



Centro Universitario de la Defensa en la Escuela Naval Militar

TRABAJO FIN DE GRADO

*Evaluación y comparación de la eficiencia para la degradación
de microplásticos comunes*

Grado en Ingeniería Mecánica

ALUMNO: Adrián Palacios Arce

DIRECTORES: Rosa Devesa Rey
Silvia María Losada Pérez

CURSO ACADÉMICO: 2025-2026

UniversidadeVigo



Centro Universitario de la Defensa en la Escuela Naval Militar

TRABAJO FIN DE GRADO

*Evaluación y comparación de la eficiencia para la degradación
de microplásticos comunes*

Grado en Ingeniería Mecánica
Intensificación en Tecnología Naval
Cuerpo General

UniversidadeVigo

RESUMEN

Este Trabajo de Fin de Grado se centra en la evaluación y comparación de diferentes métodos para la degradación de microplásticos comunes presentes en el medio ambiente. Los microplásticos constituyen actualmente uno de los principales contaminantes emergentes debido a su elevada persistencia, su amplia distribución en distintos compartimentos ambientales y sus posibles efectos adversos sobre los ecosistemas y la salud humana.

El objetivo principal del presente estudio es analizar la eficacia de distintos procesos de degradación aplicados a materiales poliméricos representativos, tales como polietileno tereftalato (PET), polietileno de alta intensidad (HDPE), polietileno de baja densidad (LDPE), almidón termoplástico (TPS) y resina de impresión 3D, evaluando los cambios producidos en sus propiedades físicas y químicas tras la aplicación de diferentes tratamientos. Entre las metodologías empleadas se incluyen procesos de degradación química, fotodegradación mediante radiación ultravioleta, trituración mecánica y electrocoagulación.

Para ello, se llevó a cabo una metodología experimental basada en la preparación y tratamiento de muestras poliméricas, seguida de la aplicación de diversas técnicas de análisis, como microscopía, medición de dureza, y análisis de hidrofobia. Asimismo, se realizó un Análisis de Ciclo de Vida (ACV) mediante el software OpenLCA, con el objetivo de evaluar el impacto ambiental asociado a los procesos estudiados.

Los resultados obtenidos muestran que los diferentes tratamientos producen variaciones significativas en las propiedades de los materiales analizados, observándose diferencias en el comportamiento de degradación en función del tipo de polímero. En general, los resultados permiten identificar los métodos más eficaces para la degradación de microplásticos y aportan información relevante para el desarrollo de estrategias más sostenibles en la gestión de este tipo de contaminantes.

PALABRAS CLAVE

Microplásticos, degradación de polímeros, electrocoagulación, Análisis de Ciclo de Vida (ACV), contaminación ambiental

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, me gustaría expresar mi más sincero agradecimiento a mis tutoras, la Dra. Devesa y la Prof. Losada, por haberme acompañado desde el primer día y por el interés, la dedicación y la profesionalidad que han demostrado durante todo el desarrollo de este trabajo. Su apoyo constante y sus valiosas orientaciones han sido fundamentales para alcanzar los objetivos propuestos y para poder dar lo mejor de mí mismo.

Asimismo, quiero agradecer profundamente a mis padres, Manuel y Mónica, quienes desde mi ingreso en la Escuela Naval han sido un apoyo incondicional. Su confianza, cariño y ánimo han sido importantísimos para superar los obstáculos que han surgido a lo largo de estos años.

A mi hermana, la teniente médico Carolina Palacios, por ser un referente personal y profesional, y por motivarme cada día con su ejemplo.

A mi amiga Laura Filgueira, por ser un apoyo fundamental en este final de curso y TFG y por acompañarnos siempre a Pasarón, al AF Quelle y a mí, en esas jornadas frías de fútbol.

A todas las personas de mi entorno que confiaron en mí, y sobre todo a aquellas personas que me dijeron que jamás conseguiría aprobar la oposición para entrar en la Escala de Oficiales. Gracias a todos ellos, estudié duro, incluso cuando se complicaba la mar y apenas se mantenían los libros sobre la mesa, ellos me brindaron esa motivación insaciable para lograr mi objetivo.

Por último, a mi profesor de la oposición, el teniente de navío José de Castro, por su guía, enseñanza y constante motivación, que fueron fundamentales para poder acceder a la Escala de Oficiales.

CONTENIDO

Contenido	1
Índice de Figuras	3
Índice de Tablas.....	5
1 Introducción y objetivos	6
1.1 Contexto y motivación	6
1.2 Objetivos	7
1.3 Estructura	8
2 Estado del arte	9
2.1 Microplásticos.....	9
2.1.1 Origen de los microplásticos comunes	10
2.1.2 Microplásticos de origen intencional (primarios).....	10
2.1.3 Microplásticos de origen no intencional (secundarios)	10
2.1.4 Destino ambiental de los microplásticos	10
2.1.5 Microplásticos en el medio acuático.....	11
2.1.6 Microplásticos en aguas residuales.....	12
2.1.7 Microplásticos en el medio terrestre	12
2.1.8 Bioacumulación y transferencia trófica	13
2.1.9 Microplásticos en el consumo humano.....	14
2.2 Normativa.....	15
2.2.1 Contexto Europeo	15
2.2.2 Contexto Nacional	16
2.2.3 Sector de la Defensa	16
2.3 Tipos de tratamiento.....	17
2.3.1 Tratamientos físicos.....	18
2.3.2 Tratamientos mecánicos	19
2.3.3 Tratamientos térmicos	20
2.3.4 Tratamientos químicos.....	20
2.3.5 Tratamientos electroquímicos.....	21
2.3.6 Tratamientos biológicos.....	21
2.3.7 Resumen tratamientos.....	22
2.3.8 Eficiencia de los tratamientos en la depuración	22
2.3.9 Propiedades fisicoquímicas	24

2.4 Análisis ciclo de vida	24
3 Material Y Métodos.....	26
3.1 Selección del material	26
3.2 Preparación de muestras.....	29
3.2.1 Trituración mecánica	29
3.2.2 Degradación química	30
3.2.3 Degradación fisicoquímica	31
3.2.4 Electrocoagulación	32
3.3 Análisis de degradación	33
3.4 Análisis ciclo de vida	36
3.5 Esquema final.....	37
4 Resultados y discusión	39
4.1 Prueba de degradación	39
4.1.1 Resultados de degradación	39
4.1.2 Análisis de la dureza de los polímeros.....	42
4.1.3 Hidrofobia.....	46
4.2 Análisis Ciclo de Vida (ACV)	50
4.2.1 Llenado de botellas de Policarbonato	50
4.2.2 Producción de bolsas de plástico	53
5 Conclusiones y líneas futuras	58
5.1 Conclusiones	58
5.2 Líneas futuras	58
6 Bibliografía.....	60
Anexo I: Implicaciones Sociales, y/o Económicas, y/o Ambientales	67
Anexo II: Reflexiones Éticas y Sociales	68
Anexo III: Centrifugadora cienytech sigma 2-7	69
Anexo IV: Molino Planetario Fritsch pulverisette	70
Anexo V: Goniómetro de contacto Ossila.....	71

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2-1 Procedencia de los microplásticos en los océanos del mundo [10]	11
Figura 2-2 Fotografía aérea EDAR Mar Menor (37° 37' 10" N 0° 43' 40" W) (Fuente: Google Earth 2026)	12
Figura 2-3 Microplásticos en el medio terrestre [18]	13
Figura 2-4 Bioacumulación [30]	14
Figura 2-5 Consumo de microplásticos [33].	15
Figura 2-6 Tratamientos de degradación. Fuente (Elaboración propia con Google Gemini)	22
Figura 2-7 EDAR de Cádiz y puerto de Cádiz [87]	23
Figura 3-1 Muestra de PET (botella de plástico).....	26
Figura 3-2 Resina de impresión 3D.....	27
Figura 3-3 Muestra de bolsa de plástico TPS.....	27
Figura 3-4 Bolsa ZIP (LDPE)	28
Figura 3-5 Tapón HDPE.....	29
Figura 3-6 Molino Fritsch Pulverisette 7	30
Figura 3-7 Crisol de porcelana con tapa (izquierda), Estufa de secado Memmert (derecha)	31
Figura 3-8 Lámpara Ultravioleta	32
Figura 3-9 Electrocoagulación (izquierda); ánodos de aluminio (derecha)	33
Figura 3-10 Microscopio Dino-Lite High Magnification.....	34
Figura 3-11 Goniómetro de ángulo de contacto (Ossila)	35
Figura 3-12 Durómetro Shore A	36
Figura 3-13 Modelo del Sistema OpenLCA.....	37
Figura 3-14 Resumen Materiales y Métodos (Elaboración propia con Google Gemini).....	37
Figura 4-1 Dureza de los polímeros al aire libre	43
Figura 4-2 Dureza de los polímeros sometidos a radiación UV	44
Figura 4-3 Dureza de los polímeros tras tratamiento térmico	45
Figura 4-4 Ángulo de contacto del LDPE	46
Figura 4-5 Ángulo de contacto del TPS	47
Figura 4-6 Ángulo de contacto del PET	47
Figura 4-7 Ángulo de contacto del HDPE.....	48
Figura 4-8 Resina de impresión 3D.....	49
Figura 4-9 Ángulo de contacto	49
Figura 4-10 Calentamiento Global	51

Figura 4-11 Toxicidad humana	52
Figura 4-12 Ecotoxicidad acuática en agua dulce	53
Figura 4-13 Calentamiento Global	54
Figura 4-14 Toxicidad Humana	55
Figura 4-15 Ecotoxicidad acuática en agua dulce	56
Figura A3-0-1 Centrifugadora Cienytech Sigma 2-7 (izquierda); Rotor oscilante (derecha)	69
Figura A4-0-1 Molino Planetario Fritsch Pulverisette	70
Figura A5-0-1 Goniómetro de contacto Ossila	71

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2-1 Nivel, Normas e Hitos de las principales normativas relacionadas con los microplásticos	17
Tabla 2-2 Comparación de la eliminación de microplásticos en diferentes (EDAR)	24
Tabla 4-1 Degradación química	41
Tabla 4-2 Dureza de los polímeros.....	42

1 INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

1.1 Contexto y motivación

En los últimos años la notable aparición de microplásticos se ha establecido como uno de los principales desafíos ambientales y de salud pública a nivel global. Estas pequeñas partículas están ampliamente distribuidas en el medio ambiente y se han detectado en diversos ecosistemas, como acuáticos, suelos, organismos vivos e incluso en alimentos y aguas destinadas al consumo humano. La presencia significativa de estos materiales y su difícil eliminación los convierte en contaminantes de gran preocupación, poniendo en peligro la biodiversidad, el medio ambiente y la salud humana [1].

En el presente trabajo, se evalúa la degradación de diversos microplásticos (PET, TPS, HDPE, LDPE y resina de impresión 3D) mediante distintas rutas de tratamiento. Por un lado, el estudio explora las distintas vías de degradación de los microplásticos, incluyendo tratamientos térmicos, oxidación mediante luz ultravioleta, electrocoagulación y ataque ácido o básico, entre otros. Por otro lado, el estudio se complementa con un Análisis de Ciclo de Vida (ACV) para determinar el impacto ambiental de algunos de los polímeros de uso más común [2].

Asimismo, es relevante tener en cuenta que las propiedades fisicoquímicas de los microplásticos varían significativamente en función del polímero del que proceden, su tamaño, morfología y nivel de degradación. Estas características tienen un impacto directo en su conducta en el medio acuático, en su capacidad para absorber contaminantes y en su reacción ante los diferentes métodos de eliminación. Por ejemplo, polímeros como el PET, HDPE y LDPE presentan variaciones significativas en cuanto a su densidad, estructura química, estabilidad térmica y resistencia a la oxidación, por lo que estos factores pueden influir decisivamente en la efectividad de los procedimientos utilizados para su degradación o separación. [3].

Por ello en este contexto, es fundamental una evaluación comparativa de diferentes técnicas de tratamiento para encontrar cuál o cuáles proporcionan los mejores resultados en términos de eficiencia, sostenibilidad ambiental y viabilidad económica. El tratamiento térmico, por ejemplo, puede favorecer a la degradación de la estructura del polímero, pero implica un elevado consumo energético. En cuanto a los procesos básicos y ácidos de oxidación, tienen la capacidad de provocar cambios químicos en la superficie de las partículas plásticas, lo que facilita su fragmentación o eliminación posterior. Sin embargo, requieren de un control riguroso de las condiciones experimentales, así como la gestión apropiada de los residuos generados. La técnica de la electrocoagulación[4] es una técnica rápida y eficaz, si bien puede realizarse in situ, por medio de la corriente eléctrica, sin necesidad de diversos agentes químicos externos. Además, esta técnica tiene un potencial elevado, tanto para el tratamiento de aguas residuales como para los microplásticos.

No obstante, el empleo de la electrocoagulación puede generar dificultades en la productividad industrial, pues requiere del uso frecuente de electricidad, lo que acarrea un alto gasto a causa del elevado consumo energético. Además, los electrodos (que generalmente son de aluminio o hierro) se desgastan, lo que requiere su reemplazo regular y aumenta el costo del proyecto. La electrocoagulación tiene el potencial de producir lodos, que necesitan tratamiento. El principal inconveniente de esta técnica es que, aunque es cómoda para hacer prácticas en laboratorios, su implementación a gran escala puede implicar retos técnicos y económicos.

Por su parte, la radiación ultravioleta puede promover procesos de fotodegradación mediante la alteración de las cadenas poliméricas a través de reacciones de oxidación fotoinducidas [5], por lo que se considera otra de los métodos de degradación.

La comparación entre estas técnicas y la electrocoagulación permitirá no solo evaluar su efectividad a nivel individual, sino también detectar posibles sinergias o restricciones vinculadas a cada tratamiento. Además, es importante tener en cuenta que la eficacia de degradación no solo debe evaluarse por la disminución del tamaño, sino también en función de la posible generación de subproductos, las alteraciones en la estructura química del polímero y el impacto ambiental procedente del propio proceso de tratamiento.

Por lo tanto, el motivo principal de este trabajo radica en la necesidad de aportar información experimental que contribuya a mejorar las estrategias de eliminación de microplásticos, en particular de aquellos más frecuentemente utilizados, como el PET, LDPE, HDPE, TPS o resina de impresión, los cuales constituyen una parte importante del total de residuos plásticos a nivel mundial. La evaluación comparativa posibilitará el establecimiento de criterios técnicos que puedan servir como base para investigaciones futuras y para la creación de tecnologías más eficientes y sostenibles a nivel industrial.

De este modo, el presente estudio no solo trata un problema medioambiental de creciente relevancia, sino que también busca contribuir al avance del conocimiento científico en cuanto al tratamiento de contaminantes emergentes, fomentando soluciones que favorezcan tanto a la protección de medio ambiente como a la salud pública.

1.2 Objetivos

El presente Trabajo de Fin de Grado tiene como objetivo principal evaluar y comparar la eficiencia de distintos métodos de degradación aplicados a microplásticos comunes, analizando tanto sus efectos sobre las propiedades de los materiales como su impacto ambiental.

Para ello se plantean los siguientes objetivos parciales:

1. Caracterizar diferentes materiales poliméricos representativos de microplásticos (HDPE, LDPE, PET, TPS y resina de impresión), analizando sus principales propiedades físicas y químicas.
2. Aplicar distintos métodos de degradación sobre los materiales seleccionados, incluyendo degradación química, fotodegradación mediante radiación ultravioleta, trituración mecánica y electrocoagulación.
3. Evaluar los efectos de los tratamientos aplicados mediante diferentes técnicas de análisis, como microscopía, determinación de dureza y análisis de hidrofobia.
4. Comparar el comportamiento de los diferentes polímeros frente a los procesos de degradación, identificando posibles variaciones en función del tipo de material.
5. Realizar un Análisis de Ciclo de Vida (ACV) utilizando el software OpenLCA con el fin de evaluar el impacto ambiental asociado a los procesos y materiales estudiados.

1.3 Estructura

Este Trabajo de Fin de Grado, se ha estructurado con el propósito de ofrecer una lectura fluida y ordenada, permitiendo la lectura de forma progresiva según el contenido desarrollado. La estructura del documento ha sido diseñada para garantizar una exposición clara de los objetivos a abordar, el desarrollo metodológico y las conclusiones obtenidas.

A continuación, en el capítulo 2 se aborda una revisión del actual estado del arte. En este apartado, se dará una visión general sobre la relevancia del tema abordado y la motivación para su desarrollo.

En el capítulo 3 se explica los métodos y materiales utilizados para la realización del presente TFG. Se explica los métodos de electrocoagulación, trituración, molienda, turbidez, degradación química y degradación fisicoquímica. Además, se explica también las pruebas de caracterización realizadas en los laboratorios de investigación de mecánica y química del CUD-ENM.

Por último, se expondrán los resultados obtenidos, los cuáles serán analizados e interpretados de una forma crítica. Se proporcionará una comparación con estudios previos y la relevancia de los hallazgos en el contexto del problema planteado. Además, el trabajo contará con un apartado de conclusiones y líneas futuras, donde se propondrán posibles direcciones para futuras investigaciones en la evaluación y eficiencia de la electrocoagulación para la degradación de microplásticos comunes.

2 ESTADO DEL ARTE

2.1 Microplásticos

Los microplásticos son fragmentos de material plástico con un tamaño inferior a cinco milímetros, y se han convertido en uno de los principales desafíos ambientales y de salud pública de la actualidad. Debido a su reducido tamaño, estas partículas suelen ser imperceptibles a simple vista; sin embargo, se encuentran ampliamente distribuidas por todo el planeta, desde los fondos oceánicos, en regiones remotas como en la Antártida o Everest e incluso en nuestros alimentos [6].

Estos contaminantes presentan varias clasificaciones, en función de su origen. Por un lado, los microplásticos primarios son aquellos que se fabrican en tamaños reducidos para su uso en productos como cosméticos, exfoliantes o determinados agentes en limpieza industrial (el 35 % proviene del lavado de ropa sintética). Se estima que representan entre el 15 y 30% de los microplásticos en los océanos. Además, la abrasión de los neumáticos en la conducción representa el 28 %. Por otro lado, la mayor parte de los microplásticos presentes en el medio ambiente se clasifican como microplásticos secundarios, los cuales se generan a partir de la descomposición de plásticos de mayor tamaño, tales como envases, bolsas, botellas, redes de pesca, fibras textiles o neumáticos, como consecuencia de procesos de degradación física, química y mecánica. En entornos profesionales, un uso incorrecto de los plásticos o la escasez de reciclaje puede favorecer a la fragmentación de estos plásticos [7].

Además, existe una categoría emergente conocida como nanoplasticos [8], que suscita una preocupación creciente debido a su tamaño. Estas partículas, aún más pequeñas que los microplásticos, son difíciles de detectar y cuantificar, y actualmente existen pocos estudios que analicen en profundidad su comportamiento y sus posibles efectos.

Una de las características más inquietantes de los nanoplasticos es su capacidad para penetrar las membranas celulares. Su tamaño es extremadamente reducido, inferior a 0,1 micrómetros, lo que les facilita entrar en células y tejidos. Esto plantea preguntas acerca de cómo esto podría afectar a la salud humana a nivel celular [9].

La exposición humana a micro y nanoplasticos puede ocurrir a través de diferentes vías, lo que aumenta la preocupación acerca de sus potenciales consecuencias para la salud. La inhalación es una de las principales, ya que estas partículas tienen la capacidad de permanecer suspendidas en el aire y ser transportadas a largas distancias debido a la descomposición de residuos plásticos, al desgaste de materiales sintéticos o a los procedimientos de producción y manejo de productos plásticos.

Especialmente los nanoplasticos debido al reducido tamaño, tienen la capacidad de entrar en el sistema respiratorio y llegar a áreas profundas de los pulmones. La ingestión es otra vía, ya que se han

llegado a encontrar micro y nanoplasticos en varias fuentes de agua potable y en comida, sobre todo en los productos del mar destinados para el consumo humano. Esta ingesta constante e inadvertida puede conducir a una exposición crónica. Asimismo, aunque en menor medida, el contacto dérmico con productos que tienen partículas de plástico podría ser una posible vía de entrada, si bien, su importancia todavía se está investigando [10].

2.1.1 Origen de los microplásticos comunes

Los microplásticos pueden clasificarse según su origen en microplásticos de origen intencional (primarios) y microplásticos de origen no intencional (secundarios) [11]. Esta clasificación es necesaria para entender su distribución ambiental, sus características fisicoquímicas y su evolución frente a los diferentes procesos de degradación.

2.1.2 Microplásticos de origen intencional (primarios)

Los microplásticos primarios [12] son los que se fabrican deliberadamente en tamaño microscópico (inferior a 5mm) para aplicaciones específicas. Principalmente la utilización de estos microplásticos primarios se encuentran en: las microesferas de productos cosméticos y de higiene personal, los pellets que son utilizados como materia prima en la industria del plástico, los abrasivos industriales y en los microplásticos incorporadas en productos de limpieza.

Todos estos materiales durante su producción, transporte o uso pueden alcanzar el medio ambiente, especialmente cuando los sistemas de tratamiento de aguas residuales no logran retener completamente estas partículas.

Asimismo, en cuanto a la degradación, los microplásticos primarios suelen presentar tamaños homogéneos y un menor grado de envejecimiento ambiental, lo que puede llegar a influir en el comportamiento de estos frente a tratamientos como la radiación UV, la oxidación química o la electrocoagulación.

2.1.3 Microplásticos de origen no intencional (secundarios)

Los microplásticos secundarios [13] son aquellos que se generan debido a la fragmentación y degradación de plásticos de mayor tamaño debido a procesos físicos, químicos y biológicos. La fotodegradación por radiación ultravioleta, la abrasión mecánica, la degradación térmica y los procesos de oxidación ambiental, son los principales mecanismos de formación de estos microplásticos.

Hay que mencionar que los microplásticos secundarios tienen mayor presencia en: los fragmentos de botellas de PET, las partículas procedentes de envases de polipropileno (PP), los restos de materiales de PVC utilizados en construcción y las fibras sintéticas liberadas durante el lavado entre otros.

En la actualidad esta clase de microplásticos son la fuente principal de contaminación microplástica en el medio ambiente, debido a que presentan morfologías irregulares, diferentes grados de envejecimiento, así como también posibles contaminantes adsorbidos en su superficie, lo que puede llegar a modificar su reactividad y su respuesta ante los diversos tratamientos de degradación [14].

2.1.4 Destino ambiental de los microplásticos

En el sentido ambiental, el destino de los microplásticos [15] hace referencia al conjunto de procesos físicos, químicos y biológicos que determinan su transporte, transformación, distribución y acumulación una vez liberados al medio ambiente. Los microplásticos debido a su elevada estabilidad química y resistencia a la biodegradación, presentan una persistencia significativa, lo que favorece su acumulación en distintos compartimentos ambientales.

Los microplásticos una vez liberados pueden ser transportados por diferentes vías ya sea por medio acuático, a través de las corrientes fluviales y marinas las cuales facilitan su desplazamiento a largas distancias, por medio atmosférico, a través de partículas de pequeño tamaño las cuales pueden ser

transportadas por el viento y depositarse en regiones remotas, también pueden ser transportados por la escorrentía superficial en este caso normalmente sucede en zonas urbanas e industriales, y otra vía también son los sistemas de tratamiento de aguas residuales.

La movilidad de los microplásticos depende de forma principal de su tamaño, forma y densidad [16]. Por ejemplo, el PP tiende a permanecer en la superficie del agua, mientras que el PET y el PVC tienden a sedimentarse. Sin embargo, la colonización biológica puede modificar su densidad efectiva y alterar su comportamiento de flotación.

Los microplásticos pueden acumularse en diversos compartimentos ambientales, incluyendo la superficie marina [17], principalmente en zonas de convergencia oceánica, la columna de agua, los sedimentos marinos y fluviales, así como en suelos agrícolas, especialmente en aquellos en los que se aplican lodos de depuradora. No obstante, también se han detectado en distintos ecosistemas terrestres. Sin embargo, en el caso de los sedimentos, su degradación suele ser más lenta debido a la menor exposición a la radiación ultravioleta y al oxígeno, lo que aumenta significativamente su persistencia temporal en el medio ambiente.

2.1.5 Microplásticos en el medio acuático

En el medio acuático, los microplásticos son uno de los contaminantes más extendidos, llegando a estar presente en todo tipo de aguas[18]. Su alta resistencia en el medio acuático se debe a su estabilidad química y su baja biodegradabilidad (Figura 2-1).

Los microplásticos se pueden encontrar en sedimentos y en organismos vivos, dependiendo de su forma y características físicas (densidad y tamaño). A lo largo de este trabajo, los polímeros que se van a estudiar son: PET, TPS, HDPE, LDPE, y resina de impresión que, al tratarse de materiales higroscópicos, provoca una gran dificultad para su eliminación mediante los tratamientos convencionales.

