UNIVERSIDAD DE OVIEDO

MÁSTER UNIVERSITARIO EN BIOTECNOLOGÍA ALIMENTARIA

ANÁLISIS DE LA LIBERACIÓN DE MICROPLÁSTICOS DURANTE EL PROCESO DE LAVADO DE RECIPIENTES EMPLEADOS PARA ALMACENAR ALIMENTOS

TRABAJO FIN DE MÁSTER

POR

JACINTO JOSÉ CRISÓSTOMO MIRANDA

JULIO, 2021

Máster en Biotecnología Alimentaria
Universidad de Oviedo
C/Julián Clavería s/n. 33071 Oviedo. España
Tel. 985106226. Fax 985103434.
http://www.unioviedo.es/MBTA

PROFESORAS TUTORAS:

Dña. Adriana Laca Pérez (Universidad de Oviedo) y Dña. Amanda Laca Pérez (Universidad de Oviedo)

CERTIFICA:

Que D. **Jacinto José Crisóstomo Miranda** ha realizado bajo mi dirección el Trabajo Fin de Máster al que corresponde la presente memoria en el contexto de los estudios del Máster Universitario en Biotecnología Alimentaria, 15ª promoción curso 2020-2021.

Oviedo, 9 de julio de 2021

LACA PEREZ ADRIANA - 09420886V Firmado digitalmente por LACA PEREZ ADRIANA - 09420886V Fecha: 2021.07.09 17:32:32 +02'00'

Dña. Adriana Laca (Tutora)

LACA PEREZ AMANDA - 71647376F Firmado digitalmente por LACA PEREZ AMANDA - 71647376F Fecha: 2021.07.09 19:00:33 +02'00'

Dña. Amanda Laca (Tutora)

VºBº

Manuel Rendueles de la Vega

Coordinador del Máster en Biotecnología Alimentaria

Agradecimientos:

En primer lugar, quiero agradecer a mi familia y en especial a mis padres por ayudarme en todo lo posible a llegar donde estoy y por su apoyo incondicional.

También quiero agradecer a Adriana y Amanda y al departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente por darme la oportunidad de poder haber hecho este proyecto y sobre todo a Dani por toda la ayuda recibida y por estar ahí en todo momento.

Agradecer a mis amigos de Extremadura por estar presentes y resistir mis quebraderos de cabeza, además quiero decir que me siento afortunado de la gente que he conocido en Asturias que para mí ya son tesoros y en especial a mi amiga Cris que sin ella nada hubiese sido igual, como dijo el filósofo Francis Bacon: *"Quien tiene un amigo tiene un tesoro"*

Por último, quería incluir un extracto del Principito que me ayudó a seguir en momentos malos:

"Haz de tu vida un sueño,
y de tu sueño
una realidad"

ÍNDICE

RESUMEN……..……..……..…...1

ABSTRACT..……..……..……..……..…..2

LISTA DE FIGURAS…….……..…….…3

LISTA DE TABLAS..……..…….…….…..6

1. **INTRODUCCIÓN**……..……..……...…...8

2. **CONSIDERACIONES TEÓRICAS**.…….……..12

2.1. Microplásticos: definición, origen y clasificación..…….…….….13

2.2. Los microplásticos en el medioambiente …….……...…….....16

2.3. Problemas derivados de la presencia de microplásticos en el medioambiente…….19

2.4. Problemas derivados del consumo de microplásticos en la dieta humana……23

2.5. Alternativas para mitigar la contaminación por microplásticos: Normativa actual……..…...25

3. **MATERIALES Y MÉTODOS**…...…….....28

3.1. Ensayos realizados……29

3.2. Toma de muestras…….30

3.3. Análisis de microplásticos…….…...32

3.3.1. Cuantificación y clasificación de microplásticos……..…32

3.3.2. Caracterización de microplásticos…….33

4. **RESULTADOS**...……..……..…...34

4.1. Presencia de microplásticos en agua de red…….....35

4.1.1. Cuantificación de microplásticos en el agua de red……..35

4.1.2. Clasificación por tamaño, forma y color…….....36

4.1.3. Clasificación en función de la composición química…….…….....38

4.2. Liberación de microplásticos por el uso de lavavajillas…….41

4.2.1. Cuantificación de los microplásticos liberados por el uso del lavavajillas.…41

4.2.2. Clasificación de microplásticos en el prelavado……...44

4.2.3. Clasificación de microplásticos en el lavado intensivo……..….....48

4.3. Liberación de microplásticos por el lavado de táperes……..51

4.3.1. Cuantificación de la liberación de microplásticos durante el lavado de táperes……...51

4.3.2. Clasificación de microplásticos en prelavado con táper…….....56

4.3.3. Clasificación de microplásticos en el lavado intensivo con táper…….59

5. **CONCLUSIONES**…..…….…….…….……62

6. **SÍMBOLOS**……...65

7. **BIBLIOGRAFÍA**……..…….....67

8. **APÉNDICES**...…….……..83

RESUMEN

Los microplásticos se definen como contaminantes antropogénicos emergentes que se encuentran de manera ubicua en la naturaleza ya sean en ecosistemas acuáticos, terrestres o aéreos, así como específicamente en las aguas de red y en las EDARUs.

Se la conoce como la amenaza silenciosa, ya que cada vez más estudios alertan de su presencia y su potencial peligro, en los organismos de los eslabones más bajos de las cadenas tróficas que los consumen, al ser indistinguibles de su alimento, hasta llegar a los humanos, desencadenando problemas en estos organismos ya sean por su potencial de transferencia de contaminantes como por su propia acumulación en los organismos. Ante esta situación, cada vez más gobiernos están tomando cartas en el asunto mediante directrices y normativas, debido a la concienciación generada por organizaciones y agencias que analizan este problema.

Una de las formas de actuación es minimizar la liberación de estos microplásticos al medio ambiente y para ello hay que empezar por conocer el origen de estos contaminantes. Este proyecto de investigación tiene como objetivo realizar un estudio de la liberación de microplásticos durante un proceso de lavado con lavavajillas. Con este fin, se ha cuantificado la presencia de microplásticos en el agua de red de Oviedo, así como los microplásticos presentes en el agua de lavado del lavavajillas, empleando dos programas de lavado con distinta duración y temperatura. Los experimentos han sido realizados en vacío y con táperes de polipropileno y se ha determinado la cantidad de microplásticos procedentes del agua de red, del propio lavavajillas y de los táperes. Además de la cuantificación, se ha realizado una caracterización de los microplásticos recogidos en relación a su tamaño, forma, color y composición.

ABSTRACT

Microplastics are defined as emerging anthropogenic pollutants that are obiquitously found in nature, whether in aquatic, terrestrial or aerial ecosystems, as well as specifically in tap water and WWTPs.

It is known as the silent threat, since more and more studies warn of its presence and its potential danger, from the organisms of the lowest links of the trophic chains, which consume them as microplastics are indistinguishable from their food, until humans. Microplastics may trigger problems in these organisms, both due to their potential for transferring pollutants and due to their own accumulation in organisms. Faced with this situation, more and more governments are taking action on the matter through guidelines and regulations, promoted by the awareness generated by organizations and agencies that analyze this problem.

One of the possible ways of action is to minimize the release of these microplastics into the environment and the first step is to know the origin of these pollutants. This research project aims to carry out a study on the release of microplastics during a dishwashing process. With this purpose, the presence of microplastics in the Oviedo tap water has been quantified, as well as the microplastics contained in the dishwashing wastewater, using two washing programs with different duration and temperature. The experiments have been carried out with the dishwasher empty and containing polypropylene lunch boxes. The amount of microplastics contained in the wastewater that come from the tap water, the dishwasher itself and the lunch boxes has been determined. In addition to the quantification, a characterization of the collected microplastics has been carried out in relation to their size, shape, colour and composition.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Número de artículos encontrados en la base de datos “Scopus” entre 2014 y 2021 ambos inclusive, al buscar utilizando “microplastics” como palabra clave

Figura 2. Orígenes más frecuentes de los microplásticos presentes en el medioambiente

Figura 3. Microplásticos encontrados durante el recuento en distintas muestras de agua.

Figura 4. Escala de tamaños para los plásticos

Figura 5. Rutas de entrada de los microplásticos a las fuentes de agua potable indicadas con flechas negras

Figura 6. Representación esquemática del procesamiento en una EDARU y los porcentajes de eliminación de MPs durante el procesado

Figura 7. Esquema de la transferencia trófica de microplásticos y contaminantes químicos a lo largo de las cadenas alimentarias acuáticas. La ingestión de microplásticos por organismos acuáticos puede aumentar el contenido de contaminantes químicos en los organismos y promover su bioacumulación

Figura 8. Esquema de origen de microplásticos en alimentos envasados

Figura 9. Medidas para disminuir el consumo de plásticos

Figura 10. Lavavajillas de la marca Beko (modelo DFS28021W) utilizado para los experimentos.

Figura 11. Fotografías del interior del lavavajillas, con imágenes detalle de las partes fabricadas en plástico

Figura 12. Tamices de diferentes tamaños de poro

Figura 23. Montaje para la filtración

Figura 14: Estereomicroscopio Leica M205FA empleado en este trabajo

Figura 15: Espectrofotómetro FTIR Varian 620-IR empleado en este trabajo

Figura 16. Gráficos de sectores que relaciona la cantidad de MPs encontrada (en porcentaje) en función del tamaño (A), forma (B), color (C) y composición química (D)

Figura 17. Evolución en la liberación de MPs en función del tipo de lavado (6 días)

Figura 18. Evolución de la concentración de MPs aportados por lavavajillas en ensayos en prelavado e intensivo durante 6 días de experimento

Figura 19. Gráficos de sectores que relaciona la cantidad de MPs encontrada (en porcentaje) en función del tamaño (A), forma (B), color (C) y composición química (D) en el agua de lavado de prelavado

Figura 20. Gráficos de sectores que relaciona la cantidad de MPs encontrada (en porcentaje) en función del tamaño (A), forma (B), color (C) y composición química (D) en agua de lavado intensivo

Figura 21. MPs procedentes del lavavajillas frente al volumen de agua utilizado en los ensayos de prelavado

Figura 22. MPs procedentes del lavavajillas frente al volumen de agua utilizado en los ensayos de prelavado

Figura 23. Evolución de la concentración de MPs cuantificada en el agua de salida de lavados realizados sin y con táperes durante los 3 días de experimentación

Figura 24. MPs liberados en función del tipo de lavado clasificados según su procedencia (3 días)

Figura 25. Gráficos de sectores que relaciona la cantidad de MPs encontrada (en porcentaje) en función del tamaño (A), forma (B), color (C) y composición química (D) en agua de lavado de prelavado con táper

Figura 26. Gráficos de sectores que relaciona la cantidad de MPs encontrada (en porcentaje) en función del tamaño (A), forma (B), color (C) y composición química (D) en agua de lavado de intensivo con táper.

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Propiedades y aplicaciones de los plásticos más importantes a nivel mundial

Tabla 2. Ingestión de microplásticos en diferentes especies por el mundo

Tabla 3. Resumen de los ensayos llevados a cabo en este proyecto

Tabla 4. Datos de concentración de microplástico durante 6 días en el agua de red de la Facultad de Química de Oviedo

Tabla 5. Clasificación de los microplásticos en función del tamaño en agua de red

Tabla 6. Clasificación de microplásticos en función de la forma en agua de red

Tabla 7. Clasificación de microplásticos en función del color en agua de red

Tabla 8. Clasificación de microplásticos en función de la composición química en agua de red

Tabla 9. Evolución de los microplásticos en los distintos ensayos en los 6 días

Tabla 10. Clasificación de microplásticos en función del tamaño en agua de lavado del prelavado

Tabla 11. Clasificación de microplásticos en función de la forma en agua de lavado de prelavado

Tabla 12. Clasificación de microplásticos en función del color en agua de lavado del prelavado

Tabla 13. Clasificación de microplásticos en función de la composición química en agua de lavado de prelavado

Tabla 14. Clasificación de microplásticos en función del tamaño en agua de lavado de intensivo

Tabla 15. Clasificación de microplásticos en función de la forma en agua del lavado de intensivo

Tabla 16. Clasificación de microplásticos en función del color en agua de lavado de intensivo

Tabla 17. Clasificación de microplásticos en función del color en agua de lavado de intensivo

Tabla 18. Evolución de los microplásticos en los distintos ensayos en los 3 días

Tabla 19. Clasificación de microplásticos en función del tamaño en agua de lavado de prelavado con táper

Tabla 20. Clasificación de microplásticos en función de la forma en agua de lavado prelavado con táper

Tabla 21. Clasificación de microplásticos en función del color en agua de lavado de prelavado con táper

Tabla 22. Clasificación de microplásticos en función de la composición en agua de lavado de prelavado con táper

Tabla 23. Clasificación de microplásticos en función del tamaño de poro en agua de lavado de intensivo con táper

Tabla 24. Clasificación de microplásticos en función de la forma en agua de lavado de intensivo con táper

Tabla 25. Clasificación de microplásticos en función del color en agua de lavado de intensivo con táper

Tabla 26. Clasificación de microplásticos en función de la composición en agua de lavado de intensivo con táper

1. INTRODUCCIÓN

1. INTRODUCCIÓN

Uno de los principales desafíos a los que se enfrenta la sociedad en el siglo XXI es a la contaminación por plásticos. La manera convencional de fabricar este material es a partir de polímeros orgánicos sintéticos derivados de la polimerización de monómeros que se extraen del gas o el petróleo (Cole et al., 2011). Desde su descubrimiento en el siglo XIX y su posterior producción a nivel industrial en los años 50 (Chalmin, 2019), el plástico ha supuesto una auténtica revolución en la fabricación de todo tipo de productos a menor coste y con mayor vida útil.

No obstante, las ventajas de su producción y su uso contrastan con los problemas que los plásticos causan a nivel de contaminación medioambiental. En un informe de Plastics Europe (PlasticsEurope, 2020), se estimó que en 2019 se alcanzó una producción mundial de 368 millones de toneladas de plásticos. Además, según indica el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA, 2021), de los plásticos generados solo un 9% se recicla y un 12% se incinera, siendo vertido el resto en forma de basura plástica (Andrady et al., 2011). Este resto corresponde con vertidos en vertederos y en el medioambiente (PNUMA, 2021), terminando casi un 10% en los océanos (Avio et al., 2015).

Los residuos plásticos, conocidos como "macroplásticos", han recibido especial atención durante mucho tiempo por los motivos previamente expuestos (Cole et al., 2011). Sin embargo, en los últimos años se ha incrementado notablemente el número de estudios (figura 1) que tratan un "nuevo" contaminante que puede tener, entre otros orígenes, los macroplásticos, esto es, los microplásticos (MPs) (Wang y Wang, 2018). Existe escasa información sobre los efectos de estos contaminantes, en especial en relación con los potenciales daños que pueden causar sobre la salud humana (OMS, 2021).

Los microplásticos se incluyen dentro del grupo de los contaminantes emergentes (Richardson y Ternes, 2018), debido a su existencia anteriormente desconocida, pero generando en la actualidad gran preocupación (Ryan et al., 2012). Se les conoce como "la amenaza silenciosa" ya que su pequeño tamaño los hace difícilmente perceptibles y, por ello, muchos organismos lo consumen de diversas formas debido a su presencia ubicua en la naturaleza.

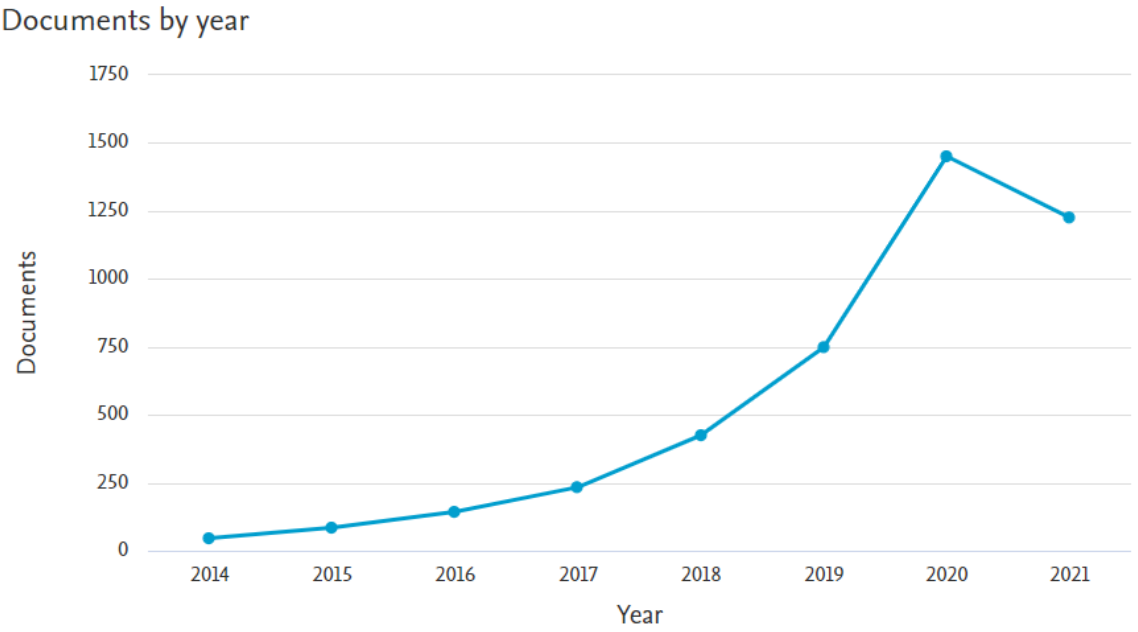

Figura 1. Número de artículos encontrados en la base de datos "Scopus" entre 2014 y 2021 ambos inclusive, al buscar utilizando "microplastics" como palabra clave.

De acuerdo con Barnes et al. (2009), la contaminación por microplásticos resulta ser uno de los cambios en el planeta de origen antropogénico más extendidos y duraderos. Se estima que de los 5,25 billones de plásticos que se encuentran flotando en la superficie oceánica, 92% corresponden a MPs (Auta et al., 2017; Eriksen et al., 2014 y Thompson, 2006).

En años recientes, se han detectado microplásticos en diferentes ecosistemas acuáticos, incluyendo en agua dulce y océanos (Anderson et al., 2016; Browne et al., 2011), estuarios (Browne et al., 2010, Lima et al., 2015, Zhao et al., 2014), en el hielo ártico (Zarfle y Matthies, 2010; Hubard et al., 2014), playas (Retama et al., 2016; Liebezeit y Dubaish, 2012; Browne et al., 2011), superficies acuáticas (Cózar et al., 2014; Law y Thompson, 2014), sedimentos marinos (Kedzierski et al., 2016; Galgani et al., 2000; van Cauwenberghe et al., 2015), incluso en la biota marina (Wesch et al., 2016; Desforges et al., 2015). Sin embargo, no sólo se encuentran en el lecho marino, científicos estiman que la contaminación terrestre por microplásticos es entre 4 y 23 veces mayor que la oceánica, dependiendo del sitio de comparación que se seleccione (de Souza Machado et al., 2018). Los MPs están también presentes en la atmósfera, en concentraciones entre 0,3 y 60 fibras/m^3 (Dris et al., 2017). Algunos autores han encontrado microplásticos y/o nanoplásticos incluso en flores y en miel (Liebezeit y Liebezeit, 2014).

Por tanto, estos microcontaminantes se encuentran presentes en todos los hábitats naturales, aunque la atención mediática y científica predomina en el medio marino (Cole et al., 2011). De hecho, la contaminación marina se le reconoce como uno de los temas más relevantes para la conservación de la biodiversidad a escala global (Sutherland et al., 2010). Específicamente la contaminación con plásticos ha recibido mucha atención en el mundo científico, así como en la opinión pública (Kühn et al., 2017).

Los MPs pueden llegar a los ecosistemas acuáticos a partir de diferentes orígenes, posibles derrames de actividades industriales (Lechner et al., 2015), degradación ambiental de macroplásticos (Lambert et al., 2014), efluentes domésticos, por ejemplo, fibras sintéticas procedentes de lavadoras (Hartline et al., 2016), efluentes que contienen MPs provenientes de cosméticos (Chang, 2015) y del desgaste físico de artículos plásticos, como neumáticos (Duis y Coors, 2016). Asimismo, investigadores como Dris et al. (2016) y Free et al. (2014) señalan que los MPs presentes en la atmósfera también pueden terminar por, precipitación en medios acuáticos.

El objetivo general de este trabajo ha sido analizar la liberación de microplásticos durante el proceso de lavado con lavavajillas. Con este fin, se han planteado los siguientes objetivos específicos:

1- Cuantificar y caracterizar los microplásticos presentes en agua de red como control a la hora de analizar la liberación de microplásticos en el proceso de lavado.

2- Cuantificar y caracterizar los microplásticos procedentes del lavavajillas liberados al agua de vertido durante el proceso de lavado con diferentes programas (temperatura, tiempo).

3- Cuantificar y caracterizar los microplásticos procedentes del lavado de táperes en lavavajillas liberados al agua de vertido empleando diferentes programas (temperatura, tiempo).

2. CONSIDERACIONES TEÓRICAS

2. CONSIDERACIONES TEÓRICAS

2.1. Microplásticos: definición, origen y clasificación

El término microplásticos (MPs) describe a todas aquellas partículas plásticas con diámetros inferiores a los 5 mm de tamaño (Andrady, 2017; Jiang, 2018; Sharma y Chatterjee, 2017; Thompson et al., 2004), en concreto, se incluyen en esta definición aquellas partículas entre las 1-5000 micras (Hale et al., 2020), por encima de 5 mm se consideran macroplásticos y por debajo de 1 micra son considerados como nanoplásticos (Lee et al., 2013; De Souza Machado et al., 2017).

Estos elementos se pueden clasificar, de acuerdo con su origen, como microplásticos primarios y secundarios (figura 2). Los primarios son aquellos fabricados intencionadamente a nivel microscópico para uso comercial (Cole et al., 2011; National Geographic Society, 2019). Este grupo incluye pellets de resina de preproducción, microperlas para abrasivos en cosméticos, pasta de dientes, polvos para recubrimientos textiles y medios de administración de fármacos (Shim et al., 2018). Estas microperlas, también conocidas como microexfoliantes, se empezaron a incluir en la década de los 80 en limpiadores exfoliantes en sustitución de los ingredientes cosméticos naturales como eran las almendras molidas, harina de avena o piedra pómez. Su uso desde entonces se ha incrementado dramáticamente (Fendall y Sewell, 2009; Zitko y Hanlon, 1991).

