

Article

Microplásticos en los Sedimentos de la Cuenca Media y Alta del Río Lurín, Perú

Luis Fernando Sifuentes Castañeda¹, Franklin Canchari Madueño², José Iannacone³

¹ Ing. Ambiental. Universidad Científica del Sur. ORCID: 0009-0005-5143-7530. E-mail: luissifuentes1904@gmail.com

² Ing. Ambiental. Universidad Científica del Sur. ORCID: 0000-0002-2598-8583. E-mail: fcanchari103@gmail.com

³ Doctor en Ciencias Biológicas. Universidad Científica del Sur y Universidad Nacional Federico Villarreal. ORCID: 0000-0003-3699-4732. E-mail: joseiannacone@gmail.com

RESUMEN

La presente investigación tuvo como objetivo evaluar la contaminación por microplásticos (MP) en sedimentos en la cuenca media y alta del río Lurín, Lima, Perú, debido a la ausencia de estudios previos sobre el tema. Se recolectaron muestras de sedimento superficial (SS) y sedimento de lecho (SL) en 10 sitios a lo largo de la cuenca media y alta del río Lurín. En laboratorio para caracterizar los MP del sedimento se usó el método de separación por densidad con $ZnCl_2$, y luego fue observado en el microscopio. Los resultados muestran que en ambas zonas (cuenca media y alta) la abundancia de MP en SS estuvo entre 222,22 a 922,22 Ítems/kg de sedimento seco y en SL fue de 88,89 a 611,11 Ítems/kg de sedimento seco. Se encontró una mayor cantidad de MP en SS que en SL. No se mostró correlación significativa entre SS con SL. Las características predominantes en SS y SL fueron el tamaño de 20 μm –1 mm, con forma de fibra y de color negro. Estos datos ayudarán a los gestores de la cuenca y a la sociedad a mejorar la comprensión sobre la contaminación por MP en el río Lurín, y formular políticas públicas para mejorar la gestión de residuos sólidos y reducir la contaminación por plásticos.

Palabras-clave: microplásticos; Perú; sedimento de lecho; sedimento superficial.

ABSTRACT

This research aimed to evaluate microplastic (MP) contamination in sediments in the middle and upper Lurín River basin, Lima, Peru, due to the lack of previous studies on the topic. Surface sediment (SS) and bed sediment (BS) samples were collected from 10 sites along the middle and upper Lurín River basin. In the laboratory, the $ZnCl_2$ density separation method was used to characterize the MP in the sediment, and the samples were then observed under a microscope. The results show that in both zones (middle and upper basin), the abundance of MP in SS ranged from 222.22 to 922.22 items/kg of dry sediment, and in BS it ranged from 88.89 to 611.11 items/kg of dry sediment. A higher quantity of MP was found in SS than in BS. No significant correlation was found between SS and BS. The predominant characteristics in SS and SL were a size of 20 μm –1 mm, a fibrous shape, and a black color. This data will help basin managers and the public to improve their understanding of PM pollution in the Lurín River and to formulate public policies to improve solid waste management and reduce plastic pollution.

Keywords: bed sediment; microplastic; Peru; surface sediment.

Introducción

El aumento de la producción de plástico, conjuntamente con las prácticas actuales de eliminación de desechos, conduce al aumento de la concentración de partículas plásticas en el ambiente (Hossain et al. 2023). Lo que se ha producido por la acelerada producción de plástico desde 1950 con 1,5 Mt (Amelia et al. 2021), hasta el 2022 con 400,3 Mt de plástico (Plastic Europe 2023). Para el 2050 será 1.124 Mt (World Economic



Submissão: 06/12/2025



Aceite: 21/05/2026



Publicação: 18/06/2026



Forum, Ellen MacArthur Foundation and McKinsey & Company 2016). Por lo tanto, una inadecuada gestión y eliminación deficiente de los residuos plásticos puede terminar en el medio ambiente (Evode et al. 2021) y al degradarse forman partículas plásticas denominadas microplásticos (MP) (Thompson et al. 2004; Castañeda et al. 2020). Diversas investigaciones evidencian su incremento, por lo que se encuentran presentes en el mar, playas, ríos y suelos de Sudamérica, y de todo el mundo (Rochman 2018).

Ante esa problemática, se acrecentó el interés en investigar MP, aumentando las publicaciones sobre el tema en las últimas dos décadas (GESAMP 2015). Se ha definido que los MP, son partículas plásticas entre 1 μm –5 mm (Castañeda et al. 2020), y clasificados por su tamaño de 1–5 mm (MP grandes) y 1 μm –1 mm (MP pequeños) (GESAMP 2015; Yoon et al. 2024), y clasificados según su origen como primarios (fabricados a tamaño microscópico) y secundarios provenientes por degradación física, química y/o biológica de plásticos de mayor tamaño (mesoplásticos (5-25 mm) y macroplásticos (>25 mm) (Hartmann et al. 2019; Castañeda et al. 2020).

Actualmente, los MP están presentes en el sedimento de ríos (Shruti et al. 2019 Scherer et al. 2020), lagos y de playas arenosas (Purca & Henostroza 2017; Turner et al. 2019), aguas pluviales (Canchari & Iannacone 2024), canales de riego (Canchari & Iannacone 2022), y quebradas intermitentes (Canchari & Iannacone 2023). De igual forma se han evaluado MP en peces marinos y en otras especies hidrobiológicas (Alfaro-Núñez et al. 2021, Iannacone et al. 2021), en sal de consumo humano y en sangre humana (Jung et al. 2022), en agua embotellada para consumo humano (Hossain et al. 2023), en agua de mar (Alfaro-Núñez et al. 2021), en aire (Chen et al. 2023), en suelo (Sajjad et al. 2022), y en las nubes (Wang et al. 2023).

Diversos estudios alrededor del mundo han determinado MP en sedimento y agua de río, como en sedimento en la cuenca de río Atoyac, México (Shruti et al. 2019), en sedimento de los afluentes del río Támesis, Reino Unido (Horton et al. 2016), en sedimento de los ríos Negro, Solimões y Amazonas, Brasil (Gerolin et al. 2020), en agua y sedimento en río Antuã, Portugal (Rodrigues et al. 2018), en sedimento fluvial en el río Daliao y Shuangtaizi, China (Xu et al. 2020), en sedimento del río Brisbane, Australia (He et al. 2019), en sedimento Perú en el río Jequetepeque, La Libertad, Perú (Manrique 2019), en sedimento en quebradas afluentes del río Huangáscar, Perú (Canchari & Iannacone 2024), en agua y sedimento en los ríos Huallaga, Aucayacu y Sangapilla en la región de Huánuco (Lino 2022) y otros.

En la cuenca baja del río Lurín, encontraron MP en el sedimento del río, atribuidos a las actividades antropogénicas de sus alrededores como el principal factor contaminante (Martínez et al. 2023), debido a que los plásticos de un solo uso han sido los que más se han encontrado en la cuenca baja del río Lurín (Vélez-Azañero et al. 2022), debido que el río es una ruta directa de transporte de plásticos y MP hacia el mar (Martínez et al. 2023). Ante eso, hay la necesidad de evaluar MP en toda la cuenca para comprender su distribución y abundancia. Por lo tanto, este estudio tiene por objetivo evaluar la contaminación por MP en sedimentos en la cuenca media y alta del río Lurín, Perú.

Materiales y métodos

Delimitación espacial y temporal

El área de estudio corresponde a la cuenca media y alta del río Lurín, con altitudes desde los 689 m.s.n.m. hasta 3254 m.s.n.m., que abarcan los sitios de muestreo, se encuentra en la zona centro oeste de Perú, en el cual hay alta concentración de centros poblados aledaños al río Lurín (Figura 1). La cuenca del río Lurín, tiene un área de 1,642.52 km² y longitud del cauce principal de 110,84 Km, con una altitud que varía entre 0 a 5.300 msnm, con precipitación de 0 a 35,73 mm/año (cuenca baja), 27,69 a 77,92 mm/año (cuenca media) y 277,16 a 627,6 mm/año (cuenca alta) (ANA 2019). Esta cuenca es una de las más pobladas del Perú (Mombanch et

al. 2015), siendo los residuos sólidos una de las fuentes principales de contaminación en el río Lurín (Vélez-Azañero et al. 2022). El caudal promedio es de 4,62 m³/s, con una mayor cantidad de agua en los meses de enero a abril, con 84,86% (ANA 2019). El estudio se realizó en septiembre de 2023.

