



Degradación e Influencia de la Acumulación de Microplásticos en los Entornos Marinos

Trabajo de Fin de Grado en Biotecnología

Facultad de Ciencias Experimentales

Departamento de Biología y Geología

Área de Microbiología

Curso 2020/2021

Autor: Nicolás Díaz Moreno

Director: Prof. Dr. Juan Antonio López González

Codirectora: Prof^a. Dr^a. María José López López



UNIVERSIDAD
DE ALMERÍA

Agradecimientos

Estudiar Biotecnología no fue mi principal objetivo al finalizar el bachillerato pero, sin embargo, ha sido una de las mejores decisiones que he tomado en mi vida, ya que descubrí un campo infinito de posibilidades en los que poder aplicar la ciencia para mejorar nuestra sociedad y nuestro mundo.

En primer lugar quiero agradecer, particularmente, a mi tutor del Trabajo de Fin de Grado, el Dr. Juan Antonio López, la oportunidad que me concedió de poder desarrollar e investigar, junto a él, uno de los temas más recientes y de mayor importancia en la actualidad. A esto habría que añadirle, el conseguir que sus clases, en el laboratorio de Microbiología, sean de las que más he disfrutado durante todos los años que he estado cursando este Grado.

Del mismo modo, me gustaría resaltar la enorme labor llevada a cabo por la Dr^a. María José López López, coordinadora del proyecto RECOVER y codirectora del presente trabajo, así como por todos los docentes del área de Microbiología, pues, sin ninguna duda, han sabido transmitir el amor por la enseñanza y la satisfacción del conocimiento, valores que tanto nos inculcó el Dr. Joaquín Moreno Casco, al que siempre añoraremos. Tampoco voy a olvidar todos los momentos vividos con mis compañeros de carrera, tanto dentro como fuera de las aulas, sufriendo por los exámenes o alegrándonos por volver a vernos.

En segundo lugar, también quiero expresar que nunca seré capaz de agradecer lo suficiente a mi familia, en especial a mis padres, por el cariño y el apoyo incondicional que me han brindado y por la excelente educación que me han ofrecido en todo momento, permitiéndome llegar a ser quien soy y a sentirme orgulloso de mi mismo. Con ello, también quiero mencionar a todos mis demás seres queridos, a los que he llegado a considerar como parte de mi familia. Gracias por todos estos años y por tantos recuerdos que jamás olvidaré.

Asimismo, agradezco profundamente a todos aquellos profesores que, a lo largo de mi vida, me han hecho apasionarme por la ciencia y sentir que iba por buen camino. Por último, también quiero agradecer a cualquier lector de este documento el interés que pueda mostrar por él.

Gracias a todos por formar parte de este trabajo.

Índice de Contenidos

Resumen.....	3
Abstract.....	3
Objetivos	4
1. Introducción.....	5
1.1 Tipos de Plásticos.....	7
1.2 Fuentes de Origen de los Microplásticos	8
1.3 Contexto Actual	9
2. Impacto Ambiental de los Microplásticos en los Entornos Marinos	11
2.1 Transporte y Acumulación de Microplásticos	12
2.2 Proceso de Bioincrustación (Biofouling).....	15
2.3 Efectos Tóxicos de los Microplásticos.....	16
2.3.1 Patologías Gastrointestinales.....	18
2.3.2 Daño Oxidativo.....	21
2.3.3 Respuestas Neurotóxicas	23
2.3.4 Metabolismo Energético	24
2.3.5 Biomagnificación	25
3. Degradación de Microplásticos	26
3.1 Biodegradación	26
3.1.1 Degradación mediada por Bacterias	30
3.1.1.1 Enzimas provenientes de Bacterias	30
3.1.1.2 Consorcios Bacterianos	33
3.1.2 Degradación mediada por Hongos.....	33
3.1.3 Degradación mediada por Insectos.....	35
3.2 Degradación Termo-Oxidativa	37
3.3 Degradación Físico-Química	38
3.4 Consecuencias de la Degradación de Microplásticos.....	40
4. Conclusiones	41
5. Bibliografía.....	42
6. Anexos	53

Resumen

Debido a la alta tasa de producción y uso de plásticos en la sociedad actual, los residuos plásticos se han convertido en un problema a escala global, principalmente debido a su baja biodegradabilidad y tasa marginal de reciclado y reutilización. Sin embargo, a este inconveniente se suma la demostrada capacidad que presentan para fragmentarse en microplásticos, omnipresentes en los entornos marinos, y cuyos impactos son, en gran parte, aún desconocidos.

En este contexto, el presente documento supone una revisión multidisciplinar de contenidos, abordando todos los elementos que se consideran claves en relación a los microplásticos. Entre ellos, cabe citar el análisis de la distribución en los ecosistemas, puesto que existe una compleja interacción con las esferas ambientales, y de los efectos tóxicos que ejercen sobre los organismos vivos, tales como cambios en el metabolismo energético, patologías intestinales, estrés oxidativo y alteraciones psicomotoras. Además, también se realiza una amplia evaluación acerca de las posibles estrategias para su eliminación por biodegradación, pirólisis y fotocatalisis. En definitiva, se pretende facilitar una información, concisa y veraz, tanto para profesionales como para la población general, acerca de las repercusiones de los microplásticos en el ecosistema marino y el estado actual de la capacidad para su degradación.

Abstract

Due to the high rate of production and use of plastics nowadays, plastic waste has become a problem on a global scale, mainly because of its low biodegradability and marginal recycling and reuse rate. However, this drawback is compounded by their proven ability to fragment into microplastics, which are ubiquitous in marine environments and whose impacts are largely unknown.

In this context, the present document is a multidisciplinary review of contents, addressing all the elements that are considered keys in relation to microplastics. Among these, it is worth mentioning the analysis of the distribution in ecosystems, since there is a complex interaction with environmental spheres, and of the toxic effects they exert on living organisms, such as changes in energy metabolism, intestinal pathologies, oxidative stress and psychomotor alterations. In addition, there is also a broad evaluation of the possible strategies for their elimination by biodegradation, pyrolysis and photocatalysis. The aim is to provide concise and accurate information, both for professionals and for the public, about the impact of microplastics in the marine ecosystem and the current state of the capacity for their degradation.

Para facilitar la lectura y comprensión del documento, en los anexos se facilita una lista, en orden alfabético, de las abreviaturas empleadas.

Objetivos

En los últimos años se está observando una actitud proactiva, por parte de las administraciones públicas y de la sociedad, para destacar la importancia del medio ambiente y la biodiversidad, combatir el cambio climático y promover una transición ecológica hacia un estilo de vida más sostenible. Con dicha premisa, y teniendo en cuenta las incesantes emisiones de plásticos al medio ambiente, los investigadores están realizando continuos avances sobre las repercusiones de los microplásticos en los entornos naturales. Muchos de estos estudios dotan de especial relevancia a la hidrosfera, dada la particular capacidad que presenta para facilitar la distribución de estas partículas y su bioaccesibilidad sobre los organismos marinos.