Por otro lado, los microplásticos secundarios son aquellos provenientes de la degradación, tanto en hábitats marinos como terrestres, de microplásticos de mayor tamaño (Thompson et al., 2004; Ryan et al., 2009). Esta degradación de macroplásticos en microplásticos se conoce como fragmentación (Colle et al., 2011) y es debida a la acción de agentes fotolíticos (radiación UV), mecánicos (fuerzas de fricción), biológicos o incluso térmicos, (Cole et al., 2016; Andrady, 2017; Du et al., 2020). La fragmentación originada por periodos prolongados de exposición a luz solar provoca la fotodegradación de los plásticos, a causa de la oxidación de la matriz polimérica que provoca la ruptura de los enlaces. Aunque, es probable que con las condiciones térmicas (frías) y salinas del mar se impida esta fotooxidación, en las playas al haber gran disponibilidad de oxígeno y luz solar directa habrá una fragmentación más rápida y ocurrirá el proceso de amarilleamiento del plástico. Asimismo, esta pérdida de integridad estructural va a provocar una mayor susceptibilidad a la abrasión a causa de las fuerzas de fricción como son las olas del mar (Andrady, 2011; Barnes et al., 2009; Browne et al., 2007; Moore, 2008; Rios et al., 2007).

Figura 2. Orígenes más frecuentes de los microplásticos presentes en el medioambiente (AAE, 2021).

Se cree que los MPs generados por degradación de los macroplásticos, pueden seguir degradándose hasta convertirse en nanoplásticos, sin embargo, el tamaño más pequeño detectado en océanos ha sido de 1,6 micras de diámetro (Galgani et al., 2010). Asimismo, es probable que la presencia de nanoplásticos en el medio marino tenga más importancia en los próximos años, y algunos trabajos ya han comenzado a especular sobre el impacto que esas nanopartículas podrían tener en la base de la red alimentaria marina (Andrady, 2011).

Los MPs pueden catalogarse de múltiples formas, como, por ejemplo, en función de su origen como se ha expuesto previamente. Para su categorización en el ambiente marino también se consideran aspectos importantes como el color, forma y tipo de polímero (Hidalgo et al., 2012). De acuerdo con su morfología, se pueden clasificar en seis categorías: fragmentos, granulares, películas, microesferas (pellets), fibras y espumas (Sol et al. 2020). Una característica que destaca de los microplásticos, además de su morfología, es su amplia variedad de colores, siendo los más comunes beige, blanco, negro, azul y verde (Edo et al., 2020; Liu et al., 2019 y Talvitie et al., 2017). En la figura 3, se observan algunos ejemplos de distintos tipos de MPs encontrados durante este proyecto en las muestras analizadas.

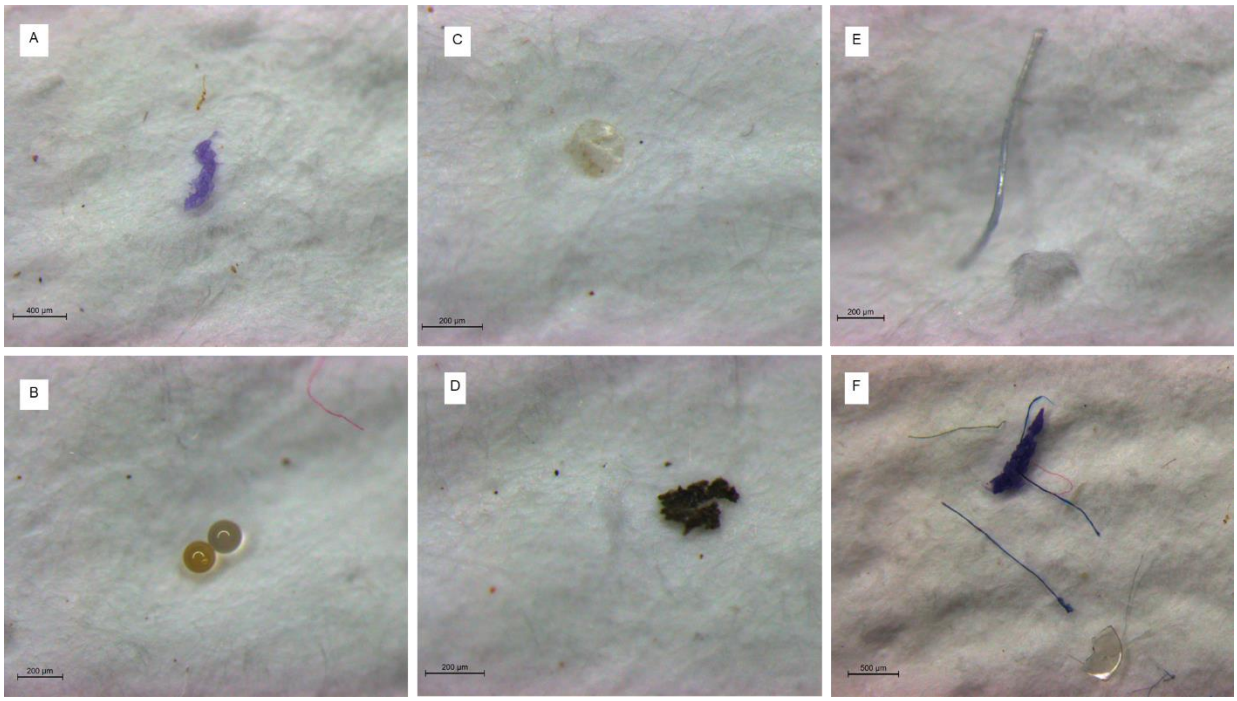

Figura 3. Microplásticos encontrados durante el recuento en distintas muestras de agua. A) Fragmento morado. B) Pellets amarillos. C) Film blanco/gris. D) Espuma negra. E) Fibra blanca/gris. F) Mezcla de fibras y fragmentos.

Aunque, tal y como ya se ha comentado, el tamaño de estas partículas varía entre 1 y 5.000 micras, el intervalo 25-500 µm es el más estudiado (figura 4), ya que según estimaciones realizadas para las EDARUs (estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas) el 70% de los microplásticos presentes en el influente tiene un tamaño superior a las 500 µm en diámetro, mientras que en el efluente el 90% se corresponde con un tamaño menor de 500 µm, siendo en algunos casos el 60% con un tamaño menor a 100 µm (Dris et al. 2015; Mintenig et al., 2017; Simon et al., 2018).

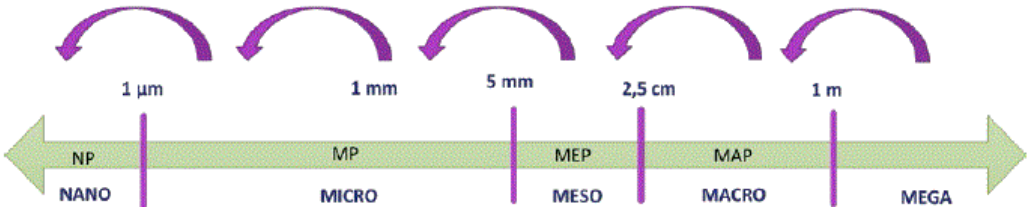

Figura 4. Escala de tamaños para los plásticos (Castañeta et al., 2020).

El tipo de polímero o composición química es también un parámetro que puede emplearse para la clasificación de los MPs. Los principales polímeros encontrados en el ambiente marino son tereftalato de polietileno (PET), polietileno de alta densidad (HDPE), polietileno de baja densidad (LDPE), polipropileno (PP), poliestireno (PS), cloruro de vinilo (PVC) (Fries et al.,

2013), polipropileno (PP), polietileno (PE), policloruro de vinilo (PVC), poliestireno (PS) y tereftalato de polietileno (PET) (Xu et al., 2020).

Además de estos componentes, los plásticos pueden estar fabricados con otros tipos de constituyentes como trazas de metales pesados, por ejemplo, plomo. Asimismo, puede haber componentes como bisfenoles o ftalatos, que son aditivos que se añaden a los plásticos y que le dan ciertas características como pueden ser flexibilidad, durabilidad y transparencia. Durante la fragmentación de los macroplásticos, estos compuestos aditivos se pueden liberar fácilmente al medio ambiente ya que no se encuentran formando parte de la matriz del plástico, lo que incrementa los potenciales efectos nocivos de este tipo de contaminantes (Buteler et al., 2019)

2.2. Los microplásticos en el medioambiente

Los microplásticos, como ya se ha comentado, son un tipo de contaminantes que se encuentran de manera ubicua en prácticamente todos los ecosistemas, lo que los convierte en un grave problema medioambiental. En años recientes se han detectado microplásticos tanto en agua dulce como en ambientes marinos. La mayoría de los estudios sobre microplásticos se centran en el medio marino, mientras que los estudios de MPs en agua dulce representan menos del 4% del total (Lambert y Wagner 2018). Peng et al. (2017), que compararon la abundancia de microplásticos en ambientes marinos y en agua dulce, indicaron que la abundancia de microplásticos en el agua dulce no es muy diferente que en la del medio marino. De modo que, aunque la mayoría de los microplásticos presentes en el agua dulce son vertidos en el océano a través de los ríos, parte de estos MPs permanecen en ecosistemas acuáticos de agua dulce (Min et al., 2019).

Es destacable que diversos estudios muestran la presencia de MPs en la atmósfera, por ejemplo, en París se han detectado 0,3-1,5 microplásticos/m^3 en el aire (Dris et al. 2017). Algunos de estos microplásticos presentes en la atmósfera se depositan en el agua con el flujo de aire, pero también con la lluvia, lo que incrementa la presencia de microplásticos en las masas de agua (Dris et al. 2016). Esto también se confirma con los resultados de Zhang et al. (2019) que indican que algunos de los microplásticos que se encuentran en las fuentes de agua pueden provenir de la atmósfera. En concreto, estos autores señalan que la deposición podría ser un origen importante de los microplásticos presentes en los embalses de Laoshan y Jihongtan.

El agua de la red de abastecimiento y embotellada proviene de diferentes fuentes naturales que se encuentran expuestas la contaminación por MPs a través de diversas vías, como por ejemplo escorrentías de la agricultura, efluentes de las zonas urbanizadas, vertidos de industrias, etc.

(figura 5). Aunque el proceso de tratamiento del agua para la producción de agua potable puede reducir en gran parte el contenido en microplásticos, algunos siguen presentes en el agua del grifo. De hecho, el agua de grifo ha sido descrito como uno de los principales orígenes de los microplásticos ingeridos por el ser humano (Li et al. 2019).

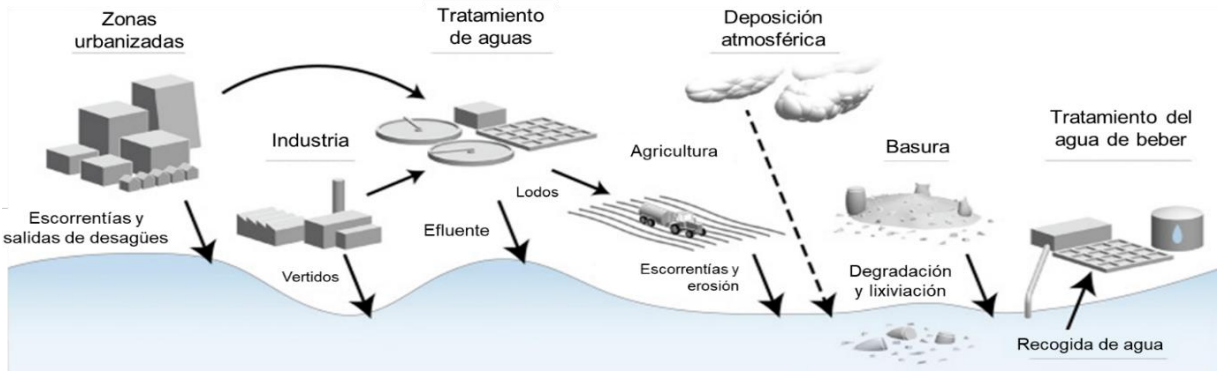

Figura 5. Rutas de entrada (indicadas con flechas negras) d de los microplásticos a las fuentes de agua potable. Adaptado de Eerkes-Medrano et al. (2019).

Por otro lado, en diferentes estudios llevados a cabos en distintos países se ha visto cierta variación en la concentración de MPs muestreados en agua de red dependiendo del área en el que se lleve a cabo el estudio. Por ejemplo, Kosuth et al. (2018) encontró en Cuba, Ecuador, Reino Unido y Francia unas concentraciones de microplásticos comprendidas en un rango de entre 1,82-7,73 MPs/L, mientras que Pratesi et al. (2021) en Brasil describió valores mucho más elevados, 194-438 MPs/L.

El agua, como se ha mencionado anteriormente, se trata de un medio de dispersión de microplásticos, siendo las EDARUs la etapa final del vertido de estos contaminantes al medio acuático, tal y como se muestra en la figura 3, ya que reciben millones de MPs cada día a través de la red de saneamiento urbano y estos microcontaminantes no son totalmente eliminados de las aguas residuales durante el tratamiento (Masía et al., 2020). En las EDARUs se llevan a cabo varias etapas para el tratamiento del agua residual, pudiendo eliminarse en cada una de ellas cierta cantidad de MPs, dichas etapas se resumen a continuación (Sol et al., 2020):

- **Pretratamiento**: Es un proceso físico que tiene por objetivo eliminar las materias gruesas y/o visibles que contenga el agua residual, tales como aceites, grasas, arenas y residuos sólidos. Comprende las operaciones de desbaste, desarenado y desengrasado. Si esta operación no se llevara a cabo, en etapas posteriores se producirían atascos, así como otros problemas que afectarían al correcto funcionamiento de la planta.

- **Tratamiento primario**: Es un proceso físico que persigue eliminar los sólidos en suspensión fácilmente sedimentables mediante el empleo de tanques de decantación (sedimentador primario).
- **Tratamiento secundario**: Habitualmente, en las EDARUs, el tratamiento secundario suele ser un tratamiento biológico en el que los microorganismos en presencia de oxígeno degradan la materia orgánica. Su objetivo es reducir la materia orgánica biodegradable tanto en forma coloidal como disuelta. Después del tratamiento biológico, hay un clarificador (sedimentador secundario) que se emplea para separar el agua tratada y los lodos.
- **Tratamiento terciario**: Los objetivos de esta etapa pueden ser varios, tales como: reducción de la contaminación microbiológica, eliminación de nutrientes, etc. y, por tanto, las técnicas empleadas son diversas (procesos de coagulación/floculación, filtración, desinfección…).

Como ya se ha comentado, la eliminación de microplásticos en las estaciones depuradoras de agua residual convencionales no es completa (Barceló, D., 2021), aunque se pueden alcanzar eficacias de eliminación de MPs superiores al 90% (Sol et al., 2020). Estudios realizados en distintos países como Francia (Kazour et al., 2019), Irán (Alavian Petroody et al., 2020), Corea del Sur (Nguyen et al., 2021) o Australia (Raju et al., 2020), muestran disminuciones entre el influente y el efluente desde concentraciones de 11,8-244 MPs/L a 0,49-49 MPs/L, confirmando valores de eficacias de eliminación mayores del 90%.

En concreto, el pretratamiento junto con el tratamiento primario puede alcanzar eficacias de eliminación de 78-90%, mientras que el tratamiento secundario es capaz de eliminar un 7-20% de los microplásticos presentes en el influente. Sin embargo, el tratamiento terciario no supone una reducción notable de la concentración de MPs (≤ 7%) (figura 6) (Sol et al., 2020). A pesar, de estos porcentajes de retención, el número de estos microcontaminantes que se libera sigue siendo muy elevado, por ejemplo, se encuentran diferentes concentraciones de MPs en el efluente de diferentes EDARUs, 28,4 MPs/L en Wuhan, 1,0 MPs/L en Mikkeli, 1,23 MPs/L en Cartagena y 0,25 MPs/L en River Clyde (Edo et al., 2020; Gherghel et al., 2019; Gies et al., 2018).

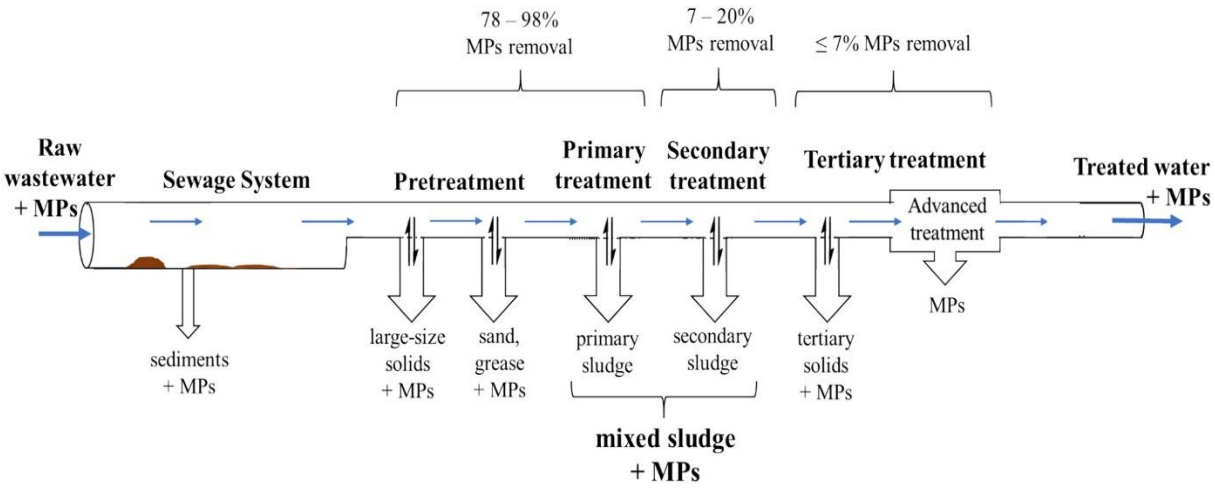

Figura 6. Representación esquemática del proceso de tratamiento del agua residual en una EDARU, indicando los porcentajes de eliminación de MPs durante el procesado (Masía y Sol et al., 2020).

Debe tenerse en cuenta que la mayoría de los MPs eliminados en las EDARUs quedan retenidos en los lodos (Sol et al., 2020). Estos lodos sin tratar se utilizan comúnmente como fertilizantes para tierras de cultivos produciendo la liberación de microplásticos a las tierras agrícolas (Li et al., 2018). De hecho, distintos estudios (Bayo et al., 2016; Lassen et al., 2015; Mahon et al., 2017) han detectado la presencia de altas concentraciones de MPs en muestras de lodos de EDARUs, en concreto, Mahon et al. (2017) encontró concentraciones de MPs en lodos entre $(4{,}20\text{-}15{,}4)\cdot 10^3$ partículas por kg de lodo seco. Este aporte de MPs a los suelos agrícolas supone consecuencias aún desconocidos que pueden poner en riesgo la seguridad alimentaria (Nizzetto et al., 2016).

2.3. Problemas derivados de la presencia de microplásticos en el medio ambiente

Una vez que los contaminantes plásticos llegan al medio acuático a través de diversas vías (figura 3) (Cózar et al., 2014), su comportamiento dependerá de sus propiedades, así como de otros factores tales como las corrientes o la salinidad. En el océano, los MPs más densos tienden a depositarse en el fondo marino (Cole et al, 2016; GESAMP, 2016; Prata et al., 2018; Shim et al., 2018), sin embargo, dependiendo de la relación entre la densidad del agua marina y la de los propios microplásticos, el comportamiento de estos contaminantes puede ser diferente. Aunque la densidad del agua del mar varía en función de la salinidad, la temperatura y la presión atmosférica, habitualmente se considera una densidad para agua de mar de 3,5% de sales disueltas que corresponde con 1,03 g/cm^3 (UNESCO, 1983). En la tabla 1 se muestran diferentes clases de plásticos con sus respectivas densidades, de manera que flotarán o tenderán

a sumergirse dependiendo de si dicha densidad es mayor o menor que la del agua marina (Murray et al., 2011).

Tabla 1. Propiedades y aplicaciones de los plásticos más importantes a nivel mundial. Adaptado de Sol et. al (2020).

Plástico	**Densidad (g/cm^3)**	**Aplicaciones**
Polietileno de baja densidad (LDPE)	0,91 – 0,94	Bolsas reutilizables, bandejas y recipientes, film para envasado de alimentos, etc.
Polietileno de alta densidad (HDPE)	0,93 – 0,97	Juguetes, botellas de leche, botes de champú, tuberías, menaje, etc.
Polipropileno (PP)	0,89 – 0,92	Envases de alimentos, envoltorios de caramelos y aperitivos, tapones bisagra…
Policloruro de vinilo (PVC)	1,16 – 1,58	Marcos de ventanas, revestimientos de suelos y paredes, tuberías…
Tereftalato de polietileno (PET)	1,37 – 1,45	Botellas de agua, refrescos, zumos, productos de limpieza, etc.
Poliuretano (PUR)	1,20	Aislamientos para la construcción, almohadas y colchones, etc.
Poliestireno (PS) / Poliestireno expandido (EPS)	1,04 – 1,10	Envases de alimentos (lácteos, pescado), aislamientos para la construcción, protección de productos frágiles...

Se ha descubierto la existencia de polímeros de baja densidad a profundidades de 10.000 m en la columna de agua (Peng et al., 2018) y también en los sedimentos marinos (Thomson et. al, 2004), lo que contradice la hipótesis del estudio de Courtene-Jones et al. (2017) en el que se indica que la mayoría de los MPs a una altura de la columna de agua de 2.200 m en la fosa de Rockall eran más densos que el agua marina. Esto puede deberse a procesos de bioincrustación (*biofouling*) o agregación (Courtene-Jones et al. 2017). Los estudios muestran cada vez una mayor evidencia de que los organismos pueden provocar la precipitación de estos microcontaminantes (Barnes et, al., 2009; Browne et al., 2010; Derraik, 2002; Thompson et al., 2004). Por un lado, el *biofouling*, se basa en la acumulación de organismos en las superficies sumergidas (Kooi et al., 2017), dependiendo del tipo de polímero, el área y/o la rugosidad superficial del MP (Kaiser et al., 2017) se forman películas a partir de moléculas orgánicas disueltas, bacterias o algas (Andrady, 2011; Lobelle et al., 2017), dicha biopelícula facilita el

agarre de invertebrados y microalgas (Artham et al., 2009), provocando el aumento de la densidad (Kaiser et al., 2017) y su precipitación (Andrady, 2011). Por otro lado, la agregación, se trata de un proceso causado tras el choque y aglomeración de 2 o más partículas, como MPs, células, detritos y partículas minerales. Asimismo, los agregados incorporan fácilmente MPs, conteniendo el 73% de los agregados muestreados estos microcontaminantes (Alimi et al., 2017; Zhao et al., 2017). Es destacable que, según Porter et al. (2018), la agregación es un proceso que promueve la precipitación más que el *biofouling*. Se estima que el 70% de los MPs presentes en aguas marinas se depositan en el sedimento marino (Frias et al., 2016), aunque existen pocos estudios que se hayan centrado en el estudio de esta acumulación de microplásticos en los fondos marinos a causa de los costes y dificultades que ello conlleva (Barboza et al.,2019).

