

EVALUACIÓN DEL CONTENIDO EN MICROPLÁSTICOS EN HUMEDALES DE LA PROVINCIA DE ALBACETE

EVALUATION OF MICROPLASTICS CONTENT IN WETLANDS OF THE PROVINCE OF ALBACETE

Elena NÚÑEZ-PRIETO¹, Francisco José GUERRERO RUIZ^{1,2}, Alicia HERRADOR-RODRÍGUEZ¹ y Juan Diego GILBERT RUS^{1,2,*}

Recibido: 12 de junio de 2025

Aceptado: 18 de septiembre de 2025

Cómo citar:

Núñez-Prieto, E., Guerrero Ruiz, F. J., Herrador-Rodríguez, A. y Gilbert Rus, J. D. (2025). Evaluación del contenido en microplásticos en humedales de la provincia de Albacete. *Sabuco*, 19: XX-XX. http://doi.org/10.37927/sabuco.19_5

RESUMEN

La contaminación por microplásticos (MPs) es una amenaza global creciente que afecta a los ecosistemas acuáticos. Este estudio investiga la presencia y distribución de MPs en seis humedales de la provincia de Albacete (Castilla-La Mancha, España), clasificados según el uso predominante del suelo en sus cuencas de drenaje: antropogénicos (AP, agrícola/ganadero) y no antropogénicos (NAP, forestal). Se recolectaron muestras de agua mediante transectos, que fueron filtradas *in situ* (malla de Nitex de 20 µm) y en laboratorio (filtros Whatman GF/B de 1 µm), y posteriormente analizadas microscópicamente para la cuantificación de MPs. Además, se cuantificó la cantidad de plásticos en la zona de amortiguación de los humedales. Los resultados obtenidos confirmaron la presencia de MPs en todos los humedales, enfatizando la complejidad de las fuentes de MPs en los ecosistemas acuáticos y la necesidad urgente de establecer estrategias de prevención para mitigar eficazmente la contaminación por MPs en estos valiosos entornos.

Palabras clave: actividades antrópicas, contaminación, cuencas de drenaje, lagunas, usos del suelo.

¹ Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Jaén. Campus de las Lagunillas, s/n, 23071, Jaén, España

² Centro de Estudios Avanzados en Ciencias de La Tierra, Energía y Medioambiente.

* Autor para correspondencia: dgilbert@ujaen.es

ABSTRACT

Microplastic (MPs) pollution is a growing global threat affecting aquatic ecosystems. This study investigates the presence and distribution of MPs in six wetlands in Albacete province (Castilla-La Mancha, Spain), classified according to the predominant land use in their drainage basins: anthropogenic (AP, agricultural/livestock farming) and non-anthropogenic (NAP, forest). Water samples were collected via transects, filtered in situ (20 µm Nitex mesh) and in the laboratory (1 µm Whatman GF/B filters), and subsequently analysed microscopically for MP quantification. Furthermore, the amount of plastics in the wetland buffer zones was quantified. The obtained results confirmed the presence of MPs in all wetlands, highlighting the complexity of MP sources in aquatic ecosystems and the urgent need to establish prevention strategies to effectively mitigate MP pollution in these valuable environments.

Keywords: anthropogenic activities, drainage basins, land uses, ponds, pollution.

1. INTRODUCCIÓN

El rápido crecimiento industrial de las últimas décadas ha transformado significativamente los hábitos de consumo y el uso de materiales. En este contexto, el plástico emerge por sus propiedades únicas y su creciente presencia en la sociedad contemporánea (Meng *et al.*, 2020). Su producción global ha experimentado un incremento de veinte veces desde la década de 1960, con 360 millones de toneladas adicionales desde 2015 (Gedde *et al.*, 2021), indicando las proyecciones que alcanzará los 590 millones de toneladas para 2050 (Hoang, 2022). Su acumulación en el medio ambiente ha sido favorecida por su uso generalizado (European Bioplastics, 2022), por ser un material de bajo costo, fácilmente moldeable, hidrofóbico y bio-inerte, características que permiten una amplia gama de aplicaciones (Geyer *et al.*, 2017), y por su baja tasa de reciclaje (Almeshal *et al.*, 2020). Esta acumulación genera una gran preocupación, ya que la desintegración del plástico libera toxinas que contaminan el suelo, el aire y los ecosistemas acuáticos, tales como océanos, ríos y lagos (Mishra *et al.*, 2024).

Una consecuencia alarmante de esta contaminación es la presencia de microplásticos (MPs), partículas de menos de 5 mm, que afectan a la mayoría de los ecosistemas, especialmente los acuáticos (Jambeck *et al.*, 2015; Townsend *et al.*, 2019). Los microplásticos se clasifican, en primarios, originados en aplicaciones industriales y cosméticos (Piehl *et al.*,

2018), y en secundarios, que resultan de la degradación de objetos plásticos de mayor tamaño, como botellas y bolsas (Koirala *et al.*, 2025). A pesar de haber pasado desapercibidos durante décadas, su detección creciente, incluso en ecosistemas marinos árticos (Marcharla *et al.*, 2024) y en la estratosfera (Bucci *et al.*, 2024), ha impulsado la conciencia sobre su impacto ambiental (Borrelle *et al.*, 2020). En el contexto de los ecosistemas acuáticos, aunque la investigación se ha centrado fundamentalmente en los microplásticos marinos, su impacto en los ecosistemas continentales es una preocupación creciente, con estudios que sugieren efectos similares o incluso mayores a los observados en sistemas marinos (Eerkes-Medrano *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2018).