Por ello, el objetivo principal de este trabajo de fin de grado, de carácter bibliográfico, es aportar una revisión y recopilación de los resultados de la literatura científica más reciente, en relación a los efectos de la acumulación de los microplásticos en los entornos marinos y la evaluación de las posibles estrategias para su degradación. De este modo, se pretende aportar un documento, claro, conciso y útil para cualquier interesado en este ámbito. Con objeto de cumplimentar un correcto esclarecimiento, se abordan los siguientes objetivos específicos:

- Aportar una definición inequívoca y descriptiva de los microplásticos, detallando las principales fuentes de origen, estimaciones de producción y un análisis del contexto ambiental y social actual.
- Determinar el impacto ambiental que ejercen los microplásticos, evaluando su capacidad de transporte y acumulación en los entornos marinos y cómo afectan los factores abióticos y bióticos sobre estos.
- En relación al anterior objetivo, aportar un detallado análisis de los efectos tóxicos que realizan sobre los organismos de diferentes filos, incluyendo aquellos que podrían afectar a los seres humanos, y demostrar que no pueden ser considerados como materiales bioquímicamente inertes.
- Proporcionar una valoración minuciosa de la capacidad actual para degradar los plásticos y microplásticos, aplicando técnicas biodegradativas, termo-oxidativas y físico-químicas que podrían solventar este problema con el paso de los años.
- Describir los principales problemas que afronta la investigación activa en todos los ámbitos mencionados, documentando las líneas de trabajo que urge fomentar por su elevada importancia.

1. INTRODUCCIÓN

A día de hoy, la demanda de plástico continúa en aumento desde que la producción a gran escala se inició en la década de 1950. Con ello, las deposiciones de éstos sobre los ambientes se están incrementando, especialmente en el ecosistema marino donde, por efecto de diferentes factores, como la radiación solar, tienden a fragmentarse en partículas más pequeñas y a depositarse en diferentes biotopos a escala mundial. No es de extrañar la creciente preocupación de la sociedad sobre el impacto de los plásticos en la naturaleza, dado que la producción total ha aumentado en 20 veces a la establecida desde 1964, superando las 300 millones de toneladas por año [1]. La situación se agrava al tener en cuenta que solo el 14% de los plásticos son reciclados, mientras que el resto son incinerados o destinados a vertederos [2]. Con ello, acechan innumerables efectos negativos, entre los que cabe citar el enredo, asfixia e interrupción de la digestión en animales, daños y alteraciones sobre la microbiota marina que afectan, además, a las condiciones del medio, así como el enorme impacto económico perjudicial que sufre el sector turístico por la presencia de estos contaminantes en aguas y playas [1]. Por ello, el interés público y la literatura científica sobre este tema están en constante aumento. De hecho, las publicaciones y citas relacionadas con los microplásticos no dejan de crecer año tras año. La tendencia actual indica que este asunto atraerá aún más la atención por parte de las autoridades, la industria, el mundo académico, los consumidores o la prensa, por lo que proveer de información verídica acerca de las causas, repercusiones y soluciones, será fundamental para mejorar la situación que presenta el entorno marino por la presencia de contaminantes plásticos.

Es importante difundir una definición adecuada que proporcione una seguridad jurídica, inequívoca y reconocida por la legislación vigente, tal y como recalca el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación [3]. Los plásticos son polímeros orgánicos sintéticos derivados de la polimerización de monómeros extraídos del petróleo y, en algunos casos, del gas. Estos polímeros, en ocasiones, son mezclados con diferentes aditivos para mejorar su rendimiento, como plastificantes, antioxidantes, estabilizantes, lubricantes o colorantes [4].

Este material goza de ciertas propiedades que lo han llevado a la producción en masa, como pueden ser la ligereza, la durabilidad, coste realmente bajo y resistencia a la corrosión y a la degradación, siendo esta última el gran inconveniente para su eliminación [2] [5]. Esto ha propiciado que el plástico se convierta en un elemento indispensable con beneficios de gran alcance para la sociedad, empleándose en muchos de los productos que nos rodean. Desde el principio, los plásticos nacieron como una solución para los materiales escasos, como los huesos de animales, otorgando higiene y seguridad para muchos fines [6]. Se estima que hasta el 10% de los plásticos producidos, debido a una incorrecta eliminación, ingresan al medio marino, donde pueden persistir y acumularse. Sin embargo, no solo existe la presencia de estos “macroplásticos”, sino que, desde los últimos años, hay una creciente preocupación ambiental por los “microplásticos”, pequeños fragmentos derivados de la descomposición de los plásticos habituales, o bien, de la síntesis de plásticos de tamaño reducido para la industria, principalmente cosmética o textil [4] [7]. Los problemas fundamentales que generan los

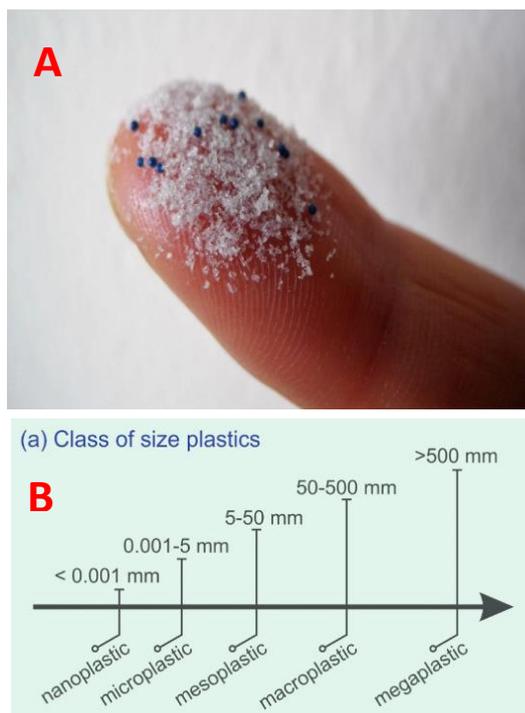


Figura 1. A) Comparativa del tamaño entre los microplásticos y las huellas dactilares (extraída de <https://www.residuosprofesional.com/aire-via-ingestion-microplasticos/>) B) Clasificación de tamaño de las partículas plásticas (extraída de [9])

microplásticos se deben a que son partículas no solubles en agua, con una degradabilidad realmente baja y perfectamente considerados como contaminantes, reconocidos por la legislación vigente, ya sea por los aditivos tóxicos que contienen o por los contaminantes y metales adheridos en su superficie [3]. El rango de tamaño que presentan difiere en función del estudio pero la Administración Nacional Atmosférica y Oceánica de EE.UU. (NOAA) considera que deben tener un diámetro menor a 5 mm [8] (Figura 1).

Para comprender mejor las causas que giran en torno a los microplásticos, está ampliamente aceptado que estos pueden clasificarse, en función de su origen, en primarios o secundarios. Los microplásticos primarios son aquellos que se sintetizan, intencionadamente, para tener un tamaño muy reducido, siendo útiles para diferentes productos, tales como limpiadores faciales y cosméticos, medios de soplado de aire o como vectores de medicamentos. Estos microplásticos están sustituyendo algunas de las labores que tradicionalmente utilizaban productos naturales como las almendras molidas, la avena o la piedra pómez. En realidad, en la industria cosmética, los microplásticos

son comercializados bajo el nombre de “microperlas” o “microexfoliantes” [4]. Especialmente peligrosos pueden ser aquellos que se utilizan en pistolas de aire para cortar metales, pues a menudo se contaminan con metales pesados como cadmio, cromo o plomo [7].

En cambio, los microplásticos secundarios tienen su origen en la descomposición, tanto en mar como en tierra, de los desechos plásticos más grandes, es decir, se trata de la fragmentación de los plásticos comunes por la culminación de los procesos biogeoquímicos [4]. Uno de los principales factores abióticos contribuyentes lo constituye la radiación ultravioleta solar, la cual, a pesar de que muchos plásticos son considerados como “termoplásticos” por aguantar amplios rangos de temperatura, es capaz de oxidar el polímero y producir la rotura de los enlaces [10]. Junto a otros efectos como la abrasión, la acción de las olas y la turbulencia, los plásticos acaban perdiendo su integridad y se fragmentan en trozos más pequeños de tamaño milimétrico, “microplásticos”, o incluso micrométrico, “nanoplásticos”. De hecho, aunque parezca contradictorio, ciertos plásticos biodegradables a menudo pueden ser una fuente de microplásticos. Éstos se componen, en muchos casos, de polímeros sintéticos y almidón, aceites u otros productos diseñados para acelerar la degradación en la que, como resultado, suelen quedar polímeros sin descomponerse y que se depositan en el ambiente [4] [7].

