



Emergentes y ubicuos: microplásticos en aguas residuales y EDAR.

Monitorización de cuatro EDAR en la Región de Murcia

Las plantas de tratamiento de aguas residuales (EDAR) han sido identificadas como una fuente importante de microplásticos (1-5.000 μm) del efluente al medio acuático, aunque también actúan como sumidero de estos contaminantes emergentes y ubicuos, tanto primarios como secundarios. Este estudio muestra la importancia de las etapas de tratamiento en su remoción, debido a la variedad de procesos de tratamiento que utilizan las diferentes EDAR. Para ello, se muestrearon cuatro depuradoras ubicadas en la Región de Murcia durante dos años. El proceso convencional de lodos activados (ASP) mostró las mejores eficiencias, con un 90,3% de las partículas de plástico, seguida de la tecnología MBR y filtración rápida de arena (RSF) como tratamiento terciario. Un proceso de doble tratamiento terciario, filtro de arena rápido seguido de desinfección ultravioleta, no mejoró la tasa de remoción. Las EDAR que utilizan solo tratamiento primario y secundario tuvieron una descarga promedio más alta de microplásticos en el efluente final. La forma de microplástico más común en las cuatro EDAR fueron las fibras, seguidas de películas, fragmentos y esferas. Los polímeros más comunes aislados fueron el polietileno de baja densidad, polipropileno, polietileno de alta densidad y acrilato, en clara coincidencia con la gran mayoría de plásticos producidos en el mundo.

Palabras clave

Microplástico, emergente, EDAR, procesos, efluente, polímeros.

EMERGING AND UBIQUITOUS: MICROPLASTICS IN WASTEWATER AND WWTP SUMMARY OF THE PROJECT TO MONITORING 4 WWTP IN MURCIA (SPAIN)

Wastewater treatment plants (WWTP) have been identified as an important source of microplastics (1-5,000 μm) from the effluent to the aquatic environment, although they also act as a sink for these emerging and ubiquitous pollutants, both primary and secondary. This study shows the importance of the treatment stages in their removal, due to the variety of treatment processes used by the different WWTP. For that purpose, four wastewater treatment plants located in the Region of Murcia were sampled for two years. The conventional activated sludge process (ASP) showed the best efficiencies, with 90,3% of the plastic particles, followed by MBR technology and rapid sand filtration (RSF) as tertiary treatment. A double tertiary treatment process, rapid sand filter followed by ultraviolet disinfection, did not improve the removal rate. The WWTP that use only primary and secondary treatment had a higher average discharge of PM in the final effluent. The most common PM form in 4 WWTP were fibers, followed by films, fragments and spheres. The most common isolated polymers were low-density polyethylene, polypropylene, high-density polyethylene and acrylate, in clear coincidence with the vast majority of plastics produced in the world.

Keywords

Microplastics, emergent, WWTP, process, effluent, polymers.

Joaquín López-Castellanos,
doctor, licenciado en Biología,
técnico en Operaciones e
investigador, colaborador
de la Universidad Politécnica
de Cartagena

Sonia Olmos Espinar
grado en Ingeniería Civil,
doctoranda de la Universidad
Politécnica de Cartagena

Javier Bayo Bernal
doctor, licenciado en Farmacia,
investigador del Departamento
de Ingeniería Química y
Ambiental de la Universidad
Politécnica de Cartagena



1. INTRODUCCIÓN

La presencia de microplásticos (MP) en los efluentes de aguas residuales ha recibido una mayor atención en los últimos años (Talvitie *et al.*, 2015; Michielssen *et al.*, 2016; Murphy *et al.*, 2016; Ziajahromi *et al.*, 2017; Simon *et al.*, 2018; Edo *et al.*, 2020; Bayo *et al.*, 2020). Los microplásticos en las EDAR se identifican mediante reconocimiento visual (Michielssen *et al.*, 2016), con métodos espectrométricos, es decir, espectroscopia Raman (Lares *et al.*, 2018), FTIR (Bayo *et al.*, 2020) o con una combinación de ambas, analizando todas las micropartículas aisladas (Bayo *et al.*, 2020) o solo una parte de ellas (Lares *et al.*, 2018; Edo *et al.*, 2020).

Se han identificado las fuentes de origen de la presencia de microplásticos en las aguas residuales y EDAR. Las lavadoras domésticas son propensas a liberar fibras de textiles sintéticas. Browne *et al.* (2011) cita hasta 1.900 fibras por lavado y prenda. Los microplásticos liberados de los productos de cuidado personal (Bayo *et al.*, 2017), los restos de pintura, los gránulos de la industria del plástico, la fibra manufacturada, el polvo de neumáticos o las micropartículas de los bienes de consumo de plástico llegan también al tratamiento de aguas residuales, lo que hace que las EDAR actúen a la vez como fuente y sumidero para estos microcontaminantes (Bayo *et al.*, 2016; Bayo *et al.*, 2020), siendo por ello ruta de entrada de microplásticos al medio acuático.

El tratamiento convencional de las aguas residuales con procesos de tratamiento primario y secundario de fangos activos (ASP) puede eliminar los MP de las aguas residuales hasta el 99% durante las fases de pretratamiento (Carr *et al.*, 2016; Murphy *et al.*, 2016; Talvitie *et al.*, 2017). A pesar de la alta capacidad

de reducción, las EDAR convencionales son, a su vez, una fuente importante de MP debido a los grandes volúmenes de efluentes que se descargan (Mason *et al.*, 2016; Murphy *et al.*, 2016; Mintenig *et al.*, 2017; Talvitie *et al.*, 2017). En realidad, ninguno de los principales procesos de tratamiento utilizados actualmente en la Unión Europea (UE) están diseñados específicamente para capturar microplásticos y no los eliminan necesariamente del efluente (Mason *et al.*, 2016; Talvitie *et al.*, 2017).

Pocos estudios sugieren que, con algunas tecnologías avanzadas de tratamiento de aguas residuales en la etapa final, la eliminación de los MP de los efluentes puede mejorarse aún más (Carr *et al.*, 2016; Mintenig *et al.*, 2017; Ziajahromi *et al.*, 2017). Algunos estudios, llevados a cabo a escala piloto o con períodos de análisis cortos, no podrían revelar variaciones estacionales reales en los recuentos de microplásticos (Lares *et al.*, 2018). La tecnología de biorreactor de membrana (MBR) ha sido probada para la eliminación de microplásticos, tanto en una EDAR real (Talvitie *et al.*, 2017) como en un biorreactor a escala piloto (Lares *et al.*, 2018), junto a la filtración rápida de arena (RSF) como tratamiento terciario en las EDAR como tecnología eficaz de tratamiento para la eliminación de MP (Bayo *et al.*, 2020).

Por ello, las EDAR pueden ofrecer soluciones para reducir la entrada de micropartículas al medio ambiente. A pesar de este potencial, se ha prestado poca atención a la eliminación real de micropartículas durante diferentes tipos de procesos de tratamiento de aguas residuales. Cada planta es única tanto en la población a la que sirve como en la proporción y el tipo de microplásticos que se mueven a través de ella, y también

en las tecnologías utilizadas para tratar las aguas residuales, que incluyen ad-absorción, floculación-coagulación, flotación, sedimentación, filtración, así como mediante procesos de membrana como micro, ultra y nanofiltración y ósmosis inversa.

