

## MICROPLÁSTICOS EN AGUAS DE CONSUMO: SITUACIÓN ACTUAL EN ESPAÑA

A lo largo de los últimos años se ha informado sobre la aparición de MP en aguas naturales y tratadas, así como en otros sustratos. El aporte de microplásticos (MP) a las aguas en general tiene diferentes orígenes: neumáticos, fibras textiles, basuras y desechos urbanos sólidos y líquidos, pinturas, productos de cuidado personal y perlas de materiales plásticos incluidas en muchos productos comerciales; incluso las aguas residuales urbanas tanto depuradas como incluso no depuradas. Si bien las estaciones de potabilización de aguas suelen eliminar la práctica totalidad de los MP presentes en aguas brutas destinadas a potabilización, no se cuenta actualmente con métodos de toma de muestras, análisis y expresión de resultados homogéneos y de general aceptación por la comunidad científica. A revisar la situación actual de este tema en España se enfoca este trabajo.

### INTRODUCCIÓN

Las primeras referencias a los MP datan de 2004 (Thompson et al., 2004) y de 2006 (MP en las costas de Singapur, Ng and Obbard, 2006) no decreciendo desde entonces. Así, existen numerosas referencias de ocurrencia de MP en mariscos (Dehaut et al, 2016), anchoas y sardinas del Mediterráneo (Pennino et al, 2020), en hielos Polares (González, 2018), aguas residuales (Funcka et al, 2020), aguas de mar (Everaert et al, 2018), aguas dulces (Talbot and Chang, 2022) o aguas de bebida (Myszograj, 2020).

Sin embargo, uno de los grandes problemas existentes en este campo es la dispersión de métodos empleados para la determinación de MP que dificulta comparar resultados: se usan determinaciones por espectrometría, ya sea infrarroja (Primpke et al., 2018) o por Raman (Wolff et al., 2019) (resultados por número de fibras) o métodos termo-analíticos (Vilakati et al., 2021) (masa total).

En cuanto a espectrometría, una de las técnicas más empleadas actualmente es la combinación de análisis IR por transformada de Fourier (FTIR) junto a otros métodos de análisis multivariante (Tian et al, 2022; Smith et al., 2019; Simon et al., 2018). Por otro lado, hay otros trabajos que caracterizan MP utilizando una técnica conjunta de análisis termogravimétrico acoplado a FTIR (Yua et al., 2019).

Con respecto a los métodos termo-analíticos se ha empleado análisis termogravimétrico-calorimetría diferencial de barrido (TGA-DSC) (Majewsky et al., 2016) o pirólisis o degradación térmica acoplada a cromatografía de gases-masas (Py-GC-MS) (Hermabessiere et al, 2018; Dümichen et al., 2017; Mansa and Zou, 2021). En este sentido, Goedecke et. al. (2020) hicieron una evaluación de métodos termo-analíticos en los que se comparaban cuatro diferentes, TED-GC-MS, TGA-FTIR, TGA-MS y por último el uso de un calorímetro de combustión a microescala (MCC), método poco utilizado para la detección de MP. Encontraron que la TED-GC-MS es el método más adecuado para muestras con matriz desconocida y tipos y contenidos variables de MP; la TGA-FTIR era un método robusto para muestras con matriz conocida y con tipos definidos de MP; la TGA-MS podía ofrecer una solución en el futuro para la detección de partículas de PVC. Finalmente, la MCC se podía utilizar como un método de cribado muy rápido y sencillo para la identificación de una carga potencial de MP de polímeros estándar en muestras desconocidas.

En cuanto a las investigaciones sobre aguas potables encontramos una primera revisión de Koelmans et al. (2019) sobre evaluación de 50 estudios sobre el particular. Como más información al respecto, Chu et al. (2022) estudiaron la presencia y distribución de MP en sistemas de

## MICROPLASTICS IN DRINKING WATER: THE CURRENT SITUATION IN SPAIN

In recent years, presence of MP has been reported in natural and treated waters, as well as in other substrates. The presence of microplastics (MP) in water in general has different origins: tyres, textile fibers, refuse and solid and liquid municipal waste, paints, personal care products and plastic beads that feature in many commercial products; even urban wastewater, both treated and untreated. Although drinking water treatment plants usually remove practically all MP from raw water, there are currently no methods for sampling, analysis and expression of homogeneous results that are generally accepted by the scientific community. This study focuses on reviewing the current situation of this issue in Spain.

