

REMOCIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN PLANTAS DE TRATAMIENTO DE
AGUAS RESIDUALES MEDIANTE PROCESOS AVANZADOS DE
TRATAMIENTO

JÉSSICA LORENA PEÑA PEÑALOZA

UNIVERSIDAD DE PAMPLONA
FACULTAD DE INGENIERÍAS Y ARQUITECTURA
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
DIPLOMADO TRATAMIENTO AVANZADO DEL AGUA
PAMPLONA – NORTE DE SANTANDER

2019

REMOCIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN PLANTAS DE TRATAMIENTO DE
AGUAS RESIDUALES MEDIANTE PROCESOS AVANZADOS DE
TRATAMIENTO

JÉSSICA LORENA PEÑA PEÑALOZA

Trabajo presentado como requisito para optar al título de Ingeniero Ambiental.

DIRECTOR:

Ing. Msc. JAVIER AUGUSTO VERA SOLANO

UNIVERSIDAD DE PAMPLONA
FACULTAD DE INGENIERÍAS Y ARQUITECTURA
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
DIPLOMADO TRATAMIENTO AVANZADO DEL AGUA
PAMPLONA – NORTE DE SANTANDER

2019

“O nos divorciamos del plástico, o nos olvidamos del planeta”

ONU

DEDICATORIA

Este trabajo va dedicado a mi familia, en especial a mis padres, por su gran apoyo,
porque siempre han estado para mí y porque nunca me dejaron caer.

A mis hermanos, por estar siempre ahí para mí, por su gran amor y apoyo.

Y a ti, mi pequeño Owen, que vienes a llenar de luz y más amor nuestras vidas.

La culminación de esta gran etapa, es el resultado de la perseverancia, la constancia y de
tantos sacrificios y adversidades, que nos enseñan que cuando soñamos y tenemos metas
por cumplir, los límites son sólo mentales.

AGRADECIMIENTOS

A Dios, por ser la fortaleza en mis momentos de desmayo, por darme sabiduría y por guiarme a lo largo de mi carrera.

Gracias a mis padres, Nina y Vidal, por su inmenso amor y su apoyo constante en este camino, porque a pesar de las adversidades que hemos enfrentado, han sido mi orientación para ser una mejor persona día a día. Gracias porque todo lo que soy y seré, es por ustedes.

A mis hermanos Sandra y Vidal, porque su amor y apoyo fueron esenciales en este camino, gracias porque nunca dejaron de creer en mí. Gracias porque todo lo que soy y seré, es por ustedes.

A nuestros docentes de la Universidad de Pamplona, por compartir sus conocimientos a lo largo de la preparación de nuestra carrera, por sus grandes aportes a nuestra educación y a nuestro futuro como Ingenieros, de modo especial, al Ingeniero Javier Augusto Vera Solano, tutor de este trabajo, quien me ha guiado con su paciencia, y su rectitud como docente.

A mis compañeros y amigos, porque en este camino todo es más grato cuando se cuenta con personas como ustedes.

TABLA DE CONTENIDO

INTRODUCCION	14
CAPÍTULO I	16
1. GENERALIDADES	16
1.1 Origen de los plásticos.....	16
1.2 ¿Qué son los plásticos?	19
1.3 ¿Qué son los microplásticos?	22
1.4 ¿Cómo se originan los microplásticos?.....	24
1.4.1 Microplásticos primarios.....	24
1.4.2 Microplásticos Secundarios	25
CAPÍTULO II.....	27
2. FUNDAMENTOS IMPORTANTES DE LOS MICROPLÁSTICOS	27
2.1 Algunos datos sobre la producción de plástico.	27
2.2 Clases principales de plásticos.	28
2.2.1 Termoplásticos.....	28
2.2.2 Termoestables.....	28
2.3 Tipos de plásticos.....	29
2.4 Procesos de degradación del plástico.....	32

2.4.1 Plásticos biodegradables.	34
2.4.2 Plásticos Bio-derivados.	35
2.5 Aplicaciones de los microplásticos.	35
CAPÍTULO III	37
3. FUENTES DE MICROPLÁSTICOS	37
3.1 Sectores generadores de Microplásticos.	37
3.1.1 Cosméticos y productos para el cuidado personal.	39
3.1.2 Textiles y prendas de vestir.....	40
3.1.3 Transporte terrestre.....	40
3.1.4 Productores y fabricantes de plásticos.	41
3.1.5 Mantenimiento y desmontaje de buques.	42
CAPÍTULO IV	43
4. MICROPLÁSTICOS EN PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.....	43
4.1 Presencia de microplásticos en las PTAR	43
4.2 Aparición de microplásticos en las PTAR.....	48
4.2.1 Concentraciones de microplásticos en el afluente y efluente de las EDAR.....	48
4.3 Propiedades de los microplásticos en las PTAR	50
4.3.1 Materiales.....	50

4.3.2 Formas	52
4.3.3 Tamaño y masa	55
CAPÍTULO V.....	58
5. ELIMINACIÓN DE MICROPLÁSTICOS DE LAS PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL	58
5.1 Técnicas para la detección de microplásticos en las PTAR.	58
5.1.1 Colección de muestras.....	59
5.1.2 Pretratamiento de la muestra.....	63
5.1.3 Caracterización microplástica	68
5.1.4 Control de Calidad.....	74
5.2 Tratamiento de Aguas Residuales en las PTAR	76
5.2.1 Tratamiento Preliminar y Primario.....	80
5.2.2 Tratamiento Secundario	81
5.2.3 Tratamiento Terciario.....	83
5.3 Retención de microplásticos en lodos de depuradora	84
5.4 Diferentes procesos de tratamiento avanzado para la remoción de microplásticos en las PTAR.....	87
5.4.1 Biorreactor de membrana (MBR).....	88
5.4.2 Filtro de disco (DF)	90
5.4.3 Filtro rápido de arena (RSF)	93

5.4.4 Flotación de aire disuelto (DAF)	95
6. CONSIDERACIONES FINALES	102
6.1 ¿Qué se puede hacer para reducir la contaminación por microplásticos en las aguas residuales?	102
6.2 Control en la Fuente	104
CONCLUSIONES	105
BIBLIOGRAFÍA	109

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Tipos de Plásticos Convencionales.....	30
Tabla 2. Potenciales fuentes de microplásticos por sector.....	37
Tabla 3. Polímeros detectados en plantas de tratamiento de aguas residuales con sus densidades y abundancias relativas.	51
Tabla 4. Datos publicados sobre la ocurrencia, eliminación y descargas diarias de microplásticos de plantas de tratamiento de aguas residuales en todo el mundo.....	78
Tabla 5. Concentraciones de microplásticos reportadas en lodos de depuradora.	85
Tabla 6. Las concentraciones promedio de microplásticos antes y después de los tratamientos.....	97
Tabla 7. Concentraciones de influentes y efluentes, descargas diarias y tasas de eliminación de microplásticos en plantas de tratamiento de aguas residuales con diferentes procesos de tratamiento en diferentes países.	99

INDICE DE GRÁFICAS

Gráfico 1. Producción de los polímeros sintéticos (plásticos) y naturales más comunes, incluidas algunas aplicaciones típicas.	31
Gráfico 2. Microplásticos en las aguas residuales en función de la dimensión mayor y menor de la partícula.	57
Gráfico 3. Diagrama de flujo que resume los pasos y las técnicas utilizadas para la detección de microplásticos en las PTAR.	58
Gráfico 4. Recolección de microplásticos a través de bombeo y filtración separados, con un dispositivo de filtración que consiste en una pila de moldes de tamiz.	60
Gráfico 5. Tamaños de malla aplicados en diferentes estudios relacionados con microplásticos en las PTAR.	62
Gráfico 6. Flujo de partículas microplásticas estimado en la planta de tratamiento de aguas residuales con procesos de tratamiento primario, secundario y terciario.	84
Gráfico 7. Esquema MBR con membranas sumergida.	89

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Moléculas pequeñas (monómeros) conectadas entre sí en una secuencia de repetición (polimerización) para formar una molécula de cadena grande (polímero).	21
Figura 2. Monómero de Etileno.	21
Figura 3. Polímero de Polietileno.....	21
Figura 4. Una bolsa de polietileno está compuesta por una masa de grandes cadenas de polímeros, que a su vez están compuestas por muchos monómeros de etileno que se repiten.....	22
Figura 5. Diferentes propuestas sobre el rango de tamaños para la definición de los microplásticos según diferentes autores.....	23
Figura 6. Distribución de la producción mundial de materiales plásticos.....	32
Figura 7. A) Microplásticos primarios y microplásticos secundarios recolectados de PTAR. B) Apariencia típica de diferentes polímeros detectados en diferentes etapas de la PTAR, identificados por micro-FTIR y micro-Raman. (Véase capítulo V).....	49
Figura 8. Abundancia relativa de diferentes formas de microplásticos en las aguas residuales.	53
Figura 9. Colección de microplásticos utilizando un conjunto de filtrado de superficie.	61
Figura 10. Diseño físico y principios operativos de un filtro de disco.	92
Figura 11. Filtro rápido (abierto, tipo gravedad).....	94
Figura 12. Sistemas de flotación por aire disuelto, con presurización total del efluente.	96

RESUMEN

La presente monografía es de suma importancia, ya que ésta permite investigar a fondo bibliográficamente y teóricamente lo pertinente a los microplásticos que se originan en las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR), teniendo en cuenta que estos son hoy por hoy un contaminante antropogénico emergente, que se ha detectado en diferentes ambientes acuáticos, como lo son los océanos, mares, lagos, ríos y estuarios, así como en la escorrentía urbana y el efluente de Aguas Residuales. Es por esto que entender el destino y las rutas de transporte de los microplásticos en los procesos de tratamiento de aguas residuales es de suma importancia, ya que los nuevos hallazgos podrían ayudarnos a refinar y optimizar los procesos existentes en las Plantas de Tratamiento para disponer o eliminar este nuevo tipo de contaminante como lo son los microplásticos, esto teniendo en cuenta que las plantas de tratamiento de aguas residuales son fuentes importantes de microplásticos.

Para llevar a cabo el desarrollo de la presente monografía de compilación se hizo mediante la consulta de una serie de documentos como artículos científicos, libros, revistas y diversos documentos consultados en la web que se relacionan con el tema de investigación, todo esto con el único fin de respaldar la base teórica de la monografía, la cual tiene como objetivo elaborar una reseña histórica de los microplásticos presentes en las PTAR.

INTRODUCCION

Una razón importante para la necesidad de promover estudios de investigación sobre microplásticos es su gran potencial en parte desconocido para causar problemas ecotoxicológicos en el medio ambiente (Andrady, 2011). Los microplásticos se describen como partículas plásticas de tamaño inferior a 5 mm, incluyendo principalmente microplásticos primarios y secundarios, ahora bien, los microplásticos primarios son aquellos plásticos producidos para ser microscópicos, estos pueden ser observados primordialmente en numerosos productos cosméticos y de vestimenta, por otra parte los microplásticos secundarios son causados por la descomposición de plásticos grandes en pequeños residuos a través de foto-oxidación, interacciones mecánicas, químicas o biológicas, es decir se integran a partir de la degradación de plásticos más grandes. En este contexto, la contaminación plástica también puede llevarse a cabo al recibir aguas a través de muchas vías, como la escorrentía superficial proveniente de aguas pluviales, la advección del viento y el vertido de efluentes de la planta de tratamiento de aguas residuales. (Jing, et al., 2019)

Las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales, son consideradas según estudios realizados como los receptores de microplásticos derivados de la industria, la agricultura y las aguas residuales domésticas, esto se debe en gran parte a que cuando se usan los microplásticos por ejemplo en cosméticos, estos se enjuagan directamente en los desagües domésticos; lo que ocasiona que estos microplásticos y otros residuos plásticos terminen en las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales. Además, se demostró que los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales, son una ruta para que los

microplásticos lleguen al medio ambiente, ya que recolectan descargas de aguas residuales industriales y municipales que los contienen, por otra parte, estos son sacados de las plantas de tratamiento mediante los lodos ya que allí es donde más están concentrados, y debido a que en muchos lugares del mundo, usan los lodos de depuradora como fertilizante para aplicaciones agrícolas, ya que esto resulta mucho más económico y favorable; sin embargo, por otro lado, el uso de estos lodos como fertilizante posiblemente represente una contribución importante de microplásticos a los suelos agrícolas (Talvitie, et al., 2015).

Por lo anterior, este trabajo tiene como fin realizar una recopilación bibliográfica exhaustiva a cerca de los microplásticos presentes en Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales, sus características y componentes y el tratamiento avanzado que se les puede aplicar para lograr eliminarlos a partir de tecnologías avanzadas de tratamiento de aguas residuales, ya que el problema ambiental que ocasionan estas pequeñas partículas de plástico está recibiendo cada vez más importancia, debido a la gran amenaza que representa para los seres vivos en general.

CAPÍTULO I

1. GENERALIDADES

1.1 Origen de los plásticos.

En el año 1907 el químico Belga y ganador del Premio Nobel de Química Leo Hendrick Baekeland (1863-1944), creó la primera sustancia de plástico sintético, a la cual llamó “Baquelita”, luego, medio siglo después, en los años cincuenta, estas fibras sintéticas empezaron a producirse de forma masiva, y desde ese entonces hasta el día de hoy, la producción de plástico ha ido en crecimiento exponencial, con un crecimiento anual de un 5% según (Mike A. Neal, 2009).

(Scott, 1972) Y (Cundell, 1974) llegaron a afirmar que los plásticos podían desaparecer totalmente a través de procesos de oxidación y fotodegradación, asumiendo así que estos materiales lograban desintegrarse completamente y se reducían a un polvo que se absorbía de forma muy rápida en el ambiente. Más sin embargo, se comprobó que lo que ocurría realmente ante esta situación era una degradación a fibras microscópicas y a partículas muy pequeñas (Gregory M. R., 1983). Thompson (2015) afirma que inclusive todo el plástico que se ha producido permanece aún hoy en día en el medio ambiente en forma de microplásticos, excepto aquel que se ha ido incinerando. (Thompson, 2015)

A finales del siglo XX surge la preocupación por la aparición de estas pequeñas partículas por primera vez en el medio ambiente. Estas partículas microscópicas, se

convirtieron en un tema en cuestión a inicios del siglo XXI, donde empezó a adquirir importancia en ciertas publicaciones científicas en la última década. Por otra parte, las investigaciones acerca de los microplásticos en cuerpos de agua dulce como lagos, ríos y estuarios, tomó impulso a nivel mundial y en organismos que habitan en esos entornos a partir de estudios que fueron realizados en los años 2011 y 2012. (Medrano & Thompson., 2018).

Desde el inicio de la raza humana actual y durante los 200.000 años de historia mundial, nunca se ha conocido un material como lo es el plástico, de hecho, los plásticos son un producto tan innovador y complejo presente en este mundo que, prácticamente hasta la fecha no hay en el medio ambiente un organismo biológico capaz de desarrollarse lo suficiente como para lograr eliminar o consumirlo de manera sencilla. Es por ello, que los plásticos constituyen un punto de desviación excepcional no solo a través de la historia de nuestra evolución sino también en la historia de la evolución de la tierra. Estos productos tan versátiles y notables pero presentes en el mundo, han transformado primordialmente la forma en que vivimos y han logrado que el mundo moderno revolucionara. (Medrano & Thompson., 2018).

Desafortunadamente, los mismos productos que han permitido proporcionar grandes saltos y avances tecnológicos pueden generar y conducir a significativos problemas ambientales en un futuro próximo, aunque esto se podría evitar si la humanidad logra desarrollar nuevas tecnologías, enfoques o técnicas para contrarrestar la persistencia

de los plásticos, microplásticos y nanoplásticos en el medio ambiente, de lo contrario, se seguirá observando el crecimiento exponencial que seguirán teniendo los plásticos en nuestro entorno a la espera de su degradación, lo que conllevaría a que cada vez haya más existencia de microplásticos en el medio ambiente. (Crawford., 2017)

Por otro lado, la pregunta que surge es ¿qué pasa con los plásticos biodegradables? A partir de diversos avances, ha surgido la creación de plásticos que se producen a partir de ciertas sustancias naturales como lo es el almidón de maíz y la soya; estos dos, ya que se descomponen biológicamente; pero esto, es una alternativa muy incomparable, ya que en su mayoría, los plásticos de uso hoy por hoy son no biodegradables y lo que es peor difícilmente biodegradables. De hecho, según muchos estudios entre algunos de ellos los realizados por (Crawford., 2017), se ha demostrado que los miles de millones de toneladas de plásticos que han sido liberados en el medio ambiente, a partir del origen de su creación, hoy por hoy continúan presentes de una u otra forma, y aun así pueden seguir tardando otros miles de años en el medio ambiente para lograr su degradación completamente.

Según (Greenpeace, 2019), en los últimos 50 años, y en especial en las últimas décadas, la producción global de plásticos ha venido en gran aumento. De hecho, en los últimos diez años se ha producido más plástico que en toda la historia de la humanidad. A partir de los años 50, la producción de plástico ha superado la de cualquier otro material y la gran mayoría de los productos que se hacen están creados para ser descartados después de un solo uso lo que ha causado que los empaques de plástico representen hoy en día la mitad de los desechos de este material alrededor de todo el mundo. Según un informe de

la Organización de Naciones Unidas (ONU), América, Japón y la Unión Europea son actualmente los mayores fabricantes de desechos plásticos per cápita y sólo un 9% de los nueve mil millones de toneladas de plástico que se han producido en el mundo ha sido reciclado, lo que lleva a concluir que si esa tendencia continua de esta forma, en el año 2050 se tendrá más o menos 12.000 millones de toneladas en desechos de plástico en basureros y en el medio ambiente. (PNUMA, 2019).

1.2 ¿Qué son los plásticos?

El vocablo "*plástico*" surgió por primera vez en la década de 1630 en el que se usaba para describir una sustancia que podía moldearse, este término proviene del griego antiguo *plastikos*, que se refiere a algo que es adecuado para moldear, y el término en latín *plasticus*, que se refiere a moldear. El uso actual del término plástico fue contrastado por primera vez por Leo Hendrick Baekeland en 1909 y hoy en día, plástico es un término genéricamente usado para representar una amplia gama de materiales. Como parte de nuestra vida cotidiana, día a día solemos usar plásticos o por el contrario la palabra plástico de manera regular, esto sin proporcionar mucha atención a lo que realmente son los plásticos, desde bolsas plásticas y bolígrafos hasta tuberías y equipos eléctricos. Existe gran variedad de plástico en todas partes y sin embargo, todos tienen algo en común; todas las sustancias plásticas están compuestas por moléculas de cadena grande, denominadas macromoléculas. Estas moléculas grandes están compuestas de muchas moléculas más pequeñas recurrentes conectadas entre sí en una secuencia, una sustancia con este tipo de arreglo molecular se le denomina "*polímero*", que gráficamente lo podemos observar en

la Figura 1. La existencia de las macromoléculas, y su caracterización como polímeros, se demostró por primera vez por el químico alemán Hermann Staudinger en la década de 1920, fue a partir de aquel momento que se formó la primera revista de polímeros en 1940 la cual recibió el Premio Nobel en Química en 1953. (Crawford., 2017).

La palabra polímero es una combinación de las palabras del griego antiguo poli (que significa muchas) y meres (que significa partes). Cada una de estas moléculas individuales en una cadena de polímero es considerada como una sola unidad y a cada uno de ellos se le denomina "*monómero*". En este caso, el prefijo "*mono*" se utiliza para significar sencillo. Por lo tanto, los monómeros son pequeñas moléculas que tienen la capacidad de unirse entre sí para formar largas cadenas como se puede apreciar en la Figura 1. Ahora bien, el proceso de conectar monómeros entre sí para formar un polímero se denomina "polimerización". Un ejemplo de monómero es la figura 2, donde se representa el monómero de etileno, cuando el etileno se polimeriza, forma el polietileno plástico común como se observa en la figura 3, donde estas grandes cadenas moleculares pueden llegar a moldearse y conformarse para crear objetos sólidos. En la Figura 4, se puede apreciar que una bolsa de polietileno está compuesta realmente por una masa amorfa de cadenas poliméricas ramificadas enredadas. Cada una de estas cadenas está, a su vez, compuesta por muchos monómeros de etileno que se repiten. . (Crawford., 2017)

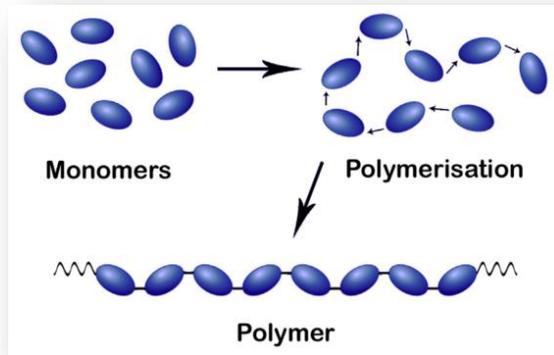


Figura 1. Moléculas pequeñas (monómeros) conectadas entre sí en una secuencia de repetición (polimerización) para formar una molécula de cadena grande (polímero).

Fuente: (Crawford., 2017). *The emergence of plastics*. Recuperado de: <https://unipamplona.basesdedatosezproxy.com:2060/science/article/pii/B9780128094068000013>

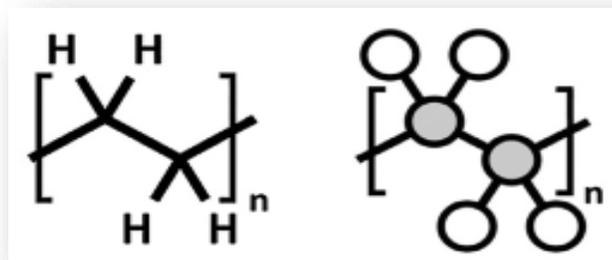


Figura 2. Monómero de Etileno.

Fuente: (Crawford., 2017). *The emergence of plastics*. Recuperado de: <https://unipamplona.basesdedatosezproxy.com:2060/science/article/pii/B9780128094068000013>

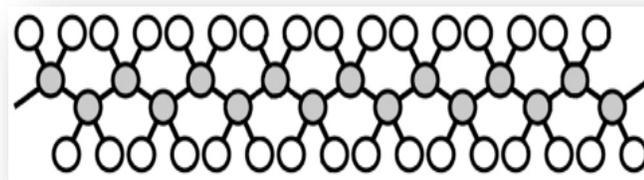


Figura 3. Polímero de Polietileno.

Fuente: (Crawford., 2017). *The emergence of plastics*. Recuperado de: <https://unipamplona.basesdedatosezproxy.com:2060/science/article/pii/B9780128094068000013>

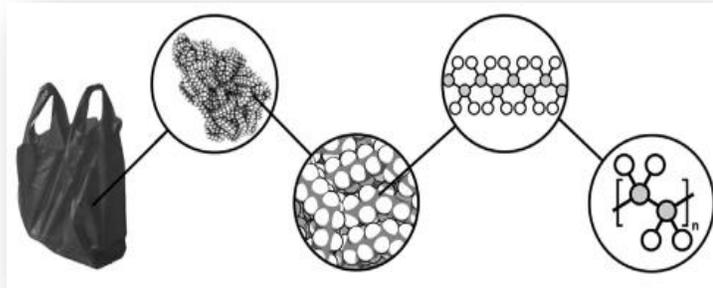


Figura 4. Una bolsa de polietileno está compuesta por una masa de grandes cadenas de polímeros, que a su vez están compuestas por muchos monómeros de etileno que se repiten.