Por otro lado, aquellos microplásticos que se encuentran en el agua pueden ser fácilmente ingeridos por muchas especies de manera directa, ya que su rango de tamaño coincide con el tamaño de huevos de pescado y plancton (Browne et al.2008; Boerger et al. 2010). De hecho, Boerger et al. (2010) encontraron fragmentos de plástico en el estómago del 35% de peces que se alimentaban de plancton, con una media de 2,1 fragmentos por pez. Al acumularse en sedimentos marinos (Thompson et al., 2004), los microplásticos pueden ser también ingeridos por especies que conforman la comunidad de invertebrados bentónicos (fondos marinos) que incluye, entre otros, crustáceos y poliquetos (Hollman et al. 2013).

Se sabe que la ingestión de microplásticos tiene diversos efectos nocivos sobre los organismos (Guzzetti et al., 2018), siendo los peces los organismos marinos que más se han estudiado (Sá et al., 2018). Los MPs pueden producir a los peces diversos trastornos tales como mala nutrición o incluso muerte por inanición (Cole et al., 2011) y el porcentaje de animales afectado varía desde el 0,25% (Hermsen et al., 2017) al 100% de la muestra (Anastasopoulou et al., 2018), ya que los patrones de alimentación en peces no selectivos provocan una distinta ingestión con respecto a los que sí tengan patrones selectivos (Li, 2018).

Cabe destacar que los MPs no se digieren ni se absorben después de la ingestión (no se metabolizan), ya que no existen vías enzimáticas para la descomposición de polímeros sintéticos (Andrady, 2011). En cambio, son defecados (Wright et al., 2013) o pasan a través de las membranas celulares y se acumulan dentro de los tejidos, como ocurre, por ejemplo, en mejillones (Farrel et al., 2013).

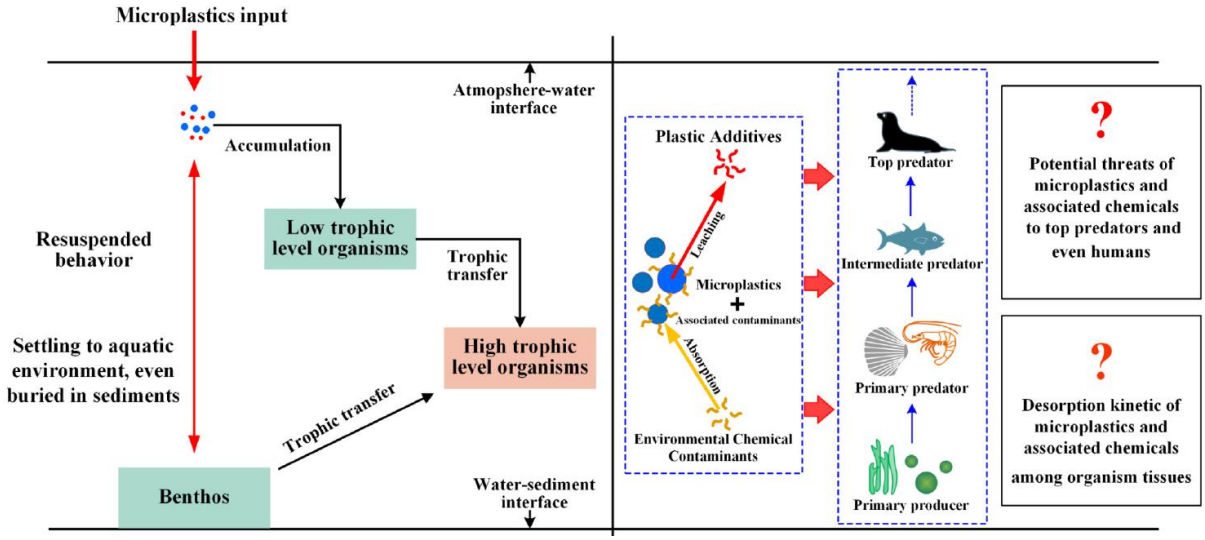

Figura 7. Esquema de la transferencia trófica de microplásticos y contaminantes químicos a lo largo de las cadenas alimentarias acuáticas. La ingestión de microplásticos por organismos acuáticos puede aumentar el contenido de contaminantes químicos en los organismos y promover su bioacumulación (Huang et al., 2021).

El consumo de presas contaminadas facilita la transferencia de MPs a niveles tróficos más altos (Wright et al., 2013), habiendo sido demostrada esta transferencia trófica en experimentos con organismos, incluidos los mejillones azules y los cangrejos costeros (Farrel et al., 2013; Watts et al., 2014), diferentes tipos de pescados y cigalas (Murray y Cowie, 2011) (figura 7). En la tabla 2 se muestran varios ejemplos de diferentes especies marinas en las que se ha detectado la presencia de MPs.

Tabla 2. Ingestión de microplásticos en diferentes especies por el mundo (org: organismo) (De la Torre, 2019).

Especie (nombre común)	Lugar	Concentración	Tipo más frecuente	Fuente
Tortuga verde	Brasil	47 MP.org^{-1}	Fragmentos (66%)	Tourinho et al. (2010)
Aves marinas	Brasil	1-117 MP	Fragmentos (75%)	Tourinho et al. (2010)
Foca	Países Bajos	0,26 MP.org^{-1}	Fibras	Bravo Rebolledo et al. (2013)
Percebes	Pacífico Norte	1-30 MP	Fragmentos (99%)	Goldstein y Goodwin (2013)
Gusano de arena	Francia, Bélgica y Países Bajos	1,2 MP.g^{-1}	-	Van Cauwenberghe (2015)
Muy muy	Estados Unidos	0,65 MP.org^{-1}	-	Horn et al. (2019)
Fulmar	Canadá	1,9 MP.org^{-1}	Fibras (93%)	Provencher et al. (2018)
Delfín rosado	China	0,3-0,8 MP.g^{-1}	Poliestireno	Zhu et al. (2019)

2.4. Problemas derivados del consumo de microplásticos en la dieta humana

Se estima que un humano ingiere cada año entre 74.000 y 121.000 microplásticos dependiendo de la edad y el sexo (Kieran et al., 2019). Estos MPs pueden provenir de 3 vías la inhalación, la alimentación y el contacto dermal con productos que las contengan (Revel et al., 2018). Sin embargo, según concluyen los autores citados anteriormente, estas son subestimaciones y, por tanto, es necesario requerir de más estudios para conocer la cantidad exacta de MPs que se pueden llegar a ingerir.

La llegada de microplásticos a la dieta, además de por el consumo de agua de red, también puede ser debida a los alimentos ingeridos. Varios estudios han documentado la presencia de estos microcontaminantes en gran variedad de productos comerciales de consumo (Baechler et al., 2020; Dehaut et al., 2016; Santillo et al., 2017), como es el caso del pescado (Barboza et al., 2020, Collard et al., 2019; Adeogun et al., 2020) o bivalvos (Li et al., 2018, Teng et al., 2019; Cho et al., 2019). También en productos de consumo común, como la sal, el azúcar y la miel, entre otros (Chang et al., 2019). Incluso se ha descrito la liberación de nanoplásticos a partir de bolsas de té (Hernandez et al., 2019).

Los bivalvos, dentro de los cuales los mejillones son los más estudiados, son organismos muy consumidos y que suponen un problema para la seguridad alimentaria (Li et al., 2018). En concreto, se ha demostrado la existencia de MPs en especies de ostras, mejillones, almejas y vieiras que provenían de mercados de Corea del Sur, estimando un consumo de 212 microplásticos por persona cada año debido al consumo de este tipo de moluscos (Cho et al., 2018).

Por otro lado, la comida rápida se ha convertido en una alternativa alimentaria cada vez más demandada, sobre todo por trabajadores de oficina, debido a su bajo coste y comodidad a la hora de pedir (Du et al., 2020). Se ha observado que los envases de plástico típicamente utilizados para conservar la comida rápida, al estar en contacto directo con el alimento, provoca la contaminación de estos productos con microplásticos. Además, la poca resistencia de los envases, así como la temperatura (los alimentos suelen estar calientes), favorecen el paso de estas micropartículas a la comida (Marsh y Bugusu, 2007; Winkler et al., 2019; Hernandez et al., 2019).

Asimismo, el empleo de envases plásticos en el sector alimentario no solo se observa en la industria de la comida rápida, ya que en muchos casos se ha convertido en una parte integral del día a día de las personas que emplean habitualmente táperes, bien para llevar la comida a

su lugar de trabajo o para almacenar comida en el hogar. El uso de táperes para el almacenamiento de comida y su transporte ha sido estudiado como posible fuente de liberación de microplásticos en el medioambiente y de consumo en humanos (Fadare et al., 2020; Gallego-Schmid et al., 2019; Geueke et al., 2018).

En el estudio realizado por Du et al., 2020, se ha analizado la abundancia y características de los MPs en envases alimentarios fabricados con diferentes plásticos, a saber, PP, PS, PE y PET, después de distintos tratamientos lavado directo y lavado después de sumergir con agua caliente mostrando en todos los casos un rango total de microplásticos liberados de entre 3-29 MPs/envase, siendo la mayor abundancia para contenedores de PS. Cabe destacar que no hay diferencias significativas entre el tratamiento con agua caliente y fría. Asimismo, los autores indican que aquellos consumidores de comida rápida que consumen este tipo de comida de 4 a 7 veces a la semana pueden llegar a consumir 12-203 MPs durante esa semana, dichos MPs de propio envase, pero también de la deposición atmosférica (figura 8).

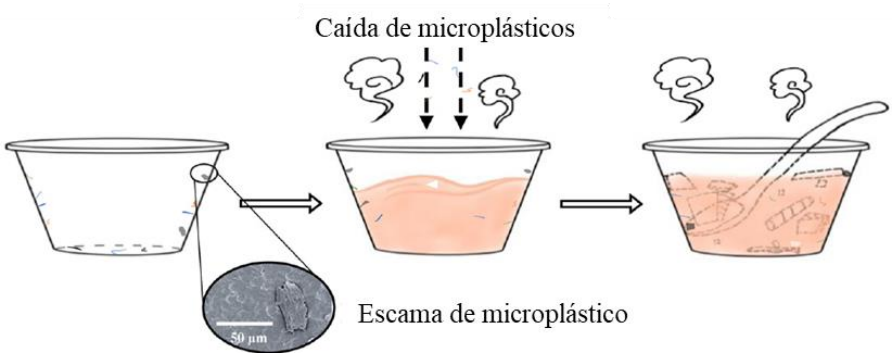

Figura 8. Esquema de origen de microplásticos en alimentos envasados. Adaptado de Du et al. (2020).

Otro de los problemas asociados a los microplásticos es que, tal y como ha sido demostrado, actúan como vectores para el transporte de diversos compuestos químicos. Estos compuestos químicos pueden tener dos orígenes distintos, o bien están directamente relacionados con la fabricación de plásticos para proporcionarles ciertas propiedades (aditivos), tales como los ftalatos, el Bisfenol A, los retardantes de llama, los antimicrobianos o nonilfenoles, o bien, son metales pesados (cobre, zinc, plomo…) y contaminantes orgánicos hidrófobos (COHs) (bifenilos policlorados (PCBs), hidrocarburos aromáticos policiclicos (PAHs)…) que se adsorben sobre los MPs. Estos compuestos químicos pueden interferir con procesos biológicos importantes y muchos pueden actuar como disruptores endocrinos, produciendo diferentes efectos perjudiciales sobre la salud (efectos en la movilidad, la reproducción y el desarrollo, en los sistemas neurológicos e inmunológicos o incluso efectos carcinogénicos).

Lo que es evidente es que los microplásticos son incorporados en el organismo humano a través de la dieta. De hecho, se ha visto que muestras de heces de personas de países tan distantes y distintos como Reino Unido, Italia, Rusia o Japón contenían partículas de policloruro de vinilo (PVC), polipropileno (PP), tereftalato de polietileno (PET) y hasta una decena de plásticos diferentes. El tamaño de las partículas oscilaba entre las 50 y las 500 micras; y, de media, se encontraron 20 microplásticos por cada 10 gramos de materia fecal. Aunque se trata de un estudio piloto con un grupo reducido de personas, la diversidad geográfica de los participantes y de tipos de plástico identificados, lleva a los autores de la investigación a destacar la urgencia de determinar el impacto de estos materiales en la salud humana.

La falta de información sobre las consecuencias a la exposición de los seres humanos a los microplásticos es un gran obstáculo a la hora de analizar los posibles riesgos sanitarios que pueden acarrear, ya que existen muchas limitaciones a la hora de investigar en este campo (Huang et al. (2021) y solo se tienen algunos estudios *in vitro* y en animales (Vethaak et al. 2021). Lo que sí se sabe es que estas micropartículas, a causa de su gran área superficial, puede estar involucradas en procesos de estrés oxidativo, citotoxicidad y translocación a otros tejidos, además de inflamación crónica por sus dificultades a la hora de liberarse del organismo, pudiendo provocar un aumento en el riesgo de cáncer. Asimismo, también hay evidencias de estar relacionadas con enfermedades neurodegenerativas e inmunológicas (Crawford y Quinn, 2017).

2.5. Alternativas para mitigar la contaminación por MPs: Normativa actual

Según estimaciones de la Agencia Europea de Sustancias y Mezclas Químicas (ECHA), 42000 toneladas de microplásticos primarios se liberan al medio ambiente por el uso de los productos que las contienen, mientras que 176000 toneladas de microplásticos secundarios se liberan de manera no intencionada al año a las aguas superficiales europeas.

En 2017 la Comisión Europea solicitó a la ECHA que realizara una evaluación de la problemática de los MPs para poder tomar medidas legislativas en la UE sobre este asunto. Posteriormente, en 2019, la ECHA presentó un dictamen en el que proponía la restricción legal en la comercialización y uso de microplásticos, especialmente de aquellos empleados deliberadamente en la fabricación de ciertos productos en la UE, se estimó que esta medida evitaría la liberación de hasta 500000 MPs primarios en un plazo de 20 años. En otros países ya se han tomados medidas hace algunos años, por ejemplo, fabricar cosméticos y productos de limpieza con microperlas o microesferas de plástico está prohibido en EE. UU. desde 2017.

Reino Unido también tomó esta medida recientemente, y Dinamarca y Suecia desarrollan actualmente leyes similares al respecto (Rojo-Nieto y Montoto, 2017).

En el caso de MPs secundarios está considerando un plan para reducir su liberación que incluye diversas acciones. (ECHA, 2018; Parlamento Europeo, 2018). Asimismo, la UE también ha fomentado la creación de diversas medidas a través de Directivas, como la Directiva (UE) 2015/720 restricción del uso de bolsas plásticas ligeras en la UE (Parlamento Europeo, 2015) o la Directiva (UE) 2019/904 destinada a reducir la fabricación y consumo de envases plásticos y mejora de la gestión de residuos de envases de un solo uso en la que se dicta que para que en 2030 todos los envases plásticos sean reciclables, que se añadiría a las propuestas ya puestas en marcha como la prohibición del uso de ciertos productos plásticos de un solo uso como las pajitas o bastoncillos de algodón, prohibida desde 2021. En España, siguiendo la Estrategia de Economía Circular, se ha aprobado el proyecto la Ley de Residuos y Suelos contaminados, como reforma a la normativa de 2011, para cumplir la Directiva anterior en la que regula un impuesto en el uso de envases plásticos no reutilizables a 0,45€/kg, asimismo desde 3 de julio se ha implantado la prohibición de ciertos productos de un solo uso como bastoncillos de algodón, cubiertos (tenedores, cuchillos, cucharas, palillos), platos o pajitas y agitadores de bebidas o recipientes y vasos para alimentos y bebidas de plásticos oxodegradables (PP, PS o PE) (Consejo de ministros (2021); Parlamento Europeo (2019)).

Diferentes ONGs también han hecho hincapié en el problema de los microplásticos. Organizaciones como Ecologistas en Acción, plantean ciertas medidas para intentar reducir los problemas medioambientales originados por los plásticos (figura 9), como por ejemplo la estrategia de la economía circular del retorno de envases. . Esta estrategia se basa en la regla de las 6Rs, una ampliación de la regla de las 3Rs de reducción, reciclaje y reutilización de plásticos, en la que se añaden los conceptos de rediseño de los productos para su reutilización, el reemplazo de estos para que no sean de un solo uso y recuperación produciendo plásticos desde residuos potenciales. No se trata de una idea nueva, ya que en diciembre de 2015 la Comisión Europea, ratificó un plan de acción para impulsar la transición hacia este concepto de economía hipocarbónica, sostenible y eficiente en el uso de los recursos, en el que se aprobaron una serie de medidas que afectan directamente a plásticos y basuras marinas (Comisión Europea, 2015).

Figura 9. Medidas para disminuir el consumo de plásticos (Rojo-Nieto y Montoto, 2017).

En este aspecto, se puede concluir que la solución al problema mundial de la contaminación por plástico requiere transformaciones de mayor calado que tengan en cuenta cambios y planes estructurales. El papel de personas consumidoras informadas y participativas será, como en otros temas, de gran importancia para posibilitar la presión hacia políticas públicas más sostenibles y saludables (Rojo-Nieto y Montoto, 2017).

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Ensayos realizados

El diseño experimental está basado en 2 tipos de ensayos. Por un lado, con el objetivo de evaluar los microplásticos presentes en el agua de red para tener un referencia de la cantidad de MPs aportada por el agua, se tomaron muestras de agua directamente del grifo al que se encuentra conectado el lavavajillas (planta piloto de la facultad de Química). Por otro lado, en diferentes condiciones de lavado, y con y sin táperes, se tomaron muestras de agua procedentes del desaguado del lavavajillas (figura 10). Se llevaron a cabo diferentes experimentos empleando dos programas de lavado, en concreto "prelavado" e "intensivo" (para más información ver apéndice 1, donde se incluyen las distintas características de cada programa; estos dos programas se corresponden con los programas 8 y 4, respectivamente).

Figura 10. Lavavajillas de la marca Beko (modelo DFS28021W) utilizado para los experimentos.

Para poder evaluar la liberación de MPs generada por el propio lavavajillas, se llevaron a cabo varios lavados "en vacío" (figura 11). Posteriormente, se realizó una serie de lavados con 6 táperes y sus tapas inclusive en las mismas condiciones que los ensayos "en vacío".

Figura 11. Fotografías del interior del lavavajillas, con imágenes detalle de las partes fabricadas en plástico

En la tabla 3 se resumen los diferentes ensayos llevados a cabo en este proyecto, así como las condiciones de dichos ensayos.

Tabla 3. Resumen de los ensayos llevados a cabo en este proyecto (+: realizados, -: no realizados)

	Experimento 1	Experimento 2			Experimento 3			
Días / Ensayo	0	1	2	3	4	5	6	Número de datos contabilizados
Agua de red	+	+	+	+	+	+	+	6
Prelavado	-	+	+	+	+	+	+	6
Intensivo	-	+	+	+	+	+	+	6
Prelavado con táper	-	-	-	-	+	+	+	3
Intensivo con táper	+	-	-	-	+	+	+	3

3.2. Toma de muestras

Para la toma de muestra del agua de grifo, se dejó el grifo abierto durante 1 min recogiendo el agua directamente en un vaso de precipitados. Posteriormente, se midió con una probeta de vidrio el volumen exacto de agua vertida.

En el caso de los ensayos llevados a cabo con el lavavajillas se recogido el agua de desaguado directamente en garrafas de plástico de 10 L y se midió el volumen con una probeta de vidrio

En ambos tipos de ensayos, el recogida agua se hace pasar por tamices de diferentes tamaños de poro de 500 µm, 250 µm, 100 µm y 20 µm, de esta manera los microplásticos quedarán retenidos en función de su tamaño (figura 12). El contenido que queda en la garrafa se arrastra con agua destilada filtrada (Filtros Ahidtrom-Munskiö, poliamida de 47 mm de diámetro y 0,45 µm tamaño de poro).

Figura 12. Tamices de diferentes tamaños de poro.

Los sólidos retenidos en cada filtro se arrastran con agua destilada filtrada a vasos de precipitados, cuyo contenido se filtra utilizando un equipo de filtración (figura 13). Este equipo está compuesto por un matraz kitasatos, un cuerpo con placa filtrante y un embudo de 300 mL de volumen. El agua se filtra a través de este equipo y los microplásticos se quedan retenidos en un filtro de microfibra de vidrio (Whatman, 47 mm de diámetro y 0,7 µm de tamaño de poro). Un vez que los microplásticos son recuperados en los filtros, éstos se almacenan para su posterior análisis.

Figura 13. Montaje para la filtración.

3.3. Análisis de microplásticos

Los microplásticos se analizan directamente sobre el filtro en el que han quedado retenidos durante el proceso de preparación de las muestras descrito anteriormente (Tagg et al., 2015).

3.3.1. Cuantificación y clasificación de microplásticos

El recuento y análisis morfológico de microplásticos se llevó a cabo utilizando un estereomicroscopio de fluorescencia. El equipo empleado en este trabajo es un Leica M205FA (figura 14). Se trata de un estereomicroscopio semiautomático para estudios de trasmisión (contraste y relieve), reflexión y fluorescencia con Óptica 1x (distancia de trabajo 61,5 mm), 2x (distancia de trabajo 20 mm) y 5x (distancia de trabajo 19 mm). Zoom de 0,7 a 20,5x. Luz de reflexión por anillo LED con iluminación variable ¼, ½ o anillo completo. La cámara digital de color de alta resolución que lleva acoplada (Leica DFC310FX) es la que permite la captura y el procesado de imágenes con una resolución máxima de 1392x1040 pixeles (1.4 megapíxeles CCD).

Figura 14: Estereomicroscopio Leica M205FA empleado en este trabajo

3.3.2. Caracterización de microplásticos

Se emplea un espectrofotómetro FTIR acoplado a un microscopio con sistema de formación de imágenes (Varian 620-IR y Varian 670-IR) con tres sistemas de detección: uno en el espectrómetro y dos en el microscopio (FPA para formación de imágenes y MCT para medidas puntuales) (figura 15).