Esta fragmentación supone la principal limitación de los plásticos, pues no pueden ser

completamente descompuestos y asimilados por los microorganismos. Entre las características básicas de los plásticos responsables de esta resistencia a la biodegradación se encuentran la presencia de una estructura polimérica de cadena larga, elevado peso molecular, falta de grupos funcionales favorables, la hidrofobicidad y la cristalinidad [5]. Todo esto supone un gran problema, ya que si no son previamente despolimerizados a monómeros más pequeños, no pueden atravesar la membrana celular de los microorganismos para ser asimilados por el metabolismo intracelular [11]. El diseño de plásticos biodegradables en su completitud, como los formados por polímeros de ácido poliláctico (PLA), es fundamental para que se permita este proceso de descomposición, ya que casi la totalidad de los plásticos de uso diario no son biodegradables y, además, pueden ser considerablemente tóxicos [1].

1.1 TIPOS DE PLÁSTICOS

La clasificación de los plásticos puede ser muy diversa en función de sus propiedades y estructura química. Así, pueden ser homopolímeros, si presentan monómeros idénticos, o heteropolímeros, si estos son diferentes. También pueden clasificarse en termoplásticos, considerados en su mayoría como reciclables, y en termoestables, no reciclables por su alta densidad de reticulaciones, así como en función de su biodegradabilidad o de si su origen es petroquímico o renovable [12]. Existe un gran número tipos de plásticos diferentes en función de su composición y de su síntesis, pero la producción mundial se basa, principalmente, en el polietileno (PE), el polipropileno (PP), el policloruro de vinilo (PVC), el poliestireno (PS) y el tereftalato de polietileno (PET) [6] (Figura 2). Conocer la composición y las características de cada uno es fundamental para prever el efecto que realizarán sobre el medio y los organismos que lo rodean.

Por lo general, todos ellos se utilizan porque son productos livianos y fáciles de transportar, aislantes y capaces de ahorrar energía de calefacción o refrigeración. Debido a la durabilidad que presentan y la versatilidad de aplicaciones en las que pueden emplearse, reemplazan a otros materiales de origen vegetal o animal [6].

- **Tereftalato de polietileno (PET):** Ampliamente utilizado en envases de bebidas y en la industria textil. Presenta una alta resistencia al desgaste, a la corrosión y a los productos químicos. Es particularmente resistente a la biodegradación y a la pirólisis por la cristalinidad y aromaticidad de sus moléculas. A pesar de ello, suele ser reciclado en un relativamente alto porcentaje.
- **Polietileno de alta densidad (HDPE):** Polímero simple y barato. Es bastante estable y seguro, con una resistencia térmica considerable debido a su baja ramificación, lo cual le aporta una mayor fuerza intramolecular. Es susceptible de ser pirolizado, siendo el plástico con mayor



Figura 2. Representación de los principales tipos de plásticos (extraída de

<https://saberdetodo.com/reciclaje/clasificacion-de-los-plasticos/>).

rendimiento en este proceso [13].

- **Policloruro de vinilo (PVC):** Rígido, flexible y resistente a la abrasión, muy empleado en la construcción [6]. A muy altas temperaturas es susceptible de liberar compuestos cancerígenos según el Instituto Nacional del Cáncer (NIH) [14].
- **Polietileno de baja densidad (LDPE):** No reacciona a temperatura ambiente, excepto a oxidantes y algunos disolventes. El rango de temperatura que soporta es limitado. Es bastante flexible y duro.
- **Polipropileno (PP):** Es el termoplástico más ligero. A pesar de tener una alta resistencia mecánica y térmica, puede reaccionar con diferentes sustancias. Junto al PET, no es un plástico potencial para la pirólisis o la producción de otros compuestos derivados.
- **Poliestireno (PS):** Ligero, aislante, fuerte y con elevada durabilidad. No se recomienda su interacción con alimentos, ya que podría afectar negativamente al sistema nervioso [15].

1.2 FUENTES DE ORIGEN DE LOS MICROPLÁSTICOS

Dado que la mayoría de los microplásticos tienen su origen en la fragmentación de plásticos más grandes, es lógico pensar que aquellas zonas con mayor contenido en plásticos serán el epicentro de su formación. Así, el 80% de los plásticos que se encuentran en el mar tienen su origen en la basura terrestre [4]. Teniendo en cuenta la cantidad de plásticos desechados incorrectamente, la producción de microplásticos primarios y la cercanía de muchos vertederos a la costa, es relativamente fácil que muchos acaben en el mar y, posteriormente, se distribuyan por todo el océano, más aún si se tiene en cuenta que la mitad de la población mundial reside a menos de 80 kilómetros de la costa [16] (Figura 3). Muchos de los plásticos ingresan al mar a través de los sistemas de drenaje domésticos e industriales [7], principalmente porque las plantas depuradoras tienen una capacidad limitada para eliminar estas micropartículas. Finalmente, muchos consiguen atravesar los sistemas de filtración, ingresando a las vías fluviales y, en consecuencia, al mar [4]. De hecho, el análisis en varios de los ríos de Los Ángeles (California, EE.UU.) reveló, en el año 2005, la presencia de más de dos mil millones de partículas de plástico, en el plazo de apenas 3 días [16].

Por ello, resulta vital conocer qué actividades suponen un mayor consumo y, por ende, un aumento de los desechos plásticos. A pesar de no existir

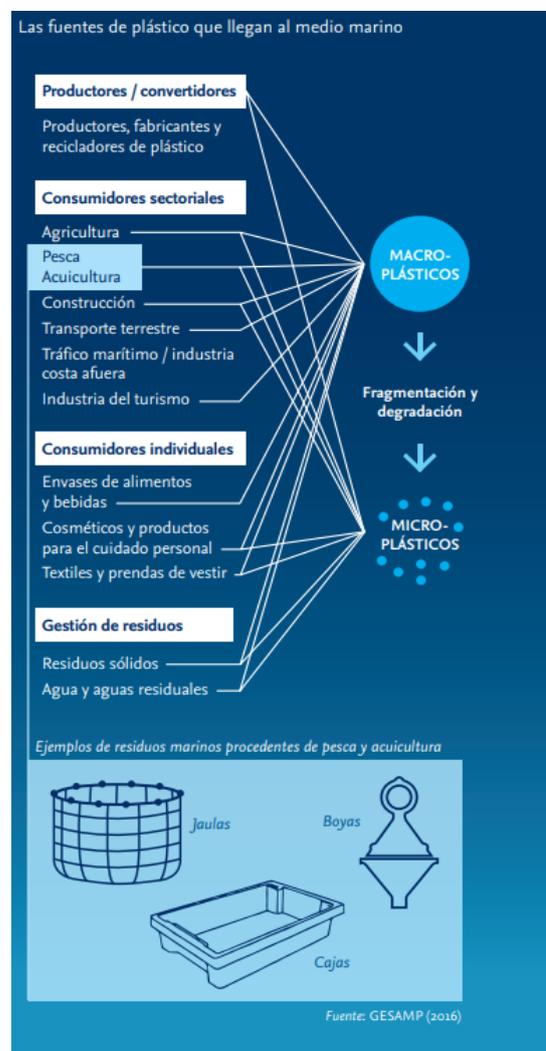


Figura 3. Principales fuentes de plástico en el medio marino (extraída de [17]).

datos cuantitativos precisos sobre la contribución del sector de la pesca y la acuicultura, se considera que muchos de los aparejos abandonados, perdidos o descartados son una de las principales fuentes de microplásticos marítimas, junto al turismo costero, las plataformas petrolíferas o las embarcaciones [17]. El uso de plásticos en invernaderos para la agricultura, la degradación de los neumáticos en el transporte terrestre o la construcción, son otros casos ejemplares. Pero, como se mencionó anteriormente, otros muchos provienen del propio consumo individual, especialmente de envases, textiles, cosméticos, pinturas o productos de limpieza (Figura 3). Aun así, no todos los plásticos que se encuentran en el mar tienen su origen en la gestión inadecuada de residuos, dado que una gran parte se deben al comportamiento humano inapropiado [3]. Las principales emisiones de microplásticos al medio marino se recogen en la **Tabla 1**.