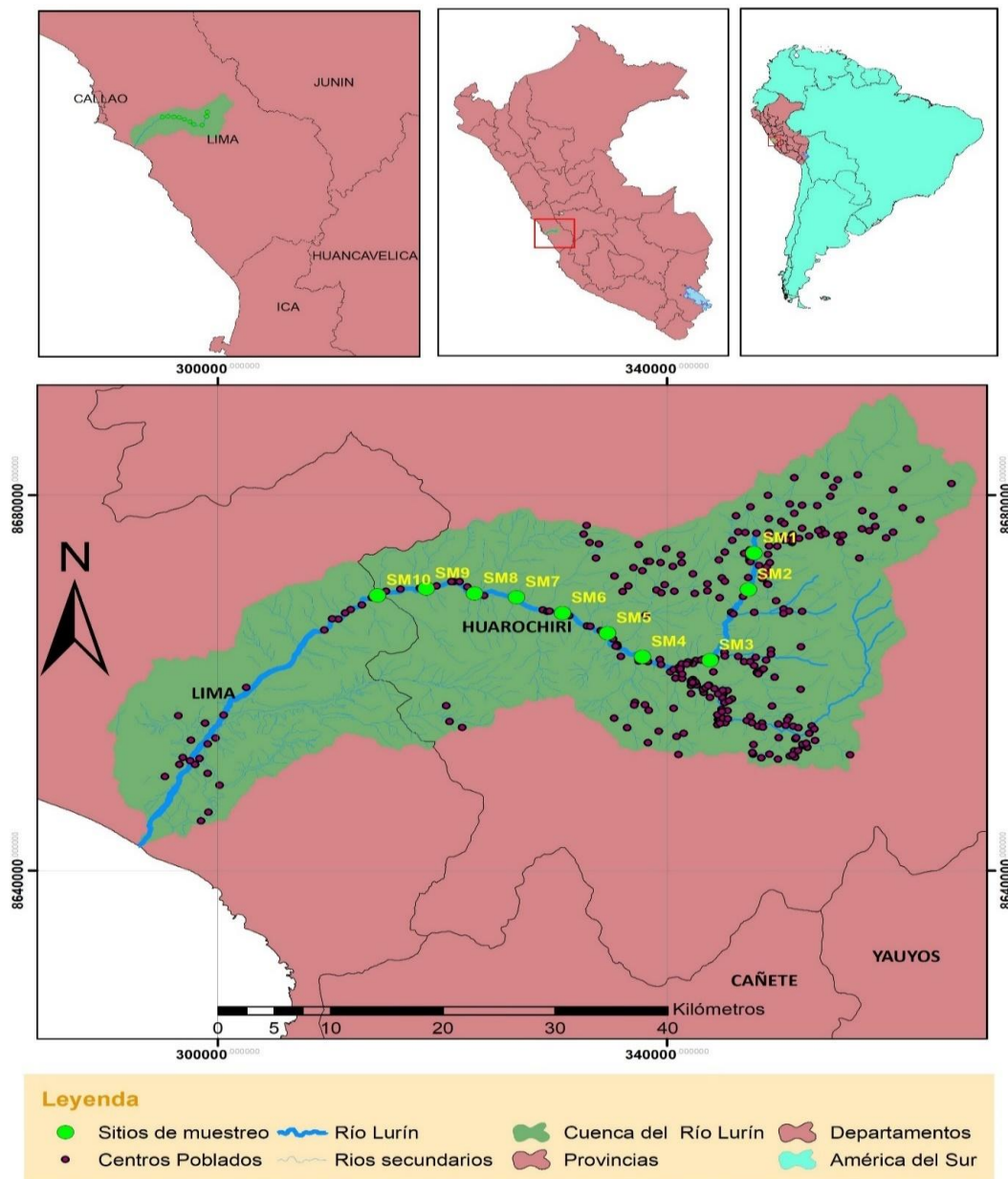


Figura 1. Ubicación de zona de estudio y sitios de muestreo en la cuenca media y alta del río Lurín, Lima, Perú. Fuente: Elaboración por los autores (2025).

Selección de sitios de muestreo

Se seleccionaron los 10 sitios de muestreo en base a las perturbaciones hidrodinámicas por los asentamientos con altas densidades poblacionales (Sarkar et al. 2019). Del mismo modo en la cuenca del río Lurín, se puede apreciar muchos centros poblados cercanos al río principal (Figura 1). Además, se tuvo en consideración la accesibilidad al sitio para el muestreo (Shruti et al. 2019). Por lo tanto, se seleccionaron diez sitios de muestreo los cuales abarcaron la cuenca media (siete sitios) y cuenca alta del río Lurín (tres sitios) (Figura 1). La tabla 1 muestra las características de los sitios de muestreo.



Tabla 1. Caracterización de sitios de muestreo en la cuenca media y alta del río Lurín, Lima, Perú.

Sitio de muestreo	WGS84 zona 18S UTM		Características de los sitios de muestreo
	ESTE	NORTE	
SM1	347736,3	8673796,6	En la cuenca alta del río Lurín (Distrito de San Damián) y aguas abajo de un centro poblado que está a orillas del río Lurín perteneciente al distrito de San Damián. Se encontró la presencia de plásticos aledaño al sitio de muestreo.
SM2	347250,8	8669940,4	En la cuenca alta del río Lurín (Distrito de San Damián) y aguas abajo del afluente que es una quebrada aledaña al Centro poblado de San Damián. Se evidenció residuos plásticos cerca al punto de muestreo.
SM3	343831,7	8662387,8	En la cuenca alta del río Lurín (Distrito Lahuaytambo). Agua abajo del pueblo La Pedrera y caseríos. Se observó la presencia de un botadero de residuos plásticos a 30 m del sitio de muestreo.
SM4	337819,1	8662777,1	En la cuenca media del río Lurín (Distrito de Antioquia). Agua abajo del afluente que es la quebrada que tiene conexión con Centro Poblado La Pampilla y se evidenció macroplásticos sobre la arena.
SM5	334688,6	8665272	En la cuenca media del río Lurín (Distrito de Antioquia) aguas abajo del Centro Poblado de Antioquia con potencial turístico. Se encontró algunos residuos plásticos.
SM6	330711,3	8667433,3	En la cuenca media del río Lurín (Distrito de Antioquia). En zona aledañas se presenta actividad agrícola, presencia de algunas viviendas y residuos de plásticos.
SM7	326602,1	8669117,7	En la cuenca media del río Lurín (Distrito de Antioquia). Aguas abajo de un centro poblado con presencia de residuos plásticos y desarrollo de agricultura.
SM8	322847,6	8669496,2	En la cuenca media del río Lurín (Distrito de Antioquia) aguas abajo del centro poblado Sisicaya. Hay una quebrada que es afluente al río Lurín antes del sitio de muestreo en el cual se encontró residuos plásticos y también se evidenció plásticos aledaños al sitio de muestreo, y actividad agrícola.
SM9	318555,1	8670026,9	En la cuenca media del río Lurín (Distrito de Antioquia) aguas debajo de centro recreacional. Se presenció desarrollo de agricultura y actividades de



 infraestructura ribereña. Presencia de residuos plásticos.

SM10	314229,8	8669324,4	En la cuenca media del río Lurín (Distrito de Antioquia) aguas abajo de centro recreacional y desarrollo de agricultura. Se presenció un botadero a orillas del cauce del río Lurín.
-------------	----------	-----------	--

Fuente: Elaboración por los autores (2025).

Muestreo de sedimento superficial (SS) y sedimento de lecho (SL)

En cada sitio de muestreo, se trazó un transecto perpendicular al río, en el cual se obtuvo las muestras de sedimento superficial (SS) de la orilla del río, y el sedimento del lecho (SL) del río (Manrique 2019).

Para el caso del SS, se recogieron las muestras en cada sitio en la costa del río (Klein et al. 2015), en el que se seleccionaron al azar tres muestras de SS por sitio y se colocaron en una bolsa de papel aluminio, en el cual se combinaron como una mezcla compuesta (Wang et al. 2017). Cada muestra se recogió en un área de superficie de 20 cm x 20 cm x 2 cm de profundidad mediante una pala metálica (Manrique 2019; Canchari & Iannacone 2024).

Para el caso de SL de río, el cual se encuentra debajo de la columna de agua, fue sacado a distancia de 1 m de la orilla del río mediante una draga Ekman (Razeghi et al. 2021), con la cual se recolectó tres muestras de sedimento y se hizo como una sola muestra compuesta homogenizada para el análisis de MP. Luego, las muestras se colocaron en bolsas de papel aluminio (Wang et al. 2017), y se trasladaron hacia el Laboratorio de Investigación de Ecología y Biodiversidad Animal (LEBA) de la Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas de la Universidad Nacional Federico Villareal, Lima, Perú. Los valores se expresaron en ítems/kg de sedimento seco.

Preparación de muestras de sedimento

Las muestras de sedimento húmedo fueron colocadas en vasos beakers de 1 L, y se secaron en una estufa a 65 °C por 36 h (Sarkar et al. 2019). Luego, para cada sitio se analizaron por triplicado, 30 g de sedimento seco que se colocaron en un vaso beaker de 250 mL en el cual se agregó peróxido de hidrógeno (H₂O₂) al 30 % (Wang et al. 2017) a un volumen de 30 mL y se dejó toda la noche para eliminar los restos orgánicos. Luego, se agregó 36 mL de cloruro de zinc (ZnCl₂) a 1.7 kg/L de densidad, se agitó y se dejó por 24 h (Shruti et al. 2019). Después, el sobrenadante se tamizó con papel filtro de la marca Filter-LAB mediante una bomba de vacío Rocker 400, para luego colocarse en placas Petri para su posterior análisis (Shruti et al. 2019; Canchari & Iannacone et al. 2024). El tamaño de poro del filtro para este estudio fue de 20 µm.

Por último, mediante microscopio con cámara Nikon type 104c acoplado al software Topview se observaron los MP, se contó y se identificó sus características morfológicas (Tibbetts et al. 2018). La abundancia y características de los MP fueron identificados según la Tabla 2.