### INTRODUCTION

The first references to MP date back to 2004 (Thompson et al., 2004) and 2006 (MP off the coast of Singapore, Ng and Obbard, 2006) and since then, there has been no decrease in the number of references. Moreover, there are numerous references of MP occurrence in shellfish (Dehaut et al, 2016), Mediterranean anchovies and sardines (Pennino et al, 2020), in Polar ice (Gonzalez, 2018), sewage (Funcka et al, 2020), seawater (Everaert et al, 2018), freshwater (Talbot and Chang, 2022) and drinking water (Myszograj, 2020).

However, one of the major problems in this field is the dispersion of methods used for MP detection, which makes it difficult to compare results: detection methods include both infrared (Primpke et al., 2018) and Raman (Wolff et al., 2019) spectroscopy (results by number of fibres) or thermo-analytical methods (Vilakati et al., 2021) (total mass).

One of the most widely implemented spectroscopy techniques at present is the combination of Fourier-transform IR (FTIR) analysis together with other multivariate analysis methods (Tian et al, 2022; Smith et al., 2019; Simon et al., 2018). There are also studies that characterise MP using a combination of thermogravimetric analysis coupled with FTIR (Yua et al., 2019).

Thermo-analytical methods implemented include thermogravimetric analysis-differential scanning calorimetry (TGA-DSC) (Majewsky et al., 2016) or pyrolysis or thermal degradation coupled to gas chromatography mass (Py-GC-MS) (Hermabessiere et al., 2018; Dümichen et al., 2017; Mansa and Zou, 2021). Goedecke et. al. (2020) made an evaluation of thermo-analytical methods in which four different methods were compared, TED-GC-MS, TGA-FTIR, TGA-MS and finally the use of a microscale combustion calorimeter (MCC), a method infrequently used for MP detection. They found that TED-GC-MS is the most suitable method for samples with unknown matrix and variable types and contents of MP; TGA-FTIR was a robust method for samples with known matrix and with defined types of MP; TGA-MS could provide a solution in the future for the detection of PVC particles. Finally, MCC could be used as a very fast and simple screening method for the identification of a potential MP load from standard polymers in unknown samples.

Regarding research on drinking water, we found a first review about 50 studies on the subject, by Koelmans et al. (2019). Shedding further light on the matter, Chu et al. (2022) studied

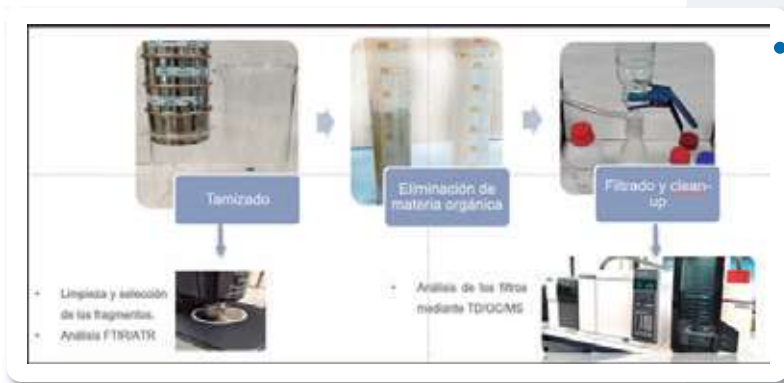


Figura 1: Sistema de filtrado usado por EUROFINS-IPROMA.  
Figure 1: Filtering system used by EUROFINS-IPROMA.

abastecimiento de aguas, poniendo de manifiesto la fuerte adsorción de MP en las paredes internas de las tuberías de aguas y su potencial desorción con el tiempo. Por otro lado, Wu et al. (2022) concluyeron que existía una fragmentación de MP en diferentes etapas de la potabilización en una ETAP china, si bien con porcentajes de eliminación muy altos de los mismos en la propia ETAP.

Finalmente, Yuan et al. (2022) evaluaron métodos de extracción y muestreo de MP para agua potable comparando un método de filtración en el laboratorio y un método de filtración en línea en muestras de agua del grifo y de una ETAP. Según los autores, la filtración en línea es más ventajosa que la filtración en el laboratorio para mejorar la calidad de los resultados analíticos obtenidos.

Finalmente, y como conclusiones de evaluación de resultados de ejercicios de inter-comparación llevados a cabo con distintas técnicas aplicadas (Isobe et al. (2019) y Becker et al. (2020)) estos autores reportaron que los participantes que realizaron Py-GC-MS, TED-GC-MS y TGA-FTIR pudieron identificar correctamente todos los polímeros y reportar resultados de cuantificación razonables en el rango de concentración investigado.