Por lo tanto, la presencia de los microplásticos en el medio acuático presenta un gran reto para la sociedad [19], ya que las tecnologías tradicionales no están diseñadas para su eliminación.



Figura 2-1 Procedencia de los microplásticos en los océanos del mundo [10]

2.1.6 Microplásticos en aguas residuales

Hasta el 80% de los microplásticos en aguas naturales podrían derivar de plantas de tratamiento de aguas residuales (EDAR) [21].

Estas instalaciones, reúnen un conjunto de procesos de tipo físico, químico y biológico para la reducción, degradación y eliminación de polímeros en las aguas residuales. A través de diversos tratamientos se trata de garantizar la sostenibilidad del ciclo del agua y, por ende, de los recursos hídricos.



Figura 2-2 Fotografía aérea EDAR Mar Menor (37° 37' 10" N 0° 43' 40" W) (Fuente: Google Earth 2026)

Las EDAR[22] (Figura 2-2) cuentan con unidades de pretratamiento y tratamiento primario, las cuales se utilizan principalmente en los procesos de flotación y sedimentación, donde se tratan de eliminar las partículas de los polímeros más gruesos. En la segunda etapa se trata de reducir la carga de materia orgánica mediante tratamiento biológico y una decantación secundaria. El fin de la tercera etapa es filtrar y desinfectar para dotar de alta calidad al efluente final.

Actualmente las EDAR juegan un doble papel en el campo de los microplásticos, ya que son considerados sumideros de estos tipos de contaminantes plásticos, procedentes de aguas residuales, domésticas, efluentes industriales, escorrentía, aguas pluviales y vertederos, así como fuente de emisión contaminante, ya que no consiguen eliminar la mayoría de microplásticos que le llegan, sino que los retienen y los transfieren a los fangos. Además, en muchos países el lodo y el fango proveniente de las EDAR se utilizan como fertilizante natural, resultando ser una fuente relevante de microplásticos al medio ambiente.

2.1.7 Microplásticos en el medio terrestre

Aunque la mayor parte de la investigación inicial sobre microplásticos se centra en el medio marino, en los últimos años se ha demostrado que el medio terrestre [23] es también uno de los principales reservorios de microplásticos (Figura 2-3). A través de diversas actividades antropogénicas los suelos pueden acumular cantidades significativas de estas partículas, siendo esto clave a nivel ambiental para el desarrollo de su ciclo de distribución.

Los microplásticos llegan al medio terrestre en su mayor parte por: la aplicación de lodos de depuradora en suelos agrícolas, el uso de fertilizantes y compost contaminados, la fragmentación de plásticos agrícolas (invernaderos, sistemas de riego), la deposición atmosférica de partículas

transportadas por el viento, el desgaste de neumáticos y partículas procedentes del tráfico rodado y por residuos plásticos gestionados inadecuadamente.

Aunque existen distintas vías de entrada de microplásticos al medio ambiente, la aplicación de lodos procedentes de estaciones depuradoras de aguas residuales se considera una de las principales. Durante los tratamientos convencionales de depuración, una gran parte de los microplásticos queda retenida y se concentra en el fango generado en el proceso [24]. Posteriormente, estos lodos pueden ser utilizados como enmienda agrícola, lo que favorece la transferencia de microplásticos a los suelos.

Asimismo, el comportamiento de los microplásticos una vez en el suelo, depende de factores como: el tamaño y forma de la partícula, la densidad del polímero, la textura y estructura del suelo, el contenido de materia orgánica o la actividad biológica.



Figura 2-3 Microplásticos en el medio terrestre [18]

2.1.8 Bioacumulación y transferencia trófica

La bioacumulación [25] y la transferencia trófica son dos de los aspectos más preocupantes asociados a la presencia de microplásticos en el medio ambiente. Debido a su pequeño tamaño, estas partículas pueden ser ingeridas por una amplia variedad de organismos, facilitando su incorporación en las cadenas alimentarias.

La bioacumulación (Figura 2-4) es el proceso mediante el cual una sustancia se acumula progresivamente en un organismo y ocurre cuando la tasa de absorción supera la capacidad de eliminación. La ingestión de los microplásticos puede producirse de forma directa debido a su similitud con partículas alimentarias o de forma indirecta, mediante el consumo de presas previamente contaminadas.

Múltiples estudios han demostrado la presencia de microplásticos[26] en: zooplancton, moluscos, crustáceos, peces y aves marinas. Tras la ingestión de los microplásticos, estos pueden permanecer en el aparato digestivo o en algunos casos, atravesar barreras biológicas y localizarse en tejidos internos. Aunque muchos organismos pueden expulsar parte de las partículas ingeridas, la exposición continua favorece su acumulación.

Además, los microplásticos tienen la capacidad de adsorber contaminantes químicos, incrementando así su potencial impacto, ya que pueden actuar como vectores de transporte de sustancias tóxicas dentro del organismo.

La transferencia trófica [27] sucede cuando los microplásticos pasan de un organismo a otro en el transcurso de la cadena alimentaria. Esto se produce cuando un depredador consume una presa que contiene microplásticos, permitiendo la transferencia de las partículas al siguiente nivel trófico.

Diferentes estudios han demostrado que este fenómeno comienza en los niveles más bajos, como cuando el fitoplancton es ingerido por el zooplancton. A partir de ahí, los microplásticos pueden ascender a peces pequeños que se alimentan de ese zooplancton, y posteriormente a peces depredadores de mayor tamaño. Finalmente, este proceso puede llegar hasta los seres humanos a través del consumo de organismos marinos contaminados [28].

Aunque en la actualidad aún se debate el grado de biomagnificación [29] (incremento de concentración en niveles tróficos superiores), existe la evidencia suficiente para afirmar que los microplásticos pueden circular dentro de los ecosistemas mediante estas interacciones alimentarias.

Tanto la bioacumulación como la transferencia trófica aumentan especialmente a través del consumo de organismos marinos la exposición de organismos superiores, incluyendo al ser humano. Esta situación genera preocupación no solo por la presencia física de las partículas, sino también por los posibles efectos asociados a el estrés oxidativo, inflamación, alteraciones fisiológicas o la liberación de aditivos químicos.

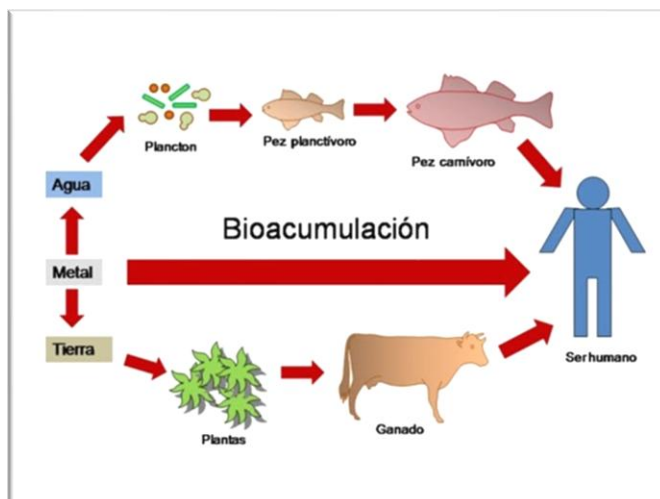


Figura 2-4 Bioacumulación [30]

2.1.9 Microplásticos en el consumo humano

Los microplásticos cada vez tienen más presencia de forma diseminada en la vida cotidiana, ya que afecta a la cadena alimentaria, desde la cadena trófica [31], a organismos planctónicos, hasta moluscos, peces y aves. Numerosos estudios han obtenido resultados en los que se muestran microplásticos en el agua potable, tanto de agua embotellada como en la red de consumo humano [32] (Figura 2-5).

Esta exposición de microplásticos se producen principalmente por vía oral, aunque diversos investigadores relatan que mediante inhalación de partículas en suspensión se puede generar una ruta adicional de entrada al organismo.

Una vez ingeridos, los microplásticos pueden atravesar el sistema gastrointestinal sin ser absorbidos. Además, los nanoplásticos, al tener una medida ínfima, pueden llegar a generar una translocación a tejidos y órganos. Además, las partículas pueden actuar como vectores de contaminantes químicos, produciendo así enfermedades.

Actualmente el impacto patológico se encuentra en desarrollo y pleno estudio. Por ende, la reducción de polímeros en aguas residuales y efluentes está adquiriendo una vital importancia como medida preventiva para controlar y limitar su incorporación al medio ambiente, y, en consecuencia, al consumo humano.

Las investigaciones revelan que los humanos pueden inhalar alrededor de 16,2 fragmentos de microplásticos cada hora (Figura 2-5).

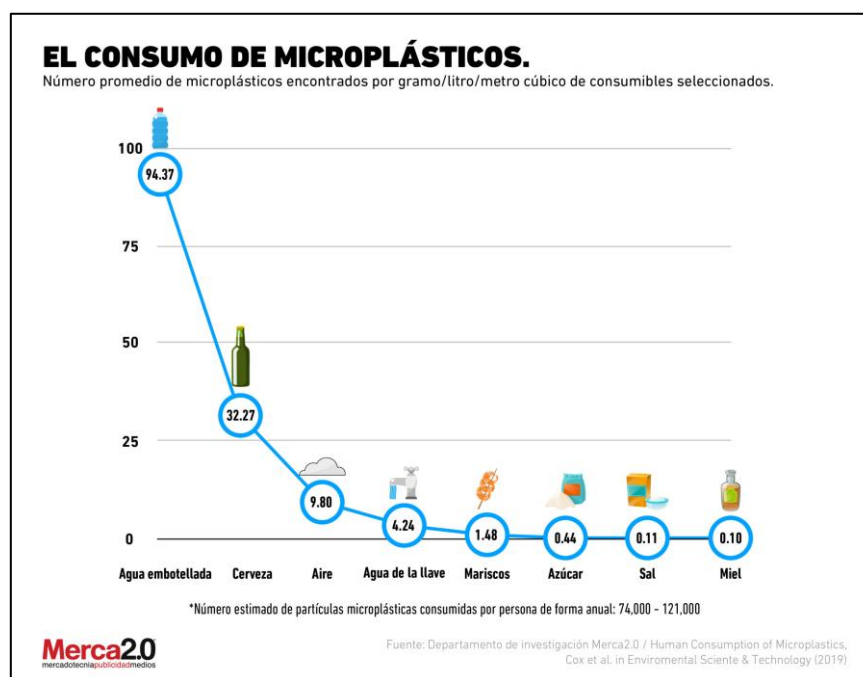


Figura 2-5 Consumo de microplásticos [33].

2.2 Normativa

2.2.1 Contexto Europeo

La aparición de microplásticos en los recursos hídricos ha pasado de ser una inquietud incipiente para transformarse en un asunto prioritario para la legislación de la Unión Europea. La UE ha establecido, dentro del Plan de Acción de Contaminación Cero, a través de la Directiva 2020/2184 [34], un marco regulador que incluye desde la limitación de plásticos desechables hasta el control riguroso del agua potable. En España, el Real Decreto 3/2023 [35] pone en manifiesto este compromiso. Este Decreto incluye por primera vez en los protocolos de control oficial a los microplásticos, y también define las pautas técnicas y sanitarias para asegurar la calidad del agua.

La contaminación a causa de plásticos, así como la producción de microplásticos y nanoplasticos se ha convertido en uno de los retos ambientales más serios que enfrentamos a nivel mundial durante los últimos años [36]. En este contexto, los microplásticos y nanoplasticos han cobrado importancia por su extensa difusión y permanencia en el medio ambiente.[37]. Aunque inicialmente se pensaba que este problema era solo de los ecosistemas marinos, múltiples investigaciones han comprobado que estas partículas están de manera constante en el ciclo integral del agua, abarcando aguas superficiales, subterráneas y residuales tratadas e incluso agua para el uso humano.

La gravedad del problema no solo radica en la producción continua de residuos plásticos, sino en la dificultad que se presenta al tratar de eliminarlos a través de los métodos tradicionales de depuración. Estos sistemas o procesos no han sido diseñados para poder retener partículas microscópicas, por lo que

estas no quedan retenidas en el filtro y pasan por alto las diferentes fases de los tratamientos, yendo directamente al medio e incluso a la red de consumo humano [38].

Además, los microplásticos tienen una alta persistencia química y una significativa habilidad para funcionar como vectores para otros contaminantes [39], como microorganismos patógenos, metales pesados o compuestos orgánicos persistentes, desde la perspectiva sanitaria y medioambiental [40]. Este rasgo aumenta su posible efecto negativo en los ecosistemas acuáticos y genera más inquietudes sobre la salud de las personas, lo que fomenta el desarrollo de regulaciones ambientales más rigurosas y la investigación de tecnologías de tratamiento más eficientes, como la electrocoagulación.

Por lo tanto, debido al crecimiento significativo de microplásticos, la Unión Europea, obliga a implementar en las legislaciones de los Estados Miembros una serie de leyes y pactos como:

El Pacto Verde Europeo [41]: además de promover una transición ecológica que protege tanto a la población como al planeta, además de ser económicamente sólida y equitativa tiene como propósito es disminuir las emisiones al 50% desde 2019 hasta 2030. El Pacto Verde Europeo está vinculado con los microplásticos ya que fomenta políticas de economía circular y el propósito de cero contaminaciones, con vistas a disminuir la contaminación del agua y los residuos de plásticos.

2.2.2 Contexto Nacional

- Directiva (UE) 2020/2184 (Agua Potable): incorporada en España en el Real Decreto 3/2023, introduce por primera vez la vigilancia de los microplásticos en el agua potable mediante un mecanismo de lista de observación. Según su Considerando 22, esta normativa responde a la preocupación por los riesgos contaminantes emergentes exigiendo que, tras una evaluación de riesgos, los suministradores monitoricen y apliquen tratamientos específicos si estas partículas suponen un peligro potencial para la salud humana.
- Reglamento UE 2025/2365:[42] novedad regulatoria del año 2025 sobre la regulación de la pérdida de granza(pellets), establece medidas obligatorias para prevenir la fuga de pellets plásticos al medio acuático. Dicha normativa obliga a que las empresas deben comunicar a la ECHA(Agencia Europea de Sustancias Químicas) sus planes de gestión de riesgos a partir de mayo de 2026.Aunque la industria europea de producción de plásticos desde 2015 y voluntariamente ha estado implementando de forma gradual el programa internacional Operation Clean Sweep (OCS), en el que cada empresa que procesa o produce granza de plástico se compromete a implementar prácticas para no tener pérdidas innecesarias de este material.
- Revisión de la Directiva del Tratamiento de Aguas Residuales Urbanas,[43] la revisión de este directa obliga a las estaciones depuradoras (EDAR) de gran tamaño a implementar tecnologías específicas para la captura y reducción de microplásticos antes de su vertido al medio receptor.
- Real Decreto 3/2023: establece los criterios técnico-sanitarios de la calidad del agua de consumo, su control y suministro a seguir en España. El mismo integra a los microplásticos como parámetros emergentes. El mismo exige el reporte de datos detectados al Sistema de Información Nacional de Agua de Consumo (SINAC) [44], para así garantizar la transparencia y el seguimiento sanitario. Las técnicas de análisis avanzado para garantizar la comparabilidad de los datos a nivel europeo, se establece el uso de micro-espectroscopia infrarroja (μ -FTIR): para el análisis químico preciso de partículas microscópicas.[45] y espectroscopía Raman, se emplea para identificar rápidamente polímeros de tamaño inferior a 100 μ m [46].

2.2.3 Sector de la Defensa

Mientras que a nivel europeo y nacional la regulación se centra en el impacto de los microplásticos en la cadena alimentaria y en los recursos hídricos [47], en el sector de la Defensa esta problemática adquiere también una dimensión relacionada con la salud operacional y la sostenibilidad ambiental. La presencia y persistencia de materiales plásticos utilizados en los distintos equipos, envases y materiales sintéticos en entornos militares plantea la necesidad de desarrollar métodos de tratamiento eficaces que

permitan reducir su impacto en el medio ambiente. En este ámbito, herramientas como el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) resultan de gran utilidad a la hora de la evaluación el impacto ambiental de estos materiales y de los procesos utilizados para su tratamiento. Por ello, las Fuerzas Armadas de diversos países han comenzado a integrar criterios de sostenibilidad ambiental en la gestión de infraestructuras, logística y tratamiento de residuos [48], [49]. La presencia de contaminantes emergentes, como los microplásticos, puede afectar a la calidad del agua en bases militares, buques o instalaciones de entrenamiento, lo que ha impulsado el desarrollo de políticas ambientales orientadas a reducir el impacto de las actividades militares sobre el entorno natural. Estas iniciativas se enmarcan en estrategias internacionales que promueven una gestión ambiental responsable dentro del sector de la defensa.

En línea con estos objetivos, el Ministerio de Defensa de España ha desarrollado la Estrategia de Sostenibilidad Ambiental de la Defensa [50], cuyo propósito es integrar criterios ambientales en la gestión de infraestructuras, actividades operativas y logística militar. Este documento establece diferentes líneas de actuación orientadas a la protección del medio ambiente, entre las que destacan la reducción de residuos, la mejora de la eficiencia en el uso de recursos y la prevención de la contaminación en instalaciones militares. Esta estrategia promueve la implementación de herramientas de evaluación ambiental, como el análisis de ciclo de vida y la gestión sostenible de materiales, con el fin de minimizar el impacto ambiental asociado a las actividades del sector defensa.

A continuación, en la (Tabla 2-1) se muestra un resumen con las normas e hitos correspondientes a la Unión Europea

Nivel	Normas/Hito Clave	Objetivo Principal
Europeo	Directiva (UE) 2020/2184	Inclusión de microplásticos en listas de observación de agua potable
Europeo	Reglamento (UE) 2025/2365	Control de pérdidas de pellets de plástico industriales
Nacional	Real Decreto 3/2023	Transposición española y criterios de control en el grifo y captación
Técnico	Estándares CEN/ISO	Armonización de métodos de medición (μ -FTIR / Raman).

Tabla 2-1 Nivel, Normas e Hitos de las principales normativas relacionadas con los microplásticos

2.3 Tipos de tratamiento

La presencia cada vez mayor de microplásticos en el medio ambiente ha llevado a que en los últimos años se investiguen diferentes métodos para su eliminación o degradación (Figura 2-6). La elevada resistencia y persistencia de estos materiales hace que su tratamiento resulte complejo mediante los sistemas de depuración convencionales. Por este motivo, se han desarrollado distintas estrategias orientadas a reducir su presencia en el medio, basadas en diferentes mecanismos físicos, químicos o biológicos. Entre las principales alternativas se encuentran los tratamientos físicos, mecánicos, térmicos, químicos, electroquímicos y biológicos, cada uno con características y niveles de eficacia diferentes según el tipo de polímero y las condiciones del proceso. En los siguientes apartados se describen los principales tipos de tratamiento empleados para la degradación o eliminación de microplásticos.

2.3.1 Tratamientos físicos

Son aquellos que, sin alterar químicamente el polímero, promueven su fragmentación o separación. Los tratamientos físicos más utilizados son: la radiación ultravioleta (UV) y los ultrasonidos.

Radiación ultravioleta (UV): constituye uno de los tratamientos más importantes debido a su capacidad para inducir procesos de fotodegradación sin necesidad de añadir reactivos químicos externos. Esta técnica se basa en la exposición de los polímeros a radiación electromagnética de longitud de onda corta (generalmente entre 100 y 400 nm), capaz de generar cambios estructurales en las cadenas macromoleculares [51].

La degradación por radiación UV ocurre principalmente mediante procesos de fotooxidación. Cuando los microplásticos absorben la energía luminosa, producen la excitación de enlaces químicos dentro de la estructura polimérica, lo que puede provocar: la ruptura de enlaces C-C y C-H, [52] formación de radicales libres, reacciones en cadena que conducen a la fragmentación del polímero e incorporación de grupos oxigenados como carbonilos o hidroxilos. Estos procesos con la presencia de oxígeno se pueden intensificar favoreciendo a la oxidación progresiva del material. Siendo como resultado la pérdida de integridad estructural y peso molecular del polímero volviéndolo más frágil, lo que facilita su fragmentación.

La eficiencia de la degradación por radiación UV depende de diversos factores como: el tipo de polímero, el tiempo de exposición, la intensidad y longitud de onda de la radiación, la presencia de oxígeno y el área superficial de las partículas.

Además, esta técnica tiene como ventaja que no requiere del uso de reactivos químicos adicionales, por lo que puede aplicarse como pretratamiento para facilitar procesos posteriores, simulando así condiciones naturales de degradación ambiental con bajo impacto químico directo.

Cabe destacar que es un proceso relativamente lento, pudiendo generar fragmentación sin mineralización completa, lo que puede llevar a la aparición de nanoplásticos, asimismo hay que tener en cuenta que su eficiencia depende del tipo de polímero y que no elimina completamente el material, sino que lo transforma [53].

Ultrasonidos: es otra de las técnicas físicas empleadas en la degradación y tratamiento de microplásticos, generalmente en medios acuosos. Esta técnica se basa en la aplicación de ondas sonoras de alta frecuencia (generalmente superiores a 20kHz), las cuales generan fenómenos de cavitación acústica en el líquido donde se encuentran dispersas las partículas plásticas [54]. Por este motivo, la técnica del ultrasonido combina efectos mecánicos y efectos químicos indirectos [55].

La cavitación acústica es el principal mecanismo responsable de la degradación inducida por el ultrasonido. Este fenómeno consiste en la desarrollo, crecimiento y colapso violento de microburbujas en el medio líquido debido a las variaciones de presión generadas por las ondas ultrasónicas. Las burbujas cuando se colapsan, a nivel microscópico se producen condiciones extremas, tales como, temperaturas locales muy elevadas, presiones altas, generación de radicales libres o microchorros líquidos de alta velocidad. Estos efectos pueden provocar erosión superficial de los microplásticos, fragmentación mecánica, así como también la ruptura parcial de las cadenas poliméricas y la oxidación superficial [56].

Existen diversos factores que influyen en la eficiencia, tales como, la frecuencia e intensidad aplicada, el tiempo de exposición, la temperatura del medio, la naturaleza, el tamaño de las partículas, el tipo de polímero y la presencia de oxígeno u otros agentes oxidantes. Generalmente los polímeros tras la exposición UV son más frágiles, por lo que muestran una mayor susceptibilidad a la fragmentación ultrasónica, aunque los materiales como el polipropileno (PP) presentan alta estabilidad química y resistencia mecánica, por lo que pueden requerir mayores tiempos de tratamiento para observar cambios significativos [57].

Esta técnica, no requiere de reactivos químicos externos y puede combinarse fácilmente con otros tratamientos químicos como (UV o la oxidación avanzada), favoreciendo así la desaglomeración de partículas [58]. No obstante, hay que tener en cuenta una serie de inconvenientes en la aplicación, ya que no siempre se produce la mineralización completa del polímero, lo que puede llegar a generar la fragmentación del mismo en partículas más pequeñas [59], además del consumo energético elevado cuando las aplicaciones son largas o la posibilidad de una eficacia variable dependiendo del polímero tratado.

2.3.2 *Tratamientos mecánicos*

Los tratamientos mecánicos son uno de los enfoques más sencillos y directos para el tratamiento de microplásticos en medios acuáticos. Estos procesos se basan en la utilización de fuerzas físicas las cuales permiten reducir el tamaño de las partículas o hacer más fácil su separación, sin generar alteraciones significativas en la estructura química del polímero. Las técnicas más utilizadas son; la abrasión, la trituration y la molienda mecánica.

Abrasión: consiste en el desgaste progresivo de un material debido al rozamiento continuo contra otra superficie o partículas más duras [60]. Este proceso en el caso de los microplásticos puede producirse tanto de forma natural como en condiciones controladas en laboratorio.

Durante la abrasión, las fuerzas de fricción generan microfisuras en la superficie del polímero. Estas fisuras con el tiempo se propagan y provocan el desprendimiento de pequeños fragmentos [61]. Este mecanismo es parecido al que sucede en el medioambiente cuando los plásticos se erosionan debido a la acción del agua, arena, sedimentos o corrientes marinas.

Principalmente la abrasión produce un desgaste superficial del material, una reducción progresiva del tamaño de las partículas, un aumento del área superficial y la formación de fragmentos secundarios más pequeños. No obstante, este proceso no elimina el material, sino que lo transforma en partículas de menor tamaño, favoreciendo a la generación de microplásticos y nanoplásticos [62].

Trituración: proceso mediante el cual se utilizan fuerzas de compresión, impacto o corte para que el material se rompa en fragmentos más pequeños. Utilizando para ellos equipos como trituradoras o molinos de cuchillas. Los plásticos en este procedimiento son sometidos a esfuerzos mecánicos intensos que superan su resistencia estructural, provocando así la fractura de las cadenas macroscópicas del material. A diferencia de la abrasión, la trituración produce una reducción rápida y notoria del tamaño de las partículas. Esta técnica permite obtener partículas de tamaño micrométrico, lo que facilita su posterior análisis o tratamiento. Sin embargo, tras la realización del proceso no se consigue la degradación química del polímero, por lo que el material sigue presente en el sistema.