Fuentes de Microplásticos	Emisiones (toneladas/año)
Neumáticos	1700 - 4200
Cosméticos	90
Pellets	5700
Textiles	35 - 450
Pinturas	425 - 710
Campos de césped artificial	25 - 165
Detergentes	4

Tabla 1. Emisiones de microplásticos (elaboración propia con datos recogidos en [3]).

Teniendo en cuenta estas tasas, no es de extrañar que el plástico sea considerado como el principal componente de los desechos que contienen los mares, englobando tanto a los de origen antropogénico como a los naturales [10]. Sin embargo, evaluar el contenido en microplásticos es una tarea difícil debido a su tamaño, la escasez de datos y conocimientos sobre su flujo en los océanos limitados [17].

1.3 CONTEXTO ACTUAL

Los microplásticos han penetrado en los ecosistemas marinos de todo el mundo [7] por medio de las corrientes oceánicas, los vientos, el cauce de los ríos y otros fenómenos [10]. De hecho, son capaces de desplazarse a grandes distancias, incluso a los lugares más remotos, como las profundidades oceánicas, obteniéndose una distribución heterogénea y desigual por todo el mundo [16]. Este movimiento de los microplásticos se debe, principalmente, además de a los factores ambientales, a las características que presentan, como la flotabilidad, el tamaño o la forma de las partículas e, incluso, a su capacidad de bioincrustación [7].

Los modelos oceanográficos que se han tratado de reproducir indican una perspectiva de la distribución espacial de la acumulación de los microplásticos a nivel mundial. Las áreas más afectadas parecen ser los mares calmados, como el mar Mediterráneo o los mares del este y sureste asiático, y las zonas de convergencia de corrientes, denominadas giros, al norte y sur de los océanos Atlántico y Pacífico. Los giros son sistemas de corrientes marinas rotativas, particularmente relacionadas con la rotación terrestre debido a la fuerza centrífuga presente en la zona ecuatorial. Así, los cinco mayores

giros en los océanos corresponden a las zonas con mayor contenido en microplásticos [17] (Figura 4).

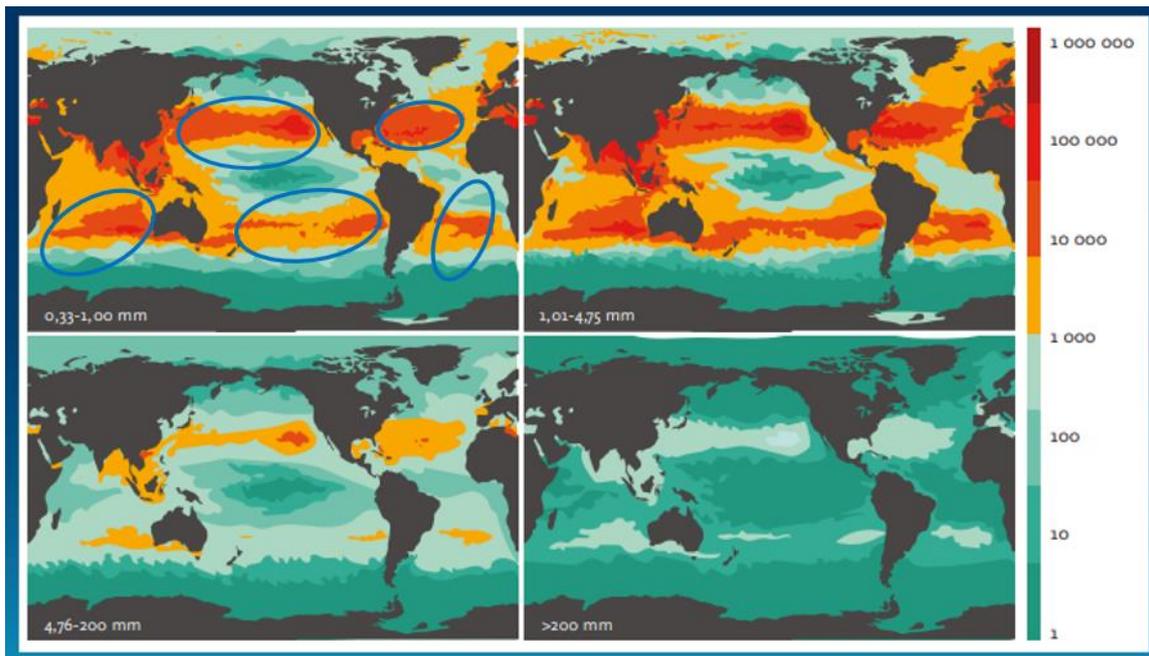


Figura 4. Relación entre los giros y la concentración de plásticos y microplásticos en los océanos (extraída de [17]).

En numerosas ocasiones, la acumulación de microplásticos suspendidos en estos giros deriva en la formación de “islas de plástico”, donde los factores abióticos pueden fragmentar, aún más, el plástico en grandes cantidades. Además, los vientos de la capa superficial del agua pueden desplazarlos a infinidad de ubicaciones geográficas [1].

En cifras, apenas un 1% del plástico total se debe a los plásticos superficiales fácilmente visibles, estimándose que el 94% se encuentra en los fondos marinos, en una concentración que puede llegar a los 70 kg/km². De este modo, es probable que en la capa béntica haya un gran contenido de microplásticos de alta densidad, como PVC o PS. Atendiendo a las playas, la cantidad media es considerablemente mayor, pudiendo llegar a ascender hasta los 2.000 kg/km², ya sea por el vertido intencionado o por el propio flujo con el agua de mar [3].

Se prevé que la producción anual de plástico seguirá siendo creciente en el futuro (Figura 5), alcanzando, posiblemente, una importación anual al océano diez veces mayor para el año 2025. Son realmente preocupantes los efectos que puedan generar la contaminación con plásticos pues, según el Sistema de Clasificación y Etiquetado de Productos Químicos de las Naciones Unidas, más del 50% de los compuestos químicos utilizados para la síntesis de plásticos son peligrosos [18]. Según un estudio llevado a cabo por [6], un 17% de la

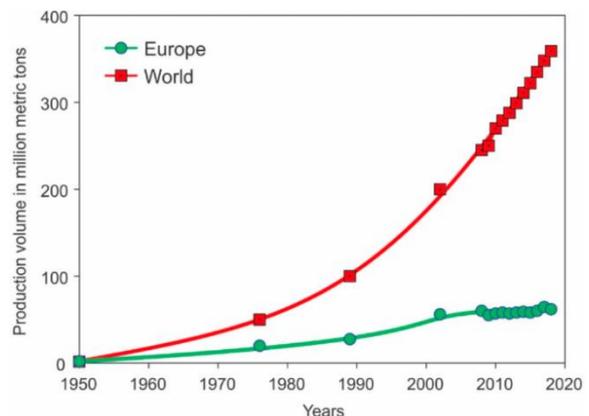


Figura 5. Representación gráfica de la producción de plásticos (extraída de [9]).

producción mundial de plásticos tienen lugar en Europa. La demanda española sería del 7,5% de la europea en su conjunto (**Figura 6**).