Las muestras de microplásticos se analizan por contacto directo, presentando su espectro en el infrarrojo medio de 4000-400 cm^{-1}, rango en el que se identifican las bandas más típicas de los materiales plásticos (Käppler et al., 2016). En este trabajo, se empleó el método FTIR-ATR por reflectancia para el análisis de los microplásticos. Dicho método es válido para los microplásticos cuyo tamaño es mayor de 50 µm y, en este caso, las bandas que se obtienen son más definidas, lo que implica mayor sensibilidad. Debe señalarse que el tipo de filtro de fibra de vidrio empleado evita las posibles interferencias durante los análisis (Käppler et al., 2015).

Para el análisis de las muestras primero se vierte nitrógeno para la refrigeración del equipo, a continuación, se calibra el equipo empleando una pletina de oro. Se realiza la medición del filtro empleándolo como blanco y el a continuación se realizan el análisis de las muestras de microplásticos colocando el ATR encima de los filtros con los microplásticos a analizar.

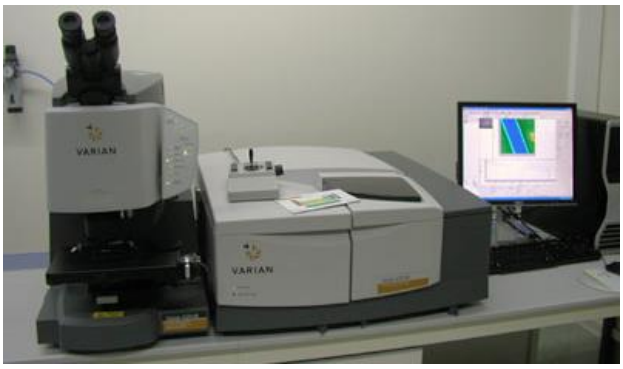

Figura 15: Espectrofotómetro FTIR Varian 620-IR empleado en este trabajo.

4. RESULTADOS

4. RESULTADOS

4.1. Presencia de microplásticos en agua de red

Durante los meses de febrero y marzo se han cuantificado y caracterizado los microplásticos (MPs) del agua del grifo de la planta piloto de la Facultad de Química de la Universidad de Oviedo. Para ello, se han hecho 6 tomas de muestras, de un volumen de 10 L cada una. En las siguientes tablas se pueden observar los valores obtenidos en cuanto a la concentración de MPs en el agua de red, así como sus características en base a diferentes parámetros como son la forma, el color y la composición química.

4.1.1. Cuantificación de microplásticos en el agua de red

Teniendo en cuenta los datos de la tabla 4, se puede observar que durante los 6 días en los que se ha analizado el agua de red, la concentración de microplásticos varía en función de los días de manera considerable, aunque se mantiene el mismo orden de magnitud, obteniéndose valores en el intervalo 5,0-9,9 MPs/L.

Estos datos son coherentes con los obtenidos en el estudio realizado por Kosuth et al. (2018), en donde se encontraron unas concentraciones en el agua de red entre 0 y 61 MPs/L, siendo la media de 5,45 MPs/L. Como mucho indica que estos resultados son parecidos a los obtenidos en el Líbano con 6,64 MPs/L, EE.UU. con 9,24 MPs/L o Cuba con 7,17 MPs/L

Tabla 4. Datos de concentración de microplásticos durante 6 días en el agua de red de la Facultad de Química de Oviedo

	Concentración MPs (MPs/L)
Día 1	5,90
Día 2	9,40
Día 3	5,00
Día 4	7,00
Día 5	9,90
Día 6	6,90
Media ± SD	7,35±1,93

4.1.2. Clasificación por tamaño, forma y color

Los MPs separados del agua de red se han clasificado por tamaños en función del tamaño de poro de los tamices empleados en la toma de muestra. En la tabla 5 y figura 16A se puede observar que el 59% de los microplásticos detectados se corresponden con aquellos que tienen un tamaño menor a 250 µm. Este porcentaje para los MPs de menor tamaño es muy superior a lo obtenido en el estudio realizado por Tong, et. al (2020), donde se analizaron muestras de aguas de red de distintas ciudades chinas obteniéndose porcentajes entre 1 y 31% para los microplásticos de menor tamaño (entre 50-300 micras)

La presencia de MPs de pequeño tamaño en el agua de red supone un riesgo, ya que su presencia unida a la imposibilidad de su identificación por los sentidos humanos provoca su ingestión en el consumo del agua, habiéndose detectado MPs en heces humanas (Schwabl et al.,2019) y de animales marinos (Graham and Thompson, 2009; Possatto et al., 2011). Asimismo, hasta la fecha los efectos derivados de su ingestión son aún desconocidos (Barboza et al., 2018; Revel et al., 2018) y por tanto hay carencias de estudios que indiquen los perjuicios en la salud en el consumo de MPs.

Tabla 5. Clasificación de los microplásticos en función del tamaño en agua de red

	>500 µm	**[500-250] µm**	**[250-100] µm**	**[100-20] µm**	**Total**
Día 1	9	13	28	9	59
Día 2	12	20	23	39	94
Día 3	12	16	13	9	50
Día 4	12	26	17	15	70
Día 5	9	30	26	34	99
Día 6	5	16	24	24	69
Total	59	121	131	130	441
Media ± SD	10±3	20±7	22±6	22±13	74±19
%	13,38	27,44	29,71	29,48	100

Desde el punto de vista morfológico, se han detectado en el agua de red de Oviedo las siguientes formas: fragmentos, fibras y espumas, siendo las primeras muy mayoritarias (74%), seguido de las fibras (26%) y espumas, aunque estas últimas en muy baja presencia (0,23%) (tabla 6 y figura 16B). Estos resultados son coherentes con los obtenidos por Tong et al. 2020 donde predominan los fragmentos (en un rango entre 54-100%). En contrapunto con el estudio anterior y con nuestros resultados, Kosuth et al. 2018 observaron en su análisis que en base al recuento que hicieron en distintas aguas de red, del total de partículas el 98% estaba representado por las fibras.

Tabla 6. Clasificación de microplásticos en función de la forma en agua de red

	Fragmentos	**Fibras**	**Espumas**	**Total**
Día 1	46	13	0	59
Día 2	73	21	0	94
Día 3	40	10	0	50
Día 4	54	16	0	70
Día 5	77	22	0	99
Día 6	37	31	1	69
Total	327	113	1	441
Media ± SD	55±17	19±8	0±0	74±19
%	74,15	25,62	0,23	100

En cuanto a la clasificación en función del color, se puede observar que los colores mayoritarios fueron gris/blanco y negro con porcentajes de 46% y 24%, respectivamente (tabla 7). El estudio de Min Zhang et. al. 2019, muestra una tendencia similar a los obtenidos en este trabajo, donde mayoritariamente se han detectado los colores negros (28,1%) y gris/blanco (36%),. Cabe destacar que en el estudio de Min Zhang el porcentaje de azul fue del 24%, uno de los mayoritarios, mientras que en el presente trabajo tan solo fue del 12% (figura 16C).

Tabla 7. Clasificación de microplásticos en función del color en agua de red

	Gris/Blanco	**Marrón**	**Negro**	**Rojo**	**Azul**	**Verde**	**Amarillo**	**Total**
Día 1	42	0	3	9	0	5	0	59
Día 2	41	0	42	0	8	0	3	94
Día 3	19	2	10	9	5	2	3	50
Día 4	16	0	30	9	6	3	6	70
Día 5	68	0	5	2	9	9	6	99
Día 6	17	0	15	4	25	1	7	69
Total	203	2	105	33	53	20	25	441
Media ± SD	34 ± 21	0±1	18±15	6±4	9±9	3±3	4±3	74±19
%	46,03	0,45	23,81	7,48	12,02	4,54	5,67	100

4.1.3. Clasificación en función de la composición química

Por último, los microplásticos detectados en el agua de red se han analizado en el FTIR para conocer la composición química. Los resultados, que se recogen en la tabla 8 y figura 16D, muestran que los polímeros más frecuentes son PP (polipropileno) y PA (poliamida) con un 40% y 30%, respectivamente. Por otro lado, este porcentaje es menor para PE (polietileno) y PET (tereftalato de polietileno) con un 17% y 12%, respectivamente. En el estudio de Tong et al. (2020), se detectaron como materiales mayoritarios PP y PE, en un 24 y 27%, respectivamente, mientras que no hubo detección alguna de PA. Esta ausencia de PA contrata considerablemente con lo observado en las muestras analizadas en este trabajo

Por otro lado, en el trabajo realizado por Min Zhang et. al. (2019) (se detectaron 11 tipos de plásticos, siendo los mayoritarios PET (47%), rayón (20%) y PE (7,4%), sin detección de PA, resultados muy dispares a los obtenidos en este trabajo.

Tabla 8. Clasificación de microplásticos en función de la composición química en agua de red

	PET	**PP**	**PA**	**PE**	**Total**
Día 1	10	17	20	12	59
Día 2	7	36	32	19	94
Día 3	10	12	13	15	50
Día 4	8	31	20	11	70
Día 5	14	45	28	12	99
Día 6	5	37	20	7	69
Total	54	178	133	76	441
Media ± SD	9 ± 3	30±13	22±7	13±4	74±19
%	12,24	40,36	30,16	17,23	100

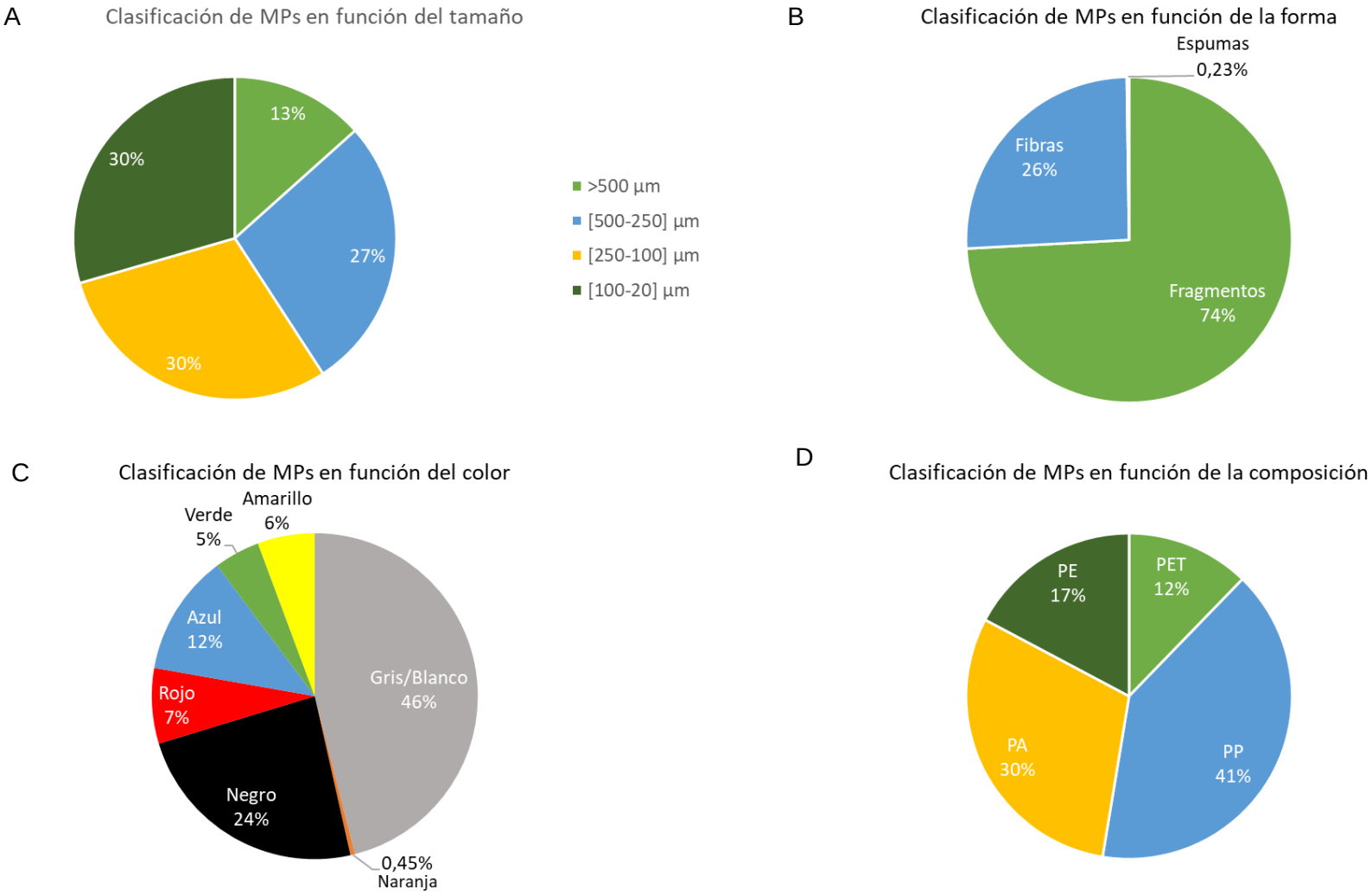

Figura 16. Gráficos de sectores que relaciona la cantidad de MPs encontrada (en porcentaje) en función del tamaño (A), forma (B), color (C) y composición química (D)

4.2. Liberación de microplásticos por el uso de lavavajillas

Como se ha comentado anteriormente, se han realizado ensayos con el lavavajillas en vacío para determinar la posible contribución microplástica de este equipo al agua vertida. Para ello se ha utilizado dos programas, prelavado (15 minutos y temperatura ambiente del agua) e intensivo (164 minutos y 70 ºC) con el fin de determinar el posible efecto del tiempo y la temperatura en la liberación de MPs. En los siguientes apartados se recogen los datos correspondientes al número de microplásticos cuantificados en cada caso, el volumen de agua recogida en cada (a pesar de que el manual de usuario incluye volúmenes de agua específicos para cada programa, ver figura 1 del apéndice, se han observado ligeras diferencias), se calculan los microplásticos aportados por el lavavajillas y se realiza una caracterización de estos.

4.2.1. Cuantificación de los microplásticos liberados por el uso del lavavajillas

En la tabla 9, se encuentra recogido el número de MPs cuantificados en cada caso junto con el volumen de agua recogido. Los microplásticos pueden provenir de dos fuentes, tanto del propio agua de red como del lavavajillas. Con el objetivo de determinar el número de microplásticos que provienen del lavavajillas, se averigua en primer lugar los microplásticos que aporta el agua de red en cada lavado, de modo que:

$$Nº\ de\ MPs\ aportados\ por\ agua\ de\ red = \frac{Nº\ de\ MPs\ detectados}{Volumen\ agua\ de\ red} \cdot Volumen\ agua\ tratamiento$$

Una vez calculado ese valor, se realiza la diferencia de MPs totales menos los de agua de red y de esta forma se averiguan los correspondientes al lavavajillas y a partir de este dato, se calcula la concentración de MPs en el agua vertida procedente del lavavajillas. Los datos aparecen recogidos en la tabla 9 y la figura 17.

Como se puede observar en la figura 18, la concentración de microplásticos disminuye en ambos lavados conforme los lavados se van sucediendo (de 112 a 64 MPs/L en prelavado y de 90 a 69 en intensivo). Cabe destacar que a partir de los días 4 y 5 los valores de concentración aportada por el lavavajillas tienden a estabilizarse, disminuyendo de manera mucho menos acusada. Hay que tener en cuenta, que los experimentos se realizaron con un lavavajillas nuevo, en el que antes del día 1 tan solo se habían realizado 1 lavados. De estos resultados, se pueden deducir varias cosas; las altas concentraciones detectadas en los tres primeros lavados son debidas a la liberación de MPs más o menos “sueltos” procedentes del proceso de fabricación. Además, el prelavado, al ser el primero que se realiza, presenta una mayor concentración con respecto al lavado intensivo. A partir del cuarto día esta tendencia se invierte, lo que implica

que se produce una mayor liberación de los plásticos que constituyen el lavavajillas debido a alta temperatura (70ºC) a la que trabaja dicho programa (ver apéndice 1). Los resultados indican que una vez que el lavavajillas está "limpio" de MPs procedentes del proceso de fabricación, continúa liberando MPs como consecuencia de la erosión producida durante el proceso de lavado combinada con la aplicación de temperatura, a razón de aproximadamente 65 MPs/L y 70 MPs/L para el prelavado e intensivo, respectivamente. Asimismo, de los MPs detectados en el agua de salida del lavado, aproximadamente el 90% proceden del lavavajillas, incrementándose una 9 veces la concentración de MPs con respecto al agua de red.

Tabla 9. Evolución de los microplásticos en los distintos ensayos en los 6 días

		Nº de MPs	**Volumen agua (L)**	**Nº de MPs aportados por agua de red**	**Nº de MPs aportados por lavavajillas**	**Concentración MPs aportados por lavavajillas (MPs/L)**
Día 1	Grifo	59	10	59	-	-
	Prelavado	450	3,82	23	427	112
	Intensivo	1460	15,25	90	1370	90
Día 2	Grifo	94	10	94	-	-
	Prelavado	327	2,98	28	299	100
	Intensivo	1435	15,3	144	1291	84
Día 3	Grifo	50	10	50	-	-
	Prelavado	285	3,13	16	269	86
	Intensivo	1300	15,14	76	1224	81
Día 4	Grifo	70	10	70	-	-
	Prelavado	242	3,14	22	220	70
	Intensivo	1468	17,9	125	1343	75
Día 5	Grifo	99	10	99	-	-
	Prelavado	238	3,16	31	207	65
	Intensivo	1200	14,54	144	1056	73
Día 6	Grifo	69	10	69	-	-
	Prelavado	230	3,25	22	208	64
	Intensivo	1237	16,2	112	1125	69

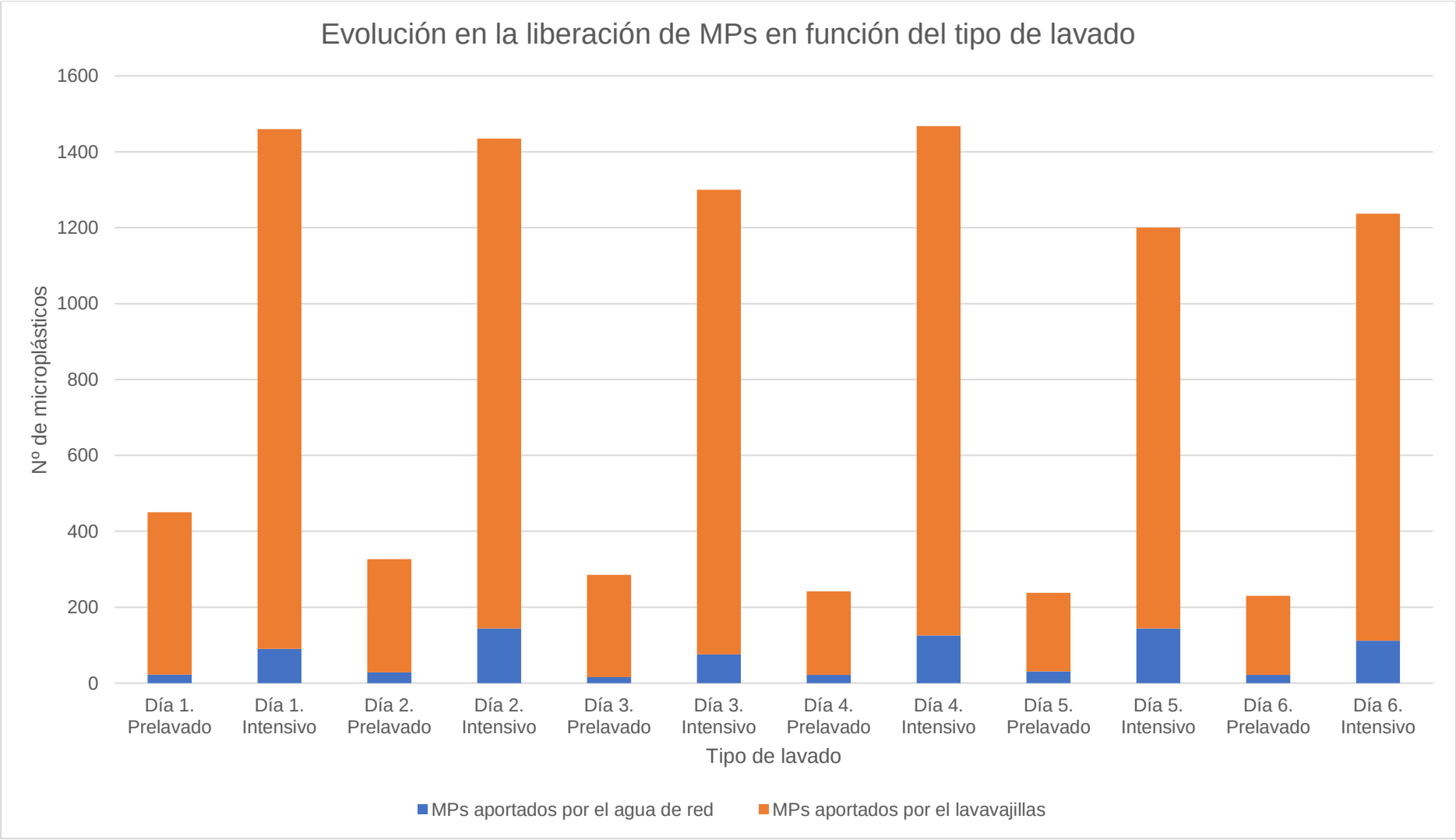

Figura 17. Evolución en la liberación de MPs en función del tipo de lavado (6 días)

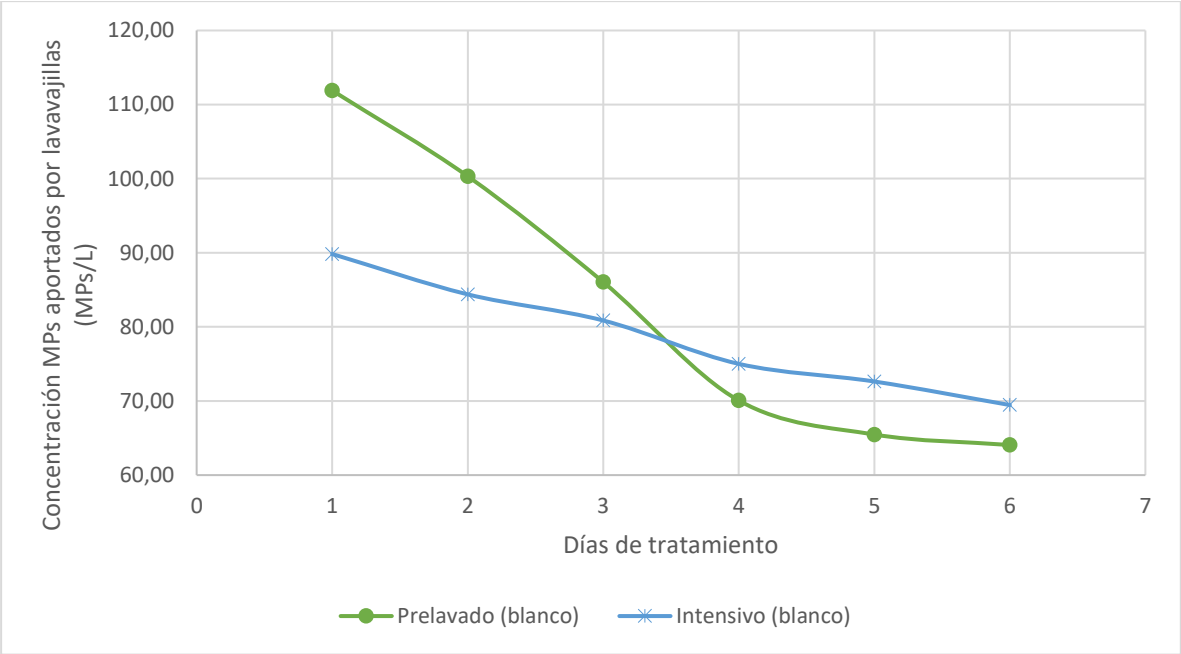

Figura 18. Evolución de la concentración de MPs aportados por lavavajillas en ensayos en prelavado e intensivo durante 6 días de experimento

4.2.2. Clasificación de microplásticos en el prelavado

En la tabla 10, se pueden observar los datos medidos del nº de MPs contados en función del tamaño. Como se puede observar, los tamaños mayoritarios de MPs se corresponden con los menores de 250 micras con un 63.1% del total de MPs siguiendo la tónica de lo que sucedía en el agua de red. Los MPs aportados por el lavavajillas, presentan por tanto una distribución de tamaños similar a lo observado en las muestras de agua de red.