Molienda: es un proceso diseñado para obtener partículas de tamaño aún más reducido que en la trituración[63]. Esta técnica se realiza utilizando molinos de alta energía, como los molinos planetarios de bolas, en los cuales las partículas se mezclan con elementos duros (por ejemplo, con bolas de alúmina o acero) que giran a alta velocidad. Este movimiento genera impactos repetidos y fuerzas de fricción que provocan la fragmentación progresiva del material [64]. Obteniendo como resultado un polvo fino con gran área superficial, lo que facilita la acción de tratamientos posteriores como oxidación química, radiación UV o procesos electroquímicos. Aunque, al igual que en la trituración, la molienda no elimina el plástico, sino que puede generar partículas extremadamente pequeñas, como nanoplásticos, lo que supone un riesgo ambiental [65].

Cabe mencionar, que la utilización de tratamientos mecánicos es considerada como una técnica de pretratamiento cuya función es facilitar los procesos posteriores de degradación química, térmica o biológica.

2.3.3 Tratamientos térmicos

Los tratamientos térmicos se basan en la aplicación de altas temperaturas teniendo como objetivo provocar la descomposición estructural de los polímeros. Estos tratamientos son capaces de conseguir transformar los microplásticos en compuestos gaseosos, líquidos o sólidos residuales, logrando así una reducción significativa del volumen del contaminante [66]. Las técnicas utilizadas son la pirólisis y la incineración controlada [67].

Pirólisis: es uno de los procesos más relevantes, que consiste en la descomposición térmica del material en ausencia de oxígeno[68]. Mediante este proceso, los polímeros se rompen en moléculas más simples, generando gases combustibles, aceites sintéticos y residuos carbonosos. Esta técnica tiene una elevada eficiencia en cuanto a la reducción del material plástico y permite incluso la valorización energética de los productos obtenidos [69].

Incineración controlada: técnica bastante utilizada, en la cual los plásticos se someten a una oxidación completa a temperaturas altamente elevadas [70]. Permitiendo así la eliminación casi total del material, transformándolo principalmente en dióxido de carbono, vapor de agua y cenizas. Aunque, la aplicación de esta técnica requiere de sistemas avanzados de control de emisiones, ya que pueden llegar a producirse compuestos tóxicos si la combustión no se realiza en condiciones adecuadas [71].

Análisis termogravimétrico (TGA): es empleado de forma frecuente para estudiar la estabilidad térmica y los mecanismos de degradación de los polímeros. A pesar de no ser un tratamiento de eliminación como tal, sirve para proporcionar información fundamental sobre las temperaturas de degradación y la resistencia térmica de los microplásticos [72].

No obstante, a pesar de ser tratamientos altamente eficaces presentan como principal inconveniente su elevado consumo energético y su alto coste asociado a su aplicación a gran escala.

2.3.4 Tratamientos químicos

Los tratamientos químicos mediante reacciones químicas buscan provocar cambios en la estructura molecular de los polímeros para que favorezcan a su degradación. Los tratamientos químicos utilizados son: la oxidación química ácida y básica, los procesos de oxidación avanzada (POA) y la ozonización[73].

Oxidación química ácida y básica: constituye uno de los procesos más utilizados para modificar la superficie de los microplásticos [74]. Proceso en el cual se utilizan reactivos tales como ácido nítrico, ácido sulfúrico o hidróxido de sodio. Estos compuestos reaccionan con la superficie del polímero, introduciendo grupos funcionales oxigenados y debilitando las cadenas macromoleculares. Teniendo como resultado que el material se vuelva más susceptible a la fragmentación y a la acción de otros tratamientos [75]. Sin embargo, este proceso presenta inconvenientes como la generación de residuos químicos y la necesidad de un buen manejo de los reactivos.

Procesos de oxidación avanzada (POA): estos procesos están basados en la generación de radicales hidroxilos, especies altamente reactivas con gran capacidad oxidante[76], [77]. Estos radicales pueden llegar a romper enlaces covalentes en las cadenas poliméricas, facilitando la degradación del material. Los sistemas más utilizados son; el proceso de Fenton, la fotocatálisis y los sistemas UV/peróxido de hidrógeno. Estos procesos permiten la consecución de una degradación más efectiva que la de los tratamientos químicos convencionales[78]. Para la realización de estos procesos es necesario unas condiciones operativas específicas y un control riguroso del proceso, lo que suele implicar costes económicos elevados.

Ozonización: consiste en la utilización de ozono como agente oxidante [79]. El ozono al ser una molécula altamente reactiva es capaz de atacar enlaces dobles presentes en los polímeros, provocando su ruptura y facilitando su degradación. Este proceso no genera residuos líquidos significativos, porque el ozono se descompone en oxígeno, aunque puede producir subproductos intermedios. Para llevar a cabo este proceso se requieren equipos especializados para su generación y manejo.

2.3.5 Tratamientos electroquímicos

Los tratamientos electroquímicos mediante la utilización de corriente eléctrica generan especies reactivas capaces de eliminar o modificar los microplásticos. Los tratamientos utilizados son: la electrocoagulación y la electrooxidación.

Electrocoagulación: es una de las técnicas electroquímicas más utilizadas para la eliminación de microplásticos en medios acuosos. Este proceso se basa en la disolución de electrodos metálicos, generalmente de hierro o aluminio, cuando se aplica una corriente eléctrica[80], [81]. Como resultado, se liberan iones metálicos que reaccionan con el agua formando hidróxidos con capacidad coagulante. Estas sustancias favorecen la aglomeración de las partículas de microplásticos, formando agregados de mayor tamaño que pueden separarse posteriormente por sedimentación o flotación. La eficiencia del proceso depende de diferentes parámetros operativos, como el pH, la densidad de corriente o el tipo de electrodo utilizado, y presenta la ventaja de requerir una cantidad reducida de reactivos químicos externos.[82]

Electrooxidación: consiste en la generación de especies oxidantes en el ánodo que pueden modificar la superficie de los polímeros y favorecer su degradación parcial [83]. Durante el proceso se pueden formar especies muy reactivas, como los radicales hidroxilos, capaces de romper enlaces en las cadenas poliméricas. Este método permite llevar a cabo la degradación sin necesidad de añadir reactivos químicos externos. Sin embargo, su aplicación también presenta algunas limitaciones, como un elevado consumo energético y el desgaste progresivo de los electrodos utilizados durante el proceso.

2.3.6 Tratamientos biológicos

Los tratamientos biológicos se centran en la capacidad de organismos vivos para degradar materiales plásticos mediante procesos metabólicos. Los tratamientos utilizados son: la biodegradación microbiana y la degradación enzimática.

Biodegradación microbiana: mediante la realización de este proceso diversos microorganismos, como bacterias y hongos, pueden llegar a colonizar la superficie de los microplásticos y secretar enzimas capaces de romper las cadenas poliméricas[84]. Este proceso tiene varias etapas una de biodeterioro, otra de biofragmentación y una última de asimilación metabólica. Este proceso es lento, por lo que la degradación es bastante lenta

Degradación enzimática: se basa en el uso de enzimas específicas capaces de atacar determinados polímeros como las PETasas, que pueden llegar a hidrolizar el PET en sus monómeros originales[85]. Este proceso en términos de sostenibilidad tiene un gran potencial, aunque su aplicación en grandes escalas se encuentran aún en fase de desarrollo.

2.3.7 Resumen tratamientos

Para entender mejor cómo se degradan los microplásticos, la siguiente figura (Figura 2-6) resume de forma clara los principales tipos de tratamiento. En ella se agrupan las distintas estrategias según su forma de actuación, desde métodos físicos y químicos hasta opciones biológicas. Esta visión conjunta permite comparar rápidamente sus ventajas y limitaciones, y entender mejor el papel de cada una en la solución del problema.



Figura 2-6 Tratamientos de degradación. Fuente (Elaboración propia con Google Gemini)

2.3.8 Eficiencia de los tratamientos en la depuración

La concentración de los microplásticos a las salidas de las EDAR está condicionada por los tratamientos empleados en su diseño. En un estudio realizado en la EDAR de Cádiz.

Se estudió el influente y el efluente de dos polímeros, con diferentes fuentes de aguas residuales (industriales y urbanas).

Se recogieron microplásticos, extrajeron y se analizaron según la abundancia, forma, tamaño y tipo de polímero, junto con las tasas de eliminación de microplásticos en las plantas.

Posteriormente, se compararon los datos obtenidos de ambas EDAR. La principal diferencia entre ellos era la cantidad de microplásticos encontrados en las aguas residuales (Figura 2-7).

Los resultados de este estudio establecieron que la forma más representativa eran las fibras; aproximadamente, la más abundante era el tamaño de la fracción de 100–355 µm, seguida del tamaño de 355–1000 µm y finalmente el tamaño entre 1000–5000 µm.

En cuanto al tipo de polímeros, 17 se identificaron mediante espectroscopía infrarroja transformada por refracción total atenuada (ATR-FTIR). Además, PVC, PE, Y HDPE fueron los polímeros más abundantes sustraídos.

La presencia de microplásticos en la zona influyente varió entre $645,03 \pm 182,24$ MP/L a $1567,49 \pm 413,18$ MP/L en la EDAR urbano e industrial, respectivamente; en el efluente, varió entre $16,40 \pm 7,85$ MP/L a $131,35 \pm 95,36$ MP/L. La tasa de eliminación supera el 90% en todas las muestras.[86]

Los cuerpos de agua receptores (ríos, lagos, mar), que es donde se integra de nuevo en el ciclo natural la mayor parte del agua tratada, presentó una abundancia heterogénea de microplásticos de $6,64 \pm 2,71$ MP/L y $0,83 \pm 0,26$ MP/L en las zonas cercanas al punto de descarga de la EDAR industrial y de la EDAR urbana.

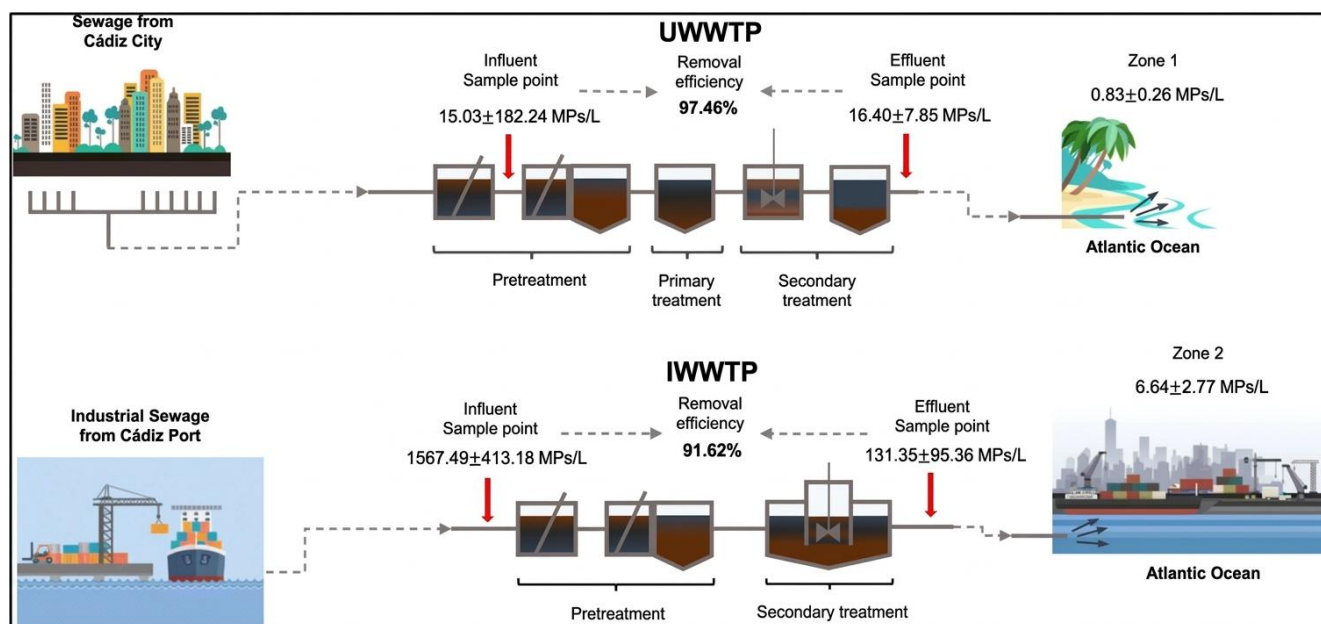


Figura 2-7 EDAR de Cádiz y puerto de Cádiz [87]

Estos resultados indican que las estaciones depuradoras de aguas residuales son capaces de eliminar un alto porcentaje de microplásticos, pero no logran su eliminación completa, permitiendo así que una fracción de estas partículas alcance el medio receptor. Este hecho evidencia el papel de las EDAR no solo como sistemas de tratamiento, sino también como una vía de entrada de microplásticos al entorno acuático [88].

En este contexto, es necesario comparar estos resultados con otros estudios realizados en diferentes ubicaciones, con el fin de determinar si este comportamiento es generalizado o depende de las características específicas de cada planta. Diversas investigaciones a nivel internacional han analizado la presencia y eliminación de microplásticos en EDAR, observando tendencias similares a las descritas en el caso de Cádiz.

En general, se ha comprobado que las eficiencias de eliminación suelen situarse entre el 88 % y el 99 %, siendo los tratamientos primarios y secundarios responsables de la mayor parte de la retención de microplásticos [89]. No obstante, al igual que en el presente estudio, las partículas de menor tamaño y, especialmente, las microfibras, presentan una mayor dificultad de eliminación, lo que explica su presencia en los efluentes tratados[90].

Asimismo, se ha observado que la concentración de microplásticos en el influente puede variar considerablemente en función del origen de las aguas residuales, siendo generalmente mayor en aquellas

de carácter industrial. A pesar de estas diferencias, los resultados muestran una tendencia común: las EDAR actúan como una barrera eficaz, pero incompleta, frente a la contaminación por microplásticos.

Para comparar estos resultados, en la (Tabla 2-2) se recogen algunos ejemplos de estaciones depuradoras estudiadas a nivel internacional, permitiendo comparar sus eficiencias de eliminación y principales características.

Ubicación/EDAR	Tipos de agua	Eliminación	Observaciones
Cádiz (España)	Urbana /Industrial	>90%	Predominio de fibras
Copenhague (Dinamarca)	Urbana	93-99%	Alta retención en tratamiento primario
Glasgow (Escocia)	Urbana	~ 90%	Persistencia de microfibras
Plantas Globales (varios países)	Mixto	88-94%	Alta variabilidad según tratamiento

Tabla 2-2 Comparación de la eliminación de microplásticos en diferentes (EDAR)

2.3.9 Propiedades fisicoquímicas

Dentro de los materiales poliméricos analizados en este trabajo se encuentran distintos tipos de plásticos de uso común, como el PET, HDPE, LDPE, TPS y resina de impresión 3D. Cada uno de estos polímeros posee propiedades fisicoquímicas diferentes que influyen tanto en su comportamiento frente a los procesos de degradación como en su interacción con el medio ambiente.

Por otro lado, el PET (polietileno tereftalato) es un polímero muy utilizado en la fabricación de envases y botellas para bebidas debido a su ligereza, resistencia mecánica y buena transparencia. El HDPE y el LDPE son dos variantes del polietileno que se diferencian por su estructura molecular y densidad. El HDPE presenta una estructura más compacta y rígida, mientras que el LDPE posee una estructura más ramificada que le confiere mayor flexibilidad. Ambos materiales se utilizan ampliamente en envases, bolsas y diversos productos de uso cotidiano [91].

En el caso del TPS, se trata de un biopolímero obtenido a partir de almidón natural modificado mediante procesos térmicos y mecánicos, utilizado en aplicaciones donde se busca obtener una mayor biodegradabilidad [92].

Finalmente, se incluyó en el estudio una resina de impresión 3D, material ampliamente utilizado en tecnologías de fabricación aditiva. Estas resinas suelen estar basadas en polímeros fotopolimerizables que solidifican al exponerse a radiación ultravioleta, lo que permite fabricar piezas con alta precisión y detalle [93].

2.4 Análisis ciclo de vida

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una metodología ampliamente utilizada para evaluar los impactos ambientales asociados a un producto, proceso o servicio a lo largo de todas las etapas de su ciclo de vida. Este enfoque considera desde la extracción de materias primas, la producción y el transporte, hasta el uso y la gestión final del residuo, permitiendo identificar los procesos que generan mayor impacto ambiental.

El ACV se encuentra estandarizado a nivel internacional mediante las normas ISO 14040 [94] e ISO 14044 [95], que establecen los principios, el marco metodológico y las fases necesarias para su desarrollo. Estas fases incluyen la definición del objetivo y alcance del estudio, el análisis del inventario del ciclo de vida, la evaluación de impactos ambientales y la interpretación de los resultados obtenidos.

En el ámbito de los materiales plásticos [96], el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) se ha convertido en una herramienta clave para analizar la sostenibilidad de los diferentes procesos asociados a su producción, uso y gestión final como residuo [97]. Esta metodología permite evaluar de forma integral los impactos ambientales generados durante todas las etapas del ciclo de vida de un material plástico, desde la extracción de materias primas y la fabricación del polímero, hasta su transporte, utilización y tratamiento final. En este contexto, el ACV se utiliza frecuentemente para comparar distintas estrategias de gestión de residuos plásticos, como el reciclaje, la valorización energética o los procesos de degradación y tratamiento. Asimismo, permite cuantificar impactos ambientales relevantes como las emisiones de gases de efecto invernadero, el consumo energético o la generación de residuos secundarios. En el caso específico de los microplásticos, el ACV constituye una herramienta especialmente útil para evaluar la eficiencia ambiental de diferentes tecnologías de tratamiento, permitiendo identificar aquellas alternativas que presentan un menor impacto global y que contribuyen al desarrollo de estrategias más sostenibles para la gestión de este tipo de contaminantes emergentes [98].

En este contexto, el ACV resulta especialmente útil para analizar el impacto ambiental asociado a los procesos de degradación y tratamiento de microplásticos, permitiendo identificar las opciones más eficientes desde el punto de vista ambiental y contribuir al desarrollo de estrategias de gestión más sostenibles.

3 MATERIAL Y MÉTODOS

3.1 Selección del material

En este estudio se utilizaron diversos polímeros que son ejemplos de los microplásticos más comunes en el medio ambiente, entre ellos: PET, HDPE, LDPE y resina para impresión 3D. Además, se empleó agua con sólidos disueltos totales (TDS) regulados para imitar las condiciones ambientales.

3.1.1 PET, HDPE, LDPE, TPS y resina de impresión 3D

Son polímeros termoplásticos sintéticos, es decir materiales plásticos que se producen a partir de derivados del petróleo y que tienen la capacidad de fundirse y ser moldeados con el propósito de crear una amplia variedad de productos.

PET: es un polímero (Figura 3-1) perteneciente a la familia de los poliésteres, el cual se origina por la reacción entre ácido tereftálico y etilenglicol. Tiene una densidad aproximada de $1,38 \text{ g/cm}^3$, por lo que tiende a sedimentarse en medios acuáticos. Es utilizado principalmente en la fabricación de botellas, envases alimentarios y fibras textiles sintéticas. El PET, químicamente contiene enlaces éster susceptibles de sufrir procesos de hidrólisis y oxidación bajo determinadas condiciones. Esto hace que se convierta en un material de interés en estudios de degradación química y enzimática. En relación con el presente trabajo, su comportamiento frente a tratamientos como radiación UV, oxidación química y electrocoagulación es de gran relevancia.



Figura 3-1 Muestra de PET (botella de plástico)

Resina de impresión 3D: La resina de impresión (Figura 3-2) corresponde a un material polimérico fotosensible, que es utilizado en tecnologías de fabricación aditiva. Estas resinas tienden a estar compuestas por monómeros y oligómeros acrílicos o epoxi que se polimerizan mediante la exposición a radiación ultravioleta. Según su composición, pueden presentar diferentes grados de rigidez, densidad y resistencia química. En el contexto experimental del trabajo, la resina se empleó como modelo adicional de material polimérico para evaluar su comportamiento frente a los distintos tratamientos de degradación aplicados.

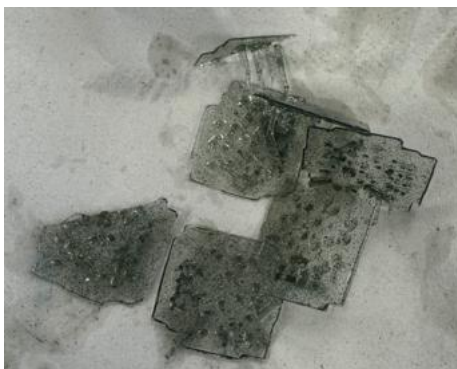


Figura 3-2 Resina de impresión 3D

Almidón termoplástico (TPS): El almidón termoplástico (Figura 3-3) es un biopolímero obtenido a partir de almidón natural (procedente del maíz, patata, yuca u otras fuentes vegetales) el cual ha sido modificado mediante la incorporación de plastificantes, como el glicerol o sorbitol y sometido a temperatura y presión para adquirir comportamiento de termoplástico. Este proceso permite que el material pueda moldearse y procesarse de manera similar a los plásticos convencionales. Presentando una estructura diferente que la de los polímeros sintéticos como el PVC, PET o PP, el TPS, ya que su estructura está basada en polisacáridos, lo que le confiere mayor biodegradabilidad y menor estabilidad química en el medio ambiente. Su densidad suele ser en torno a $1,2-1,5 \text{ g/cm}^3$, dependiendo de su formulación, lo que facilita su sedimentación en medios acuáticos. El TPS se utiliza de forma frecuente en la fabricación de bolsas biodegradables, envases compostables y en materiales de un solo uso. No obstante, su resistencia mecánica y estabilidad frente a la humedad son inferiores a las de los plásticos convencionales, lo que puede llegar a influir en su comportamiento en los procesos de degradación térmica, química o electroquímica. Desde el ámbito ambiental, el TPS representa una alternativa a los polímeros derivados del petróleo, aunque su degradación depende de condiciones específicas como puede ser la presencia de microorganismos, la temperatura o la humedad.



Figura 3-3 Muestra de bolsa de plástico TPS

Polietileno de baja densidad (LDPE): es un polímero termoplástico derivado del etileno, caracterizado por su estructura ramificada, lo que le confiere elevada flexibilidad, baja rigidez y menor resistencia mecánica en comparación con otros polímeros como el PP o el PET. Posee una densidad aproximada comprendida entre 0,91 y 0,94 g/cm³, inferior a la del agua, lo que favorece su flotabilidad en medios acuáticos.

Este material es utilizado en mayor parte en la fabricación de bolsas de basura, bolsas comerciales (Figura 3-4) y películas plásticas debido a su bajo coste, facilidad de procesado y buena resistencia química. No obstante, su estructura química hidrocarbonada saturada le otorga una elevada estabilidad frente a la biodegradación, lo que facilita su persistencia ambiental. El LDPE, bajo la acción de la radiación ultravioleta, la oxidación atmosférica y la abrasión mecánica, puede llegar a fragmentarse de forma progresiva generando microplásticos secundarios. Debido a su alta presencia en residuos domésticos y urbanos, este polímero representa una fuente significativa de contaminación plástica en ecosistemas acuáticos y terrestres.



Figura 3-4 Bolsa ZIP (LDPE)

Polietileno de alta densidad (HDPE): es un polímero termoplástico derivado del etileno, que se caracteriza por tener una estructura lineal con bajo grado de ramificación. Esta configuración molecular permite un mayor empaquetamiento de las cadenas poliméricas, lo que se traduce en una mayor cristalinidad, rigidez y resistencia mecánica en comparación con el polietileno de baja densidad (LDPE). El HDPE presenta una densidad comprendida aproximadamente entre 0,94 y 0,97 g/cm³, cercana a la del agua, lo que puede llegar a influir en su comportamiento en medios acuáticos, mostrando flotabilidad limitada o tendencia a permanecer en suspensión dependiendo de las condiciones del medio. Se caracteriza por su elevada resistencia química, baja absorción de humedad y buena estabilidad frente a agentes externos. Este polímero es ampliamente utilizado en la fabricación de envases rígidos, bidones, tuberías, botellas de productos de limpieza y determinadas bolsas de mayor resistencia. El HDPE, desde el punto de vista ambiental, constituye una fuente relevante de microplásticos secundarios debido a su elevada producción global y su persistencia en el medio. Su degradación sucede principalmente por procesos de fotoxidación inducidos por radiación ultravioleta, abrasión mecánica y envejecimiento ambiental, generando fragmentos de menor tamaño con el paso del tiempo. Debido a que su estructura química está basada en enlaces carbono-carbonos saturados, hace que el HDPE presente una alta resistencia a la biodegradación, lo que favorece su acumulación en ecosistemas acuáticos y terrestres.



