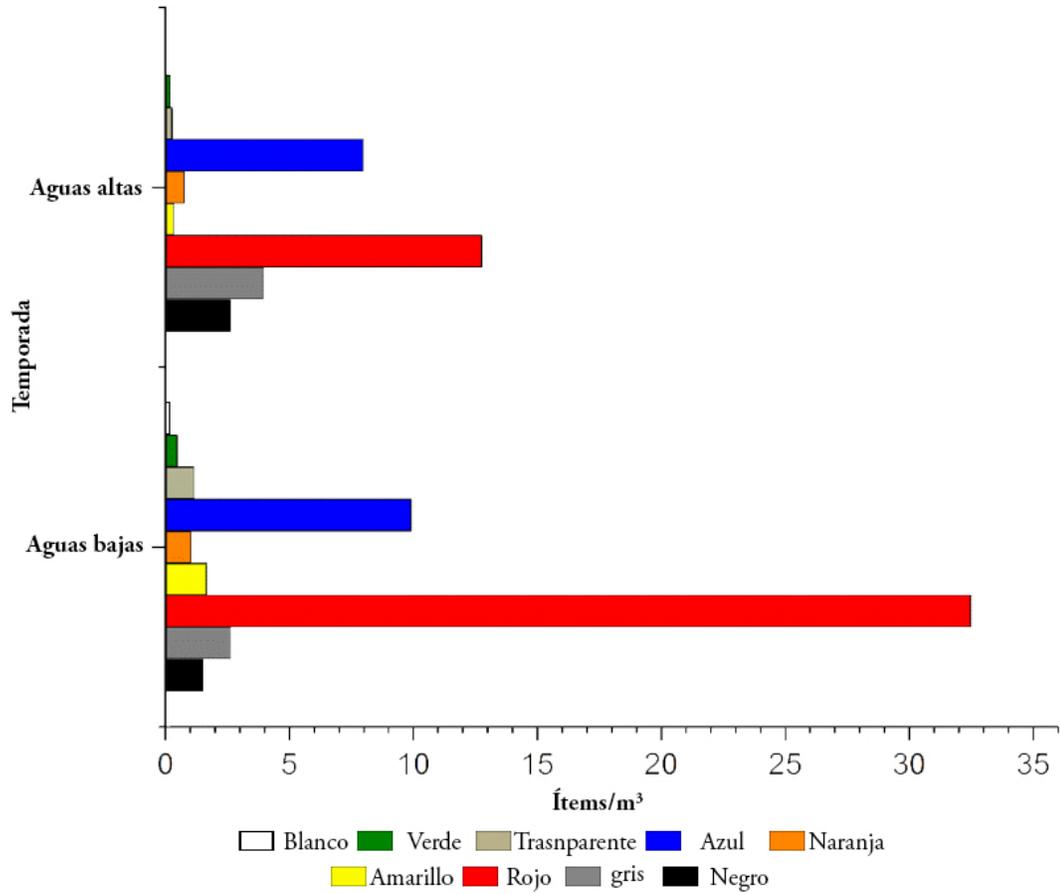


Figura 4. Distribución de color de los MPs para las dos temporadas muestreadas en el Embalse Betania, Huila, Colombia.