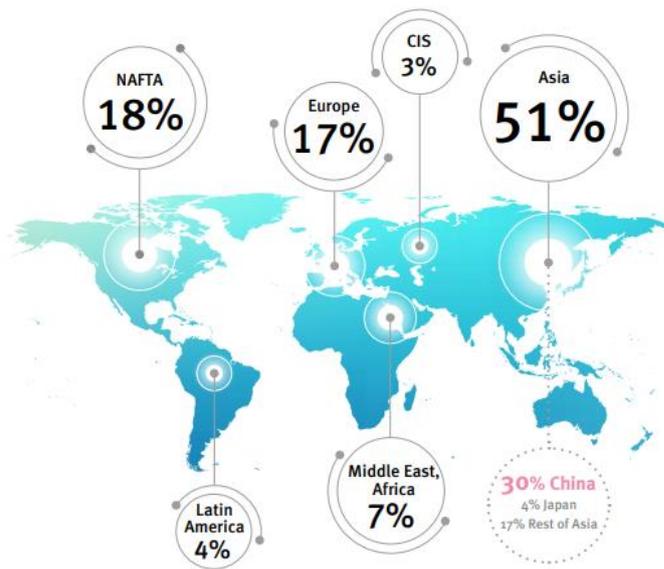


Figura 6. Representación de la producción mundial de plásticos (extraída de [6]).

Se puede declarar que el contexto actual está marcado por la presencia de una sociedad altamente consumista de plásticos y una tasa marginal de su reciclado y reutilización. Esto genera cantidades significativas de desechos que, finalmente, acaban llegando al mar con infinidad de consecuencias. Los efectos que conllevan el aumento de los desechos plásticos son, en su mayoría, indirectos y poco obvios para la mayoría de la sociedad, hasta el punto de ser considerados como erróneamente inofensivos. En ocasiones, los esfuerzos para la gestión de estos residuos pueden verse limitados por factores de usuarios

internos, como la indiferencia, y por la ineficiencia de las políticas necesarias para la sensibilización de la población. La reutilización, la eliminación de objetos plásticos de un solo uso, la identificación de autores de abandono de residuos o los factores que controlan los comportamientos individuales, deberían de ser objeto de estudio para reducir la huella plástica de la sociedad sobre todos los ecosistemas [19].

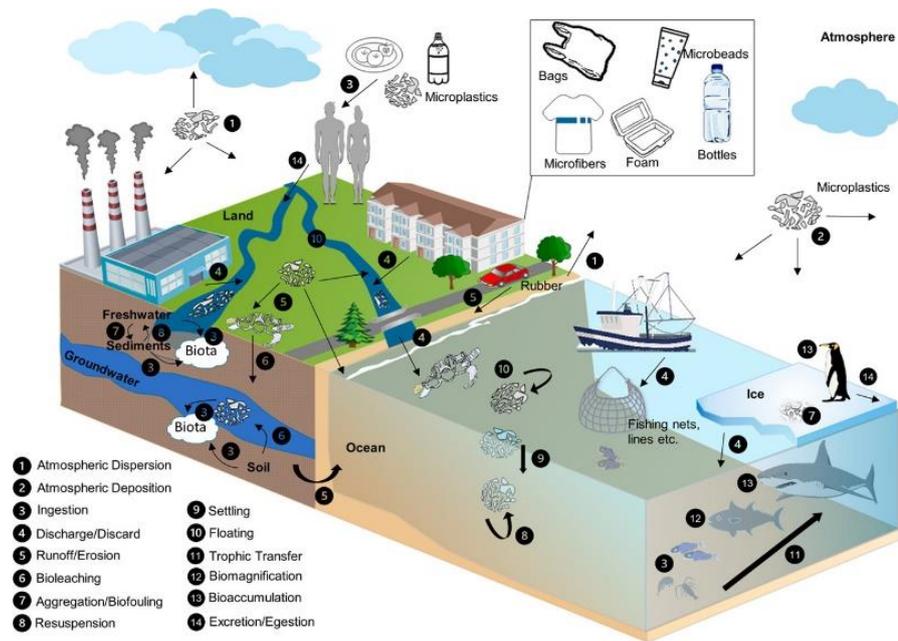
2. IMPACTO AMBIENTAL DE LOS MICROPLÁSTICOS EN LOS ENTORNOS MARINOS

Es evidente que los microplásticos se han vuelto omnipresentes en el medio marino. No obstante, aún se desconoce en gran medida los diversos efectos que pueden desarrollar en este ecosistema. Dicha evaluación no es una tarea fácil, especialmente cuanto mayor es la diversidad de estructuras, dimensiones y formas en las que se encuentran presentes. Por ello, el estudio de los impactos ambientales derivados todavía se encuentra en fase de caracterización. El motivo de preocupación reside en los peligrosos efectos de la ingestión, la liberación de contaminantes adheridos o los cambios que puedan provocar en las cadenas tróficas. Si bien, el desconocimiento de este ámbito podría ser, con diferencia, el mayor temor, ya que dificulta el desarrollo de medidas legislativas nacionales e internacionales para la correcta evaluación de los riesgos asociados a los microplásticos en los océanos. La peligrosidad vinculada a estas partículas depende de una amplia diversidad de factores, como la concentración y distribución, la naturaleza y forma del polímero, los contaminantes asociados o las condiciones ambientales y físico-químicas, entre otras [3].

2.1 TRANSPORTE Y ACUMULACIÓN DE MICROPLÁSTICOS

Los entornos marinos han sido identificados como el principal sumidero de la contaminación por microplásticos, dada la convergencia de las aguas superficiales que los transportan a mares y océanos. La investigación acerca de su acumulación suele dividirse en estudios que se relacionan con las aguas superficiales, como las costas y el hielo, o con el fondo marino y las aguas profundas. Esta separación radica, principalmente, por la diferencia de densidad entre los diferentes plásticos y por las condiciones a las que estos son expuestos. De este modo, las esferas ambientales están claramente interconectadas a través de complejas relaciones entre las fuentes y los sumideros, determinantes en la acumulación y el alcance de la contaminación por microplásticos [20] (Figura 7).

Figura 7.
Representación de los diferentes procesos de interacción entre la litosfera, atmósfera e hidrosfera, responsables del movimiento y transporte de los microplásticos (extraída de [20]).



La producción mundial deposita entre 4,8 a 12,7 millones de toneladas de plásticos al océano anualmente [9]. [21] informan que, aproximadamente, el 67% de este material accede a los océanos a través de los ríos presentes en Asia, coincidiendo con la región del planeta responsable de un 50% de la producción mundial. Otras zonas en las que se debe enfatizar son América del Sur y África que, a pesar de tener una producción menor al 5% global, considerablemente inferior a las de Europa (19%) o América del Norte (18%), presentan altas emisiones de microplásticos a los ríos (Figura 8). La gravedad aumenta si se tiene en cuenta que, al igual que el sureste asiático, estas regiones se caracterizan por poseer una gran fracción de la biodiversidad del planeta, con ecosistemas de alto valor como los corales o los manglares.