Figura 3-5 Tapón HDPE

3.2 Preparación de muestras

Los materiales poliméricos empleados (HDPE, LDPE, PET, TPS, y resina de impresión 3D) fueron previamente limpiados para eliminar posibles contaminantes superficiales y posteriormente secados a temperatura ambiente hasta peso constante para garantizar la eliminación total de humedad.

Una vez secos, los materiales fueron fragmentados manualmente en piezas de menor tamaño con el fin de facilitar su posterior trituration mecánica.

Estas muestras fueron sometidas a degradación física, degradación fisicoquímica y electrocoagulación. Estos procesos de degradación se describen a continuación.

3.2.1 Trituración mecánica

Fundamento: El objetivo de este procedimiento es la reducción del tamaño de partícula de los polímeros analizados en este estudio (HDPE, LDPE, PET, TPS, y resinas de impresión) hasta alcanzar un rango micrométrico. Debido a la naturaleza viscoelástica de los plásticos, la molienda a temperatura ambiente puede provocar el sobrecalentamiento y la deformación plástica del material en lugar de su fractura. Para solucionar esto, se realizan moliendas cortas y con intervalos amplios de descanso entre ciclos.

Procedimiento: Se introducen las muestras de plástico en los vasos de molienda con bolas de alúmina (Al_2O_3) manteniendo una relación 1:10 (muestra: bolas) y se programaron ciclos de molienda. La combinación de la alúmina con los distintos microplásticos genera un impacto y una fricción que derivará en una trituration. En la primera molienda se programó una velocidad de 200 rpm en 5 minutos, en la siguiente de 600 rpm y en la última de 1000 rpm.

Materiales y reactivos necesarios:

- Molino planetario “FRITSCH premium line pulverisette 7” (Figura 3-6).
- Bolas de alúmina (Al_2O_3) para los vasos de molienda.
- Vasos de molienda de acero inoxidable.
- Muestras de polímeros (HDPE, LDPE, PET, TPS y resina de impresión 3D).



Figura 3-6 Molino Fritsch Pulverisette 7

3.2.2 Degradación química

Fundamento: La degradación química consiste en el contacto de los polímeros estudiados con agentes agresivos para inducir cambios en su morfología y su solubilidad. Se realizó mediante tratamientos ácidos y básicos.

Procedimiento: Se pesaron cantidades iniciales de los distintos polímeros comprendidas entre aproximadamente 0,07 y 0,40 g, en función de la disponibilidad de muestra y de la facilidad de manipulación de cada material. En concreto, se emplearon 0,07 g de HDPE, 0,11 g de TPS, 0,27 g de LDPE, 0,29 g de PET y 0,40 g de resina de impresión 3D. Las muestras se depositaron en placas Petri previamente etiquetadas.

A continuación, se añadieron 5 ml de diferentes disolventes (acetona, HCl 1 M y NaOH 1 M), manteniéndose las muestras por duplicado a temperatura ambiente durante 72 horas, con el fin de evaluar la pérdida de masa y posibles cambios en su estado físico. Paralelamente, se sometieron muestras adicionales a un tratamiento térmico en estufa a 105 °C para analizar el efecto combinado de hidrólisis ácida o básica junto con temperatura.

Materiales y reactivos necesarios:

- Muestras de polímeros.
- Acetona (Analema)
- HCl (1M)
- NaOH (1M).
- Placas Petri
- Lámpara luz ultravioleta
- Estufa de laboratorio
- Crisol de porcelana



Figura 3-7 Crisol de porcelana con tapa (izquierda), Estufa de secado Memmert (derecha)

3.2.3 Degradación fisicoquímica

Fundamento: La degradación fisicoquímica de los polímeros consiste en la alteración de su estructura molecular como consecuencia de la acción combinada de agentes físicos y químicos externos. Este proceso implica modificaciones en las cadenas macromoleculares que pueden conducir a la ruptura de enlaces, disminución del peso molecular, cambios en las propiedades mecánicas y, en etapas avanzadas, fragmentación del material.

Desde una perspectiva física, factores como la radiación ultravioleta, la temperatura y la abrasión mecánica pueden inducir tensiones estructurales y favorecer la formación de radicales libres. A nivel químico, la presencia de oxígeno, humedad u otros agentes reactivos puede desencadenar reacciones de oxidación, hidrólisis o escisión de cadenas poliméricas.

Procedimiento: La degradación por radiación ultravioleta se llevó a cabo mediante la exposición directa de las muestras poliméricas a una fuente de luz UV en condiciones controladas. Se emplearon fragmentos previamente preparados de HDPE, LDPE, TPS y resina de impresión, los cuales fueron colocados en recipientes individuales de material inerte (placas Petri), asegurando una distribución uniforme y evitando el solapamiento de las muestras para garantizar una exposición homogénea.

Los recipientes se situaron a una distancia fija de la fuente de radiación ultravioleta, manteniendo constante la intensidad de irradiación durante todo el ensayo. La exposición se realizó durante tres semanas, controlando las condiciones ambientales para evitar interferencias externas como variaciones excesivas de temperatura o humedad.

Durante el proceso, las muestras permanecieron estáticas bajo irradiación continua. Finalizado el tiempo de exposición, los materiales fueron retirados y almacenados en condiciones secas y protegidas de la luz hasta su posterior análisis.

Materiales y reactivos necesarios:

- Muestra de polímeros
- Acetona
- NaOH (1M)
- HCl (1M)
- Placas Petri
- Lámpara UV (Figura 3-8)



Figura 3-8 Lámpara Ultravioleta

3.2.4 Electrocoagulación

Fundamento: La electrocoagulación es un proceso electroquímico empleado en el tratamiento de aguas que se basa en la disolución electrolítica de un ánodo metálico, generalmente de aluminio o hierro, mediante la aplicación de corriente eléctrica. Durante el proceso, el metal del ánodo se oxida y libera iones metálicos (Al^{3+} o $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$) al medio acuoso, los cuales reaccionan con el agua formando hidróxidos metálicos insolubles. Estos hidróxidos actúan como agentes coagulantes in situ, favoreciendo la agregación y desestabilización de partículas suspendidas, incluyendo microplásticos. Simultáneamente, en el cátodo se produce la reducción del agua, generándose hidrógeno gaseoso que puede contribuir a la flotación de los flóculos formados.

Procedimiento: Las muestras poliméricas fueron introducidas en un reactor de electrocoagulación equipado con electrodos metálicos dispuestos en paralelo y conectados a una fuente de alimentación continua.

Se aplicó una corriente eléctrica controlada durante un tiempo determinado, manteniendo constante la distancia entre electrodos y el volumen de tratamiento. Durante el proceso se observó la formación de flóculos visibles en el medio, resultado de la agregación de partículas inducida por los hidróxidos metálicos generados.

Las muestras, una vez finalizado el tratamiento, fueron sometidas a sedimentación o centrifugación para separar las fracciones sólidas del sobrenadante. Posteriormente, se analizaron mediante microscopía con el fin de evaluar la eficiencia del proceso.

Materiales y reactivos necesarios:

- Fuente de alimentación de corriente continua (Figura 3-9).
- Reactor o vaso de tratamiento.
- Electrodos metálicos (aluminio o hierro).
- Soporte para electrodos.
- Cables conductores.
- Agitador magnético.
- Muestras acuosas con microplásticos.
- Agua destilada (para limpieza).
- Centrífuga (para separación posterior).
- Lata cortada y lijada usada como ánodo
- Muestras poliméricas

- NaCl



Figura 3-9 Electrocoagulación (izquierda); ánodos de aluminio (derecha)

3.3 Análisis de degradación

Para hacer el análisis de la degradación se emplearon métodos como microscopía, medición de ángulo de contacto (hidrofobia) y medición de dureza. Esta metodología se describirá en los siguientes puntos.

Con el análisis microscópico se evidenció la aparición de irregularidades superficiales y fisuras en determinados polímeros tras la exposición a radiación UV, lo que sugiere la iniciación de procesos de fotooxidación. No obstante, no se observó una fragmentación significativa que condujera a la formación de partículas en rango micrométrico.

3.3.1 Microscopía

Fundamento: Observación de estructuras y partículas de tamaño microscópico mediante el uso de un sistema de lentes y una fuente de iluminación. Su funcionamiento se basa en la interacción de la luz visible con la muestra y en la formación de una imagen aumentada gracias a la combinación del objetivo y el ocular (Figura 3-10).

Procedimiento: Tras la aplicación de los distintos tratamientos (molienda mecánica, radiación ultravioleta y electrocoagulación), las muestras de HDPE, LDPE, TPS, PET y resina de impresión fueron preparadas para su análisis microscópico con el fin de evaluar posibles cambios morfológicos y la formación de partículas de menor tamaño. En el caso de las muestras procedentes de tratamientos en medio acuoso, estas fueron previamente centrifugadas o decantadas para separar las fracciones sólidas. El sobrenadante fue retirado cuidadosamente y el material sólido recuperado se dejó secar a temperatura ambiente hasta la eliminación completa de la humedad. Las muestras procedentes de tratamientos en seco fueron analizadas directamente tras su manipulación.



Figura 3-10 Microscopio Dino-Lite High Magnification

3.3.2 Medición ángulo de contacto (Hidrofobia)

Fundamento: Medir ángulo de contacto para determinar la hidrofobia. Es decir, evaluar las propiedades de la superficie de un material.

Procedimiento: Las muestras poliméricas (PET, HDPE, LDPE, TPS y resina de impresión 3D), previamente sometidas a los distintos tratamientos experimentales, fueron limpiadas y secadas antes del análisis para eliminar posibles contaminantes superficiales. Cada muestra se colocó sobre la plataforma horizontal del equipo de medición de ángulo de contacto. Mediante una micropipeta, se depositó cuidadosamente una gota de agua destilada de volumen controlado sobre la superficie del material. Después de la deposición, se capturó la imagen de la gota mediante el sistema óptico del equipo (Goniómetro de ángulo de contacto Ossila). El ángulo de contacto fue determinado mediante análisis de imagen utilizando el software asociado al equipo, trazando la tangente en el punto de contacto entre la gota y la superficie sólida. Para cada muestra se realizaron varias mediciones en diferentes puntos, calculándose posteriormente el valor medio para minimizar posibles errores experimentales.

Material y reactivos necesarios:

- Muestras de polímeros
- Agua destilada
- Goniómetro de ángulo de contacto Ossila (Figura 3-11)
- Sistema óptico con cámara digital.
- Software de análisis de imagen.
- Micropipeta de precisión.
- Pinzas para manipulación de muestras.
- Etanol o alcohol isopropílico (para limpieza superficial previa)



Figura 3-11 Goniómetro de ángulo de contacto (Ossila)

3.3.3 Dureza

Fundamento: Medir la resistencia de un material frente a la deformación permanente cuando se aplica una fuerza externa. Además, se evalúa los posibles cambios en las propiedades de los polímeros tras la aplicación de diferentes tratamientos de degradación, ya que procesos como la radiación ultravioleta, la degradación química o los tratamientos electroquímicos pueden modificar la estructura del polímero y, por tanto, su resistencia a la deformación.

Procedimiento: Las muestras poliméricas fueron preparadas asegurando una superficie lo más plana y homogénea posible. Antes de la medición, se verificó que las muestras estuvieran limpias y secas.

Se utilizó un durómetro adecuado al tipo de material (Shore A). El indentador del equipo se colocó perpendicularmente sobre la superficie del polímero, aplicando la presión establecida por el propio instrumento durante el tiempo recomendado por el fabricante (generalmente unos segundos).

Para cada muestra se realizaron varias mediciones en distintos puntos con el fin de obtener un valor promedio representativo y minimizar posibles errores asociados a irregularidades superficiales. Posteriormente, se compararon los valores de dureza antes y después de los tratamientos experimentales para evaluar posibles cambios en las propiedades mecánicas.

Material y reactivos necesarios:

- Durómetro (Shore A).
- Superficie plana de apoyo.
- Muestras poliméricas (HDPE, LDPE, TPS, PET y resina de impresión, etc.).
- Paño o papel para limpieza.

En este ensayo no se requirió el uso de reactivos químicos adicionales, (las muestras poliméricas ya estaban tratadas previamente)



Figura 3-12 Durómetro Shore A

3.4 Análisis ciclo de vida

Fundamento: El análisis de ciclo de vida (ACV) evalúa los impactos ambientales asociados a un producto, proceso o servicio a lo largo de todas las etapas de su ciclo de vida. En este trabajo, se analizará el comportamiento de los plásticos desde la extracción de materias primas y la producción de los materiales, hasta su uso y gestión final como residuo.

Para hacer esta evaluación se empleará la aplicación OpenLCA, que permite identificar los procesos que generan mayores impactos ambientales y comparar las diferentes alternativas tecnológicas.

Procedimiento: Se utilizó una herramienta de código abierto para la evaluación de impactos ambientales. En primer lugar, se definió el sistema de estudio y los límites del sistema, considerando las etapas relevantes del proceso analizado.

Después, en el software se introdujeron los procesos, flujos de entrada y salida, así como los datos necesarios para la modelización del sistema. A continuación, se seleccionó la base de datos correspondiente y el método de evaluación de impactos ambientales. Una vez configurado el modelo, se realizó el cálculo del inventario del ciclo de vida y la evaluación de impactos ambientales mediante las herramientas integradas en el software.

Finalmente, los resultados obtenidos permitieron identificar los principales impactos ambientales asociados al sistema estudiado y evaluar la contribución relativa de cada etapa del proceso.

Material y reactivos necesarios:

- Ordenador con software OpenLCA instalado (Figura 3-13).
- Base de datos de inventario de ciclo de vida (por ejemplo, ELCD o similar).
- Datos de inventario del sistema analizado.
- Métodos de evaluación de impacto ambiental integrados en OpenLCA.

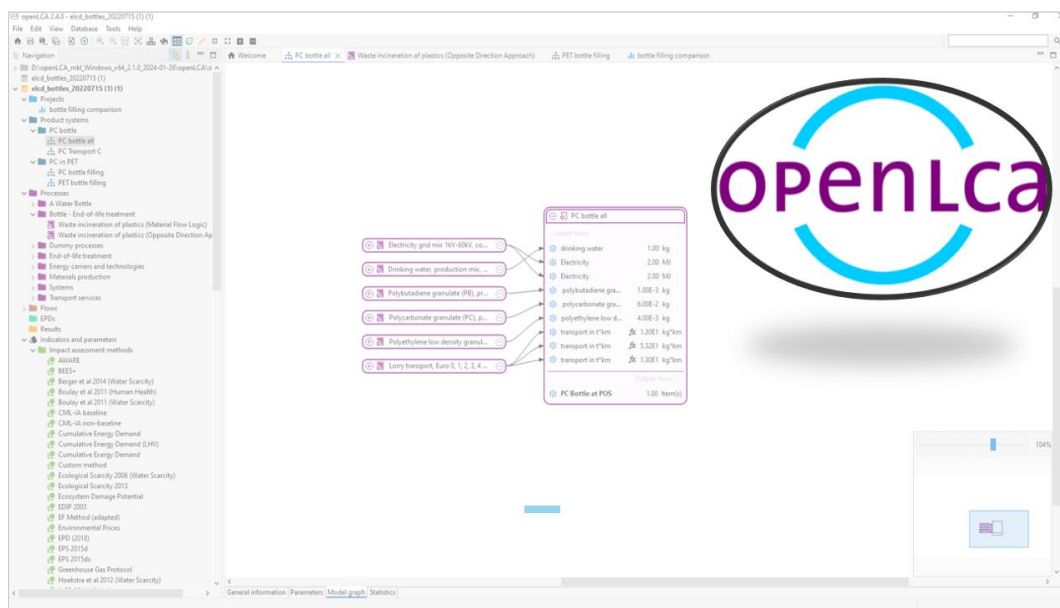


Figura 3-13 Modelo del Sistema OpenLCA

3.5 Esquema final

La (

Figura 3-14) muestra el esquema metodológico seguido en este trabajo para estudiar la degradación de diferentes materiales poliméricos

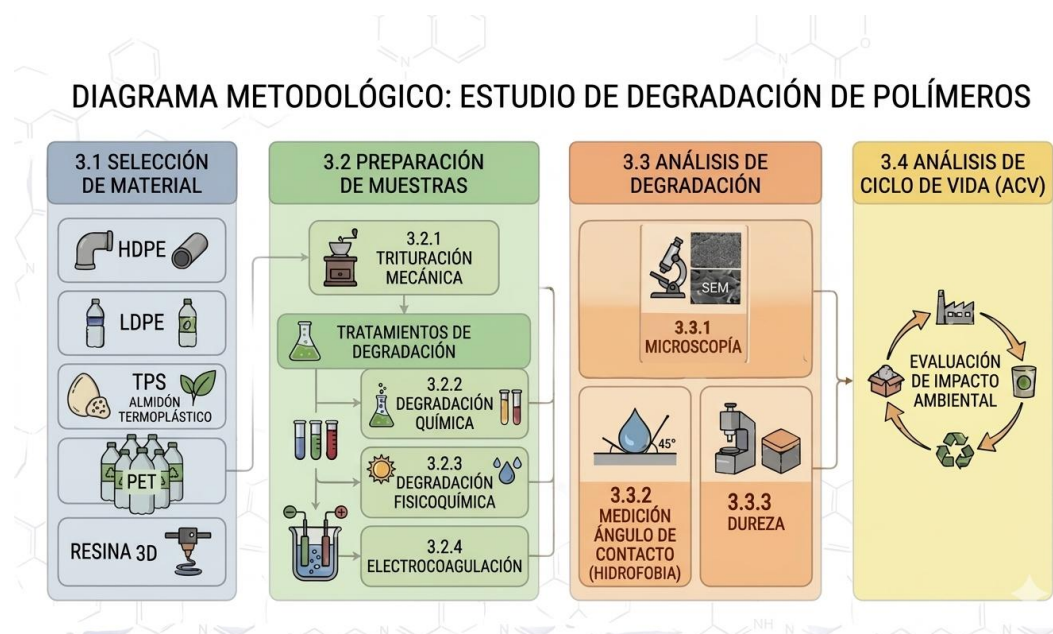


Figura 3-14 Resumen Materiales y Métodos (Elaboración propia con Google Gemini)

En primer lugar, se seleccionaron los materiales objeto de estudio, entre los que se incluyen HDPE, LDPE, PET, TPS y resina para impresión 3D. Posteriormente, las muestras se prepararon mediante un proceso de trituración mecánica, con el objetivo de reducir su tamaño y facilitar la aplicación de los distintos tratamientos de degradación.

Una vez preparadas las muestras, se aplicaron diferentes métodos de degradación, incluyendo tratamientos químicos, procesos fisicoquímicos y electrocoagulación, con el fin de analizar cómo afectan estos procesos a las propiedades de los materiales.

Tras la aplicación de los tratamientos, se realizaron diversos análisis para evaluar los posibles cambios producidos en los polímeros. Para ello, se utilizaron técnicas como la microscopía, la medición del ángulo de contacto para estudiar la hidrofobicidad de la superficie y ensayos de dureza.

Por último, se llevó a cabo un análisis de ciclo de vida (ACV) con el objetivo de evaluar el impacto ambiental asociado a los diferentes procesos estudiados, permitiendo así obtener una visión más completa sobre la sostenibilidad de los tratamientos aplicados.

4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Prueba de degradación

En el presente capítulo se exponen los resultados obtenidos tras la aplicación de los distintos tratamientos de degradación sobre los materiales seleccionados (HDPE, LDPE, PET, TPS y resina). Se evaluó el efecto de los procesos de degradación química, fisicoquímica (radiación UV) y electrocoagulación sobre las propiedades físicas, superficiales y estructurales de los materiales.

El análisis se llevó a cabo mediante la determinación de parámetros como la observación microscópica de posibles microplásticos generados, la variación de la hidrofobia superficial y la dureza del material. Los resultados obtenidos permiten comparar la eficacia de cada tratamiento y valorar el grado de alteración inducido en los distintos polímeros.

4.1.1 Resultados de degradación

Con el objetivo de evaluar la posible degradación inducida por los tratamientos químicos aplicados, se determinó la variación de masa de los polímeros antes y después de cada ensayo. En la Tabla 4.1 se recogen los valores de peso inicial y peso final correspondientes a los distintos materiales (LDPE, HDPE y PET) tras su exposición a los agentes químicos seleccionados, así como a los tratamientos complementarios realizados.

Polímero	Agente Químico	Método	Peso Inicial (g)	Peso Final (g)
LDPE	Acetona	Aire	0,17	0,17
		Electrocoagulación	0,17	0,24
		UV	0,17	0,17
		Estufa 105°C	0,17	0,17
		Aire	0,32	0,32
	NaOH	Electrocoagulación	0,32	0,32
		UV	0,32	0,32
		Estufa 105°C	0,32	0,32

HDPE	HCl	Aire	0,15	0,15
		Electrocoagulación	0,15	0,15
		UV	0,15	0,15
	Acetona	Estufa 105°C	0,15	0,14
		Aire	0,06	0,06
		Electrocoagulación	0,06	0,07
	NaOH	UV	0,06	0,06
		Estufa 105°C	0,06	0,06
		Aire	0,32	0,32
	HCl	Electrocoagulación	0,32	0,32
		UV	0,32	0,32
		Estufa 105°C	0,32	0,32
	Acetona	Aire	0,07	0,07
		Electrocoagulación	0,07	0,07
		UV	0,07	0,06
	NaOH	Estufa 105°C	0,07	0,07
		Aire	0,15	0,15
		Electrocoagulación	0,15	0,18
PET	HCl	UV	0,15	0,15
		Estufa 105°C	0,15	0,15
		Aire	0,29	0,29
	Acetona	Electrocoagulación	0,29	0,29
		UV	0,29	0,29
		Estufa 105°C	0,29	0,29
	NaOH	Aire	0,29	0,29
		Electrocoagulación	0,29	0,36
		UV	0,29	0,29
	HCl	Estufa 105°C	0,29	0,29
		Aire	0,29	0,29
		Electrocoagulación	0,29	0,37
	Acetona	UV	0,29	0,29
		Estufa 105°C	0,29	0,29
		Aire	0,40	0,39
	NaOH	Electrocoagulación	0,40	0,38
		UV	0,40	0,40
		Estufa 105°C	0,40	0,40
Resina	HCl	Aire	0,40	0,40
		Electrocoagulación	0,40	0,39
		UV	0,40	0,40
	NaOH	Estufa 105°C	0,40	Derretido
		Aire	0,40	0,40
		Electrocoagulación	0,40	0,40

TPS	Acetona	Electrocoagulación	0,40	0,39
		UV	0,40	0,40
		Estufa 105°C	0,40	Derretido
		Aire	0,11	0,09
		Electrocoagulación	0,11	0,08
		UV	0,11	0,10
	NaOH	Estufa 105°C	0,11	Calcinado
		Aire	0,11	0,07
		Electrocoagulación	0,11	0,05
		UV	0,11	0,08
		Estufa 105°C	0,11	Calcinado
		Aire	0,11	0,08
	HCl	Electrocoagulación	0,11	0,06
		UV	0,11	0,09
		Estufa 105 °C	0,11	Calcinado

Tabla 4-1 Degradación química

A partir de los datos obtenidos, se observa que la degradación de los microplásticos depende tanto del tipo de polímero como del tratamiento aplicado. En general, los polímeros convencionales como LDPE, HDPE y PET muestran una alta estabilidad, ya que apenas presentan variaciones entre el peso inicial y final en la mayoría de las condiciones ensayadas. Esto indica una baja degradación bajo tratamientos suaves como exposición al aire, radiación UV o temperatura moderada (105 °C), lo cual concuerda con su conocida resistencia química y estructural [99].

En el caso del LDPE y HDPE, los resultados reflejan prácticamente ausencia de pérdida de masa en todos los tratamientos, observándose incluso ligeros aumentos de peso en procesos como la electrocoagulación. Este incremento puede atribuirse a la adsorción de compuestos o formación de precipitados sobre la superficie del polímero, más que a un proceso real de degradación [100].

Por su parte, el PET presenta un comportamiento similar, con escasa variación de masa en la mayoría de los ensayos. Sin embargo, nuevamente se detectan aumentos de peso en electrocoagulación, lo que refuerza la hipótesis de interacción superficial más que degradación efectiva.

En contraste, la resina muestra una ligera pérdida de masa en algunos tratamientos, especialmente con acetona y electrocoagulación, aunque sin cambios significativos. No obstante, bajo condiciones térmicas (105 °C), se observa su fusión, lo que indica una menor estabilidad térmica en comparación con otros polímeros.