Hecha esta introducción pasamos ahora a comentar las investigaciones realizadas en España sobre MP en aguas de consumo, trabajo que será presentado en el próximo XXXVI Congreso de AEAS (Córdoba, 28 a 30 de septiembre de 2022) y elaborado por el GT de Microplásticos de AEAS. Se presentan los resultados obtenidos por tres empresas en España punteras en este tema.

## INVESTIGACIONES Y RESULTADOS OBTENIDOS POR EUROFINS-IPROMA

### Toma de muestras

En este caso se han tomado 2 litros de agua de grifo procedentes de 5 diferentes ciudades y con un total de 20 muestras. Las muestras se filtraron a través de una cascada de tamices de 4 mm, 2 mm, 1 mm y 500 µm de apertura de malla con el fin de separar los potenciales plásticos gruesos. Tras su detección son aislados, posteriormente identificados por ATR/FTIR y pesados para evaluar su contenido másico. Tras el tamizado se opera con 1 L de agua la cual es filtrada en un filtro de cuarzo previamente acondicionado, para su análisis mediante TD/MS (Figura 1).

Coméntese que no se encontraron fragmentos plásticos de tamaño superior a 0,5 mm en las muestras investigadas, posiblemente por el filtro de rejilla para la retención de partículas gruesas y arenas del que están equipados los grifos domésticos.

### Técnicas analíticas

No se aplicó la técnica ATR/FTIR al no encontrar partículas gruesas de MP. Así, la identificación y cuantificación se ha efectuado

the presence and distribution of MP in water supply systems, highlighting the strong adsorption of MP to the inner walls of water pipes and potential desorption over time. Wu et al. (2022) concluded that there was fragmentation of MP in different stages of the treatment process in a Chinese DWTP, although with very high percentages of MP removal at the plant.

In this way, Yuan et al. (2022) evaluated MP extraction and sampling methods for drinking water by comparing a laboratory filtration method and an in-line filtration method on tap water and DWTP water samples. According to the authors, in-line filtration is superior to laboratory filtration in terms of improving the quality of the analytical results obtained.

Finally, as conclusions of the evaluation of results of inter-comparison exercises carried out with different applied techniques (Isobe et al. (2019) and Becker et al. (2020)), these authors reported that participants performing Py-GC-MS, TED-GC-MS and TGA-FTIR were able to correctly identify all polymers and report reasonable quantification results in the concentration range studied.

Having made this introduction, we will now comment on the research carried out in Spain on MP in drinking water. The results obtained by three leading companies in Spain on this subject will be prepared by the AEAS Microplastics WG for presentation at the forthcoming 36th AEAS Congress (Cordoba, 28-30 September 2022).

## RESEARCH AND RESULTS OBTAINED BY EUROFINS-IPROMA

### Sampling

In this case, 2 litres of tap water were taken from 5 different cities, with a total of 20 samples. The samples were filtered through four screens arranged in a cascade format with mesh sizes of 4 mm, 2 mm, 1 mm and 500 µm in order to separate potential coarse plastics. After detection, these plastics were isolated, subsequently identified by ATR/FTIR and weighed to evaluate their mass content. After screening, 1 L of water was filtered through a pre-conditioned quartz filter for analysis by means of TD/MS (Figure 1).

Of significance is the fact that no plastic fragments larger than 0.5 mm were found in the samples studied, possibly due to the filter meshes that domestic taps are equipped with for the retention of coarse particles and grit.

### Analytical techniques

The ATR/FTIR technique was not applied as no coarse MP particles were found. Therefore, identification and quantification was performed by TD/MS being the concentration directly obtained as (µg/L). The plastics removed by the filter (>0.3 µm) were heated to 320°C for thermal degradation and polymer chain experienced scission into monomers or dimers. These volatile compounds were retained in a cold trap at -20°C, which was subsequently heated to 320°C by means of ballistic heat conduction, after which the compounds were separated and sequenced by GC/MS.

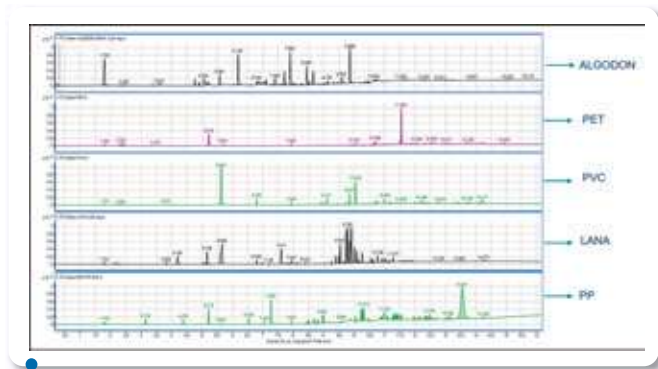


Figura 2: Cromatogramas para diferentes plásticos y algodón como blanco.  
Figure 2: Chromatograms for different plastics and cotton as a control material.