Fuente: (Crawford., 2017). *The emergence of plastics*. Recuperado de: <https://unipamplona.basesdedatosezproxy.com:2060/science/article/pii/B9780128094068000013>

1.3 ¿Qué son los microplásticos?

(Thompson R. C., 2004) Llevó a cabo ciertos estudios acerca de los microplásticos con los que logró darle gran relevancia a este tema tan importante. En la literatura científica estos fueron citados por vez primera a inicios de los años 70's donde se definieron como partículas diminutas de plástico.

Los microplásticos son definidos según la National Oceanic and Atmospheric Administration U.S (NOAA) como pequeñas piezas de plástico inferiores de cinco milímetros, que, o bien se elaboraron con ese tamaño para ser empleadas, por lo general, en productos de limpieza e higiene, o bien se han fragmentado de un plástico de mayor tamaño en su proceso de deterioro. (NOAA, 2018).

(Andrady, 2011), señala la necesidad de usar tres diferentes términos distintos para tres rangos de tamaño de plástico por debajo de los 5 mm y en función de las diferentes características físicas y los impactos biológicos que éstos ocasionan: Mesoplásticos (500 μm – 5 mm), microplásticos (50-500 μm) y nanoplásticos (<50 μm) (Andrady, 2011).

Por otra parte a medida que van avanzando las investigaciones acerca de los microplásticos y sus rangos de tamaño, las clasificaciones parecen ir adaptándose, tal y como refleja da Costa et al. 2016, en un reciente estudio, en la figura 5, se puede apreciar el rango de tamaños asociados a los plásticos, según diferentes autores. (Da Costa, 2016).

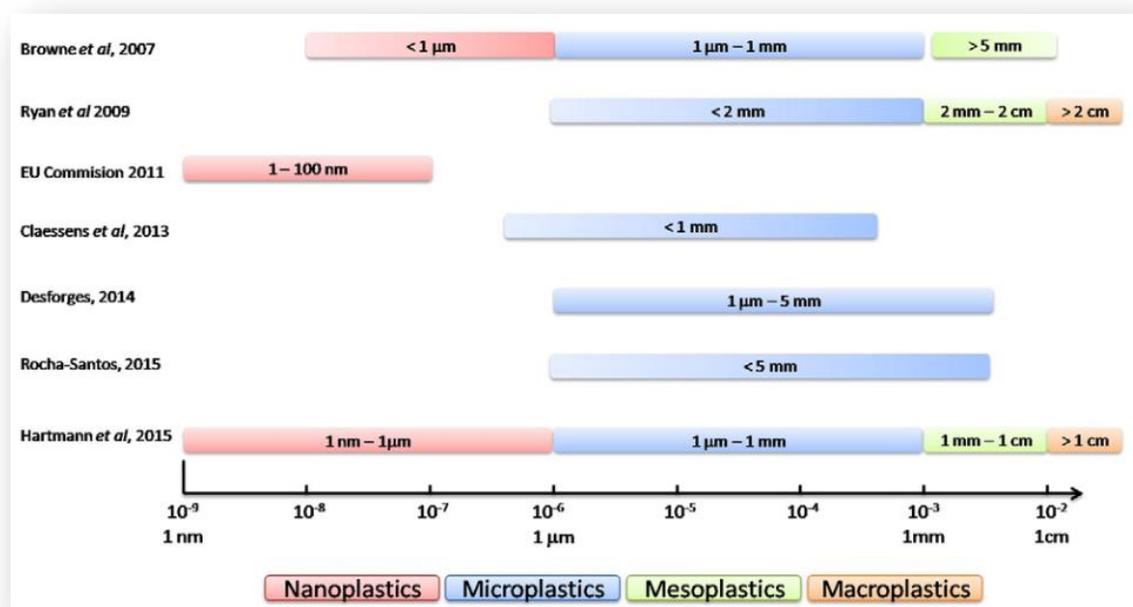


Figura 5. Diferentes propuestas sobre el rango de tamaños para la definición de los microplásticos según diferentes autores.

Fuente: (Da Costa, 2016). (Nano) plastics in the environment – Sources, fates and effects. *Recuperado de:* <https://sci-hub.se/https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27213666>

1.4 ¿Cómo se originan los microplásticos?

A partir de las figuras expuestas anteriormente, cabe resaltar a modo general, que los plásticos son polímeros sintéticos, por lo tanto son creados por el hombre, el polímero son cadenas de monómeros individuales, los monómeros están unidos entre sí por enlaces Carbono-Carbono, el problema radica en que estos enlaces Carbono-Carbono son algo desconocido para las bacterias en el ambiente, por lo que no tienen las herramientas ni los mecanismos para romper estos enlaces en particular en el ambiente. Es por ello que cuando el plástico ingresa al medio ambiente, se puede descomponer en pedazos cada vez más pequeños a través de la intemperie, haciendo que se generen los microplásticos secundarios. El plástico diminuto que no sobrepasa los 5 mm de tamaño y que además es imperceptible al ojo humano en la mayoría de los casos, se origina de dos formas muy diferentes como se verá a continuación. (Almroth, et al., 2017)

1.4.1 Microplásticos primarios.

Los microplásticos son partículas primarias que se han creado originalmente para que sean partículas pequeñas que puedan usarse ya sea añadiéndose en diversos productos de cuidado y aseo personal como los cosméticos, productos exfoliantes y cremas corporales, aunque también pueden derivarse de textiles sintéticos que al lavarse desprenden microfibras y a su vez pellets de plástico. (Cole M., 2011).

Entre estos microplásticos primarios, se destacan las microesferas (<500 μm), estas son contenidas en algunos productos de cosméticos, en mezclas usadas para arenado y/o

granallado, también en los microplásticos usados como vectores en medicamentos, (Patel, et al., 2009), también son usados para impresiones en 3D. Estos microplásticos primarios, llevan consigo un grave problema ambiental, ya que al incorporarse a la red de alcantarillado luego de ser usados, pueden salir de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales y así mismo desembocar nuevamente en cuerpos de agua. (Zitko & Hanlon, 1991), (Gregory M. R., 1996).

1.4.2 Microplásticos Secundarios

Los microplásticos secundarios son aquellos que provienen de plásticos que fueron originalmente más grandes como bolsas plásticas, botellas, ropa de poliéster, botellas de detergentes, envases de comida, tuberías, tapas de botellas, entre otros; estos microplásticos secundarios se forman a través de la descomposición de los mismos, ya que se van degradando por la exposición al medio ya sea por la acción del agua, la temperatura o los rayos ultravioleta. (Ryan P.G., 2009)

La producción del plástico es llevada a cabo a través de diversos procesos industrializados y mediante la combinación de ciertos aditivos que le conceden al producto final las características esperadas, como la durabilidad, la persistencia, la elasticidad, resistencia a los cambios de temperatura y demás propiedades. Todo esto, consigue elevar la vida útil del plástico; pero a pesar de ello, hay factores que juegan un papel muy importante en la conservación del plástico, como la radiación ultra violeta (UV), la temperatura o el tipo de polímero que se emplea, en concreto, la radiación ultravioleta es

absorbida por el mar, lo que contribuye con la formación de microplásticos secundarios a través de la fragmentación de los plásticos grandes presentes en el agua (Carpenter, 1972).

Esta degradación de los plásticos, puede ser de varios tipos, ya sea la decoloración de los plásticos, el desarrollo de distintas erosiones en su superficie y aumento de su fragilidad. Pero, en cualquier caso la fragmentación de los macroplásticos forma parte de una fuente de entrada de microplásticos en el medio ambiente. (Wang, et al., 2016) (Eerkes, et al., 2015)

CAPÍTULO II

2. FUNDAMENTOS IMPORTANTES DE LOS MICROPLÁSTICOS

2.1 Algunos datos sobre la producción de plástico.

Hoy en día es difícil encontrar un producto que no contenga plástico y se ha estimado que el 50% de los productos plásticos que se fabrican están destinados a ser de un solo uso. Según informe de Plastics Europe (2016), la producción mundial de materias primas utilizadas para la fabricación de plásticos creció casi un 4% en 2015, alcanzando los 322 millones de toneladas anuales, y, según informe del Programa de las Naciones Unidas para el Ambiente (UNEP), si la tendencia de producción y consumo continúa, se estima que se logren los 2.000 millones de toneladas para el año 2050. (UNEP, 2016). En la actualidad, China es el productor mundial más grande del mundo, seguido de la industria Europea con un 18% de toda la producción global. A su vez, el aumento de la producción de plásticos está ligado al incremento constante de la demanda, que alcanzó en el año 2015 los 49 millones de toneladas en Europa, representada en casi un 40% por los sectores del envase y embalaje, y casi un 20% en el sector de la construcción y la edificación, y casi un 9% en el de automóviles. (Plastics Europe, 2016).

Lo que causa que exista tanta acumulación de plásticos y microplásticos en el medio ambiente es la combinación de las grandes cifras de producción de plástico y su durabilidad, además de esto, los bajos porcentajes de reciclaje o reaprovechamiento de los

mismos. En el año 2014 se produjeron en Europa 59 millones de toneladas de plástico, de las que solamente el 13% correspondiente a 7.7 millones de toneladas fueron recicladas. En concreto, en 2014 se produjeron en Europa 59 millones de toneladas de plástico, de las cuales tan sólo el 13%, correspondiendo a 7,7 millones de toneladas, fueron recicladas (Plastics Europe, 2017) (Van Cauwenberghe L., 2013).

2.2 Clases principales de plásticos.

2.2.1 Termoplásticos.

Estos son una familia de plásticos que cuando son sometidos a altas temperaturas, pueden ser fundidos y contrario a esto, se endurecen cuando se enfrían. A demás, estas características son reversibles, es decir, es posible volver a calentarlos, volver a darles otras formas y enfriarlos en repetidas ocasiones.

Entre los plásticos comunes, los termoplásticos incluyen: polietileno (PE, alta y baja densidad), tereftalato de polietileno (PET), polipropileno (PP), cloruro de polivinilo (PVC) y poliestireno (PS, incluyendo EPS expandido) (Plastics Europe., 2017) .

2.2.2 Termoestables.

Estos son una familia de plásticos que pueden experimentar una transformación química cuando son sometidos a altas temperaturas, haciendo que se cree una red tridimensional, después de ser calentados y darle su respectiva forma, no es posible volver

a fundirlos para darles nuevamente una forma. Los más comunes incluyen: poliuretano (PUR) y resinas o recubrimientos epoxi (Plastics Europe., 2017).

2.3 Tipos de plásticos.

Los plásticos son polímeros originados a partir del petróleo mezclados con otras sustancias y diferentes aditivos que son los que hacen que adquieran las propiedades requeridas en cuanto a su textura, maleabilidad, resistencia a la temperatura, estabilidad, brillo, entre otras (Bilbao, 2015). Las combinaciones de estos compuestos y aditivos hacen que se creen diversas variaciones y gran variedad de plásticos, por otra parte, los nombres completos de estos materiales de plástico convencionales son algo complejos, esto debido a su formulación química, es por ello que es usual referirnos a ellos mediante el uso de acrónimos, como se puede apreciar en la Tabla 1, donde se especifican los acrónimos y nombres completos de los materiales de plástico más abundantes y los productos más usados asociados a cada uno de ellos, cabe resaltar, que entre estos, se constituye el 90% de la producción de plástico a escala global (Andrady A. & Neal M, 2009).

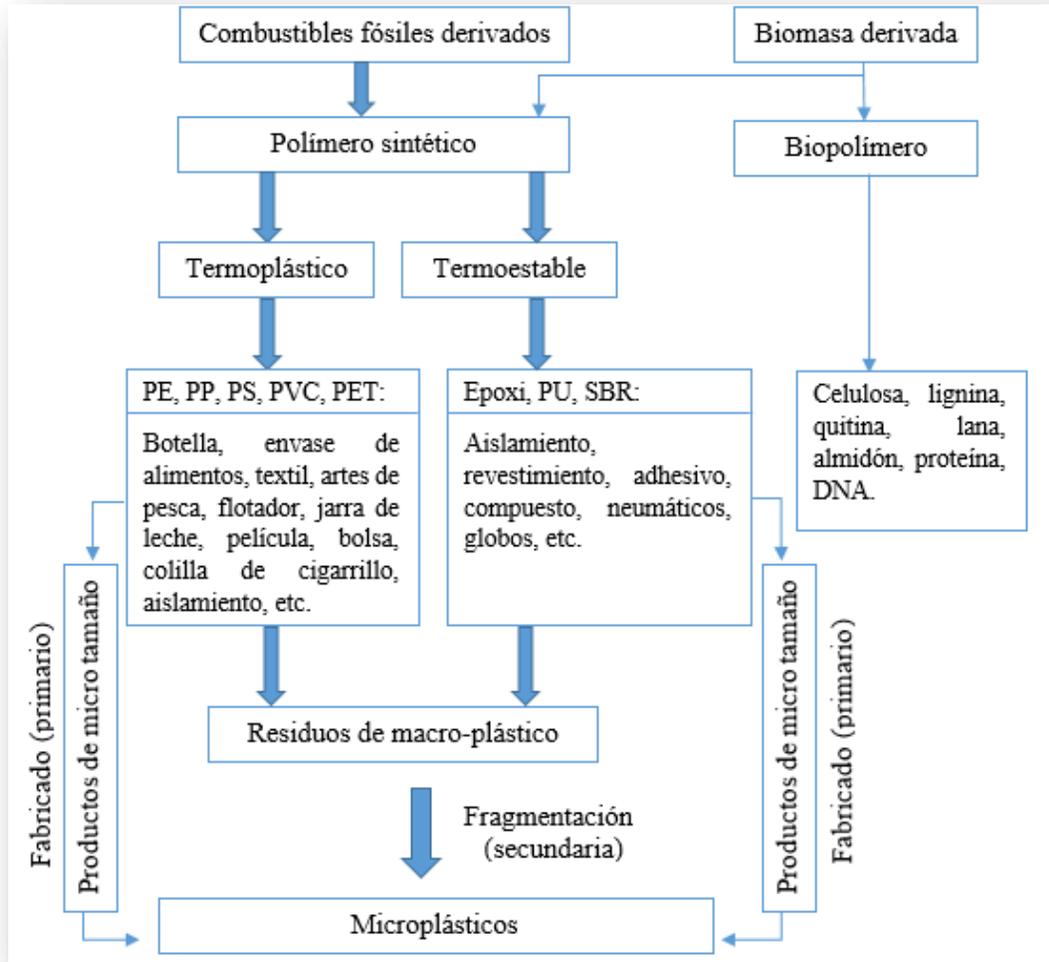
Tabla 1. Tipos de Plásticos Convencionales.

ACRÓNIMO	NOMBRE COMPLETO	PRODUCTOS DE PLÁSTICO
PET	Tereftalato de Polietileno	Botellas de agua
PES	Poliéster	Ropa de Poliéster
LDPE o PEBD	Polietileno de baja densidad	Bolsas de Plástico
HDPE o PEAD	Polietileno de alta densidad	Botellas de detergente
PVC	Policloruro de vinilo	Tuberías
PP	Polipropileno	Tapas de Botella
PA	Poliamida	Cepillos de dientes
PS	Poliestireno	Envases de comida para llevar

Fuente: (Rojo Nieto E., 2017). *Basuras marinas, plásticos y microplásticos: orígenes, impactos y consecuencias de una amenaza global.* Recuperado de: <https://spip.ecologistasenaccion.org/IMG/pdf/informe-basuras-marinas.pdf>

En el gráfico 1, se puede apreciar la relación que existe entre los tipos de plástico convencionales, los termoplásticos y termoestables en la formación de los microplásticos. Los plásticos se producen a partir de combustibles fósiles, aunque hoy en día se ha venido usando biomasa derivada como por ejemplo aceites vegetales o maíz, independientemente del tipo de materia prima que se esté usando para la fabricación del plástico, cuando el polímero se sintetiza, las propiedades del material siguen siendo las mismas.

Gráfico 1. Producción de los polímeros sintéticos (plásticos) y naturales más comunes, incluidas algunas aplicaciones típicas.



Fuente: (UNEP, 2016) *Marine plastic debris and microplastics*. Recuperado y adaptado de: http://ec.europa.eu/environment/marine/good-environmental-status/descriptor-10/pdf/GESAMP_microplastics%20full%20study.pdf

Diversos tipos de plástico se producen a nivel mundial, pero los productos plásticos que más se encuentran en el mercado son cuatro principales, según la UNEP para el año 2010: PE con 73 millones de toneladas, PET con 53 millones de toneladas, PP con 50 millones de toneladas y PVC con 35 millones de toneladas. Además los continentes

que lideraron la producción de plásticos según reporte de Plastics Europe en 2018, como se aprecia en el Figura 6, son; Asia, Europa y América del Norte. (Plastics Europe, 2018).

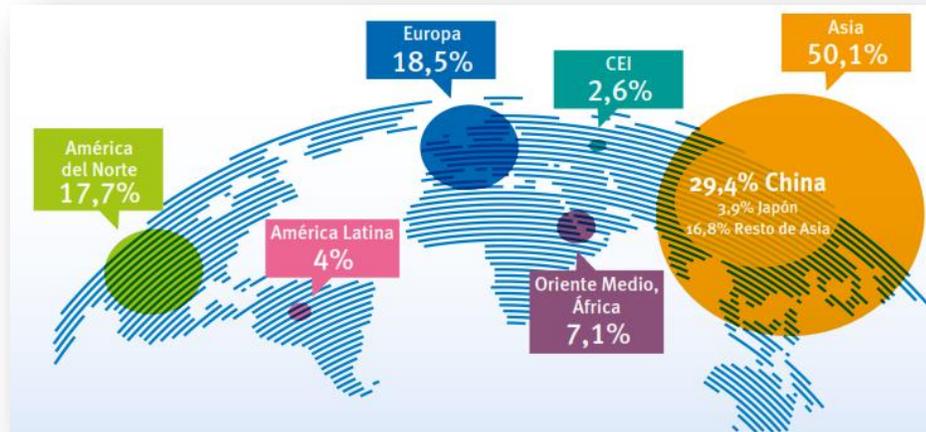


Figura 6. Distribución de la producción mundial de materiales plásticos.

Fuente: (PEMRG, 2018) Grupo de Estudios de Mercado de Plastics Europe. *Un análisis de los datos sobre producción, demanda y residuos de plásticos en Europa 2018*. Recuperado de: <https://www.plasticseurope.org/es/resources/publications/1240-plasticos-situacion-en-2018>

En la figura 6, se puede apreciar que aunque el continente Asiático tiene el mayor porcentaje de producción, China es quien lidera a nivel mundial, siendo el mayor productor de plásticos con un 29.4%, seguido de Europa con 18.5% y Norte América con 17.7%, para el 2018 según Plastics Europe, la producción mundial de plástico fue de 348 millones de toneladas (Plastics Europe, 2018).

2.4 Procesos de degradación del plástico.

Aparte de su composición, a menudo se clasifican los tipos de plástico en función de su proceso de degradación, en ese sentido, se pueden encontrar plásticos clasificados

como convencionales, oxo-degradables y bioplásticos, cabe resaltar que generalmente la composición básica de los tres tipos de plásticos es la misma, si bien a los llamados oxo-degradables se les agregan otros compuestos que hacen que se acelere su degradación o también grasas vegetales que lo que hacen es reducir el tiempo de permanencia en el medio. (Derraik J. , 2002) (Olsen, et al., 2004) (O'Brine, 2010).

Con frecuencia, el proceso de degradación de estos plásticos biodegradables está limitada a una serie de condiciones que no se dan en el medio, es por ello que, tanto los unos, como los otros pueden ser una fuente de entrada de macroplásticos y microplásticos al medio ambiente, en especial cuando no son desechados de forma correcta y además son expuestos a condiciones biológicas, químicas y físicas que hace que se deterioren y sean fragmentados. (GESAMP, et al., 2015) (Derraik J. G., 2002).

En definitiva, la velocidad de la degradación de los plásticos depende por otra parte de los factores a los que se expongan, y por consiguiente al comportamiento ambiental en el que se encuentren. Por ejemplo, en las playas, debido a sus condiciones, hacen que se den procesos de degradación física, incidencia de rayos UV, mayores temperaturas y disponibilidad de oxígeno que en el mar, esto hace que sean entornos más favorables para que se produzca la degradación de los plásticos, aunque aun así menos que tierra adentro. Por otro lado están los fondos oceánicos donde en ausencia de radiación solar la degradación suele ser extremadamente lenta, debido a que los niveles de oxígeno y las temperaturas son menores. (Corcoran, 2009) (Barnes, 2009).

En última instancia, a medida que el tiempo pasa y bajo los efectos de la radiación solar y diversos procesos químicos, físicos y biológicos, los plásticos van perdiendo resistencia y se empiezan a fragmentar en partículas, esto sin necesidad de sufrir alteraciones de su composición química, es decir, el plástico que se va degradando sigue siendo particularmente plástico, no obstante más pequeño. (Derraik J. G., 2002).

2.4.1 Plásticos biodegradables.

Estos también son llamados oxo-degradables, dependiendo de las condiciones a las que se encuentran expuestos los plásticos, alguno de estos son diseñados para ser más susceptibles a la degradación, básicamente son plásticos convencionales a los que se les agrega un aditivo que rompe los enlaces carbono-carbono, por lo que la degradación de estos inicia cuando el aditivo se activa mediante luz solar, oxígeno o calor. Algunos polímeros comunes no biodegradables como lo es el polietileno, en ocasiones son fabricados con una base de metal añadido, lo que hace que resulte en una fragmentación más rápida (oxo-degradable), lo que causa que aumente la velocidad con la que se forman los microplásticos secundarios en el medio ambiente. En un reciente informe del PNUMA, se llegó a la conclusión que adoptar productos etiquetados como biodegradables u oxo-degradables no causa una disminución significativa en la cantidad de plástico que entra en el medio ambiente, ni tampoco en el riesgo de impactos físicos y químicos en el medio (UNEP, 2015).

2.4.2 Plásticos Bio-derivados.

Los plásticos bio-derivados o también los llamados bioplásticos, resultan de la biomasa, como residuos orgánicos o como cultivos hechos específicamente para ese fin. El uso de estos materiales de desecho, puede ser considerado como una adaptación al modelo de economía circular (recursos-fabricación-uso-desecho), es decir, la economía circular apoya la idea de usar la mayor parte de materiales biodegradables posibles en la fabricación de bienes de consumo, nutrientes biológicos, para que estos productos puedan volver a la naturaleza sin generar deterioros medioambientales al momento de terminar su vida útil. Una característica de los polímeros que son creados a base de biomasa, es que estos tienden a ser más costosos de producir que aquellos que son basados en combustibles fósiles. (Sekiguchi, et al., 2011), (Pemba, et al., 2014).

2.5 Aplicaciones de los microplásticos.

Paulatinamente, los plásticos han ido reemplazando los materiales más tradicionales debido a las ventajas con las que estos cuentan, entre ellas la durabilidad, ya que esta permite que los plásticos sean usados para diversas aplicaciones que antiguamente se basaban en materiales como la piedra, la madera, el metal o el concreto.