La tasa de eliminación para el tratamiento secundario varía del 64% al 99%. Un sistema de procesos terciario, es decir, filtros de disco (FD), filtros rápidos de arena (RSF), flotación de aire disuelto (DAF) o biorreactores de membrana (MBR), generalmente reduce la concentración de microplásticos en el efluente final. Sin embargo, algunos estudios han resaltado la importancia de las primeras etapas en la planta de tratamiento de aguas residuales, como el desarenado-desnatado (AGR) y los clarificadores primarios (CLP), que no siempre alcanzan una concentración microplástica más baja después de un tratamiento terciario.

En las EDAR, la mayoría de las partículas de plástico se transfieren de la fracción líquida de las aguas residuales a los lodos de depuración, por lo que no se eliminan (degradan) durante el proceso de tratamiento. En algunos casos el lodo de depuración (biosólidos) se trata aplicando en tierras agrícolas como fertilizante, lo que puede representar una fuente importante de plástico que ingresa al medio ambiente.

El presente estudio se ha desarrollado en torno a una EDAR de referencia tipo (Cabezo Beaza-Cartagena, 210.000 habitantes equivalentes -he-) con tratamiento secundario por fangos activos y digestión anaerobia de fangos, de cara a cuantificar la presencia de microplásticos en influente y efluente, determinando su eficiencia en la retención de los mismos. Los resultados se comparan con los obtenidos de otras depuradoras

de la Región de Murcia con distintas tecnologías de depuración e influentes, como fangos activos por aireación prolongada sin terciario (Mar Menor Sur, 45.000 he), filtración rápida en arena y desinfección ultravioleta (La Aljorra, 6.000 he) y biorreactor de membrana y filtración en arena (Águilas, 31.000 he), mostrando la importancia de las distintas etapas de tratamiento en su eliminación.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. ÁMBITO DE ESTUDIO

La importancia del sector agrario en la Región de Murcia, unido a la escasez de recursos hídricos y materia orgánica que contienen sus suelos (Murcia Navarro, 2013; CHS, 2020), ha propiciado que el 95,32% del agua depurada se emplee para riego y los fangos procedentes del proceso de depuración como enmienda orgánica y fertilizante. La totalidad del fango producido en las depuradoras de la Región de Murcia se destina a suelos agrícolas (Esamur, 2019).

2.2. TOMA DE MUESTRAS

Se recolectaron las muestras a lo largo de dos años, desde febrero de 2018 a enero de 2020 (ambos inclusive), con frecuencia mensual para las plantas de Águilas (AGL), Mar Menor Sur (MMS) y La Aljorra (ALJ), y quincenal en el caso de Cabezo Beaza (ECB). La toma de muestras en esta planta se ha realizado tanto en horario de mañana y de tarde, con objeto de monitorizar la posible variabilidad diurna. Las muestras de las otras tres plantas fueron tomadas en horario de mañana. La localización de los puntos de muestreo es la siguiente:

- ECB: influente (tras desbaste),

» En las EDAR, la mayoría de las partículas de plástico se transfieren de la fracción líquida de las aguas residuales a los lodos de depuración, por lo que no se eliminan o degradan durante el proceso de tratamiento e incluso pueden llegar a tierras agrícolas como fertilizante

salida decantador primario, biológicos y efluente final.

- AGL: influente (tras desbaste), efluentes de tratamiento terciario y de MBR.

- MMS: influente (tras pozo de gruesos) y efluente de salida.

- ALJ: influente (tras pozo de gruesos) y efluente de salida.

Se han procesado un total de 242 muestras simples, que suponen 924,10 L de agua residual analizada, procedente de las cuatro EDAR y repartidos en: 140 muestras (471,01 L; 57,85%) de ECB; 54 muestras (221,83 L; 22,31%) de AGL; 24 muestras (128,03 L; 9,92%) de ALJ y 24 muestras (103,14 L; 9,92%) de MMS. A su vez, los volúmenes se repartieron en 78 muestras de agua residual de entrada (INF, 294,63 L); 96 muestras de efluentes (EFF, 401,74 L), 36 muestras del decantador primario (CLP, 117,95 L) de ECB y 36 muestras del reactor biológico (CAS, 109,68 L) de ECB. El empleo de muestras simples en el análisis de microplásticos en agua residual es un procedimiento común y bien documentado (Carr *et al.*, 2016; Michielssen *et al.*, 2016; Leslie *et al.*, 2017). Todas las muestras se recogieron en recipientes de vidrio para evitar una contaminación adicional y se mantuvieron refrigeradas a 4 °C a su llegada al laboratorio.

2.3. PROCESADO DE MUESTRAS

Todas las muestras estudiadas, excepto las del efluente, contenían

materia orgánica que dificultaba el filtrado posterior. Con objeto de salvar este inconveniente, tratando, así mismo, de manipular mínimamente la muestra para evitar su alteración, se recurrió a utilizar una técnica de separación por densidad previa a la filtración para todo este tipo de muestras. Para ello, se empleó (excepto para las muestras de efluente) una disolución concentrada de 120 g/L de NaCl (2,05 M; $\rho = 1,08$ g/mL), preparada con cloruro de sodio de grado químicamente puro (QP), (Vianello *et al.*, 2013; Karthik *et al.*, 2018; Piñon-Colin *et al.*, 2018; Della-Torre *et al.*, 2020). Se trata de una disolución ampliamente utilizada en este campo, por su bajo coste y poca o nula toxicidad (Leslie *et al.*, 2017; Li *et al.*, 2018).

La muestra se mezcló (1:3 salinamuestra) en equipo *jarrest* durante 20 minutos (300 rpm), resultando un sobrenadante con partículas flotantes y menor acumulación de biomasa. Tras 45 minutos de asentamiento se filtró a través de un papel de filtro (Prat Dumas, diámetro 110 mm y 0,45 μ m paso), que posteriormente se lleva a placa Petri de 120 mm junto a 15 mL de agua bidestilada. Para favorecer la extracción de los posibles microplásticos, la placa se coloca en agitador orbital a 240 rpm durante 30 minutos. Tras un enjuague final del filtro con otros 10 mL de agua bidestilada, este se retira llevando la placa a sequedad (100 °C) durante 24 horas en estufa de aire forzado.



2.4. ANÁLISIS DE MICROPARTÍCULAS Y MICROPLÁSTICOS

La detección y estudio morfológico de las micropartículas extraídas se realizó en un estereomicroscopio trinocular Olympus SZ-61TR, que proporciona una calidad de imagen superior con un ángulo de convergencia de 10° a una distancia de trabajo de 110 mm, rango de aplicación de 6,7x a 45x e iluminación led, con cámara digital Leica MC190HD de alta resolución y software para medida y procesamiento de imágenes Leica Application Suite (LAS) 4.8.0, que permite el estudio del tamaño, medida de ejes, forma y color del MP extraído.

A continuación, de cada una de las micropartículas fotografiadas y aisladas se adquirieron espectros infrarrojos mediante espectroscopio de infrarrojo con transformada de Fourier Thermo Nicolet 5700 (FTIR), con resolución de 16 cm⁻¹ e intervalo de 400 a 4.000 cm⁻¹ de longitud de onda, para conocer su composición por medio de la comparación de los espectros obtenidos con bibliotecas de referencia gestionados por el paquete de software OMNIC sin manipulaciones adicionales, donde los máximos se determinaron manualmente después del examen de los valores de absorbancia.