mediante TD/MS, obteniendo directamente concentración ( $\mu\text{g/L}$ ). En concreto, los plásticos retenidos en el filtro ( $>0,3 \mu\text{m}$ ) son calentados a  $320^\circ\text{C}$  para su degradación térmica y rotura de polímeros en monómeros o dímeros, siendo estos compuestos volátiles retenidos en una trampa fría a  $-20^\circ\text{C}$ , la cual posteriormente es calentada a  $320^\circ\text{C}$  en forma balística, tras lo cual los compuestos son separados y secuenciados mediante CG/MS.

Dado que cada plástico ofrece un perfil cromatográfico distinto, eligiendo iones característicos a los tiempos de retención de los compuestos seleccionados, se posibilita caracterizar y cuantificar los distintos tipos de plásticos (Figura 2).

## Resultados y conclusiones

Se analizaron los siguientes plásticos: polietileno (PE), poliestireno (PS), cloruro de polivinilo (PVC), poliamida (PA), tereftalato de polietileno (PET) y poliuretano (PU), con límites de cuantificación para la técnica empleada de  $100 \mu\text{g/L}$  para PE, y de  $5 \mu\text{g/L}$  para el resto de plásticos analizados. Los resultados obtenidos demuestran una no detectable o baja concentración en aguas de los MP, sólo datando la presencia de PVC ( $6$  a  $7 \mu\text{g/L}$ ) y PS ( $8$  a  $5 \mu\text{g/L}$ ). Estos MP podrían tener su origen en una mínima erosión interna de las canalizaciones de transporte de las aguas de grifo.

## INVESTIGACIONES Y RESULTADOS OBTENIDOS POR LABAQUA

### Tomas de muestras

Debido a la baja concentración de MP que se han encontrado hasta la fecha en las aguas de consumo, se optó por realizar un muestreo de 4 litros recogidos en envase de vidrio.

### Técnicas analíticas

Se ha empleado la termo extracción-desorción seguida de cromatografía de gases-espectrometría de masas (TED-GC-MS) sometiendo la muestra a un programa de temperatura atrapando en atmósfera inerte los gases generados sobre adsorbentes en fase sólida. Los productos de descomposición se han derivado posteriormente a un sistema de cromatografía de gases-masas (GC-MS) (Dümichen et al., 2015; Dümichen et al., 2019) para separar compuestos según su tamaño y polaridad, y ser analizados mediante un detector selectivo de masas. De este modo se consiguen cromatogramas y espectros de masas para los productos generados durante la pirólisis, cuya comparación con datos contrastados, permite identificar los compuestos en los que se han degradado los polímeros plásticos originales de forma sencilla y simple.

## Resultados y conclusiones

En un estudio de LABAQUA en 2021 se analizaron las aguas brutas de entrada de una ETAP ubicada en el sur de España, agua de uno de

Since each plastic has a different chromatographic profile, it is possible to characterize and quantify the different types of plastics by selecting ions that are associated to the retention times of the selected compounds (Figure 2).

## Results and conclusions

The following plastics were analysed: polyethylene (PE), polystyrene (PS), polyvinyl chloride (PVC), polyamide (PA), polyethylene terephthalate (PET) and polyurethane (PU), with quantification limits for the technique implemented of  $100 \mu\text{g/L}$  for PE, and  $5 \mu\text{g/L}$  for the remaining plastics analysed. The results obtained show an undetectable or low concentration of MP in water, with only the presence of PVC ( $6$  to  $7 \mu\text{g/L}$ ) and PS ( $8$  to  $5 \mu\text{g/L}$ ) being observed. These MP could have their origin in a minimal internal erosion of the tap water conveyance pipes.

## RESEARCH AND RESULTS OBTAINED BY LABAQUA

### Sampling

Due to the low concentration of MP found to date in drinking water, it was decided to take samples of 4 litres collected in glass containers.

### Analytical techniques

Thermo extraction-desorption was implemented followed by gas chromatography mass spectrometry (TED-GC-MS). Then, the sample was subjected to a temperature program to trap the gases generated on solid-phase adsorbents in an inert atmosphere. The decomposition products were subsequently sent to a gas chromatography mass spectrometry (GC-MS) system (Dümichen et al., 2015; Dümichen et al., 2019) to separate compounds according to size and polarity, after being analysed using a mass selective detector. In this way, chromatograms and mass spectrums were obtained for the products generated during pyrolysis and comparison of these with verified data enabled identification of the compounds into which the original plastic polymers have been degraded in a simple and straightforward manner.