Las fuentes principales de contaminación por microplásticos en los ecosistemas acuáticos continentales son, en su mayoría, de origen antrópico (Chen *et al.*, 2020; Iyare *et al.*, 2020). Éstas incluyen la actividad industrial (Lechner *et al.*, 2014), las aguas residuales domésticas (Zubris y Richards, 2005; Browne *et al.*, 2011) y las deficiencias en los sistemas de tratamiento de aguas residuales urbanas (Estahbanati y Fahrenfeld, 2016). Además, la actividad agrícola que se desarrolla en la cuenca de drenaje de estos ecosistemas, es otro factor antropogénico de gran importancia, ya que el uso de plásticos en esta práctica contribuye a la acumulación de microplásticos secundarios en los humedales por escorrentía (Hueso-Korte-kaas *et al.*, 2025; Zhang *et al.*, 2025). Por último, factores naturales como las precipitaciones y la deposición atmosférica también contribuyen a la dispersión de microplásticos hacia estos ecosistemas (Li *et al.*, 2024).

La presencia de microplásticos en los ecosistemas acuáticos conlleva consecuencias significativas para la vida silvestre y la salud humana. La ingestión de estas partículas por organismos acuáticos puede alterar sus ciclos biológicos, causando daños en el tracto digestivo, interfiriendo en la absorción de nutrientes (Song, 2024) y afectando negativamente el crecimiento y la reproducción (Du *et al.*, 2021). Asimismo, los microplásticos actúan como vectores para la bioacumulación y transferencia de químicos tóxicos, como metales pesados, contaminantes orgánicos persistentes y aditivos que alteran procesos endocrinos (Anik *et al.*, 2021), los cuales pueden ingresar en la cadena trófica (Mao *et al.*, 2022), generando procesos de bioacumulación (Hurley *et al.*, 2017; Huang *et al.*, 2020; Santos *et al.*, 2021; Ali *et al.*, 2023; Rezende y Moretti, 2023). La degradación de los microplásticos, a su vez, libera contaminantes al ecosistema (González-Pleiter *et al.*, 2020), impactando seriamente la diversidad y la producción de estos ecosistemas singulares. Por lo tanto, se hace crucial investigar cómo los microplásticos penetran y contaminan los humedales para prevenir una mayor contaminación y mitigar sus efectos en estos ecosistemas (Li *et al.*, 2023).

En este contexto, y debido a que las investigaciones sobre MPs en los humedales se encuentra en una etapa inicial de desarrollo (Lambert y Wagner, 2016; Amran *et al.*, 2022), la presente investigación busca determinar la presencia MPs en humedales de la provincia de Albacete y cómo su concentración varía en función del uso del suelo en sus cuencas de drenaje. Se plantea la hipótesis de que los MPs están presentes en todos los humedales objeto de estudio, pero con concentraciones significativamente diferentes entre aquellos con una mayor influencia antropogénica (AP) y aquellos con escasa influencia antropogénica (NAP). Específicamente, se prevé una mayor concentración de MPs en los humedales con influencia antrópica, debido a actividades como la agricultura o la ganadería, mientras que los humedales sin dicha actividad antrópica, con un uso fundamentalmente de tipo forestal, contendrán concentraciones menores de MPs.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

La provincia de Albacete (Castilla-La Mancha, España) alberga una notable diversidad de humedales con características muy variadas. Estos sistemas acuáticos van desde cuerpos de agua dulce hasta hipersalinos, y presentan regímenes hídricos que pueden ser efímeros, temporales o permanentes, con un gran valor ecológico (Cirujano Bracamonte, 1990). No obstante, la singularidad de estos humedales los hace vulnerables a diversas alteraciones, principalmente derivadas de los usos antrópicos en las cuencas de drenaje, que abarcan actividades como la agricultura, la ganadería o la actividad turística, así como el vertido de aguas residuales en los mismos.

En este contexto, el presente estudio se llevó a cabo en seis humedales de la provincia de Albacete (figura 1), clasificados en dos tipologías principales según el uso predominante de las actividades antrópicas en sus cuencas de drenaje. Tres de estos humedales se designaron como de influencia antrópica (AP), caracterizados por un uso agrícola y/o ganadero; estos son las salinas de Pinilla, la laguna de Pétrola y la laguna del Saladar (figura 2). Los tres humedales restantes se clasificaron como de escasa influencia antrópica (NAP), ubicados en zonas con uso predominantemente forestal; estos incluyen la laguna de la Sanguijuela, la laguna del Arquillo y la laguna Redondilla (figura 2).

EVALUACIÓN DEL CONTENIDO EN MICROPLÁSTICOS EN HUMEDALES DE LA PROVINCIA DE ALBACETE

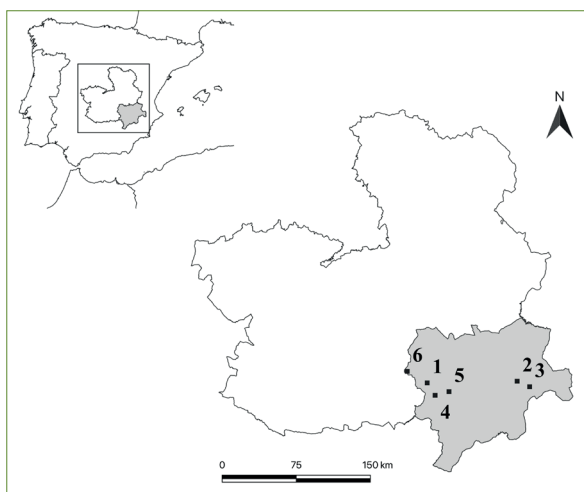


Figura 1. Localización de los humedales muestreados en la provincia de Albacete (en gris), dentro del contexto de la Comunidad de Castilla-La Mancha. 1.- Salinas de Pinilla, 2.- Laguna de Pétrola, 3.- Laguna del Saladar, 4.- Laguna de la Sanguijuela, 5.- Laguna del Arquillo y 6.- Laguna Redondilla.