En este estudio, el criterio estándar seguido es el publicado por Friaset *al.* (2016), con un porcentaje de coincidencia superior al 70% entre la muestra y el espectro de referencia.

2.5. PREVENCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN

Debido al común y elevado uso del plástico en las actividades diarias, la contaminación de fondo en estudios de microplásticos es un hecho ampliamente discutido por distintos au-

tores (Browne *et al.*, 2011; Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012). Por ello, se tomaron una serie de medidas encaminadas a su prevención. Además se realizaron blancos para descartar la influencia de la contaminación en nuestros datos (Magnusson *et al.*, 2014).

2.6. CONJUNTO DE DATOS COMPLEMENTARIOS

Se han tenido en cuenta los siguientes parámetros de calidad del agua en el conjunto de datos: caudal de agua [WF] (m³/d), pH (unidades de pH), temperatura del agua [WT] (°C), conductividad eléctrica [EC] (mS/cm), sólidos suspendidos [SS] (mg/L), sólidos suspendidos en licor mixto [MLSS] (mg/L), sólidos volátiles suspendidos en licor mixto [MLVSS] (mg/L), volumen del lodo sedimentado después de 30 minutos de sedimentación [V30] (mL/L), índice de volumétrico de fango [SVI] (mL/g), demanda química de oxígeno [DQO] (mg/L), demanda bioquímica de oxígeno [DBO] (mg/L), nitrógeno amoniacal [NH₄-N] (mg/L), nitratos [NO₃-N] (mg/L) y fosfatos [PO₄-P] (mg/L).

2.7. ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE DATOS

El tratamiento estadístico de los datos se llevó a cabo con el software estadístico SPSS 26.0. El coeficiente de correlación de Pearson (r) se calculó entre diferentes parámetros

para determinar en qué medida los valores de ambos parámetros se correlacionaron linealmente. La eficiencia en la eliminación de micropartículas y microplásticos entre las distintas etapas de tratamiento en las depuradoras se calculó mediante la prueba t de Student de muestras emparejadas. Se emplearon también medias marginales estimadas para medidas repetidas en modelo lineal general (MLG), contrastándose hipótesis nulas sobre efectos en factores intra-sujetos, como fue el caso de las estaciones del año. Además, el rendimiento de ajuste, tanto para el análisis de varianza (Anova) como del modelo lineal general (MLG) para mediciones repetidas con prueba de medias marginales estimadas se realizó mediante la distribución de probabilidad F de Snedecor. Todos los parámetros se calcularon a nivel de confianza igual o superior al 95%.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. CONSIDERACIONES GENERALES

Se han identificado un total de 2.287 micropartículas en todas las muestras de aguas residuales (**Tabla 1**), mediante examen visual con el estereomicroscopio y de composición química mediante análisis infrarrojo (FTIR). La mayoría consistía principalmente en componentes de

TABLA 1

MICROPLÁSTICOS EN LAS MUESTRAS DE AGUAS RESIDUALES DE LAS 4 EDAR.

Nota: ML = micropartícula; MP= microplástico; AD= aditivo; OT = otros.
Las fibras se consideran microplásticos.

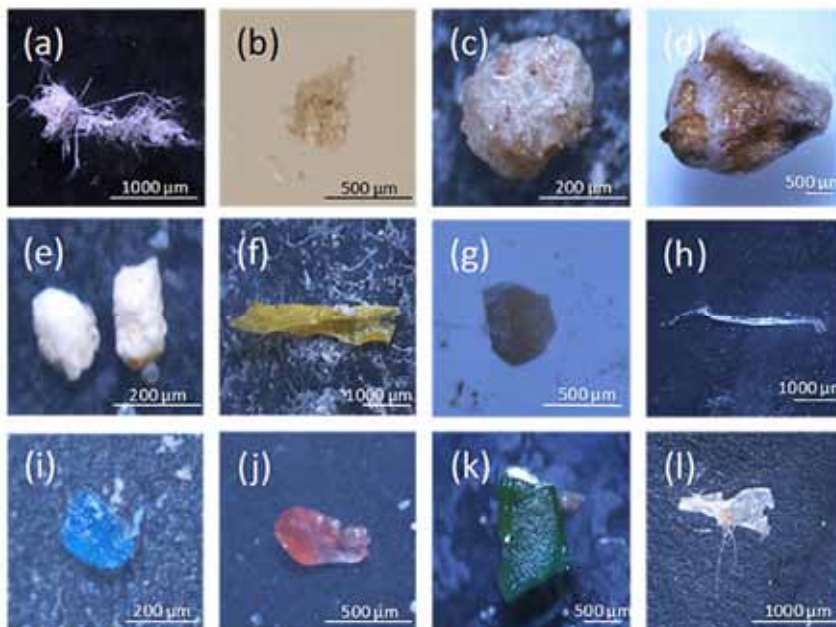
EDAR	ML	MP	AD	OT
ECB	1038	672	42	324
AGL	625	478	10	137
MMS	305	244	6	55
LALJ	319	231	3	85

jabón como estearato de calcio, glicerina, ácido esteárico, lubricantes y mediadores de lípidos, que reducen la irritación de los detergentes acuosos; dióxido de silicio y silicatos; celulosa; fragmentos de aglomerado y pieles de animales, además de partículas microplásticas. La **Figura 1** muestra imágenes de partículas microplásticas y no plásticas (de ECB), para probar su similitud y la dificultad para diferenciarlas sin una técnica espectroscópica adicional.

La concentración promedio de micropartículas para EDAR tipo con fangos activos convencionales fue de 12,43 (+ 2,70) ítems/L, 9,73 (\pm 3,04) ítems/L, 3,21 (\pm 0,50) ítems/L, y 1,23 (\pm 0,15) ítems/L, para AGR, CLP, BIO y EFF, respectivamente. Estos resultados demostraron una eliminación estadísticamente significativa de las micropartículas, lo que representa un 90,1% entre el influente y el efluente. Las micropartículas demostraron una disminución estadísticamente significativa de CLP a BIO en un 66,9% (prueba $t = 2,257$, $p < 0,05$). Este hallazgo es coherente con el papel de un clarificador primario, utilizado para retener materia orgánica e inorgánica, incluyendo arenilla, partículas, sólidos suspendidos y flóculos químicos, entre otros (Murphy *et al.*, 2016). El reactor biológico redujo en un 61,6% la concentración de micropartículas hasta el efluente final (prueba $t = 4,741$, $p < 0,001$), aunque todavía se vierte aproximadamente el 10% de micropartículas, que luego se reutiliza con fines agrícolas.

En las líneas de tratamiento de la EDAR con MBR y filtración rápida con arena (RSF), la concentración promedio fue de $2,85 \pm 0,49$ ítems/L, y valores mínimos y máximos correspondientes a 0 y 19,37 ítems/L para INF, 0 y 2,67 ítems/L

FIGURA 1. Micropartículas (a-e) y microplásticos (f-l) en diferentes etapas de la EDAR (CB) identificadas por FTIR: (a) celulosa (efluente); (b) dióxido de silíce (biológicos); (c) jabón (tras desbaste); (d) aglomerado (biológicos); (e) carbonato de calcio (efluente); (f) polietileno de baja densidad (LDPE) (tras desbaste); (g) caucho de monómero de etileno propilendieno (EPDM) (biológicos); (h) tereftalato de polietileno (PET) (biológicos); (i) polietileno de baja densidad (LDPE) (tras desbaste); (j) polipropileno (PP) (biológicos); (k) polietileno (PE) (efluente); (l) acrilato (ACRYL) (tras desbaste).



para MBR, y 0 y 5,28 ítems/L para RSF, con concentraciones promedio de $5,71 \pm 1,14$ ítems/L, $1,21 \pm 0,22$ ítems/L, y $1,54 \pm 0,35$ ítems/L para INF, MBR y RSF, respectivamente (prueba $F = 12,486$, $p = 0,000$).