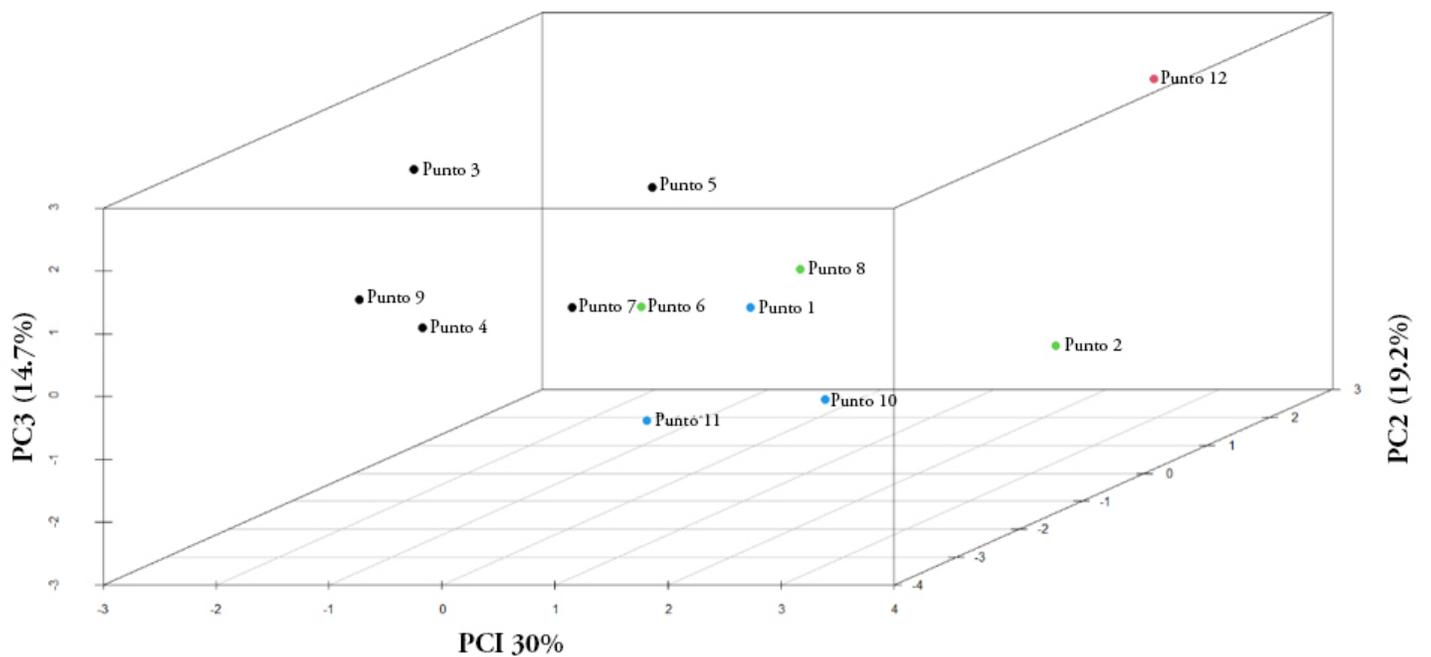


Figura 5. Análisis cluster k-means, donde se observan cuatro grupos diferentes, para los MPs, discriminados por color, en el Embalse Betania, Huila, Colombia.

Otro subgrupo es el formado por los puntos 3,4,5,7 y 9, el cual, también se ve influenciado por actividades domésticas, turísticas y piscícolas (Tabla 1) y que podrían ser fuentes potenciales de MPs, pero que sus aportes no modifican el patrón de distribución, ya que se presenta mayores concentraciones en las entradas del embalse para el Río Magdalena, como Yaguará, siendo, probablemente, los ríos, los principales aportes de contaminación, y otros de menor aporte, como las actividades de pesca y piscicultura, dentro del embalse.

El transporte de MPs de aguas que siguen la corriente hacia la compuerta principal del embalse, también se puede considerar una fuente de MPs por escorrentía (Liu *et al.* 2022), como se puede apreciar en el tercer grupo, compuesto por los puntos 1 entrada del Río Magdalena, y los puntos 10 y 11, que sigue la corriente del río Yaguará. Además, la descarga de agua proveniente de la hidroeléctrica El Quimbo puede influir en el punto 1, ya que en la apertura de sus compuertas puede facilitar que las corrientes lleven las partículas hacia la represa de Betania, aumentando las concentraciones en la superficie de los muestreos realizados (Watkins *et al.* 2019); sin embargo, se evidencia que las abundancias de MPs disminuyen a medida que se llega a la zona de las compuertas; esto se debe a que la distribución horizontal de los MPs está relacionada con la dirección de flujo del cuerpo de agua (Fan *et al.* 2022), la cual, tiende a ser menor cerca de las compuertas, lo que favorece el movimiento vertical frente al movimiento horizontal (Song *et al.* 2020).

El último grupo conformado por los puntos 2, 6 y 8, se evidencia en zonas de aguas quietas, como en el punto 8, dado que, posiblemente, las formaciones rocosas que la rodean impiden que exista una corriente con el mismo sentido que en el resto del embalse. Por otro lado, los puntos 2 y 6, también corresponde a zonas de remansos, donde la corriente no es muy fuerte. En estudios previos, se ha observado que las zonas con menor velocidad de flujo pueden favorecer la acumulación de microplásticos en los sedimentos, debido a la reducción de la turbulencia y la deposición de partículas plásticas en el fondo (Wu *et al.* 2020); no obstante, se deben considerar y estudiar las condiciones propias de la represa, pues al tener una particular forma de herradura, la influencia de los dos afluentes que la alimentan y las operaciones relacionadas a la producción de energía, se podrían generar patrones de flujo irregulares, que dificultan las modelaciones hidrológicas, precisas para entender el comportamiento de los microplásticos, en estas condiciones específicas.