El caso más destacable es el del TPS, que presenta una clara disminución de masa en todos los tratamientos, especialmente en presencia de NaOH y mediante electrocoagulación. Además, se observa su calcinación en la estufa, lo que evidencia una alta susceptibilidad a la degradación térmica y química. Este comportamiento es coherente con la naturaleza biodegradable de este material, mucho más sensible a la hidrólisis y a procesos de degradación que los plásticos convencionales [101]

Por tanto, los resultados ponen de manifiesto que los tratamientos aplicados no son suficientemente eficaces para la degradación de polímeros convencionales como el polietileno, tanto de alta como baja

densidad, o el PET en condiciones moderadas, mientras que materiales biodegradables como el TPS sí presentan una degradación significativa. Esto implica que, en el contexto de tratamiento de microplásticos, es necesario recurrir a procesos más intensivos o combinados para lograr una degradación efectiva de los polímeros más resistentes.

4.1.2 Análisis de la dureza de los polímeros.

La Tabla 4-2 muestra los valores de dureza Shore A obtenidos para los diferentes polímeros analizados (resina, TPS, LDPE, HDPE y PET) tras la aplicación de los distintos tratamientos experimentales. Se evaluaron tres condiciones principales: exposición a aire libre, radiación ultravioleta y tratamiento térmico, combinadas con diferentes agentes químicos (acetona, HCl y NaOH). El objetivo de este análisis fue evaluar posibles cambios en las propiedades mecánicas superficiales de los polímeros como consecuencia de los distintos procesos de degradación aplicados.

Condición	Tratamiento	Resina	TPS	LDPE	HDPE	PET
Aire libre	Acetona	12	11	13	18	17
	HCl	12	11	11,5	18	18
	NaOH	12	11	12	17	16
Ultravioleta	Acetona	14	11	12	18	15
	HCl	14	11	12	18	15
	NaOH	15	11	13	18	15
Tratamiento térmico	Acetona	15	11	14	17	14
	HCl	14	Desintegrado	15	17	14
	NaOH	16	Calcinado	14	17	15

Tabla 4-2 Dureza de los polímeros (expresada en unidades Shore A)

En general, los resultados muestran que la mayoría de los polímeros presentan cambios relativamente pequeños en los valores de dureza, lo que indica que los tratamientos aplicados no provocaron alteraciones importantes en sus propiedades mecánicas.

En las muestras expuestas al aire libre, los valores de dureza se mantienen bastante estables. La resina presenta un valor constante de 12 Shore A independientemente del agente químico utilizado, mientras que el TPS mantiene una dureza de 11 Shore A en todos los casos. El LDPE muestra pequeñas variaciones, con valores entre 11,5 y 13 Shore A. Por su parte, el HDPE presenta los valores de dureza más altos, situándose entre 17 y 18 Shore A, lo que refleja su mayor rigidez. El PET muestra valores entre 16 y 18 Shore A, manteniéndose dentro de un rango bastante similar en los tres tratamientos.

En las muestras sometidas a radiación ultravioleta, se observan algunos cambios leves. La resina presenta un ligero aumento de dureza, alcanzando valores entre 14 y 15 Shore A. El TPS, sin embargo, continúa mostrando una dureza constante de 11 Shore A. El LDPE presenta valores entre 12 y 13 Shore A, mientras que el HDPE mantiene nuevamente valores muy estables de 18 Shore A, lo que sugiere una buena resistencia de este material frente a este tipo de tratamiento. En el caso del PET, los valores se sitúan en torno a 15 Shore A.

En el tratamiento térmico se observan algunos cambios algo más visibles. La resina presenta valores ligeramente superiores, alcanzando hasta 16 Shore A cuando se aplica HCl. El TPS muestra un comportamiento diferente al del resto de polímeros, ya que en presencia de NaOH se desintegra y con HCl aparece quemado, lo que impide realizar la medición de la dureza. Por otro lado, el LDPE presenta

valores entre 14 y 15 Shore A, mientras que el HDPE vuelve a mostrar una gran estabilidad, con valores cercanos a 17 Shore A. Finalmente, el PET presenta valores entre 14 y 15 Shore A tras los distintos tratamientos térmicos.

Por lo tanto, los resultados sugieren que los polímeros analizados presentan una buena estabilidad frente a los tratamientos aplicados, ya que en la mayoría de los casos los cambios en la dureza son pequeños. No obstante, el TPS muestra una mayor sensibilidad frente a condiciones térmicas y químicas más agresivas, lo que indica una menor estabilidad en comparación con el resto de los materiales estudiados.

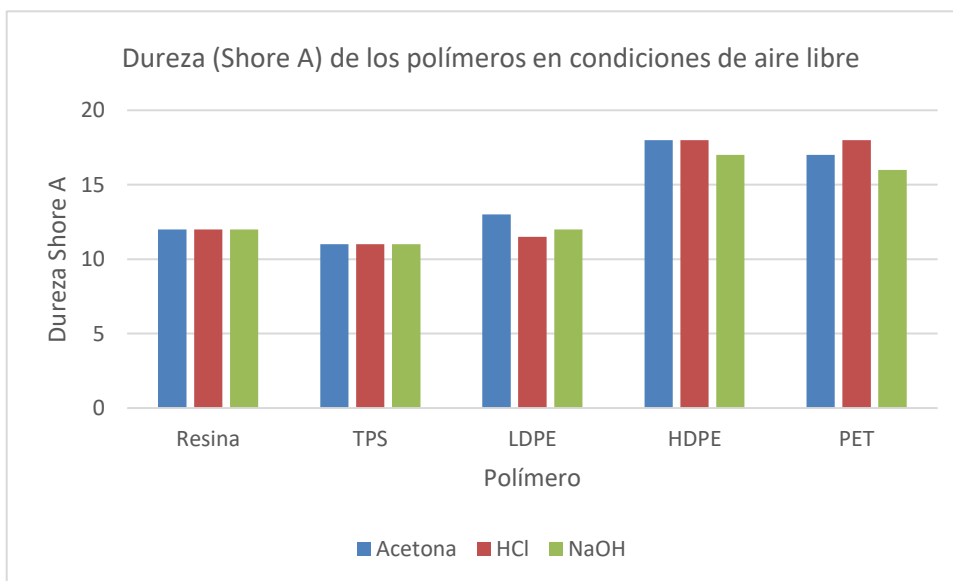


Figura 4-1 Dureza de los polímeros al aire libre

La Figura 4-1 muestra los valores de dureza Shore A obtenidos para los diferentes polímeros en condiciones de aire libre tras su exposición a los distintos agentes químicos (acetona, HCl y NaOH). En general, los resultados indican que los valores de dureza se mantienen relativamente estables para cada material, observándose únicamente pequeñas variaciones entre los distintos tratamientos. El HDPE presenta los valores de dureza más elevados, situándose entre 17 y 18 Shore A, lo que refleja una mayor rigidez de este material. Por el contrario, el TPS muestra los valores más bajos, alrededor de 11 Shore A. En el caso del LDPE y del PET, se observan ligeras diferencias en función del agente químico utilizado, aunque sin cambios significativos. Estos resultados sugieren que, en condiciones de aire libre, los tratamientos aplicados no producen modificaciones importantes en la dureza de los polímeros analizados.

En la Figura 4-2 se muestran los valores de dureza Shore A obtenidos para los diferentes polímeros tras su exposición a radiación ultravioleta en presencia de distintos agentes químicos (acetona, HCl y NaOH). El objetivo de este análisis fue evaluar si la radiación UV, combinada con los tratamientos químicos, producía cambios en las propiedades mecánicas superficiales de los materiales.

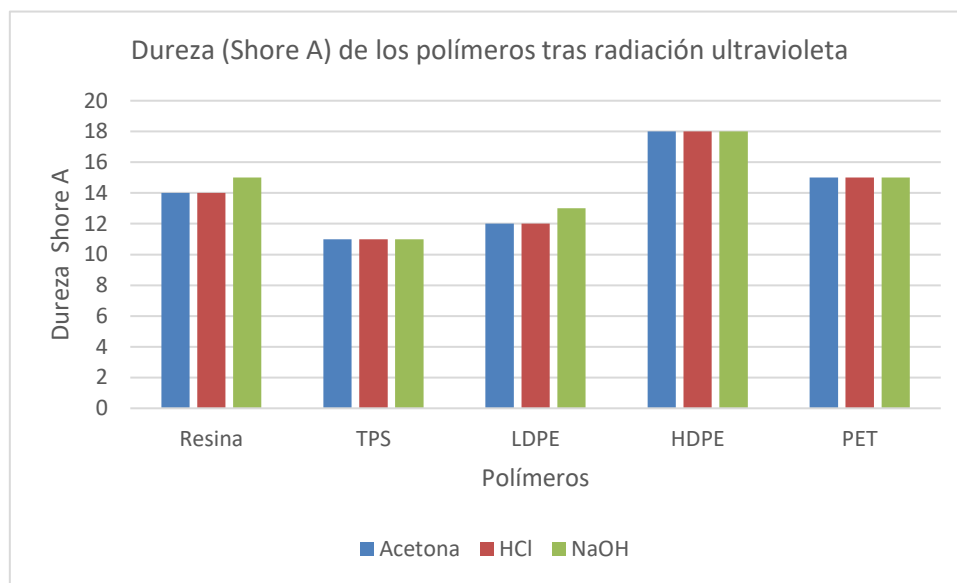


Figura 4-2 Dureza de los polímeros sometidos a radiación UV

Como puede observarse en la Figura 4-2, los valores de dureza se mantienen bastante estables para la mayoría de los polímeros analizados. En el caso de la resina, los valores se sitúan entre 14 y 15 Shore A, observándose un ligero aumento cuando se utiliza NaOH. Por su parte, el TPS presenta un valor prácticamente constante de alrededor de 11 Shore A en todos los tratamientos, lo que sugiere que la radiación ultravioleta no produce cambios apreciables en su dureza en las condiciones estudiadas.

Para el LDPE, se observan pequeñas variaciones entre 12 y 13 Shore A dependiendo del agente químico utilizado. En cuanto al HDPE, vuelve a presentar los valores de dureza más elevados, manteniéndose en torno a 18 Shore A en los tres tratamientos, lo que indica una alta estabilidad de este polímero frente a la radiación UV.

Por último, el PET muestra valores de dureza cercanos a 15 Shore A en todos los casos, sin diferencias destacables entre los distintos tratamientos. En conjunto, estos resultados sugieren que la exposición a radiación ultravioleta, combinada con los agentes químicos empleados, no provoca cambios importantes en la dureza de los polímeros analizados.

En la Figura 4-3 se muestran los valores de dureza Shore A obtenidos para los diferentes polímeros tras la aplicación del tratamiento térmico, tanto en condiciones de aire como en presencia de NaOH y HCl. Este análisis permite evaluar cómo afecta la exposición a temperaturas elevadas, combinada con distintos agentes químicos, a las propiedades mecánicas superficiales de los materiales.

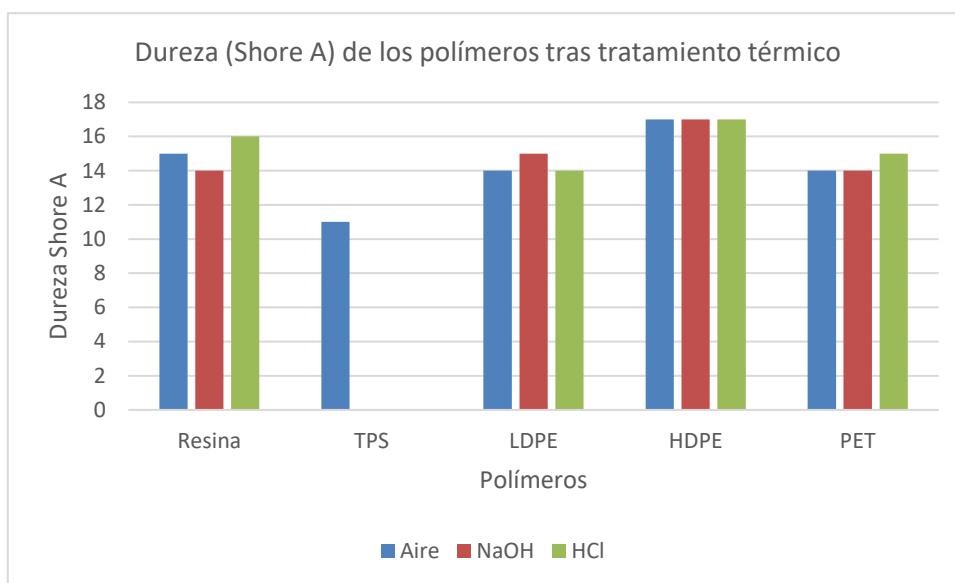


Figura 4-3 Dureza de los polímeros tras tratamiento térmico

Como puede observarse en la Figura 4-3, algunos polímeros presentan ligeras variaciones en sus valores de dureza tras el tratamiento térmico. En el caso de la resina, los valores se sitúan entre 14 y 16 Shore A, observándose el valor más alto cuando el tratamiento se realiza en presencia de HCl.

El TPS muestra un comportamiento diferente al del resto de materiales. Mientras que en condiciones de aire presenta un valor de dureza cercano a 11 Shore A, en presencia de NaOH el material se desintegra y con HCl aparece quemado, lo que impide medir su dureza. Esto sugiere una menor estabilidad de este polímero frente a condiciones térmicas combinadas con determinados agentes químicos.

Para el LDPE, los valores de dureza se mantienen entre 14 y 15 Shore A dependiendo del tratamiento aplicado. Por su parte, el HDPE presenta valores muy constantes, situándose en torno a 17 Shore A en todos los casos, lo que indica una elevada estabilidad frente al tratamiento térmico.

Finalmente, el PET muestra valores de dureza comprendidos entre 14 y 15 Shore A, con variaciones poco significativas entre los distintos tratamientos. En conjunto, estos resultados indican que la mayoría de los polímeros analizados mantienen una dureza relativamente estable tras el tratamiento térmico, siendo el TPS el material que presenta una mayor sensibilidad a estas condiciones.

En conjunto, al comparar los resultados obtenidos en las tres condiciones experimentales (aire libre, radiación ultravioleta y tratamiento térmico), se observa que la mayoría de los polímeros analizados mantienen valores de dureza bastante similares, independientemente del tratamiento aplicado. Materiales como HDPE, LDPE y PET muestran una buena estabilidad en sus propiedades mecánicas superficiales, ya que las variaciones en los valores de dureza son relativamente pequeñas entre los distintos tratamientos. En el caso de la resina, también se observan cambios poco significativos, aunque el tratamiento térmico parece provocar un ligero aumento en algunos casos. Por el contrario, el TPS es el material que presenta un comportamiento más sensible, especialmente bajo condiciones térmicas combinadas con ciertos agentes químicos, donde se observa su desintegración o degradación. En general, estos resultados sugieren que, bajo las condiciones estudiadas, los tratamientos aplicados no producen modificaciones importantes en la dureza de la mayoría de los polímeros analizados.

4.1.3 Hidrofobia

Con el fin de evaluar las propiedades superficiales de los materiales estudiados, se realizó la medición del ángulo de contacto mediante el método de la gota sésil (gota de agua destilada). Este parámetro permite determinar el grado de hidrofobicidad de una superficie. En general, valores de ángulo de contacto superiores a 90° indican superficies hidrofóbicas, mientras que valores inferiores a este umbral corresponden a superficies hidrofílicas.

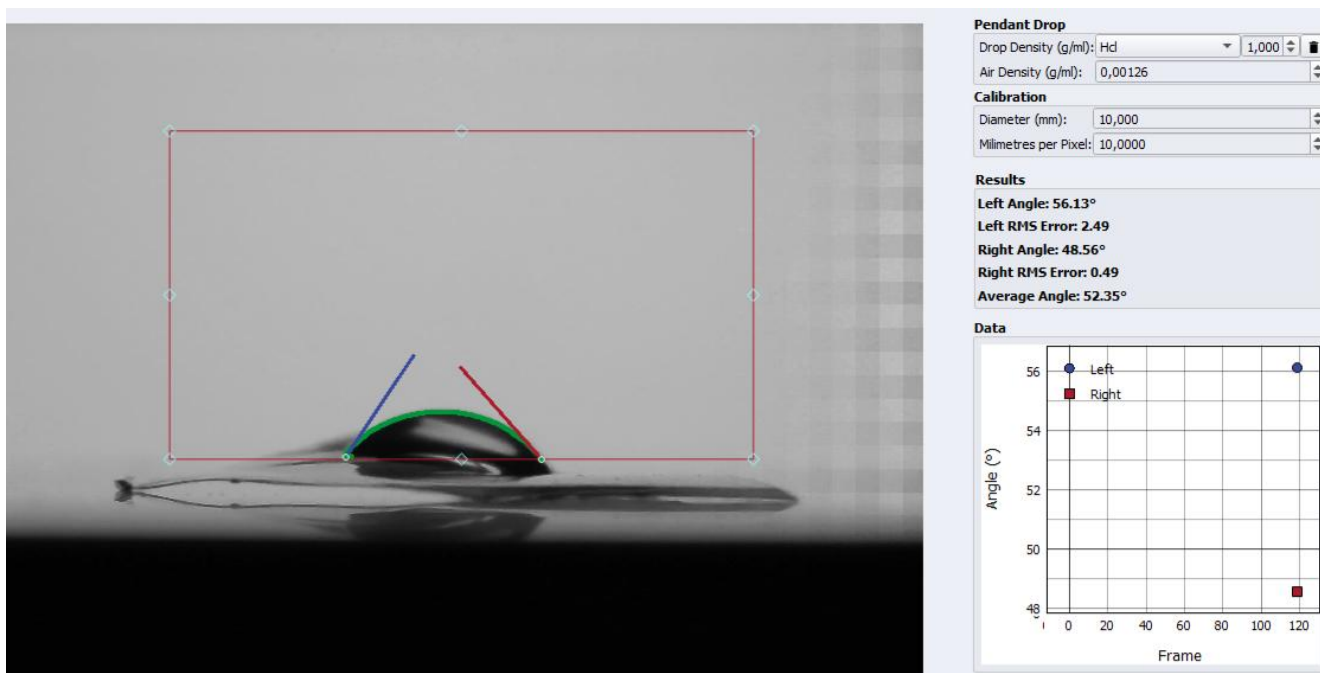


Figura 4-4 Ángulo de contacto del LDPE

En la Figura 4-4 se muestra un ejemplo de la medición del ángulo de contacto para la muestra del LDPE obtenida mediante el método de la gota sésil. A partir del análisis de la imagen se obtuvieron valores de $56,13^\circ$ y $48,56^\circ$ para los ángulos izquierdo y derecho respectivamente, con un valor promedio de $52,35^\circ$. Este valor indica que la superficie del material presenta un comportamiento hidrofílico, ya que el ángulo de contacto es inferior a 90° . No obstante, el incremento respecto a otras muestras sugiere una ligera disminución de la afinidad de la superficie con el agua.

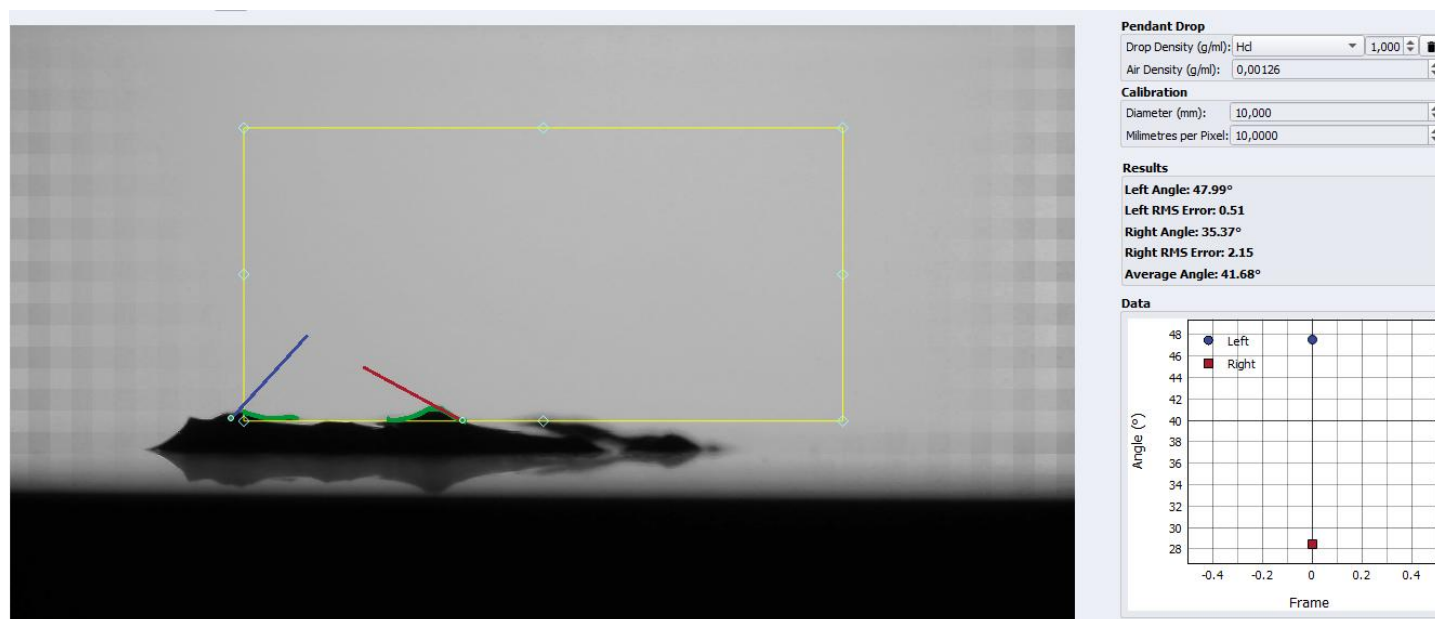


Figura 4-5 Ángulo de contacto del TPS

En la Figura 4-5 se muestra la medición del ángulo de contacto obtenida para la muestra de TPS mediante el método de la gota sésil. A partir del análisis de la imagen se obtuvieron valores de $47,99^\circ$ y $35,37^\circ$ para los ángulos izquierdo y derecho, respectivamente, con un valor promedio de $41,68^\circ$. Este resultado indica que la superficie del material presenta un comportamiento hidrofílico, ya que el ángulo de contacto es inferior a 90° . Esto sugiere que el agua presenta una buena afinidad con la superficie del TPS, extendiéndose parcialmente sobre el material.

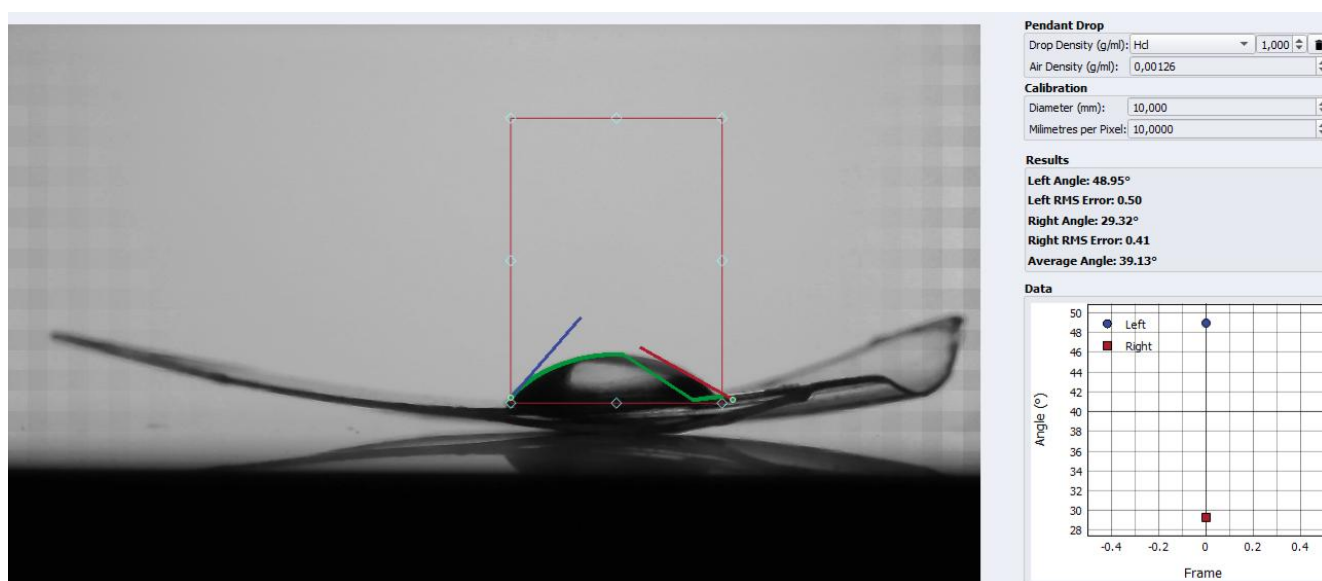


Figura 4-6 Ángulo de contacto del PET

En la Figura 4-6 se muestra la medición del ángulo de contacto obtenida para la muestra de PET mediante el método de la gota sésil. A partir del análisis de la imagen se obtuvieron valores de $48,95^\circ$ y $29,32^\circ$ para los ángulos izquierdo y derecho respectivamente, con un valor promedio de $39,13^\circ$. Este resultado indica que la superficie del PET presenta un comportamiento hidrofílico, ya que el ángulo de contacto es inferior a 90° . Esto sugiere que el agua presenta una afinidad relativamente alta con la superficie del material.