## Results and conclusions

In a study conducted by LABAQUA in 2021, the inlet raw water of a DWTP in southern Spain, water from one of its settling tanks and treated water leaving the plant were analysed. The polymers identified were: Polyethylene (PE), Polystyrene (PS), Polypropylene (PP), Polyamide (PA), Polyethylene terephthalate (PET) and Polyvinyl chloride (PVC). It was found that in the majority of cases the concentrations were below the quantification limits of the method, even in the raw water fed into the plant.

The most relevant conclusions of this study were that very low quantities of Polyamide ( $30 \mu\text{g/L}$ ) and Polyethylene ( $30 \mu\text{g/L}$ ) were found in the settling tank studied at the DWTP. This was probably the result of slight flaking of the tank walls, meaning that the source of MP in the water would be internal to the DWTP itself rather than external. Moreover, MP were not detected in the product drinking water at the outlet of the DWTP.

## RESEARCH AND RESULTS OBTAINED BY AIGÜES DE BARCELONA

Studies were carried out on surface water from the Llobregat River, water taken from different points of the drinking water

sus decantadores y el agua a la salida de la planta. Como resultados del estudio realizado los polímeros identificados fueron: Polietileno (PE), Poliestireno (PS), Polipropileno (PP), Poliamida (PA), Polietiléntereftalato (PET) y Policloruro de vinilo (PVC). Se comprobó que en la gran mayoría de los casos las concentraciones fueron inferiores a los límites de cuantificación del método, incluso en el agua bruta de alimentación a la planta.

Como conclusiones más relevantes del estudio comentado, se encontraron cantidades muy bajas de Poliamida (30 µg/L) y Polietileno (30 µg/L) en el decantador chequeado de la ETAP, probablemente originadas por una pequeña descamación en las paredes del decantador, con lo cual la fuente de origen de MP al agua sería interna de la propia ETAP, no externa. Además, a la salida de la ETAP no se detectaron MP en agua potable producida.

## INVESTIGACIONES Y RESULTADOS DE AIGÜES DE BARCELONA

Se han llevado a cabo estudios en agua superficial de la cuenca del río Llobregat, agua a lo largo del proceso de potabilización llevado a cabo en la ETAP de Sant Joan Despí, y agua de consumo muestreada a lo largo de la red de abastecimiento de agua potable del Área Metropolitana de Barcelona (Dalmau-Soler et al., 2021; Dalmau-Soler et al., 2022).

### Tomas de muestras

Para las muestras de agua superficial del río Llobregat, se captaron 2,5 L de agua, filtrada a través de una serie de tamices de 3,5 mm, 1 mm, 300 µm, 100 µm y 20 µm de luz de malla (Figura 3, izquierda). A fin de clarificar el agua del río (con mucha materia particulada) se aplicó un proceso de "flotación/separación" con ZnCl<sub>2</sub> para separar los MP. Una vez recogidos estos en los tamices, se trasvasaban a un embudo de decantación con 100 mL de agua y 25 g de ZnCl<sub>2</sub>, desechando la matriz inorgánica y filtrando la fase superior a través de un filtro de 1 µm de PTFE.

En cuanto al muestreo en la ETAP, se emplearon 2,5 L en agua a entrada de planta, 50 L en agua salida del filtro de arena, y 100 L tanto en agua tras ósmosis inversa como en la salida de planta. Dado que las muestras de la planta no contenían tanta materia particulada, no fue necesario aplicar el pretratamiento de "flotación/separación". Al final se separaron los MP de los tamices con 100 mL de agua y se filtró el restante en un filtro de 1 µm de PTFE.

Para las muestras de agua potable a lo largo de la red de distribución de Barcelona (sin materia particulada y bajas concentraciones de MP) se filtraron 60L de muestra a través de un filtro de 1 µm (como se muestra en la Figura 3, derecha).

### Técnicas analíticas

Con la ayuda de un estereomicroscopio Leica EZ4D (Figura 4) se pueden detectar los "posibles" MP >20 µm, contándose y midiéndose. Posteriormente, se identificaron y se confirmaron con la ayuda de un FTIR Thermo Nicolet iN10, estando actualmente en curso la validación e implantación de una nueva técnica cromatográfica de análisis, que permitirá además cuantificar la masa/concentración de cada plástico.