Este estudio proporciona una línea base para estudiar los patrones de distribución de los microplásticos en el embalse y sus posibles fuentes, lo cual, permitirá, a futuro, investigaciones sobre las interacciones ecológicas de los MPs en este ecosistema.

Agradecimientos

A la Facultad de Ciencias Exactas por la disponibilidad y préstamo de los laboratorios, lo que permitió la realización de los experimentos y análisis correspondientes. Financiación: Este trabajo fue financiado

por la Universidad Surcolombiana, a través de la Vicerrectoría de Investigación, cuyo apoyo fue fundamental para el desarrollo del proyecto. Conflicto de intereses: Los autores declaran que no existen conflictos de intereses financieros o personales que pudieran haber influido en los resultados presentados en este estudio.

REFERENCIAS

- ANDRADY, A.L.; NEAL, M.A. 2009. Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 364(1526):1977-1984. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0304>
- BHARATH, K.M.; MUTHULAKSHMI, A.L.; NATESAN, U. 2023. Microplastic Contamination around the Landfills: Distribution, Characterization and Threats: A Review. *Current Opinion in Environmental Science & Health*. 31:100422. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2022.100422>
- BHARDWAJ, L.K.; RATH, P.; YADAV, P.; GUPTA, U. 2024. Microplastic contamination, an emerging threat to the freshwater environment: a systematic review. *Environmental Systems Research*. 13(1):8. <https://doi.org/10.1186/s40068-024-00338-7>
- CARRERA-QUINTANA, S.C.; GENTILE, P.; GIRÓN-HERNÁNDEZ, J. 2022. An overview on the aquaculture development in Colombia: Current status, opportunities and challenges. *Aquaculture*. 561:738583. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2022.738583>
- DI, M.; WANG, J. 2018. Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China. *Science of the Total Environment*. 616-617:1620-1627. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.150>
- EERKES-MEDRANO, D.; THOMPSON, R. 2018. Chapter 4 - Occurrence, fate, and effect of microplastics in freshwater systems. En: Zeng, E.Y. *Microplastic contamination in aquatic environments: An emerging matter of environmental urgency*. Elsevier. p.95-132. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813747-5.00004-7>
- ENEL-EMGESA; FUNDACIÓN HUMEDALES. 2019. Ecosistemas y territorios de Betania, programa de educación ambiental central hidroeléctrica Betania. 55p. Disponible desde Internet en: <https://fundacionhumedales.org/wp-content/uploads/2021/03/Ecosistemas-y-Territorios-de-Betania.pdf>
- ESCOBAR, M. 2005. Plan de ordenamiento de la pesca y la acuicultura en el Embalse de Betania. Instituto Colombiano de Desarrollo Rural - INCODER. Bogotá. 79p.