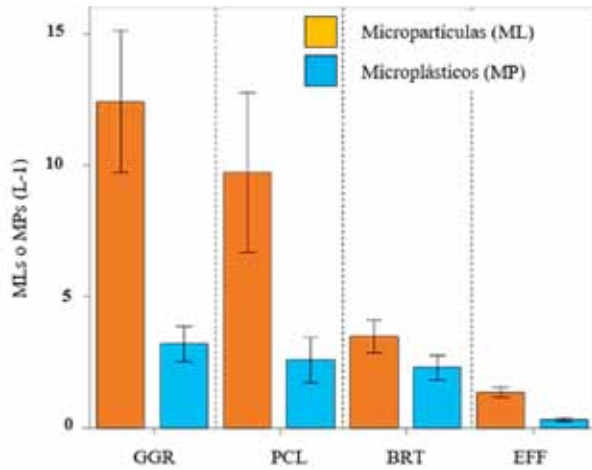
Los microplásticos comprendieron un 46,6% del total de las micropartículas, con concentraciones promedio que también disminuyeron entre los pasos de tratamiento de aguas residuales, como se muestra en la **Figura 2**. Es decir, $3,20 (\pm 0,67)$ MP/L, $2,59 (\pm 0,85)$ MP/L, $2,13 (\pm 0,38)$ MP/L, y $0,31 (\pm 0,06)$ MP/L, para AGR, CLP, BIO, y EFF, respectivamente, que representan una eliminación estadísticamente significativa del 90,3%. La mayor disminución (85,4%) fue entre BIO y CLS (prueba $t = 4,947$, $p < 0,001$) aunque, a diferencia de las micropartículas, no fue entre CLP y BIO (prueba $t =$

$0,395$, $p = 0,700$). Estos resultados pueden indicar una clara influencia del reactor biológico en la eliminación de microplásticos, ya sea que se degraden por procesos biológicos o se transfieran al lodo secundario, y explicará la alta proporción entre las micropartículas y los microplásticos (MP) en el efluente, en comparación con los procesos anteriores.

El porcentaje de eliminación para MBR fue 79,01%, más alto que para RSF con un 75,49%, aunque no hubo diferencias estadísticamente significativas entre ambos procesos (prueba $F = 0,195$, $p = 0,661$). Las microfibras aún evitan MBR y escapan al ambiente acuático, particularmente debido a la alta presión aplicada en este sistema (Leslie *et al.*, 2017), dando un rendimiento global más bajo que un proceso de lodo activado convencional (Bayo *et al.*,



FIGURA 2. Concentraciones medias de micropartículas y microplásticos en la eliminación de arena y grasa (AGR), clarificador primario (CLP), reactor biológico (BIO) y efluente final (EFF) en EDAR CB (barras de error = error estándar).



2020). Además, el tamaño pequeño y la morfología de las fibras también les permite pasar longitudinalmente a través del RSF (Talvitie *et al.*, 2017; Ziajahromi *et al.*, 2017).

3.2. FORMA, COLOR Y TAMAÑO

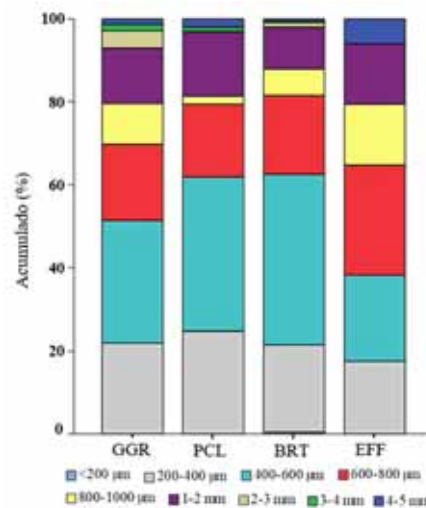
Las cinco formas detectadas fueron fragmentos, películas/film, cuentas/perlas, fibras y espuma. Las películas disminuyeron de AGR (43,3%) a EFF (9,1%), a la inversa de las formas de fragmentos que aumentaron durante el tratamiento de aguas residuales, que comprenden un 60,5% de microplásticos en el efluente final (EFF). En cualquier caso, la concentración de diferentes formas siempre disminuyó de AGR a EFF, siendo las fibras y las cuentas las menos retenidas, es decir, 66,7% y 77,1% respectivamente.

La mayoría de las fibras se clasificaron como transparentes, mientras que la mayoría de las perlas se clasificaron como opacas. La mayoría de los fragmentos se clasificaron como opacos y la mayoría de las películas como transparentes. En el caso de la forma de película, la concentración

promedio disminuyó en INF ($1,70 \pm 0,64$ ítems/L) a RSF ($0,06 \pm 0,03$ ítems/L), desapareciendo totalmente en el efluente de MBR (prueba $F = 6,596$, $p = 0,003$).

Según el tamaño, el 58,9% de los microplásticos aislados de todas las muestras eran menores de 1 mm, con un 30,72% entre 1 y 2 mm. El tamaño mínimo detectado fue de 210 μm para un fragmento de nylon aislado en INF. El porcentaje de cada tamaño fue diferente dependiendo de la etapa en la EDAR (Figura 3). El rango de tamaño principal en todas las muestras de aguas residuales fue entre 1 y 2 mm. No se detectó en etapa alguna microplásticos inferiores a 200 μm . El tamaño promedio de los MP disminuyó de AGR ($0,82 \pm 0,06$ mm), a CLP ($0,74 \pm 0,08$ mm) y BIO ($0,63 \pm 0,03$ mm), lo que indica que los tratamientos principales de aguas residuales eliminaron a los MP en su fracción de mayor tamaño. Sin embargo, estas fracciones mostraron un aumento estadísticamente significativo en el efluente final ($0,83 \pm 0,41$ mm), en comparación con BIO, aunque no se debió al aumen-

FIGURA 3. Categorías de tamaño en diferentes puntos de muestreo en la planta de tratamiento de aguas residuales basadas en concentraciones de microplásticos y clasificación de tamaño del Ministerio de Medio Ambiente (Miteco).