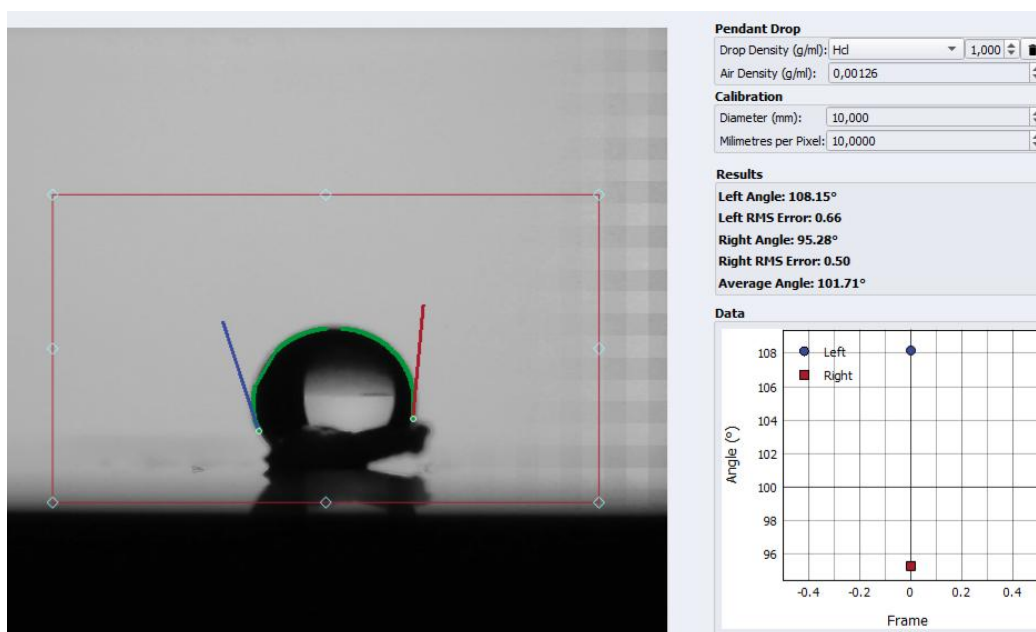


Figura 4-7 Ángulo de contacto del HDPE

A partir del análisis del HDPE se obtuvieron valores de $108,15^\circ$ y $95,28^\circ$ para los ángulos izquierdo y derecho, respectivamente, con un valor promedio de $101,71^\circ$. Este valor es superior a 90° , lo que indica que la superficie presenta un comportamiento hidrofóbico. En estas condiciones, el agua tiende a formar una gota más redondeada sobre la superficie, lo que sugiere una menor afinidad entre el líquido y el material analizado.

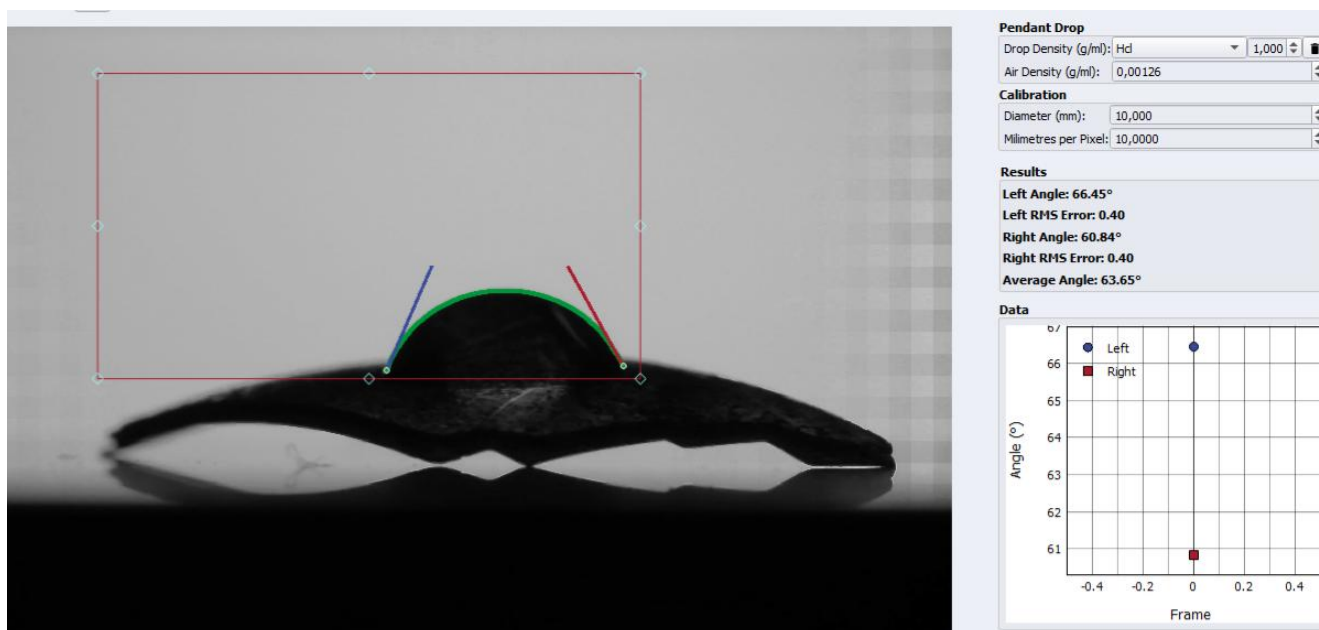


Figura 4-8 Resina de impresión 3D

A partir del análisis de la imagen se obtuvieron valores de $66,45^\circ$ y $60,84^\circ$ para los ángulos izquierdo y derecho, respectivamente, con un valor promedio de $63,65^\circ$. Este valor es inferior a 90° , lo que indica que la superficie presenta un comportamiento hidrofílico. En este caso, la gota de agua tiende a extenderse parcialmente sobre la superficie del material, lo que sugiere una cierta afinidad entre el agua y el polímero analizado.

Polímero	Ángulo izquierdo ($^\circ$)	Ángulo derecho ($^\circ$)	Ángulo medio ($^\circ$)	Comportamiento
LDPE	56,13	48,56	52,35	Hidrofílico moderado
TPS	47,99	35,37	41,68	Hidrofílico
PET	48,95	29,32	39,13	Hidrofílico
HDPE	108,15	95,28	101,71	Hidrofóbico
Resina 3D	66,45	60,84	63,65	Hidrofílico moderado

Figura 4-9 Ángulo de contacto

Por lo tanto, los resultados obtenidos a partir de las mediciones del ángulo de contacto muestran diferencias claras en el comportamiento superficial de los distintos polímeros frente al agua. Los materiales PET y TPS presentan ángulos de contacto medios de $39,13^\circ$ y $41,68^\circ$, respectivamente, valores claramente inferiores a 90° , lo que indica un comportamiento hidrofílico. En estos casos, la gota de agua tiende a extenderse sobre la superficie del material, reflejando una mayor afinidad entre el líquido y el polímero. Este comportamiento puede relacionarse con la presencia de grupos funcionales más polares en su estructura química, que favorecen la interacción con moléculas de agua [102].

En el caso de la resina de impresión 3D, el ángulo de contacto medio obtenido es de $63,65^\circ$, lo que sugiere un comportamiento hidrofílico moderado. Aunque la gota de agua no se extiende completamente sobre la superficie, tampoco mantiene una forma totalmente esférica, lo que indica una interacción

intermedia entre el agua y el material. Este tipo de comportamiento suele estar asociado a materiales con una polaridad superficial moderada.

Por su parte, el LDPE presenta un ángulo de contacto medio de $52,35^\circ$, situándose también dentro del rango hidrofílico, aunque mostrando una menor afinidad con el agua en comparación con PET y TPS. Este comportamiento puede atribuirse a la naturaleza química del polietileno, cuya estructura está formada principalmente por enlaces carbono-carbono y carbono-hidrógeno, de carácter mayoritariamente apolar, lo que limita la interacción con moléculas de agua[103].

Finalmente, el HDPE muestra el valor más elevado, con un ángulo de contacto medio de $101,71^\circ$, lo que indica un comportamiento claramente hidrofóbico. En este caso, la gota de agua tiende a adoptar una forma más esférica sobre la superficie del material, lo que refleja una menor interacción entre el líquido y el polímero. Este comportamiento es característico de materiales con baja energía superficial y estructuras químicas poco polares.

En general, estos resultados ponen de manifiesto que la estructura química y la energía superficial de los polímeros influyen de manera directa en sus propiedades de humectabilidad. Los materiales con mayor presencia de grupos funcionales polares tienden a presentar una mayor interacción con el agua, mientras que los polímeros con estructuras más apolares muestran un comportamiento más hidrofóbico.

4.2 Análisis Ciclo de Vida (ACV)

Con el fin de evaluar el impacto ambiental asociado a los sistemas estudiados, se realizó un Análisis de Ciclo de Vida (ACV) mediante el software OpenLCA. Este análisis permite cuantificar los impactos ambientales derivados de los diferentes procesos incluidos en el sistema, considerando tanto el consumo de materiales y energía como las emisiones generadas a lo largo del ciclo de vida del producto.

En este apartado se presentan los resultados obtenidos para dos sistemas analizados: el proceso de botellas de policarbonato (PC Bottle Filling) y la producción de bolsas de plástico (Plastic Bag Production). Para cada caso se evaluaron distintas categorías de impacto ambiental utilizando el método de evaluación CML-IA baseline (método que usa OpenLCA para convertir emisiones en impactos ambientales.), con el objetivo de identificar los procesos que presentan una mayor contribución a los impactos ambientales del sistema.

Dentro del software OpenLCA existen múltiples categorías de impacto que permiten analizar diferentes aspectos ambientales del sistema. Sin embargo, en este trabajo se han seleccionado tres categorías principales: el potencial de calentamiento global, el potencial de toxicidad humana y el potencial de ecotoxicidad acuática en agua dulce. Esta selección se ha realizado con el objetivo de centrarse en aquellos impactos considerados más representativos, tanto por su relevancia ambiental como por su relación directa con los efectos sobre la salud humana y los ecosistemas. De este modo, se facilita una interpretación más clara de los resultados, permitiendo identificar de forma más precisa los procesos con mayor influencia en el impacto ambiental global del sistema.

4.2.1 Llenado de botellas de Policarbonato

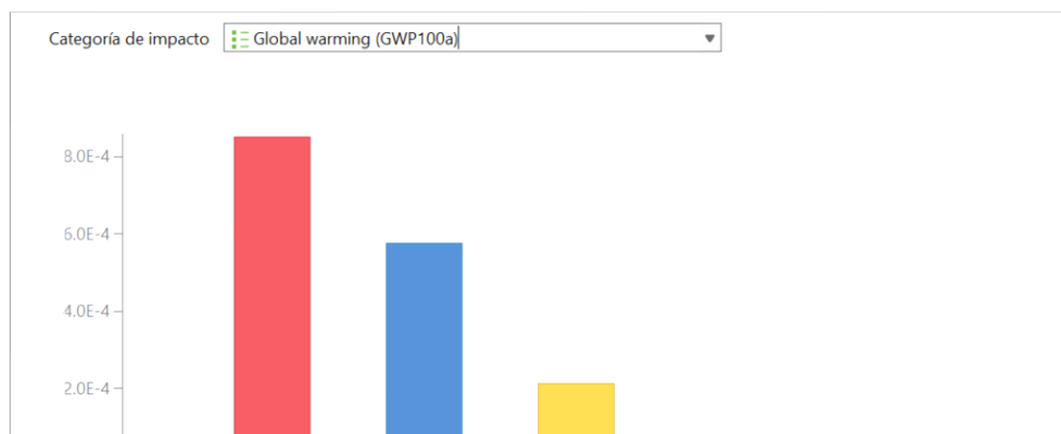
En este caso, se llevó a cabo el cálculo del Análisis de Ciclo de Vida (ACV) del sistema correspondiente al proceso de Llenado de botellas de policarbonato utilizando el software OpenLCA. Para ello, se definió el sistema de estudio incorporando las principales entradas y salidas asociadas al proceso de llenado de botellas.

Entre las entradas del sistema se consideraron los materiales y recursos necesarios para el proceso, incluyendo drinking water (agua potable) y los granulados poliméricos transportados, concretamente PC (policarbonato), LDPE (polietileno de baja densidad) y PB (polibuteno), que representan los materiales utilizados en la fabricación y procesamiento de los envases plásticos.

Por otro lado, como salida del sistema, se definió el producto final obtenido tras el proceso, correspondiente a la botella de policarbonato ya llena y preparada para su uso (PC Bottle Filled).

Una vez definido el sistema con sus respectivas entradas y salidas, se ejecutó el cálculo del modelo en OpenLCA con el objetivo de obtener los resultados asociados a los impactos ambientales del proceso analizado.

4.2.1.1 Calentamiento Global



8.525E-4 kg CO₂ eq: Container glass (delivered to the end user of the contained product, reuse rate: 7%), production mix at plant, technology mix - RER
 5.780E-4 kg CO₂ eq: Drinking water, production mix, at plant, water purification treatment, from groundwater - RER
 2.142E-4 kg CO₂ eq: Lorry transport, Euro 0, 1, 2, 3, 4 mix, 22 t total weight, 17,3t max payload - RER

Figura 4-10 Calentamiento Global

La Figura 4-10 muestra los resultados obtenidos para la categoría del Calentamiento Global a 100 años (GWP100a), expresada en kg de CO₂ equivalente, correspondiente al sistema analizado en el modelo de llenado de botellas de policarbonato (PC Bottle Filling)

Los resultados indican que la mayor contribución al impacto de calentamiento global proviene del proceso asociado al vidrio para envases (container glass), con un valor aproximado de 8.525E-4 kg CO₂ eq. Este resultado sugiere que la producción y gestión del envase constituye uno de los procesos más relevantes en términos de emisiones de gases de efecto invernadero dentro del sistema analizado.

En segundo lugar, se observa la contribución asociada a la producción de agua potable (drinking water), con un valor aproximado de 5.780E-4 kg CO₂ eq. Este impacto está relacionado principalmente con los procesos de captación, tratamiento y distribución del agua necesaria para el sistema.

Finalmente, el transporte por camión (lorry transport) presenta una contribución menor, con un valor aproximado de 2.142E-4 kg CO₂ eq, lo que indica que, dentro del sistema modelizado, el transporte tiene un impacto relativamente inferior en comparación con la producción del envase y el tratamiento del agua.

Por lo tanto, estos resultados permiten identificar los procesos que generan mayores emisiones de gases de efecto invernadero dentro del sistema estudiado, destacando la importancia de optimizar los procesos de producción de materiales y recursos utilizados para reducir el impacto ambiental global del sistema.

4.2.1.2 Toxicidad Humana

A continuación, se evaluó la categoría de impacto Toxicidad Humana (Human Toxicity), que permite analizar el potencial efecto de las emisiones asociadas al sistema sobre la salud humana. Los

resultados obtenidos se representan en la Figura 4-11 donde se muestran las principales contribuciones de los procesos considerados en el modelo de llenado de botellas de policarbonato.

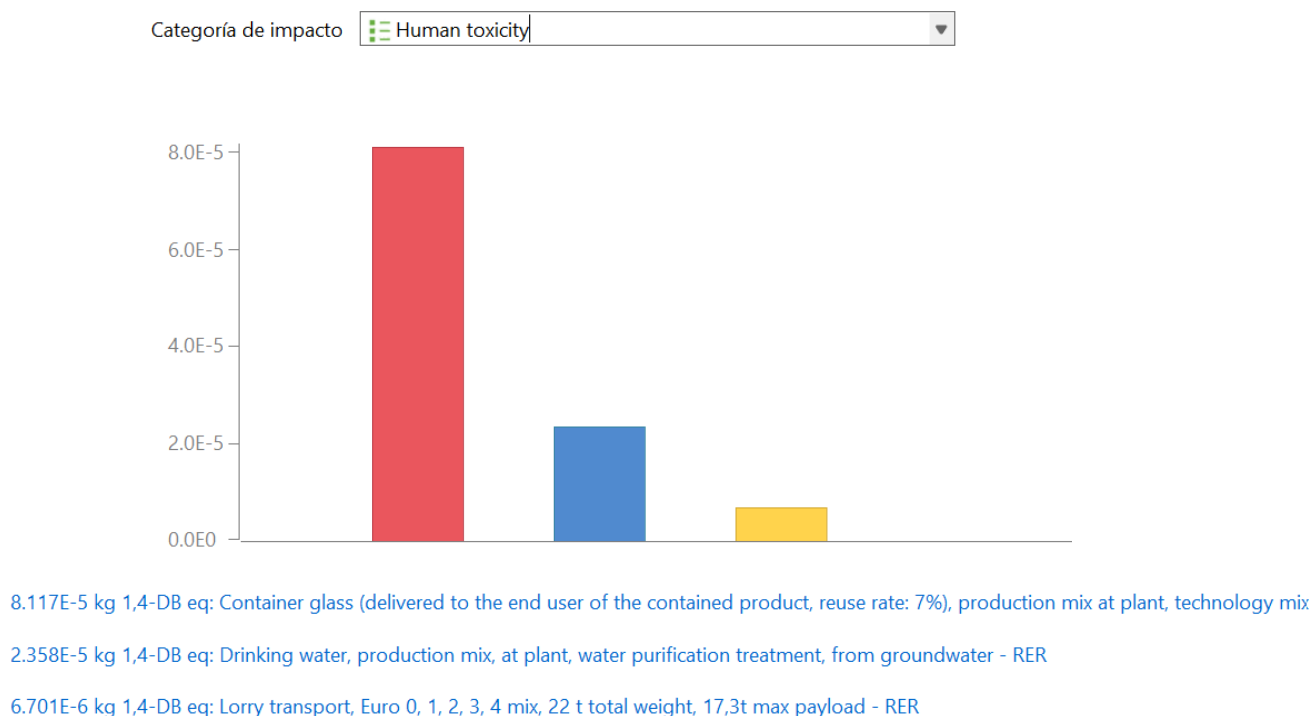


Figura 4-11 Toxicidad humana

Los resultados indican que la mayor contribución a la categoría de impacto Toxicidad Humana corresponde al proceso container glass con un valor aproximado de 8.117E-5 kg 1,4-DB eq. Este resultado refleja que la producción del envase constituye la principal fuente potencial de emisiones con efectos tóxicos sobre la salud humana dentro del sistema analizado.

En segundo lugar, se observa la contribución asociada a la producción de agua potable (drinking water), con un valor aproximado de 2.358E-5 kg 1,4-DB eq, relacionada con los procesos de captación, tratamiento y distribución del agua.

Por último, el transporte por camión (lorry transport) presenta una contribución menor, con un valor aproximado de 6.701E-6 kg 1,4-DB eq, lo que indica que su impacto en esta categoría es significativamente inferior en comparación con los otros procesos considerados.

Por lo que, estos resultados permiten identificar qué procesos del sistema presentan una mayor contribución potencial a los impactos relacionados con la toxicidad humana.

4.2.1.3 Ecotoxicidad en agua dulce

A continuación, se evaluó la categoría de impacto de la ecotoxicidad acuática en agua dulce, que permite analizar el efecto tóxico de las emisiones asociadas al sistema sobre los organismos presentes en ecosistemas de agua dulce, como ríos, lagos o embalses. Los resultados obtenidos se muestran en la (Figura 4-12), donde se representan las principales contribuciones de los procesos considerados en el modelo de llenado de botellas de policarbonato.

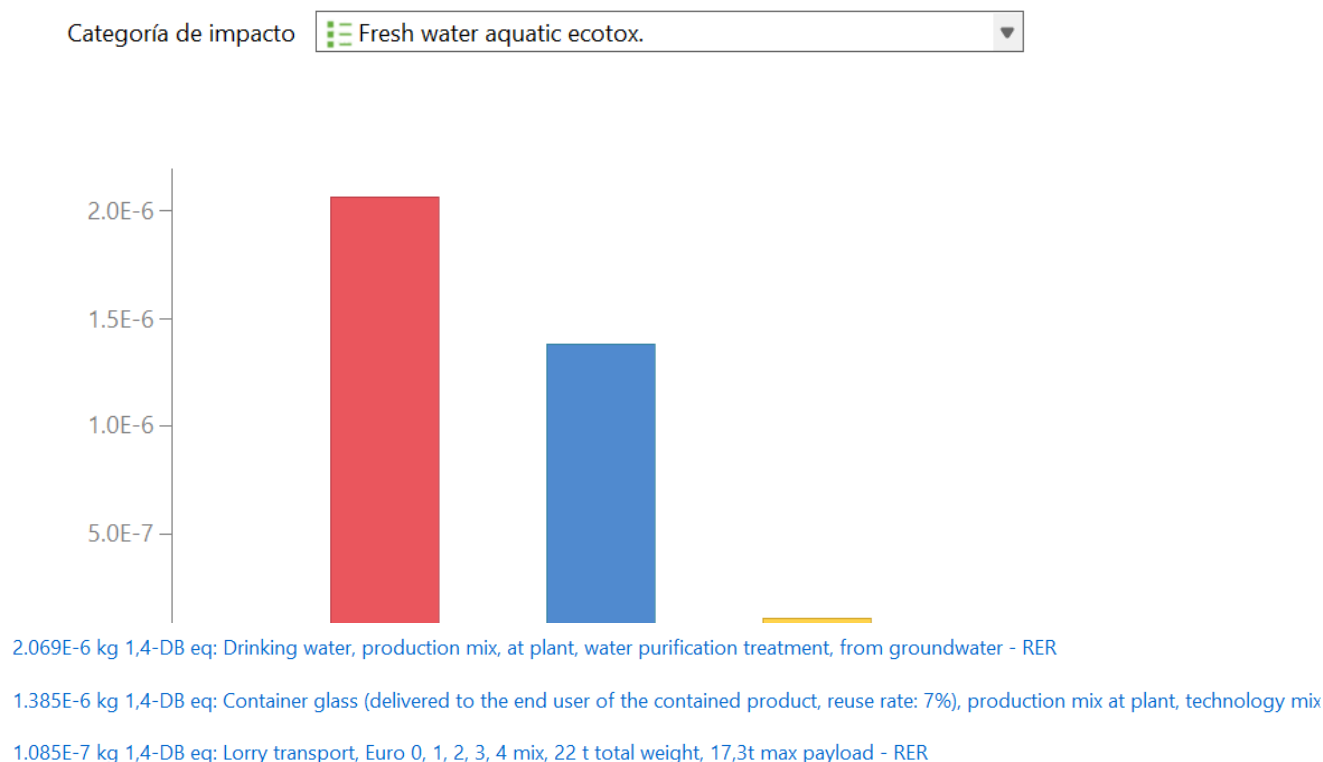


Figura 4-12 Ecotoxicidad acuática en agua dulce

Los resultados indican que la mayor contribución a esta categoría de impacto corresponde al proceso asociado a la producción de agua potable (drinking water), con un valor aproximado de 2.069E-6 kg 1,4-DB eq. Este resultado refleja que los procesos de captación y tratamiento del agua pueden generar emisiones con potencial efecto tóxico sobre organismos acuáticos.

En segundo lugar, se observa la contribución asociada al proceso vidrio para envases, con un valor aproximado de 1.385E-6 kg 1,4-DB eq, relacionada principalmente con los impactos ambientales derivados de la producción del envase.

Finalmente, el transporte por camión (lorry transport) presenta una contribución considerablemente menor, con un valor aproximado de 1.085E-7 kg 1,4-DB eq, lo que indica que su impacto en esta categoría es reducido en comparación con los otros procesos considerados.

Estos resultados permiten identificar qué procesos del sistema presentan una mayor contribución potencial a los impactos relacionados con la toxicidad en ecosistemas de agua dulce.

4.2.2 Producción de bolsas de plástico

En segundo lugar, se analizó el sistema correspondiente a la producción de una bolsa de plástico (Plastic Bag Production). Para ello, se definió el sistema de estudio considerando las principales entradas de materiales y recursos necesarios para la fabricación del producto.

Entre las entradas del sistema se incluyeron el granulado de polietileno de baja densidad (LDPE), utilizado como materia prima principal para la fabricación de la bolsa, así como el consumo de electricidad necesario durante el proceso productivo. Además, se incorporó el transporte de materiales mediante camión, que representa el desplazamiento de las materias primas dentro de la cadena de suministro.

Por otro lado, como salida del sistema, se definió el producto final obtenido, correspondiente a la bolsa de plástico producida. En este caso, se consideró una unidad funcional de 0,01 kg de bolsa de plástico, valor representativo del peso aproximado de una bolsa convencional.

Una vez definido el sistema con sus correspondientes entradas y salidas, se ejecutó el cálculo del modelo en OpenLCA con el objetivo de obtener los resultados asociados a los impactos ambientales del proceso de producción de la bolsa de plástico.