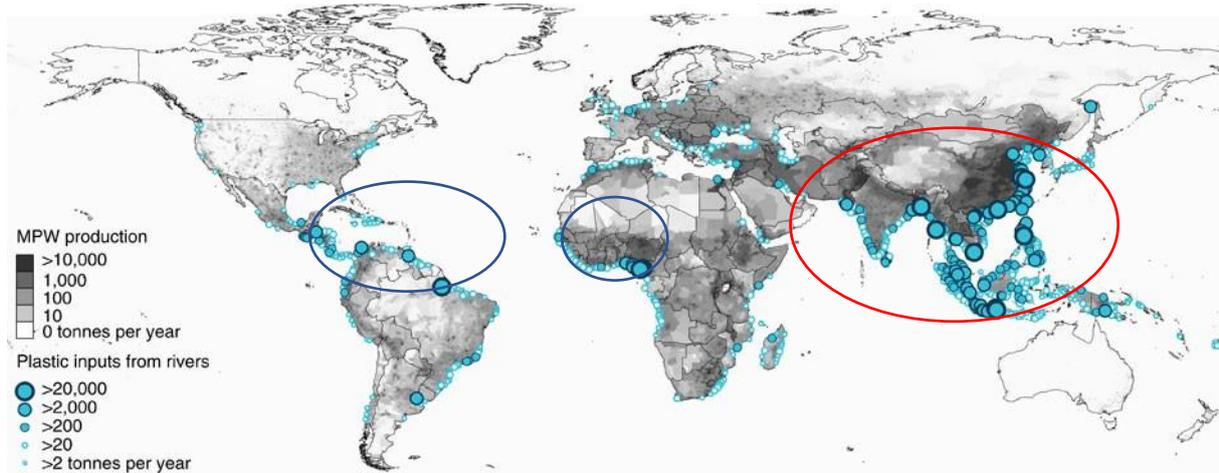


Figura 8. Masa de plástico presente en las aguas fluviales globales de los ríos que fluyen hacia los océanos, destacando la alta emisión del sureste asiático (extraída de [21]).

Una vez que los microplásticos acceden al entorno marino, las partículas menos densas que el agua de mar, principalmente PP y PE, son acumuladas, transportadas y concentradas por el viento, las corrientes y los giros oceánicos. Esto genera, como resultado, una propagación de microplásticos en los ambientes marinos y a su agregación en las conocidas como islas de plástico. En cambio, las muestras recogidas en las costas tienden a estar compuestas, en su mayoría, por poliéster (56%) y fibras acrílicas (23%). Por ende, el estudio del régimen hidrodinámico resulta esencial, en este contexto, para determinar la distribución de los diferentes tipos de microplásticos en cada uno de los ambientes [20].

Las investigaciones de [22] aglomeran muchos de los estudios iniciales realizados en el hielo marino para la identificación de microplásticos. Estos trabajos revelan concentraciones, a día de hoy, de hasta 2×10^6 partículas/m³ en el hielo del estrecho de Fram (Figura 9). Además, resaltan que las placas de hielo marino actúan, al igual que los giros y las islas de basura, como reservorios de estos contaminantes. Por ello, se espera que el deshielo, impulsado por el cambio climático, agrave el riesgo que suponen los microplásticos en los ecosistemas polares. Sin embargo, aunque, aproximadamente, el 50% de los plásticos presentes en los océanos tengan una densidad menor que el agua, los procesos de bioincrustación de ciertos organismos pueden conllevar que el fondo marino actúe como un sumidero aún mayor del que es posible observar en la superficie [20]. A pesar de ello, la identificación de microplásticos en el lecho marino es realmente difícil pues, aunque la capa béntica marina cubre el 60% de la superficie del planeta, sigue siendo el ecosistema menos explorado dada su inaccesibilidad, por lo que, hay un número limitado de publicaciones al respecto [22]. [23] describen los tres procesos principales responsables de la deposición de microplásticos en el fondo marino:

- 1) **Transporte impulsado por gravedad** en flujos cargados de sedimentos, debido a que la densidad de muchos microplásticos es suficiente para su precipitación al fondo marino. Las partículas de baja densidad se distribuirían por todo el flujo.
- 2) **Sedimentación biológicamente impulsada**, a través de la formación de biopelículas (biofouling) o bioincrustación de organismos en las partículas plásticas, aumentando su densidad y produciendo su precipitación. También puede producirse un **transporte**

biológicamente impulsado, por medio de la ingestión y expulsión fecal de los microplásticos en ciertos organismos marinos.

- 3) **Transporte por corrientes termohalinas (CTH)**, conocidas como “cinta transportadora oceánica”, y otras corrientes marinas internas, de unas regiones a otras del océano. Estas corrientes se originan por las diferencias de densidad entre las masas de agua del océano profundo, determinada por la salinidad y la temperatura.

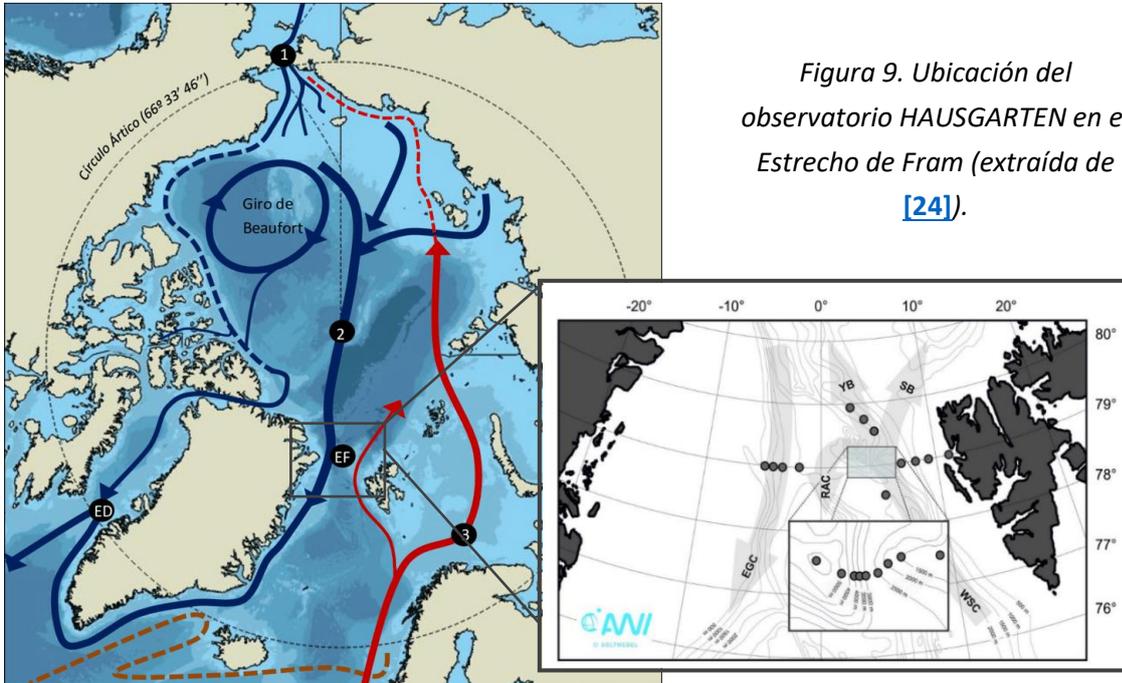


Figura 9. Ubicación del observatorio HAUSGARTEN en el Estrecho de Fram (extraída de [24]).

La basura marina no resulta en un mero problema estético, pues afecta a la vida marina de numerosas formas. En el fondo marino puede causar situaciones anóxicas en los sedimentos subyacentes, provocando alteraciones biogeoquímicas y estructurales de la comunidad bentónica [22]. En los sedimentos, la basura plástica puede persistir durante siglos [7], debido a la ausencia de luz solar, las bajas temperaturas (0-4 °C), el bajo consumo energético y las condiciones altamente anóxicas que reducen, considerablemente, el proceso de degradación natural [22] al mermar las actividades catabólicas oxidativas necesarias [1]. En muchas ocasiones, la biota sésil de los ambientes sedimentarios puede emplear los plásticos como soporte para su crecimiento. Así, estos podrían actuar como vectores de transporte con capacidad de alterar, de una manera no natural, a la composición de la fauna en un proceso conocido como “rafting”. Esto supone un gran problema en aquellas regiones cambiantes, como las zonas polares alteradas por el cambio climático [22]. El proceso de rafting aumenta, implícitamente, el riesgo de introducción de especies invasoras, poniendo en serio peligro a la biodiversidad de los ecosistemas. [25] informaron que hasta el 7% de la basura varada en las playas de las Islas Shetland (Escocia) se encontraba colonizada con organismos como *Austrominius modestus*, un percebe invasor originario de las costas australianas y neozelandesas, ejemplificando como la basura plástica presenta una enorme capacidad de acumularse en las regiones más lejanas y de afectar a la integridad de las especies.