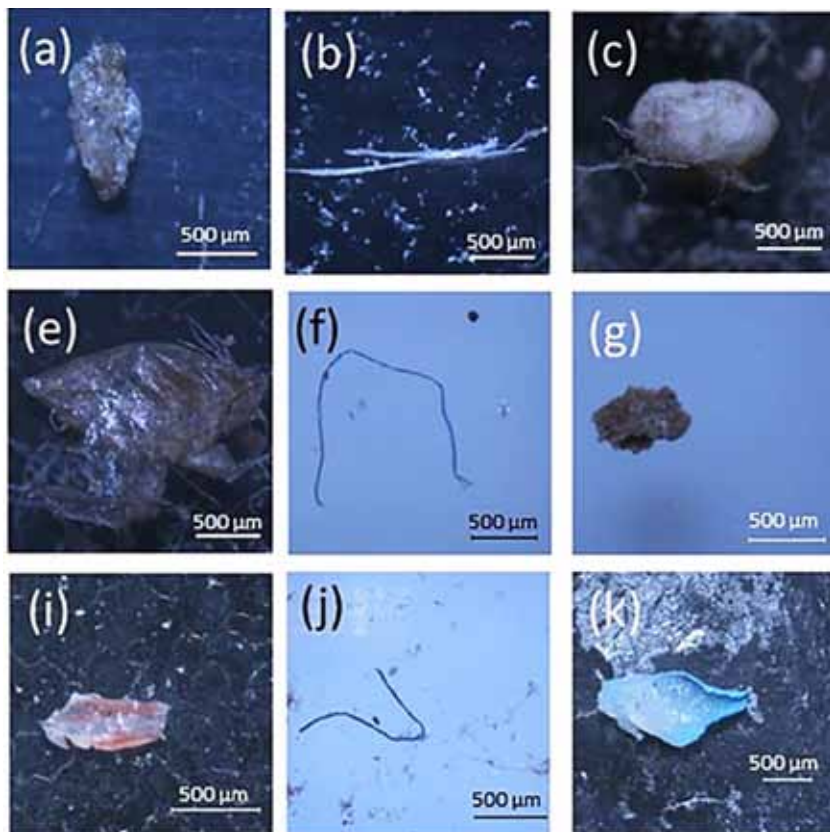
to en la concentración de las fibras. En el caso de las líneas MBR y RSF, el tamaño microplástico promedio refleja un aumento estadísticamente significativo de INF ($1,05 \pm 0,05$ mm) a RSF ($1,15 \pm 0,08$ mm) y MBR ($1,39 \pm 0,15$ mm) (prueba $F = 4,014$, $p = 0,019$) indicando la selección de fibra realizada por tecnologías de tratamiento avanzadas.

Se detectaron un total de 12 colores diferentes en todas las muestras, lo que sugiere una serie de fuentes diferentes para estos microplásticos (Figura 4). En este estudio, el color predominante es el azul, siendo gris, verde, amarillo, marrón, naranja, rosa y rojo los colores más comunes. La presencia obvia de fibras teñidas también es un hecho bien conocido en las muestras de aguas residuales (Edo *et al.*, 2020). Las fibras identificadas fueron en su mayoría fibras de PET (20,0%), similares a las reportadas por Ziajahromi *et al.* (2017).

3.3. POLÍMEROS

Se identificaron un total de 17 familias de polímeros en las diferentes

FIGURA 4. Microplásticos en diferentes etapas de las EDAR identificadas por FTIR: (a) fragmento de polietileno de baja densidad (LDPE) (RSF); (b) fibra de polipropileno (PP) (MBR); (c) cordón de poliestireno (PS) (INF); (d) fragmento de poliestireno (INF); (e) Película de acrilato (ACRYL) (INF); (f) fibra desconocida (MBR); (g) fragmento de melamina (MUF) (MBR); (h) película de poliamida (PA) (RSF); (i) polietileno de baja densidad (LDPE) (RSF); (j) nylon (NYL) (INF); (k) poliéster (PEST) (INF); (l) copolímero de estireno-butadieno (SBR) (INF).



etapas, como se presenta en la **Tabla 2**, siendo el polietileno de baja densidad (LDPE) el más común, con una concentración promedio de $0,59 \pm 0,22$ LDPE/L y un valor máximo detectado de 10,80 LDPE/L en una muestra INF. Esta familia de polímeros fue seguida por polietileno de alta densidad (HDPE) (5,16%), acrilato (AC) (4,97%), polipropileno (PP) (4,95%), poliestireno (PS) (4,02%), nylon (NYL) (3,01%), metacrilato (MCR) (1,67%), polivinilo (PV) (1,63%), poli (etileno-propileno) (EPM) (1,01%) y melamina (MUF) (1,01%), el último solo aislado en una muestra de aguas residuales MBR. Los resultados coinciden con la demanda de transformadores de

plástico por tipo de polímero en Europa (Plastics Europe 2017).

También se identificaron varios polímeros de acrilato en muestras de aguas residuales, es decir, poli (acrilato de laurilo) (**Figura 5**), poli (acrilato de ciclohexilo) o poli (acrilato de 11-bromoundecilo), entre otros. Son ampliamente utilizados en muchas aplicaciones diarias, incluidos geles de ducha comerciales, *peelings*, protectores solares impermeables o como gelificantes en lápices labiales y partículas de pintura, y todos se eliminan después de MBR o RSF.

Los microplásticos de PP desaparecieron totalmente después de MBR y RSF (prueba $F = 12,657$, $p = 0,000$). En cuanto al polipropileno,

los microplásticos PS se eliminaron por completo después de ambos tratamientos de aguas residuales, es decir, MBR y RSF (prueba $F = 3,454$, $p = 0,039$).

El caucho de estireno-butadieno (SBR) (**Figura 6**) apenas se aisló (0,009 ítems/L), a pesar de ser un marcador potencial para la identificación de partículas de desgaste de la banda de rodadura debido a la abrasión de los neumáticos de automóviles. Es un compuesto de alta densidad (entre 1,7 y 2,5 g/cm³) y difícil de cuantificar por FTIR debido al negro de carbón agregado como relleno (Haave *et al.*, 2019). Además de este hecho, la escasez de lluvias es una característica climática distintiva de esta área y se espera que la mayor fracción de partículas microplásticas asociadas al polvo de la carretera se encuentre en la escorrentía y arcenes de carreteras generado durante los eventos de lluvia. Las inundaciones producidas después de eventos hidrológicos extremos en el área mediterránea provocan el barrido de estos microplásticos y su salida inmediata de la planta de tratamiento, lo que dificulta la detección.

3.4. RELACIONES ENTRE MICROPLÁSTICOS Y PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS

Los diferentes parámetros fisicoquímicos que caracterizan las aguas residuales muestreadas están relacionados con la presencia y características de los microplásticos. Las aguas residuales brutas con altas concentraciones de sólidos suspendidos se relacionaron estadísticamente con una baja carga de MP ($r = 0,587$, $p = 0,001$). La agregación de microplásticos con materia particulada podría aumentar su tamaño al formar heteroagregados, debido



TABLA 2

CLASES DE POLÍMEROS DETECTADOS EN GGR, PCL, BRT Y EFF DE EDAR, EXPRESADOS COMO PORCENTAJE (%) DE MICROPLÁSTICO AISLADO.