- FAN, J.; ZOU, L.; DUAN, T.; QIN, L.; QI, Z.; SUN, J. 2022. Occurrence and distribution of microplastics in surface water and sediments in China's inland water systems: A critical review. *Journal of Cleaner Production*. 331:129968. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129968>
- GARCÉS-ORDÓÑEZ, O.; SALDARRIAGA-VÉLEZ, J.F.; ESPINOSA-DÍAZ, L.F.; PATIÑO, A.D.; CUSBA, J.; CANALS, M.; MEJÍA-ESQUIVIA, K.; FRAGOZO-VELÁSQUEZ, L.; SÁENZ-ARIAS, S.; CÓRDOBA-MEZA, T.; THIEL, M. 2022. Microplastic pollution in water, sediments and commercial fish species from Ciénaga Grande de Santa Marta lagoon complex, Colombian Caribbean. *Science of The Total Environment*. 829:154643. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154643>
- GIARRATANO, E.; DI MAURO, R.; SILVA, L.I.; TOMBA, J.P.; HERNÁNDEZ-MORESINO, R.D. 2022. The Chubut River Estuary as a Source of Microplastics and Other Anthropogenic Particles into the Southwestern Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*. 185, Part A:114267. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114267>
- GIRÃO, A.V. 2022. SEM/EDS and optical microscopy analysis of microplastics. En: Rocha-Santos, T.; Costa, M.F.; Mouneyrac, C. (eds). *Handbook of microplastics in the environment*. Ed. Springer. p.57-78. https://doi.org/10.1007/978-3-030-39041-9_7
- HAN, M.; NIU, X.; TANG, M.; ZHANG, B.T.; WANG, G.; YUE, W.; KONG, X.; ZHU, J. 2020. Distribution of microplastics in surface water of the lower Yellow River near estuary. *Science of the Total Environment*. 707:135601. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135601>
- HONORATO-ZIMMER, D.; ESCOBAR-SÁNCHEZ, G.; DEAKIN, K.; DE VEER, D.; GALLOWAY, T.; GUEVARA-TORREJÓN, V.; HOWARD, J.; JONES, J.; LEWIS, C.; RIBEIRO, F.; SAVAGE, G.; THIEL, M. 2024. Macrolitter and microplastics along the East Pacific coasts - A homemade problem needing local solutions. *Marine Pollution Bulletin*. 203:116440. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116440>
- HÜBNER, M.K.; MICHLER-KOZMA, D.N.; GABEL, F. 2020. Microplastic concentrations at the water surface are reduced by decreasing flow velocities caused by a reservoir. *Fundamental and Applied Limnology*. 194(1):49-56. <https://doi.org/10.1127/fal/2020/1307>
- IDOWU, G.A.; OLALEMI, A.O.; AIYESANMI, A.F. 2023. Environmental Impacts of Covid-19 Pandemic: Release of Microplastics, Organic Contaminants and Trace Metals from Face Masks under Ambient Environmental Conditions. *Environmental Research*. 217:114956. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114956>
- JOINT GROUP OF EXPERTS ON THE SCIENTIFIC ASPECTS OF MARINE ENVIRONMENTAL PROTECTION, GESAMP. 2019. Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean. En: Kershaw, P.J.; Turra, A.; Galgani, F. (Eds.). IMO/FAO/ UNESCO IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/ UNEP/UNDP/ISA Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. Reports and Studies GESAMP 99. p.130. Disponible desde Internet en: <http://www.gesamp.org/publications/guidelines-for-the-monitoring-and-assessment-of-plastic-litter-in-the-ocean>
- KAY, P.; HISCOE, R.; MOBERLEY, I.; BAJIC, L.; MCKENNA, N. 2018. Wastewater treatment plants as a source of microplastics in river catchments. *Environmental Science and Pollution Research*. 25:20264-20267. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2070-7>
- KUMAR, R.; SHARMA, P.; VERMA, A.; KUMAR, P.; SINGH, P.; KUMAR, P.; CHANDRA, R.; VARA, P. V. 2021. Effect of Physical Characteristics and Hydrodynamic Conditions on Transport and Deposition of Microplastics in Riverine Ecosystem. *Water*. 13(19):2710. <https://doi.org/10.3390/w13192710>
- LENAKER, P.L.; BALDWIN, A.K.; CORSI, S.R.; MASON, S.A.; RENEAU, P.C.; SCOTT, J.W. 2019. Vertical distribution of microplastics in the water column and surficial sediment from the Milwaukee River Basin to Lake Michigan. *Environmental Science & Technology*. 53(21):12227-12237. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03850>
- LIN, H.; PAN, H.; SUN, J.; DU, R.; XU, J.; LIN, H.; PAN, Z.; ZHUANG, M. 2023. Transboundary microplastic pollution in Xiamen Bay and adjacent Jiulong River estuary after the outbreak of COVID-19. *Science of the Total Environment*. 861:160562. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160562>
- LIN, L.; PAN, X.; ZHANG, S.; LI, D.; ZHAI, W.; WANG, Z.; TAO, J.; MI, C.; LI, Q.; CRITTENDEN, J.C. 2021. Distribution and source of microplastics in China's second largest reservoir - Danjiangkou Reservoir. *Journal of Environmental Sciences*. 102:74-64. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.09.018>
- LIU, Y.; CAO, W.; HU, Y.; ZHANG, J.; SHEN, W. 2022. Horizontal and vertical distribution of microplastics in dam reservoir after impoundment. *Science of the Total Environment*. 832:154962. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154962>
- PENG, G.; XU, P.; ZHU, B.; BAI, M.; LI, D. 2018. Microplastics in freshwater river sediments in Shanghai, China: A case study of risk assessment in mega-cities. *Environmental Pollution*. 234:448-56. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.034>