Tabla 2. Parámetros evaluados de los MP en sedimento superficial (SS) y sedimento de lecho (SL) en el presente estudio

Fuente	Parámetro	Indicador	Referencia
Sedimento superficial y de lecho	Abundancia	Ítems/Kg de sedimento seco	Jiang et al. (2019)
	Color	Transparente, amarillo, blanco, verde, rojo, azul y negro.	Su et al. (2016)
	Forma	Pellet, fragmento, fibra, film y espuma	Yang et al. (2021)
	Tamaño	1–5 mm (MP grandes) y 1 µm–1 mm (MP pequeños)	Crawford & Quinn (2016)

Fuente: Elaboración por los autores (2025).

Medidas para evitar la contaminación

En todo el procedimiento de campo y laboratorio no se utilizó equipos y materiales de plástico, y se trabajó en una cabina de flujo laminar para evitar la contaminación con otros MP como fibras (Sarkar et al. 2019). Las batas blancas, de manga larga y abotonada, y la ropa de trabajo usadas en el laboratorio y en el campo fueron de algodón. Los guantes empleados fueron de nitrilo. Los diversos reactivos utilizados fueron filtrados en un sistema de vacío para evitar una posible contaminación cruzada. En laboratorio y campo, se tuvo en consideración la contaminación de aire por MP, por lo que se colocó una placa Petri con un filtro humedecido en la cabina de flujo laminar y en el sitio de muestreo (Lin et al. 2018).

Análisis estadístico

Se utilizó el paquete estadístico de IBM SPSS (Paquete Estadístico para Ciencias Sociales) V22.0. Se realizó la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk y homogeneidad de varianzas de Levene para la abundancia de MP de SS y SL. Para ver las diferencias en la abundancia de MP entre sitios de SS se realizó la prueba de ANOVA de Welch, debido a que no cumplió la homogeneidad de varianzas y sí cumplió normalidad. Para ver la diferencia entre la abundancia de MP entre sitios en SL se hizo la prueba ANOVA con Pos Hoc de Tukey, debido a que cumplió las pruebas de normalidad y homogeneidad de varianzas. Las diferencias entre las abundancias de MP entre SS y SL para cada sitio se realizó mediante la prueba t de Student para muestras independientes, debido a que la abundancia de MP en SS y SL para cada sitio cumplieron con la prueba de normalidad y con la prueba de homogeneidad de varianzas, con excepción del sitio SM4 que no cumplió el supuesto de homogeneidad de varianzas por lo cual siguió la prueba t de Student para varianzas heterogéneas. Se consideró que las abundancias fueron significativamente diferentes a un $p < 0.05$ (Xu et al. 2020). Finalmente, se calculó el coeficiente de correlación de Spearman entre la abundancia de MP en SS y SL del río.

Aspectos éticos

El Comité Institucional de Ética en Investigación con Animales y Biodiversidad de la Universidad Científica del Sur (CIEI-AB-CIENTÍFICA) aprobó esta investigación con la Constancia N° 074-CIEI-AB-CIENTÍFICA-2023. Se solicitó permiso a las municipalidades distritales de Antioquía, Lahuaytambo y San Damián los cuales pertenecen a la cuenca media y alta del río Lurín, Lima, Perú. Además, en campo no se usó materiales peligrosos que ponga en riesgo algún componente del ambiente y a las personas. En laboratorio se cumplió con las normas de bioseguridad del Manual de Laboratorio siguiendo la Resolución R.N° 7116-2020-UNFV (Universidad Federico Villarreal) y se dispuso los residuos peligrosos de acuerdo al protocolo de manejo

de residuos peligrosos de laboratorio. Además, se tuvo presente la Hoja de Datos de Seguridad (MSDS) de los compuestos químicos como $ZnCl_2$ y H_2O_2 usados en el laboratorio.

Resultados y discusión

Abundancia de MP

Los resultados muestran la contaminación de sedimentos por MP en todos los sitios de muestreo del río Lurín, tanto en SS en la cuenca alta (sitios de muestreo SM1, SM2 y SM3) con una abundancia de MP de 277,78 a 566,67 ítems/kg de sedimento seco y en la cuenca media (sitios de muestreo SM4, SM5, SM6, SM7, SM8, SM9 y SM10) con abundancia de MP de 222,22 a 922,22 ítems/kg de sedimento seco (Figura 2a) y tanto en SL en la cuenca alta con abundancia de MP de 144,44 a 611,11 ítems/kg de sedimento seco y cuenca media con abundancia de MP de 88,89 a 277,78 ítems/kg de sedimento seco (Figura 2b). La abundancia de MP entre ambas zonas (sitios de cuenca media y alta) para SS fue en rango de 222,22 a 922,22 ítems/kg de sedimento seco (de los 10 sitios, la media \pm desviación estándar fue de $441,11 \pm 239,52$ ítems/kg de sedimento seco) y para SL en un rango de 88,89 a 611,11 Ítems/kg de sedimento seco (de los 10 sitios, la media \pm desviación estándar fue de $233,33 \pm 159,01$ Ítems/kg de sedimento seco) (Figura 2ab).

La figura 2a muestra que, para SS, los sitios de muestreo de la cuenca alta (SM1, SM2 y SM3) no mostraron diferencias significativas. Asimismo, en los sitios de la cuenca media tampoco se encontraron diferencias significativas (SM4, SM5, SM6, SM7, SM8, SM9 y SM10). Los sitios de la cuenca media y de la cuenca alta no evidenciaron diferencias significativas ($p = 0,09$). Sin embargo, en la cuenca baja, específicamente en la desembocadura de río, la concentración de MP es mayor (Martínez et al. 2023), debido a la presencia de plásticos (Vélez-Azañero et al. 2022).

En la figura 2b, para SL, los sitios de muestreo de la cuenca alta (SM1 y SM2) no mostraron diferencias significativas ($p = 0,26$) con el resto de sitios de la cuenca media (SM4, SM5, SM6, SM7, SM8, SM9 y SM10). Asimismo, los sitios de muestreo de la cuenca alta (SM1 y SM2) no mostraron diferencias significativas entre ambos, a excepción del sitio de muestreo SM3 (ubicado en cuenca alta), donde presenta una mayor concentración de MP en comparación a los demás sitios ($p = 0,000044$). Este mayor valor podría estar relacionado con la cercanía a un pueblo y a un botadero de residuos sólidos, debido a que otros estudios mencionan que una elevada concentración de MP está asociado a la presencia de botaderos en un sistema fluvial (Canchari & Iannacone 2024), y directamente asociado a una mayor densidad poblacional humana (Manrique 2019) y a las actividades antropogénicas que desechan plásticos en la cuenca del río Lurín (Martínez et al. 2023).

La concentración de MP es significativamente mayor en SS en comparación con SL para los sitios SM1, SM6, SM7 y SM10; y no presenta diferencias significativas en los sitios SM2, SM4, SM5, SM8 y SM9. Sin embargo, en el sitio SM3 es significativamente mayor en SL que SS (Tabla 3). Estos resultados son similares al estudio de Manrique (2019) realizado en la cuenca baja del río Jequetepeque, en el cual se muestran tres sitios de muestreo con igual la abundancia de MP en SS y SL. Sin embargo, en un solo sitio es mayor en SS que en SL. En general, al hacer una comparación de la abundancia de MP entre SL y SS, se encontró más MP en SS que en SL ($p < 0,05$) (Manrique 2019). Esto se explica debido a que en las riberas del río se presenta más perturbación que en el centro de la ribera del río (Adomat & Grischek 2021), pudiendo haber una posible contaminación del sedimento superficial por deposición atmosférica de MP en el transcurso del tiempo (Napper et al. 2023).