Los microplásticos primarios son partículas que inicialmente son creadas para llevar a cabo funciones específicas, estos se usan a menudo en la industria y fabricación, por ejemplo son usados como abrasivos en el agua para lavar las superficies de los

edificios y los cascos de los buques, como polvos para moldeo por inyección, y en la impresión 3D. También son usados en los productos de cuidado personal y cosméticos para mejorar la función de limpieza de los productos y para dar color, en algunos casos estos son denominados microperlas (Napper, et al., 2015).

Los microplásticos primarios usados en productos de limpieza como exfoliantes faciales son los que están generando más controversia, la forma, el tamaño y la composición varían de acuerdo al producto cosmético, ya que los gránulos de polietileno y polipropileno son menores de 5 mm y las esferas de poliestireno tienen un tamaño menor de 2 mm, aun así con distintos tamaños, estos distintos tipos de plástico se han hallado en un mismo producto cosméticos en forma de microplásticos. (Fendall & Sewell, 2009)

CAPÍTULO III

3. FUENTES DE MICROPLÁSTICOS

3.1 Sectores generadores de Microplásticos.

Las fuentes principales y puntos de entrada de microplásticos primarios y secundarios al medio ambiente se pueden observar en la Tabla 2, donde se aprecia las potenciales fuentes terrestres de microplásticos dependiendo del sector, algunos ejemplos de residuos plásticos, los puntos usuales de entrada al medio ambiente y su probable importancia (GESAMP, et al., 2016).

Tabla 2. Potenciales fuentes de microplásticos por sector.

Sector	Microplásticos Primarios	Microplásticos Secundarios	Puntos de Entrada	Importancia Relativa
Industria del turismo		Envases fragmentados, artículos para el hogar, bienes de consumo.	Aguas residuales, ríos, costeros, ambiente.	Alto
Alimentos y bebidas		Envases fragmentados de un solo uso.	Aguas residuales, ríos, costeros, atmosféricos	Alto
Productores de plástico	Pellets de resina.		Aguas residuales, ríos, costeros	Medio
Minorista		Envases fragmentados, artículos para el	Aguas residuales, ríos, costeros.	Medio

		hogar, bienes de consumo.		
Hogares	Productos de cuidado personal y cosméticos (PCCP)	Envases fragmentados, artículos para el hogar, bienes de consumo.	Aguas residuales, ríos, costeros.	Medio
Transporte terrestre		Los neumáticos llevan las partículas.	Aguas residuales, ríos.	Medio
Limpieza de cascos de naves, edificios	Polvos abrasivos		Aguas residuales, ríos, costeros.	Bajo
Fabricación	Polvos para moldes de inyección, polvos para impresión 3D		Aguas residuales, ríos.	Bajo
Recicladores de plástico		Envases fragmentados, artículos para el hogar, bienes de consumo.	Aguas residuales, ríos.	Bajo
Construcción		Fragmentado en EPS, embalaje.	Aguas residuales, ríos, costeros.	Bajo
Agricultura		Películas o láminas fragmentadas, macetas, caños.	Ríos, costeros, ambiente	Bajo

Fuente: (GESAMP, et al., 2016). *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: second phase assessment part one*. Recuperado y adaptado de: http://ec.europa.eu/environment/marine/good-environmental-status/descriptor-10/pdf/GESAMP_microplastics%20full%20study.pdf

3.1.1 Cosméticos y productos para el cuidado personal.

Los microplásticos primarios, son usados ampliamente como agentes abrasivos en diversos productos de cosméticos y productos de cuidado personal (PCCP), estos son creados con el fin de agregarlos a los productos como exfoliantes faciales, geles de ducha, filtros solares y cremas dentales, en ocasiones también se les conoce como microperlas (Sherrington, et al., 2016). Estos productos son considerados una fuente potencial de microplásticos, ya que estas micropartículas al ser lavadas, son liberadas a los sistemas de aguas residuales o también directamente a ambientes acuáticos como ríos o quebradas. La cantidad de microplásticos presentes en estos productos cosméticos pueden llegar a ser considerables, ya que se ha estimado que se pueden liberar alrededor de 4.600 – 94.500 microperlas por cada aplicación de un exfoliante para la piel. (Napper, et al., 2015).

Dependiendo de la eficacia y existencia de las instalaciones de Tratamiento de Aguas Residuales, es inevitable que una gran cantidad de microplásticos ingresen a los cursos de agua (Essel, et al., 2015) , (DEPA, 2015) Sin embargo, algunas Plantas de Tratamiento modernas en Suecia y San Petersburgo, retienen más del 96% de los microplásticos por medio de filtración. Aunque el uso de microplásticos en PCCP parece ser una fuente importante de microplásticos, es relativamente bajo en comparación con otras fuentes de microplásticos primarios y secundarios en el medio ambiente. (Sundt, Schulze, & Syversen, 2014).

3.1.2 Textiles y prendas de vestir

Los textiles y prendas de vestir son considerados como una importante fuente de piezas de tamaño microplástico, en especial durante el lavado mecánico, ya que estas pueden desprender micropartículas a la hora de ser lavadas. Al igual que en el caso de los productos de cosméticos, las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales retienen una porción variable de microplásticos, dependiendo del diseño y eficacia de la Planta, sin embargo, una gran parte de estas fibras textiles logran entrar en el ambiente acuático, al salir en los efluentes de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales. (Karlsson, 2015). Por otra parte, se pueden observar diferencias significativas en la generación de microplásticos en cuanto a diferentes regiones, ya sea por la elección de las telas que pueden ser sintéticas o naturales, la longitud de los hilos hilados, el acceso a las instalaciones de lavado mecánico, el tipo de detergentes usados a la hora del lavado y la frecuencia con que se realiza el lavado (Browne, et al., 2007).

3.1.3 Transporte terrestre

En estudios llevados a cabo en Noruega, Los Países Bajos y Alemania, la emisión de polvo de partículas plásticas debidas al desgaste de los neumáticos ha sido reconocida recientemente como una fuente importante de contaminación microplástica en los cuerpos de agua, en especial en el mar. (NEA, 2014), (Verschoor, et al., 2014). Parte del polvo vuela en forma de micropartículas en el aire, el resto desciende directamente en el suelo

alrededor de las carreteras, el agua lluvia fluye hacia el alcantarillado, lo que causa que arrastre estas pequeñas partículas, o también terminan en aguas superficiales y en el mar. Cabe resaltar que los neumáticos de los automóviles están fabricados en su mayoría por caucho de estireno-1,3-butadieno (SBR) y productos reciclados hechos de caucho para neumáticos. Anualmente, son liberadas 17.000 toneladas de desgaste de neumáticos de goma en el medio ambiente según un estudio realizado en Holanda (Verschoor, et al., 2014). Según estimaciones anuales de emisiones de polvo de caucho de neumáticos, en Noruega, Suecia y Alemania son 4.500, 10.000 y 110.000 toneladas respectivamente, según (NEA, 2014), que en un promedio de emisiones de polvo oscila entre 1 - 1.4 Kg/hab-año.

3.1.4 Productores y fabricantes de plásticos.

La industria del plástico produce y transporta plásticos en forma de bolitas de resina circular o cilíndrica, de unos pocos milímetros de diámetro, estos son transportados a otras instalaciones donde el plástico es procesado aún más, y en última instancia es usado en la fabricación de un producto terminado o como componentes para otros productos más complejos, en algunos casos, hay pérdida accidental de gránulos de resina durante su transporte, en el transbordo o en las instalaciones de fabricación. Como resultado de ello, los pellets de resina se distribuyen en el medio ambiente. (Browne, et al., 2007).

3.1.5 Mantenimiento y desmontaje de buques.

A menudo, los cascos de los barcos deben ser limpiados para remover el crecimiento biológico y así volver a pintarlos. Antiguamente, eso implicaba el lavado de aire con granos de arena, pero hoy por hoy se usan partículas de plástico para este fin. Los microplásticos también son usados para limpiar el interior de los tanques; a raíz de lo anterior, hace que se liberen al medio ambiente dos tipos de microplásticos, como lo es el polvo abrasivo de plástico original es decir el microplástico primario, y las escamas de la pintura que ha sido removida, el microplástico secundario, que a menudo contiene una base de polímero. (Browne, et al., 2007), estos plásticos representan una pequeña fracción que se produce y entra en el medio, a menos de que sea evitado. (Reddy, 2006)

CAPÍTULO IV

4. MICROPLÁSTICOS EN PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

A partir de las fuentes primarias y secundarias de microplásticos y su gran contribución a la presencia de microplásticos en el medio ambiente, las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales son consideradas como una fuente primaria de microplásticos en el medio ambiente, ya que según estudios realizados, se han observado gran cantidad de microplásticos, por otra parte, estos representan una problemática ambiental, ya que presentan un gran potencial para afectar física y químicamente a un sin número de seres vivos. (Murphy, et al., 2016) (Talvitie, et al., 2015)

4.1 Presencia de microplásticos en las PTAR

Un estudio reciente indicó que las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) potencialmente desempeñaron un papel importante en la liberación de microplásticos al medio ambiente (Browne, et al., 2011). Las microesferas se agregan al limpiador facial y la pasta de dientes, donde posteriormente se puede descargar directamente a las aguas residuales a través de actividades humanas, según indicaron (Fendall & Sewell, 2009).

Las aguas residuales proceden de la empleada en usos domésticos, urbanos e industriales, así como la mezcla de todas estas, tal como las define la directiva 91/271 CEE, del Tratamiento de Aguas Residuales Urbanas. El conjunto de todas ellas, las denominadas aguas residuales urbanas, se recogen en un sistema colector y son enviadas mediante un emisario a una PTAR, en la que se depuran según los niveles de exigencia marcados por la legislación. Cítese el estudio elaborado por el Instituto de Estudios Medioambientales en cuatro PTAR de los Países Bajos, donde se comprobó la descarga de entre 9 y 91 partículas/L en agua depurada, siendo 52 partículas/L el valor medio medido. Otros estudios similares se han desarrollado en depuradoras de Rusia, Francia y Estados Unidos. En concreto, en la PTAR de San Petersburgo (2014) la concentración de microplásticos a la entrada de la planta descendía significativamente con el tratamiento físico y tras el reactor biológico, si bien no se eliminaban del todo del efluente depurado (Talvitie, et al., 2017).

Otro estudio más reciente, en las depuradoras de Nueva York, determinó que 25 de las 34 PTAR muestreadas presentaban microplásticos (Hidalgo-Ruz, et al., 2012), siendo sus orígenes las partículas derivadas de productos de cuidado personal y las fibras de lavandería descargadas a las aguas residuales municipales. Por último, otro trabajo en 10 PTAR urbanas de Dinamarca (Gouveia, et al., 2018) encontró concentraciones medias de microplásticos de 250 $\mu\text{g/L}$ en aguas brutas y de solo 4,2 $\mu\text{g/L}$ en aguas depuradas. Lo anterior coincide con otro estudio realizado en Suecia, donde se generaban más de 1.000 T/año de microplásticos (desde productos de cuidado personal y lavado de fibras sintéticas), de los cuales tras la depuración ingresaban al medio ambiente entre 4 y 30

T/año. El diámetro de la mayoría de estas partículas era $> 300 \mu\text{m}$, y se sigue estudiando el destino de las partículas con diámetro $20 \mu\text{m}$ y del 98% si el diámetro de las partículas es $> 300 \mu\text{m}$, mientras que la retención de estos compuestos en lodos procedentes de tratamientos físicos era insignificante. Finalmente, se cuenta con varios estudios más de diferentes autores donde se verifica la presencia de partículas de microplásticos en lodos de depuración (Lares, et al., 2018).

Las investigaciones relacionadas con la aparición y el destino de los microplásticos (MP) en el medio acuático se han acelerado en todo el mundo, especialmente durante la última década según indicaron (Andrady, 2011); (Hidalgo-Ruz, et al., 2012), considerando el aumento en la producción de plástico (Plastics Europe, 2016) y, en consecuencia, el riesgo de que pequeñas partículas de plástico contaminen nuestro medio ambiente. Los microplásticos pueden descargarse al medio ambiente de industrias plásticas, por ejemplo, a través de fugas y accidentes de transporte. Otras fuentes incluyen la rotura y el desgaste de los artículos de plástico, el uso de productos de cuidado personal (Fendall & Sewell, 2009) y el lavado de textiles sintéticos (Browne, et al., 2011); (Lares, et al., 2018).

Los plásticos son una parte ubicua de la vida moderna, que se encuentra a diario en el empaque de alimentos y bebidas, en artículos para el hogar como peines, cepillos de dientes y bolígrafos, y en bolsas de compras. El destino final de muchos artículos plásticos grandes son los océanos, donde forman los residuos macroplásticos ($> 5 \text{ mm}$) que es un

componente dominante de la contaminación del océano, que amenaza la vida marina a través del consumo y/o el enredo (Derraik J. , 2002).

Aunque los microplásticos fueron reconocidos por primera vez como una fuente menor de contaminación plástica en la década de 1990 (Zitko & Hanlon, 1991); (Gregory M. R., 1996), estos microplásticos estaban presentes principalmente en los limpiadores para manos, como jabones líquidos y plástico que normalmente se usan en raras ocasiones. Sin embargo, debido a que los microplásticos ahora han reemplazado los materiales exfoliantes naturales (hielo, avena, albaricoque o cáscaras de nuez) en los limpiadores faciales, el consumidor promedio ahora tiene un producto que contiene microplásticos en su hogar y lo utiliza diariamente.

La mayoría de los limpiadores faciales en los supermercados de Nueva Zelanda mencionan al polietileno como un ingrediente, presente en formas descritas de forma diversa como "microesferas", "fórmula de microesferas" o "micro exfoliantes". Una vez utilizados en el lavado de cara, los microplásticos viajan a través de los sistemas de aguas residuales de la ciudad, pero debido a su pequeño tamaño, es probable que escapen a la captura por las pantallas de tratamiento preliminar en las plantas de aguas residuales e ingresan a los océanos (Browne, et al., 2007). Para determinar el impacto del plástico de los limpiadores faciales en el ambiente marino, aquí cuantificamos el tamaño del plástico contenido en cuatro marcas disponibles en los supermercados de Nueva Zelanda. El rango de tamaño de las partículas presentes sugiere que los limpiadores faciales ahora pueden

ser una fuente importante de contaminación por microplásticos en el océano, y tendrán impactos inmediatos ya largo plazo en el plancton y en los organismos que se alimentan por filtración en la base de las cadenas alimenticias marinas.

Las aguas residuales proporcionan un camino para que las partículas sólidas sean transportadas a hábitats acuáticos. Esto incluye macroplásticos y microplásticos. Los artículos grandes y sólidos entran al sistema de aguas residuales con aguas residuales a través de inodoros y pueden incluir pañales, tampones, anticonceptivos y bastoncillos de algodón. En teoría, estos deben eliminarse mediante el tratamiento primario de aguas residuales para evitar su entrada al medio ambiente. Sin embargo, durante los períodos de fuertes lluvias, el volumen de agua que pasa por los sistemas de alcantarillado puede abrumarlos permitiendo que el material escape al medio ambiente (Barnes, 2009) (Browne, et al., 2007). Como consecuencia, los desechos relacionados con las aguas residuales se reportan comúnmente en los estudios de basura marina. Una vez en el medio ambiente, estos elementos de macro-escombros tienen el potencial de fragmentarse en pedazos más pequeños y, en última instancia, en microplásticos. Reducir los plásticos relacionados con la higiene requiere una combinación de educación, rediseño y desarrollo de infraestructura (PNUMA, 2019).

Hasta la fecha, pocos trabajos han cuantificado microplásticos en aguas residuales, aún a sabiendas de que las estaciones de tratamiento de aguas residuales, junto con el proceso de esorrentía urbana, suponen una de las vías más importantes de llegada de

microplásticos al medio ambiente (Eerkes, et al., 2015), no sólo a través del agua depurada, sino también mediante el uso de los fangos (Bayo, et al., 2016).

(Talvitie, et al., 2015), detectaron tipos similares de microplásticos, que en su mayoría eran fibras y partículas sintéticas, tanto en el efluente terciario de una PTAR de Finlandia como en el agua de mar del Golfo de Finlandia. Además, un estudio reciente de (Murphy, et al., 2016), realizado en una PTAR de Escocia, sugiere que 65 millones de microplásticos al día podrían entrar en el medio acuático procedentes del efluente depurado, a pesar de una tasa de retención del 98% ejercida en la propia depuradora. (Carr S. A., 2016), encontraron que los procesos de tratamiento terciario eran efectivos en la eliminación de microplásticos del efluente final, con una descarga media de un microplástico por cada 1.400 litros de agua residual tratada.

4.2 Aparición de microplásticos en las PTAR

4.2.1 Concentraciones de microplásticos en el afluente y efluente de las PTAR.

En estudios llevados a cabo recientemente por (Jing, et al., 2019) se encontró que los microplásticos fueron detectados fácilmente tanto en el afluente como en el efluente de las PTAR, con sus aspectos típicos como se logra apreciar en la Figura 7A-B. Los microplásticos en el afluente solo se midieron en unas pocas PTAR, con las concentraciones de partículas reportadas variando de 1 a 10.044 partículas/L. Las concentraciones de microplásticos medidas en el efluente de las PTAR por (Jing, et al.,

2019) fueron mucho más bajas, que estuvieron en el rango de 0 a 447 partículas/L. Las grandes variaciones en las concentraciones de microplásticos en estas PTAR podrían estar parcialmente relacionadas con diferentes métodos de recolección, pretratamiento y análisis de muestras aplicados en estos estudios. Por ejemplo, se podría observar una mayor concentración de microplásticos cuando se aplicó un tamaño de malla más fino (Leslie, et al., 2017). Además, es muy probable que los estudios sin caracterización química induzcan sesgos en la cuantificación, especialmente en la distinción de las fibras naturales y sintéticas. Como resultado, el recuento de fibras naturales se incluyó en algunos estudios (Mason, et al., 2016); (Talvitie, et al., 2015).

Por lo tanto, para comparar mejor las concentraciones de microplásticos en diferentes estudios, se necesita con urgencia la estandarización o armonización de los métodos de muestreo y análisis de microplásticos.

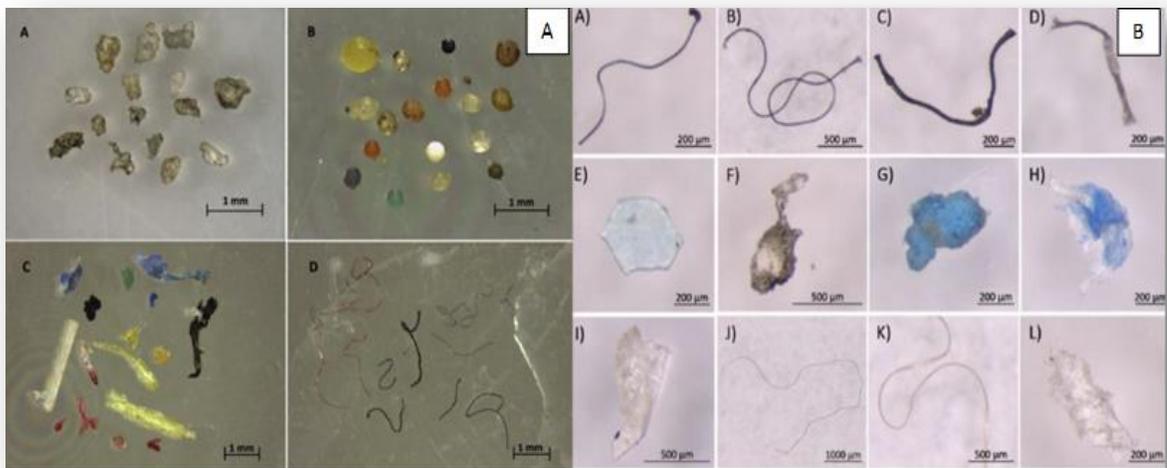


Figura 7. A) Microplásticos primarios y microplásticos secundarios recolectados de PTAR. B) Apariencia típica de diferentes polímeros detectados en diferentes etapas de la PTAR, identificados por micro-FTIR y micro-Raman. (Véase capítulo V).

Fuente: (Talvitie, et al., 2017) (Lares, et al., 2018). *Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal.* Recuperado y adaptado de: http://ec.europa.eu/environment/marine/good-environmental-status/descriptor-10/pdf/GESA_MP_microplastics%20full%20study.pdf

En la figura 7A, se puede apreciar muestras de microplásticos primarios, los cuales son microesferas provenientes de distintos productos para el cuidado personal, y microplásticos secundarios, los cuales han sido fragmentados de la descomposición de plásticos más grandes y de fibras textiles sintéticas, estos fueron recolectados en diferentes etapas de la PTAR, en la Figura 7B, se aprecia la apariencia típica de los diferentes polímeros detectados en diferentes etapas de la PTAR, los cuales fueron identificados a partir de micro FTIR y micro Raman, que se explica más detalladamente en el Capítulo V. (Talvitie, et al., 2017) (Lares, et al., 2018).

4.3 Propiedades de los microplásticos en las PTAR

4.3.1 Materiales

Según estudios llevados a cabo por (Jing, et al., 2019), se han detectado una gran cantidad de diversos tipos de polímeros microplásticos en afluentes y efluentes de las PTAR, como se puede observar en la Tabla 3. Los polímeros más comunes encontrados en los afluentes y efluentes de las PTAR fueron poliéster (PES), polietileno (PE), tereftalato de polietileno (PET) y poliamida (PA). Es importante resaltar que el PES, PET y PA son usados abundantemente en ropa sintética, mientras que el PE se usa en productos de cuidado personal, incluidos exfoliantes corporales y faciales, así como en el envasado de alimentos y botellas de agua (Cheung & Fok, 2017); (Lares, et al., 2018); (Mintenig, et al., 2017); (Shah, et al., 2008); (Ziajahromi, et al., 2017). También se observaron polímeros como el acrílico y el alquídico, polipropileno (PP), poliestireno (PS),

poliuretano (PU), alcohol de polivinilo (PVAC) y polilactida (PLA) en las aguas residuales con su mayor abundancia entre aproximadamente 5% - 27%. Los otros polímeros presentados en la tabla 3, solo representaron una proporción limitada del total de microplásticos en las aguas residuales, que comúnmente eran inferiores al 5%, e incluso podían alcanzar menos del 1% en algunas muestras. Por lo tanto, la prioridad de investigación podría darse a los polímeros más comunes en lugar de a todas las partículas presentadas. La información material de los microplásticos detectados en las EDAR sugirió que una gran parte de los microplásticos en las aguas residuales se originaban en nuestra vida diaria. Sin embargo, las fuentes y rutas generales de los microplásticos que ingresan a las PTAR aún no se han entendido completamente. En la tabla 3, + se refiere a abundancia baja, ++ se refiere a abundancia media, +++ se refiere a abundancia alta.

Tabla 3. Polímeros detectados en plantas de tratamiento de aguas residuales con sus densidades y abundancias relativas.