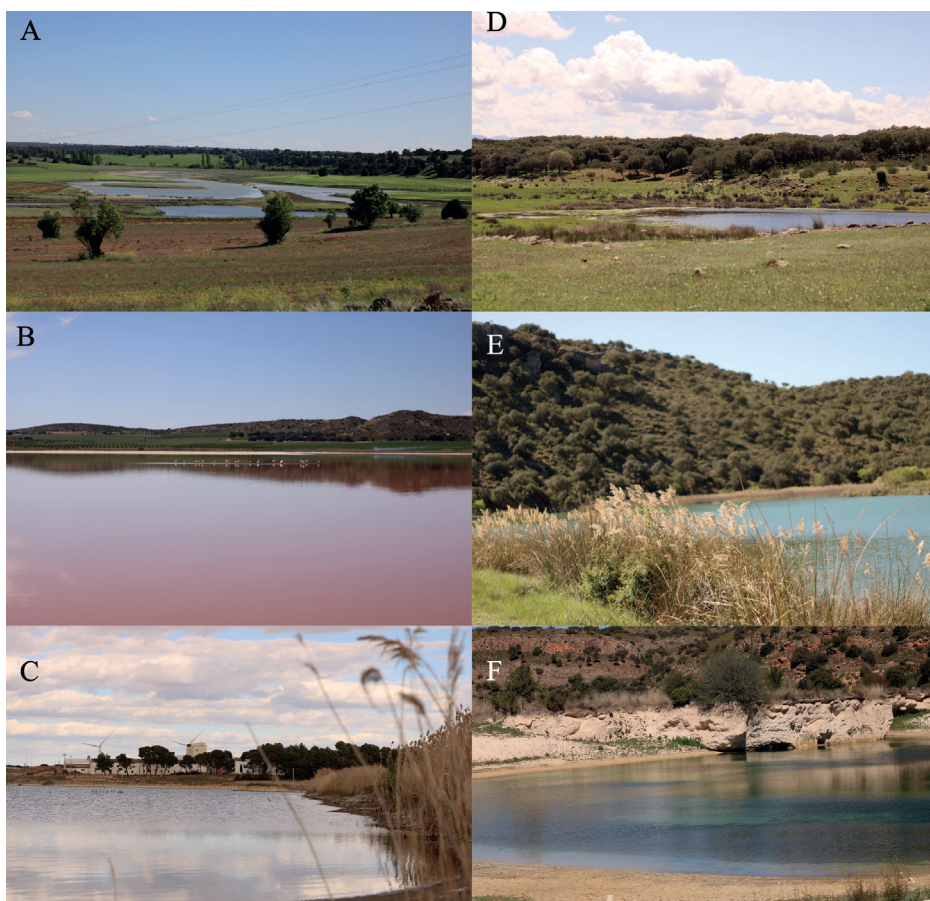


Figura 2. Humedales incluidos en el estudio. Salinas de Pinilla (A); laguna de Pétrola (B); laguna del Saladar (C); laguna de la Sanguijuela (D); laguna del Arquillo (E) y laguna Redondilla (F). Autor: Elena Núñez Prieto

2.2 Caracterización limnológica

La caracterización limnológica de cada humedal se evaluó mediante diferentes variables físico-químicas: (i) temperatura (°C); (ii) concentración de oxígeno (YSI 556 MPS – mg/l); (iii) conductividad (YSI 556 MPS – mS/cm); (iv) turbidez (Hanna HI9373 – NTU); (v) concentración de nitrógeno total (TN LAQUAtwin-NO3-11 – mg/l); (vi) pH (Checker Plus Hanna Instruments); (vii) clorofila-a (Aquafluor Turner Design Handheld – µg/l); (viii) profundidad (m); (ix) altitud (m s.n.m.) y (x) área del humedal (ha).

2.3. Evaluación de microplásticos

Para evaluar la influencia de los impactos antrópicos en la entrada de MPs desde la cuenca de drenaje del humedal se determinó la cantidad de plásticos presentes en la zona de amortiguación alrededor de cada humedal. Esta zona se definió como un anillo concéntrico a la morfometría del humedal con una distancia de 25 metros desde la zona de orilla de cada humedal.

Para determinar la cantidad de MPs en los humedales, se seleccionaron entre 3 y 4 puntos de muestreo en cada humedal, obteniendo muestras compuestas e integradas que representan la variabilidad espacial en la distribución de los MPs en cada ecosistema. En cada punto de muestreo se recolectaron dos tipos de muestras: (i) una muestra de gran volumen, que consistió en la filtración *in situ* de 20 litros de agua utilizando una malla de Nitex con un tamaño de poro de 20 µm y (ii) una muestra de 2 litros recolectada en botellas de vidrio, las cuales fueron transportadas al laboratorio para su filtración utilizando filtros Whatman GF/B de 1 µm de tamaño de poro. Antes de iniciar el muestreo, una malla de Nitex y un filtro GF/B fueron expuestos al aire durante el tiempo que duró el proceso de muestreo de cada humedal, utilizándose como blancos de las muestras de MPs (González-Pleiter *et al.*, 2020). Posteriormente, ambos se sellaron en una placa Petri para su posterior visualización en el laboratorio.

Una vez obtenidas las muestras de MPs se procedió a evaluar su concentración utilizando para ello un microscopio estereoscópico Leica S9i. Cada malla Nitex se observó durante 5 minutos a 30x para estandarizar el esfuerzo de búsqueda (Herrador, 2024), registrándose fotografías de todos los elementos encontrados. Para los filtros GF/B, el tiempo de cribado se extendió a 10 minutos. La identificación visual de los microplásticos se realizó según sus características morfológicas, de color y de forma (Prata *et al.*, 2020; Markley *et al.*, 2024). Finalmente, todas las partículas identificadas fueron medidas utilizando el software ImageJ versión 1.53m (Schneider *et al.*, 2012). Durante la observación de las muestras en el laboratorio y en el proceso de filtración del agua, se implementaron controles para cuantificar la cantidad de microplásticos presentes en el ambiente del laboratorio. Para

ello se colocó un filtro de microfibra de vidrio GF/B (1µm) sobre la misma superficie donde se llevó a cabo el procedimiento. Las partículas de microplásticos que eran similares a las encontradas en el material filtrado no fueron consideradas en el recuento final (Prata *et al.*, 2020).