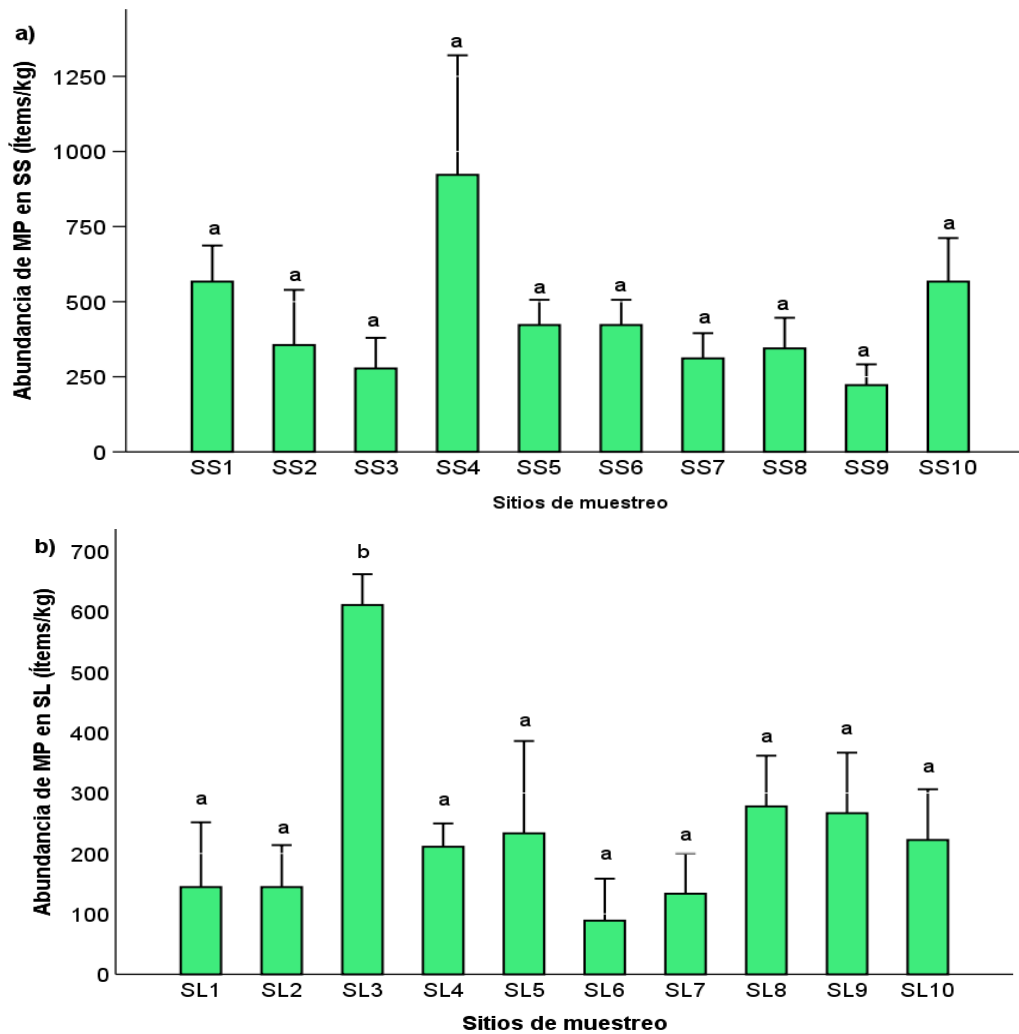


Figura 2. Abundancia de MP (ítems/kg de sedimento seco): a) en sedimento de superficial (SS) y b) en sedimento de lecho (SL) en el río Lurín, Perú.

Fuente: Elaboración por los autores (2025).

Tabla 3. Comparación de la abundancia de microplásticos (ítems/kg de sedimento seco) por sitio de muestreo en sedimento de lecho (SL) y sedimento superficial (SS) del río Lurín, Perú. t = Prueba t de Student para muestras independientes. P = probabilidad. SM = Sitio de muestreo

Sitio de muestreo	Abundancia SL	Abundancia SS	t	p
SM1	144,44	566,67	4,54	0,01
SM2	144,44	355,56	1,86	0,13
SM3	611,11	277,78	5,07	0,007
SM4	211,11	922,22	3,08	0,08
SM5	233,33	422,22	1,87	0,13
SM6	88,89	422,22	5,30	0,006
SM7	133,33	311,11	2,87	0,04
SM8	277,78	344,44	0,87	0,43
SM9	266,67	222,22	0,63	0,56
SM10	222,22	566,67	3,55	0,02

Fuente: Elaboración por los autores (2025).



El análisis de correlación de Spearman mostró que no hay asociación entre la abundancia de MP de SL y de SS ($Rho = -0,39$; $p = 0,25$). Del mismo modo en el río Jequetepeque no se evidencia correlación al analizar los datos de ambos tipos de sedimento (SL y SS) (Manrique 2019).

La abundancia de MP en SS en el río Lurín presenta valores máximos mayores a lo reportado en el río Beijiang, China (Wang et al. 2017), en ríos del Tibet Plateau, China (Jiang et al. 2019), y en el río Zayandeh-Rud, Irán (Rami et al. 2023). Sin embargo, estos valores máximos son menores a lo registrado en las quebradas Ishoj y Uyru Rume, Perú (Canchari & Iannacone 2024) (Tabla 4). Por otra parte, en SL de la presente investigación presenta valores máximos mayores a la del río Zahuapan y Atoyac, México (Shruti et al. 2019), a la del río Brisbane, Australia (He et al. 2019), y a la del río Krukut, Indonesia (Azizi et al. 2022). Sin embargo, son menores a lo encontrado en el río Vaal, Sudáfrica (Ramaremisa et al. 2022), al río Antuã, Portugal (Rodrigues et al. 2018), y a los ríos Amazonas, Negro y Solimões, Brasil (Gerolin et al. 2020) (Tabla 4).

Se evidencia contaminación por MP en diversos ríos costeros en el Perú; en sedimentos en la cuenca baja en el río Chillón (Martínez et al. 2023), en la cuenca del río Jequetepeque (Manrique 2019), y en el río Rímac (Huanaco & Gamboa 2023). Además, no solo se identificaron contaminación de MP en sedimentos de ríos de estas cuencas peruanas, sino que se han encontrado MP, en SS y SL en ríos de diferentes partes del mundo (Tabla 4).

Tabla 4. Estudios de MP en sedimento de ríos/quebradas de diferentes países.

Río/quebrada	País	Tipo de sedimento	Abundancia de MP (Ítems/kg)	Referencias
Río Lurín (cuenca media y alta)	Perú	SS	222–922	Presente estudio
	Perú	SL	89–611	Presente estudio
Río Vaal	Sudáfrica	SL	29–1100	Ramaremisa et al. (2022)
Río Krukut	Indonesia	SL	112–150	Azizi et al. (2022)
Río Antuã	Portugal	SL	18–629	Rodrigues et al. (2018)
Río Brisbane	Australia	SL	10–520	He et al. (2019)
Río Zahuapan	México	SL	66,67–400	Shruti et al. (2019)
Río Atoyac	México	SL	100–400	Shruti et al. (2019)
Río Negro	Brasil	SL	5869 – 8178	Gerolin et al. (2020)
Río Amazonas	Brasil	SL	417 – 2101	Gerolin et al. (2020)
Río Solimões	Brasil	SL	1524–1738	Gerolin et al. (2020)
Río Jequetepeque (Cuenca baja)	Perú*	SL	0–20	Manrique (2019)
		SS	0–160	Manrique (2019)
Río Rímac (cuenca baja en 2017 y 2018)	Perú*	SS	0–139.9	Huanaco & Gamboa (2023)
		SS	43,3–5756	
Río Beijiang	China*	SS	178–544	Wang et al. (2017)
Ríos del Tibet Plateau	China	SS	50–195	Jiang et al. (2019)
Río Zayandeh-Rud	Irán	SS	0–67,3	Rami et al. (2023)
Quebrada Ishoj	Perú	SS	0–2216	Canchari & Iannacone (2024)
Quebrada Uyru Rume	Perú	SS	0–6383	

SS: sedimento superficial, SL: sedimento de lecho, todos estos estudios han usado solución salina de alta densidad $ZnCl_2$, a excepción de * que usó $NaCl$.

Fuente: Elaboración por los autores (2025).



Características de MP

Tamaño

El rango de tamaño predominante en SS (58,94 %) y SL (54,29 %) fue de 20 μm - 1mm en comparación con el rango de 1–5 mm (Figura 3; Tabla 5). Para SL, el rango de tamaño de MP de 20 μm –1 mm fue predominante en la mayoría de sitios con excepción de que SM1, SM2, SM7 y SM9, con rango de tamaño de MP de 1–5 mm. A nivel de cuenca, para SS fue predominante el rango de tamaño de MP de 20 μm –1 mm en cuenca alta (59,3%) y media (58,8%). De igual forma, para SL fue predominante el rango de tamaño de MP de 20 μm –1 mm en cuenca alta (59,3%) y media (51,2%) (Figura 3).

Estos resultados con mayor porcentaje de tamaño de MP de 20 μm –1 mm son similares a lo encontrado en SS en quebrada Ishoj y Uyru Rume, Perú (Canchari & Iannacone 2024), en SS del río Zayandeh-Rud, Irán (Rami et al. 2023), en SS en los ríos del Tibet Plateau, China (Jiang et al. 2019), en SS en el río Rímac, Perú, en el muestreo de agosto (Huanaco & Gamboa 2023), Asimismo, fueron superiores los tamaños de 20 μm –1 mm en SL, en los ríos Negro y Solimões, Brasil (Gerolin et al. 2020), y en el río Vaal, Sudáfrica (Ramaremissa et al. 2022). Por el contrario, en SL en el río Amazonas fue mayor los MP de tamaño de 1–5 mm (Gerolin et al. 2020). Sin embargo, la comparación de rangos de tamaños de MP con otros estudios resulta ser un desafío debido a los diferentes tamaños de tamices y los diversos métodos de clasificación (Rami et al. 2023).

Evaluar el rango de tamaño de los MP (20 μm –1mm y 1–5 mm) en SS y SL en este estudio es importante, debido a que la toxicidad del MP depende de su tamaño (Lei et al. 2018). Los sedimentos son sumideros de MP de tamaño pequeño y la abundancia de MP según rango de tamaño está influenciada por procesos de degradación ambiental (Ramaremissa et al. 2022), debido a que los MP son susceptibles a que se fragmenten por las condiciones ambientales, y provocar una mayor abundancia de MP de tamaño pequeño (Egessa et al. 2020). La gravedad, flotabilidad y arrastre tienen influencia en el tamaño de MP, e influyen en la acumulación en sedimentos (Du et al. 2021; Shamskhany et al. 2021). Por lo tanto, se sugiere detectar MP de menor tamaño (1–20 μm) en el sedimento del río Lurín, Perú.