4.2.2.1 Calentamiento Global

En primer lugar, se analizó la categoría del impacto Calentamiento Global a 100 años (GWP100a), que permite cuantificar el impacto del sistema en términos de emisiones de gases de efecto invernadero. Los resultados obtenidos se muestran en la (Figura 4-13).



Figura 4-13 Calentamiento Global

Los resultados indican que la mayor contribución al impacto de calentamiento global proviene de la producción del granulado de polietileno de baja densidad (LDPE), con un valor aproximado de 0,021 kg CO₂ eq, lo que refleja el peso ambiental asociado a la obtención de la materia prima utilizada en la fabricación de la bolsa. En segundo lugar, se observa la contribución asociada al proceso container glass, con un valor cercano a 0,016 kg CO₂ eq, seguido por el consumo de electricidad durante el proceso productivo, que presenta un valor aproximado de 0,010 kg CO₂ eq.

Por otro lado, el transporte marítimo mediante un buque granelero (bulk Carrier) presenta una contribución prácticamente despreciable dentro del sistema analizado, con un valor de 2,434E-5 kg CO₂ eq. Finalmente, se observa una contribución negativa asociada a la producción de nylon 6, con un valor aproximado de -0,048 kg CO₂ eq, lo que indica la presencia de un crédito ambiental dentro del modelo considerado.

Por lo que, estos resultados ponen de manifiesto que la producción del material polimérico constituye el principal factor responsable del impacto de calentamiento global en el sistema analizado, mientras que los procesos de transporte y consumo energético presentan una contribución menor al impacto total.

4.2.2.2 Toxicidad Humana

A continuación, se evaluó la categoría del impacto de la Toxicidad Humana, que permite analizar el efecto de las emisiones generadas por el sistema sobre la salud humana.



Figura 4-14 Toxicidad Humana

La (Figura 4-15) muestra los resultados obtenidos para la categoría del impacto de la Toxicidad Humana expresada en kg de 1,4-diclorobenceno equivalente (kg 1,4-DB eq), correspondientes al sistema de producción de bolsas de plástico.

Los resultados indican que la mayor contribución a esta categoría de impacto proviene del proceso vidrios para envase, con un valor aproximado de 1,545E-3 kg 1,4-DB eq, lo que representa el principal aporte a la toxicidad humana dentro del sistema analizado. En segundo lugar, se observa la contribución asociada al consumo de electricidad, con un valor cercano a 7,697E-4 kg 1,4-DB eq, seguida por la producción de granulado de polietileno de baja densidad (LDPE), con un valor aproximado de 1,306E-4 kg 1,4-DB eq.

Por otro lado, el transporte marítimo mediante buque granelero presenta una contribución prácticamente despreciable, con un valor de 9,158E-7 kg 1,4-DB eq, mientras que la producción de nylon 6 muestra una contribución negativa de aproximadamente -9,937E-4 kg 1,4-DB eq, lo que indica la presencia de una compensación ambiental dentro del modelo considerado.

En conjunto, estos resultados sugieren que los procesos asociados a la producción de materiales y al consumo energético son los principales responsables del impacto potencial sobre la salud humana en el sistema analizado.

4.2.2.3 Ecotoxicidad acuática en agua dulce

Finalmente, se evaluó la categoría de impacto Ecotoxicidad acuática en agua dulce, que permite analizar el efecto tóxico de las emisiones asociadas al sistema sobre los organismos presentes en ecosistemas de agua dulce, como ríos, lagos o embalses. Los resultados obtenidos se muestran en la (Figura 4-15) expresada en kg 1,4-DB eq.

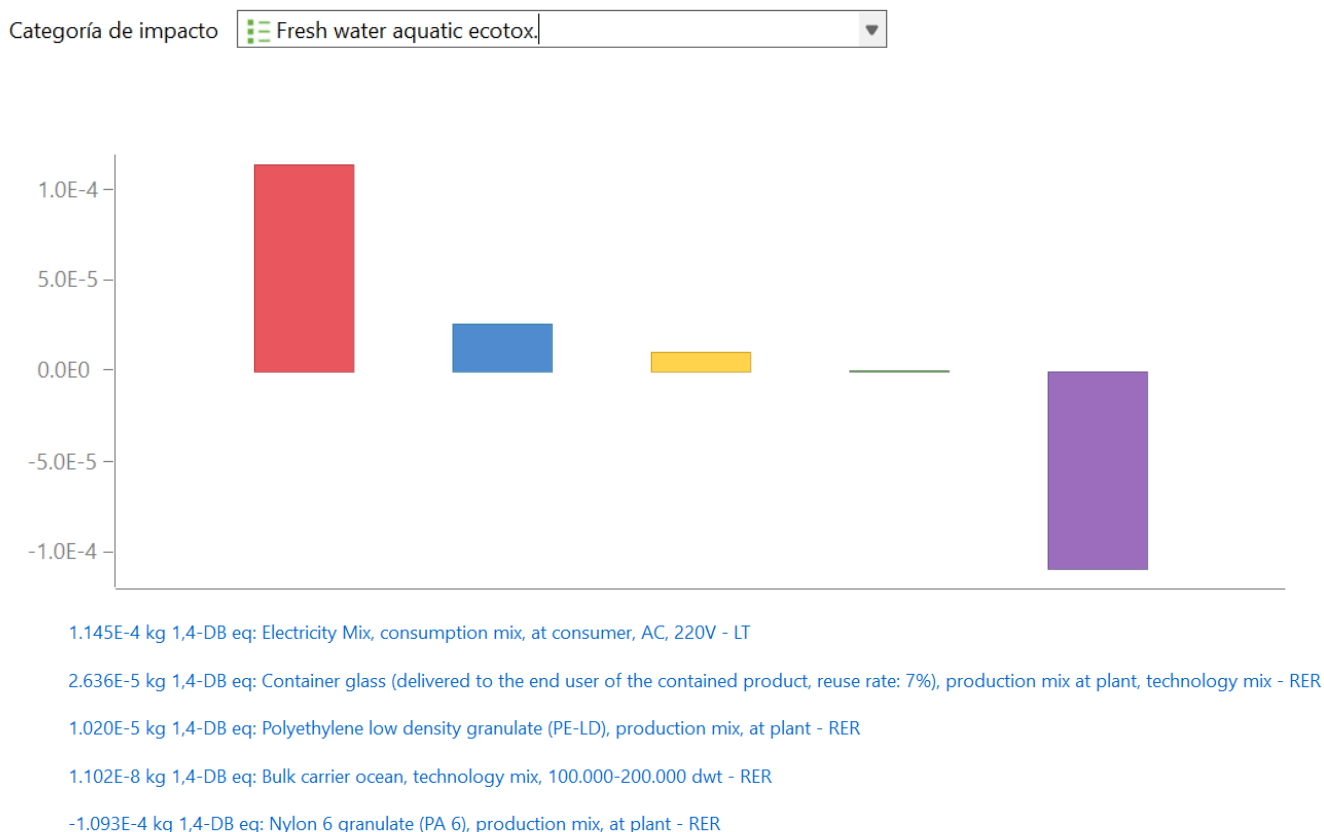


Figura 4-15 Ecotoxicidad acuática en agua dulce

Los resultados indican que la mayor contribución a esta categoría de impacto proviene del consumo de electricidad, con un valor aproximado de 1,145E-4 kg 1,4-DB eq, lo que pone de manifiesto la influencia del consumo energético en el potencial impacto tóxico sobre los ecosistemas de agua dulce.

En segundo lugar, se observa la contribución asociada al proceso vidrios para envases, con un valor cercano a 2,636E-5 kg 1,4-DB eq, seguida por la producción de granulado de polietileno de baja densidad (LDPE), que presenta un valor aproximado de 1,020E-5 kg 1,4-DB eq.

Por su parte, el transporte marítimo mediante buques graneleros muestra una contribución prácticamente despreciable dentro del sistema analizado, con un valor de 1,102E-8 kg 1,4-DB eq.

Finalmente, se observa una contribución negativa asociada a la producción de nylon 6, con un valor aproximado de -1,093E-4 kg 1,4-DB eq, lo que indica la presencia de un crédito ambiental en el modelo considerado.

Estos resultados sugieren que el consumo de electricidad y la producción de materiales son los procesos que presentan una mayor influencia en el potencial impacto tóxico sobre los ecosistemas de agua dulce dentro del sistema analizado.

4.2.3 Comparación y discusión global de los sistemas

A partir de los resultados obtenidos en las distintas categorías de impacto analizadas, se puede realizar una comparación global entre el sistema de llenado de botellas de policarbonato y el sistema de producción de bolsas de plástico, con el objetivo de identificar cuál de ellos presenta un menor impacto ambiental.

En la categoría de potencial de calentamiento global, se observa una diferencia significativa entre ambos sistemas. Mientras que el sistema de botellas de policarbonato presenta valores del orden de 10^{-4} kg CO₂ eq, el sistema de producción de bolsas de plástico alcanza valores del orden de 10^{-2} kg CO₂ eq. Esto indica que la producción de bolsas de plástico genera un impacto considerablemente mayor en términos de emisiones de gases de efecto invernadero, siendo la producción de polietileno el principal proceso responsable.

En cuanto al potencial de toxicidad humana, se mantiene esta misma tendencia. El sistema de botellas de policarbonato presenta valores del orden de 10^{-5} kg eq de 1,4-diclorobenceno, mientras que el sistema de bolsas de plástico alcanza valores del orden de 10^{-3} , lo que evidencia un impacto notablemente superior. En ambos casos, el vidrio para envases es el principal contribuyente, aunque en el sistema de bolsas también adquiere relevancia el consumo de electricidad.

Por otro lado, en la categoría de potencial de ecotoxicidad acuática en agua dulce, se observa nuevamente que el sistema de bolsas de plástico presenta valores más elevados (10^{-4}) en comparación con el sistema de botellas de policarbonato (10^{-6}). En este caso, el consumo de electricidad y la producción de materiales son los principales responsables del impacto en el sistema de bolsas, mientras que en el sistema de botellas destaca el tratamiento de agua.

Cabe destacar que, en el sistema de producción de bolsas de plástico, se observan contribuciones negativas asociadas a la producción de nylon 6, lo que indica la presencia de impactos ambientales evitados. Sin embargo, estos créditos ambientales no son suficientes para compensar los elevados impactos generados por la producción de materias primas y el consumo energético.

En conjunto, los resultados muestran de forma clara que el sistema de producción de bolsas de plástico presenta un impacto ambiental significativamente mayor en todas las categorías analizadas en comparación con el sistema de llenado de botellas de policarbonato. Esto se debe principalmente a la elevada carga ambiental asociada a la producción de polímeros y al consumo energético requerido en el proceso.

Por lo tanto, desde una perspectiva de sostenibilidad ambiental, el sistema de llenado de botellas de policarbonato puede considerarse una alternativa más favorable, al presentar menores impactos en términos de emisiones de gases de efecto invernadero, toxicidad humana y ecotoxicidad acuática.

5 CONCLUSIONES Y LÍNEAS FUTURAS

5.1 Conclusiones

En el presente Trabajo de Fin de En este Trabajo de Fin de Grado se ha llevado a cabo una investigación experimental con el objetivo de evaluar la eficacia de distintas técnicas de degradación aplicadas a microplásticos comunes, así como su impacto ambiental mediante el Análisis de Ciclo de Vida.

Los resultados obtenidos muestran, en primer lugar, que no todos los plásticos se comportan igual frente a los tratamientos. Materiales convencionales como el HDPE, LDPE o PET han demostrado ser especialmente resistentes, ya que apenas experimentan cambios en sus propiedades, lo que confirma su gran estabilidad y dificultad de degradación. En cambio, otros materiales como el almidón termoplástico (TPS) son mucho más vulnerables, presentando pérdidas de masa y cambios estructurales significativos.

Por otro lado, los tratamientos estudiados como la radiación ultravioleta, los procesos químicos o la electrocoagulación no consiguen una degradación completa en los plásticos más resistentes. En la mayoría de los casos, lo que se observa es una modificación superficial o una fragmentación del material, lo que pone de manifiesto lo complejo que resulta eliminar los microplásticos con las técnicas actuales.

El análisis de propiedades fisicoquímicas, como la hidrofobicidad, también ha permitido entender mejor cómo interactúan estos materiales con el medio acuático. Estas diferencias influyen directamente tanto en su comportamiento ambiental como en su respuesta frente a los tratamientos aplicados.

En relación con el Análisis de Ciclo de Vida, los resultados indican que la producción de bolsas de plástico genera un impacto ambiental considerablemente mayor que el sistema de llenado de botellas de policarbonato en todas las categorías evaluadas. Esto se debe, principalmente, al alto consumo energético y a la carga ambiental asociada a la obtención de materias primas.

En definitiva, este trabajo pone de manifiesto que, aunque existen diversas técnicas capaces de modificar o fragmentar los microplásticos, su eliminación completa sigue siendo un reto. Además, se evidencia la necesidad de considerar no solo la eficiencia de degradación, sino también el impacto ambiental de los propios procesos de tratamiento, con el fin de desarrollar soluciones más sostenibles.

5.2 Líneas futuras

A partir de estos resultados, se proponen diferentes líneas de investigación futuras que pueden contribuir a mejorar el conocimiento y la gestión de este problema. Por un lado, sería interesante profundizar en el estudio de técnicas de degradación más avanzadas, como los procesos de oxidación avanzada o la degradación enzimática, que podrían ofrecer una mayor eficacia en la ruptura de los polímeros. También, el análisis combinado de distintos tratamientos como la radiación UV junto con

procesos químicos o la electrocoagulación podrían permitir identificar posibles efectos sinérgicos que incrementen la eficiencia global.

Por otro lado, resulta fundamental prestar atención a los subproductos generados durante estos procesos, especialmente a la posible formación de nanoplásticos, con el fin de evaluar sus implicaciones ambientales y sanitarias. En esta misma línea, ampliar el Análisis de Ciclo de Vida incorporando nuevas categorías de impacto y diferentes escenarios, como el reciclaje, la reutilización o la valorización energética, permitiría obtener una visión más completa del comportamiento ambiental de estos sistemas.

Finalmente, también se pone en manifiesto la necesidad de avanzar en el desarrollo de materiales alternativos más sostenibles, como biopolímeros o plásticos biodegradables, así como en la optimización de los procesos industriales para reducir la generación de microplásticos desde su origen.

6 BIBLIOGRAFÍA

- [1] G. Lamichhane *et al.*, «Microplastics in environment: global concern, challenges, and controlling measures», *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, vol. 20, n.º 4, pp. 4673-4694, 2023, doi: 10.1007/s13762-022-04261-1.
- [2] A. G. Grover Castañeta, F. Nacarette, y C. A. Manzano, «MICROPLÁSTICOS: UN CONTAMINANTE QUE CRECE EN TODAS LAS ESFERAS AMBIENTALES, SUS CARACTERÍSTICAS Y POSIBLES RIESGOS PARA LA SALUD PÚBLICA POR EXPOSICIÓN», *Rev. Boliv. Quím.*, vol. 37, n.º 3, pp. 160-175, jul. 2020, doi: 10.34098/2078-3949.37.3.4.
- [3] S. Sarkar, H. Diab, y J. Thompson, «Microplastic Pollution: Chemical Characterization and Impact on Wildlife», *Int. J. Environ. Res. Public. Health*, vol. 20, n.º 3, p. 1745, ene. 2023, doi: 10.3390/ijerph20031745.
- [4] O. Can, M. Kobya, Prof. E. Demirbas, y M. Bayramoğlu, «Treatment of the Textile Wastewater by Combined Electrocoagulation», *Chemosphere*, vol. 62, pp. 181-7, feb. 2006, doi: 10.1016/j.chemosphere.2005.05.022.
- [5] S. Lambert y M. Wagner, «Characterisation of nanoplastics during the degradation of polystyrene», *Chemosphere*, vol. 145, pp. 265-268, feb. 2016, doi: 10.1016/j.chemosphere.2015.11.078.
- [6] I. E. Napper y R. C. Thompson, «Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions», *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 112, n.º 1, pp. 39-45, nov. 2016, doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.09.025.
- [7] J. Boucher y D. Friot, *Primary microplastics in the oceans: A global evaluation of sources*. IUCN International Union for Conservation of Nature, 2017. doi: 10.2305/IUCN.CH.2017.01.en.
- [8] N. B. Hartmann *et al.*, «Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris», *Environ. Sci. Technol.*, vol. 53, n.º 3, pp. 1039-1047, feb. 2019, doi: 10.1021/acs.est.8b05297.
- [9] J. P. da Costa, A. Avellan, C. Mouneyrac, A. Duarte, y T. Rocha-Santos, «Plastic additives and microplastics as emerging contaminants: Mechanisms and analytical assessment», *TrAC Trends Anal. Chem.*, vol. 158, p. 116898, ene. 2023, doi: 10.1016/j.trac.2022.116898.
- [10] M. Revel, A. Châtel, y C. Mouneyrac, «Micro(nano)plastics: A threat to human health?», *Curr. Opin. Environ. Sci. Health*, vol. 1, pp. 17-23, feb. 2018, doi: 10.1016/j.coesh.2017.10.003.
- [11] A. L. Andrady, «Microplastics in the marine environment», *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 62, n.º 8, pp. 1596-1605, ago. 2011, doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.05.030.

- [12] L. S. Fendall y M. A. Sewell, «Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers», *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 58, n.º 8, pp. 1225-1228, ago. 2009, doi: 10.1016/j.marpolbul.2009.04.025.
- [13] M. Cole, P. Lindeque, C. Halsband, y T. S. Galloway, «Microplastics as contaminants in the marine environment: A review», *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 62, n.º 12, pp. 2588-2597, dic. 2011, doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.09.025.
- [14] X. Wang, N. Bolan, D. C. W. Tsang, B. Sarkar, L. Bradney, y Y. Li, «A review of microplastics aggregation in aquatic environment: Influence factors, analytical methods, and environmental implications», *J. Hazard. Mater.*, vol. 402, p. 123496, ene. 2021, doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.123496.
- [15] J. Cui y C. Jing, «A review of arsenic interfacial geochemistry in groundwater and the role of organic matter», *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 183, p. 109550, nov. 2019, doi: 10.1016/j.ecoenv.2019.109550.
- [16] I. Chubarenko, A. Bagaev, M. Zobkov, y E. Esiukova, «On some physical and dynamical properties of microplastic particles in marine environment», *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 108, n.º 1, pp. 105-112, jul. 2016, doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.04.048.
- [17] A. Cózar *et al.*, «Plastic debris in the open ocean», *Proc. Natl. Acad. Sci.*, vol. 111, n.º 28, pp. 10239-10244, jul. 2014, doi: 10.1073/pnas.1314705111.
- [18] R. C. Thompson *et al.*, «Lost at Sea: Where Is All the Plastic?», *Science*, vol. 304, n.º 5672, pp. 838-838, may 2004, doi: 10.1126/science.1094559.
- [19] R. Geyer, J. R. Jambeck, y K. L. Law, «Production, use, and fate of all plastics ever made», *Sci. Adv.*, vol. 3, n.º 7, p. e1700782, doi: 10.1126/sciadv.1700782.
- [20] J. Boucher y D. Friot, *Primary microplastics in the oceans: A global evaluation of sources*. IUCN International Union for Conservation of Nature, 2017. doi: 10.2305/IUCN.CH.2017.01.en.
- [21] M. Sadia *et al.*, «Microplastics pollution from wastewater treatment plants: A critical review on challenges, detection, sustainable removal techniques and circular economy», *Environ. Technol. Innov.*, vol. 28, p. 102946, nov. 2022, doi: 10.1016/j.eti.2022.102946.
- [22] S. Olmos Espinar, «Presencia y evolución de microplásticos en estaciones depuradoras de aguas residuales de la Región de Murcia: propuesta de las mejores tecnologías disponibles para una emisión cero», Universidad Politécnica de Cartagena, 2021. doi: 10.31428/10317/9359.
- [23] M. C. Rillig, «Microplastic in Terrestrial Ecosystems and the Soil?», *Environ. Sci. Technol.*, vol. 46, n.º 12, pp. 6453-6454, jun. 2012, doi: 10.1021/es302011r.
- [24] L. Nizzetto, M. Futter, y S. Langaas, «Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin?», *Environ. Sci. Technol.*, vol. 50, n.º 20, pp. 10777-10779, oct. 2016, doi: 10.1021/acs.est.6b04140.
- [25] S. L. Wright, R. C. Thompson, y T. S. Galloway, «The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review», *Environ. Pollut.*, vol. 178, pp. 483-492, jul. 2013, doi: 10.1016/j.envpol.2013.02.031.
- [26] M. Cole *et al.*, «Microplastic ingestion by zooplankton.», *Environ. Sci. Technol.*, vol. 47, n.º 12, pp. 6646-6655, jun. 2013, doi: 10.1021/es400663f.
- [27] O. Setälä, V. Fleming-Lehtinen, y M. Lehtiniemi, «Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web», *Environ. Pollut.*, vol. 185, pp. 77-83, feb. 2014, doi: 10.1016/j.envpol.2013.10.013.
- [28] P. Farrell y K. Nelson, «Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.)», *Environ. Pollut.*, vol. 177, pp. 1-3, jun. 2013, doi: 10.1016/j.envpol.2013.01.046.
- [29] A. A. Koelmans, A. Bakir, G. A. Burton, y C. R. Janssen, «Microplastic as a Vector for Chemicals in the Aquatic Environment: Critical Review and Model-Supported Reinterpretation of Empirical Studies», *Environ. Sci. Technol.*, vol. 50, n.º 7, pp. 3315-3326, abr. 2016, doi: 10.1021/acs.est.5b06069.