Polímero	Abreviatura	Densidad g/cm³ a	Abundancia relativa b
Acrílico	-	1.09–1.20	++
Alquídico	-	1.24–2.01	++
Tereftalato de polietileno	PET	0.96–1.45	+++
Poliamida (nylon)	PA	1.02–1.16	+++
Poliéster	PES / PEST	1.24–2.3	+++
Polietileno	PE	0.89–0.98	+++
Polipropileno	PP	0.83–0.92	++
Poliestireno	PS	1.04–1.1	++
Poliuretano	PU / PUR	1,2	++
Fluoruro de polivinilo	PVF	1.7	+
Acetato de polivinilo	PVAC	1.19	+

Politetrafluoroetileno	PTFE	2.1–2.3	+
Etileno acetato de vinilo	EVA	0,92–0,95	+
Alcohol de polivinilo	PVAL	1.19–1.31	++
Acrilonitrilo butadieno estireno	ABS	1.04–1.06	+
Polilactida	PLA	1.21–1.43	++
Copolímero de acetato de vinilo y acrílico	-	1,22	+
Copolímero de polietileno-polipropileno	-	0,94	+
Poli (ftalimida)	-	1.10	+
Policarbonato	PC	1.2–1.22	+
Resina de terpeno	-	0,98	+
Resina de plexar	-	0,92	+
Poli (oximetileno)	POM	1,41	+
Polisulfona	PSU	1,24	+
Silicona	-	1.1–1.2	+
Poliestireno acrílico	PS acrílico		++
Acrilato de polivinilo	PV acrilato		+
Polivinil etenileno	PVE		+

Fuente: (Jing, et al., 2019). *Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal.* Recuperado y adaptado de: https://unipamplona.basesdedatosezproxy.com:2060/science/article/pii/S0043135418310686?fbclid=IwAR1z7K80OrfFPOGEjweactH4Rq_lotdo73j8kYCizvYxddWa0HV2iYa4doA#tbl2

4.3.2 Formas

La forma, es un indicador importante que es usado a la hora de clasificar microplásticos, la forma de estos, no solo puede afectar su eficiencia de eliminación en las PTAR, sino que también puede tener un impacto en la interacción entre los microplásticos con otros contaminantes o microorganismos presentes en las aguas

residuales (McCormick, et al., 2014); (Wang, et al., 2018). Las diversas formas que pueden presentar los microplásticos, pueden clasificarse en fibra, estos tienden a ser más largos que anchos, y en partículas, los cuales presentan ancho y largo similares.

A partir de estudios llevados a cabo por diversos autores, (Gouveia, et al., 2018); (Talvitie, et al., 2015), se dividió la categoría de partículas en formas irregulares y bolas o bolitas esféricas, otros estudios incluyeron formas como escamas y flim, que son partículas muy finas, otras formas fueron las espumas y astillas. (Magnusson & Norén, 2014); (Mason, et al., 2016); (Murphy, et al., 2016); (Talvitie, et al., 2017). Las abundancias relativas de diversas formas de microplásticos observadas en las PTAR por algunos autores, se presentan en la Figura 8.

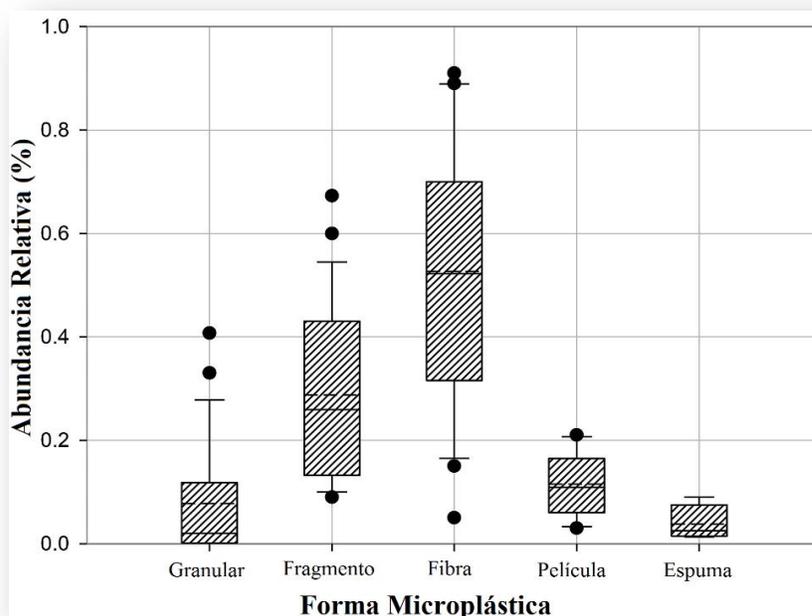


Figura 8. Abundancia relativa de diferentes formas de microplásticos en las aguas residuales.

Fuente: (Jing, et al., 2019). *Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal.* Recuperado y adaptado de: https://unipamplona.basesdedatosezproxy.com:2060/science/article/pii/S0043135418310686?fbclid=IwAR1z7K80OrfFPOGEjweactH4Rq_lotdo73j8kYCizvYxddWa0HV2iYa4doA#tbl2

A partir de los resultados obtenidos por los autores, se determinó que las fibras, representaron la mayor proporción de los microplásticos observados en las aguas residuales, con un porcentaje promedio de 52.7%. Esto puede deberse al hecho de que una gran cantidad de fibras se liberaron a través de descargas de lavadoras domésticas, según indica (Browne, et al., 2011); (Napper & Thompson, 2016); (Pirc, et al., 2016).

Este resultado está de acuerdo con la gran abundancia de polímeros en las aguas residuales de la fabricación de ropa sintética, además, la gran abundancia de fibra en algunas muestras podría atribuirse a la dificultad de distinguir las fibras sintéticas de fibras naturales, y algunos estudios también incluyeron las fibras naturales durante la cuantificación. Los estudios mostraron que las fibras naturales como el algodón y el lino podrían representar más de la mitad de las fibras en algunas muestras de aguas residuales (Talvitie, et al., 2017). Por lo tanto, diferenciar y detectar efectivamente las fibras sintéticas y naturales es esencial para cuantificar con precisión los microplásticos en la PTAR.

Los fragmentos irregulares forman otra forma generalmente observada de microplásticos en las aguas residuales, que representaron un porcentaje promedio de 28.8% como se observa en la figura 8. Los fragmentos irregulares podrían resultar de productos de plástico erosionados para el uso diario. O podrían ser microplásticos procedentes de productos para el cuidado personal, como la pasta de dientes (Carr, Liu, & G., 2016). Los microplásticos en forma de película, pellet y espuma también se encontraron en las aguas residuales con una abundancia promedio de alrededor del 10% o

menos. La película de microplástico y la espuma podrían originarse principalmente de la erosión de las bolsas de plástico y los productos de embalaje, mientras que los pellets eran principalmente microplásticos primarios agregados a productos personales.

4.3.3 Tamaño y masa

En la actualidad, existen dos métodos que son frecuentemente usados para la clasificación por tamaño, uno de ellos se basa en retener microplásticos en diferentes tamaños de tamices, aunque anteriormente se mencionó la precisión de este método para retener microplásticos por causa de las formas irregulares que pueden presentar. El otro método, es usar técnicas de imágenes microscópicas. (Lares, et al., 2018); (Mintenig, et al., 2017); (Simon, et al., 2018). Sin embargo, hacer una descripción del tamaño de los microplásticos con un solo número puede ser insuficiente, ya que estos presentan formas irregulares. Es por ello, que se sugirió que los parámetros estándar aplicados a los microplásticos sean usados para obtener datos que sean confiables y comparables sobre el tamaño real de las partículas microplásticas de manera normalizada. (Filella, 2015)

En estudios realizados por diversos autores, las dimensiones de 25 μm , 100 μm y 500 μm fueron usadas con más frecuentemente para la clasificación del tamaño de los microplásticos (Dris R. , et al., 2015); (Lares, et al., 2018); (Simon, et al., 2018); (Ziajahromi, et al., 2017); (Talvitie, et al., 2017).

En la influencia de las PTAR, la cantidad de microplásticos de más de 500 μm , suelen alcanzar en ocasiones más del 70%, mientras que en el efluente, en promedio, más del 90% de los microplásticos tenían menos de 500 μm y en algunas de las muestras aproximadamente el 60% de los microplásticos tenían menos de 100 μm , según enuncian los autores (Mintenig, et al., 2017); (Simon, et al., 2018); (Ziajahromi, et al., 2017). A pesar de lo anterior, la distribución de los tamaños de los microplásticos podría verse algo afectada por el tamaño de la malla usada para la recolección de muestras, ya que es probable, que los tamaños de malla grande permita la pérdida de la mayoría de partículas pequeñas (Lares, et al., 2018). Por otro lado, (Simon, et al., 2018), demostró en un estudio más reciente, que los microplásticos menores a 25 μm , presentaban una abundancia bastante significativa en las aguas residuales.

Por otra parte, la masa de los microplásticos en aguas residuales, en el pasado no recibía mucha atención, pero hoy por hoy, en estudios desarrollados, se cuantificó la masa de los microplásticos en las aguas residuales en función de la dimensión mayor y menor de la partícula, se demostró, que aunque las partículas de PP eran las más abundantes, contribuían más a la masa total de microplásticos, como se puede apreciar en el gráfico 2. Este trabajo llevado a cabo, resaltó la importancia de describir las concentraciones de microplásticos no solo por el número de partículas sino también por la masa microplástica.

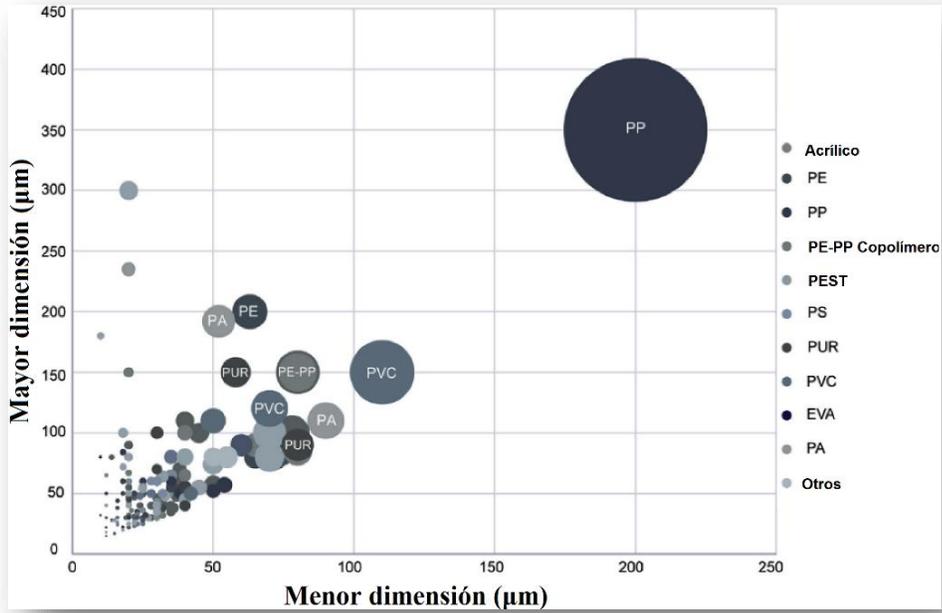


Gráfico 2. Microplásticos en las aguas residuales en función de la dimensión mayor y menor de la partícula.

Fuente: (Jing, et al., 2019). *Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal*. Recuperado y adaptado de: <https://unipamplona.basesdedatosezproxy.com:2060/science/article/pii/S0043135418310686>

CAPÍTULO V

5. ELIMINACIÓN DE MICROPLÁSTICOS DE LAS PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL

5.1 Técnicas para la detección de microplásticos en las PTAR.

La detección de microplásticos en las PTAR por lo general llevan a cabo tres pasos, como se puede apreciar en el gráfico 3, los cuales son; la recolección de las muestra, el pretratamiento de las muestras y finalmente la caracterización o cuantificación de los microplásticos (Jing, et al., 2019).

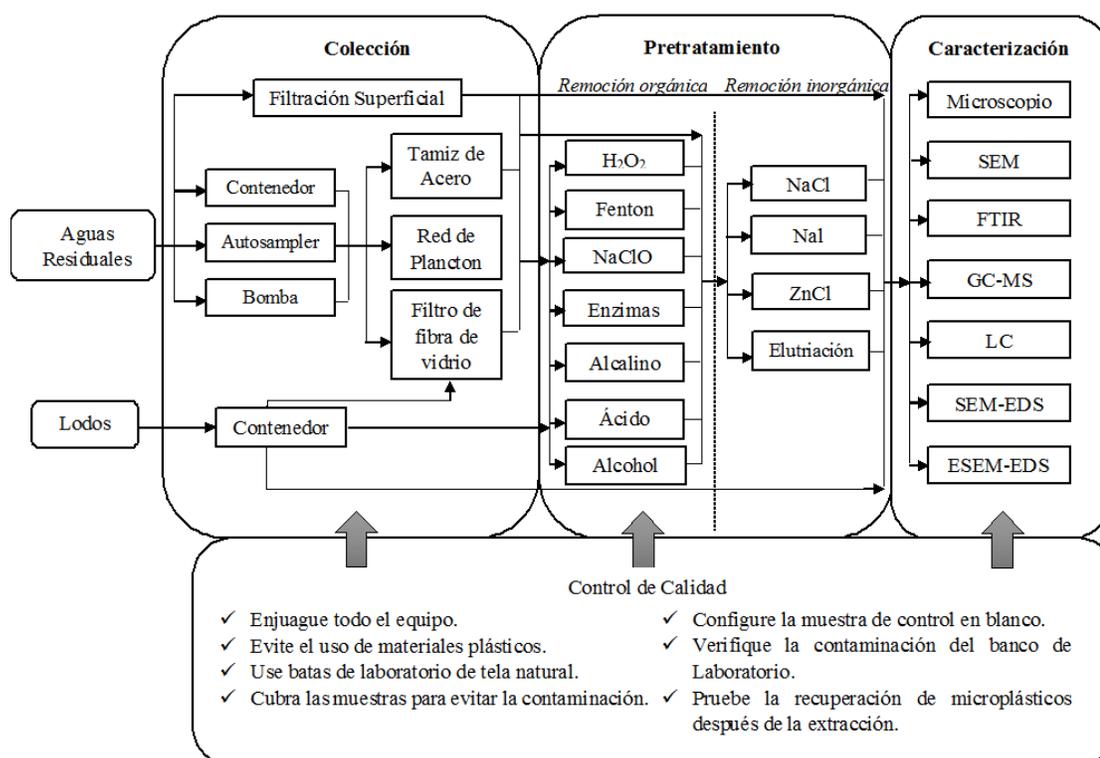


Gráfico 3. Diagrama de flujo que resume los pasos y las técnicas utilizadas para la detección de microplásticos en las PTAR.

Fuente: (Jing, et al., 2019). *Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal.* Recuperado y adaptado de: <https://unipamplona.basesdedatosez.proxy.com:2060/science/article/pii/S0043135418310686>

5.1.1 Colección de muestras.

5.1.1.1 Aguas Residuales

Según investigaciones llevadas a cabo recientemente, se estableció que las aguas residuales pueden ser recolectadas de múltiples formas, en especial mediante la recolección de contenedores (Magnusson & Norén, 2014) (Murphy, et al., 2016) (Tagg A. S., et al., 2015), recolección de muestreador automático (Talvitie, et al., 2017) (Michielssen, 2016), bombeo y filtración separada (Mason, et al., 2016) (Minténig, et al., 2017) (Talvitie, et al., 2015).

Al recolectar microplásticos con Contenedores o Automuestreadores (autosampler), solo se logra obtener un volumen restringido de muestra de aguas residuales, por lo general pocos litros por cada evento de recolección. En este caso, los autores bombearon desde la corriente de agua hacia un dispositivo de filtración, esto mediante el uso de una bomba de extracción, donde los microplásticos fueron interceptados como se puede apreciar en el Gráfico 4, este método suele usarse con frecuencia para recolectar microplásticos en los efluentes de las PTAR. Por otra parte, (Carr, Liu, & G., 2016), diseñaron un sistema de filtrado de superficie para llevar a cabo superficialmente la recolección en la parte final de la caída del agua residual como se puede apreciar en la Figura 9, este método permite ampliar el volumen de muestreo a miles de metros cúbicos, sin embargo, este método de muestreo presenta una serie de

restricciones, ya que este solo es posible usarlo en las caídas de agua, además de la contaminación que se encuentra dispersa en el aire, lo que debe considerarse a la hora de la cuantificación de los microplásticos y además es posible un margen de error alto, ya que al recolectar desde la superficie del agua, solo es posible recolectar los microplásticos de baja densidad.

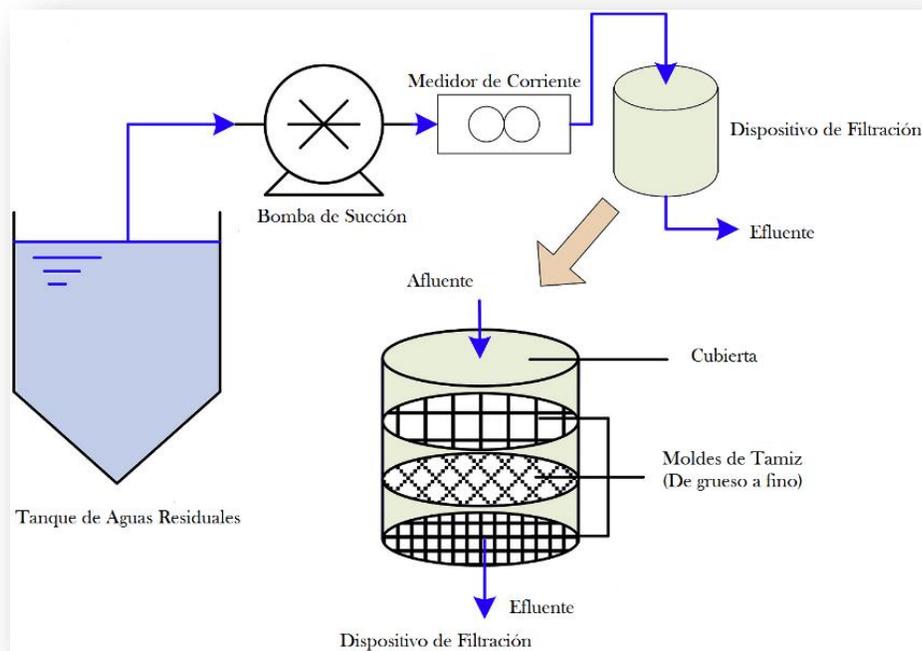


Gráfico 4. Recolección de microplásticos a través de bombeo y filtración separados, con un dispositivo de filtración que consiste en una pila de moldes de tamiz.

Fuente: (Carr, Liu, & G., 2016). *Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal*. Recuperado y adaptado de: <https://unipamplona.basesdedatosezproxy.com:2060/science/article/pii/S0043135418310686>



Figura 9. Colección de microplásticos utilizando un conjunto de filtrado de superficie.

Fuente: (Carr, Liu, & G., 2016). *Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal*. Recuperado y adaptado de: <https://unipamplona.basesdedatosez.proxy.com:2060/science/article/pii/S0043135418310686>

Es importante resaltar que las muestras de aguas residuales recolectadas se filtran para concentrar los microplásticos, por lo que los tamaños de la malla o poros de los tamices y filtros tendrán un efecto profundo en la cantidad de microplásticos recolectados (Magnusson & Norén, 2014). Los tamaños de la malla, no son hoy en día de una medida estándar, pero, aun así diversos autores, han variado su tamaño alrededor de 1 – 500 μm , en el gráfico 5, se puede apreciar una recopilación de tamaños para la malla de los tamices usados por distintos autores en sus investigaciones.

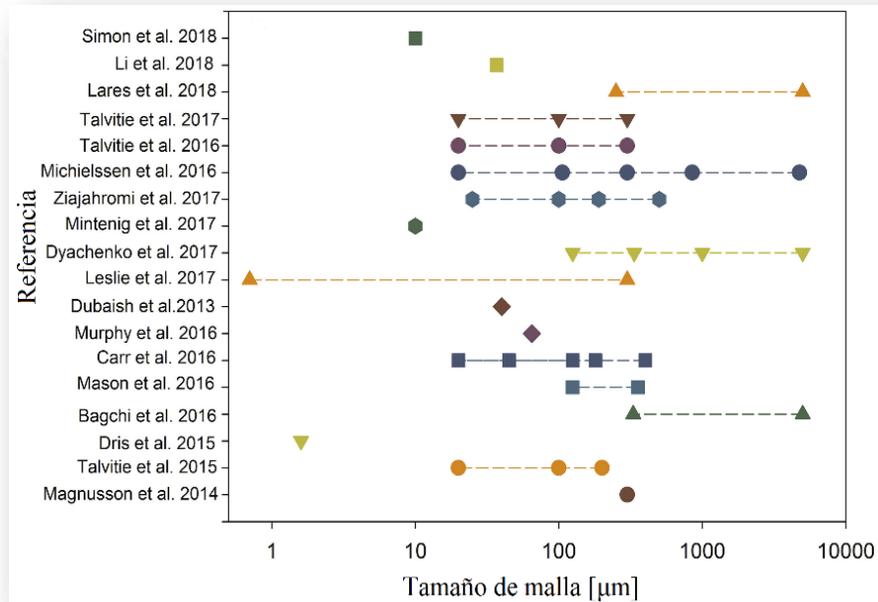


Gráfico 5. Tamaños de malla aplicados en diferentes estudios relacionados con microplásticos en las PTAR.

Fuente: (Jing, et al., 2019). *Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal*. Recuperado y adaptado de: <https://unipamplona.basesdedatosezproxy.com:2060/science/article/pii/S0043135418310686>

Asimismo, en muchos estudios, se usó una pila de moldes de tamiz para la filtración, este método de recolección de muestras, contribuye con el aumento en el volumen total para la filtración y además permite diferenciar los tamaños de los microplásticos recolectados.

Michielssen, (2016) observó que ciertas partículas microplásticas no pasaban a través de los tamices aunque fuesen pequeñas, esto se debía a sus formas irregulares, asimismo, la morfología de las fibras les permiten en ocasiones pasar de forma longitudinal a través de los filtros más pequeños. (Mintenig, et al., 2017) (Ziajahromi, et

al., 2017). Por otra parte, los microplásticos también pueden ser separados de forma in situ, usando una red de plancton de Neuston y un arrastre de manta, aunque este método sea más usado frecuentemente para recolectar y separar los microplásticos de las aguas dulces o del mar, también ha sido en ocasiones usado para recolectarlos en las PTAR.

5.1.1.2 Lodos de Aguas Residuales

El lodo de aguas residuales presenta fracciones mucho más altas de materia orgánica así como de sólidos, para los microplásticos presentes en el lodo de las aguas residuales, se puede aplicar la separación por filtración directa, aunque según estudios llevados a cabo por (Magnusson & Norén, 2014) y (Murphy, et al., 2016) muy pocas veces fue aplicado esta técnica de recolección de microplásticos, debido a que aplicaron la medición espectroscópica. Asimismo, los autores establecen que es común recolectar la muestra de lodo de aproximadamente 5 a 20 gramos en un recipiente de vidrio y refrigerarla en la oscuridad a una temperatura de 4°C antes de que esta sea transportada al laboratorio para el proceso adicional de la muestra y extraerle los microplásticos.

5.1.2 Pretratamiento de la muestra

5.1.2.1 Remoción Orgánica

Debido a que las muestras que se obtienen en las PTAR, en especial las muestras de lodos pueden contener una alta concentración de sólidos inorgánicos y materia

orgánica, se llevan a cabo diversos métodos para purificar y retirar los microplásticos, ya que estos procesos facilitan la cuantificación e identificación de microplásticos, en especial la materia orgánica, ya que su eliminación contribuye con la identificación química de los microplásticos (Jing, et al., 2019).