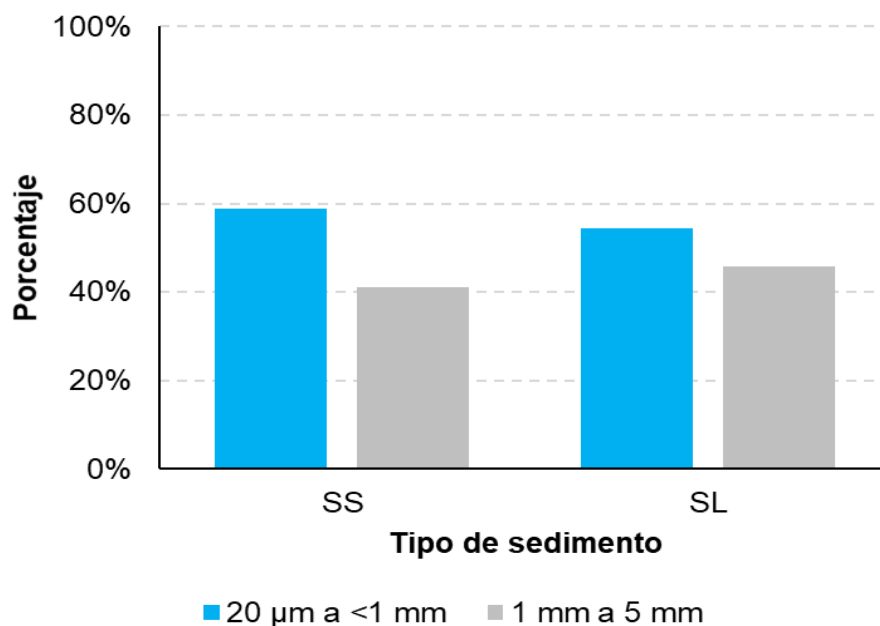


Figura 3. Porcentaje de MP según rango de tamaño del total de MP de la cuenca media y alta, tanto para SS y SL Fuente: Elaboración por los autores (2025).



Tabla 5. Cantidad (ítems/kg) y porcentaje (%) de microplásticos según rango de tamaño por sitio de muestreo en sedimento superficial (SS) y en sedimento de lecho (SL) en el río Lurín, Lima, Perú.

Tipo de sedimento	Sitio de muestreo	MP según rango de tamaño			
		20 µm–1 mm		1–5 mm	
		ítems/kg	%	ítems/kg	%
SS	SM1	277,8	49,0	288,9	51,0
	SM2	200,0	56,3	155,6	43,8
	SM3	233,3	84,0	44,4	16,0
	SM4	533,3	57,8	388,9	42,2
	SM5	300,0	71,1	122,2	28,9
	SM6	222,2	52,6	200,0	47,4
	SM7	177,8	57,1	133,3	42,9
	SM8	155,6	45,2	188,9	54,8
	SM9	100,0	45,0	122,2	55,0
	SM10	400,0	70,6	166,7	29,4
SL	SM1	55,6	38,5	88,9	61,5
	SM2	66,7	46,2	77,8	53,8
	SM3	411,1	67,3	200,0	32,7
	SM4	144,4	68,4	66,7	31,6
	SM5	133,3	57,1	100,0	42,9
	SM6	44,4	50,0	44,4	50,0
	SM7	55,6	41,7	77,8	58,3
	SM8	144,4	52,0	133,3	48,0
	SM9	66,7	25,0	200,0	75,0
	SM10	144,4	65,0	77,8	35,0

Nota: el color verde indica el rango de tamaño predominante para cada sitio. Fuente: Elaboración por los autores (2025).

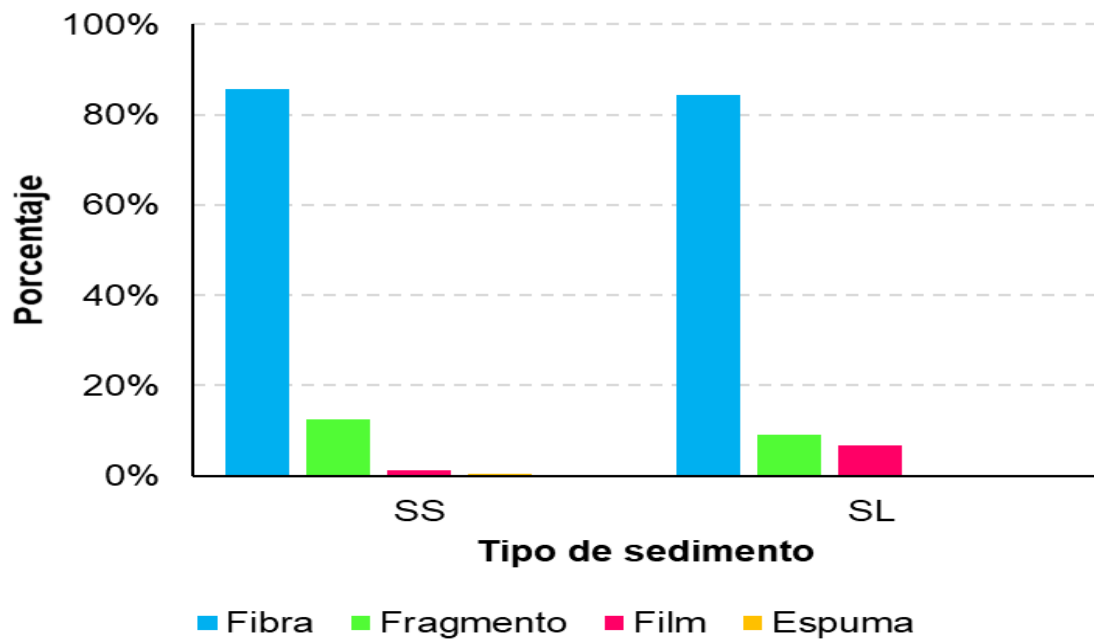
Forma

La Figura 4A, muestra que la fibra es la forma predominante en SS (85,64 %) y en SL (84,29 %). En todos los sitios de SS fue imperante la fibra con valores superiores al 50% para cada sitio (Figura 4B) y también en SL las fibras presentaron valores superiores al 40% (Figura 4C). En SL en los ríos Negro, Amazonas y Solimões, Brasil (Gerolin et al. 2020), en SL en río abajo del río Krukut, Indonesia (Azizi et al. 2022), en SL del río Vaal, Sudáfrica (Ramaremissa et al. 2022), y en los ríos del Tibet Plateau (Jiang et al. 2019) las fibras fueron las preponderantes. Sin embargo, difieren de Canchari & Iannacone (2024) en donde predominaron los fragmentos en SS en las quebradas Ishoj y Uyrú Rume en el Perú. El fragmento fue el predominante en SS del río Zayandeh-Rud, Irán (Rami et al. 2023), en el río Rímac, Perú (89,1 %) (Huanaco & Gamboa 2023), en el río Jequetepeque, Perú (77,8 %) (Manrique 2019), y en el río Antuã, Portugal (Rodrigues et al. 2018). Finalmente, en la cuenca del río Atoyac, México fue el film el dominante (Shruti et al. 2019).

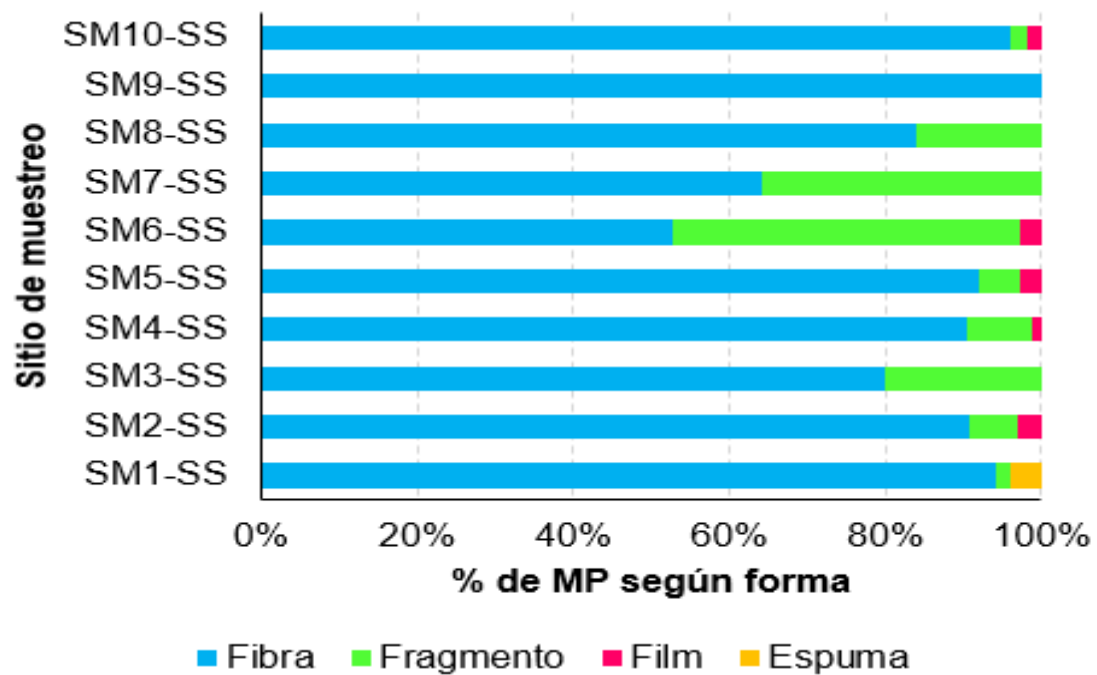
Los MP tipo fibra en SS y SL en el presente estudio, pudieran ser ingeridos por la biota acuática (Jiang et al. 2019; Schessl et al. 2019), siendo probable su origen por el desgaste de materiales textiles-sintéticos y de residuos de lavandería de ropa sintética, y degradación de plásticos de mayor tamaño (Azizi et al. 2022).