Aunque la mayoría de los estudios relacionados con el proceso de rafting traten de animales

superiores y fragmentos plásticos de tamaño elevado, ello no implica que el proceso no ocurra en los microplásticos y los microorganismos asociados, el cual sería incluso más fácil. El problema es que la detección y recolección de estos últimos es mucho más difícil, dado su reducido tamaño [26].

2.2 PROCESO DE BIOINCRUSTACIÓN (BIOFOULING)

Dependiendo de la densidad de las partículas plásticas, se discierne entre la acumulación de microplásticos en la superficie del agua, a través de su flotación, o la precipitación en el fondo marino. En este último, aunque la sedimentación ya pueda ocurrir cuando la densidad del polímero ya es de por sí lo suficientemente elevada, en muchos casos se describe un proceso de “biofouling” [1], es decir, el desarrollo de organismos sobre las estructuras plásticas, aumentando su densidad y conduciendo a su sedimentación en la capa béntica. Este proceso suele ocurrir en los ambientes pelágicos, debido a la alta viabilidad de la biota marina [9].

Los mecanismos precisos de adhesión de los microorganismos a estas superficies son, en parte, desconocidos, aunque se observa que la formación de biofilms es una práctica común para ello [27]. Una biopelícula puede ser definida como una colección de cepas microbianas que se encuentran asociadas o incrustadas en un determinado material, gracias a la secreción de sustancias poliméricas extracelulares, con el objetivo de favorecer la protección contra algunos factores de estrés naturales, como el pH, la radiación UV, el choque osmótico, la desecación, ataques de otros microorganismos, etcétera. En el desarrollo de las biopelículas, los microorganismos pueden formar consorcios estables que incluyen interacciones sintróficas, tales como el intercambio horizontal de genes, la acumulación de nutrientes o la protección contra sustancias tóxicas [9]. Además, esto posibilita que otros organismos, como microalgas, puedan interactuar, generando una amplia variedad filogenética y ecológica [27], denominada perifiton (complejo conjunto o comunidad de diferentes especies) [9].

El proceso de biofouling parece estar comprendido por cinco etapas secuenciales: adsorción, inmovilización, consolidación, microfouling y macrofouling. El microfouling se trata de una colonización primaria donde, en una primera fase reversible, las bacterias y diatomeas se adsorben mediante fuerzas físicas a los plásticos. En una segunda etapa, se comienzan a secretar exopolisacáridos que permiten la adhesión final e irreversible al polímero. En cambio, el macrofouling se describe como una colonización secundaria de macroalgas y protozoos, que interactúan con el biofilm preformado, y que resulta ser el responsable directo del aumento de peso y de la precipitación de los microplásticos [28]. Por ejemplo, ciertas algas filamentosas, como *Anabaena spiroides*, pueden crecer en la superficie de microplásticos de PE [2]. Por tanto, el macrofouling es, quizás, el mayor responsable de que la acumulación de microplásticos en el fondo marino (hasta 3.146 partículas/kg de sedimento seco) sea mucho mayor en comparación a la superficie (hasta 1,5 partículas/m³), lo cual apoya la teoría de la persistencia de los residuos plásticos en los sedimentos debido a las bajas tasas de degradación natural [1]. Así, [29] concluye que la degradación de los microplásticos es considerablemente mayor en la superficie.

La alta diversidad microbiana en los ecosistemas marinos alcanza valores de hasta cientos de millones de células bacterianas en un gramo de sedimento marino húmedo. De hecho, prácticamente la totalidad de cualquier superficie del medio marino está colonizada por microorganismos, incluyendo

a los residuos plásticos [1]. Una de las consecuencias más graves de este proceso, tal y como incidían anteriormente [22] y [25], es que los microplásticos actúen como vectores de las especies microbianas que interactúan con ellos. Este hecho es especialmente destacable cuando se forman biopelículas que incluyen multitud de cepas con capacidad de actuación como especies invasoras no autóctonas, lo que podría provocar cambios negativos en el ecosistema marino original, aunque aún se deba investigar con mayor detenimiento [27]. Pero, a pesar del desarrollo “natural” de las biopelículas sobre los microplásticos, esto también conlleva efectos negativos sobre los organismos bioincrustadores [9]:

- La exposición de las micro y macroalgas planctónicas a los microplásticos presentes en la capa pelágica conlleva la inhibición de la fotosíntesis por bloqueo de la luz solar [30], formación de especies reactivas del oxígeno (ROS) y disminución del crecimiento y del contenido en clorofila.
- Los aditivos plásticos, como los plastificantes, y los contaminantes adheridos producen efectos tóxicos en las especies formadoras de biopelículas.
- La presencia de patógenos con potencial capacidad infecciosa [30], como *Vibrio* spp., también podría originar efectos negativos sobre las comunidades del biofilm y los organismos que interaccionen con estas [31].
- Sorprendentemente, los microplásticos pueden formar complejos con las microalgas que dan lugar a una sobreexpresión considerable de las rutas de biosíntesis de azúcares [32].

Además, el proceso de biofouling supone un peligro para muchos de los organismos detritívoros del fondo marino donde podrían sedimentar los microplásticos [33]. Los anfípodos, como las cigalas, pueden confundir los microplásticos con una fuente de alimento natural por depredación directa [34]. Desgraciadamente, existe una amplia diversidad de organismos de niveles inferiores susceptibles de los efectos de los microplásticos, como la ingestión selectiva de fibras por *Holothuria floridana*, contradiciendo, en este caso, a las estrategias de alimentación indiscriminada típicas de los holoturoideos bentónicos, que dan lugar a una situación extremadamente preocupante de la comunidad bentónica, en relación al elevado contenido de microplásticos en el fondo marino [33]. También podría ocurrir el proceso contrario, en el que sean los microplásticos los que se incrusten en la superficie celular de ciertos organismos, detectándose la presencia de estos en las caveolas de la superficie celular de *Skeletonema costatum* y en *Chlamydomonas reinhardtii*, mostrando efectos negativos sobre su crecimiento [30].

2.3 EFECTOS TÓXICOS DE LOS MICROPLÁSTICOS

La propia ubicuidad que los microplásticos están adquiriendo en todos los ambientes conlleva a que, en ocasiones, aparezcan en multitud de alimentos que consumimos, como la sal de mesa, el agua potable, o en animales, especialmente mariscos, como los bivalvos criados para el consumo humano. De hecho, es, precisamente, en los organismos acuáticos donde la toxicidad asociada a los microplásticos puede conllevar mayores consecuencias, dada la facilidad de su ingesta o interacción [30]. En realidad, no solo los animales están en peligro, aunque debido a su tamaño son más fácilmente evaluables que otros organismos, pero tanto bacterias como otros microorganismos también son susceptibles de efectos tóxicos, tal y como demuestran [35] al observar la letalidad de las nanopartículas de PS en levaduras o [36] al comprobar la inhibición del crecimiento de *Halomonas alkaliphila*.