Familias de polímeros	AGR (%)	CLP (%)	BIO(%)	CLE(%)	Total (%)
Acrilato (ACRYL)	2,0	1,7	0,2	0,7	4,6
Biopolímero (BPL)	2,6	0,4	0,2	-	3,1
Poliétileno de alta densidad (HDPE)	1,3	2,8	4,4	0,6	9,0
Poliétileno de baja densidad (LDPH)	13,8	9,2	27,3	2,0	52,4
Melamina (MUF)	-	0,2	0,6	0,2	0,9
Metacrilato (MCR)	0,6	-	0,4	0,4	2,4
Nylon (NYL)	0,7	0,6	0,7	0,4	2,4
Poliéster (ES)	-	-	0,4	0,4	0,7
Poliétileno propileno (PEP)	1,8	-	0,7	0,4	3,0
Poliétileno tereftalato (PET)	0,4	-	0,9	0,6	1,8
Poliisobutileno (PIB)	-	-	0,4	-	0,4
Polipropileno (PP)	2,2	1,7	6,8	0,6	11,3
Poliestireno (PS)	-	0,7	0,6	0,2	1,5
Poliuretano (PUR)	0,2	0,2	0,7	-	1,
Polivinilo (PVI)	0,6	-	-	0,4	0,9
Goma (RBB)	0,2	-	-	-	0,2
Teflón (PTFE)	-	0,2	0,6	1,1	0,4
Sin identificar	1,3	2,0	0,6	1,1	5,0
TOTAL	27,7	19,6	44,8	7,9	

a su reducida solubilidad e inercia (Besseling *et al.*, 2017; Horton *et al.*, 2017), lo que lleva a un aumento en la velocidad de sedimentación. De manera similar, las muestras de aguas residuales con altos valores de DQO en el influente mostraron bajas concentraciones promedio de PS ($r = 0,445$, $p = 0,020$) y PET ($r = 0,439$, $p = 0,022$). Todos estos resultados deberían crear conciencia sobre la importancia de aumentar los enfoques interdisciplinarios para comprender la dinámica de MP en los sistemas de agua.

La contribución de los microplásticos a la cantidad de contaminantes oxidables, es decir, DQO, y a la degradación aeróbica biológica, DBO, se calculó dando como resultado valores promedio de $5,49 (\pm 1,04) \times 10^{-3}$

MP/mg DQO y $5,22 (\pm 1,29) \times 10^{-3}$ MP/mg DQO, para AGR y EFF, respectivamente, y $7,91 (\pm 1,49) \times 10^{-3}$ MP/mg DBO y $34,26 (\pm 7,73) \times 10^{-3}$ MP/mg DBO, para AGR y EFF, respectivamente. Estos datos representan un número aproximadamente constante de partículas MP a pesar de una reducción de DQO, de AGR a EFF. Estos factores deben tenerse en cuenta cuando se intenta explicar la degradación de microplásticos ya que, incluso en su pequeño tamaño, no sufren una biodegradación inmediata (Andrady, 2011).

3.5. PATRONES TEMPORALES

La mayoría de los estudios que tratan sobre la concentración de microplásticos en las aguas residuales se han llevado a cabo en un período

de pocos días (Lareset *et al.*, 2018), sin tener en cuenta las variaciones diurnas o estacionales (sobre todo entre primavera y verano). Se pudo observar una variación estacional en ECB estadísticamente significativa en la abundancia de MP totales para el influente, siendo más alta para las estaciones cálidas que para las frías (F -Snedecor = 5,660, $p < 0,004$). Sin embargo, cuando se implementó el modelo lineal general para el efluente, no se observaron diferencias estadísticamente significativas por estaciones ($F = 0,188$, $p = 0,668$), lo que indica un rendimiento similar y estable de la eficiencia de la ECB durante todo el período, a pesar de una mayor carga de microplástico durante el verano. Las fibras fueron el tipo

FIGURA 5. Espectros de FTIR con referencias de polímeros y microplásticos: (a) fragmento de poli (etileno) (baja densidad) INF (95,15% de coincidencia) (Sprouse Scientific Systems Polymers de ATR Library); (b) película de poli (acrilato de laurilo) INF (79,13% de coincidencia) (Sprouse Scientific Polymers de ATR Library); (c) película de polipropileno, isotáctica INF (91,34% de coincidencia) (Hummel Polymer and Additives).

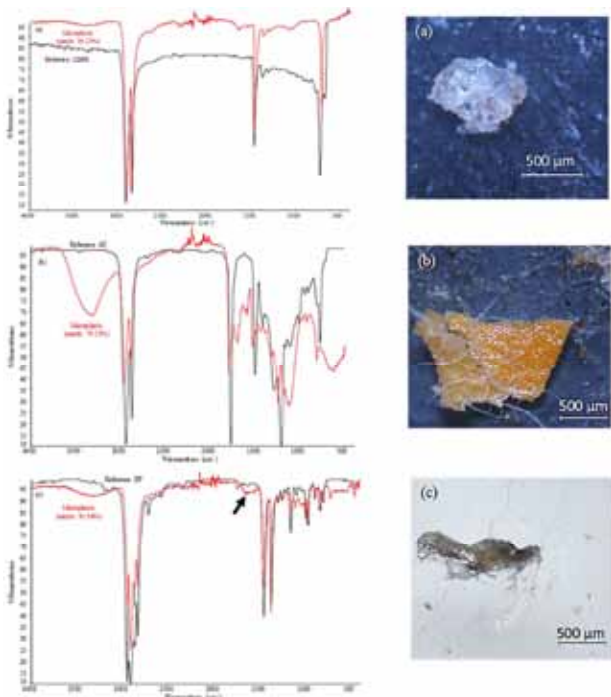
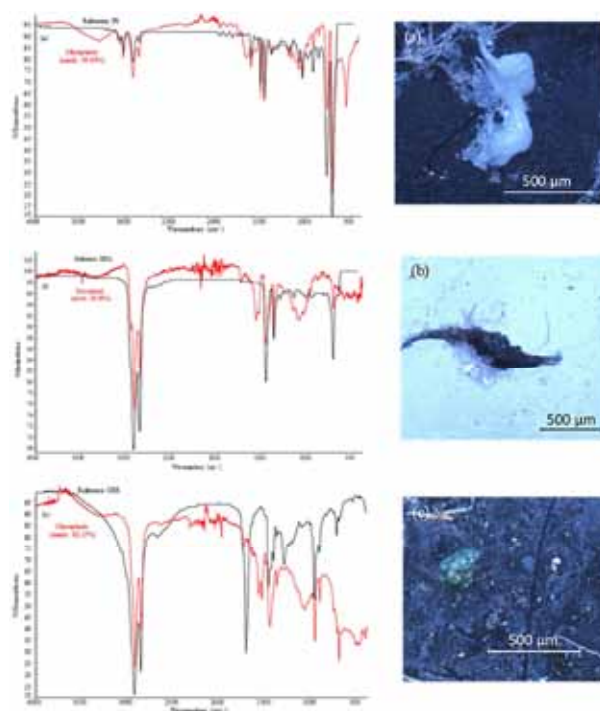


FIGURA 6. Espectros de FTIR con referencias de polímeros y microplásticos: (a) fragmento de poli (estireno), terminado con dicarboxilo INF (93,40% de coincidencia) (Sprouse Scientific Polymers de ATR Library); (b) película de poli (etileno: propileno) (60% de etileno) (86,09% de coincidencia) (Sprouse Scientific Polymers de ATR Library); (c) fragmento de copolímero de estireno-butadieno INF (82,15% de coincidencia) (aditivos poliméricos y plastificantes).



de forma dominante en todas las estaciones (AGL), disminuyendo durante el verano con respecto al invierno, otoño y primavera, aunque sin diferencias estadísticamente significativas (prueba F = 0,516, p = 0,673).