(a)



(b)



(c)

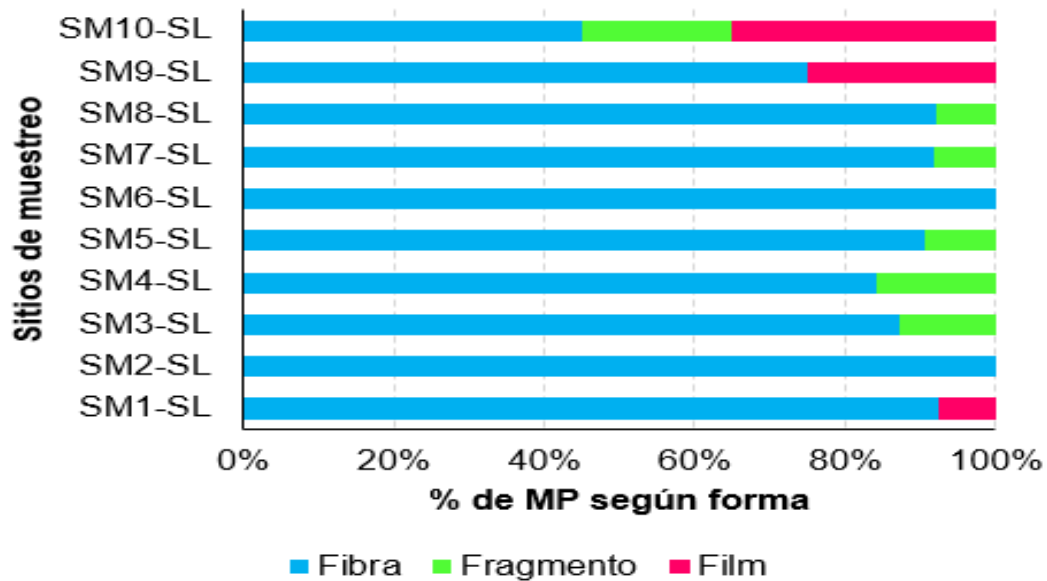


Figura 4. Forma de microplástico según el porcentaje de MP de la cuenca media y alta por tipo de sedimento (a), porcentaje de MP en sedimento superficial por sitio (b) y porcentaje de MP en sedimento de lecho por sitio (c) en el río Lurín, Lima, Perú. Fuente: Elaboración por los autores (2025).

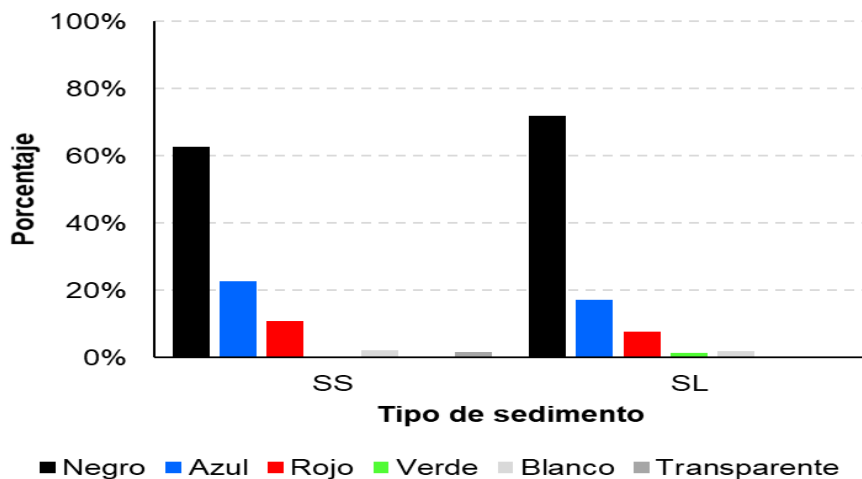
Color

En la Figura 5A, el color negro es el predominante en SS (62.7 %) y en SL (71.9 %) en los MP evaluados. De igual forma, en SS y SL por sitio de muestreo es dominante el color negro con 40% y 50%, respectivamente (Figuras 5B y 5C). Nuestros resultados son diferentes a otros estudios en el cual fueron imperantes el transparente en SS en las quebrada Ishoj y Uyru Rume, Perú (Canchari & Iannacone 2024), en SS en los ríos del Tibet Plateau, China (Jiang et al. 2019), y en SL del río Vaal, Sudáfrica (Ramaremsa et al. 2022). El color blanco en SS en el río Rímac, Perú el dominante (75 %) (Huanaco & Gamboa 2023), en la cuenca del río Atoyac, México (Shruti et al. 2019), y en SL en los ríos Amazonas, Solimões y Negro, Brasil (Gerolin et al. 2020). En estos últimos estudios, se encontró el color negro del MP a pesar de no ser el mayoritario.

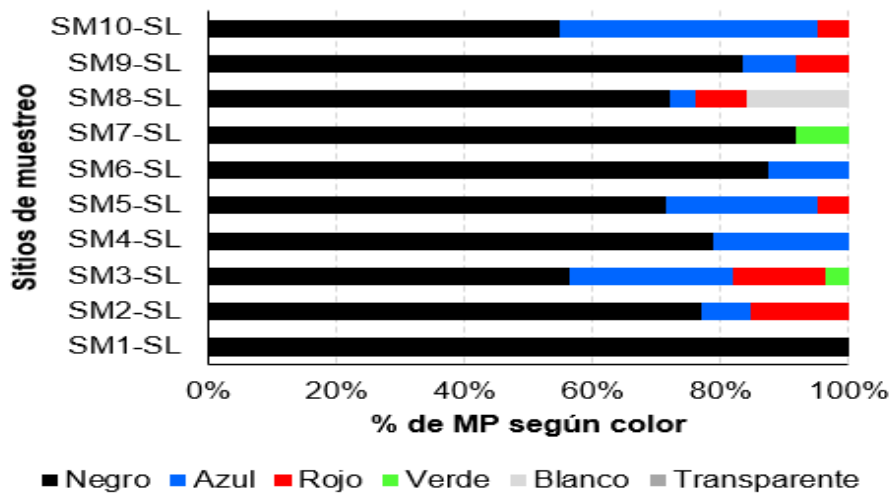
La característica del color del MP es importante en SS y SL, debido a que la biota acuática bentónica, los confunde con sus presas e ingieren MP de color que se parecen a sus presas, junto con los tóxicos contenidos en agentes colorantes (Roch et al. 2020; Onoja et al. 2022). Muchos MP de color negro provienen de la degradación de plásticos utilizados en carcasas de electrodomésticos, equipos electrónicos y envases de un solo uso, y suelen contener retardantes de llama bromados, que se añaden a los productos electrónicos para prevenir incendios (Kumar et al. 2025).



(a)



(b)



(c)

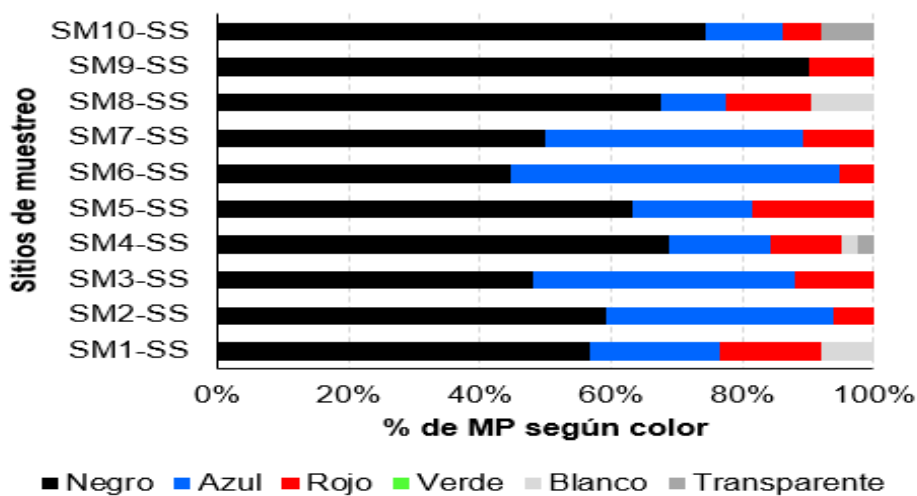


Figura 5. Color de microplástico según: porcentaje total de MP de la cuenca media y alta por tipo de sedimento (A), porcentaje de MP en sedimento superficial por sitio (B) y porcentaje de MP en sedimento de lecho por sitio (C) en el río Lurín, Lima, Perú. Fuente: Elaboración por los autores (2025).



En la Figura 6 se muestran diversas formas de MP encontradas en este estudio. En la Figura 6 (e, i, j y k) se muestran evidencias de fisuras, fragmentación y erosión en las superficies las cuales dará origen a nuevos MP de menor tamaño (Saad et al. 2024). Esto es debido a que los MP se están reduciendo aún más su tamaño en el ambiente (Barnes et al. 2009).