5.1.2.1.1 Peroxidación Catalítica en fase húmeda

Un método que comúnmente se emplea para eliminar materia orgánica en muestras de PTAR es la Peroxidación Catalítica en fase húmeda, donde son usados productos químicos como H_2O_2 , $NaClO$ y Fentón para oxidar la materia orgánica, además Según (Nuelle, et al., 2014) (McCormick, et al., 2014) la mayor parte de partículas plásticas se consideran sin cambio durante el proceso de Peroxidación catalítica, aunque se presente un cambio en el tamaño de las partículas de polietileno y polipropileno.

5.1.2.1.2 Espectroscopia de transmisión de infrarrojo con transformada de Fourier (FTIR)

Por otra parte, (Tagg, et al., 2015) demostraron que el 83% de la materia orgánica puede llegar a ser eliminada de los microplásticos mediante los espectros de espectroscopia infrarroja con transformada de Fourier (FTIR) sin obtener cambios después de someter las muestras a H_2O_2 (30%) durante siete días. Por otra parte, los reactivos de Fentón son capaces de descomponer de forma rápida los compuestos orgánicos en un

período corto de tiempo, sin impactar a los microplásticos. (Tagg, et al., 2017), cabe resaltar que este método también fue recomendado por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de Estados Unidos (NOAA) para el análisis de microplásticos en el medio marino (Masura, et al., 2015).

5.1.2.1.3 Degradación Enzimática

Otro método para purificar microplásticos de la materia orgánica es mediante la degradación enzimática, durante este proceso, las muestras de microplásticos son sumergidas en una mezcla de enzimas como la lipasa, amilasa, proteinasa, quitinasa, y celulasa (Cole, et al., 2014) (Löder, et al., 2015). Las proteínas, lípidos y carbohidratos pueden ser eliminados de forma que los microplásticos no sean afectados. Recientemente, (Mintenig, et al., 2017) llevaron a cabo un método de macerización enzimática para tratar la muestra de aguas residuales, el método multi-paso, plástico-preservante, en el que se combina el uso de enzimas (proteasa, lipasa, celulasa) con Sodio dodecil Sulfato (SDS 5%) y H₂O₂ (35%) aunque con este proceso se logró la conservación del plástico en varios pasos para tratar la muestra de aguas residuales, todo el proceso de degradación puede llegar a tardar 13 días. (Löder, et al., 2017) comprobaron la eficacia de la degradación enzimática para eliminación de los compuestos orgánicos, además lograron modificar el protocolo mejorando las condiciones de incubación, aumentando la concentración de SDS, cambiando la composición del tampón, agregando dos enzimas opcionales para muestras con alto contenido orgánico, y así sucesivamente; al modificar este protocolo, se logró mejorar la eficiencia de la purificación de enzimas y mejoró la eliminación de

polisacáridos y lípidos que podrían usarse para purificar muestras más ampliamente, como por ejemplo agua de mar, muestras de plancton de agua dulce, muestras de sedimentos extraídas y muestras de tejidos de especies acuáticas.

5.1.2.1.4 Alcalino y Ácido

La aplicación de estos dos métodos para la eliminación de materia orgánica en muestras de aguas residuales y lodos, son métodos alternativos aplicados a las aguas residuales y lodos, por lo que pretende una preocupación adicional. (Cole, et al., 2014) Encontraron que la condición severa (10 M de NaOH a 60 °C) afectaría a los microplásticos, además, el ácido sulfúrico y el ácido nítrico, los cuales actúan como ácidos oxidantes fuertes, pueden llegar a afecta al microplástico, ya que puede haber polímeros que sean intolerantes a los pH bajos como por ejemplo la poliamida o el poliestireno. (Ziajahromi, et al., 2017) (Claessens, et al., 2013). El tratamiento con ácido por lo general se lleva a cabo con un bloque de calentamiento o con una digestión con microondas a 110 – 120 °C, aunque ciertos microplásticos son capaces de fundirse a una temperatura de 90 °C (Carr S. A., 2016).

5.1.2.1.5 Alcohol

Para eliminar la materia orgánica que se impregna en los microplásticos, es posible utilizar alcohol Isopropílico, aunque la eficacia de este proceso no sea comprobada según

investigaciones llevadas a cabo por (Bayo, et al., 2016). Otros enfoques como los ultrasonidos combinados con agua desionizada o con solución de SDS también se han aplicado para el tratamiento de muestras de agua de mar (Cooper & Corcoran, 2010) (Li, Liu, & Chen, 2018-a).

5.1.2.2 Remoción Inorgánica

5.1.2.2.1 NaCl, NaI, ZnCl

Los materiales inorgánicos presentes en las muestras de agua residual y lodos, por lo general se eliminan separándolos de acuerdo a su densidad y usando una solución salina. La solución saturada de cloruro de sodio (NaCl) con densidad de 1.2 Kg/L, suele usarse debido a su bajo costo y no toxicidad (Leslie, et al., 2017) (Li, Liu, & Chen, 2018-a). Sin embargo, los microplásticos que presentan una alta densidad como por ejemplo el cloruro de polivinilo (PVC) y el Tereftalato de Polietileno (PET) con densidades de 1.14 – 1.56 Kg/L y de 1.32 – 1.41 Kg/L, respectivamente, también es posible eliminarlos, resultando en una subestimación del recuento total (Duis & Coors, 2016). Es por ello, que para lograr separar los microplásticos por completo del agua residual y de los lodos, se han aplicado soluciones salinas más densas, como la solución NaI cuya densidad es 1.6 – 1.8 Kg/L, asimismo la solución ZnCl con densidad de 1.5 – 1.7 Kg/L (Mintenig, et al., 2017) (Ziajahromi, et al., 2017).

5.1.2.2 Elutriación

Es un proceso que se lleva a cabo para eliminar o lavar la alcalinidad de un lodo en condiciones anaerobias, esto con el fin de separar partículas de distinto tamaño y densidad y para mejorar las características de sedimentación y de eliminación de agua. (Carr S. A., 2016), llevaron a cabo la separación de microplásticos en una PTAR, aplicando la técnica de Elutriación, la cual fue desarrollada por primera vez por (Claessens, et al., 2013) para extraer los microplásticos de sedimentos; estos microplásticos se aislaron mediante la explotación de sus flotantes inherentes basados en la combinación de flujo de agua y aireación.

5.1.3 Caracterización microplástica

A modo general, el análisis de microplásticos se puede clasificar en caracterización física y química. La caracterización física hace referencia en especial, a caracterizar la distribución del tamaño de los microplásticos y a evaluar otros parámetros físicos como la forma y el color. Por su parte, la caracterización química se aplica principalmente a la composición de los microplásticos.

5.1.3.1 Caracterización Física

5.1.3.1.1 Estereomicroscopio

Generalmente, es la instalación que se usa con más frecuencia, esta puede ser usada de forma directa para medir el tamaño, caracterizar la morfología y enumerar el recuento

de los microplásticos. No obstante, la identificación visual de los microplásticos está expuesta a sesgos, ya que presenta un tamaño reducido debido a un factor de aumento relativamente bajo del microscopio y el resultado depende fundamentalmente del operador. Según afirma (Hidalgo-Ruz, et al., 2012), quienes han estimado que es posible observar hasta un 70% de índice de error e incluso aumentaría cada vez con la disminución del tamaño de las partículas observadas. (Magnusson & Norén, 2014), afirman que en ciertas ocasiones es complicado discrepar entre fibras sintéticas y naturales, como es el caso de las fibras textiles elaboradas de algodón e inclusive, es probable que aquellos elementos que sean de color similar al papel de fondo, puedan ser pasados por alto y además perder el recuento debido a la gran cantidad de partículas de microplásticos. (Murphy, et al., 2016). Es por ello que se han adoptado diversas medidas para evitar posibles errores humanos, así que para facilitar el conteo de partículas, se usan Placas de Petri con cuadrículas y con una numeración secuencial (Carr S. A., 2016) . Por otra parte, para distinguir fácilmente entre las fibras sintéticas y las naturales, se aplican una serie de criterios según lo expuesto por (Dris, et al., 2015) (Hidalgo-Ruz, et al., 2012), primeramente, las fibras sintéticas tienen que ser gruesas a lo largo de toda su longitud, las fibras sintéticas no deben ser rectas totalmente, lo que indicaría un origen biológico, ninguna estructura celular u orgánica debe ser perceptible para considerarse una fibra como microplástica y por último, las fibras transparentes y verdes deben ser examinadas con mayor aumento para confirmar su origen. (Magnusson & Norén, 2014) Usaron el quemador de alcohol para distinguir, ya que los microplásticos se funden con el calor, mientras que las fibras no sintéticas no. Además, se utilizó un método de tinción para reducir la sobreestimación de los microplásticos dudosos (Ziajahromi, et al., 2017), al aplicar la solución de Rosa-Bengala (4,5,6,7-tetracloro-20,40,50,70-tetraido-

fluorescencia, Sigma-Aldrich, 95% de contenido de colorantes), las micropartículas naturales como lo son las fibras naturales, se tiñen de rosa, permitiendo así la separación visual de las partículas de plástico y las no plásticas (Liebezeit & Liebezeit, 2014). Por todo lo anterior, se puede mejorar la precisión de la caracterización de microplásticos mediante el uso del estereoscopio. No obstante, con este método no es posible distinguir los tipos de polímeros y conlleva demasiado tiempo, ya que no es posible hacerlo de forma automatizada.

5.1.3.2 Caracterización Química

Con la caracterización química es posible aumentar la exactitud de la caracterización de los microplásticos y explorar más a fondo su composición. El método de análisis químico actual contiene técnicas destructivas, como cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas (GC-MS), incluyendo la pirolisis-GC-MS y desorción de extracción térmica-GC-MS (Dekiff, et al., 2014); (Dümichen, et al., 2017); (Fries, et al., 2013); (Nuelle, et al., 2014), cromatografía líquida (LC) (Elert, et al., 2017); (Hintersteiner, et al., 2015), así como técnicas espectroscópicas no destructivas, como Espectroscopia FTIR (Browne, et al., 2011); (Löder, et al., 2015); (Mintenig, et al., 2017), y espectroscopia Raman (Araujo, et al., 2018); (Erni-Cassola, et al., 2017); (Lares, et al., 2018). Entre estos métodos, las técnicas espectroscópicas fueron las más utilizadas para analizar microplásticos en muestras ambientales. Sin embargo, es difícil identificar pequeños microplásticos (<1 μm) con estas técnicas debido a la limitación del equipo.

5.1.3.2.1 FTIR

La espectroscopia de infrarrojos por transformada de Fourier (FTIR), es el método más utilizado para llevar a cabo análisis de microplásticos obtenidos de las PTAR, con esta técnica, las partículas microplásticas se exponen a la radiación infrarroja y se obtiene un espectro donde los crestas características corresponden a enlaces químicos específicos entre átomos, el espectro que se obtiene, puede ser usado para identificar la constitución de la muestra al ser comparada con la biblioteca de espectros de referencia. A pesar de ello, estos espectros de referencia siempre representan muestras muy limpias e ideales, que no suelen hallarse en el medio ambiente (Murphy, et al., 2016). Por ello, es necesario crear una biblioteca de plásticos de referencia no típicos tomados de varias fuentes, incluidas las PTAR, que permita una comparación con muestras mucho más relevantes para el medio ambiente. Por otra parte, el FTIR requiere de mucho trabajo, ya que los microplásticos deben ser seleccionados bajo microscopía óptica y luego ser analizados de manera individual para el espectro de cada partícula (Harrison, et al., 2012). Por lo tanto, según los estudios llevados a cabo por (Carr S. A., 2016); (Leslie, et al., 2017); (Murphy, et al., 2016), este método, generalmente ayudó a la identificación visual para la mayoría de los estudios y solo fueron examinados fragmentos ambiguos o submuestras.

El reciente desarrollo de las imágenes micro FTIR basadas en el conjunto de planos focales (FPA), el cual es una matriz de detectores sensibles que, al ser combinados con preamplificadores de bajo ruido, suministra datos de imagen para las frecuencias de la señal de interés, podría llegar a ser más eficaz a la hora de evaluar los espectros de

partículas individuales en una muestra, resultando en un análisis de alto rendimiento de microplásticos totales en una muestra (Löder, et al., 2015). (Minténig, et al., 2017) Utilizaron un micro FTIR de transmisión basado en FPA para identificar microplásticos tanto en muestras de aguas residuales como en lodos, ya que consideraron que la transmisión IR mostró mejores imágenes que la reflectancia IR.

Por otra parte, la espectroscopia Raman, es una técnica de espectroscopia vibratoria basada en la dispersión inelástica de la luz, esta proporciona información sobre las vibraciones moleculares de un sistema en forma de espectro vibratorio, permitiendo así, la identificación de los componentes presentes en la muestra (Schymanski, et al., 2018). Al compararla con FTIR, estas técnicas Raman resultan con una mejor resolución espacial (hasta 1 μm), además, este cuenta con una mayor sensibilidad a los grupos funcionales no polares y es insensible a las señales perturbadoras del agua y del CO_2 atmosférico (Li, Liu, & Chen, 2018-a). No obstante, la espectroscopia Raman es propensa a la interferencia de la fluorescencia, como resultado de elementos microbiológicos, orgánicos u inorgánicos en las muestras, por lo tanto, la purificación de las muestras debe realizarse de forma cuidadosa para evitar modificaciones indeseables de las muestras antes del análisis de Raman (Elert, et al., 2017). Cabe resaltar que actualmente se ha usado la espectroscopia Raman para detectar microplásticos en el sistema de aguas residuales (Lares, et al., 2018).

5.1.3.2.2 SEM

Los microplásticos también pueden ser analizados mediante técnicas basadas en la microscopía electrónica de exploración (SEM), ya que este produce imágenes de microplásticos al escanear la superficie con un haz focalizado de electrones, que se ha usado para caracterizar la morfología de la superficie de los microplásticos en los lodos de aguas residuales (Mahon, et al., 2016).

5.1.3.2.3 SEM-EDS y ESEM-EDS

La espectroscopia de rayos X dispersiva de energía (SEM-EDS) y microscopía electrónica de barrido ambiental (ESEM-EDS), pueden usarse tanto para caracterizar la morfología superficial de los microplásticos, como para determinar la composición elemental de los polímeros basados en la difracción y la reflexión de la radiación emitida a partir de superficies microplásticas (Dubaiish & Liebezeit, 2013); (Eriksen, et al., 2013); (Vianello, et al., 2013).

5.1.3.2.4 GC-MS y LC

Las técnicas basadas en GC-MS y las basadas en LC pueden utilizarse para la identificación rápida de microplástico en la muestra. Los métodos GC-MS se aplican por lo general con técnicas termoanalíticas que identifican microplásticos al analizar la

espectrometría de masas de sus productos de degradación térmica (Dümichen, et al., 2015); (Fries E. D., 2013).

Por otra parte, las técnicas basadas en cromatografía líquida (LC), pueden llevarse a cabo en forma de cromatografía de exclusión de tamaño, la cual separa los analitos disueltos de su volumen hidrodinámico en función del tamaño efectivo de las moléculas (Elert, et al., 2017). Los dos métodos tienen la capacidad de analizar los tipos de polímeros y se podrían obtener resultados cuantitativos con una calibración adecuada, lo que hace que se facilite la evaluación de la contaminación del ecosistema estudiado con partículas de plástico.

Cabe resaltar que a diferencia de las técnicas espectroscópicas, estos métodos no tienen requisitos sobre el tamaño de los microplásticos durante la medición, ya que no entregan información directa sobre el tamaño y la cantidad de partículas. Además, estos métodos hoy en día se encuentran en la etapa de desarrollo para el análisis de muestras ambientales y aún no se han aplicado para analizar microplásticos obtenidos de las PTAR.

5.1.4 Control de Calidad

Durante la recolección y el tratamiento previo de la muestra, se pueden inducir contaminaciones de las muestras a partir de la lluvia atmosférica, el equipo y los dispositivos utilizados e incluso la ropa de los trabajadores (Minténig, et al., 2017)

(Talvitie, et al., 2017); (Duis & Coors, 2016). Por lo tanto, se deben tomar diferentes medidas para evitar el posible sesgo producido por estas contaminaciones. Por ejemplo, todo el equipo debe enjuagarse por completo antes de usarlo y el uso de materiales plásticos debe evitarse tanto como sea posible. Se recomendó el uso de batas de laboratorio hechas de tela natural durante todos los procedimientos de laboratorio. Las muestras se sellaron comúnmente en placas de Petri o se cubrieron con papel de aluminio para minimizar la contaminación de los plásticos en el aire. Por otra parte, se ha sugerido configurar una muestra de control en blanco, procesada en paralelo con muestras experimentales con todos los pasos del procesamiento de la muestra, para establecer cualquier posible contaminación plástica del laboratorio (Ziajahromi, et al., 2017). Además, (Murphy, et al., 2016), aplicó la técnica de levantamiento de cinta, frecuentemente usada en laboratorios de ciencias forenses, para verificar la contaminación de fibras y partículas en los laboratorios. Con este método, cualquier rastro de partículas de plástico que apareciera en el banco podría adherirse al pegamento en la cinta y luego podría examinarse para su identificación.

Otro problema relacionado con la detección de microplásticos es la posible pérdida de muestra durante la extracción de la misma (Bagchia, et al., 2016); (Löder, et al., 2017); (Tagg, et al., 2017). Por lo tanto, se recomienda probar la recuperación de los microplásticos después de los procesos de extracción. Para determinar la tasa de recuperación, se puede agregar una cierta cantidad de microplásticos con el tamaño y el color específicos en el agua Milli-Q y someterse a los mismos procesos de pretratamiento y extracción que las muestras de aguas residuales o lodos. Luego, se cuenta el número de

microplásticos específicos agregados y se puede calcular la tasa de recuperación. Se ha informado que se logró una alta tasa de recuperación de $84.5 \pm 3.3\%$ después de la purificación enzimática utilizando polietileno (PE) como polímero modelo (Löder, et al., 2017).

5.2 Tratamiento de Aguas Residuales en las PTAR

Generalmente, las Plantas de tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) comprenden un tren de tratamiento primario, secundario y en ocasiones, terciario para depurar el agua receptora mediante ciertos procesos físicos, químicos y biológicos. Ahora bien, con respecto al papel de los diversos procesos a la hora de eliminar microplásticos, la mayoría de estudios consultados coinciden en afirmar que los procesos de pretratamiento eliminan los microplásticos de las aguas residuales a una tasa pequeña o parcial. Por otra parte, (Talvitie, et al., 2017); (Carr S. A., 2016); (Murphy, et al., 2016); (Leslie, et al., 2017), afirman que un porcentaje de 72% a 98% de los microplásticos parece ser eliminado en el tratamiento primario, y el tratamiento secundario contribuye con un 7% a 20% de la eliminación de estas partículas. Por otro lado (Talvitie, et al., 2017); (Michielssen, 2016); (Talvitie, et al., 2017); (Mintenig, et al., 2017), afirman que la eliminación de microplásticos en el tratamiento terciario depende de la tecnología que se le aplique.

En la tabla 4, se puede apreciar información acerca de la eficiencia de remoción de microplásticos en diferentes Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales en todo el mundo, según diferentes autores, donde generalmente, las eficiencias de eliminación total de microplásticos en PTAR varían entre 72–99.9%, cabe mencionar que el porcentaje de remoción de microplásticos en diferentes procesos también se ve afectado por el tipo de microplásticos objetivo.

Tabla 4. Datos publicados sobre la ocurrencia, eliminación y descargas diarias de microplásticos de plantas de tratamiento de aguas residuales en todo el mundo.

País	Forma y tipo de microplásticos detectados *	Número de microplásticos influentes	Número de microplásticos en efluente final	Número de microplásticos en lodos	Tasa de remoción	Descarga diaria (partículas d ⁻¹)	Referencia
Finlandia	Partículas sintéticas y fibras textiles.	430 partículas sintéticas / L y 180 fibras textiles / L	8.6 partículas sintéticas / L y 4.9 fibras textiles / L	-	98% de partículas sintéticas, 97% de fibras.	-	(Talvitie, et al., 2015)
Francia	Fibras	260-320 / L	14-50 partículas / L	-	83–95%	-	(Dris, et al., 2015)
Escocia	Escamas, fibras, películas, perlas, espuma (poliestireno-acrílico, poliéster, poliuretano, acrílico, poliamida, polipropileno, polietileno, tereftalato de polietileno)	15.7 / L	0.25 / L	-	98.4%	$6,5 \times 10^7$	(Murphy, et al., 2016)
USA (3 PTAR)	Fibra, fragmento, microperlas, nurdle, viruta de pintura, otros.	> 80 - <140 / L	0.5-5.9 / L	-	95.6-99.4%	9–110 ^d	(Michielssen, 2016)
USA (7 PTAR)	Polietileno de forma irregular	1 / L	0.000.0007 / L	10 ³ / Kg (NR)	99.9%	0.93×10^6	(Carr S. A., 2016)
USA (17 PTAR)	Fragmentos, fibras, películas, espuma, pellets.	-	0.05 / L	-	-	15×10^3	(Mason, et al., 2016)

Suecia	Fibras, fragmentos, escamas.	15.1 / L	8.25×10^{-3} / L	16.7×10^3 / Kg (dw)	99.9%	-	(Magnusson & Norén, 2014)
Rusia	Fibras textiles, partículas sintéticas y negras.	467 fibras textiles, 160 sintéticas y 3160 partículas negras / L	16 fibras textiles, 7 sintéticas y 125 partículas negras / L	-	96%	-	(Hidalgo-Ruz, et al., 2012)
Australia (2 PTAR)	Fibras (poliéster, acrílico, poliamida)	-	1.0 / L	-	-	-	(Browne, et al., 2011)
Alemania (12 PTAR)	Polietileno, polipropileno, poliamida, cloruro de vinilo, poliestireno, poliuretano, poliéster, tereftalato de etileno, etileno vinil acetato, alcohol de polivinilo, estireno, polilactida y fibras sintéticas (poliamida).	-	0-0.05 / L (> 500) y 0.01-9 / L (<500)	$10^3 - 2.4 \times 10^4$ / Kg (dw)	-	$9 \times 10^7 - 4 \times 10^9$ (anual)	(Mintenig, et al., 2017)
Países Bajos (7 PTAR)	Fibras, láminas, esferas	68-910 / L	51-81 / L	510-760/Kg (ww)	72%	-	(Leslie, et al., 2017)
Finlandia	Poliéster, poliamida, polietileno, polímeros.	57,6 / l	1.0 / L	170.9×10^3 /Kg (dw)	-	1.0×10^7	(Lares, et al., 2018)

Fuente: (Gatidou, et al., 2019) *Review on the occurrence and fate of microplastics in Sewage Treatment Plants*. Recuperado de: https://unipamplona.basesdedatossezproxy.com:2060/science/article/pii/S0304389418312305?fbclid=IwAR02-bvXhVur3GM8lqL2SuPq_hVLA061MwtZuWfkF5bkBOQeafKbJ5bXcq4#tbl0010

*: Muestreo durante tres días diferentes.
d: el valor se dio en kg L⁻¹

5.2.1 Tratamiento Preliminar y Primario.

La etapa de tratamiento primario está diseñada para filtrar escombros grandes de influentes, capturar los materiales flotantes como el aceite y la grasa, y para sedimentar sólidos, según enuncia (Mason, et al., 2016). La mayoría de los fragmentos de microplásticos y demás residuos fibrosos se logran eliminar durante el desnatado y la en la aplicación del tratamiento primario, el cual fue establecido como como un método eficaz para la eliminación de microplásticos (Carr S. A., 2016).