El aumento de la concentración de MP en las aguas residuales durante el período caluroso podría explicarse por la irradiación solar; se asume que las altas temperaturas aceleran la tasa de degradación plástica y, aunque la meteorización por calor de los mesoplásticos y los fragmentos más grandes de basura plástica se producen principalmente en el suelo y en la arena, con un calor específico más bajo que el del agua (Andrady, 2011), aún se pueden observar diferencias estadísticamente

significativas para la concentración de microplásticos en aguas residuales por temperatura, con valores promedio de 3,61 (±0,64) y 13,67 (± 4,18) MP/L, cuando la temperatura del agua pasó de 17,0 °C a 28,0 °C, respectivamente.

Una tercera razón de estas altas concentraciones estadísticamente significativas de microplásticos podría atribuirse a los eventos de fuertes lluvias durante el otoño en nuestra región, que inducen la escorrentía urbana de los microplásticos retenidos en el suelo hacia los sistemas de alcantarillado, así como en los desbordamientos de alcantarillado, demostrando ser relevante para la llegada de estos contaminantes al medio ambiente (Duis y Coors, 2016; Lee et al., 2013).

4. CONCLUSIONES

Los microplásticos son ubicuos en el medio ambiente y en el ciclo del agua. La calidad y la cantidad de datos varían según los diferentes tipos de agua y los datos sobre la presencia en las aguas residuales y en las plantas de tratamiento son limitados. A pesar de ser una barrera, las EDAR actúan como una importante fuente de plástico al medio ambiente.

Los distintos procesos de tratamiento existentes parecen ser sorprendentemente efectivos para eliminar esta nueva clase de contaminantes. El análisis de las muestras tomadas de múltiples ubicaciones dentro de las plantas de tratamiento objeto de estudio mostró que la mayoría de estos contaminantes se



eliminaron en las etapas de tratamiento primario. Los resultados son coherentes con el papel de un decantador primario, de cara a retener materiales orgánicos e inorgánicos, incluyendo arenas, partículas sólidos en suspensión y flóculos químicos entre otros y de un reactor biológico en la eliminación de los microplásticos, ya sea que se degraden por los propios procesos biológicos o se transfieran al lodo secundario, lo que explicaría la elevada proporción entre micropartículas y microplásticos en el efluente, en comparación con los procesos anteriores; la gran mayoría de los microplásticos se ven atrapados en los fangos de las plantas de tratamiento de aguas residuales.

Los microplásticos comprendieron desde un 46,6% hasta un 76,68% del total de micropartículas aisladas en muestras de aguas residuales de INF, del total de la micropartículas, lo que indica la necesidad de una técnica de diferenciación específica para partículas microplásticas, es decir, espectroscopia FT-IR o Raman. Las fibras y los fragmentos fueron las formas de MP más prevalentes en el efluente final, siendo el intervalo entre 400 y 600 μm el tamaño más frecuente. Las partículas de MP fueron de 17 tipos diferentes de polímeros, la mayoría identificados como LDPE en forma de película. La proximidad de las plantas a terrenos agrícolas con invernaderos, junto con un comercio masivo de bolsas de un solo uso y envases de plástico podrían ser razones suficientes para estos resultados. Se observa una disminución estadísticamente significativa en el tamaño y la concentración de microplásticos para valores bajos de pH de aguas residuales, especialmente para PS y PET, lo que indica una degradación del polímero. Los sólidos en suspensión y las muestras de DQO

» Los microplásticos son ubicuos en el medio ambiente y en el ciclo del agua, donde las EDAR también actúan como fuente de contaminación, pues la mayoría de los microplásticos se ven atrapados en los fangos de las plantas, si bien los distintos procesos de tratamiento existentes parecen ser sorprendentemente efectivos para eliminar esta nueva clase de contaminantes

de aguas residuales se correlacionaron con concentraciones bajas de microplásticos, lo que sugiere una agregación de MP con material orgánico. Además, los grupos carbonilo e hidroxilo de los biopolímeros podrían mejorar la sorción de los iones de amonio de las aguas residuales. Los resultados indican que, a pesar de las diferencias significativas en la concentración de microplásticos en el influente durante la temporada cálida, no se aprecian diferencias significativas en el efluente a lo largo de las estaciones, lo que sugiere un rendimiento estable de las EDAR.

Una gran parte del estudio llevado a cabo muestra una serie de resultados estadísticamente significativos, como la eliminación de micropartículas (90,1%) y microplásticos (90,3%) en el efluente de una planta de tratamiento de aguas residuales urbanas con sistema de fangos activos, en definitiva, una retención de microplásticos. En el caso de las plantas con tecnologías avanzadas, la eficiencia de eliminación observada fue del 79,01% para MBR y del 75,49% para RSF, lo que no confirma que las tecnologías avanzadas de aguas residuales sean mejores para retener microplásticos que las convencionales; es decir, procesos de lodo activado, pero si demostraron ser más eficientes al eliminar microplásticos en partículas que las microfibras.

No cabe duda que es preciso mejorar el manejo de los plásticos y reducir su uso donde sea factible, para minimizar la cantidad de plásticos liberados al medio ambiente, ya que estas acciones pueden conferir otros beneficios al medio ambiente y al bienestar humano. Las estrategias para minimizar los aportes de microplásticos también pueden generar otros beneficios, por ejemplo, las mejoras en el tratamiento del agua pueden dar lugar a la eliminación de una variedad de contaminantes, desde patógenos microbianos a contaminantes emergentes, incluidos microplásticos en aguas residuales y agua potable, proporcionando una solución más sostenible e integral que la sola eliminación de microplásticos.

Como apunte final cabe señalar que los estudios y trabajos como el aquí informado pueden enmarcarse dentro las estrategias de la UE y España en cuanto a la necesidad de establecer soluciones a la contaminación por plásticos y evitar sus residuos, tanto de tamaño macro como micro (Report European Expert Conference 2017, e Instrumento de Planificación del Medio Marino Español, al amparo de la Directiva 2008/56/CE, de 17 de junio de 2008, que reconoció en la LXXII Asamblea General de la Asociación Española de Industriales de Plásticos -ANAIP 2018- la necesidad de

realizar un estudio específico sobre la eficiencia de las EDAR para retirar microplásticos de las aguas residuales, tal y como están llevando a cabo varios países europeos). En concreto para los microplásticos, la idea está ya recogida desde la creación del Grupo de Interés de Plásticos (formado por 13 estados entre los que se encuentra España), que en 2015 planteó la necesidad de eliminar la contaminación por plásticos y microplásticos.

5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el trabajo y la colaboración de personal de las distintas EDAR objeto de estudio en la recogida de las muestras de fangos, a los técnicos del SAIT de la UPCT y de Cetema en las determinaciones analíticas, así como a Hidrogea Gestión Integral de Aguas de Murcia por el apoyo y colaboración al proyecto.

El Instituto Nacional de Investigación del Ministerio de Ciencia, Educación y Universidades reconoce e incluye en las Redes Temáticas de Investigación a la 'Red Temática de Microplásticos y Nanoplásticos en el Medio Ambiente' (RED2018-102345-T), en la que se integra el Grupo de Trabajo de la UPCT, vinculado al desarrollo y ejecución del presente proyecto.