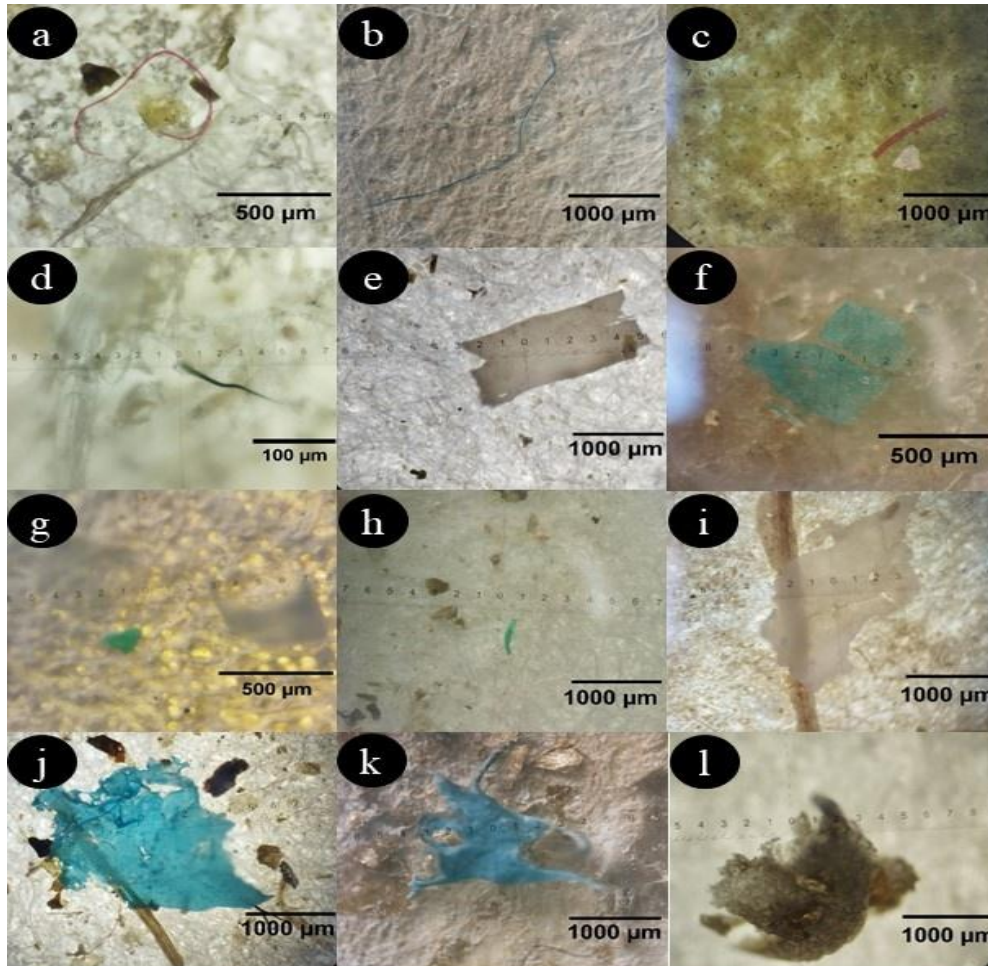


Figura 6. Formas de microplásticos: fibra (a, b, c y d); fragmento (e, f, g, h, i); film (j, y, k) y espuma (l) encontradas en los sedimentos del río Lurín, Perú.

Fuente: Elaboración por los autores (2025).

Esta investigación muestra que hay evidencia de presencia de MPs putativos, debido a que no se han realizado pruebas de identificación química de tipos probables de polímeros. Por ello, los datos se deben tomar con mesura según el alcance de este estudio. El uso de los plásticos se incrementará en el futuro y, por ende, debe mejorarse la gestión de residuos sólidos y plásticos que contaminan la cuenca del río Lurín, y finalmente evitar que los residuos macroplásticos den origen a MP (Evode et al. 2021).

Conclusiones

Este estudio demostró la contaminación de sedimentos por MP en todos los sitios de muestreo en sedimento superficial (SS) y en sedimento de lecho (SL) en la cuenca media y alta del río Lurín, Lima, Perú. La abundancia de MP entre ambas zonas (sitios de cuenca media y alta) para SS fue en rango 222,22 a 922,22 ítems/kg de sedimento seco y para SL en un rango de 88,89 a 611,11 ítems/kg de sedimento seco. Los MP más abundantes fueron con rango de tamaño de 20 μm –1 mm, con forma tipo fibra y color negro. La prevención de fugas de plásticos y microplásticos en los ríos tributarios y en el mismo río Lurín es de vital importancia para



el cuidado del ambiente en la cuenca. Este estudio es una línea de base para seguir evaluando los MP, y sea de ayuda para que las autoridades mejoren la gestión de los residuos sólidos a fin de evitar la contaminación del río Lurín por residuos plásticos.

Agradecimientos

Agradecemos a los alcaldes de los distritos San Damián, Lahuaytambo y Antioquia por autorizar a que se realice el estudio. Asimismo, agradecemos al Laboratorio de Investigación en Ecología y Biodiversidad Animal (LEBA) de la Universidad Nacional Federico Villarreal, Lima Perú, por brindar facilidades para realizar el trabajo en el laboratorio.

Referencias bibliográficas

- Adomat Y, Grischek T 2021. Sampling and processing methods of microplastics in river sediments - A review. *Science of The Total Environment* 758: 143691.
- Alfaro-Núñez A, Astorga D, Cáceres-Farías L, Bastidas L, Soto-Villegas C, Macay K, Christensen JH 2021. Microplastic pollution in seawater and marine organisms across the Tropical Eastern Pacific and Galápagos. *Scientific Reports* 11: 6424.
- Amelia TSM, Khalik WMAWM, Ong MC, Shao YT, Pan HJ, Bhubalan K 2021. Marine microplastics as vectors of major ocean pollutants and its hazards to the marine ecosystem and humans. *Progress in Earth and Planetary Science* 8: 12.
- ANA (Autoridad Nacional del Agua) 2019. *Estudio hidrológico de la unidad hidrográfica Lurín*. Available from: <https://hdl.handle.net/20.500.12543/4707>
- Azizi A, Maulida N, Setyowati WN, Fairus S, Puspito DA 2022. Microplastic pollution in the water and sediment of Krukut River, Jakarta, Indonesia. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 986(1): 012084.
- Barnes D, Galgani F, Thompson R, Barlaz M 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences* 364: 1985–1998.
- Castañeda G, Gutiérrez A, Nacaratte F, Manzano C 2020. Microplásticos: un contaminante que crece en todas las esferas ambientales, sus características y posibles riesgos para la salud pública por exposición. *Revista Boliviana de Química* 37(3): 160–175.
- Canchari F, Iannacone J 2022. Microplásticos en sedimentos de canales de riego en el centro poblado de Madeán, distrito de Madeán, provincia de Yauyos, región Lima, Perú. *The Biologist (Lima)* 20(1): 85-92.
- Canchari F, Iannacone J 2023. Microplastics in sediments deposited by rainwater runoff in a populated center in the Peruvian Andes. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 28: e7.
- Canchari F, Iannacone J 2024. Microplastics in river sediments in two stream in a andean region of Peru. *Brazilian Journal of Water Recourses* 29: e31.



- Chen Q, Shi G, Revell LE, Zhang J, Zuo C, Wang D, Le EC, Wu G, Mitrano D. (2023). Long-range atmospheric transport of microplastics across the southern hemisphere. *Nature Communications* 14(1): 7898.
- Crawford CB, Quinn B 2016. *Microplastic pollutants* (1st ed.), Elsevier Science.
- Du S, Zhu R, Cai Y, Xu N, Yap PS, Zhang Y, He Y, Zhang Y 2021. Environmental fate and impacts of microplastics in aquatic ecosystems: a review. *Royal Society of Chemistry advances* 11(26): 15762-15784.
- Egessa R, Nankabirwa A, Ocaya H, Pabire WG 2020. Microplastic pollution in surface water of Lake Victoria. *Science of the Total Environment* 741: 140201.
- Evode N, Qamar S, Bilal M, Barceló D, Igbal HM. 2021. Plastic waste and its management strategies for environmental sustainability. *Case studies in Chemical and Environmental Engineering* 4: 100142.
- Gerolin C, Pumpin F, Sawakuchi A, Grohmann C, Labuto G, Semensatto D. 2020. Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. *Science of The Total Environment* 749: 141604.
- GESAMP (Group of experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection) (2015). *Source, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment*. International Maritime Organization: London, UK, 90, 14-29. <http://www.gesamp.org/publications/reports-and-studies-no-90>.
- Hartmann NB, Hüffer T, Thompson RC, Hassellöv M, Verschoor A, Daugaard AE, Rist S, Karlsson T, Brennholt N, Cole M, Herrling MP, Hess MC, Ivleva NP, Lusher AL, Wagner M 2019. Are we speaking the same language? recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. *Environmental Science & Technology* 53(3): 1039-1047.
- He B, Goonetilleke A, Ayoko G, Rintoul L 2019. Abundance, distribution patterns, and identification of microplastics in Brisbane River sediments, Australia. *Science of the Total Environment* 700: 1–32.
- Horton A, Svendsen C, Williams R, Spurgeon D, Lahive E 2016. Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK – Abundance, sources and methods for effective quantification. *Marine Pollution Bulletin* 114: 218–226.
- Hossain MB, Yu J, Banik P, Noman MA, Nur AAU, Haque MR, Rahman MM, Albeshr MF, Arai T 2023. First evidence of microplastics and their characterization in bottled drinking water from a developing country. *Frontiers in Environmental Science* 11: 1232931.
- Huanaco R, Gamboa NR 2023. Microplásticos en sedimentos fluviales en la cuenca baja del río Rímac, Perú. *Espacio y Desarrollo* 40: 36-57.
- Iannacone J, Príncipe F, Minaya D, Panduro G, Carhuapoma M, Alvaríño L 2021. Microplásticos en peces marinos de importancia económica en Lima, Perú. *Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú* 32(2): e20038.
- Jiang C, Yin L, Li Z, Wen X, Luo X, Hu S, Yang H, Long Y, Deng B, Huang L, Liu Y 2019. Microplastic pollution in the rivers of the Tibet Plateau. *Environmental Pollution* 249: 91–98.