Mediante estos tratamientos preliminares, es posible eliminar de manera efectiva la mayoría de microplásticos en las aguas residuales, según algunos estudios llevados a cabo, se determinó que aproximadamente entre un 35% y 59% de los microplásticos se lograron eliminar durante el tratamiento preliminar y aproximadamente entre 50% y 98% se lograron eliminar después del tratamiento primario, como se puede observar en el grafico 6. La eliminación en esta etapa del tratamiento, puede llevarse a cabo principalmente mediante el desnatado de los microplásticos ligeros flotantes durante la eliminación de las grasas o el desnatado de la superficie en los clarificadores primarios, así como también en la sedimentación de los microplásticos pesados o microplásticos atrapados en flóculos sólidos durante la eliminación de la arenilla y la separación por gravedad en clarificadores primarios. (Jing, et al., 2019)

Por otra parte, el tratamiento preliminar tiene un mayor impacto en la distribución del tamaño de los microplásticos removidos, ya que es posible eliminar de manera eficaz

los microplásticos de mayor tamaño. (Dris, et al., 2015), hallaron en sus estudios, que la fracción de partículas grandes (1000-5000 μm) disminuyó de forma drástica de 45% a 7% después del tratamiento primario. En cuanto a la forma de los microplásticos, se demostró que el tratamiento previo puede eliminar de forma más efectiva las fibras, que los fragmentos de las aguas residuales, con la abundancia relativa de fibras disminuyendo después del tratamiento previo (Magnusson & Norén, 2014); (Talvitie, et al., 2015); (Ziajahromi, et al., 2017). Esto podría deberse a que las fibras se atrapan más fácilmente en las partículas floculantes y se separan por medio de la sedimentación, además (Murphy, et al., 2016) descubrieron que las microesferas podían ser eliminadas de forma efectiva mediante el rozamiento, debido a que las microesferas en su mayoría estaban hechas de polietileno, lo que las llevaba a que flotasen en el agua y que se asentaran en la superficie de las aguas residuales, grasa o aceites donde podían ser removidas fácilmente, teoría que también fue fundamentada por (Michielssen, 2016) y (Sutton, et al., 2016), en ambos estudios se determinó que las microperlas no estaban presentes en el efluente de las PTAR.

5.2.2 Tratamiento Secundario

Durante el proceso de tratamiento secundario, los microorganismos eliminan el material de aguas residuales orgánicas disueltas y suspendidas en grandes tanques de aireación, estanques o sistemas de lagunas. (Murphy, et al., 2016)

Este tratamiento generalmente comprende el tratamiento biológico y la clarificación secundaria, durante esta etapa, es probable que los flóculos de lodo o polímeros bacterianos presentes en el tanque de aireación, ayuden a la acumulación de los

restos de microplásticos que quedan allí, para luego ser depositados en el tanque de clarificación secundario. En el estudio llevado a cabo, se logró disminuir aún más los microplásticos en las aguas residuales de 0.2% a 14%, como se aprecia en el gráfico 6. Por otra parte, (Jeong, et al., 2016); (Scherer, et al., 2018) establecen que los microplásticos pueden llegar a quedar atrapados en flóculos de lodo, debido a la ingestión de protozoos o metazoos. Además, sustancias químicas como el sulfato férrico u otros agentes floculantes utilizados durante el tratamiento secundario podrían tener un efecto positivo en la eliminación de microplásticos, ya que podrían provocar que las partículas en suspensión se agrupen en flocs, según afirma (Murphy, et al., 2016).

Otro factor considerado importante para la eliminación de microplásticos de las descargas secundarias es el tiempo de contacto de los microplásticos con las aguas residuales en el tren de tratamiento. (Carr S. A., 2016), encontraron que un tiempo de contacto más largo se asoció con un mayor potencial de biofilm sobre los microplásticos. Estos recubrimientos biológicos, pueden actuar como agentes humectantes, modificando las propiedades de la superficie o densidades relativas de los microplásticos. Estos cambios podrían influir de manera mensurable en la eficiencia de la eliminación de microplásticos, ya que es más probable que las partículas neutrales escapen de los procesos de desnatado y decantación (Rummel, et al., 2017).

(Talvitie, et al., 2015), afirma que a diferencia del tratamiento previo, con el tratamiento secundario se logra eliminar más partículas de fragmentos que fibras, este

argumento fue apoyado además por estudios que mostraron que la abundancia relativa de fragmentos de microplásticos disminuyó mientras que la de las fibras aumentó luego del tratamiento secundario (Ziajahromi, et al., 2017).

En términos de tamaños, las partículas microplásticas grandes se pueden eliminar más durante el tratamiento secundario, lo que resulta en una abundancia relativamente baja en el efluente secundario. Los estudios llevados a cabo por (Mintenig, et al., 2017); (Ziajahromi, et al., 2017); mostraron que los microplásticos con un tamaño superior a 500 μm estaban casi ausentes del efluente secundario.

5.2.3 Tratamiento Terciario

Con el tratamiento terciario, es posible proporcionar un tratamiento fundamental en la eliminación de los microplásticos de las PTAR, generalmente, los microplásticos en las aguas residuales disminuyeron aún más a 0.1% - 2% en relación al efluente después del tratamiento terciario, como se puede apreciar en el gráfico 6. Cabe resaltar que la eficiencia de remoción de microplásticos depende de los procesos de tratamiento que se le apliquen. Durante la fase de clarificación final, los tanques de sedimentación con clarificadores logran eliminar los sólidos y patógenos restantes del efluente (Talvitie, et al., 2017).

medición se basa en el peso del lodo seco (DW), las concentración podría alcanzar 1.500 a 170.000 partículas/Kg. (Jing, et al., 2019)

Tabla 5. Concentraciones de microplásticos reportadas en lodos de depuradora.

Ubicación	Punto de muestreo	Tamaño de malla	Concentración de partículas/kg	Referencia
Suecia	Lodos ligeramente deshidratados	300 µm	720	(Magnusson & Norén, 2014)
	Lodo activado devuelto		50	
Estados Unidos	Desnatado de tanques primarios	N / A	4000–5000	(Carr, Liu, & G., 2016)
	Biosólido		1000	
Escocia	Arena	65 µm	1440	(Murphy, et al., 2016)
	Espumado de grasa		7868	
	Torta De Lodo		1200	
Países Bajos	Lodo	0.7 µm	660–760	(Leslie, et al., 2017)
Finlandia	Lodo activado	250 µm	23000 (DW)	(Lares, et al., 2018)
	Lodos digeridos		170900 (DW)	
	Lodo MBR		27300 (DW)	
China	Lodos de aguas residuales	37 µm	1565-56386 (DW)	(Li, Liu, & Chen, 2018-a)
Irlanda	Lodos de aguas residuales	45 µm	4196-15385 (DW)	(Mahon, et al., 2016)
Alemania	Lodos de aguas residuales	10 µm	1000-24000 (DW)	(Mintenig, et al., 2017)

Fuente: (Jing, et al., 2019). Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. Recuperado y adaptado de: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S00431354183106>

(Murphy, et al., 2016) Determinó que el tamaño de los microplásticos en el lodo de aguas residuales, se halló diferente al encontrado en las aguas residuales en las PTAR,

ya que sus resultados mostraron que el tamaño promedio de los microplásticos obtenidos a partir de los lodos fue mayor al obtenido a partir de las aguas residuales, incluido el afluente después del cribado grueso, los efluentes de grasa, efluentes primarios y efluentes finales. Por otra parte, (Li, Liu, & Chen, 2018-a) examinó los microplásticos en el lodo de 28 PTAR en China, donde encontró que el 63% de los microplásticos en el lodo eran fibras, y (Lares, et al., 2018), determinó que las fibras en la muestra del lodo en Finlandia podían llegar a más del 80%, las fibras sintéticas se han propuesto como un indicador de la aplicación de lodo en tierra según enuncia (Zubris & Richards, 2005), quien llevo a cabo estudios, donde determinó que las fibras eran detectables en el suelo durante 5 años después de la aplicación y eran detectables en el suelo del sitio de campo hasta 15 años después de la aplicación.

Otros estudios llevados a cabo por (Carr, Liu, & G., 2016) y (Murphy, et al., 2016), donde midieron las concentraciones de microplásticos en el lodo generado en las diferentes etapas para el tratamiento de aguas residuales, se estableció que los lodos generados por la unidad de espumado contenían la mayor abundancia de microplásticos (4.000 a 7.000 /Kg WW), lo que indica que era 5-10 veces mayor que la de os granos y biosólidos, lo anterior indica que la eliminación temprana de sólidos flotantes, es un modo de eliminación muy eficiente para los microplásticos. Por otra parte los lodos digeridos, fueron aproximadamente 5 veces más altos que los lodos activados y los lodos MBR según lo plasmado por (Lares, et al., 2018).

En una PTAR con capacidad de 10.000 m³/día en Finlandia, se estimó aproximadamente que 4.6x10⁸ partículas microplásticas son descargadas a diario, y la cantidad promedio de microplásticos a base de lodo que ingresan al medio ambiente fue estimado en 1.56 x10¹⁴ partículas/año en China. (Lares, et al., 2018) (Li, Liu, & Chen, 2018-a). Los microplásticos en el lodo pueden quemarse durante la incineración del lodo. Sin embargo, estos microplásticos también podrían liberarse en el sistema terrestre con la aplicación de tierra de lodos, lo que agravaría el problema de la contaminación por microplásticos dispersados en la tierra.

5.4 Diferentes procesos de tratamiento avanzado para la remoción de microplásticos en las PTAR.

Si bien los microplásticos en aguas residuales es posible eliminarlos mediante la eliminación de residuos, la sedimentación y la filtración terciaria en las PTAR, estos procesos no están diseñados especialmente para remover microplásticos, es por ello, que como resultado de estos tratamientos, hoy en día aún hay presente una cantidad significativa de microplásticos en las PTAR, que además podrían escapar con el efluente y entrar en el cuerpo de agua receptor. Por otra parte, es importante resaltar, que una gran parte de los microplásticos en las PTAR, son retenidos en los lodos de depuración, los cuales pueden ser liberados a través de la descarga directa de aguas residuales.

Las tecnologías avanzadas de etapa final de tratamiento para la remoción de microplásticos más usadas, para los tratamientos terciarios incluyeron diferentes técnica

de filtración (arena y tela) y flotación, según los estudios llevados a cabo por (Talvitie, et al., 2017).

5.4.1 Biorreactor de membrana (MBR)

Los Biorreactores de membrana, están compuestos principalmente por una unidad biológica la cual es la responsable de los compuestos presentes en el agua residual, y por el módulo de la membrana, el cual se encarga de llevar a cabo los procesos de separación física del licor mezcla, el cual consiste en un homogeneizado del agua residual con los flóculos bacterianos para el tratamiento biológico (Fundación Centro Canario del Agua , 2003). En base a su configuración, se pueden distinguir dos tipos de MBR, con membrana integrada o sumergida, o con membranas externas o recirculación al biorreactor. El proceso llevado a cabo para la eliminación de microplásticos fue el Biorreactor con membrana Sumergida, en una unidad piloto (Talvitie, et al., 2017). Se examinó la PTAR Kenkäveronniemi, la cual está ubicada en la ciudad de Mikkeli, al sudeste de Finlandia, esta PTAR está basada generalmente en la clarificación primaria, el proceso convencional de lodos activados (CAS, por sus siglas en inglés) y el efluente clarificador secundario en la higienización usando una solución de ácido peracético. La planta piloto de MBR, incluye la unidad de membrana sumergida (SMU) y el proceso de Ultrafiltración (UF) (LF/KUBOTA SMUTM).

Este sistema de MBR consistió en 20 cartuchos de membrana de láminas planas los cuales fueron instalados dentro del tanque de filtración, en el proceso de filtración, el

agua es forzada a través de membranas bajo presión negativa la cual es creada por las bombas y recolectada en el tanque separado, los Biorreactores de membranas son la combinación de procesos de filtración de membrana con reactores biológicos de crecimiento en suspensión, esta combinación trata efluentes primarios que contienen sólidos suspendidos, así como la materia orgánica disuelta y nutrientes. Es por ello, que la tecnología MBR sustituye a los clarificadores secundarios en los sistemas de lodos activados. Cabe mencionar, que en la unidad piloto MBR el área efectiva de membrana era de 8 m^2 y el tamaño nominal de poro de las membranas $0.4 \text{ }\mu\text{m}$, los valores de TRH variaron de 20 a 100 h y el flujo entre 40 y 90 L/h (Gurung, 2014). En el gráfico 7, se puede apreciar un esquema de un MBR con membrana sumergida, la cual se encuentra inmersa en un tanque biológico, la fuerza que impulsa a través de la membrana es alcanzada presurizando el biorreactor o creando una presión negativa en el lado permeable de la membrana (Buisson, et al., 1998); (Rosenberger, et al., 2002).

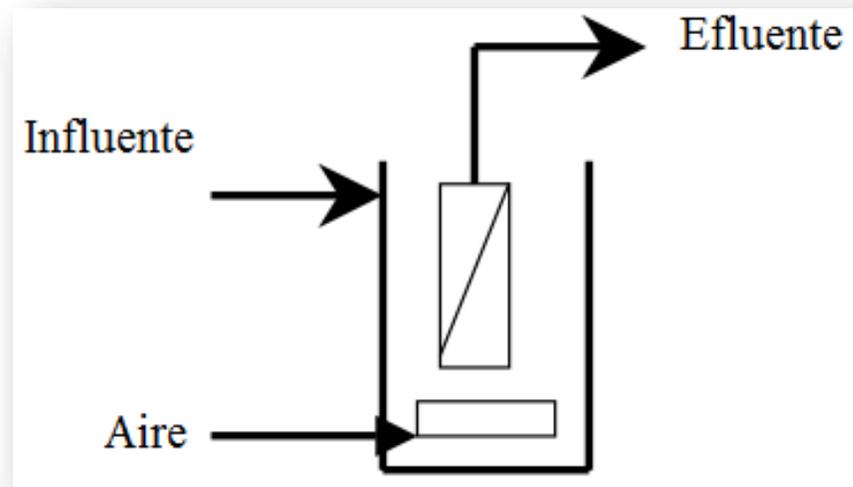


Gráfico 7. Esquema MBR con membranas sumergida.

Fuente: (Fundación Centro Canario del Agua , 2003). *Introducción a los Biorreactores de Membrana (MBR)*. Recuperado y adaptado de: http://fcc.a.es/documentos/05_documentos_por_temas/Recursos%20educativos%20IntroMBR.pdf

A partir de la tecnología MBR, la concentración de microplásticos disminuyó de 6.9 a 0.005 Microplásticos L⁻¹. El MBR trata las aguas residuales clarificadas primarias con una concentración mucho mayor en comparación con el efluente secundario, haciendo que el porcentaje de eliminación sea mayor que los tratamientos terciarios. Sin embargo, el MBR fue el proceso que proporcionó la concentración de microplásticos más baja en el efluente final, lo que lleva a concluir que el MBR es la tecnología con más eficiencia en el estudio llevado a cabo por (Talvitie, et al., 2017) para la eliminación de microplásticos de las aguas residuales en Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales, quizá debido a que el MBR contaba con los poros más pequeños en los filtros (0.4 µm) que los demás filtros usados en el estudio.

5.4.2 Filtro de disco (DF)

Los filtros de disco suelen ser usados para la filtración de volúmenes grandes de aguas residuales, cuando se requiere alta calidad del agua purificada, estos se usan durante el filtrado del agua en las PTAR, en criaderos de peces, en la industria alimenticia y papelera, así mismo para el reciclaje de aguas de refrigeración en centrales eléctricas.

En estudios llevados a cabo por (Rossi, 2014), se examinó la PTAR Viikinmäki ubicada en Helsinki, zona metropolitana de Finlandia, esta PTAR es basada en procesos de clarificación primaria, proceso convencional de lodos activados (CAS) y un filtro biológico de desnitrificación terciaria (BAF).

El filtro de disco a escala piloto (Hydrotech HSF 1702 -1F) consta de dos discos que componen cada uno de los 24 paneles del filtro, la unidad piloto se denominó sistema de adentro hacia afuera, donde el agua influente se introduce dentro de los paneles del filtro. La eliminación de partículas microplásticas, se basa en la retención física en los filtros y la formación de la torta de lodo dentro de los paneles que conforman el filtro. La formación de la torta de lodo en el interior del filtro, hace que se desacelere el filtrado, lo que causa el aumento del nivel de agua dentro del cilindro, así, cuando el agua se encuentra con el sensor de nivel, se inicia el retrolavado, el cual se lleva a cabo con alta presión (8 bares) para así enjuagar la torta de lodo. Si se quiere obtener mejores eficiencias a la hora de eliminar microplásticos y nutrientes, es posible usando coagulantes, en los estudios realizados por (Rossi, 2014), se usaron coagulantes a base de hierro y polímeros catiónicos con dosis de 2 mg/L y 1 mg/L respectivamente. El tiempo de retención hidráulico (TRH) en la unidad piloto fue de 4 minutos y en el flujo de 20 m³/h, el área total de la filtración fue de 5.76 m² y el tamaño de poros de los filtros fue de 10 y 20 μm. (Talvitie, et al., 2017)

En la figura 10, se puede observar el filtro de disco Hydrotech HSF 1702 -1F, el elemento básico de filtración es un segmento de filtración que está cubierto con una malla de filtración, donde el agua entra en el interior del segmento de filtración, luego sale a través de la malla que se encarga de retener las partículas más finas como los microplásticos, los segmentos están sujetos en un árbol de disco, cabe resaltar que el número de discos determina la capacidad y, a su vez, el tamaño del filtro (IN-EKO TEAM, 2019).

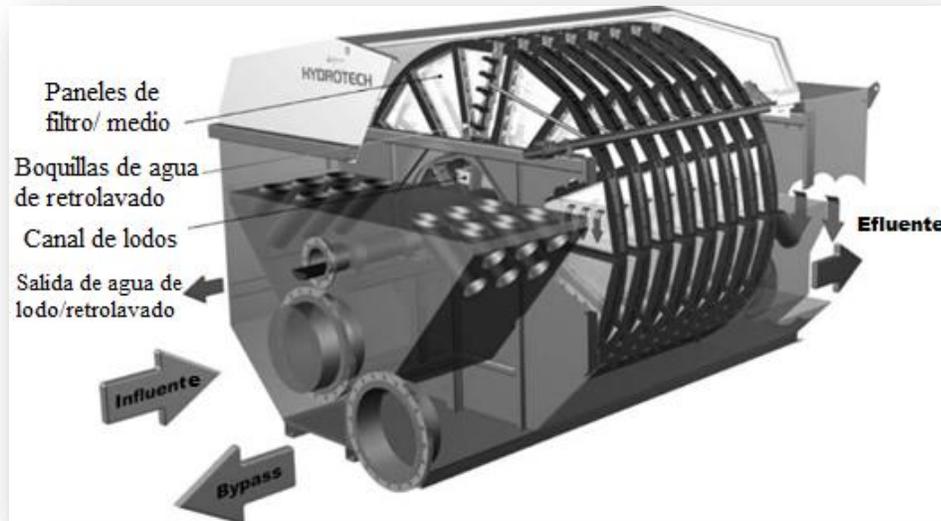


Figura 10. Diseño físico y principios operativos de un filtro de disco.

Fuente: (Adrianus & Jeroen, 2012). *Handbook of Biological Wastewater Treatment*. Recuperado y adaptado de: https://books.google.com.co/books?id=RBLA8y6GGAMC&pg=PA387&lpq=PA387&dq=Hydrotech+HSF+1702+-1F&source=bl&ots=UY-aQHsPrH&sig=ACfU3U2_-J9NlbqVum0SvUmzyf0Rj47fAQ&hl=es&sa=X&ved=2ahUKEwi8z8qq29_jAhUDnlkKHVqLDuMQ6AEwCnoECAkQAQ#v=onepage&q&f=false

La implementación del Filtro de Disco (DF), disminuyó la concentración de los microplásticos de 0.5 a 0.3 MP L⁻¹ usando un tamaño de poros del filtro de 10 µm y de 2.0 a 0.03 MP L⁻¹, con un tamaño de poros del filtro de 20 µm, donde el tamaño de poro de 10 µm arrojó una capacidad de eliminación de microplásticos mucho más baja que el de 20 µm, aunque se esperaba que el tamaño de poro más pequeño eliminara los microplásticos de forma más eficiente.

Durante el muestreo DF 10 µm, la calidad variable del influente piloto condujo a adiciones excesivas de polímeros, lo que a su vez causó diferencias de volumen entre las

réplicas después del tratamiento, ya que los flóculos de polímero pegajoso bloquearon los filtros rápidamente. Por otra parte, es importante resaltar que la adición excesiva de polímero también dio como resultado un ensuciamiento de la membrana en el piloto del filtro de disco, lo que condujo a una frecuencia de retrolavado acelerada. Durante el retrolavado a alta presión, parte de los microplásticos probablemente pasaron la tela filtrante al efluente final, disminuyendo la eficiencia de eliminación. Durante el muestreo de DF 20 μm , probablemente la alta concentración de Sólidos Suspendidos, condujo a diferencias de volumen entre las réplicas antes del tratamiento (Talvitie, et al., 2017).

5.4.3 Filtro rápido de arena (RSF)

Este filtro rápido de arena (RSF) por gravedad como tratamiento terciario, fue examinado en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la Región de Turku, ciudad de Turku, Finlandia. En el RSF, las aguas residuales son filtradas a través de una capa de arena, este filtro de arena es compuesto por 1 m de grava con tamaño de ganancia de 3 – 5 mm y 0.5 m de cuarzo con tamaño de grano 0.1 - 0.5 mm. A parte de la separación física que se encarga de eliminar los sólidos suspendidos, la adherencia de los microorganismos elimina nutrientes, antes del filtro rápido de arena, el proceso se basa en el método de Convencional de lodos activados (Talvitie, et al., 2017). En la figura 11, se puede apreciar una representación de un Filtro Rápido de Arena, tipo gravedad.