2.4. Análisis estadísticos

Se realizó el test estadístico de Corchran-Armitage que se basa en comprobar si existe una tendencia lineal en las proporciones de los resultados obtenidos en las categorías establecidas (NAP y AP) de los plásticos recolectados en la zona buffer. Para ello, se consideró un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$

3. RESULTADOS

La clasificación de los humedales en AP y NAP se correlaciona con transformaciones distintivas del paisaje en sus cuencas de drenaje. Los humedales AP muestran una alteración significativa, caracterizada por la agricultura basada fundamentalmente en cereal, así como por la presencia de infraestructuras, con una cobertura de vegetación natural mínima en sus márgenes. Por el contrario, los humedales NAP conservan una mayor cobertura vegetal natural en su cuenca, estando predominantemente asociados a un uso forestal, sin influencia directa de actividad agrícola.

Los resultados de las características limnológicas de los humedales revelan diferencias entre las dos tipologías establecidas. Los humedales con influencia antrópica (AP) presentaron, en general, una mayor conductividad y un contenido más elevado de nitratos en comparación con los humedales de escasa influencia antropogénica (NAP). En contraste, no se observó una clara separación entre ambas tipologías en relación con los valores de turbidez y clorofila (tabla 1).

Tabla 1. Valores de las características limnológicas (media ± desviación típica) de las tipologías de humedales albacetenses estudiados (NAP y AP).

	NAP	AP
Temperatura (°C)	17,13 ± 2,80	20,66 ± 1,40
Conductividad (mS/cm)	1,05 ± 0,78	14,49 ± 9,54
pH	9,21 ± 0,71	9,09 ± 0,49
Nitratos (ppm)	21 ± 13,07	391 ± 529,90
Turbidez (FTU)	2,40 ± 1,31	75,65 ± 113,20
Clorofila-a (µg/l)	6,75 ± 5,05	9,71 ± 6,73

La diferencia entre ambas tipologías de humedales estudiados se observa claramente en la cantidad de plásticos recolectados en la zona amortiguación. Los humedales clasificados como AP presentaron un porcentaje significativamente mayor de plásticos en la zona de amortiguación con respecto al valor obtenido en los humedales NAP (figura 3). Se comprobó mediante el test de Corchran-Armitage que existen diferencias significativas en el porcentaje de plásticos hallados en ambas tipologías de humedales, con un p-valor de 0.039 y $Z = -2.06$.

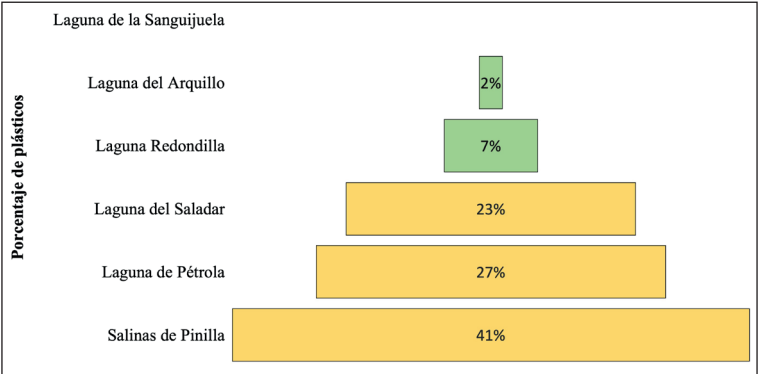


Figura 3. Porcentaje de plásticos en la zona amortiguación respecto del total de plásticos recolectados. Las lagunas clasificadas como AP están representadas en amarillo, y las lagunas NAP en verde. La laguna de la Sanguijuela no mostró plásticos en la zona de amortiguación.

La cuantificación del número de partículas de MPs (MPs/l), extraídas de filtros GF/B y mallas de Nitex, indicó que la laguna de Pétrola (AP) presentó el mayor contenido total de microplásticos. Las cantidades de MPs por litro disminuyeron progresivamente en los humedales NAP (figura 4).

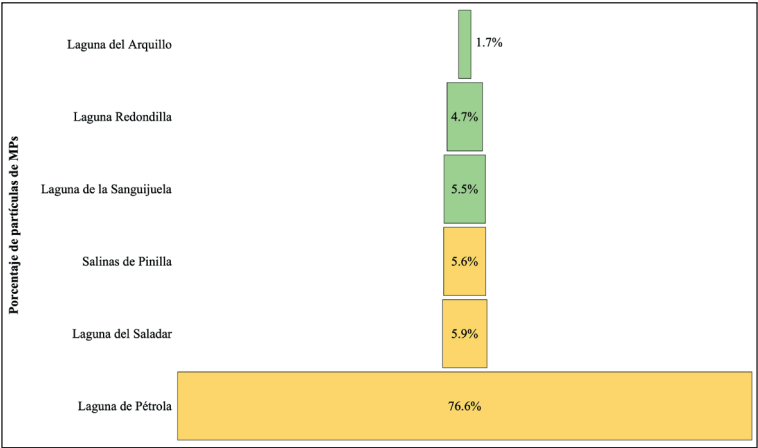


Figura 4. Porcentaje de partículas de MPs/l (sumatorio de filtros GF/B y malla) respecto del total de MPs encontrados. Las lagunas clasificadas como AP están representadas en amarillo, y las lagunas NAP en verde.

La visualización de las partículas de MPs, permitió encontrar diversas morfologías, siendo aquellas con un aspecto filamentosas las más abundantes (figuras 5 y 6).