### Resultados y conclusiones

A lo largo de la cuenca del río Llobregat se midieron concentraciones entre 0 y 3,6 de MP/L, con un promedio de 1,6 MP/L (n=7). Los tipos de MP encontrados mayoritarios fueron poliéster (PES), polipropileno (PP) y polietileno (PE), detectándose, asimismo, poliestireno, ABS y poliamida.

treatment process at the Sant Joan Despí DWTP, and drinking water sampled at different points of the Metropolitan Area of Barcelona supply network (Dalmau-Soler et al., 2021; Dalmau-Soler et al., 2022).

### Sampling

The surface water from the Llobregat River was sampled by collecting 2.5 L of water, which was then filtered through a series of screens with pore sizes of 3.5 mm, 1 mm, 300 µm, 100 µm and 20 µm (Figure 3, left). To obtain the clarifying of the river water (which contains a significant quantity of particulate matter), a "flotation/separation" process with ZnCl<sub>2</sub> was applied to separate the MP. Once these ones were collected in the sieves, they were transferred to a separating funnel with 100 mL of water and 25 g of ZnCl<sub>2</sub>, discarding the inorganic matrix and filtering the upper phase through a 1 µm PTFE filter.

Sampling at the DWTP was carried out by collecting 2.5 L of water at the plant inlet, 50 L of water at the outlet of the sand filter, 100 L of water at the outlet of reverse osmosis and 100 L at the plant outlet. Since the plant samples did not contain as much particulate matter, it was not necessary to apply the "flotation/separation" pretreatment above said. Finally, the MP were separated from the screens with 100 mL of water and the remainder was filtered by means of a 1 µm PTFE filter.

With respect to the drinking water samples taken at different points of the Barcelona supply network (no particulate matter and low MP concentrations), 60L of sampled water was filtered through a 1 µm filter (as shown in Figure 3, right).

### Analytical techniques

With the aid of a Leica EZ4D stereo microscope (Figure 4) "possible" MP >20 µm could be detected, counted and measured. These ones were subsequently identified and confirmed with the aid of a Thermo Nicolet iN10 FTIR. The validation and implementation of a new chromatographic technique for analysis which will also allow quantification of the mass/concentration of each plastic is currently in progress.

Figura 4: Estereomicroscopio Leica EZ4D (arriba-izqda.) y fibra de MP visualizada (arriba-dcha.) y equipo de FTIR (abajo-izqda.), con espectro obtenido (abajo-dcha.). traducido abajo

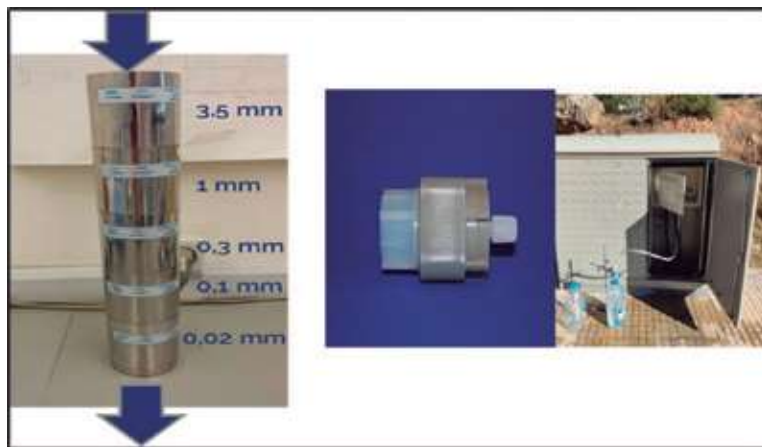
### Results and conclusions

Concentrations obtained ranged between 0 and 3.6 MP/L in samples taken along the length of the Llobregat River, with the average being 1.6 MP/L (n=7). The main types of MP detected were polyester (PES), polypropylene (PP) and polyethylene (PE), while polystyrene, ABS and polyamide were also detected.

The results at the San Joan Despí DWTP ranged from a content of 0.96±0.46 MP/L in raw water to 0.14±0.05 MP/L in water after sand filtration, 0.13±0.06 MP/L in water after GAC, and 0.06±0.06 MP/L in both, water after reverse osmosis and drinking water leaving the DWTP. An MP removal rate of >93±5% was found with respect to the raw water entering the plant. The greatest removal occurs during the sand filter stage (78±9%).

With respect to samples of drinking water taken from different points of the supply network, MP were found

Figura 3: Sistema de filtrado para agua río (izqda.); sistema filtrado para agua de red (dcha.) | Figure 3: Filter system for river water (left); filter system for supply network water (right)



Los resultados en la ETAP de San Joan Despí, oscilaron desde un contenido de  $0,96 \pm 0,46$  MP/L en agua bruta, se pasaba a  $0,14 \pm 0,05$  MP/L en agua tras filtración por arena,  $0,13 \pm 0,06$  MP/L en agua tras CAG, y  $0,06 \pm 0,06$  MP/L tanto en agua tras ósmosis inversa como agua potable a salida de ETAP. Se ha encontrado una tasa de eliminación de los MP  $>93 \pm 5\%$  respecto al agua cruda de entrada a planta. La mayor eliminación tiene lugar durante la etapa del filtro de arena ( $78 \pm 9\%$ ).