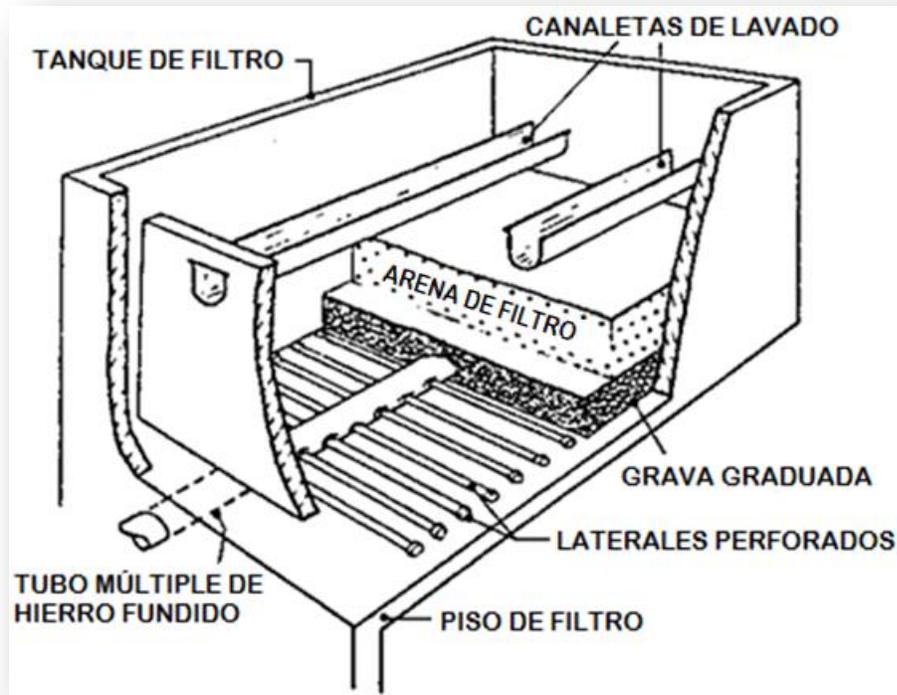


Figura 11. Filtro rápido (abierto, tipo gravedad)

Fuente: (Filtración Rápida). *Filtración Rápida*. Recuperado y adaptado de: <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/scan/020867/020867-17.pdf>

Con el uso del RSF, las concentraciones de microplásticos disminuyeron de 0.7 a 0.02 MP L⁻¹, en el proceso de RSF, los microplásticos quedan atrapados entre los granos de arena o se adhieren a la superficie de los granos de arena, la adhesión puede mejorarse aún más usando coagulante, sin embargo, en esta PTAR de Kakolanmäki no se usaron este tipo de adiciones de coagulante (Talvitie, et al., 2017).

5.4.4 Flotación de aire disuelto (DAF)

Este método es aplicado para el tratamiento de efluentes secundarios, la flotación por aire disuelto (DAF) como un tratamiento terciario a gran escala se examinó en estudios llevados a cabo por (Talvitie, et al., 2017), en la PTAR Paroinen, situada en la ciudad Hämeenlinna, al sur de Finlandia.

En la flotación por aire disuelto (DAF), el agua se satura con aire a altas presiones, luego se bombeó a un tanque de flotación a 1 atm, formando así, agua dispersa. Las burbujas de aire liberadas en el agua dispersa, se adhieren a los sólidos suspendidos, lo que causa que floten hacia la superficie, donde son posteriormente eliminados. Antes de la flotación, se añade al agua residual Cloruro de Polialuminio (PAC), con dosis de 40 mg/L para mejorar la floculación, debido a que es una de las sustancias químicas más eficientes para el tratamiento del agua hoy por hoy, ya que esta proporciona alta eficiencia de coagulación (Pfaudler, 2019), cabe mencionar, que en el proceso de esta PTAR antes del DAF se lleva a cabo el tratamiento Convencional de lodos activados.

En la figura 12, se puede observar un esquema de un sistema de flotación por aire disuelto, con presurización total del efluente.

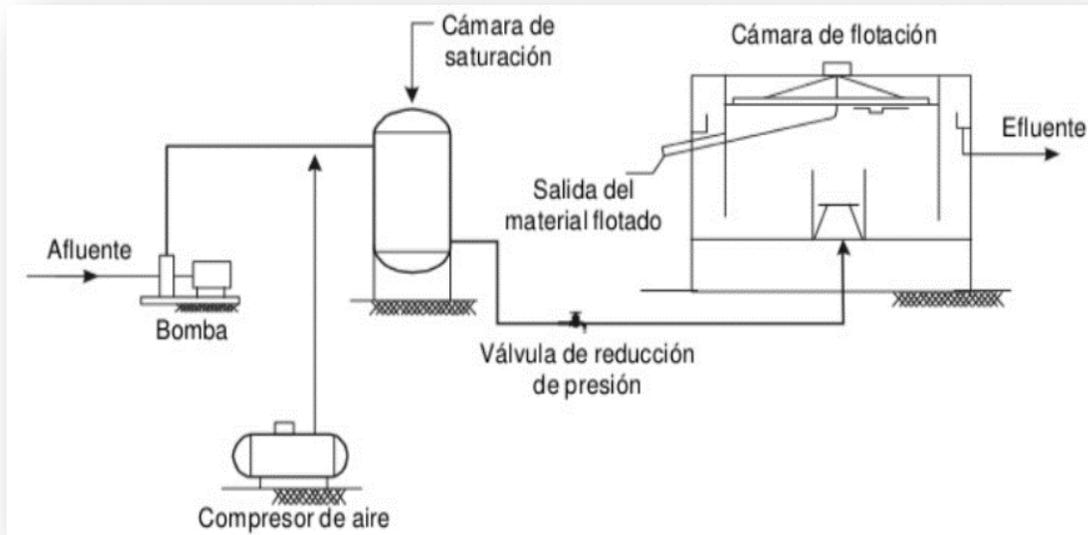


Figura 12. Sistemas de flotación por aire disuelto, con presurización total del efluente.

Fuente: (De Vargas, 2012). Recuperado y adaptado de: <https://es.slideshare.net/IvanVeraMontenegro/sistemas-daf-flotacin-por-aire-disuelto>

La concentración de microplásticos disminuyó usando este proceso de tratamiento DAF, de 2.0 a 0.1 MP L⁻¹, durante el proceso de flotación los microplásticos se transportan a la superficie de los flóculos debido a su flotabilidad, la materia flotante se elimina con un dispositivo de desnatado, por otra parte, como la flotación esa diseñada para eliminar partículas de baja densidad, es posible esperar que elimine de forma eficiente los microplásticos, o por lo menos aquellos microplásticos que tienen una densidad menor a la del agua (Talvitie, et al., 2017).

Por otra parte, es importante resaltar que las muestras fueron tomadas con tres réplicas antes y después de los tratamientos, donde también fue usado un dispositivo para el filtrado con fraccionamiento in situ (Talvitie, et al., 2015). Los tamaños de malla de los

filtros usados fueron 300, 100 y 20 μm . Por otra parte, el muestreo de tratamientos a gran escala como el RSF y DAF se llevó a cabo bombeando agua a una profundidad de 1 m desde la corriente de aguas residuales hasta el dispositivo de filtrado con una bomba eléctrica. Por otra parte, en los tratamientos a escala piloto como el MBR y DF, las muestras fueron recolectadas de los grifos diseñados para el muestreo en el dispositivo de filtro. Además, en la PTAR Kenkäveronniemi, se recolectaron muestras del CAS para observar la posible capacidad de eliminación mejorada proporcionada por el método MBR en comparación con el CAS.

Todas las tecnologías avanzadas de etapa de tratamiento final; los filtros de disco (DF), los filtros rápidos de arena (RSF), la flotación por aire disuelto (DAF) y el Biorreactor de membrana (MBR) eliminaron más del 95% de los microplásticos ($>20 \mu\text{m}$) del efluente Tabla 6, donde se puede apreciar las concentraciones promedio de microplásticos antes y después de los tratamientos. DF 10 = filtro de disco con tamaño de poro de 10 μm , DF 20 = filtro de disco con tamaño de poro de 20 μm , RSF = filtros de arena rápidos, DAF = flotación por aire disuelto y MBR = biorreactor de membrana.

Tabla 6. Las concentraciones promedio de microplásticos antes y después de los tratamientos.

Tratamiento	Tipo de efluente	Antes (MP/L⁻¹)	Después (MP/L⁻¹)	Remoción (%)
DF 1	Secundario	0,5	0.3	40
DF 2	Secundario	2,0	0,03	98,5
RSF	Secundario	0,7	0,02	97,1
DAF	Secundario	2,0	0.1	95
MBR	Primario	6,9	0,005	99,9

Fuente: (Talvitie, et al., 2017). Recuperado y adaptado de: <https://unipamplona.basesdedatosezproxy.com:2060/science/article/pii/S0043135417305687?fbclid=IwAR0WNR8HL-I20USOyu1zOuugzaKLGdkeYHtYAh9R-FyBzeGpkVwtWrz6EK4#appsec1>

En la tabla 7, se aprecian, las concentraciones de afluentes y efluentes, descargas diarias y tasas de eliminación de microplásticos en plantas de tratamiento de aguas residuales con diferentes procesos de tratamiento en diferentes países, en donde los procesos de tratamientos secundarios aplicados por los diferentes autores fueron, el proceso convencional de lodos activados (CAS), Biorreactor de Membrana (MBR), Biorreactor de Membrana Anaerobio (AnMBR), Filtro Granular (GF), Filtro biológico aireado (BAF), Lagunas de maduración (MicroplásticosD), Ósmosis Inversa (RO), Filtros de disco (DF), Flotación por aire disuelto (DAF) y Filtro de arena rápido (RSF). Por otra parte, los métodos de detección aplicados fueron, Observación visual (Visual), Espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FTIR), Espectroscopia Raman (Raman). Los métodos de detección aplicados fueron: observación visual (Visual), Espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR), Espectroscopía Raman (Raman), por otra parte, las unidades P/L: partícula/L, P/día: partícula/día. (Jing, et al., 2019).

Tabla 7. Concentraciones de influentes y efluentes, descargas diarias y tasas de eliminación de microplásticos en plantas de tratamiento de aguas residuales con diferentes procesos de tratamiento en diferentes países.

	Ubicación	Procesos de tratamiento	No. de la PTAR	Población equivalente	Método de muestreo	Método de detección	Malla más fina	Influente (P/L)	Efluente (P/L)	Descarga (P/día)	Eliminación (%)	Referencia
1	Australia	Primario	1	1.2×10^6	Bomba	Visual / FTIR	25 μm		1.5	$4,60 \times 10^8$		(Ziajahromi, et al., 2017)
2	Suecia	Primario secundario	1	1.2×10^4	Contenedor / Bomba	Visual / FTIR	300 μm	15.1	0.00825	4.25×10^4	99.9	(Magnusson & Norén, 2014)
3	Francia	Primaria, Secundaria (Biofiltro)	1	8.0×10^5	Automuestreador	Visual	100 μm	293	35	$8,40 \times 10^9$	88.1	
4	Estados Unidos	Primario secundario	12	3.5×10^3 -5.6×10^7	Bomba	Visual	125 μm		0.004 – 0.195	5.28×10^4 -1.49×10^7		(Mason, et al., 2016)
5	Estados Unidos	Primario secundario	1		Bomba	Visual / FTIR	100 μm	1	8.8×10^{-4}	9.30×10^5	99.9	(Carr, Liu, & G., 2016)
6	Escocia	Primario secundario	1	6.5×10^5	Container	Visual	65 μm	15.7	0.25	6.52×10^7	98.4	(Murphy, et al., 2016)
7	Países Bajos	Primario secundario	7	1.3×10^4	Container	Visual	0.7 μm	68–910	55 – 81	7.48×10^8 – 4.32×10^{10}	11–94	(Leslie, et al., 2017)
8	Estados Unidos	Primario secundario	1	6.8×10^5	Container	Visual / FTIR	125 μm		0.023	$4,97 \times 10^6$		(Dyachenko, 2017)
9	Alemania	Primario secundario	8	7.0×10^3 -4.6×10^4	Bomba	FTIR	10 μm		0.08–7.52	4.19×10^4 – 1.24×10^7		(Mintenig, et al., 2017)
10	Australia	Primario secundario	1	6.7×10^4	Bomba	Visual / FTIR	25 μm		0.4	$8,16 \times 10^6$		(Ziajahromi, et al., 2017)
11	Estados Unidos	Primario secundario	1	2.4×10^6	Container	Visual	20 μm	133	5,9	1.48×10^{10}	95.6	(Michielssen, 2016)

12	Damark	Primario secundario	9		Automuestreador , Contenedor	FTIR	10 μm	2223 – 10044	29 – 447		(Simon, et al., 2018)	
13	Finlandia	Primario secundario	1		Container	Visual / FTIR / Raman	250 μm	57.6	1	1.00×10 ⁷	98.3	(Lares, et al., 2018)
14	Alemania	Primario secundario	1		Container	Visual	40 μm		80.4	2,47×10 ⁶		(Dubaiash & Liebezeit, 2013)
15	Países Bajos	Primaria / MBR	1		Container	Visual	0.7 μm	68	51	2.83×10 ⁸	25.0	(Leslie, et al., 2017)
16	Estados Unidos	Primaria / AnMBR	1	piloto	Container	Visual	20 μm	91	0.5		99.4	(Michielssen, 2016)
17	Finlandia	Primaria / MBR	1	piloto	Container	Visual / FTIR / Raman	250 μm	57.6	0.4		99.3	(Lares, et al., 2018)
18	Estados Unidos	Primaria, Secundaria, Terciaria (GF, BAF)	5	1.2×10 ⁴ –2.5×10 ⁵	Bomba	Visual	125 μm		0.009 – 0.127	1.01×10 ⁵ – 9.63×10 ⁶		(Mason, et al., 2016)
19	Estados Unidos	Primaria, Secundaria, Terciaria (Filtro de Gravedad)	3		Filtración de superficie	Visual / FTIR	40 μm / 125 μm		0 –2.43×10 ⁻⁶	0 - 2.08×10 ²		(Carr, Liu, & G., 2016)
20	Alemania	Primaria, Secundaria, Terciaria (Post-Filtración, microplástica D)	4	1.1×10 ⁴ –2.1×10 ⁵	Bomba	FTIR	10 μm		0.01–0.38	2.79×10 ⁵ –2.62×10 ⁶		(Dubaiash & Liebezeit, 2013)
21	Australia	Primaria, Secundaria, Terciaria, RO	2	1.5×10 ⁴	Bomba	Visual / FTIR	25 μm		0.21 – 0.28	3.60 ×10 ⁶ –1.00×10 ⁷		(Ziajahromi, et al., 2017)

22	Estados Unidos	Primaria, Secundaria, Terciaria (GF)	1	9.9×10^3	Container	Visual	20 μm	91	2.6	$4,43 \times 10^6$	97.2	(Michielssen, 2016)
23	Finlandia	Primaria, Secundaria, Terciaria (BAF)	1	8.0×10^5	Bomba	Visual	20 μm	610	13.5	3.65×10^9	97.8	(Talvitie, et al., 2017)
24	Finlandia	Primaria, Secundaria, Terciaria (BAF, DF, MBR, DAF, RSF)	6	Piloto- 8.0×10^5	Bomba	Visual / FTIR	20 μm		0.02 – 0.3	1.26×10^6 -6.59×10^7		(Talvitie, et al., 2017)
25	Damark	Primaria, Secundaria, Terciaria (RSF)	1		Automuestreador / Container	FTIR	10 μm	8149	19			(Simon, et al., 2018)

Fuente: (Jing, et al., 2019). *Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal*. Recuperado y adaptado de: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S00431354183>

6. CONSIDERACIONES FINALES

6.1 ¿Qué se puede hacer para reducir la contaminación por microplásticos en las aguas residuales?

Los microplásticos son usados con frecuencia de forma indiscriminada en diversos productos, sin embargo, hoy en día en muchos países se interesaron por prohibir las microperlas y los plásticos de un solo uso (Pettipas, 2016); (Rochman, et al., 2015); (Xanthos & Walker, 2017). Países como Canadá con “Reglamento de microperlas en artículos de tocador”, la cual enuncia que está prohibida en Canadá la fabricación e importación de productos de cuidado personal que contengan microperlas de 5 mm o menores. En Reino Unido, el gobierno establece los próximos pasos para prohibir las microperlas y en Estados Unidos la ley de agua libre de microperlas que fue aprobada en el año 2015.

Respecto a los textiles, la producción se puede optimizar para reducir la liberación de microfibras como por ejemplo, mejorar las técnicas de tejido (Almroth, et al., 2017), combinar textiles sintéticos y naturales (Napper & Thompson, 2016), también se puede llevar a cabo la aplicación de recubrimientos textiles (Cocca, et al., 2017) y eliminar fibras sueltas durante la producción (Almroth, et al., 2017). Por ejemplo, los textiles de punto apretado tienen más fibras por área, liberando así un mayor número de fibras durante el lavado y una combinación de textiles sintéticos naturales puede reducir la pérdida de fibra

en un 80%. En casa, la liberación de microfibras puede reducirse utilizando ciertos suavizantes de telas (De Falco, et al., 2018), mejorando los sistemas de filtración en las lavadoras (Browne, et al., 2011) o instalando filtros en el drenaje de la lavadora, estas medidas también pueden contribuir con la reducción de la obstrucción en las tuberías de aguas residuales.

En las PTAR, algunos autores proponen desarrollar nuevos tratamientos para retener microplásticos (Almroth, et al., 2017); (Browne, et al., 2011). Ya que las tecnologías que se observan en el Capítulo 5, algunas de ellas tienden a ser algo costosas como por ejemplo los Biorreactores de Membrana (MBR) con membranas de micro y ultrafiltración (Beljanski, 2016). Es por ello, que la investigación acerca de microplásticos debe centrarse en desarrollar tecnologías que estén a favor de la reducción de las fuentes de microplásticos en las aguas residuales.

Por otra parte, la escorrentía provocada por las aguas pluviales, también puede contener grandes cantidades de plásticos, y llegar a las PTAR contribuyendo así con la carga microplástica, como por ejemplo en Nueva Orleans, quienes informaron haber eliminado 46 toneladas de plástico de los desagües pluviales. En estos casos, la disminución depende del uso de materiales degradables alternativos, la mejora de los servicios de limpieza urbana y la instalación de mallas, barreras o separadores en los desagües (REUTERS, 2018).

6.1.1 Control en la Fuente

Las microperlas encontradas en las muestras de aguas residuales se clasificaron como microplásticos primarios, que procedían primordialmente de productos para el cuidado personal, mientras que los microplásticos secundarios consistían en fragmentos, fibras, y láminas que se generaron principalmente debido a la fragmentación de plásticos más grandes. El control de la fuente puede aportar una solución alternativa para así prevenir la contaminación por microplásticos primarios y secundarios, por lo que los esfuerzos futuros pueden dedicarse a separar los microplásticos de las aguas residuales en las escalas de los hogares, así como a mejorar la regulación del uso del plástico.

CONCLUSIONES

Las actividades antropogénicas, liberan microplásticos a las aguas residuales, por lo que es una razón importante para promover más estudios de investigación acerca de los microplásticos y sus efectos, ya que estos cuentan con un gran potencial para ocasionar problemas en el medio ambiente que la mayoría de personas alrededor del mundo suele desconocer.

El plástico hoy en día está siendo reconocido como uno de los contaminantes ambientales más importantes y que va en continuo crecimiento, ya que cada vez la demanda de productos plásticos crece exponencialmente y así mismo la producción de estos, es por ello que se debe evitar en gran medida, usar plásticos de forma innecesaria, así mismo, evitar artículos que sean hechos como plásticos de un solo uso, prescindir de los productos de aseo personal y cosméticos que contengan microplásticos o microperlas y promover el reciclaje, todo esto puede contribuir en gran parte con la reducción de los microplásticos primarios y sobre todo reducir la existencia de microplásticos secundarios, los cuales son el resultado de la fragmentación de estos macroplásticos que a diario son usados sin ser necesarios.

Las microesferas de plástico que son agregadas en los artículos de cuidado personal, según la bibliografía consultada, son en su mayoría los microplásticos que entran a diario en las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales. Es por esto, que es importante

que en todo el mundo se aprueben leyes que detengan la producción de cosméticos y productos en general que contengan microperlas, o que se aprueben leyes a favor del Agua libre de estas microperlas, para así detener la producción y venta de estos productos que contribuyen con la presencia de microplásticos en el medio ambiente.

Por otra parte, las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales, pueden llegar a ser eficientes a la hora de remover macrolplásticos y microplásticos, ya que según estudios, estas pueden llegar a remover más del 99% de estas pequeñas partículas, sin embargo, incluso el 1% restante es un gran problema, ya que las PTAR trabajan a través de muchos litros de aguas diariamente, por lo que unos cuantos microplásticos por litro pueden sumar miles de millones de microplásticos, los cuales van a ser liberados con el tiempo.

Al comparar los diferentes procesos de tratamiento avanzado, se puede observar que la mayor remoción de microplásticos en Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR), se logró mediante el Biorreactor de Membrana (MBR) con un 99.9% de remoción, seguido del Filtro Rápido de Arena (RSF) con un 97% de remoción, la Flotación por aire disuelto (DAF) con 95% de remoción y el Filtro de Disco (DF) con un porcentaje de remoción de microplásticos entre 40% a 98.5%. Es importante resaltar que el porcentaje de remoción de microplásticos en diferentes procesos de tratamiento, se puede ver afectado por el tipo de microplásticos objetivo, por su forma y por su tamaño.

Desde otra perspectiva, las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) son consideradas una vía significativa para que los microplásticos entren en los sistemas acuáticos naturales, por lo tanto, la detección segura de los microplásticos, comprender su ocurrencia y destino en las PTAR, resulta ser de suma importancia para llevar a cabo su respectivo control.

Los métodos para muestrear y detectar microplásticos en las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales, pueden variar, sin embargo, hoy por hoy, las técnicas micro FTIR o Raman, podrían ofrecer mejores opciones para la caracterización de microplásticos en muestras complejas, ya que estos dos métodos proporcionan una información completa y detallada sobre cada partícula analizada, incluso su tamaño y composición química.

Los tipos de plásticos más comunes que se detectan en las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR), son el Poliéster, que a diario es usado en prendas de vestir, el Polietileno ya sea de alta o baja densidad, el cual se encuentra en las bolsas plásticas y botellas de detergente respectivamente, el Tereftalato de Polietileno, que se encuentra en las botellas de agua, Poliamida, presente en los cepillos de dientes y Fibras, estos representan la mayor fracción de microplásticos observados en las clasificaciones de diversas formas de microplásticos presentes en las PTAR.

Los microplásticos son detectados por lo general en el afluente como en el efluente de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR), con

concentraciones de afluente informadas que varían de 1 a 10.044 partículas/L y concentraciones de efluente en el rango de 0 a 447 partículas/L.

Los microplásticos son eliminados de forma efectiva en las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR), en especial en la etapa de remoción de grasa, allí es eliminada una gran parte de microplásticos, por otro lado, el proceso de filtración por membrana resulta más eficiente a la hora de reducir los microplásticos en el efluente final.

La carga removida de microplásticos, se puede recuperar en el lodo residual final, lo que conllevaría formar una vía importante para las emisiones ambientales cuando se usa este lodo como fertilizante de la tierra, por ello, la incineración de estos lodos puede ser una forma efectiva de evitar que los microplásticos provenientes de las aguas residuales, entren nuevamente al medio ambiente. Por lo tanto, es necesario llevar a cabo procesos de tratamiento que estén dirigidos a los microplásticos, para así reducir la cantidad de estos, los cuales son descargados de las PTAR y que además son liberados de los lodos de la depuración.