Tabla 10. Clasificación de microplásticos en función del tamaño en agua de lavado del prelavado

	>500 µm	**[500-250] µm**	**[250-100] µm**	**[100-20] µm**	**Total**
Día 1	64	117	166	103	450
Día 2	30	59	115	123	327
Día 3	54	48	104	79	285
Día 4	38	53	71	80	242
Día 5	37	66	88	47	238
Día 6	27	59	89	48	223
Total	250	402	633	480	1765
Media ± SD	42±14	67±25	106±33	80±30	294±85
%	14,16	22,78	35,86	27,20	100,00

En cuanto a la forma de los MPs, se puede observar que existe una mayor diversidad de formas con respecto al agua de red. En este caso, los fragmentos constituyen el grupo mayoritario, con un 75% del total de MPs, contrastando con el agua de red en el que las fibras eran las mayoritarias (74%). Esto es justificable teniendo en cuenta que la parte interna del lavavajillas (en concreto la que está compuesta por plásticos) es de tipo PP (polipropileno) granular, lo que implica que el tipo de MPs liberados mayormente sean fragmentos (figura 3), como podemos observar en los datos representados de la figura 19B.

Tabla 11. Clasificación de microplásticos en función de la forma en agua de lavado de prelavado

	Fragmentos	**Fibras**	**Pellets**	**Films**	**Espumas**	**Total**
Día 1	321	58	40,00	25	6	450
Día 2	210	71	24,00	19	3	327
Día 3	240	25	12,00	7	1	285
Día 4	186	31	7,00	16	2	242
Día 5	193	32	4,00	6	3	238
Día 6	190	28	1,00	3	1	223
Total	1340	245	88	76	16	1765
Media ± SD	223±52	41±19	15±15	13±9	3±2	294±85
%	75,92	13,88	4,99	4,31	0,91	100

En la tabla 12, se encuentran tabulados los resultados medidos en función del color de los MPs; en ella se puede comprobar que el porcentaje mayoritario es para los MPs de color gris/blanco seguido de los morados (en conjunto un 92% aproximadamente). Estos porcentajes aumentan considerablemente con respecto al agua de grifo, donde el color blanco/gris supone el 46%, mientras que el color morado no se ha detectado. Esto se debe a que los accesorios y las partes de plástico del lavavajillas son de colores morados y grises (ver figura 11)

Los MPs detectados de otros colores provienen del agua de red, ya que aparentemente por el color de estos accesorios plásticos no existe una relación directa para que se puedan liberar MPs de colores más allá del morado y el gris; sus porcentajes se reducen de manera considerable respecto al agua de red debido a la abundancia de MPs procedentes del lavavajillas.

Tabla 12. Clasificación de microplásticos en función del color en agua de lavado del prelavado

	Gris/ Blanco	Marrón	Negro	Rojo	Azul	Verde	Amarillo	Morado	Naranja	Total
Día 1	354	8	8	2	5	1	9	59	4	450
Día 2	253	4	3	2	3	2	4	54	2	327
Día 3	199	5	4	0	5	0	8	61	3	285
Día 4	170	5	5	1	6	1	4	48	2	242
Día 5	163	5	6	1	3	2	3	53	2	238
Día 6	154	4	3	1	3	1	7	49	1	223
Total	1293	31	29	7	25	7	35	324	14	1765
Media ± SD	216 ± 77	5±1	5±2	1±1	4±1	1±1	6±2	54±5	2±1	294±85
%	73,26	1,76	1,64	0,40	1,42	0,40	1,98	18,36	0,79	100

En la tabla 13 aparece representada la composición química de los microplásticos cuantificados para el prelavado, donde el 95% se corresponde con polipropileno. Este valor aumenta considerablemente con respecto al obtenido en el agua de grifo (41%), debido a que, como ya se ha mencionado en materiales y métodos, el interior del lavavajillas está fabricado del PP y aproximadamente el 90% de los MPs recogidos del agua de salida del lavado proceden del lavavajillas (figura 4D).

Tabla 13. Clasificación de microplásticos en función de la composición química en agua de lavado de prelavado

	PET	PP	PA	PE	Total
Día 1	4	435	7	4	450
Día 2	2	308	11	6	327
Día 3	3	273	4	5	285
Día 4	3	229	6	4	242
Día 5	5	220	9	4	238
Día 6	1	212	7	3	223
Total	18	1677	44	26	1765
Media ± SD	3±1	280±84	7±2	4±1	294±85
%	1,02	95,01	2,49	1,47	100,00

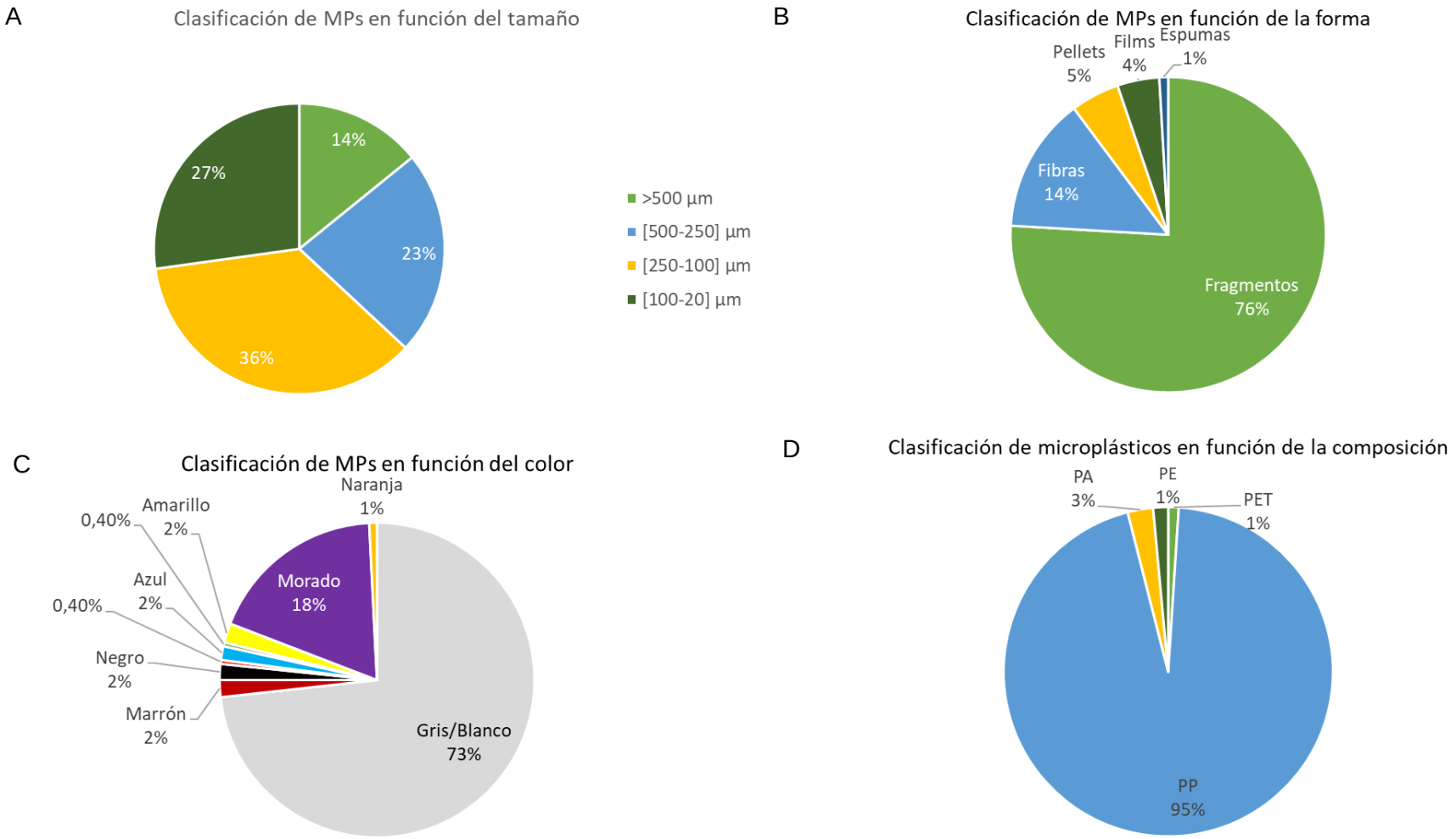

Figura 19. Gráficos de sectores que relaciona la cantidad de MPs encontrada (en porcentaje) en función del tamaño (A), forma (B), color (C) y composición química (D) en el agua de lavado de prelavado

4.2.3. Clasificación de microplásticos en el lavado intensivo

En la tabla 14, se muestran los datos para el recuento que se ha realizado de los MPs durante el ensayo de intensivo para los 6 días. Al igual que sucede con el prelavado y agua de red se observa también que sigue la misma tendencia de modo que un 63% del total de MPs corresponden a un tamaño de poro menor a 250 micras como podemos observar también en la figura 20A

Tabla 14. Clasificación de microplásticos en función del tamaño en agua de lavado de intensivo

	>500 µm	**[500-250] µm**	**[250-100] µm**	**[100-20] µm**	**Total**
Día 1	203	249	583	425	1460
Día 2	164	244	583	444	1435
Día 3	221	363	367	349	1300
Día 4	261	370	373	464	1468
Día 5	201	279	323	397	1200
Día 6	204	235	443	355	1237
Total	1254	1740	2672	2434	8100
Media ± SD	209±32	290±61	445±113	406±47	1350±119
%	15,48	21,48	32,99	30,05	100

En cuanto a la forma de los microplásticos, al igual que sucede en prelavado, el tipo de plástico utilizado para el interior del lavavajillas (PP granular) provoca una liberación en mayor medida de fragmentos como se puede observar en los datos de la tabla 15, en el que más del 75% del total de MPs contados corresponden a esta forma.

Tabla 15. Clasificación de microplásticos en función de la forma en agua del lavado de intensivo

	Fragmentos	**Fibras**	**Pellets**	**Films**	**Espumas**	**Total**
Día 1	981	237	146	89	7	1460
Día 2	1021	229	100	76	9	1435
Día 3	1030	164	52	51	3	1300
Día 4	1120	277	38	30	3	1468
Día 5	1012	139	18	25	6	1200
Día 6	1030	133	44	28	2	1237
Total	6194	1179	398	299	30	8100
Media ± SD	1032±47	197±59	66±48	50±27	5±3	1350±119
%	76,47	14,56	4,91	3,69	0,37	100

Por otro lado, los colores gris/blanco y morado siguen siendo los que más presencia tienen con un porcentaje total del 73%, al igual que ocurre en prelavado, como consecuencia de los MPs liberados del lavavajillas.

Tabla 16. Clasificación de microplásticos en función del color en agua de lavado de intensivo

	Gris/ Blanco	**Marrón**	**Negro**	**Rojo**	**Azul**	**Verde**	**Amarillo**	**Morado**	**Naranja**	**Total**
Día 1	913	121	89	25	67	19	79	140	7	1460
Día 2	817	160	96	27	86	23	101	118	7	1435
Día 3	775	147	54	17	55	15	64	169	4	1300
Día 4	853	193	75	14	54	5	110	160	4	1468
Día 5	751	129	18	11	65	21	75	129	1	1200
Día 6	901	19	12	8	69	7	58	155	8	1237
Total	5010	769	344	102	396	90	487	871	31	8100
Media ± SD	835 ± 65	128±59	57±36	17±8	66±12	15±7	81±20	145±20	5±3	1350±119
%	61,85	9,49	4,25	1,26	4,89	1,11	6,01	10,75	0,38	100

Finalmente, del mismo modo que ocurre en el prelavado, la composición química mayoritaria se corresponde con el polipropileno (95%) debido a que el lavavajillas está fabricado de este material. Estos resultados aparecen recogidos en la tabla 17 y figura 20D.

Tabla 17. Clasificación de microplásticos en función del color en agua de lavado de intensivo

	PET	**PP**	**PA**	**PE**	**Total**
Día 1	16	1393	32	19	1460
Día 2	11	1344	50	30	1435
Día 3	16	1240	20	24	1300
Día 4	15	1397	36	20	1468
Día 5	26	1103	50	21	1200
Día 6	7	1191	29	10	1237
Total	91	7668	217	124	8100
Media ± SD	15±6	1278±119	36±11	21±6	1350±119
%	1,12	94,67	2,68	1,53	100

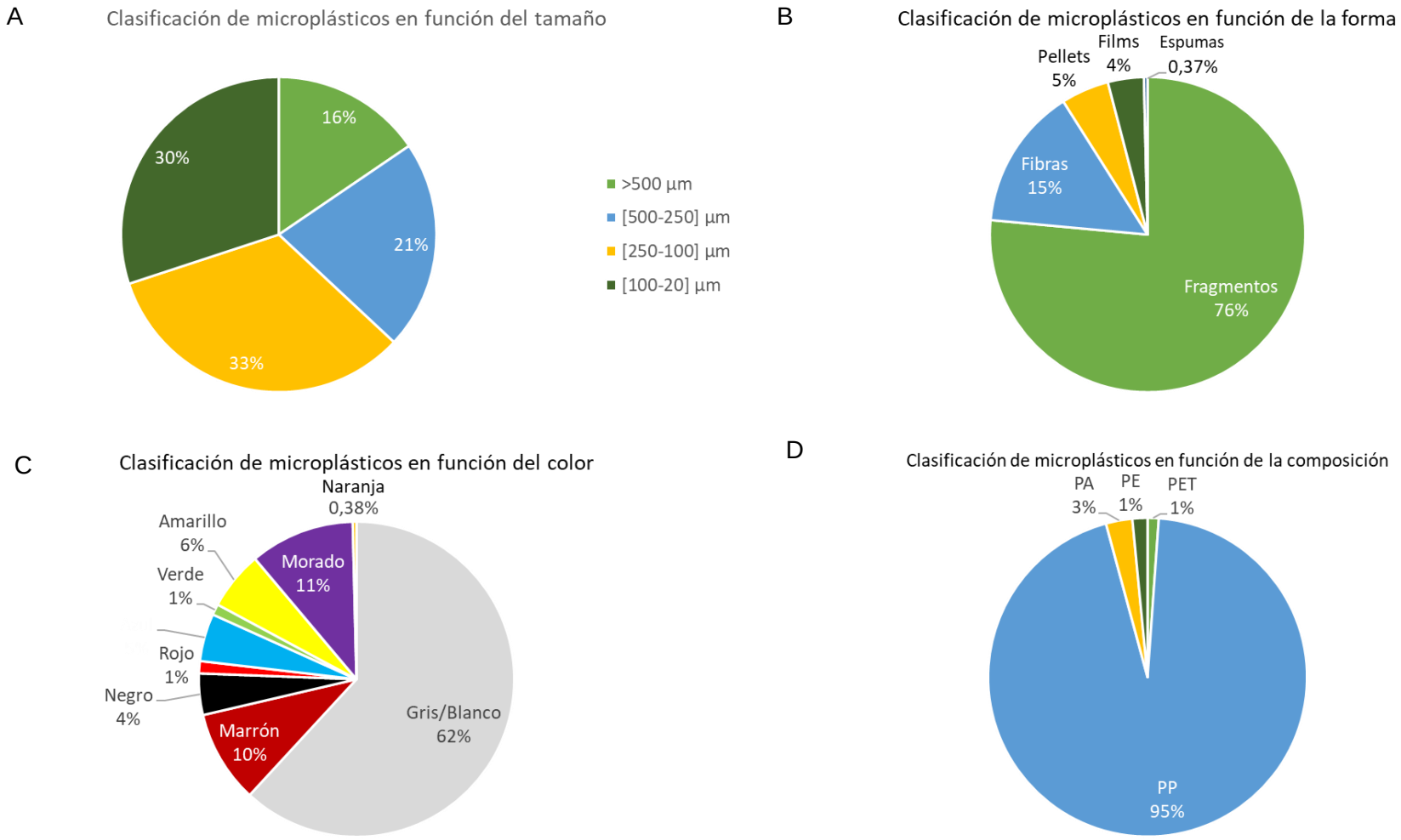

Figura 20. Gráficos de sectores que relaciona la cantidad de MPs encontrada (en porcentaje) en función del tamaño (A), forma (B), color (C) y composición química (D) en agua de lavado intensivo

4.3. Liberación de microplásticos por el lavado de táperes

Con el fin de determinar la liberación de MPs durante el lavado en lavavajillas de táperes utilizados en el almacenamiento de alimentos, se han realizado experimentos en triplicado de prelavado y lavado intensivo. Estos experimentos han sido realizados los mismos días que los indicados como 4, 5 y 6 en el apartado anterior, de manera que los datos obtenidos respecto a los MPs contenidos en el agua de red y los liberados por el lavavajillas pueden ser empleados como control para calcular los MPs liberados de los táperes objeto de estudio. Para estos experimentos, se utilizaron 6 táperes de polipropileno de 0,8 L iguales que fueron sometidos a sucesivos lavados. Asimismo, al igual que en el experimento anterior los volúmenes de agua recogida en cada lavado fueron medidos.

4.3.1. Cuantificación de la liberación de microplásticos durante el lavado de táperes

En la tabla 18, se recogen todos los datos relativos al número de MPs cuantificados en cada ensayo junto con el volumen de agua de lavado recogido en cada lavado.

Además de los MPs precedentes del propio agua de red y del lavavajillas, en este caso, se añade un tercer origen de los MPs que son los táperes introducidos en el lavavajillas. Así, para poder cuantificar las MPs procedentes de los táperes, es necesario restar los aportados por el agua de red y los liberados del lavavajillas. La estimación de aquellos que provienen del agua de red se realizó de la misma manera que en el apartado anterior; la diferencia entre el número de MPs total y el número de MPs aportados por el agua de grifo, se corresponde con la suma de MPs aportados por el lavavajillas y por los táperes (tabla 18).

Asimismo, se debe diferenciar por una parte los provenientes de táper y por otro los de lavavajillas. Para poder estimar los MPs procedentes del lavavajillas de manera correcta, se procedió a determinar si la cantidad liberada dependía exclusivamente del programa de lavado (temperatura y tiempo) o dependía también del volumen de agua empleado en el lavado (como se ha comentado, se observaron variaciones en el volumen de agua empleado por el lavavajillas para el mismo programa). La diferencia entre el nº de microplásticos total y la suma de microplásticos aportados por agua de red y lavavajillas, se corresponde con el número de microplásticos que liberan los táperes. En las figuras 21 y 22, aparecen representados los datos de los MPs liberados por el lavavajillas en forma de gráfico, uno para prelavado y por otro para intensivo. Se consideraron únicamente los datos procedentes de los tres últimos días de experimentación, cuando ya se habían eliminado los MPs “sueltos” procedentes del proceso de fabricación.

Como se puede observar, en las gráficas, la variación en los recuentos de los MPs es mínima 230-242 para el prelavado y 1200-1468 para el intensivo). En prelavado, no existe una línea de tendencia ascendente, como cabría esperar si dependiera del volumen de agua. Por ejemplo, si el número de microplásticos dependiese del volumen para el caso de prelavado, para un volumen como puede ser 3,16 L el número debería ser superior al obtenido con 3,14 L, hecho que no sucede, ya que se han obtenido unos valores de 238 MPs y 242 MPs, respectivamente. Esto implica que la emisión de MPs varía en función del tiempo y temperatura utilizados en prelavado. De este modo, el número de microplásticos procedentes del lavavajillas que se consideran para cada lavado con táperes son los obtenidos en dichos lavados sin táperes realizados el mismo día.

En cambio, en intensivo sí que se observa dependencia con el volumen debido a que como podemos observar en la figura 22 a medida que aumenta el volumen sí que se aprecia un aumento del número de microplásticos, por ello los cálculos que se han de realizar para hallar los microplásticos procedentes de táper son los expuestos previamente en función del volumen.