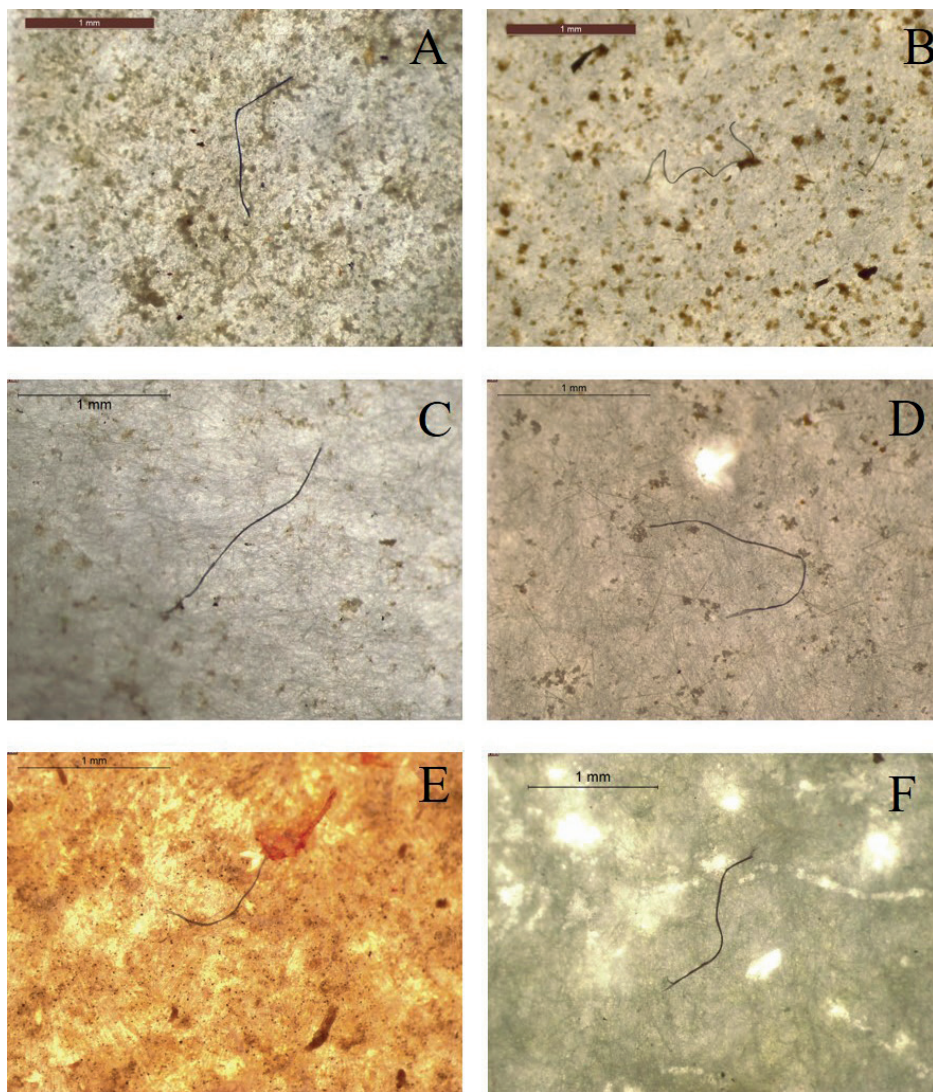


Figura 5. Imágenes de las partículas de MPs encontradas en los filtros GF/B. Salinas de Pinilla (A); laguna de Pétrola (B); laguna del Saladar (C); laguna de la Sanguijuela (D); laguna del Arquillo (E) y laguna Redondilla (F). Autor: Elena Núñez-Prieto