Bibliografía

- [1] ANAIP. Estrategias Marinas de España- Programa de seguimiento de microplásticos en las playas marinas. <https://www.anaip.es/images/PDF/2.CEPEXPrograma-seguimiento-microplasticos-ANAIP.pdf>.
- [2] Andrady, A.L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, núm. 62 (8), págs. 1.596-1.605.
- [3] APHA, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2012). 22nd ed., in: E.W. Rice, R.D. Baird, A.D. Eaton, L.S. Clesceri (Eds.). American Public Health Association, American Water Works Association & Water Environment Federation, Washington D.C.
- [4] Bayo, J.; Olmos, S.; López-Castellanos, J.; Alcolea, A. (2016). Microplastics and microfibers in the sludge of a municipal wastewater treatment plant. *Int. J. Sus. Dev. Plann.* núm. 11 (5), págs. 812-821.
- [5] Bayo, J.; Olmos, S.; López-Castellanos, J. (2020). Microplastics in an urban wastewater treatment plant: The influence of physicochemical parameters and environmental factors. *Chemosphere*, núm. 238, 124593.
- [6] Bayo, J.; López-Castellanos, J.; Olmos, S.; 2020. Membrane bioreactor and rapid sand filtration for the removal of microplastics in an urban wastewater treatment plant. *Marine Pollution Bulletin*, núm. 156, 111211.
- [7] Besseling, E.; Quik, J.T.; Sun, M.; Koelmans, A.A. (2017). Fate of nano-and microplastic in freshwater systems: a modeling study. *Environ. Pollut.*, núm. 220, págs. 540-548.
- [8] Browne, M.A.; Crump, P.; Niven, S.J.; Teuten, E.; Tonkin, A.; Galloway, T.; Thompson, R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environ. Sci. Technol.*, núm. 45 (21), págs. 9.175-9.179.
- [9] Carr, S.A.; Liu, J.; Tesoro, A.G. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Res.*, núm. 91, págs. 174-182.
- [10] Cole, M.; Webb, H.; Lindeque, P.K.; Fileman, E.S.; Halsband, C.; Galloway, T.S. (2014). Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. *Sci. Rep.*, núm. 4, 4528.
- [11] De la Torre, G.E.; Dioses Salinas, D.C.; Castro, J.M.; Antay, R.; Fernández, N.Y.; Espinoza Morriberón, D.; Saldaña Serrano, M. (2020). Abundance and distribution of microplastics on sandy beaches of Lima, Peru. *Marine Pollution Bulletin*, núm. 151: 110877
- [12] Duis, K.; Coors, A. (2016). Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environ. Sci. Eur.*, núm. 28 (1), págs. 1-25.
- [13] Edo, C.; González Pleiter, M.; Leganés, F.; Fernández Piñas, F.; Rosal, R. (2020). Fate of microplastics in wastewater treatment plants and their environmental dispersion with effluent and sludge. *Environ. Pollution*, núm. 259, 113837.
- [14] Frias, J.P.G.L.; Gago, J.; Otero, V.; Sobral, P. (2016). Microplastics in coastal sediments from Southern Portuguese shelf waters. *Mar. Environ. Res.*, núm. 114, págs. 24-30.
- [15] Haave, M.; Lorenz, C.; Primpke, S.; Gerdt, G. (2019). Different stories told by small and large microplastics in sediment-first report of microplastic concentrations in an urban recipient in Norway. *Marine Pollution Bulletin*, núm. 141, págs. 501-513.
- [16] Hidalgo-Ruz, V.; Gutow, L.; Thompson, R.C.; Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environ. Sci. Technol.* núm. 46, págs. 3.060-3.075.
- [17] Horton, A.A.; Walton, A.; Spurgeon, D.J.; Lahive, E.; Svendsen, C. (2017). Microplastics in freshwater and terrestrial environments: evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Sci. Total Environ.*, núm. 586, págs. 127-141.
- [18] Hurlley, R.R.; Lusher, A.L.; Olsen, M.; Nizzetto, L. (2018). Validation of a method for extracting microplastics from complex, Organic-Rich, Environmental Matrices. *Environ. Sci. Technol.*, núm. 52 (13), págs. 7.409-7.417.
- [19] Karami, A.; Golieskardi, A.; Choo, C.K.; Larat, V.; Karbalaei, S.; Salamatinia, B. (2018). Microplastic and mesoplastic contamination in canned sardines and sprats. *Sci. Total Environ.*, núm. 612, págs. 1.380-1.386.
- [20] Karthik, R.; Robin, R.S.; Purvaja, R.; Ganguly, D.; Anandavelu, I.; Raghuraman, R.; Hariharan, G.; Ramakrishna, A.; Ramesh, R. (2018). Microplastics along the beaches of southeast coast of India. *Science of the Total Environment*, núm. 645, págs. 1.388-1.399
- [21] Lares, M.; Ncibi, M.C.; Sillanpää, M. (2018). Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. *Water Res.*, núm. 133, págs. 236-246.
- [22] Lee, J.H.; Park C.H.; Huh I.A.; Lee S.H.; Lee Y.S.; Lee S.K.; Lee S.H. (2016). Studies on the investigation method of microplastic in the freshwater. *NIER, RP2016-282*.
- [23] Magnusson, K.; Norén, F. (2014). Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant. *Swedish Environmental Research Institute*.
- [24] Mason, S.; Garneau, D.; Sutton, R.; Chu, Y.; Ehmann, K. (2016). Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. *Environ. Pollut.*, núm. 218, págs. 1.045-1.054.
- [25] Mintenig, S.M.; Int-Veen, I.; Loder, M.G.; Primpke, S.; Gerdt, G. (2017). Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water Research*, núm. 108, págs. 365-372.
- [26] Murphy, F.; Ewins, C.; Carbonnier, F.; Quinn, B. (2016). Wastewater treatment works (WwTW) as a source of MPs in the aquatic environment. *Environ. Sci. Technol.*, núm. 50 (11), págs. 5.800-5.808.
- [27] Piñon-Colin, T.J.; Rodríguez-Jimenez, R.; Pastrana-Corral, M.A.; Rogel-Hernandez, E.; Wakida, F.T. (2017). Microplastics on sandy beaches of the Baja California Peninsula, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, núm. 131, págs. 63-71.
- [28] Plastic Europe. *Plastics - the Facts 2017: An analysis of European plastics production, demand and waste data*.
- [29] Talvitie, J.; Heinonen, M.; Pääkkönen, J.P.; Vahtera, E.; Mikola, A.; Setälä, O.; Vahala, R. (2015). Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. *Water Sci. Technol.*, núm. 72 (9), págs. 1.495-1.504.
- [30] Talvitie, J.; Mikola, A.; Koistinen, A.; Setälä, O. (2017). Solutions to microplastic pollution - Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. *Wat. Res.*, núm. 23, págs. 401-407.
- [31] Talvitie, J.; Mikola, A.; Setälä, O.; Heinonen, M.; Koistinen, A. (2017). How well is microlitter purified from wastewater? - A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water Research*, núm. 109, págs. 164-172.
- [32] Thompson, R.C.; Olsen, Y.; Mitchell, R.P. et al. (2004). Lost at sea: where is all the plastic? *Science*, núm. 304 (5672), pág. 838.
- [33] Vianello, A.; Boldrin, A.; Guerriero, P.; Moschino, V.; Rella, R.; Sturaro, A.; Da Ros, L. (2013). Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuarine Coastal Shelf Sci.*, núm. 130, págs. 54-61.
- [34] Ziajahromi, S.; Neale, P.A.; Rintoul, L.; Leusch, D.F. (2017). Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. *Water Res.*, núm. 112, págs. 93-99.