- Jung YS, Sampath V, Prunicki M, Aguilera J, Allen H, LaBeaud D, Veidis E, Barry M, Erny B, Patel L, Akdis C, Akdis M, Nadeau K 2022. Characterization and regulation of microplastic pollution for protecting planetary and human health. *Environmental Pollution* 315: 120442.
- Klein S, Worch E, Knepper TP 2015. Occurrence and spatial distribution of microplastics in river shore sediments of the Rhine-Main Area in Germany. *Environmental Science & Technology* 49(10): 6070–6076.
- Kumar M, Chaudhary V, Kumar R, Chaudhary V, Srivastav AL 2025. Microplastics, their effects on ecosystems, and general strategies for mitigation of microplastics: A review of recent developments, challenges, and future prospects. *Environmental Pollution and Management* 2: 87-105.
- Lei L, Wu S, Lu S, Liu M, Song Y, Fu Z, Shi H, Raley-Susma K, He D 2018. Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans*. *Science of The Total Environment* 619–620: 375-381.
- Lin L, Zuo LZ, Peng JP, Cai LQ, Fok L, Yan Y, Xiang LH, Xu, XR 2018. Occurrence and distribution of microplastics in an urban river: A case study in the Pearl River along Guangzhou City, China. *Science of The Total Environment* 644: 375–381.
- Lino-Tolentino LJ. 2022. *Microplástico en el agua y sedimentos de los ríos Huallaga, Aucayacu y Sangapilla en la ciudad de Aucayacu*. Tesis de pregrado, Universidad Nacional Agraria de la Selva, Tingo María.
- Manrique R. 2019. *Microplásticos en sedimentos fluviales de la cuenca baja y desembocadura del río Jequetepeque, Perú*. Tesis de Posgrado, Pontificia Universidad Católica del Perú, Lima.
- Martínez RJL, Quispe Valenzuela MJ, Petell V, Jauregui-Nongrados J, Castaneda-Olivera CA, Benites-Alfaro E 2023. Microplastics in Fluvial Sediments: Identification and Localization in the Lower Basin and Mouths of the Lurín and Chillón Rivers, Peru. *Chemical Engineering Transactions* 100: 61-66.
- Momblanch BA, Paredes-Arquiola J, Andreu-Álvarez J, Ramos-Fernández L, Baldeón-Quispe W, García-Hernández J 2015. *Análisis de medidas para la mejora de la calidad del agua en el tramo bajo del río Lurín (Perú)*. Actas de las IV Jornadas de Ingeniería del Agua. Universidad de Córdoba. 1-10. Available from: <http://hdl.handle.net/10251/138908>
- Napper IE, Baroth A, Barrett AC, Bholá S, Chowdhury GW, Davies BF, Duncan EM, Kumar S, Nelms S, Hasan MN, Nishat B, Maddalene T, Smith N, Thompson RC, Koldewey H 2023. The distribution and characterisation of microplastics in air, surface water and sediment within a major river system. *Science of the Total Environment* 901: 166640.
- Onoja S, Nel HA, Abdallah MAE, Harrad S 2022. Microplastics in freshwater sediments: Analytical methods, temporal trends, and risk of associated organophosphate esters as exemplar plastics additives. *Environmental Research* 203: 111830.
- Plastic Europe 2023. *Plastics – the Facts 2023*. Available from: <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2023/>



- Purca S, Henostroza A 2017. Presencia de microplásticos en cuatro playas arenosas de Perú. *Revista Peruana de Biología* 24(1): 101-106.
- Ramaremis G, Ndlovu M, Saad D 2022. Comparative assessment of microplastics in surface waters and sediments of the Vaal River, South Africa: abundance, composition, and sources. *Environmental Toxicology and Chemistry* 41(12): 3029-3040.
- Rami Y, Shoshtari-Yeganeh B, Ebrahimi A, Ebrahimpour K 2023. Occurrence and characteristics of microplastics in surface water and sediment of Zayandeh-rud river, Iran. *Environmental Health Engineering And Management Journal* 10(2): 207-216.
- Razeghi N, Hamidian AH, Wu C, Zhang Y, Yang M 2021. Microplastic sampling techniques in freshwaters and sediments: a review. *Environmental Chemistry Letter* 19(1): 4225–4252.
- Roch S, Friedrich C, Brinker A. 2020. Uptake routes of microplastics in fishes: practical and theoretical approaches to test existing theories. *Scientific reports* 10(1): 3896.
- Rochman CM 2018. Microplastics research—from sink to source. *Science* 360(6384): 28–29.
- Rodrigues M, Abrantes N, Gonçalves F, Nogueiraa H, Marques J, Gonçalves A 2018. Spatial and temporal distribution of microplastics in water and sediments of a freshwater system (Antuã River, Portugal). *Science of The Total Environment* 633: 1549–1559.
- Saad D, Ndlovu M, Ramaremis G, Tutu H, Sillanpää M 2024. Characteristics of microplastics in sediment of the Vaal River, South Africa: implications on bioavailability and toxicity. *International Journal of Environmental Science and Technology* 21(1): 43-50.
- Sajjad M, Huang Q, Khan S, Khan MA, Liu Y, Wang J, Lian F, Wang Q, Guo G 2022. Microplastics in the soil environment: A critical review. *Environmental Technology & Innovation* 27: 102408.
- Sarkar DJ, Das Sarkar S, Das BK, Manna RK, Behera BK, Samanta S. 2019. Spatial distribution of meso and microplastics in the sediments of river Ganga at eastern India. *Science of The Total Environment* 694: 133712.
- Scherer C, Weber A, Stock F, Burusic S. 2020. Comparative assessment of microplastics in water and sediment of a large European river. *Science of the Total Environment* 738: 139866.
- Schessl M, Johns C, Ashpole SL 2019. Microbeads in Sediment, Dreissenid Mussels, and Anurans in the Littoral Zone of the Upper St. Lawrence River, New York. *Pollution* 5: 41-52.
- Shamskhany A, Li Z, Patel P, Karimpour S 2021. Evidence of microplastic size impact on mobility and transport in the marine environment: a review and synthesis of recent research. *Frontiers in Marine Science* 8: 760649.
- Shruti V, Jonathan M, Rodríguez P, Rodríguez F 2019. Microplastics in freshwater sediments of Atoyac River basin, Puebla City, Mexico. *Science of the Total Environment* 654: 154–163.
- Su L, Xue Y, Li L, Yang D, Kolandhasamy P, Li D, Shi H 2016. Microplastics in Taihu Lake, China. *Environmental Pollution* 216: 711–719.



- Thompson R, Olsen Y, Mitchell R, Davis A, Rowland S, John A, McGonigle D, Rushell A 2004. Lost at sea: Where is all the plastic? *Science* 304(5672): 838.
- Tibbetts J, Krause S, Lynch I, Sambrook G 2018. Abundance, distribution, and drivers of microplastic contamination in urban river environments. *Water* 10(11): 1597.
- Turner S, Horton AA, Rose NL, Hall C 2019. A temporal sediment record of microplastics in an urban lake, London, UK. *Journal of Paleolimnology* 61(4): 449–462.
- Universidad Nacional Federico Villarreal 2020. *Resolución Rectoral N° 7116-2020-UNFV. Manual de Seguridad para los Laboratorios de Computo: Computo 1, Computo 2, Investigación en Matemática y Análisis de Datos de la Facultad de Ciencias Naturales y Matemática.* Available from: https://www.unfv.edu.pe/transparencia_estandar/Datos_Generales/Normas_Emitidas/Resoluciones/Rectorales/2020/Resolucion_R_Nro_7116_2020_UNFV.pdf
- Vélez-Azañero A, Luque-Sandoval N, Vilchez-Aguilar D 2022. Residuos sólidos de la cuenca del río Lurín, Lima, Perú. *Ciencia Amazónica (Iquitos)* 9(2): 81–92.
- Wang J, Jinping P, Tan Z, Gao Y, Zhan Z, Chen Q, Cai L 2017. Microplastics in the surface sediments from the Beijing River littoral zone: Composition, abundance, surface textures and interaction with heavy metals. *Chemosphere* 171: 248–258.
- Wang Y, Okochi Y, Tani, Hayami H, Minami Y, Katsumi N, Takeuchi M, Sorimachi A, Fujii Y, Kajino M, Adachi K, Ishihara Y, Ywamoto Y, Niida Y 2023. Microplásticos hidrófilos transportados por el aire en el agua de las nubes a gran altura y su papel en la formación de nubes. *Environmental Chemistry Letter* 21: 3055–3062.
- World Economic Forum Ellen MacArthur Foundation and McKinsey & Company 2016. *The New Plastics Economy — Rethinking the future of plastics.* Available from: <http://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications>
- Yang L, Zhang Y, Kang S, Wang Z, Wu, C 2021. Microplastics in freshwater sediment: A review on methods, occurrence, and sources. *Science of the Total Environment* 754: 141948.
- Yoon JH, Kim BH, Kim KH 2024. Distribution of microplastic in soil by types of land use in metropolitan area of Seoul. *Applied Biological Chemistry* 67: 15.
- Xu Q, Xing R, Sun M, Gao Y, An L 2020. Microplastics in sediments from an interconnected river-estuary region. *Science of the Total Environment* 729: 139025.