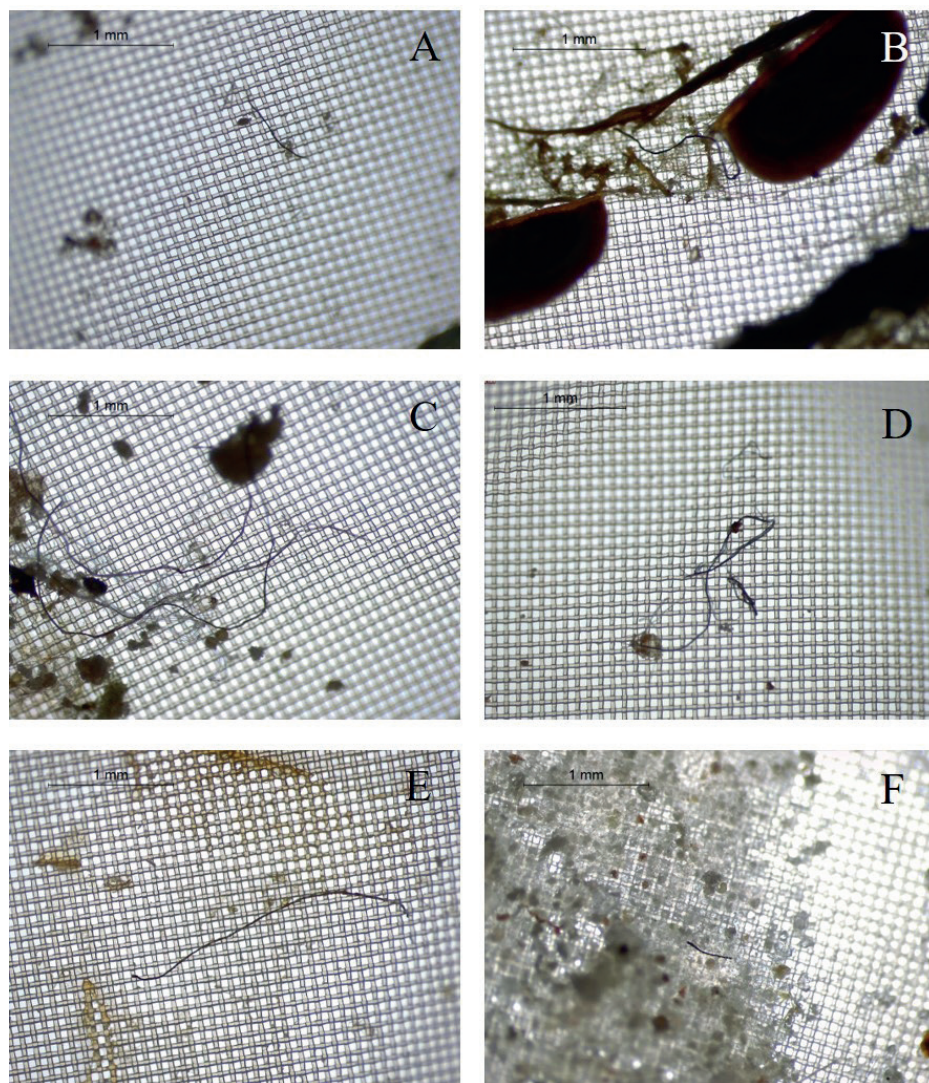


Figura 6. Imágenes de las partículas de MPs encontradas en las mallas. Salinas de Pinilla (A); laguna de Pétrola (B); laguna del Saladar (C); laguna de la Sanguijuela (D); laguna del Arquillo (E) y laguna Redondilla (F). Autor: Elena Núñez-Prieto

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La contaminación por MPs representa una amenaza creciente al medio ambiente, que ha estado durante mucho tiempo subestimada. Esta contaminación afecta de manera significativa a los entornos acuáticos (Borrelle *et al.*, 2020) debido a su transferencia a través de las cadenas tróficas y los consiguientes efectos toxicológicos (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2024; Mandal, 2024).

Este estudio confirma la presencia de MPs en todos los humedales de Albacete estudiados, con una mayor abundancia en aquellos asociados a actividades antrópicas (agricultura, ganadería o turismo), lo cual concuerda con investigaciones previas que identifican estas actividades como una fuente principal de contaminación por MPs (Li *et al.*, 2023). Sin embargo, contrasta que la laguna de la Redondilla (NAP) sea el segundo humedal con mayor número de MPs en la columna de agua. Este hallazgo inesperado puede atribuirse a la influencia de otras actividades antropogénicas en los humedales de la tipología NAP, como la citada laguna Redondilla, que se encuentra en una zona de amplio uso turístico, sugiriendo una fuerte exposición a fuentes de MPs relacionadas con este uso, además del vertido directo de aguas residuales que afecta a una mayor concentración de estas partículas en la laguna previamente mencionada y en la laguna de Pétrola. Una situación similar ha sido indicada en las lagunas del Parque Nacional de Sierra Nevada (Granada), donde la actividad de los montañeros se ha asociado con la presencia de MPs en estos singulares ecosistemas acuáticos (Godoy *et al.*, 2022). Eliminando la laguna de Pétrola, que presenta el mayor porcentaje de MPs del conjunto estudiado (77%), el resto de humedales presentaron valores similares (entre 2 y 6%). Este resultado difiere del estudio de Herrador (2024), que demostró una amplia diferencia en el contenido de MPs entre humedales de la provincia de Jaén con actividad agrícola en su cuenca de drenaje y los de uso forestal. La justificación a esta diferencia podría venir dada por el mayor uso de plásticos en el cultivo del olivar, tanto en los sistemas de regadío, como para la protección de los árboles (figura 7), frente al cultivo de cereal, predominante en los humedales albacetenses. Además de ello, la presencia de suelos altamente erosionados y con escasa vegetación en los humedales giennenses, favorecería la entrada de MPs en estos humedales por escorrentía superficial (Lu *et al.*, 2022; Hueso-Kortekaas *et al.*, 2025).



Figura 7. Plásticos usados en el cultivo intensivo del olivar en la provincia de Jaén.
Autor: Francisco José Guerrero Ruiz

Las estrategias de prevención dirigidas a minimizar el uso de plásticos en estas actividades antropogénicas son cruciales para mitigar la contaminación por MPs en los ecosistemas acuáticos. En el área de estudio, estas estrategias podrían incluir la mejora de la gestión de residuos (Mihai *et al.*, 2022), la promoción del desarrollo y uso de materiales biodegradables (Kumar *et al.*, 2023) y, especialmente relevante en el contexto de este estudio, la educación ambiental, con la implementación de programas de concienciación al colectivo de agricultores sobre el uso de plásticos en entornos agrícolas adyacentes a estos humedales.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Instituto de Estudios Albacetenses “Don Juan Manuel” (Diputación de Albacete) la financiación del proyecto “Evaluación del contenido en microplásticos en humedales albacetenses: Un problema de escala global con implicaciones locales” (Ref. 1199750W)

BIBLIOGRAFÍA

- Ali, W., Ali, H., Gillani, S., Zinck, P., y Souissi, S. (2023). Polylactic acid synthesis, biodegradability, conversion to microplastics and toxicity: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 21: 1761-1786.
- Almeshal, I., Tayeh, B. A., Alyousef, R., Alabduljabbar, H., y Mohamed, A. M. (2020). Eco-friendly concrete containing recycled plastic as partial replacement for sand. *Journal of Materials Research and Technology*, 9: 4631-4643. <https://doi.org/10.1016/j.jmrt.2020.02.090>
- Amran, N.H.; Zaid, S.S.M.; Mokhtar, M.H.; Manaf, L.A.; Othman, S. (2022). Exposure to Microplastics during Early Developmental Stage: Review of Current Evidence. *Toxics*, 10,597. <https://doi.org/10.3390/toxics10100597>
- Anik, A. H., Hossain, S., Alam, M., Sultan, M. B., Hasnine, M. T., y Rahman, M. M. (2021). Microplastics pollution: A comprehensive review on the sources, fates, effects, and potential remediation. *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management*, 16: 100530. <https://doi.org/10.1016/J.ENMM.2021.100530>
- Borrelle, S. B., Ringma, J., Law, K. L., Monnahan, C. C., Lebreton, L., McGivern, A., Murphy, E., Jambeck, J., Leonard, G. H., Hilleary, M. A., Eriksen, M., Possingham, H. P., De Frond, H., Gerber, L. R., Polidoro, B., Tahir, A., Bernard, M., Mallos, N., Barnes, M., y Rochman, C. M. (2020). Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution. *Science*, 369: 1515-1525. <https://doi.org/10.1126/science.aba3656>

- Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., y Thompson, R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental Science & Technology*, 45: 9175-9179.
- Bucci, S., Richon, C., y Bakels, L. (2024). Exploring the transport path of oceanic microplastics in the atmosphere. *Environmental Science and Technology*, 58: 14338-14347. <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c03216>
- Chen, H., Jia, Q., Zhao, X., Li, L., Nie, Y., Liu, H., y Ye, J. (2020). The occurrence of microplastics in water bodies in urban agglomerations: impacts of drainage system overflow in wet weather, catchment land-uses, and environmental management practices. *Water Research*, 183: 116073. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116073>
- Cirujano Bracamonte, S. (1990). *Flora y vegetación de las lagunas y humedales de la provincia de Albacete*. Instituto de Estudios Albacetenses “Don Juan Manuel”. Disponible en: <https://iealbacetenses.dipualba.es/viewer.vm?id=0000021599> [Último acceso: 1 de Junio de 2025].
- Du, S., Zhu, R., Cai, Y., Xu, N., Yap, P.-S., Zhang, Y., He, Y., y Zhang, Y. (2021). Environmental fate and impacts of microplastics in aquatic ecosystems: a review. *RSC Advances*, 11: 15762-15784. <https://doi.org/10.1039/D1RA00880C>
- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R. C., y Aldridge, D. C. (2015). Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research*, 75: 63-82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>
- Estahbanati, S., y Fahrenfeld, N. L. (2016). Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentrations in surface water. *Chemosphere*, 162: 277-284. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.083>
- European Bioplastics. (2022). *Market-European bioplastics*. [online] Disponible en: <https://www.european-bioplastics.org> [Último acceso 1 de Junio de 2025].
- Garcés-Ordóñez, O., Córdoba-Meza, T., Saenz-Arias, S., Blandón, L. M., Espinosa-Díaz, L. F., Pérez-Duque, A., Thiel, M., y Canals, M. (2024). Potentially pathogenic bacteria in the plastisphere from water, sediments, and commercial fish in a tropical coastal lagoon: an assessment and management proposal. *Journal of Hazardous Materials*, 479: 135638. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.135638>
- Gedde, U. W., Hedenqvist, M. S., Hakkarainen, M., Nilsson, F., y Das, O. (2021). Plastics and Sustainability. En: *Plastics and Sustainability*. Cham: Springer, pp. 489-504. https://doi.org/10.1007/978-3-030-68472-3_9
- Geyer, R., Jambeck, J. R., y Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3 (7): e1700782. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- Godoy, V., Calero, M., González-Olalla, J. M., Martín-Lara, M. Á., Olea, N., Ruiz-Gutierrez, A., y Villar-Argaiz, M. (2022). The human connection: First evidence of microplastics in remote high mountain lakes of

- Sierra Nevada, Spain. *Social Science Research Network*, 119922. <https://doi.org/10.2139/ssrn.4060869>
- González-Pleiter, M., Velázquez, D., Edo, C., Carretero, O., Gago, J., Barón-Sola, Á., Hernández, L. E., Yousef, I., Quesada, A., Leganés, F., Rosal, R., y Fernández-Piñas, F. (2020). Fibers spreading worldwide: Microplastics and other anthropogenic litter in an Arctic freshwater lake. *Science of the Total Environment*, 722: 137904. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137904>
- Herrador, A. (2024). *Microplastics in wetlands with different land uses: latitudinal differences (Spain – England)*. Trabajo Fin de Grado. Universidad de Jaén.
- Hoang, T. C. (2022). Plastic pollution: Where are we regarding research and risk assessment in support of management and regulation? *Integrated Environmental Assessment and Management*, 18: 851-852. <https://doi.org/10.1002/ieam.4627>
- Huang, Q., Lin, Y., Zhong, Q., Ma, F., y Zhang, Y. (2020). The impact of Microplastic particles on population Dynamics of predator and prey: implication of the Lotka-Volterra Model. *Scientific Reports*, 10: 1-10. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61414-3>
- Hueso-Kortekaas, K., Delgado-Mellado, N., Calzada-Funes, J., Sanchez-Mata, C., Castañeda, C., y Cledera-Castro MdM. (2025). Microplastics in Inland Saline Lakes of the Central Ebro Basin, NE Spain. *Water*, 17: 989. <https://doi.org/10.3390/w17070989>
- Hurley, R. R., Woodward, L. C., y Rothwell, J. J. (2017). Ingestion of microplastics by freshwater Tubifex worms. *Environmental Science & Technology*, 51: 12844-12851. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03567>
- Iyare, P. U., Oukia, S. K., y Bond, T. (2020). Microplastics removal in wastewater treatment plants: a critical review. *Environmental Science: Water Research and Technology*, 6: 2664-2675. <https://doi.org/10.1039/D0EW00397B>
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., y Law, K. L. (2015). Marine pollution. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347: 768-771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>
- Koirala, N., Sharma, A. K., Gautam, S. P., Chaulagain, N., Charalampos, P., y Xiao, J. B. (2025). Health and Environmental Impact of Microplastics. En: [e-book] pp. 206-227. <https://doi.org/10.1201/9781032706573-12>
- Kumar, V., Subramani, T., y Li, P. (2023). A Global Perspective on Microplastic Occurrence in Sediments and Water with a Special Focus on Sources, Analytical Techniques, Health Risks, and Remediation Technologies. *Water*, 15: 1987. <https://doi.org/10.3390/w15111987>
- Lambert, S. y Wagner, M. (2016). Exploring the effects of microplastics in freshwater environments. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12: 404-405. <https://doi.org/10.1002/ieam.1754>
- Lechner, A., Keckeis, H., Lamesberger-Loisl, F., Zens, B., Krusch, R., Tritthart, M., Glas, M., y Schludermann, E. (2014). The Danube so