En cuanto al muestreo del agua potable a lo largo de la red de distribución, se encontraron MP en 8 de las 21 muestras tomadas (38%) con presencia mayoritaria de poliéster y polipropileno, además de una pequeña cantidad de poliamida. Sin embargo, la concentración encontrada fue muy baja, entre 0 y  $0,05$  MP/L, con un promedio de  $0,01$  MP/L. Además, no se encontró ninguna relación de la concentración de MP ni con la distancia a la ETAP (puntos entre 1 km y 12 km) ni con el porcentaje de polietileno en las tuberías de distribución de cada sector. ■

in 8 of the 21 samples taken (38%). The MP detected were mainly polyester and polypropylene, in addition to a small amount of polyamide. However, the concentration found was very low, between 0 and  $0.05$  MP/L, with an average of  $0.01$  MP/L. Moreover, no relationship was found between the MP concentrations and the distance from the DWTP (points between 1 km and 12 km) or the percentage of polyethylene in the supply pipes of each sector. ■



## REFERENCIAS | REFERENCES

- Becker, R., Altmann, K., Sommerfeld, T., Braun, U. J. of Anal. and Applied Pyrolysis, 148 (2020) 104829.
- Chu, X., Zheng, B., Li, Z., Cai, C., Peng, Z., Zhao, P., Tian, Y. Science of The Total Environment, 803 (2022) 803, 150004.
- Dalmau-Soler, J., Ballesteros-Cano, R., Boleda, M<sup>a</sup>. R., Paraira, M., Ferrer, N. and Lacorte, S. Environmental Science and Pollution Research, 28, 59462-59472 (2021) <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13220-1>
- Dalmau-Soler, J., Ballesteros-Cano, R., Ferrer, N., Boleda, M<sup>a</sup>. R. and Lacorte, S. Water and Environmental Journal (2022) <https://doi.org/10.1111/wej.12766>
- Dehaut, A., Cassone, A.L., Frere, L., Hermabessiere, L., Himber, C., Rinnert, E., Riviere, G., Lambert, C., Soudant, P., Huvet, A., Duflos, G., Paul-Pont, I. Environmental Pollution, 215 (2016) 223-233.
- Dümichen, E., et al. Water Res., 85 (2015) 451-457.
- Dümichen, E., Eisentraut, P., Bannick, C. G., Senz, G., Braun, U. Chemosphere, 174 (2017) 572-584.
- Dümichen, E., Eisentraut, P., Celina, M. and Braun, U. J.Chromatogr. A., 1592 (2019) 133-142.
- Everaert, G., Van Cauwenberghe, L., De Rijcke, M., Koelmans, A. A., Mees, J., Vandegehuchte, M., Janssen, C. R. Environmental Pollution, 242 (2018) Part B, 1930-1938.
- Funcka, M., Yildirima, A., Nickela, C., Schramc, J., Schmidtb, T.C., Tuerk, T. Methods X., 7 (2020) 100778.
- Goedecke, C., Dittmann, D., Eisentraut, P., Wiesner, Y., Scharfel, B., Klack, P., Braun, U. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis., 152 (2020) 104961.
- Gonzalez, M. September 2018 in book: bioacumulación y transferencia de metales y contaminantes emergentes a través de las cadenas tróficas marinas. Publisher: Mario Jaime/Pablo Hernández-Almaraz.
- Hermabessiere, L., Himber, C., Boricaud, B., Kazour, M., Amara, R., Cassone, A. L., Laurentie, M., Paul-Pont, I., Soudant, P., Dehaut, A., Duflos, G. Analytical and Bioanalytical Chemistry, 410 (2018) 6663-6676.
- Isobe, A., Buenaventura, N.B., Chastain, S., Chavanich, S., Cózar, A., DeLorenzo, M., Hagmann, P., Hinata, H., Kozlovskii, N., Lusher, A.M., Martí, E., Michida, Y., Mu, J., Ohno, M., Potter, G., Ross, P.S., Sagawa, N., Shim, W.J., Song, Y.K., Takada, H., Tokai, T., Torii, T., Uchida, K., Vassilenko, K., Viyakarn, V., Zhang, W. Marine pollution Bulletin, 146 (2019) 831-837.
- Koelmans, A. A., Mohamed Nor, N. H., Hermsen, E., Kooi, M., Mintenig, S. M., De France, F. Water Research, 155 (2019) 410-422.
- Mansa, R., Zou, S. Environmental Advances, 5 (2021) 100117.
- Majewsky, M., Bitter, H., Eiche, E., Horn, H. Science of The Total Environment (2016), 568, 507-511.
- Marín Galvín, R., Rosado Sanz, A., Carranza Egaña I., Pérez-Baroja Verde, Í., Borrego, M., Pérez Recuerda, R. y Lacorte, S. Actas del XXXV Congreso de AEAS, 156-166. Valencia (2019).
- Myszograj, M. Civil and Environmental Engineering Reports, 30 (4) (2020) 201-209.
- Ng, K.L., Obbard, J.P. Marine Pollution Bulletin, 52 (2006) 761-767.
- Pennino, M. G., Bachiller, E., Lloret-Lloret, E., Albo-Puigserver, M., Estebane, A., Jadaud, A., Bellidoc, J. M., Coll, M. Marine Pollution Bulletin, 158 (2020) 111399.
- Primpke, S., Wirth, M., Lorenz, C., Gerdts, G. Analytical and Bioanalytical Chemistry (2018), 410, 5131-5141.
- Simon, M., van Alst, N., Vollertsen, J. Water Research, 142 (2018) 1-9.
- Smith, J.P., Holahan, E. C., Smith, F. C., Marrero, V., Booksh, K.S. Analyst, 18 (2019).
- Talbot, R., Chang, H. Environmental Pollution (2022), 292, Part B, 118393.
- Tian, M., Morais, C.L.M., Shen, H., Pang, W., Xu, L., Huang, Q., Martin, F. L. Journal of Hazardous Materials, 422 (2022) 126892.
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D., Russell, A.E. Science, 304 (2004) 838.
- Vilakati, B., Sivasankar, V., Nyoni, H., Mamba, B.B., Omine, K., Msagati, T. A.M. Ecotoxicology and Environmental Safety, 22 (2021) 112478.
- Wolff, S., Kerpen, J., Prediger, J., Barkmann, L., Müller, L., 2 (2019) 10001.
- Wu, J., Zhang, Y., Tang, Y. Science of The Total Environment, 806 (2022) 150545.
- Yua, J., Wangb, P., Nia, F., Cizdziel, J., Wud, D., Zhaob, Q., Zhou, J. Marine Pollution Bulletin, 145 (2019) 153-160.
- Yuan, C., Almuhtaran, H., Mckie, M.J., Andrews, R.C. Chemosphere, 286 (2022) 131881.