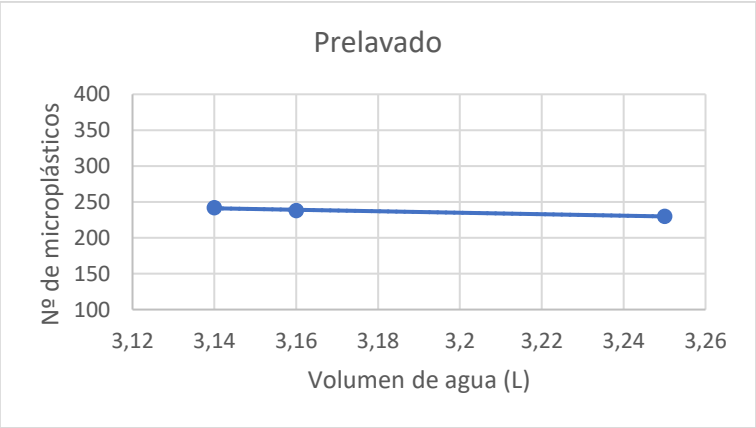

Figura 21. MPs procedentes del lavavajillas frente al volumen de agua utilizado en los ensayos de prelavado

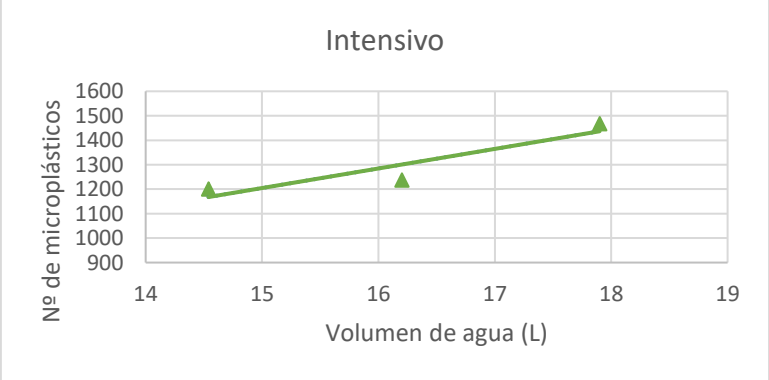

Figura 22. MPs procedentes del lavavajillas frente al volumen de agua utilizado en los ensayos de prelavado

En la figura 24 se puede observar que existe una mayor liberación de MPs usando el programa intensivo que en prelavado (317 MPs de media para prelavado táper y 2095 MPs para intensivo con táper). Esto es debido que al haber mayor temperatura y tiempo de lavado se produce una mayor degradación de los plásticos originando esta mayor liberación. La cantidad de MPs liberados procedentes de los táperes supone un porcentaje del total del 21-28%, en el caso del prelavado, y del 30-45% en el caso del lavado intensivo. Se observa, asimismo, una cierta reducción en la cantidad de MPs liberados de los táperes desde el primer lavado al tercero, de nuevo consecuencia de la liberación de los MPs de los táperes recién salidos del proceso de fabricación.

Para una mejor ilustración de lo comentado, en la figura 23, se comparan los experimentos con táperes con los experimentos sin táperes, mostrando la concentración de MPs en el agua de salida del lavavajillas y su evolución los distintos días de experimentación.

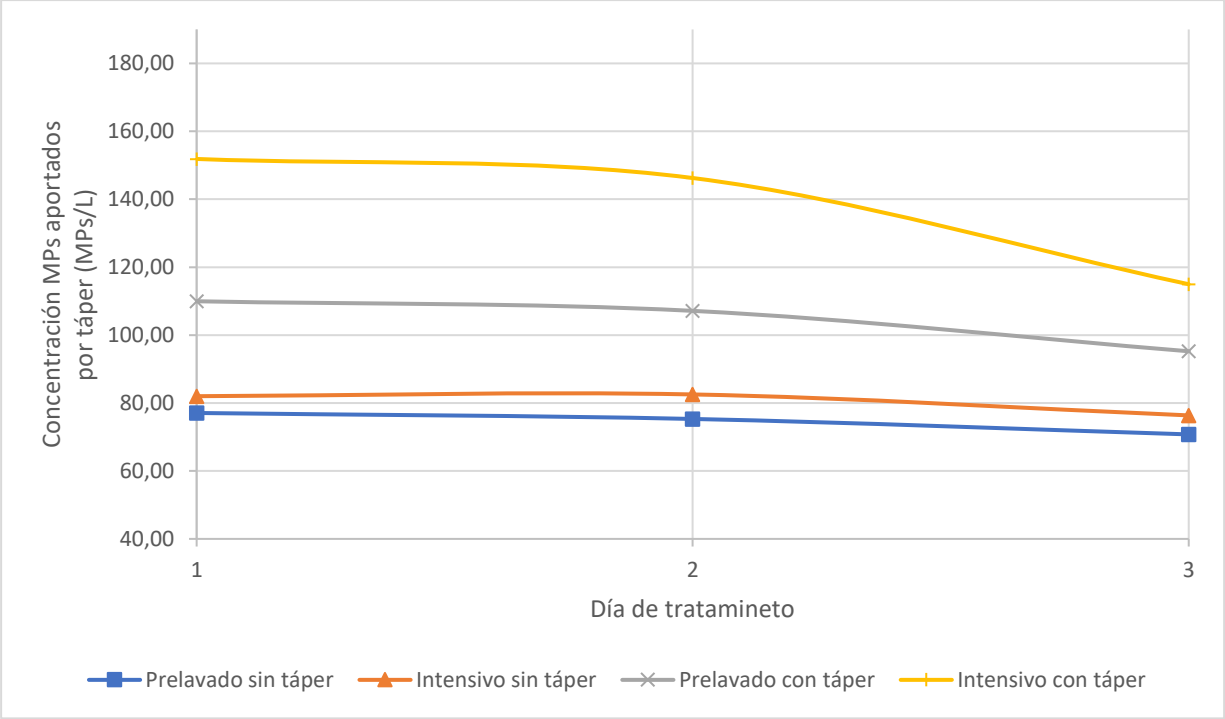

Figura 23. Evolución de la concentración de MPs cuantificada en el agua de salida de lavados realizados sin y con táperes durante los 3 días de experimentación

Tabla 18. Evolución de los microplásticos en los distintos ensayos en los 3 días (Concentraciones en MPs/L)

		Nº de MPs	Volumen agua (L)	Concentración MPs	MPs aportados por agua de red	MPs lavavajillas + táperes	Nº de MPs aportados por lavavajillas	Nº de MPs aportada por el táper	Concentración de MPs aportados por el lavavajillas	Concentración MPs aportados por los táperes por volumen	Concentración MPs aportados por los táperes por táper
Día 1	**Grifo**	70	10	7	70	-	-	-	-	-	-
	Prelavado	242	3	77	22	-	220	-	70	-	-
	Intensivo	1468	18	82	125	-	1343	-	75	-	-
	Prelavado con táper	331	3	110	21	310	220	90	73	30	15
	Intensivo con táper	2325	15	152	107	2218	1148	1069	75	70	178
Día 2	**Grifo**	99	10	10	99	-	-	-	-	-	-
	Prelavado	238	3	75	31	-	207	-	65	-	-
	Intensivo	1200	15	83	144	-	1056	-	73	-	-
	Prelavado con táper	330	3	107	30	300	207	93	67	30	15
	Intensivo con táper	2210	15	146	150	2060	1097	963	73	64	160
Día 3	**Grifo**	69	10	7	69	-	-	-	-	-	-
	Prelavado	230	3	71	22	-	208	-	64	-	-
	Intensivo	1237	16	76	112	-	1125	-	69	-	-
	Prelavado con táper	290	3	95	21	269	208	61	68	20	10
	Intensivo con táper	1750	15	115	105	1645	1057	588	69	39	98
Media	**Grifo**	79	10	8	79	-	-	-	-	-	-
	Prelavado	237	3	74	25	-	211	-	66	-	-
	Intensivo	1302	16	80	127	-	1175	-	72	-	-
	Prelavado con táper	317	3	104	24	293	211	81	69	27	14
	Intensivo con táper	2095	15	138	121	1974	1101	873	72	57	146

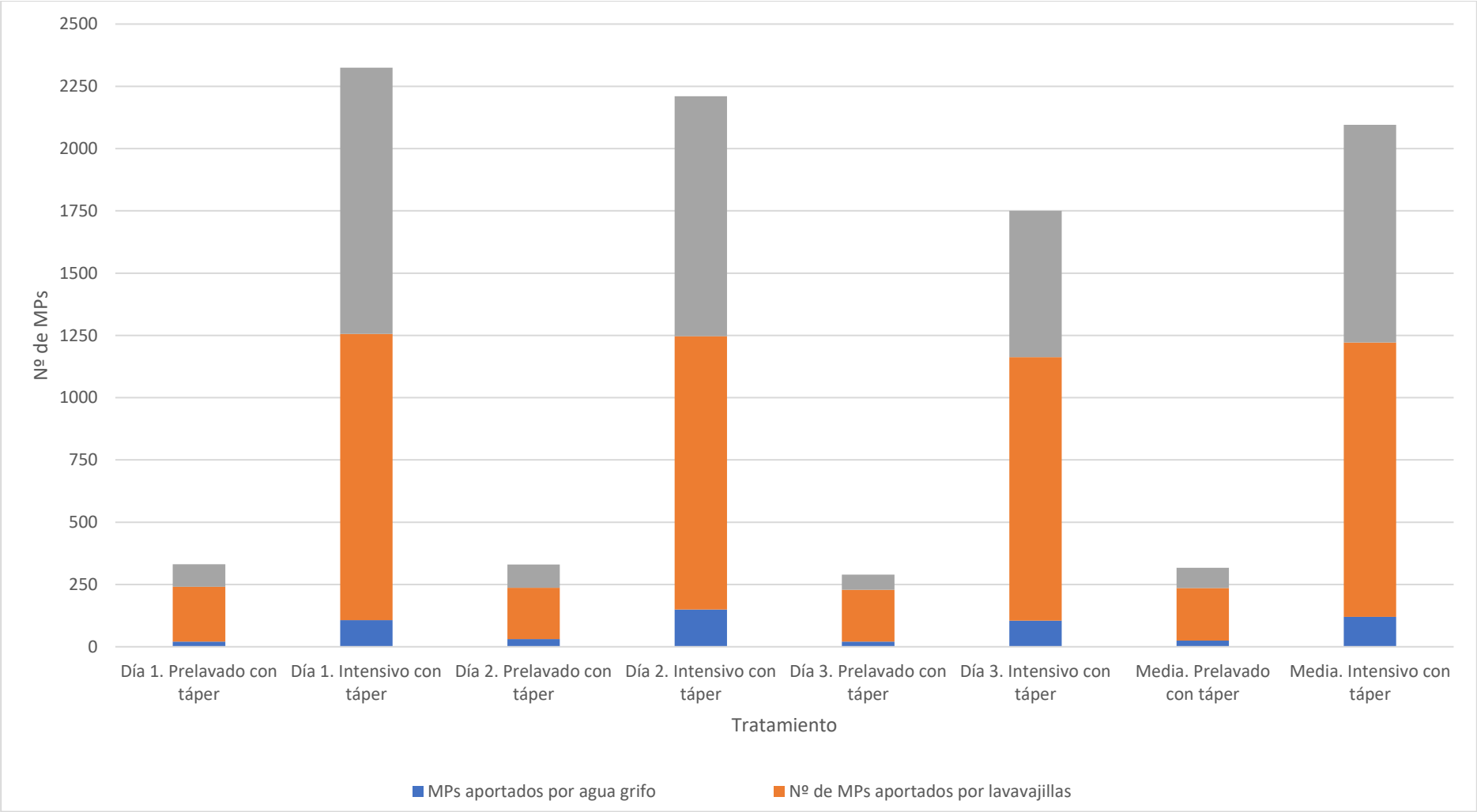

Figura 24. MPs liberados en función del tipo de lavado clasificados según su procedencia (3 días)

4.3.2. Clasificación de microplásticos en prelavado con táper

En la tabla 19 y en la figura 25A se pueden observar los valores obtenidos, de lo que se extrae que el tamaño predominante se encuentra en el rango de entre las 250 y 100 micras con un porcentaje 42%, porcentaje superior al obtenido para este intervalo de tamaños cuando los prelavados se realizaron con el lavavajillas vacío (36%). Esto indica que la mayor parte de los MPs liberados de los táperes se encuentran en este intervalo de tamaños.

Tabla 19. Clasificación de microplásticos en función del tamaño en agua de lavado de prelavado con táper

	>500 µm	**[500-250] µm**	**[250-100] µm**	**[100-20] µm**	**Total**
Día 1	50	107	128	46	331
Día 2	33	94	162	41	330
Día 3	54	77	105	54	290
Total	137	278	395	141	951
Media ± SD	46±11	93±15	132±29	47±7	317±23
%	14,41	29,23	41,54	14,83	100,00

En lo referente a la forma, al igual que lo comentado anteriormente la forma predominante es el fragmento, con un 90% del total como podemos observar en la figura 25B. Este porcentaje es superior al 76% obtenido en el prelavado sin táperes, lo que indica que los MPs liberados de los táperes son principalmente fragmentos.

Tabla 20. Clasificación de microplásticos en función de la forma en agua de lavado prelavado con táper

	Fragmentos	**Fibras**	**Pellets**	**Films**	**Espumas**	**Total**
Día 1	298	20	3	7	3	331
Día 2	300	20	3	6	1	330
Día 3	259	18	5	6	2	290
Total	857	58	11	19	6	951
Media ± SD	286±23	19±1	4±1	6±1	2±1	317±23
%	90,12	6,10	1,16	2,00	0,63	100,00

Como podemos observar en la tabla 21 casi el 84% del total de MPs presentan los colores gris/blanco y morado, como ocurría en el experimento anterior, en donde estos dos colores representaban el mayor porcentaje. El porcentaje ha aumentado ligeramente ya que los táperes

son de color blanco. Además, es destacable que hay un porcentaje significativo de color azul en estos datos de recuento, con un 8%, algo que no ocurría en el experimento anterior de prelavado (2%) y que es debido a los MPs liberados de las tapas de los táperes que son de este color. Asimismo, el resto de los colores no muestran un cambio significativo en comparación con el prelavado.

Tabla 21. Clasificación de microplásticos en función del color en agua de lavado de prelavado con táper

	Gris/Blanco	**Marrón**	**Negro**	**Rojo**	**Azul**	**Verde**	**Amarillo**	**Morado**	**Naranja**	**Total**
Día 1	218	7	6	2	31	1	6	56	4	331
Día 2	232	6	4	1	23	5	4	48	7	330
Día 3	197	6	3	2	25	3	5	47	2	290
Total	647	19	13	5	79	9	15	151	13	951
Media ± SD	216 ± 18	6±1	4±2	2±1	26±4	3±2	5±1	50±45	4±3	317±23
%	68,03	2,00	1,37	0,53	8,31	0,95	1,58	15,88	1,37	100,00

En lo que respecta al material del que están constituidos los MPs, como era de esperar, el PP es el tipo de MPs predominante que, como se puede observar en la tabla 22, en estos experimentos representa casi un 96% del total. Hay que tener en cuenta que, como se ha mencionado en el apartado de materiales y métodos, los táperes están fabricados del PP, causa de que el porcentaje de este compuesto sea ligeramente superior en este experimento en comparación con el prelavado sin táperes (95%).

Tabla 22. Clasificación de microplásticos en función de la composición en agua de lavado de prelavado con táper

	PET	**PP**	**PA**	**PE**	**Total**
Día 1	3	318	6	4	331
Día 2	5	312	9	4	330
Día 3	1	280	6	3	290
Total	9	910	21	11	951
Media ± SD	3±2	303±20	7±2	4±1	317±23
%	0,95	95,69	2,21	1,16	100,00

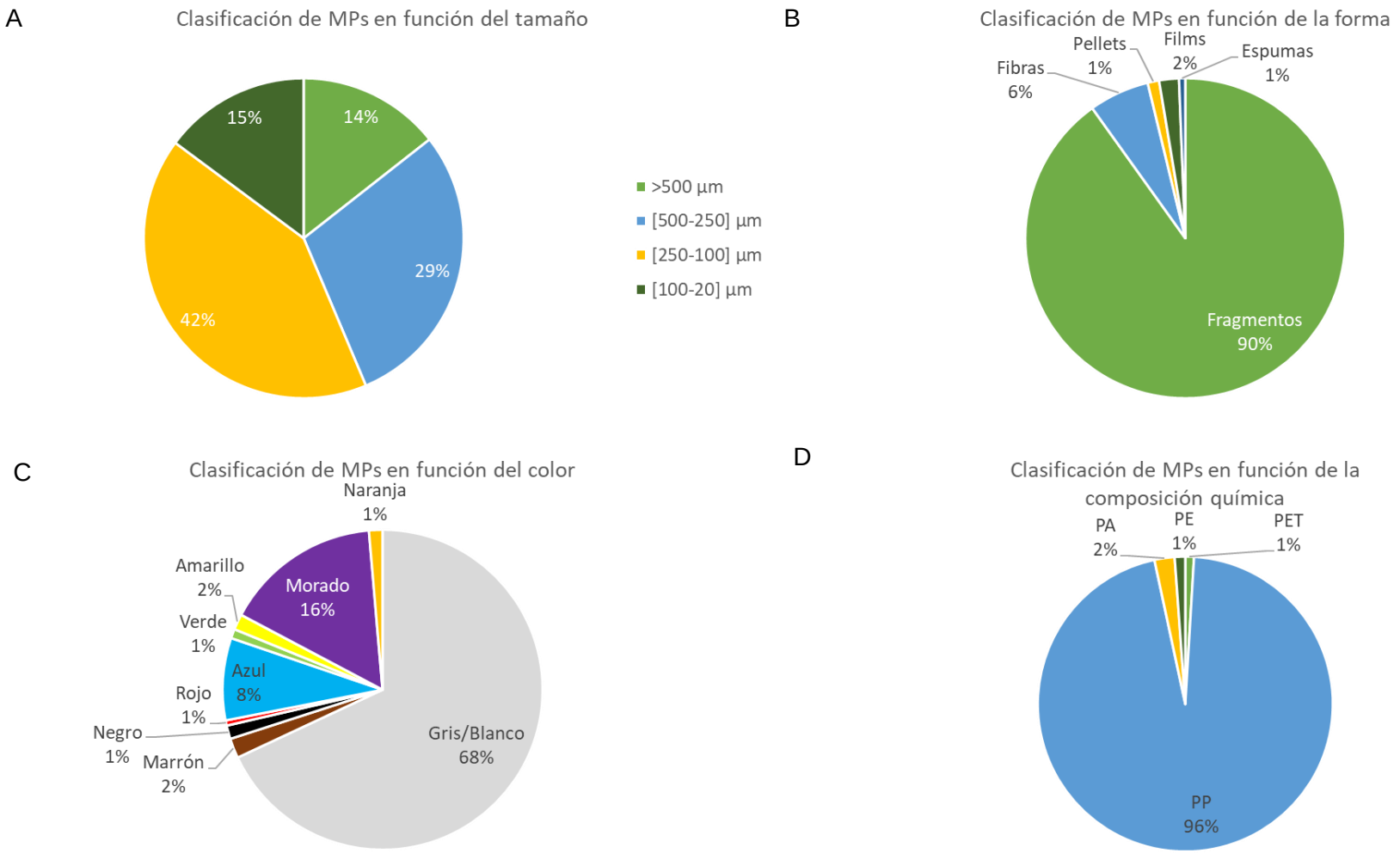

Figura 25. Gráficos de sectores que relaciona la cantidad de MPs encontrada (en porcentaje) en función del tamaño (A), forma (B), color (C) y composición química (D) en agua de lavado de prelavado con táper

4.3.3. Clasificación de microplásticos en el lavado intensivo con táper

Al igual que ocurre en el ensayo anteriormente mencionado, se puede observar en la tabla 23 que se sigue la misma tendencia de tamaño de MPs con un porcentaje del 32% para el rango de tamaño 100-250 micras, algo menor que en prelavado con táper y muy similar al obtenido en el lavado intensivo sin táperes.

Tabla 23. Clasificación de microplásticos en función del tamaño de poro en agua de lavado de intensivo con táper

	>500 µm	**[500-250] µm**	**[250-100] µm**	**[100-20] µm**	**Total**
Día 1	495	717	726	387	2325
Día 2	293	581	795	541	2210
Día 3	290	397	488	575	1750
Total	1078	1695	2009	1503	6285
Media ± SD	359±118	565±161	670±161	501±100	2095±304
%	17,15	26,97	31,96	23,91	100,00

Siguiendo la misma tónica que en este experimento y en el anterior, los fragmentos representan el porcentaje mayoritario de MPs liberados con un 91% del total, como se observa en la tabla 24. Es un porcentaje similar al obtenido en el caso de prelavado con táper (90%) y superior al intensivo sin táper (76 %), lo que de nuevo pone de relieve que los MPs liberados de los táperes son principalmente fragmentos.

Tabla 24. Clasificación de microplásticos en función de la forma en agua de lavado de intensivo con táper

	Fragmentos	**Fibras**	**Pellets**	**Films**	**Espumas**	**Total**
Día 1	2171	103	16	31	4	2325
Día 2	2013	129	33	33	2	2210
Día 3	1531	131	20	65	3	1750
Total	5715	363	69	129	9	6285
Media ± SD	1905±333	121±16	23±9	43±19	3±1	2095±304
%	90,93	5,78	1,10	2,05	0,14	100,00

En lo que respecta al color, gris/blanco y morado siguen siendo los colores mayoritarios con un 76,31% y por tanto no se desvían de resultados anteriores. Resulta mencionable que, al igual que ocurría en el ensayo de prelavados con táper, el azul sigue siendo un color que posee un porcentaje destacable con un 12%

Tabla 25. Clasificación de microplásticos en función del color en agua de lavado de intensivo con táper

	Gris/Blanco	Marrón	Negro	Rojo	Azul	Verde	Amarillo	Morado	Naranja	Total
Día 1	1403	98	80	38	301	39	11	351	4	2325
Día 2	1263	89	84	20	308	9	20	415	2	2210
Día 3	1061	74	63	18	170	14	42	303	5	1750
Total	3727	261	227	76	779	62	73	1069	11	6285
Media ± SD	1242 ± 172	87±12	76±11	25±11	260±78	21±16	24±16	356±56	4±2	2095±304
%	59,30	4,15	3,61	1,21	12,39	0,99	1,16	17,01	0,18	100,00

Finalmente, en lo que respecta a la composición, el PP sigue siendo el tipo de plástico mayoritario con casi un 97%, al igual que ocurría en el resto de los ensayos. No obstante, este valor es ligeramente superior que en el ensayo de prelavado con táper (96%) y que del intensivo sin táper (95%), como consecuencia de la mayor liberación de MPs procedentes de los táperes por el tratamiento más intenso.