- [30] F. Z. Tapia, «Está en todos lados: el impacto de los microplásticos en la salud y el medio ambiente», BioBioChile - La Red de Prensa Más Grande de Chile. Accedido: 3 de marzo de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://www.biobiochile.cl/noticias/salud-y-bienestar/cuerpo/2024/09/28/esta-en-todos-lados-el-impacto-de-los-microplasticos-en-la-salud-y-el-medio-ambiente.shtml>
- [31] M. Cole, P. Lindeque, C. Halsband, y T. S. Galloway, «Microplastics as contaminants in the marine environment: A review», *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 62, n.º 12, pp. 2588-2597, dic. 2011, doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.09.025.
- [32] M. Kosuth, S. A. Mason, y E. V. Wattenberg, «Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt», *PLOS ONE*, vol. 13, n.º 4, p. e0194970, abr. 2018, doi: 10.1371/journal.pone.0194970.
- [33] «Microplásticos: Así es como llegan a los consumidores». Accedido: 3 de marzo de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://www.merca20.com/los-microplasticos-ingieren-consumidores/>
- [34] R. Mujeriego, «Directiva (UE) 2020/2184 sobre aguas de consumo humano», AMBIENTonline. Accedido: 4 de marzo de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://www.ambientonline.es/directiva-ue-2020-2184-sobre-aguas-de-consumo-humano/>
- [35] Ministerio de la Presidencia, Relaciones con las Cortes y Memoria Democrática, *Real Decreto 3/2023, de 10 de enero, por el que se establecen los criterios técnico-sanitarios de la calidad del agua de consumo, su control y suministro*, vol. BOE-A-2023-628. 2023, pp. 4253-4354. Accedido: 4 de marzo de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://www.boe.es/eli/es/rd/2023/01/10/3>
- [36] R. C. Thompson *et al.*, «Lost at Sea: Where Is All the Plastic?», *Science*, vol. 304, n.º 5672, pp. 838-838, may 2004, doi: 10.1126/science.1094559.
- [37] «Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment (Part 1)», GESAMP. Accedido: 7 de marzo de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://www.gesamp.org/publications/reports-and-studies-no-90>
- [38] S. A. Carr, J. Liu, y A. G. Tesoro, «Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants», *Water Res.*, vol. 91, pp. 174-182, mar. 2016, doi: 10.1016/j.watres.2016.01.002.
- [39] C. M. Rochman, E. Hoh, T. Kurobe, y S. J. Teh, «Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress», *Sci. Rep.*, vol. 3, n.º 1, p. 3263, nov. 2013, doi: 10.1038/srep03263.
- [40] S. L. Wright y F. J. Kelly, «Plastic and Human Health: A Micro Issue?», *Environ. Sci. Technol.*, vol. 51, n.º 12, pp. 6634-6647, jun. 2017, doi: 10.1021/acs.est.7b00423.
- [41] *COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE EUROPEAN COUNCIL, THE COUNCIL, THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS The European Green Deal*. 2019. Accedido: 7 de marzo de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52019DC0640>
- [42] «Reglamento (UE) 2025/2365 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de noviembre de 2025, relativo a la prevención de las pérdidas de granza de plástico para reducir la contaminación por microplásticos».
- [43] «Directiva (UE) 2024/3019 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 27 de noviembre de 2024, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas, (versión refundida) (Texto pertinente a efectos del EEE)».
- [44] «SINAC - Sistema de Información Nacional de Agua de Consumo». Accedido: 7 de marzo de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://sinac.sanidad.gob.es/SinacV2/index.html>
- [45] J. Brandt *et al.*, «High-Throughput Analyses of Microplastic Samples Using Fourier Transform Infrared and Raman Spectrometry», *Appl. Spectrosc.*, vol. 74, n.º 9, pp. 1185-1197, sep. 2020, doi: 10.1177/0003702820932926.
- [46] «Análisis de alto rendimiento de muestras microplásticas utilizando espectrometría infrarroja y Raman por transformada de Fourier - Josef Brandt, Lars Bittrich, Franziska Fischer, Elisavet

- Kanaki, Alexander Tagg, Robin Lenz, Matthias Labrenz, Elke Brandes, Dieter Fischer, Klaus-Jochen Eichhorn, 2020». Accedido: 9 de marzo de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://journals.sagepub.com/doi/10.1177/0003702820932926>
- [47] *Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption (recast) (Text with EEA relevance)*, vol. 435. 2020. Accedido: 9 de marzo de 2026. [En línea]. Disponible en: <http://data.europa.eu/eli/dir/2020/2184/oj>
- [48] Armada, «Introducción - Medio Ambiente - Armada - Ministerio de Defensa - Gobierno de España». Accedido: 9 de marzo de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://armada.defensa.gob.es/ArmadaPortal/page/Portal/ArmadaEspañola/conocenosmedioambiente/prefLang-es/>
- [49] «NATO Climate Change and Security Action Plan», Official texts and resources | NATO. Accedido: 9 de marzo de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://www.nato.int/en/about-us/official-texts-and-resources/official-texts/2021/06/14/nato-climate-change-and-security-action-plan>
- [50] «Política Medioambiental del Ministerio de Defensa - Medio Ambiente». Accedido: 4 de marzo de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://www.defensa.gob.es/medioambiente/formaciondivulgacion/politicaambiental/>
- [51] Y. K. Song, S. H. Hong, M. Jang, G. M. Han, S. W. Jung, y W. J. Shim, «Combined Effects of UV Exposure Duration and Mechanical Abrasion on Microplastic Fragmentation by Polymer Type», *Environ. Sci. Technol.*, vol. 51, n.º 8, pp. 4368-4376, abr. 2017, doi: 10.1021/acs.est.6b06155.
- [52] B. Gewert, M. M. Plassmann, y M. MacLeod, «Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment», *Environ. Sci. Process. Impacts*, vol. 17, n.º 9, pp. 1513-1521, sep. 2015, doi: 10.1039/C5EM00207A.
- [53] S. Lambert y M. Wagner, «Formation of microscopic particles during the degradation of different polymers», *Chemosphere*, vol. 161, pp. 510-517, oct. 2016, doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.07.042.
- [54] P. R. Gogate y A. B. Pandit, «A review of imperative technologies for wastewater treatment I: oxidation technologies at ambient conditions», *Adv. Environ. Res.*, vol. 8, n.º 3, pp. 501-551, mar. 2004, doi: 10.1016/S1093-0191(03)00032-7.
- [55] P. R. Gogate y A. B. Pandit, «A review of imperative technologies for wastewater treatment I: oxidation technologies at ambient conditions», *Adv. Environ. Res.*, vol. 8, n.º 3, pp. 501-551, mar. 2004, doi: 10.1016/S1093-0191(03)00032-7.
- [56] K. S. Suslick, «Sonochemistry», *Science*, vol. 247, n.º 4949, pp. 1439-1445, mar. 1990, doi: 10.1126/science.247.4949.1439.
- [57] A. L. Andrady, «The plastic in microplastics: A review», *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 119, n.º 1, pp. 12-22, jun. 2017, doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.01.082.
- [58] «Uso de ultrasonidos como proceso avanzado de oxidación para la degradación de contaminantes emergentes en el agua | MDPI». Accedido: 9 de marzo de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://www.mdpi.com/2073-4441/12/4/1068>
- [59] J. Gigault *et al.*, «Current opinion: What is a nanoplastic?», *Environ. Pollut.*, vol. 235, pp. 1030-1034, abr. 2018, doi: 10.1016/j.envpol.2018.01.024.
- [60] A. Chamas *et al.*, «Degradation Rates of Plastics in the Environment», *ACS Sustain. Chem. Eng.*, vol. 8, n.º 9, pp. 3494-3511, mar. 2020, doi: 10.1021/acssuschemeng.9b06635.
- [61] D. K. A. Barnes, F. Galgani, R. C. Thompson, y M. Barlaz, «Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments», *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.*, vol. 364, n.º 1526, pp. 1985-1998, jul. 2009, doi: 10.1098/rstb.2008.0205.

- [62] V. Hidalgo-Ruz, L. Gutow, R. C. Thompson, y M. Thiel, «Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification», *Environ. Sci. Technol.*, vol. 46, n.º 6, pp. 3060-3075, mar. 2012, doi: 10.1021/es2031505.
- [63] C. Suryanarayana, «Mechanical alloying and milling», *Prog. Mater. Sci.*, vol. 46, n.º 1, pp. 1-184, ene. 2001, doi: 10.1016/S0079-6425(99)00010-9.
- [64] Y. Zheng, Z. Fu, D. Li, y M. Wu, «Effects of Ball Milling Processes on the Microstructure and Rheological Properties of Microcrystalline Cellulose as a Sustainable Polymer Additive», *Materials*, vol. 11, p. 1057, jun. 2018, doi: 10.3390/ma11071057.
- [65] E. Agathokleous, A.-C. Mouzaki-Paxinou, C. J. Saitanis, E. Paoletti, y W. J. Manning, «El primer estudio toxicológico del antiozonante y herramienta de investigación la diurea etileno (EDU) utilizando un *bioensayo de Lemna minor*: Pistas sobre su modo de acción», *Environ. Pollut.*, vol. 213, pp. 996-1006, jun. 2016, doi: 10.1016/j.envpol.2015.12.051.
- [66] M. Bilgili, A. Yasar, y E. Simsek, «Offshore wind power development in Europe and its comparison with onshore counterpart», *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 15, n.º 2, pp. 905-915, feb. 2011, doi: 10.1016/j.rser.2010.11.006.
- [67] S. M. Al-Salem, P. Lettieri, y J. Baeyens, «Recycling and recovery routes of plastic solid waste (PSW): A review», *Waste Manag.*, vol. 29, n.º 10, pp. 2625-2643, oct. 2009, doi: 10.1016/j.wasman.2009.06.004.
- [68] R. Miandad, M. A. Barakat, A. S. Aburizaiza, M. Rehan, y A. S. Nizami, «Catalytic pyrolysis of plastic waste: A review», *Process Saf. Environ. Prot.*, vol. 102, pp. 822-838, jul. 2016, doi: 10.1016/j.psep.2016.06.022.
- [69] S. D. Anuar Sharuddin, F. Abnisa, W. M. A. Wan Daud, y M. K. Aroua, «A review on pyrolysis of plastic wastes», *Energy Convers. Manag.*, vol. 115, pp. 308-326, may 2016, doi: 10.1016/j.enconman.2016.02.037.
- [70] U. Arena, «Process and technological aspects of municipal solid waste gasification. A review», *Solid Waste Gasif.*, vol. 32, n.º 4, pp. 625-639, abr. 2012, doi: 10.1016/j.wasman.2011.09.025.
- [71] T. Astrup, J. Møller, y T. Fruergaard, «Incineration and co-combustion of waste: accounting of greenhouse gases and global warming contributions», *Waste Manag. Res. J. Int. Solid Wastes Public Clean. Assoc. ISWA*, vol. 27, n.º 8, pp. 789-799, nov. 2009, doi: 10.1177/0734242X09343774.
- [72] R. Mansa y S. Zou, «Thermogravimetric analysis of microplastics: A mini review», *Environ. Adv.*, vol. 5, p. 100117, oct. 2021, doi: 10.1016/j.envadv.2021.100117.
- [73] «Amanote». Accedido: 10 de marzo de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://app.amanote.com/v4.5.15/research/note-taking?resourceId=haFB4nMBKQvf0BhirfOv>
- [74] K. N. Fotopoulou y H. K. Karapanagioti, «Surface properties of beached plastic pellets», *Mar. Environ. Res.*, vol. 81, pp. 70-77, oct. 2012, doi: 10.1016/j.marenvres.2012.08.010.
- [75] P. Liu, X. Zhan, X. Wu, J. Li, H. Wang, y S. Gao, «Effect of weathering on environmental behavior of microplastics: Properties, sorption and potential risks», *Chemosphere*, vol. 242, p. 125193, mar. 2020, doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.125193.
- [76] M. A. Oturan y J.-J. Aaron, «Advanced Oxidation Processes in Water/Wastewater Treatment: Principles and Applications. A Review», *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, vol. 44, n.º 23, pp. 2577-2641, dic. 2014, doi: 10.1080/10643389.2013.829765.
- [77] E. Brillas, I. Sirés, y M. A. Oturan, «Electro-Fenton Process and Related Electrochemical Technologies Based on Fenton's Reaction Chemistry», *Chem. Rev.*, vol. 109, n.º 12, pp. 6570-6631, dic. 2009, doi: 10.1021/cr900136g.
- [78] M. Pera-Titus, V. García-Molina, M. A. Baños, J. Giménez, y S. Esplugas, «Degradation of chlorophenols by means of advanced oxidation processes: a general review», *Appl. Catal. B Environ.*, vol. 47, n.º 4, pp. 219-256, feb. 2004, doi: 10.1016/j.apcatb.2003.09.010.
- [79] U. von Gunten, «Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation», *Water Res.*, vol. 37, n.º 7, pp. 1443-1467, abr. 2003, doi: 10.1016/S0043-1354(02)00457-8.

- [80] D. Elkhatib, V. Oyanedel-Craver, y E. Carissimi, «Electrocoagulation applied for the removal of microplastics from wastewater treatment facilities», *Sep. Purif. Technol.*, vol. 276, p. 118877, dic. 2021, doi: 10.1016/j.seppur.2021.118877.
- [81] C. Akarsu, H. Kumbur, y A. Kideys, «Removal of microplastics from wastewater through electrocoagulation-electroflotation and membrane filtration processes», *Water Sci. Technol.*, vol. 84, pp. 1648-1662, sep. 2021, doi: 10.2166/wst.2021.356.
- [82] Y. Mao, Y. Zhao, y S. Cotterill, «Examining Current and Future Applications of Electrocoagulation in Wastewater Treatment», *Water*, vol. 15, n.º 8, p. 1455, 2023, doi: 10.3390/w15081455.
- [83] E. Brillas y C. A. Martínez-Huitle, «Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods. An updated review», *Appl. Catal. B Environ.*, vol. 166-167, pp. 603-643, may 2015, doi: 10.1016/j.apcatb.2014.11.016.
- [84] A. A. Shah, F. Hasan, A. Hameed, y S. Ahmed, «Biological degradation of plastics: A comprehensive review», *Biotechnol. Adv.*, vol. 26, n.º 3, pp. 246-265, may 2008, doi: 10.1016/j.biotechadv.2007.12.005.
- [85] S. Yoshida *et al.*, «A bacterium that degrades and assimilates poly(ethylene terephthalate)», *Science*, vol. 351, n.º 6278, pp. 1196-1199, mar. 2016, doi: 10.1126/science.aad6359.
- [86] A. A. Franco, J. M. Arellano, G. Albendín, R. Rodríguez-Barroso, J. M. Quiroga, y M. D. Coello, «Microplastic pollution in wastewater treatment plants in the city of Cádiz: Abundance, removal efficiency and presence in receiving water body», *Sci. Total Environ.*, vol. 776, p. 145795, jul. 2021, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.145795.
- [87] A. A. Franco, J. M. Arellano, G. Albendín, R. Rodríguez-Barroso, J. M. Quiroga, y M. D. Coello, «Microplastic pollution in wastewater treatment plants in the city of Cádiz: Abundance, removal efficiency and presence in receiving water body», *Sci. Total Environ.*, vol. 776, p. 145795, jul. 2021, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.145795.
- [88] M. Hernández y O. Hernández, «Fitorremediación de suelos contaminados por metales pesados: una revisión», *Rev. Cienc. Tecnol. El Higo*, vol. 12, pp. 15-28, dic. 2022, doi: 10.5377/elhigo.v12i2.15197.
- [89] P. U. Iyare, S. K. Ouki, y T. Bond, «Microplastics removal in wastewater treatment plants: a critical review», *Environ. Sci. Water Res. Technol.*, vol. 6, n.º 10, pp. 2664-2675, oct. 2020, doi: 10.1039/D0EW00397B.
- [90] A. Cristaldi *et al.*, «Efficiency of Wastewater Treatment Plants (WWTPs) for Microplastic Removal: A Systematic Review», *Int. J. Environ. Res. Public. Health*, vol. 17, n.º 21, oct. 2020, doi: 10.3390/ijerph17218014.
- [91] R. Geyer, J. R. Jambeck, y Ley Kara Lavender, «Production, use, and fate of all plastics ever made», *Sci. Adv.*, vol. 3, n.º 7, p. e1700782, jul. 2017, doi: 10.1126/sciadv.1700782.
- [92] D. Rahardiyan, E. M. Moko, J. S. Tan, y C. K. Lee, «Thermoplastic starch (TPS) bioplastic, the green solution for single-use petroleum plastic food packaging - A review», *Enzyme Microb. Technol.*, vol. 168, p. 110260, ago. 2023, doi: 10.1016/j.enzmictec.2023.110260.
- [93] T. D. Ngo, A. Kashani, G. Imbalzano, K. T. Q. Nguyen, y D. Hui, «Additive manufacturing (3D printing): A review of materials, methods, applications and challenges», *Compos. Part B Eng.*, vol. 143, pp. 172-196, jun. 2018, doi: 10.1016/j.compositesb.2018.02.012.
- [94] «ISO-14040-2006.pdf». Accedido: 4 de marzo de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://cdn.standards.iteh.ai/samples/37456/0e3ee22afc7540488f66804b504580a4/ISO-14040-2006.pdf>
- [95] «ISO-14044-2006.pdf». Accedido: 4 de marzo de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://cdn.standards.iteh.ai/samples/38498/4c4634470fec4c9c86d18eff74fe3069/ISO-14044-2006.pdf>

- [96] G. Finnveden *et al.*, «Recent developments in Life Cycle Assessment», *J. Environ. Manage.*, vol. 91, n.º 1, pp. 1-21, oct. 2009, doi: 10.1016/j.jenvman.2009.06.018.
- [97] «ISO 14040:2006», ISO. Accedido: 10 de marzo de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://www.iso.org/standard/37456.html>
- [98] T. M. Kousemaker, G. H. Jonker, y A. I. Vakis, «LCA Practices of Plastics and Their Recycling: A Critical Review», *Appl. Sci.*, vol. 11, n.º 8, abr. 2021, doi: 10.3390/app11083305.
- [99] «(PDF) Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment». Accedido: 17 de marzo de 2026. [En línea]. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/280034178_Pathways_for_degradation_of_plastic_polymers_floating_in_the_marine_environment
- [100] P. U. Iyare, S. K. Ouki, y T. Bond, «Microplastics removal in wastewater treatment plants: A critical review», *Environ. Sci. Water Res. Technol.*, vol. 6, n.º 10, pp. 2664-2675, 2020, doi: 10.1039/d0ew00397b.
- [101] S. M. Emadian, T. T. Onay, y B. Demirel, «Biodegradation of bioplastics in natural environments», *Waste Manag.*, vol. 59, pp. 526-536, ene. 2017, doi: 10.1016/j.wasman.2016.10.006.
- [102] E. A. Vogler, «Structure and reactivity of water at biomaterial surfaces», *Adv. Colloid Interface Sci.*, vol. 74, pp. 69-117, feb. 1998, doi: 10.1016/s0001-8686(97)00040-7.
- [103] S. Vasi, G. Ceccio, A. Cannavò, P. Pleskunov, y J. Vacík, «Study of Wettability of Polyethylene Membranes for Food Packaging», *Sustainability*, vol. 14, n.º 10, p. 5863, may 2022, doi: 10.3390/su14105863.

]

ANEXO I: IMPLICACIONES SOCIALES, Y/O ECONÓMICAS, Y/O AMBIENTALES

Desde el enfoque social, el desarrollo de tecnologías eficientes para eliminar microplásticos en el tratamiento del agua contribuye a la mejora de la calidad del agua y disminuye la exposición de la población a contaminantes emergentes. Optimizar los procesos de tratamiento fortalece la seguridad en los sistemas de saneamiento y abastecimiento, además de reforzar el derecho de la ciudadanía a un acceso seguro del agua, específicamente en entornos donde la calidad del tratamiento podría estar amenazada.

En el ámbito ambiental, el uso de tecnologías como la electrocoagulación permite la reducción de emisión de microplásticos al medio acuático, lo cual disminuye su acumulación en ecosistemas y su inclusión en las cadenas tróficas. La eliminación eficaz de estos contaminantes ayuda a proteger la biodiversidad y a gestionar el ciclo del agua de una manera más sostenible, lo cual está alineado con los objetivos de reducción de la contaminación y la preservación del medio ambiente

Desde el punto de vista de económico, la adopción de tecnologías avanzadas para el tratamiento puede suponer una inversión inicial para las entidades que gestionan el agua, sin embargo, a medio y largo plazo, tiene ventajas. Optimizar la eficacia en la eliminación de contaminantes puede disminuir los costes relacionados con tratamientos adicionales, los efectos sobre el medio ambiente y los posibles peligros para la salud pública.

Desde una perspectiva económica, la implementación de tecnologías avanzadas de tratamiento puede suponer una inversión inicial para las entidades gestoras del agua, pero presenta beneficios a medio y largo plazo. La mejora de la eficiencia en la eliminación de contaminantes puede reducir costes asociados a tratamientos adicionales, impactos ambientales y posibles riesgos para la salud pública. Asimismo, el desarrollo y optimización de estos procesos favorece la innovación tecnológica en el sector del tratamiento de aguas y su posible aplicación a mayor escala. El fomento y mejora de estos procesos también promueve la innovación tecnológica en el área del tratamiento de aguas y su potencial uso a gran escala.

ANEXO II: REFLEXIONES ÉTICAS Y SOCIALES

El aumento de la presencia de microplásticos en el agua destinada al consumo humano constituye un problema de creciente importancia desde el punto de vista ético y social, ya que se trata de un contaminante emergente cuya exposición es involuntaria y afecta de manera generalizada a la población. Además, su carácter persistente y su difícil eliminación generan incertidumbre sobre sus posibles efectos a largo plazo en la salud humana y en los ecosistemas.

Desde una perspectiva ética, resulta fundamental aplicar el principio de precaución, promoviendo el desarrollo y la evaluación de diferentes tecnologías de tratamiento que permitan reducir la presencia de microplásticos en el medio ambiente. En este sentido, no solo la electrocoagulación, sino también otros métodos analizados en este trabajo, como la radiación ultravioleta, los tratamientos químicos o los procesos mecánicos, representan alternativas que deben ser valoradas tanto por su eficacia como por su impacto ambiental.

Asimismo, este trabajo pone de manifiesto la importancia de no centrarse únicamente en la capacidad de degradación de los microplásticos, sino también en el impacto ambiental asociado a los propios procesos de tratamiento. La aplicación del Análisis de Ciclo de Vida permite incorporar esta dimensión ética, ya que facilita la toma de decisiones basadas no solo en la eficiencia técnica, sino también en la sostenibilidad global de las soluciones propuestas.

Desde el punto de vista social, la mejora de los sistemas de tratamiento del agua contribuye a garantizar el derecho de la población a acceder a agua potable segura y de calidad, reforzando la confianza en los sistemas públicos de abastecimiento. Además, el conocimiento generado a través de este tipo de estudios permite a administraciones y gestores adoptar decisiones más informadas, alineadas con los principios de protección ambiental y salud pública.

Por otro lado, la problemática de los microplásticos también plantea cuestiones relacionadas con el modelo de producción y consumo actual. La elevada generación de residuos plásticos, especialmente de un solo uso, evidencia la necesidad de promover estrategias basadas en la reducción, reutilización y reciclaje de materiales, así como el desarrollo de alternativas más sostenibles.

Por lo tanto, el estudio de los microplásticos y de sus posibles métodos de tratamiento no solo representa un desafío técnico, sino también un compromiso ético y social orientado a avanzar hacia un modelo de desarrollo más sostenible, en el que se priorice la protección del medio ambiente y el bienestar de las generaciones presentes y futuras.

ANEXO III: CENTRIFUGADORA CIENYTECH SIGMA 2-7

La Sigma 2-7 es una centrífuga de laboratorio de sobremesa fabricada por Sigma Laborzentrifugen, empresa alemana especializada en el diseño y producción de equipos de centrifugación para aplicaciones científicas, clínicas e industriales. En el presente trabajo, el equipo fue suministrado por Cienytech Soluciones, distribuidor de material y equipamiento científico en España.

Se trata de una centrífuga compacta, no refrigerada, diseñada para la separación de fases sólido-líquido mediante la aplicación de fuerza centrífuga. El equipo permite el uso de distintos rotores intercambiables, adaptándose a diversos volúmenes y tipos de tubos de ensayo.



Figura A3-0-1 Centrífuga Cienytech Sigma 2-7 (izquierda); Rotor oscilante (derecha)

Se empleó una centrífuga modelo Sigma 2-7 con el objetivo de favorecer la separación sólido-líquido tras los ensayos realizados y acelerar la sedimentación de las partículas poliméricas en suspensión. La aplicación de fuerza centrífuga pretendía mejorar la recuperación de las fracciones sólidas y facilitar la clarificación del sobrenadante para análisis posteriores.

No obstante, los resultados obtenidos mostraron que la centrifugación no permitió una recuperación eficaz de microplásticos en rango micrométrico. La limitada eficiencia puede atribuirse a varios factores, entre ellos la reducida formación de partículas finas durante la etapa de trituración mecánica y la posible flotabilidad de algunos polímeros de baja densidad, como el HDPE y el PP, que dificultó su sedimentación incluso bajo fuerza centrífuga.

Asimismo, la posible deformación térmica previa de los materiales pudo favorecer la aglomeración parcial de las partículas, reduciendo la eficacia del proceso de separación. En consecuencia, la centrifugación no permitió la obtención de microplásticos en el rango de tamaño esperado, evidenciando la necesidad de optimizar las etapas previas de reducción de tamaño para mejorar la recuperación posterior.

ANEXO IV: MOLINO PLANETARIO FRITSCH PULVERISETTE

El FRITSCH PULVERISETTE 7 Premium Line es un molino planetario de bolas de alta energía fabricado por Fritsch GmbH, Alemania. Este equipo está diseñado para la molienda ultrafina y la reducción de tamaño de partículas en aplicaciones de investigación, análisis de materiales y preparación de muestras.



Figura A4-0-1 Molino Planetario Fritsch Pulverisette

Este modelo alcanza una velocidad máxima de hasta 1.100 rpm y una aceleración centrífuga aproximada de 95 g. Dispone de dos estaciones de molienda y permite el uso de vasos con una capacidad máxima de hasta 80 ml, dependiendo de la configuración empleada. Los vasos y bolas de molienda pueden fabricarse en distintos materiales, como acero endurecido, alúmina, carburo de tungsteno o ágata. El equipo cuenta con modo de operación programable y sistema de seguridad con bloqueo automático durante el funcionamiento.

La serie *Premium Line* se caracteriza por alcanzar elevadas aceleraciones centrífugas, permitiendo obtener tamaños de partícula en el rango micrométrico y submicrométrico con alta reproducibilidad.

El sistema opera mediante un movimiento planetario:

- El disco principal gira en un sentido.
- Los vasos de molienda rotan simultáneamente en sentido contrario.

Este movimiento genera fuerzas de impacto y fricción de alta energía, provocando la fragmentación progresiva del material.

En este trabajo, el molino se empleó para:

- Fragmentación controlada de polímeros (HDPE, PET, LDPE, TPS y resina de impresión 3D).
- Obtención de microplásticos de tamaño homogéneo.
- Homogeneización del material previo a los ensayos de electrocoagulación.

La molienda controlada permitió garantizar una distribución granulométrica adecuada para la evaluación comparativa de la eficiencia del tratamiento.

ANEXO V: GONIÓMETRO DE CONTACTO OSSILA

Este sistema está compuesto por una cámara digital de alta resolución, una fuente de iluminación LED, un soporte de muestra ajustable y un software de análisis de imagen que permite la determinación automática del ángulo de contacto a partir del perfil de una gota depositada sobre una superficie sólida.

Este instrumento permite determinar la humectabilidad y el carácter hidrofílico o hidrofóbico de una superficie a partir del análisis digital del perfil de una gota depositada sobre el material.

Mediante la captura de imagen y el procesamiento automático de datos, se calcula el ángulo formado entre la superficie sólida y la tangente a la gota en el punto de contacto, proporcionando información relevante sobre las propiedades interfaciales y la energía superficial del material analizado.



Figura A5-0-1 Goniómetro de contacto Ossila