- PLASTICS EUROPE. 2023. Plastics – the fast Facts 2023. Plastics Europe. Disponible desde Internet en: <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2023/>
- RODRÍGUEZ CORTÉS, L.M. 2021. Espacios de peces y energía. La transformación del río Magdalena en el centro del Huila: la represa de Betania. En: Escuela Internacional de Negocios y Desarrollo Empresarial de Colombia – EIDEC; Centro de Investigación Científica, Empresarial y Tecnológica de Colombia – CEINCET; Red de Investigación en Educación, Empresa y Sociedad – REDIEES. La Investigación Científica y Académica Transdisciplinaria. Colección científica educación, empresa y sociedad. Primera edición, volumen 13. Eidec Editorial. p.155-183. <https://doi.org/10.34893/nkf9-1593>
- ROJAS-LUNA, R.A.; OQUENDO-RUIZ, L.; GARCÍA-ALZATE, C.A.; ARANA, V.A.; GARCÍA-ALZATE, R.; TRILLERAS, J. 2023. Identification, abundance, and distribution of microplastics in surface water collected from Luruaco Lake, low basin Magdalena River, Colombia. *Water*. 15(2):344. <https://doi.org/10.3390/w15020344>
- ROSE, P.K.; JAIN, M.; KATARIA, N.; SAHOO, P.K.; GARG, V.K.; YADAV, A. 2023. Microplastics in multimedia environment: A systematic review on its fate, transport, quantification, health risk, and remedial measures. *Groundwater for Sustainable Development*. 20:100889. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100889>
- SHRUTI, V.C.; JONATHAN, M.P.; RODRÍGUEZ-ESPINOSA, P.F.; RODRÍGUEZ-GONZÁLES, F. 2019. Microplastics in freshwater sediments of Atoyac River basin, Puebla City, Mexico. *Science of the Total Environment*. 654(1):154-163. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.054>
- SONG, J.; HOU, C.; ZHOU, Y.; LIU, Q.; WU, X.; WANG, Y.; YI, Y. 2020. The flowing of microplastics was accelerated under the influence of artificial flood generated by hydropower station. *Journal of Cleaner Production*. 255:120174. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120174>
- TAVŞANOĞLU, Ü.N.; KANKILIÇ, G.B.; AKCA, G.; ÇIRAK, T.; ERDOĞAN, Ş. 2020. Microplastics in a dam lake in Turkey: type, mesh size effect, and bacterial biofilm communities. *Environmental Science and Pollution Research*. 27:45688-45698. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10424-9>
- VAN EMMERIK, T.; SCHWARZ, A. 2019. Plastic debris in rivers. *Wiley Interdisciplinary Reviews*. 7(1):e1398. <https://doi.org/10.1002/wat2.1398>
- VAYGHAN, A.H.; RASTA, M.; ZAKERI, M.; KELLY, F.J. 2022. Spatial distribution of microplastics pollution in sediments and surface waters of the Aras River and reservoir: An international river in Northwestern Iran. *Science of the Total Environment*. 843:156894. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156894>
- WANG, G.; LU, J.; LI, W.; NING, J.; ZHOU, L.; TONG, Y.; LIU, Z.; ZHOU, H.; XIAYIHAZI, N. 2021. Seasonal variation and risk assessment of microplastics in surface water of the Manas River Basin, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 208:111477. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111477>
- WANG, W.; YUAN, W.; CHEN, Y.; WANG, J. 2018. Microplastics in Surface Waters of Dongting Lake and Hong Lake, China. *Science of the Total Environment*. 633:539-45. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.211>
- WATKINS, L.; MCGRATTAN, S.; SULLIVAN, P.J.; WALTER, M. T. 2019. The effect of dams on river transport of microplastic pollution. *Science of the Total Environment*. 664:834-840. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.028>
- WEIDEMAN, E.A.; PEROLD, V.; RYAN, P.G. 2019. Little evidence that dams in the Orange-Vaal River system trap floating microplastics or microfibres. *Marine Pollution Bulletin*. 149:110664. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110664>
- WU, P.; TANG, Y.; DANG, M.; WANG, S.; JIN, H.; LIU, Y.; JING, H.; ZHENG, C.; YI, S.; CAI, Z. 2020. Spatial-temporal distribution of microplastics in surface water and sediments of Maozhou River within Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area. *Science of the Total Environment*. 717:135187. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135187>
- YANG, S.; ZHOU, M.; CHEN, X.; HU, L.; XU, Y.; FU, W.; LI, C. 2022. A comparative review of microplastics in lakes systems from different countries and regions. *Chemosphere*. 286:131806. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131806>
- ZHANG, Y.; PENG, Y.; XU, S.; ZHANG, S.; ZHOU, G.; YANG, J.; LI, H.; ZHANG, J. 2022. Distribution characteristics of microplastics in urban rivers in Chengdu city: The influence of land-use type and population and related suggestions. *Science of the Total Environment*. 846:157411. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157411>
- ZHOU, Y.; WANG, J.; ZOU, M.; JIA, Z.; ZHOU, S. 2020. Microplastics in soils: A review of methods, occurrence, fate, transport, ecological and environmental risks. *Science of the Total Environment*. 748:141368. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141368>