BIBLIOGRAFÍA

- Adrianus, V. H., & Jeroen, V. d. (2012). *Handbook of Biological Wastewater Treatment*.
Londres: IWA publishing.
- Almroth, B., Astrom, L., Roslund, S., Petersson, H., Johansson, M., & Persson, N. (2017).
Quantifying shedding of synthetic fibers from textiles; a source of microplastics
released into the environment. *Environmental Science and Pollution Research.*,
1191-1199.
- Andrady A., & Neal M. (2009). Applications and societal benefits of plastics.
Philosophical Transactions of the Royal Society of London B., 1977 - 1984.
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution
Bulletin*, 1596-1605.
- Araujo, C. F., Nolasco, M. M., Ribeiro, A. M., Ribeiro-Claro, P., & J. (2018). Identification
of microplastics using Raman spectroscopy: latest developments and future
prospects. *Water research*, 426-440.
- Bagchia, S., Probasco, S., MardanDoost, B., Sturma, S., & B. (2016). Fate of
Microplastics in Water Resource Recovery Facilities (WRRFs) and National
Environmental Loading Estimates. *Proceedings of the Water Environment
Federation*, 353-361.
- Barnes, D. K. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global
environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society Series B*, 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*, 812-821.
- Beljanski, A. (2016). Efficiency and effectiveness of a low-cost, self-cleaning microplastic filtering system for wastewater treatment plants.
- Besseling, E., Quik, J. T., Sun, M., Koelmans, A., & A. (2017). Fate of nano-and microplastic in freshwater systems: A modeling study. *Environmental Pollution*, 540-548.
- Besseling, E., Wang, B., Lürling, M., Koelmans, A., & A. (2014). Nanoplastic affects growth of *S. obliquus* and reproduction of *D. magna*. *Environmental science & technology*, 12336-12343.
- Bilbao, A. (2015). Desengancharse del Plástico. *Ecologistas en Acción*.
- Browne, M. (2015). Marine anthropogenic litter.
- Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., Thompson, R., & C. (2008). Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis*. *Environmental science & technology*, 5026-5031.
- Browne, M. A., Galloway, T., Thompson, R., Dissanayake, T. S., Galloway, D. M., & Niven, S. J. (2007). Microplastic an emerging contaminant of potential concern? *Integrated environmental assessment and management*, 559-561.

- Browne, M. A., Niven, S. J., Galloway, T. S., Rowland, S. J., Thompson, R., & C. (2013). Microplastic moves pollutants and additives to worms, reducing functions linked to health and biodiversity. *Current Biology*, 2388-2392.
- Browne, M. A., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., & Thompson, R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental science & technology*, 9175-9179.
- Buisson, H., Cote, P., Praderie, M., Paillard, H., & M. (1998). The use of immersed membranes. *Water Science and Technology*, 89-95.
- Burra, K. G., & Gupta, A. K. (2018). Kinetics of synergistic effects in co-pyrolysis of biomass with plastic wastes. *Applied energy*, 408-418.
- Carpenter, E. S. (1972). Plastic on the Sargasso Sea surface. . *Science*, 1240–1241.
- Carr, S. A. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water research*, 174-182.
- Carr, S. A., Liu, J. T., & G., A. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water research*, 174-182.
- Cheung, P., & Fok, L. (2017). Characterisation of plastic microbeads in facial scrubs and their estimated emissions in Mainland China. *Water Res*, 53-61.
- Claessens, M., Cauwenberghe, V., Vandegehuchte, M. B., Janssen, C., & R. (2013). New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Marine pollution bulletin*, 227-233.

- Cocca, M., De Falco, F., Gullo, M. O., Gentile, G., Di Pace, E., Gelabert, L., & Mossotti, R. (2017). Microplastics from synthetic clothes: environmental impact and mitigation strategies. . *International Conference on Environmental Science and Technology, Rhodes, Greece*.
- Cole M., L. P. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 2588–2597.
- Cole, M., Webb, H., Lindeque, P. K., Fileman, E. S., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2014). Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. *Scientific reports*, 4528.
- Cooper, D. A., & Corcoran, P. L. (2010). Effects of mechanical and chemical processes on the degradation of plastic beach debris on the island of Kauai, Hawaii. *Marine Pollution Bulletin*, 650-654.
- Corcoran, P. L. (2009). Plastics and beaches: A degrading relationship. *Marine Pollution Bulletin*, 80–84.
- Crawford., C. B. (2017). The emergence of plastics. En *Microplastic Pollutants*. (págs. 1-17). Escocia: Elsevier Inc.
- Cundell, A. (1974). Plastics in the marine environment. *Environmental Conservation*., 63–68.
- Da Costa, J. S.-S. (2016). (Nano)plastics in the environment – Sources, fates and effects. *Science of The Total Environment*., 15-26.

- De Falco, F., Gullo, M. P., Gentile, G., Di Pace, E., Cocca, M., Gelabert, L., & Mossotti, R. (2018). Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics. *Environmental Pollution*, 916-925.
- De Vargas, L. (2012). *Capítulo 8. Obtenido de Flotación:* <https://es.slideshare.net/IvanVeraMontenegro/sistemas-daf-flotacin-por-aire-disuelto>
- Dekiff, J. H., Remy, D., Klasmeier, J., Fries, & E. (2014). Occurrence and spatial distribution of microplastics in sediments from Norderney. *Environmental Pollution*, 248-256.
- DEPA. (2015). Microplastics – occurrences, effects and sources of releases to the environment in Denmark. *Danish Environmental Protection Agency*, 205.
- Derraik, J. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: A review. *. Marine Pollution Bulletin*, 842-852.
- Derraik, J. G. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 842-852.
- 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. *Environmental Chemistry*, 592-599.
- 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. *Environment Chem.*, 12 (5).

- Dubaish, F., & Liebezeit, G. (2013). Suspended microplastics and black carbon particles in the Jade system, southern North Sea. *Water, Air, & Soil Pollution*, 1352.
- Duis, K., & Coors, A. (2016). Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environmental Sciences Europe*, 2.
- Dümichen, E., Barthel, A. K., Braun, U., Bannick, C. G., Brand, K., Jekel, M., & Senz, R. (2015). Analysis of polyethylene microplastics in environmental samples, using a thermal decomposition method. *Water research*, 451-457.
- Dümichen, E., Eisentraut, P., Bannick, C. G., Barthel, A. K., Senz, R., & Braun, U. (2017). Fast identification of microplastics in complex environmental samples by a thermal degradation method. *Chemosphere*, 572-584.
- Dyachenko, A. M. (2017). Extraction and identification of microplastic particles from secondary wastewater treatment plant (WWTP) effluent. *Analytical Methods*, 1412-1418.
- Eerkes, M., Thompson, R., C., Aldridge, D., & C. (2015). Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research*, 63-82.
- Elert, A. M., Becker, R., Duemichen, E., Eisentraut, P., Falkenhagen, J., Sturm, H., & Braun, U. (2017). Comparison of different methods for MP detection: what can we learn from them, and why asking the right question before measurements matters? *Environmental Pollution*, 1256-1264.

- Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., & Amato, S. (2013). Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine pollution bulletin*, 177-182.
- Erni-Cassola, G., Gibson, M. I., Thompson, R. C., Christie-Oleza, J., & A. (2017). Lost, but found with Nile Red: a novel method for detecting and quantifying small microplastics (1 mm to 20 µm) in environmental samples. *Environmental science & technology*, 13641-13648.
- Essel, Engel, L., Carus, M., Ahrens., & R.H. (2015). *Sources of microplastics relevant to marine protection in Germany*. Report No. (UFA-FB) 002147/E: Umwelt Bundesamt.
- Fendall, L. S., & Sewell, M. A. (2009). Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*, 1225-1228.
- Filella, M. (2015). Questions of size and numbers in environmental research on microplastics: methodological and conceptual aspects. *Environ. Chem.* , 12 (5).
- Filtración Rápida.* (s.f.). Obtenido de Introducción: <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/scan/020867/020867-17.pdf>
- Fries, E. D. (2013). Identification of polymer types and additives in marine microplastic particles using pyrolysis-GC/MS and scanning electron microscopy. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 1949-1956.
- Fries, E., Dekiff, J. H., Willmeyer, J., Nuelle, M. T., Ebert, M., & Remy, D. (2013). Identification of polymer types and additives in marine microplastic particles

using pyrolysis-GC/MS and scanning electron microscopy. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 1949-1956.

Fundación Centro Canario del Agua . (2003). *Introducción a los Biorreactores de Membranas* . Obtenido de http://fcc.a.es/documentos/05_documentos_por_temas/Recursos%20educativos%20/IntroMBR.pdf

Gatidou, G., Arvaniti, O. S., S., A., Stasinakis, A., & S. (2019). Review on the occurrence and fate of microplastics in Sewage Treatment Plants. *Journal of Hazardous Materials*, 504-512.

GESAMP, (IMO, FAO, UNESCO, IOC, UNIDO, . . . UNDP). (2015). *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment*. Londres: Kershaw, P.J., ed.

GESAMP, IMO, FAO, UNESCO, IOC, UNIDO, . . . UNDP. (2016). *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: second phase assessment part one*. Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection: Kershaw P.J. and Rochman, C. eds.

Gouveia, R., Antunes, J., Sobral, P., Amaral, L., & A. (2018). Microplastics from Wastewater Treatment Plants—Preliminary Data. . *In Proceedings of the International Conference on Microplastic Pollution in the Mediterranean Sea Springer, Cham.*, 3-57.

Greenpeace. (2019). Datos sobre la producción de Plásticos. *Greenpeace Magazine*.

- Gregory, M. R. (1983). Virgin plastic granules on some beaches of Eastern Canada and Bermuda. . *Marine Environmental Research.*, 73–92.
- Gregory, M. R. (1996). Plastic ‘scrubbers’ in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified. *Marine Pollution Bulletin*, 867–871.
- Gurung, K. B. (2014). Feasibility Study of Submerged Membrane Bioreactor (Mbr) As an Alternative to Conventional Activated Sludge Process (Casp) For Municipal Wastewater Treatment: A Pilot Scale Study. *Lappeeranta University of Tecnology* , 6-101.
- Harrison, J. P., Ojeda, J., J., Romero-González, M, & E. (2012). The applicability of reflectance micro-Fourier-transform infrared spectroscopy for the detection of synthetic microplastics in marine sediments. *Science of the Total Environment*, 455-463.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R., C., Thiel, & M. (2012). Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental science & technology*, 3060-3075.
- Hintersteiner, I., Himmelsbach, M., Buchberger, W, & W. (2015). Characterization and quantitation of polyolefin microplastics in personal-care products using high-temperature gel-permeation chromatography. *Analytical and bioanalytical chemistry*, 1253-1259.
- IN-EKO TEAM. (2019). *Filtro de disco*. Retrieved from <https://www.in-eko.es/produkty/microfiltracion-y-filtracion/>

- Jeong, C. B., Won, E. J., Kang, H. M., Lee, M. C., Hwang, D. S., Hwang, U. K., & Lee, J. S. (2016). Microplastic size-dependent toxicity, oxidative stress induction, and p-JNK and p-p38 activation in the monogonont rotifer (*Brachionus koreanus*) . *Environmental science & technology*, 8849-8857.
- Jing, S., Xiaohu, D., Qilin, W., Mark, C., M., v. L., & Ni, B.-J. (2019). Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water Research*, 21-37.
- Karlsson, T. (2015). Can microliter in sediment and biota be quantified? Method development and analysis of microliter in field collected biota and sediment. *University of Gothenburg and VU University of Amsterdam-IVM*.
- Lares, M., Ncibi, M., C., Sillanpää, M., Sillanpää, & M. (2018). Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. *Water Research*, 236-246.
- Leslie, H. A., Brandsma, S. H., Van Velzen, M., M., J., & Vethaak, A. D. (2017). Microplastics en route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota. *Environment international*, 133-142.
- Li, J., Liu, H., & Chen, J. P. (2018-a). Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water research*, 362-374.
- Liebezeit, G., & Liebezeit, E. (2014). Synthetic particles as contaminants in German beers. *Food Additives & Contaminants, Part A*, 1574-1578.

- Löder, M. G., Imhof, H. K., Ladehoff, M., Löschel, L. A., Lorenz, C., Mintenig, S., & Gerdts, G. (2017). Enzymatic purification of microplastics in environmental samples. *Environmental science & technology*, 14283-14292.
- Löder, M., J., G., Kuczera, M., Mintenig, S., Lorenz, C., & Gerdts, G. (2015). Focal plane array detector-based micro-Fourier-transform infrared imaging for the analysis of microplastics in environmental samples. *Environmental Chemistry*, 563-581.
- Magnusson, K., & Norén, F. (2014). *Screening of microplastic particles in and downstream a wastewater treatment plant*. Estocolmo: IVL Swedish Environmental Research Institute.
- Mahon, A. M., O'Connell, B., Healy, M. G., O'Connor, I., Officer, R., Nash, R., & Morrison, L. (2016). Microplastics in sewage sludge: effects of treatment. *Environmental Science & Technology*, 810-818.
- Mason, S. A., Garneau, D., Sutton, R., Chu, Y., Ehmann, K., Barnes, J., & Rogers, D. L. (2016). Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. *Environmental Pollution*, 1045-1054.
- Masura, J., Baker, J. E., Foster, D., G., Arthur, C., & Herring, C. (2015). Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments.
- McCormick, A., Hoellein, T. J., Mason, A., S., Schluep, J., & Kelly, J. J. (2014). Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river. *Environmental science & technology*, 11863-11871.

- Medrano, D. E., & Thompson., R. (2018). Occurrence, Fate, and Effect of Microplastics in Freshwater Systems. En *Microplastic Contamination in Aquatic Environments*. (págs. 95-132). Aberdeen: Elsevier Inc.
- Michielssen, M. R. (2016). Fate of microplastics and other small anthropogenic litter (SAL) in wastewater treatment plants depends on unit processes employed. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 1064-1073.
- Mike A. Neal, A. L. (2009). Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B.*, 1977–1984.
- Mintenig, S. M., Int Veen, I., Löder, M. G., Primpke, S., & Gerdts, G. (2017). Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water research*, 365-372.
- Mintenig, S. M., Int-Veen, I., Löder, M. G., Primpke, S., Gerdts, & G. (2017). Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water research*, 365-372.
- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., Quinn, & B. (2016). Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. *Environmental science & technology*, 5800-5808.
- Napper, I., & Thompson, R. (2016). Release of synthetic microplastic plastic fibers from domestic washing machines: effects of fabric type and washing conditions. *Marine Pollution Bulletin*, 178-185.

- Napper, I., E., Bakir, A., J., S.H., & Rowland. (2015). Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. *Marine Pollution Bulletin*, 178-185.
- NEA. (2014). (*Núcleo de Estudios Ambientales*). *Sources of microplastics to the marine environment, Norwegian Environment Agency* . (Miljødirektoratet).
- NOAA. (2018). What are microplastics? *Sitio Web del Servicio Nacional de Océanos*, Tomado de: <https://oceanservice.noaa.gov/facts/microplastics.html>.
- Nuelle, M. T., Dekiff, J. H., Remy, D., Fries, & E. (2014). A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental Pollution*, 161-169.
- O’Brine, T. &. (2010). Degradation of plastic carrier bags in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 2279–2283.
- Olsen, Y.C., R., T., P., M. R., Davis A., R., J., S., . . . G., W. (2004). Lost at sea: where is all the plastic? *Science*, 304, 838.
- Patel, M., Goyal, B., Bhadada, S., Bhatt, J., Amin, & A.F. (2009). Getting into the Brain. Approaches to enhance Brain Drug Delivery. *Health & Medicall Collection*, 35.
- Pemba, A., Rostagno, M., Miller, S. A., Fuji, M., Enoki, T., & Lee, T. A. (2014). Cyclic and spirocyclic polyacetal ethers from lignin-based aromatics. *Polymer Chemistry*, 3214-3221.
- PEMRG. (2018). *Análisis de los datos sobre la producción, la demanda y los residuos de plásticos en Europa*. Bruselas : Convenio Market & Strategy GmbH.

Pettipas, S. M. (2016). A Canadian policy framework to mitigate plastic marine pollution. *Política Marina*, 117 - 122.

Pfaunder. (2019). *Highlight* . Retrieved from La Solución de Cloruro de Polialuminio (PAC) de Pfaunder: <https://www.pfaunder.com/es/highlight/PolialuminioPACdePfaunder>

Pirc, U., Vidmar, M., Mozer, A., Kržan, A., & M. (2016). Emissions of microplastic fibers from microfiber fleece during domestic washing. *Environmental Science and Pollution Research*, 22206-22211.

Plastics Europe. (2016). *The facts 2016. An analysis of European plastics production, demand and waste*. Madrid.

Plastics Europe. (2017). *Un análisis de los datos sobre producción, demanda y residuos de plásticos en Europa*. Noruega y Suiza.

Plastics Europe. (2018). *Análisis de los datos sobre la producción, la demanda y los residuos de plásticos en Europa*. Bruselas.

Plastics Europe. (2017). *Un análisis de los datos sobre producción, demanda y residuos de plásticos en Europa*. Madrid.

Plastics packaging and coastal pollution. (s.f.). *International Journal of Environmental Studies*, 35-36.

PNUMA, P. d. (2019). *Nuevo informe de ONU Medio Ambiente*. India.

- Reddy, M. S. (2006). Description of the small plastics fragments in marine sediments along the Alang-Sosiya ship-breaking yard, India . *Estuarine, Coastal and Shelf Science* , 656-660.
- REUTERS. (2018). *New Orleans pulls 46 tons of Mardi Gras beads from storm drains.*
- Rochman, C. M., Kross, S. M., Armstrong, J. B., Bogan, M. T., Darling, E. S., Green, S. J., & Veríssimo, D. (2015). Scientific evidence supports a ban on microbeads.
- Rojo Nieto E., M. T. (2017). Basuras marinas, plásticos y microplásticos: orígenes, impactos y consecuencias de una amenaza global. *Ecologistas en Acción.*
- Rosenberger, S., Kruger, U., Witzig, R., Manz, W., Szewzyk, U., & M., K. (2002). Performance of a bioreactor with submerged membranes for aerobic treatment of municipal waste water. *Water Research* , 413-420.
- Rossi, L. (2014). Enhancing phosphorus removal by disc filtration—A case study from Viikinmäki wastewater treatment plant. *Aalto University School of Chemical Technology.*
- Rummel, C. D., Jahnke, A., Gorokhova, E., Kühnel, D., Schmitt-Jansen, & M. (2017). Impacts of biofilm formation on the fate and potential effects of microplastic in the aquatic environment. *Environmental Science & Technology Letters*, 258-267.
- Ryan P.G., M. C. (2009). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Biological Sciences*, 1999-2012.

- Scherer, C., Weber, A., Lambert, S., Wagner, M., & S. (2018). Interactions of microplastics with freshwater biota. *In Freshwater Microplastics Springer, Cham.*, 153-180.
- Schymanski, D., Goldbeck, C., Humpf, H., U., Fürst, & P. (2018). Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: release of plastic particles from different packaging into mineral water. *Water research*, 154-162.
- Scott, G. (1972). Plastics packaging and coastal pollution. *International Journal of Environmental Studies*, 35-36.
- Sekiguchi, T., A. Saika, K., Nomura, T., Watanabe, T., Watanabe, Y., Fujimoto, M., . . . Kanehiro, H. (2011). Biodegradation of aliphatic polyesters soaked in deep seawaters and isolation of poly(ε-caprolactone)-degrading bacteria. *Polymer Degradation and Stability*, 1397-1403.
- Shah, A., Hasan, F., Hameed, A., Ahmed, S., & A. (2008). Biological degradation of plastics: a comprehensive review. *Biotechnol. Adv.*, 246-265.
- Sherrington, C., Darrah, C., Hann, S., Cole, G., Corbin, M., & Beaudrie, J. (2016). *Study to support the development of measures to combat a range of marine litter sources.* Report for European Commission DG Environment.
- Simon, M., Alst, N., V., Vollertsen, J., & V. (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 Research*.
- Sundt, P., Schulze, P., & Syversen, F. (2014). Sources of microplastic pollution to the environment. 108pp. *Norwegian Environment Agency*, 108.

- Sutton, R., Mason, S. A., Stanek, S. K., Willis-Norton, E., Wren, I. F., & Box, C. (2016). Microplastic contamination in the San Francisco Bay, California, USA. *Marine pollution bulletin*, 230-235.
- Tagg, A. S., Harrison, J. P., Ju-Nam, Y., Sapp, M., Bradley, E. L., Sinclair, C. J., & Ojeda, J. J. (2017). Fenton's reagent for the rapid and efficient isolation of microplastics from wastewater. *Chemical Communications*, 372-375.
- Tagg, A. S., Sapp, M., Harrison, P., J., Ojeda, & J, J. (2015). Identification and quantification of microplastics in wastewater using focal plane array-based reflectance micro-FT-IR imaging. *Analytical chemistry*, 6032-6040.
- Tagg, Sapp, M., Harrison, P, J., Ojeda, & J, J. (2015). Identification and quantification of microplastics in wastewater using focal plane array-based reflectance micro-FT-IR imaging. *Analytical chemistry*, 6032 - 6040.
- Talvitie, J., Heinonen, M., P., P. J., E., V., Mikola, A., Setälä, O., & Vahala, R. (2015). Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. . *Water Science and Technology*, 1495-1504.
- Talvitie, J., Mari, H., Jari, Pekka, Pääkkönen, & Emil, V. (2015). Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. *Water Science & Technology*, 1945-1504.
- Talvitie, J., Mikola, A., Koistinen, Setälä, O., & A. (2017). Solutions to microplastic pollution—Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. *Water Research*, 401-407.

- Talvitie, J., Mikola, A., Setälä, O., Heinonen, M., Koistinen, & A. (2017). How well is microlitter purified from wastewater? A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water Research*, 164-172.
- Thompson R. C., O. Y. (2004). *Lost at sea: where is all the plastic?* Science.
- Thompson, R. C. (2015). Microplastics in the marine environment: Sources, consequences and solutions. *Marine anthropogenic litter.* , 185 - 200.
- UNEP. (2015). Biodegradable Plastics and Marine Litter. Misconceptions, concerns and impacts on marine environments. *United Nations Environment Programme (UNEP)*.
- UNEP. (2016). *Marine plastic debris and microplastics. Global lessons and research to inspire action and guide policy change.* Nairobi: United Nations Environment Programme.
- Van Cauwenberghe L., V. A. (2013). Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution*, 495-499.
- Verschoor, A., Leon, d. P., Roex, E., Bellert, B., Rijkswaterstaat, & Peijnenburg, W. (2014). *Quick scan and Prioritization of Microplastic Sources and Emissions. RIVM Letter report 2014-0156.* The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment.
- Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moschino, V., Rella, R., Sturaro, A., & Da Ros, L. (2013). Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First

- observations on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 54-61.
- Wang, F., Wong, C., Chen, D., Lu, X., Wang, F., & Zeng, E. (2018). Interaction of toxic chemicals with microplastics: a critical review. *Water Res.*, 208-219.
- Wang, J., Tan, Z., Peng, J., Qiu, Q., Li, M., & Qiongquan. (2016). The behaviors of microplastics in the marine environment. *Marine Environmental Research*, 7-17.
- Xanthos, D., & Walker, T. R. (2017). International policies to reduce plastic marine pollution from single-use plastics (plastic bags and microbeads): a review. *Marine pollution bulletin*, 17-26.
- Ziajahromi, S., Neale, A., P., Rintoul, L., Leusch, & D., F. (2017). Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. *Water research*, 93-99.
- Ziajahromi, S., Neale, P., A., Rintoul, L., Leusch, & D, F. (2017). Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. *Water research*, 93-99.
- Zitko, V., & Hanlon, M. (1991). Another source of pollution by plastics—skin cleaners with plastic scrubbers. *Marine Pollution Bulletin*, 41 - 42.
- Zubris, K. A., & Richards, B. K. (2005). Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environmental pollution*, 201-211.