- colourful: a potpourri of plastic litter outnumbered fish larvae in Europe's second largest river. *Environmental Pollution*, 188: 177-181. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.02.006>
- Li, N., Zhong, B., Guo, Y., Li, X.-X., Yang, Z., y He, Y. (2024). Non-negligible impact of microplastics on wetland ecosystems. *Science of the Total Environment*, 924: 171252. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171252>
- Li, W., Li, X., Tong, J., Xiong, W., Zhu, Z., Gao, X., Li, S., Jia, M., Yang, Z., y Liang, J. (2023). Effects of environmental and anthropogenic factors on the distribution and abundance of microplastics in freshwater ecosystems. *Science of the Total Environment*, 856: 159030. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159030>
- Lu, H.-C., Ziajahromi, S., Locke, A., Neale, P. A., y Leusch, F. D. L. (2022). Microplastics profile in constructed wetlands: Distribution, retention and implications. *Environmental Pollution*, 313: 120079. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120079>
- Mandal, R. S. K. (2024). A critical review on microplastics in edible fruits and vegetables: A threat to human health. *Multidisciplinary Reviews*, 8: 2025088. <https://doi.org/10.31893/multirev.2025088>
- Mao, X., Xu, Y., Cheng, Z., Yang, Y., Guan, Z., Jiang, L., y Tang, K. (2022). The impact of microplastic pollution on ecological environment: a review. *Frontiers in Bioscience-Landmark*, 27: 46. <https://doi.org/10.31083/j.fbl2702046>
- Marcharla, E., Vinayagam, S., Gnanasekaran, L., Soto-Moscoco, M., Chen, W.-H., Thanigaivel, S., Ganesan, S. (2024). Microplastics in marine ecosystems: A comprehensive review of biological and ecological implications and its mitigation approach using nanotechnology for the sustainable environment. *Environmental Research*, 256: 119181. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119181>
- Markley, L., Driscoll, C., Hartnett, B., Mark, N., Cárdenas, A., y Hapich, H. (2024). *Guide for the Visual Identification & Classification of Plastic Particles*.
- Meng, Y., Kelly, F. J., y Wright, S. L. (2020). Advances and challenges of microplastic pollution in freshwater ecosystems: A UK perspective. *Environmental Pollution*, 256: 113445. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113445>
- Mihai, F.-C., Gündoğdu, S., Khan, F. R., Olivelli, A., Markley, L. A. T., y van Emmerik, T. (2022). Plastic pollution in marine and freshwater environments: abundance, sources, and mitigation. En: [e-book] pp. 241-274. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-323-85160-2.00016-0>
- Mishra, S. N., Bauri, K. P., y Panigrahi, S. (2024). Addressing plastic pollution: Sustainable alternatives and advanced waste management. *World Journal of Advanced Research and Reviews*, 23: 1948-1957. <https://doi.org/10.30574/wjarr.2024.23.2.2527>
- Piehl, S., Leibner, A., Löder, M. G. J., Dris, R., Bogner, C., y Laforsch, C. (2018). Identification and quantification of macro- and microplastics

- on an agricultural farmland. *Scientific Reports*, 8: 17950. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-36172-y>
- Prata, J. C., Castro, J. L., da Costa, J. P., Duarte, A. C., Cerqueira, C. M., y Rocha-Santos, T. (2020). An easy method for processing and identification of natural and synthetic microfibers and microplastics in indoor and outdoor air. *MethodsX*, 7: 100762. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2019.11.032>
- Rezende, J., y Moretti, M. S. (2023). An overview of microplastic research in marine and freshwater habitats using topic modeling. *Hydrobiologia*, 850: 1413-1426. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04999-2>
- Santos, R. G., Machovsky-Capuska, G. E., y Andrades, R. (2021). Plastic ingestion as an evolutionary trap: Toward a holistic understanding. *Science*, 373: 56-60. <https://doi.org/10.1126/science.abh0945>
- Schneider, C., Rasband, W. y Eliceiri, K. NIH. (2012). Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature Methods*, 9: 671675 (2012). <https://doi.org/10.1038/nmeth.2089>
- Song, S. (2024). The Impact of Microplastic Bioaccumulation on Marine Ecosystems. *Theoretical and Natural Science*, 71: 78-83. <https://doi.org/10.54254/2753-8818/2024.la18908>
- Townsend, K. R., Lu, H. C., Sharley, D. J., y Pettigrove, V. (2019). Associations between microplastic pollution and land use in urban wetland sediments. *Environmental Science and Pollution Research International*, 26: 22551-22561. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04885-w>
- Wang, W., Yuan, W., Chen, Y., y Wang, J. (2018). Microplastics in surface waters of Dongting Lake and Hong Lake, China. *Science of the Total Environment*, 633: 539-545. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.211>
- Zhang, X., Li, C., Liu, X., Zhao, Y., Wang, Y., Zhang, Y., y Liu, J. (2025). Distribution characteristics and sources of microplastics in inland wetland ecosystem soils. *Water*, 17: 231. <https://doi.org/10.3390/w17020231>
- Zubris, K. A. V., Richards, B. K. (2005). Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environmental Pollution*, 138: 201-211. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.013>