Tabla 26. Clasificación de microplásticos en función de la composición en agua de lavado de intensivo con táper

	PET	PP	PA	PE	Total
Día 1	13	2263	31	18	2325
Día 2	22	2126	43	19	2210
Día 3	8	1700	31	11	1750
Total	43	6089	105	48	6285
Media ± SD	14±7	2030±294	35±7	16±4	2095±304
%	0,68	96,88	1,67	0,76	100,00

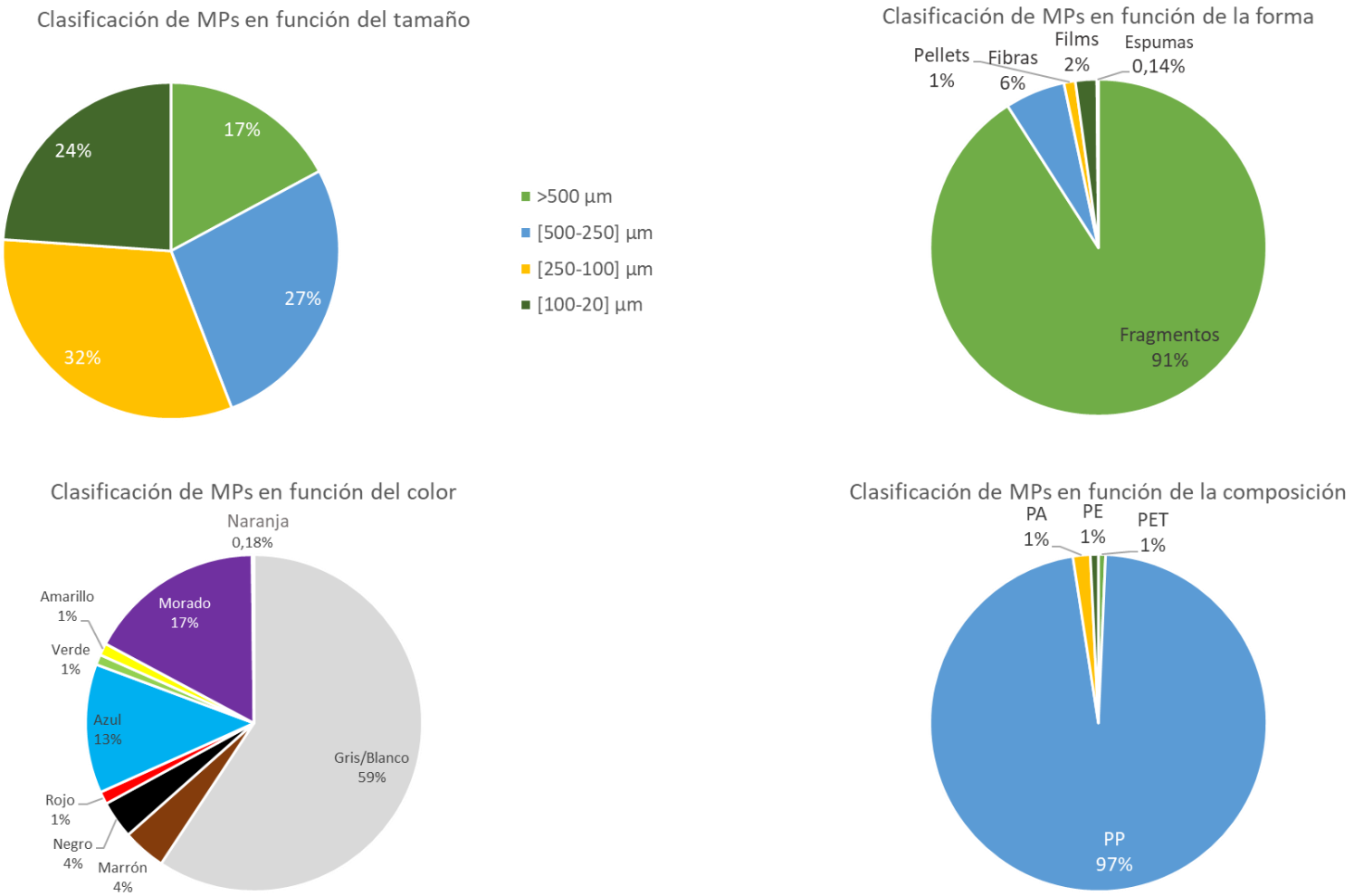

Figura 26. Gráficos de sectores que relaciona la cantidad de MPs encontrada (en porcentaje) en función del tamaño (A), forma (B), color (C) y composición química (D) en agua de lavado de intensivo con táper

5. CONCLUSIONES

5. CONCLUSIONES

- El análisis de microplásticos en agua de red de Oviedo nos ha indicado que, en el momento del estudio, variaban entre 6 y 10 MPs/L, con un valor medio de 7,4 MPs/L, similar a los descritos en la bibliografía para otras aguas de red.

- La caracterización de los MPs encontrados en el agua de red indicó que el 87% tenía un tamaño menor a 500 µm, el 74% eran fragmentos, el 46% eran de color gris o blanco y el 40% estaban constituidos por polipropileno.

- El análisis de MPs en las aguas de lavado del lavavajillas ha dado como resultado concentraciones medias de 90 MPs/L en el prelavado y 86 MPs /L en el intensivo, valores muy superiores a los detectados en el agua de red, demostrando la importante liberación de microplásticos que tiene lugar como consecuencia del uso del lavavajillas

- Se observó una disminución en la cantidad de microplásticos aportados por el lavavajillas a medida que iban transcurriendo los días de uso (la cantidad de MPs liberados se redujo en un 51% para el prelavado y un 18% para el intensivo desde el primer al sexto día de experimentación. Esto es debido a que el lavavajillas nuevo desprende más microplásticos debido a la presencia de MPs residuales del proceso de fabricación, más fácilmente liberables.

- El lavado intensivo liberó aproximadamente 1000 MPs más al agua que el prelavado como consecuencia del mayor tiempo de lavado y de la temperatura más alta que provoca una mayor degradación de los materiales que constituyen el lavavajillas.

- Tanto para el prelavado como para el lavado intensivo el tamaño mayoritario de los MPs recogidos era menor a 500 µm (86% y un 85%, respectivamente), la forma predominante los fragmentos (76%) y el material mayoritario el propileno (95%), material del que está constituido la parte plástica del lavavajillas.

- Cuando los mismos lavados se hicieron en presencia de táperes de polipropileno las concentraciones en el agua de salida ascendieron hasta valores medios de 104 MPs/L para prelavado y 138 MPs/L y para intensivo, lo que demuestran que existe una liberación de MPs procedente de los recipientes lavados.

- En el caso de los táperes, también se observó una mayor liberación de microplásticos en lavados intensivos que en el prelavado, lo que indica que el mayor tiempo de lavado y la temperatura más alta contribuyen a una mayor degradación del polipropileno que los constituye.

- La caracterización de los MPs del agua de los lavados con táperes fue similar a la observada cuando el lavavajillas estaba vacío. Así la mayoría de los MPs eran menores a 500 µm (prelavado 86% e intensivo 83%), la forma mayoritaria eran los fragmentos (prelavado 90% e intensivo 91%) y el material predominante era el polipropileno (prelavado 96% e intensivo 97%).

6. SÍMBOLOS

6. SÍMBOLOS

ATR: Reflectancia total atenuada

EDARU: Estación depuradora de aguas residuales urbanas

FPA: Sistemas de instrumentos de plano focal

FTIR: Espectroscopía de infrarrojo por transformada de Fourier

HDPE: Polietileno de alta densidad

IR: Radiación infrarroja

LDPE: polietileno de baja densidad polipropileno

MCT: Detector de telurio de cadmio y mercurio

MPs: Microplásticos

PA: Poliamida

PE: Polietileno

PET: Tereftalato de polietileno

PP: Polipropileno

PS: Poliestireno

PVC: Cloruro de polivinilo

SD: Desviación estándar

UV: Radiación ultravioleta A

7. BIBLIOGRAFÍA

7. BIBLIOGRAFÍA

A. Vethaak y J. Legler. Microplastics and human health. 2021. Science, vol. 371, n.º 6530, págs. 672-674

Adeogun, A.O., Ibor, O.R., Khan, E.A., Chukwuka, A.V., Omogbemi, E.D., Arukwe, A., 2020. Detection and occurrence of microplastics in the stomach of commercial fish species from a municipal water supply lake in southwestern Nigeria. Environ. Sci. Pollut. Res. Int. 27, 31035–31045

Alavian Petroody, S. S., Hashemi, S. H., & van Gestel, C. A. M. (2020). Factors affecting microplastic retention and emission by a wastewater treatment plant on the southern coast of Caspian Sea. Chemosphere, 261, 128179

Algorithms for computation of fundamental properties of seawater; Unesco technical papers in marine science; Vol.:44; 1983

Alimi O, Farner Budarz J, Hernandez LM, Tufenkji N: Microplastics and Nanoplastics in Aquatic Environments: Aggregation, Deposition, and Enhanced Contaminant Transport. Environmental science & technology 2017

Analysis of Plastics Production, Demand and Recovery in Europe; Plastics Europe, Association of Plastic

Anastasopoulou, A.; Viršek, M.K.; Varezić, D.B.; Digka, N.; Fortibuoni, T.; Koren, S.; Mandić, M.; Mytilineou, C.; Pešić, A.; Ronchi, F.; Šiljić J.; Torre, M.; Tsangaris, C.; Tutman, P. 2018. Assessment on marine litter ingested by fish in the Adriatic and NE Ionian Sea macro-region (Mediterranean). Marine Pollution Bulletin 133: 841-851

Anderson Abel de Souza Machado, Werner Kloas, Christiane Zarfl, Stefan Hempel, Matthias C. Rillig. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. Global Change Biology, 2018

Anderson, P., Warrack, S., Langen, V., Challis, J., Hanson, M., & Rennie, M. (2017). Microplastic pollution in Lake Winnipeg, Canada. Environmental Pollution, 225, 223–231

Andrady, A., 2011. Microplastics in the marine environment. Marine Pollution Bulletin 62, 1596–1605

Andrady, A.L. 2017. The plastic in microplastics: A review. Marine Pollution Bulletin 119: 12-22

Andrady, A.L.; Neal, M.A. 2009. Applications and societal benefits of plastics. Philosophical Transactions B: Biological Sciences 364: 1977-1984

Artham T, Sudhakar M, Venkatesan R, Madhavan Nair C, Murty KVGK, Doble M: Biofouling and stability of synthetic polymers in sea water. International Biodeterioration & Biodegradation 2009, 63:884-890

Asociación Ambiente Europeo. Organización no gubernamental. (s. f.). Recuperado 1 de julio de 2021, de https://ambienteeuropeo.org/

Auta HS, Emenike CU, Fauziah SH: Distribution and Importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fates, effects and potential solutions. Environment International 2017, 102:165-176.

Avio, C.G.; Gorbi, S.; Regoli, F. 2015. Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: First observations in commercial species from Adriatic Sea. Marine Environmental Research: 111: 18-26

Baechler, B.R., Stienbarger, C.D., Horn, D.A., Joseph, J., Taylor, A.R., Granek, E.F., Brander, S.M., 2020. Microplastic occurrence and effects in commercially harvested North American finfish and shellfish: current knowledge and future directions. Limnol. Oceanogr. Lett. 5, 113–136

Bakir A, Rowland SJ, Thompson RC. Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions. Environmental Pollution 2013; 16±23

Barboza, L.G.A., Lopes, C., Oliveira, P., Bessa, F., Otero, V., Henriques, B., Raimundo, J., Caetano, M., Vale, C., Guilhermino, L., 2020. Microplastics in wild fish from North East Atlantic Ocean and its potential for causing neurotoxic effects, lipid oxidative damage, and human health risks associated with ingestion exposure. Sci. Total Environ. 717, 134625

Barceló, D. (2014). Los contaminantes emergentes: Descripción y tratamientos. Recuperado el 1 de julio de 2021, de https://www.iagua.es/blogs/damia-barcelo/contaminantes-emergentes-descripcion-y-tratamientos

Barnes DKA, Galgani F, Thompson RC, Barlaz M. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences. 2009; 364:1985–1998

Bayo, J., Olmos, S., López-Castellanos, J., & Alcolea, A. (2016). Microplastics and microfibers in the sludge of a municipal wastewater treatment plant. International Journal of Sustainable Development and Planning, 11(5), 812-821

Beladi-Mousavi SM, Hermanová S, Ying Y, Plutnar J, Pumera M. A Maze in Plastic Wastes: Autonomous Motile Photocatalytic Microrobots against Microplastics. ACS Appl Mater Interfaces. 2021 Jun 2;13(21):25102-25110.

Bilcke CV. The Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. RECIEL. 2002;11(3);328-342.

Blight, L.K., Burger, A.E., 1997. Occurrence of plastic particles in seabirds from the eastern North Pacific. Marine Pollution Bulletin 34, 323-325.

Boerger, C.M., Lattin, G.L., Moore, S.L., Moore, C.J., 2010. Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. Marine Pollution Bulletin 60, 2275-2278.

Brigitte Toussaint, Barbara Raffael, Alexandre Angers-Loustau, Douglas Gilliland, Vikram Kestens, Mauro Petrillo, Iria M. Rio-Echevarria & Guy Van den Eede (2019) Review of micro- and nanoplastic contamination in the food chain, Food Additives & Contaminants: Part A, 36:5, 639-673

Browne MA, Dissanayake A, Galloway TS, Lowe DM, Thompson RC. 2008. Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, Mytilus edulis (L.). Environ Sci Technol;42(13):5026-31

Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., & Thompson, R. (2011). Accumulation of microplastics on shorelines worldwide: Sources and sinks. Environmental Science and Technology, 45(21), 9175–9179.

Browne, M. A., Galloway, T. S., & Thompson, R. C. (2010). Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. Environmental Science and Technology, 44(9), 3404–3409.

Buteler, M. (2019). El problema del plástico: ¿Qué es la contaminación por plástico y por qué nos afecta a todos? Desde la Patagonia difundiendo saberes, 16(28), 56-60.

Castañeta, Grover, Gutiérrez, Abel F, Nacaratte, Fallón, & Manzano, Carlos A. (2020). Microplásticos: un contaminante que crece en todas las esferas ambientales, sus características y posibles riesgos para la salud pública por exposición. Revista Boliviana de Química, 37(3), 142-157.

Chang M: Reducing microplastics from facial exfoliating cleansers in wastewater through treatment versus consumer product decisions. Mar Pollut Bull 2015, 101:330–333

Chang, X., Xue, Y., Li, J., Zou, L., Tang, M., 2019. “Potential health impact of environmental micro- and nanoplastics pollution”. J. Appl. Toxicol., 1-12.

Chianese R, Troisi J, Richards S, Scafuro M, Fasano S, Guida M, Pierantoni R, Meccariello R. 2018. Bisphenol A in Reproduction: Epigenetic Effects. Curr Med Chem. Feb 21;25(6):748-770.

Cho, Y., Shim, W.J., Jang, M., Han, G.M., Hong, S.H., 2019. Abundance and characteristics of microplastics in market bivalves from South Korea. Environ. Pollut.245, 1107–1116.

Cole M, Lindeque P, Fileman E, Halsband C, Goodhead R, Moger J, Galloway TS: Microplastic Ingestion by Zooplankton. Environmental Science & Technology 2013, 47:6646-6655

Cole M, Lindeque PK, Fileman E, Clark J, Lewis C, Halsband C, Galloway TS: Microplastics Alter the Properties and Sinking Rates of Zooplankton Faecal Pellets. Environmental science & technology 2016, 50:3239-3246

Cole, M.; Lindeque, P.; Halsband, C.; Galloway, T.S. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. Marine Pollution Bulletin 62: 2588-2597)

Collard, F., Gasperi, J., Gabrielsen, G.W., Tassin, B., 2019. Plastic particle ingestion by wild freshwater fish: a critical review. Environ. Sci. Technol. 53, 12974–12988.

Comisión Europea, 2015. Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. Cerrar el círculo: un plan de acción de la UE para la economía circular.

Consejo de ministros, 2021. Proyecto de Ley de Residuos y Suelos Contaminados. (2021). Recuperado en julio de 2021, de https://www.lamoncloa.gob.es/consejodeministros/Paginas/ enlaces/180521-enlace-residuos.aspx

Coppock RL, Galloway TS, Cole M, Fileman ES, Queirós AM, Lindeque PK: Microplastics alter feeding selectivity and faecal density in the copepod, Calanus helgolandicus. Science of The Total Environment 2019, 687:780-789.

Courtene-Jones W, Quinn B, Gary SF, Mog AOM, Narayanaswamy BE: Microplastic pollution identified in deep-sea water and ingested by benthic invertebrates in the Rockall Trough, North Atlantic Ocean. Environmental Pollution 2017, 231:271-280

Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J.I., Irigoien, X., Ubeda, B., León, S.H., Palma, A.T., Navarro, S., Garcia-de-Lomas, J., Ruiz, A., Fernandez-de-puelles, M.L., Duarte, C.M. 2014. Plastic debris in the open ocean. P Natl. Acad. Sci. U. S. A., 111, 10239–10244

Crawford, C.B., Quinn, B., 2017. The interactions of microplastics and chemical pollutants. In: Crawford, C.B., Quinn, B. (Eds.), Microplastic Pollutants. Elsevier, pp. 131–157.

D. Sol Sánchez, A. Laca Pérez, A. Laca Pérez, P. Simón Andreu, M. Abellán Soler, A. Rancaño Pérez, M. Díaz Fernández. Microplásticos en estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas, Industria Química, ISSN 2340-2113, enero 2020, nº76, pp. 50-56.

D. Sol Sánchez, A. Laca Pérez, A. Laca Pérez, P. Simón Andreu, M. Abellán Soler, A. Rancaño Pérez, M. Díaz Fernández (2020). Microplásticos en estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas y metodologías de análisis, Industria Química, ISSN 2340-2113, septiembre 2020, nº83, pp. 30-37.

Dehaut, A., Cassone, A.-L., Fr`ere, L., Hermabessiere, L., Himber, C., Rinnert, E., Rivi`ere, G., Lambert, C., Soudant, P., Huvet, A., Duflos, G., Paul-Pont, I., 2016. Microplastics in seafood: benchmark protocol for their extraction and characterization. Environ. Pollut. 215, 223–233

De-la-Torre, Gabriel Enrique (2019). Microplásticos en el medio marino: una problemática que abordar. Revista Ciencia y Technología, 15 (4), 27-37.

Desforges, J.P., Galbraith,M., Ross, P.S., 2015. Ingestion of microplastics by zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 69, 320–330

Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., Tassin, B., 2015. "Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris". Environ. Chem., 12(5), 592-599

Dris, R., J. Gasperi, C. Mirande, C. Mandin, M. Guerrouache, V. Langlois, and B. Tassin. 2017. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. Environmental Pollution 221:453–8

Dris, R., J. Gasperi, M. Saad, C. Mirande, and B. Tassin. 2016. Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment?. Marine Pollution Bulletin 104 (1–2): 290–3

Du, F., Cai, H., Zhang, Q., Chen, Q., & Shi, H. (2020). Microplastics in take-out food containers. Journal of Hazardous Materials, 399, 122969

Duis K, Coors A: Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. Environ Sci Eur 2016, 28:2

ECHA. (2018). Microplásticos. Recuperado en julio de 2021, de https://echa.europa.eu/es/hot-topics/microplastics

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. Pollut., 259, 113837

Eerkes-Medrano, D., Leslie, H. A., & Quinn, B. (2019). Microplastics in drinking water: A review and assessment. En Current Opinion in Environmental Science and Health (Vol. 7, pp. 69-75)

Elert, A.M., Becker, R., Duemichen, E., et al., 2017. Comparison of different methods for MP detection: what can we learn from them, and why asking the right question before measurements matters? Environ. Pollut. 231, 1256–1264

Eriksen M, Lebreton LCM, Carson HS, Thiel M, Moore CJ, Borerro JC, Galgani F, Ryan PG, Reisser J: Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. PLOS ONE 2014, 9: e111913

Fadare, O. O., Wan, B., Guo, L. H., & Zhao, L. (2020). Microplastics from consumer plastic food containers: Are we consuming it? Chemosphere, 253, 126787. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126787

Farrell P, Nelson K: Trophic level transfer of microplastic: Mytilus edulis (L.) to Carcinus maenas (L.). Environmental Pollution 2013, 177:1-3.

Fendall, L. and Sewell, M. (2009). Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. Marine Pollution Bulletin 58 1225–1228.

Free CM, Jensen OP, Mason SA, Eriksen M, Williamson NJ, Boldgiv B: High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. Mar Pollut Bull 2014, 85:156–163

Galgani, F., Leaute, J.P., Moguedet, P., Souplet, A., Verin, Y., Carpentier, A., Goraguer, H., Latrouite, D., Andral, B., Cadiou, Y., Mahe, J.C., Poulard, J.C., Nerisson, P., 2000. Litter on the sea floor along European coasts. Mar. Pollut. Bull. 40, 516–527.

Gallego-Schmid, A., Mendoza, J.M.F., Azapagic, A., 2019. Environmental impacts of takeaway food containers. J. Clean. Prod. 211, 417e427

Geueke, B., Groh, K., Muncke, J., 2018. Food packaging in the circular economy: overview of chemical safety aspects for commonly used materials. J. Clean. Prod. 193, 491e505

Gherghel, A., Teodosiu, C., De Gisi, S., 2019. “A review on wastewater sludge valorisation and its challenges in the context of circular economy”. J. Clean. Prod., 228, 244-263.

Gies, E.A., LeNoble, J.L., Noel, M., Etemadifar, A., Bishay, F., Hall, E.R., Ross, P.S., 2018. “Retention of microplastic in a major secondary wastewater treatment plant in Vancouver, Canada”. Mar. Pollut. Bull., 133, 553-561.

Guzzetti, E.; Sureda, A.; Tejada, S.; Faggio, C. 2018. Microplastic in marine organism: Environmental and toxicological effects. Environmental toxicology and pharmacology 64: 164-171

Hale, R. C., Seeley, M. E., La Guardia, M. J., Mai, L., & Zeng, E. Y. (2020). A Global Perspective on Microplastics. En Journal of Geophysical Research: Oceans (Vol. 125, Número 1, p. e2018JC014719). Blackwell Publishing Ltd

Hartline NL, Bruce NJ, Karba SN, Ruff EO, Sonar SU, Holden PA: Microfiber masses recovered from conventional machine washing of new or aged garments. Environ Sci Technol 2016, 50:11532–11538.