Rafael Marín Galvín • Empresa Municipal de Aguas de Córdoba, S.A. (EMACSA)

Antonio Rosado Sanz • EUROFINS-IPROMA

Miquel Paraira Faus • Aigües de Barcelona

Julio Llorca Porcel • LABAQUA

Débora Sorolla Rosario • LABAQUA

Carol Cortada Cortés • Aguas de Alicante

## TECNOLOGÍAS DE ALTA CALIDAD DE AERZEN PARA EL SECTOR DEL BIOGÁS

### AERZEN PREMIUM TECHNOLOGIES FOR THE BIOGAS SECTOR

SOLUCIONES DE AERZEN PARA BIOGÁS  
**COMPRESOR C 13 Z DE AERZEN**

AERZEN BIOGAS SOLUTIONS  
**AERZEN COMPRESSOR C 13 Z**



**AERZEN Ibérica S.A.U.**

Calle Adaptación 15 - 17 • 28906 Getafe (Madrid) España

T: 91 642 44 50 • [iberica@aerzen.com](mailto:iberica@aerzen.com) • [www.aerzen.com/es](http://www.aerzen.com/es)



**AERZEN**

GESTION DEL AGUA | **WATER MANAGEMENT**

SMART WATER: BIG DATA, GEMELOS DIGITALES, IOT Y SMART METERING | **BIG DATA, DIGITAL TWINS, IOT & SMART METERING**

ENTREVISTAS. HABLAMOS CON WEG Y AIGÜES DE BARCELONA | **INTERVIEWS. IN CONVERSATION WITH WEG & AIGÜES DE BARCELONA**

MUJERES Y MEDIO AMBIENTE | **WOMEN & ENVIRONMENT**

TECNOLOGÍA SIN ZANJA | **TRENCHLESS TECHNOLOGY**

CONTAMINANTES EMERGENTES. MICROPLÁSTICOS | **EMERGING POLLUTANTS. MICROPLASTICS**