Hermsen, E.; Pompe, R.; Besseling, E.; Koelmans, A.A. 2017. Detection of low numbers of microplastics in North Sea fish using strict quality assurance criteria. Marine Pollution Bulletin. 122: 253-258

Hernandez, L.M., Xu, E.G., Larsson, H.C.E., Tahara, R., Maisuria, V.B., Tufenkji, N., 2019. Plastic teabags release billions of microparticles and nanoparticles into tea. Environ. Sci. Technol. 53, 12300–12310.

Hollman PCH, Bouwmeester H, Peters RJB (2013). Microplastics in the aquatic food chain; Sources, measurement, occurrence and potential health risks. Wageningen, RIKILT Wageningen UR (University & Research centre), RIKILT report 2013.003, 28 pp.

Holmes LA, Turner A, Thompson RC. Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. Environ Pollut. 2012;160:42-8.

Huang, W., Song, B., Liang, J., Niu, Q., Zeng, G., Shen, M., Deng, J., Luo, Y., Wen, X., & Zhang, Y. (2021). Microplastics and associated contaminants in the aquatic environment: A review on their ecotoxicological effects, trophic transfer, and potential impacts to human health. Journal of Hazardous Materials, 405, 124187

Hubard, R.W., Sadri, S., Wong, Y.Q., Khitun, A.A., Baker, I., Thompson, R.C., 2014. Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice. Earth's Future 2, 315–320

Huiyan Tong, Qianyi Jiang, Xingshuai Hu, Xiaocong Zhong, Occurrence and identification of microplastics in tap water from China

Imhof, H.K., Schmid, J., Niessner, R., et al., 2012. A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. Limnol. Oceanogr. Methods 10 (7), 524–537

Iniguez, M.E., Conesa, J.A., Fullana, A., 2017. Microplastics in Spanish table salt. Sci. Rep. 7, 8620.

Iversen M, Poulsen L: Coprorhexy, coprophagy, and coprochaly in the copepods Calanus helgolandicus, Pseudocalanus elongatus, and Oithona similis. Marine Ecology Progress Series 2007, 350:79-89.

Ivleva, N.P., Wiesheu, A.C., Niessner, R., 2017. Microplastic in aquatic ecosystems. Angew. Chem. Int. Ed. 56 (7), 1720–1739

Jiang, J. 2018. Occurrence of microplastics and its pollution in the environment: A review. Sustainable Production and Consumption 13: 16-23.

Jung, M.R., Horgen, F.D., Orski, S.V., et al., 2018. Validation of ATR FT-IR to identify polymers of plastic marine debris, including those ingested by marine organisms. Mar. Pollut. Bull. 704–716

Kaiser D, Kowalski N, Waniek JJ: Effects of biofouling on the sinking behavior of microplastics. Environmental Research Letters 2017, 12:124003

Käppler, A., Fischer, D., Oberbeckmann, S., Schernewski, G., Labrenz, M., Eichhorn, K.J., Voit, B., 2016. "Analysis of environmental microplastics by vibrational microspectroscopy: FTIR, Raman or both?". Anal. Bioanal. Chem., 408(29), 8377-8391

Kazour, M., Terki, S., Rabhi, K., Jemaa, S., Khalaf, G., & Amara, R. (2019). Sources of microplastics pollution in the marine environment: Importance of wastewater treatment plant and coastal landfill. Marine Pollution Bulletin, 146, 608-618

Kedzierski, M., Le Tilly, V., Bourseau, P., Bellegou, H., César, G., Sire, O., Bruzaud, S., 2016. Microplastics elutriation from sandy sediments: a granulometric approach. Mar. Pollut. Bull. 107 (1), 315–323

Kieran D. Cox, Garth A. Covernton, Hailey L. Davies, John F. Dower, Francis Juanes, and Sarah E. Dudas Environmental Science & Technology 2019 53 (12), 7068-7074

Kooi M, van Nes EH, Scheffer M, Koelmans AA: Ups and Downs in the Ocean: Effects of Biofouling on Vertical Transport of Microplastics. Environmental science & technology 2017, 51:7963-7971

Kosuth, M., Mason, S.A., Wattenberg, E.V., 2018. Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt. PloS One 13, e0194970

Kühn, S.; van Werven, B.; van Oyen, A.; Meijboom, A.; Rebolledo, E.L.B.; van Franeker, J.A. 2017. The use of potassium hydroxide (KOH) solution as a suitable approach to isolate plastics ingested by marine organisms. Marine Pollution Bulletin 115: 86-90.

Lambert S, Sinclair C, Boxall A: Occurrence, degradation, and effect of polymer-based materials in the environment. In Whitacre D. Reviews of environmental contamination and toxicology,vol. 227. Cham: Springer; 2014:1–53.

Lambert, S., and M. Wagner. 2018. Freshwater Microplastics: Emerging environmental contaminants? In The handbook of environmental chemistry 58.

Lassen, C., Hansen, S. F., Magnusson, K., Norén, F., Hartmann, N. I. B., Jensen, P. R., ... & Brinch, A. (2012). Microplastics-Occurrence, effects and sources of. Significance, 2, 2

Law, K.L., Thompson, R.C., 2014. Microplastics in the seas. Science 345 (6193), 144–145

Lechner A, Ramler D: The discharge of certain amounts of industrial microplastic from a production plant into the River Danube is permitted by the Austrian legislation. Environ Pollut 2015, 200:159–160

Li, C., Busquets, R., Campos, L.C., et al., 2020. Assessment of microplastics in freshwater systems: a review. Sci. Total Environ

Li, J., Green, C., Reynolds, A., Shi, H., Rotchell, J.M., 2018. Microplastics in mussels sampled from coastal waters and supermarkets in the United Kingdom. Environ. Pollut. 241, 35–44

Li, S., W. Zhang, Y. Y. Chen, J. Lv, Y. Wang, and Y. L. Yue. 2019. Research progress in microplastic detection technology in drinking water. Water Purification Technology 38 (4):1–8.

Liebezeit, G., Dubaish, F., 2012. Microplastics in beaches of the East Frisian islands Spiekeroog and Kachelotplate. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 89 (1), 213–217

Lima, ARA, Barletta, M, Costa, MF (2015) Seasonal distribution and interactions between plankton and microplastics in a tropical estuary. Estuarine, Coastal and Shelf Science 165: 213–225.

Liu, K., X. H. Wang, T. Fang, P. Xu, L. X. Zhu, and D. J. Li. 2019. Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai. Science of the Total Environment 675:462–71

Liu, X., Yuan, W., Di, M., Li, Z., Wang, J., 2019. “Transfer and fate of microplastics during the conventional activated sludge process in one wastewater treatment plant of China”. Chem. Eng. J., 362, 176-182.

Lobelle D, Cunliffe M: Early microbial biofilm formation on marine plastic debris. Marine Pollution Bulletin 2011, 62:197-200

Lozano, R.L., Mouat, J., 2009. Marine litter in the North-East Atlantic Region: Assessment and priorities for response. KIMO International.

Mahon, A. M., O'Connell, B., Healy, M. G., O'Connor, I., Officer, R., Nash, R., & Morrison, L. (2017). Microplastics in sewage sludge: effects of treatment. Environmental Science & Technology, 51(2), 810-818

Mai, L., Bao, L., Shi, L., et al., 2018. A review of methods for measuring microplastics in aquatic environments. Environ. Sci. Pollut. Res. 25 (12), 11319–11332

Marsh, K., Bugusu, B., 2007. Food packaging–roles, materials, and environmental issues.J. Food Sci. 72, 39–55.

Masiá, P., Sol, D., Ardura, A., Laca, A., Borrell, Y.J., Dopico, E., Laca, A., Machado-Schiaffino, G., Díaz, M., Garcia-Vazquez, E., 2020. "Bioremediation as a promising strategy for microplastics removal in wastewater treatment plants". Mar. Pollut. Bull., 156, 111252.

Mato Y, Isobe T, Takada H, Kanehiro H, Ohtake C, Kaminuma T. Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment. Environ Sci Technol. 2001;35(2):318-24.

McCormick A, Hoellein TJ, Mason SA, Schluep J, Kelly JJ. Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river. Environmental Science & Technology 2014; 11863±11871

National Geographic Society. (2019). Microplastics. https://www.nationalgeographic.org /encyclopedia/microplastics/

Min Zhang, Jingxi Li, Haibing Ding, Jinfeng Ding, Fenghua Jiang, Neal Xiangyu Ding & Chengjun Sun (2019): Distribution Characteristics and Influencing Factors of Microplastics in Urban Tap Water and Water Sources in Qingdao, China, Analytical Letters

Mintenig, S.M., Int-Veen, I., Löder, M.G.J., Primpke, S., Gerdts, G., 2017. "Identification of microplastic in effluents of wastewater treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging". Water Res., 108, 365-372.

Mintenig, S.M., Loder, M., Primpke, S., Gerdts, G., 2019. Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources. Sci. Total Environ. 648, 631e635

Moore, C.J., 2008. Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. Environmental Research 108, 131-139.

Murray F, Cowie PR (2011): Plastic contamination in the decapod crustacean Nephrops norvegicus (Linnaeus, 1758). Marine Pollution Bulletin, 62:1207-1217

Nguyen, N. B., Kim, M. K., Le, Q. T., Ngo, D. N., Zoh, K. D., & Joo, S. W. (2021). Spectroscopic analysis of microplastic contaminants in an urban wastewater treatment plant from Seoul, South Korea. Chemosphere, 263, 127812

Nizzetto, L., Langaas, S., & Futter, M. (2016). Pollution: do microplastics spill on to farm soils?. Nature, 537(7621), 488-488

OMS. La OMS anima a investigar sobre los microplásticos y a reducir drásticamente la contaminación por plásticos. (2021). Recuperado en junio de 2021, de: https://www.who.int/es/news/item/22-08-2019-who-calls-for-more-research-into-microplastics-and-a-crackdown-on-plastic-pollution

Parlamento Europeo (2018). Microplásticos: causas, efectos y soluciones. Recuperado julio de 2021, de https://www.europarl.europa.eu/news/es/headlines/society/ 20181116STO19217/ microplasticos-causas-efectos-y-soluciones

Parlamento Europeo, 2015. Directiva (UE) 2015/720 del Parlamento Europeo y del Consejo, 2015. "Reducción del consumo de bolsas de plástico ligeras".

Parlamento Europeo, 2019. Directiva (UE) 2019/904 del Parlamento Europeo y del Consejo, 2019. "Relativa a la reducción del impacto de determinados productos de plástico en el medio ambiente".

Peng X, Chen M, Chen S, Dasgupta S, Xu H, Ta K, Du M, Li J, Guo Z, Bai S: Microplastics contaminate the deepest part of the world's ocean. Geochemical Perspectives Letters 2018:1-5.

Philippe Chalmin, « The history of plastics: from the Capitol to the Tarpeian Rock », Field Actions Science Reports, Special Issue 19 | 2019, 6-11

Pivokonski M, Cermakova L, Novotna K, Peer P, Cajthaml T, Janda V (2018). Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. Sci Total Environ, 643:1644–1651

Plastic Europe. Plastic- The Fact 2020. Recuperado en junio de 2021, de: https://www.plasticseurope.org/en/resources/publications/4312-plastics-facts-2020

PNUMA. Our planet is drowning in plastic pollution—it's time for change! (2021). Recuperado en junio de 2021, de: https://www.unep.org/interactive/beat-plastic-pollution/

Porter A, Lyons BP, Galloway TS, Lewis C: Role of Marine Snows in Microplastic Fate and Bioavailability. Environmental science & technology 2018, 52:7111-7119

Pouzaud, François & Thierry-Mieg, Morgane & Burga, Karen & Verines-Jouin, Lauranne & Fiore, Karine & Beausoleil, Claire & Michel, Cécile & Rousselle, Christophe & Pasquier, Elodie. (2018).

Concerns related to ED-mediated effects of Bisphenol A and their regulatory consideration. Molecular and Cellular Endocrinology.

Pratesi CB, A. L. Santos Almeida MA, Cutrim Paz GS, Ramos Teotonio MH, Gandolfi L, Pratesi R, Hecht M, Zandonadi RP, 2021. Presence and Quantification of Microplastic in Urban Tap Water: A Pre-Screening in Brasilia, Brazil. Sustainability. 13(11):6404

Raju, S., Carbery, M., Kuttykattil, A., Senthirajah, K., Lundmark, A., Rogers, Z., SCB, S., Evans, G., & Palanisami, T. (2020). Improved methodology to determine the fate and transport of microplastics in a secondary wastewater treatment plant. Water Research, 173, 115549

Retama, I., et al., 2016. Microplastics in tourist beaches of Huatulco Bay, Pacific coast of southern Mexico. Mar. Pollut. Bull. 113, 530–535.

Revel, M., Châtel, A., Mouneyrac, C., 2018. Micro(nano)plastics: a threat to human health? Curr. Opin. Environ. Sci. Health 1, 17–23.

Richardson, S.D.; Ternes, T.A. 2018. Water Analysis: Emerging Contaminants and Current Issues. Analytical Chemistry 90: 398-428.

Rios, L.M., Moore, C., Jones, P.R., 2007. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. Marine Pollution Bulletin 54, 1230- 1237.

Rojo-Nieto, E., & Montoto Martínez, T. (2017). Basuras marinas, plásticos y microplásticos: orígenes, impactos y consecuencias de una amenaza global.

Ryan PG, Moore CJ, van Franeker JA, Moloney CL. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. Philos Trans R Soc B Biol Sci. 2009;364(1526):1999-2012.

Santillo, D., Miller, K., Johnston, P., 2017. Microplastics as contaminants in commercially important seafood species. Integr. Environ. Assess. Manag. 13, 516–521

Schirinzi GF, Perez-Pomeda I, Sanchis J, Rossini C, Farre M, Barcelo D. Cytotoxic effects of commonly used nanomaterials and microplastics on cerebral and epithelial cells. Environmental Research 2017; 579-587

SciELO - Salud Pública - Presencia de microplásticos en aguas y su potencial impacto en la salud pública Presencia de microplásticos en aguas y su potencial impacto en la salud pública. (2019). Recuperado en junio de 2021, de https://www.scielosp.org/article/resp /2019.v93/e201908064/

Sharma, S.; Chatterjee, S. 2017. Microplastic pollution, a threat to marine ecosystem and human health: a short review. Environmental Science Pollution Research 24: 21530-21547.

Shim, W.J., Hong, S.H., Eo, S.E., 2017. "Identification methods in microplastic analysis: a review". Anal. Methods, 9, 1384-1391

Simon, M., van Last, N., Vollertsen, J., 2018. "Quantification of microplastic mass and removal rates at wastewater treatment plants applying Focal Plane Array (FPA)-based Fourier Transform Infrared (FT-IR) imaging". Water Res., 142, 1-9.

Sol, D., Laca, A., Laca, A., Díaz, M., 2020. "Approaching the environmental problem of microplastics: Importance of WWTP treatments". Sci. Total Environ., 740, 140016.

Sutherland WJ, Clout M, Cote IM, et al. A horizon scan of global conservation issues for 2010. Trends Ecol Evol. 2010; 25:1–7.

Tagg A.S., Sapp M., Harrison J.P., Ojeda J.J., 2015. "Identification and quantification of microplastics in wastewater using FPA-based reflectance micro-FT-IR imaging". Anal Chem., 87, 6032-6040.

Talvitie, J., Mikola, A., Setälä, O., Heinonen, M., Koistinen, A., 2017. "How well is microliter purified from wastewater? – a detailed study on the stepwise removal of microliter in a tertiary level wastewater treatment plant". Water Res., 109, 164-172.

Teng, J., Wang, Q., Ran, W., Wu, D., Liu, Y., Sun, S., Liu, H., Cao, R., Zhao, J., 2019. Microplastic in cultured oysters from different coastal areas of China. Sci. Total Environ. 653, 1282–1292

Teuten EL et al. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. The Royal Society of Publishing 2009; 2027±2045

ThermoFisher Scientific, 2018. Guide to the identification of microplastics by FTIR and Raman spectroscopy. White Paper WP53077.
Thompson RC: Plastic debris in the marine environment: consequences and solutions. Marine nature conservation in Europe 2006, 193:107-115.

Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W., McGonigle, D., Russell, A.E., 2004. Lost at sea: where is all the plastic? Science 304,838.

Tourinho, P.S., Ivar do Sul, J.A., Fillmann, G., 2010. Is marine debris ingestion still a problem for the coastal marine biota of southern Brazil? Marine Pollution Bulletin 60, 396-401.

Universidad de Oviedo. Servicios Científico-Técnicos-Equipos. Recuperado 29 de junio de 2021, de https://www.sct.uniovi.es/unidades

van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbens, J., Janssen, C.R., 2015. Microplastics in sediments: a review of techniques, occurrence and effects. Mar. Environ. Res. 111, 5–17

van Franeker, J.A., Blaize, C., Danielsen, J., Fairclough, K., Gollan, J., Guse, N., Hansen, P.-L., Heubeck, M., Jensen, J.-K., Le Guillou, G., Olsen, B., Olsen, K.-O., Pedersen, J., Stienen, E.W.M., Turner, D.M., 2011. Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar Fulmarus glacialis in the North Sea. Environmental Pollution 159, 2609-2615.

Von Moos, N.; Burkhardt-Holm, P.; Köhler, A. 2012. Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel Mytilus edulis L. after an experimental exposure. Environmental Science & Technology 46: 11327-11335

Vroom RJE, Koelmans AA, Besseling E, Halsband C: Aging of microplastics promotes their ingestion by marine zooplankton. Environmental Pollution 2017, 231:987-996.

Wang, W.; Wang, J. 2018. Investigation of microplastics in aquatic environments: An overview of the methods used, from field sampling to laboratory analysis. TrAC Trends in Analytical Chemistry 108: 195-202

Watts AJR, Lewis C, Goodhead RM, Beckett SJ, Moger J, Tyler CR, Galloway TS: Uptake and Retention of Microplastics by the Shore Crab Carcinus maenas. Environmental science & technology 2014, 48:8823-8830.

Wesch, C., Bredimus, K., Paulus, M., Klein, R., 2016. Towards the suitable monitoring of ingestion of microplastics by marine biota: a review. Environ. Pollut. 218, 200–1208.

Wetherill YB, Akingbemi BT, Kanno J, McLachlan JA, Nadal A, Sonnenschein C, Watson CS, Zoeller RT, Belcher SM. In vitro molecular mechanisms of bisphenol A action. Reprod Toxicol. 2007 Aug-Sep;24(2):178-98

Wieczorek AM, Croot PL, Lombard F, Sheahan JN, Doyle TK: Microplastic Ingestion by Gelatinous Zooplankton May Lower Efficiency of the Biological Pump. Environmental Science & Technology 2019, 53:5387-5395.

Winkler, A., Santo, N., Ortenzi, M.A., Bolzoni, E., Bacchetta, R., Tremolada, P., 2019. Does mechanical stress cause microplastic release from plastic water bottles? Water Res. 166, 115082.

Wright SL, Thompson RC, Galloway TS: The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. Environmental Pollution 2013, 178:483-492

Xu, S., Ma, J., Ji, R., Pan, K., Miao, A.J., 2020. “Microplastics in aquatic environments: occurrence, accumulation, and biological effects”. Sci. Total Environ., 703, 134699.

Yang, G., Zhang, G., & Wang, H. (2015). Current state of sludge production, management, treatment and disposal in China. Water research, 78, 60-73

Zarfle, C., Matthies, M., 2010. Are marine plastic particles transport vectors for organic pollutants to the Arctic? Mar. Pollut. Bull. 60 (10), 1810–1814.

Zhao S, Danley M, Ward JE, Li D, Mincer TJ: An approach for extraction, characterization and quantitation of microplastic in natural marine snow using Raman microscopy. Analytical Methods 2017, 9:1470-1478.

Zhao, S., Zhu, L., Wang, T., & Li, D. (2014). Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary system, China: first observations on occurrence, distribution. Marine Pollution Bulletin, 86 (1), 562–568

Zitko, V., Hanlon, M., 1991. Another Source of Pollution by Plastics: Skin Cleansers with Plastic Scrubbers. Marine Pollution Bulletin 22, 41-42

8. APÉNDICE

8. APÉNDICE

Tabla De Programas									
Número de programa	**0**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**
Nombre de programa	InnerClean	Eco *	Auto	AquaFlex	Intensivo	Quick&Shine	GlassCare	Mini	Prelavado
Temperatura de lavado	-	50 ºC	45-65 ºC	-	70 ºC	60 ºC	40 ºC	35 ºC	-
Grado de suciedad	Se recomienda utilizar este programa cada 1-2 meses para la limpieza del lavaplatos y la higiene necesaria. El programa debería utilizarse mientras el lavaplatos esté vacío. Para conseguir un resultado eficiente, se recomienda usarlo juntamente con detergentes especiales para lavaplatos.	Programa de lavado más económico para las piezas de uso diario con un grado de suciedad medio depositadas para su posterior lavado.	Determina el grado de suciedad de los platos y ajusta automáticamente la temperatura y la cantidad de agua de lavado así como el tiempo de lavado. Adecuado para todo tipo de platos.	Es el programa de lavado más adecuado para las vajillas mixtas de uso diario, incluidos objetos de plástico. Deposite los objetos de vidrio delicados en la cesta superior y las cazuelas y bandejas en la cesta inferior.	Adecuado para platos y piezas de batería de cocina con un grado de suciedad elevado.	Programa de lavado diario para platos normalmente sucios en el modo más rápido.	Programa especial para la limpieza cuidadosa de cristalería delicada.	Adecuado para platos con un grado de suciedad bajo sometidos a una limpieza previa.	Adecuado para eliminar los restos de suciedad de los platos sucios que permanecerán en la máquina unos días, y por lo tanto, para evitar la aparición de malos olores.
	-	Medio	Medio - Alto	Medio	Alto	Medio	Bajo	Bajo	-
Prelavado	-	+	+	+	+	-	+	-	+
Lavado	-	+	+	+	+	+	+	+	-
Secado	-	+	+	+	+	+	+	-	-
Duración (min)	75	239	92-173	206	164	58	120	30	15
Agua (l)	14,4	8,7	12,6-17,0	16,4	15,2	10,6	12,6	10	3,4
Energía (kWh)	0,70	0,73	0,90-1,20	1,30	1,25	1,12	0,93	0,74	-

Los valores de consumo mostrados en la tabla fueron obtenidos bajo condiciones estándar. Por lo tanto es posible observar diferencias en la práctica. * Programa de referencia para institutos de prueba Las pruebas conformes a la directiva EN 50242 deben realizarse con el dosificador de sal de ablandado y el depósito de producto de aclarado llenos, y seleccionando el programa de prueba.

Apéndice 3. Tabla con los distintos programas disponibles en el lavavajillas