Aunque, por norma general, los plásticos son considerados compuestos bioquímicamente inertes, la situación cambia cuando estos se adhieren o son incorporados al interior de los organismos, produciendo importantes alteraciones toxicológicas que han sido identificadas en una amplia multitud de especies. Sin embargo, la mayoría de los efectos químicos graves suelen ser generados por las sustancias absorbidas que se presentan en la superficie de los microplásticos [26]. Los aditivos, que se incorporan durante la fabricación del polímero para mejorar sus propiedades, no solo incrementan los tiempos necesarios para su descomposición sino que, además, pueden lixivarse al medio marino. Esto aumenta la introducción de sustancias peligrosas para una determinada población, comunidad o el ecosistema en su conjunto [3]. Dicho así, los efectos químicos negativos sobre los productores primarios son muy peligrosos, pues podrían resultar en una pérdida de la productividad de todo el ecosistema [33].

El grado de lixiviación de los plastificantes depende de las características del polímero y del aditivo, así como de las condiciones ambientales y físico-químicas. Debido a la gran relación superficie-volumen, la biota marina que los ingiere presenta una alta probabilidad de sufrir los efectos de estos aditivos. Por ello, es probable la interferencia con procesos biológicamente importantes por alteración endocrina que, a su vez, afectan a la movilidad, al desarrollo o a la reproducción en adultos, o incluso generen carcinogénesis [10]. Uno de los aditivos más conocidos es el bisfenol A, capaz de interrumpir la síntesis de hormonas endógenas [17]. Este compuesto puede ser sumamente tóxico para una amplia diversidad de crustáceos y se encuentra asociado a enfermedades cardíacas, diabetes y alteraciones hormonales en los humanos [4]. [37] determinaron que la presencia de microplásticos en la medaka japonesa, *Oryzias latipes*, era responsable de la presencia de bifenilos policlorados y difeniléteres polibromados que generaban estrés hepático por un consumo excesivo de glucógeno en el animal.

Dada la hidrofobicidad inherente al plástico, este material también presenta una alta capacidad para actuar como depósito de sustancias tóxicas [26], adhiriendo ciertos contaminantes presentes en el agua, como metales pesados o contaminantes orgánicos persistentes (COPs). Estos productos químicos, denominados en su conjunto como sustancias PBT (persistentes, bioacumulables y tóxicas) [17], se encuentran típicamente, en sus concentraciones más altas, en la superficie del mar, donde los microplásticos de baja densidad también están presentes [4]. Los COPs incluyen algunos plaguicidas y sustancias químicas lipofílicas como el fenantreno, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) y otros compuestos tóxicos y nocivos para la salud, como el dicloro difenil tricloroetano (DDT) o los bifenilos policlorados (PCBs), bien conocidos por su carácter recalcitrante en los ambientes [26] [37]. Al igual que en el proceso de rafting, los microplásticos recubiertos con COPs pueden desplazarse a través de los océanos, contaminando ecosistemas vírgenes a través de la transferencia de toxinas y contaminantes a organismos que no han interactuado nunca con estos compuestos, en un efecto conocido como “Caballo de Troya” [4].

La adsorción de contaminantes tóxicos también está determinada por las características físico-químicas del polímero plástico, la forma, el tamaño, e incluso el color. Por ejemplo, el PE presenta una mayor tasa de adsorción de contaminantes tóxicos que los demás. Del mismo modo, los microplásticos incoloros tienen una alta capacidad para adsorber PCBs, superior a la de los coloreados. Además, los plásticos de baja densidad tienen tasas de difusión de contaminantes adheridos más rápidas que los

de alta densidad, de modo que la adsorción de perfluorooctanosulfonamida en PE y PVC resulta mayor que en PS. Otro ejemplo es un coeficiente de reparto mayor del fenantreno en el PE [26]. Ciertas condiciones ambientales, como las temperaturas elevadas o el pH ligeramente bajo, similares a las de animales de sangre caliente, también aumentan la liberación de contaminantes [9].

El tamaño de los microplásticos puede considerarse como un responsable directo y muy variable de los efectos que realizan sobre los organismos. Las microesferas de PS, de menor diámetro, parecen tener mayores efectos negativos debido a que presentan una alta biodisponibilidad y tiempos de retención mayores, induciendo la producción de ROS que concluyen en un aumento de la respuesta antioxidante [26]. Sin embargo, la opinión parece discernir entre los diferentes investigadores, pues [38] defienden que las partículas de PS más grandes inducen una respuesta mayor al retener más tóxicos. Esto demuestra, al igual que con otros muchos ensayos, que los efectos son muy cambiantes en función del microplástico, el organismo y el entorno a evaluar.

La dosis presente en el ambiente o suministrada en condiciones de laboratorio también es muy relevante. Según [39], la exposición a concentraciones bajas de microplásticos, entre 40 y 400 µg/L, inducen una respuesta antioxidante en el hígado del cangrejo chino, *Eriocheir sinensis*, mucho mayor que a concentraciones más elevadas, 4.000 a 40.000 µg/L. En cambio, en el pez cebra, *Danio rerio*, la respuesta antioxidante fue mayor cuanto mayor era la concentración de microplásticos, tal y como informa, de nuevo [38]. Aunque la concentración de microplásticos puede ser muy diferente en función de la distancia a la fuente de contaminación y de la forma de muestreo, [40] estiman, mediante un análisis detallado de los estudios existentes, la concentración de 6.650 partículas/m³ como valor umbral para aceptar la peligrosidad de la fauna en los océanos.

Muchos informes apuntan a la capacidad de los microplásticos de ser partícipes durante la transferencia trófica [41] [42] pero, realmente, son muy pocos los estudios que se centran en organismos en las condiciones naturales, debido a la alta heterogeneidad y amplia distribución de los microplásticos y a la dificultad de separar los efectos de los generados por otros xenobióticos. Por ello, hasta la fecha, la mayoría de investigaciones se centran en invertebrados o vertebrados de pequeña envergadura en condiciones de laboratorio [26].

2.3.1 PATOLOGÍAS GASTROINTESTINALES

Se estima que más de 220 especies ingieren microplásticos en ambientes [17] y que casi 700 interaccionan de alguna manera con estos materiales, involucrando a la mitad de las aves y mamíferos marinos conocidos y a más del 85% de las tortugas marinas [26]. La ingestión de los microplásticos resulta visible en, prácticamente, la totalidad de los niveles tróficos, desde organismos microscópicos, como el zooplancton, hasta organismos superiores, como ballenas, delfines, aves marinas, focas y leones marinos [9] [33]. De entre estas, el 55% de especies restantes, al excluir a los mamíferos, son invertebrados o peces de menor envergadura que tienen una elevada importancia comercial [17] y que, encontrándose en un nivel trófico inferior, son incapaces de diferenciar los microplásticos del alimento. Los organismos superiores de la cadena trófica, como las aves marinas, los crustáceos o los peces, suelen ingerir estos microplásticos por el consumo de organismos inferiores que contienen partículas en su interior. En estos casos, los microplásticos pueden presentar un peligro real al bloquear

los apéndices de alimentación o dificultar el tránsito intestinal, interrumpiendo la nutrición correcta de muchos organismos marinos [4]. De hecho, [26] señalan que la ingesta de fragmentos de plásticos y el enredo letal se ha incrementado en un 40% en los últimos diez años en los animales marinos y que casi todas las especies de aves marinas se verán afectadas para 2050.

La ingestión de los microplásticos puede resultar directa e indirecta, en función de la depredación. Habitualmente, la ingesta directa suele estar asociada a los organismos filtradores, como muchos moluscos bivalvos, pepinos de mar o esponjas, mientras que la indirecta es la más común entre los animales depredadores por la transferencia trófica de microplásticos acumulados en la presa. Tal y como ocurre con muchos otros contaminantes, como los metales pesados, los impactos de la acumulación pueden notarse en mayor envergadura en los niveles tróficos más altos [26].

Algunos efectos concretos de la ingestión de microplásticos por los organismos acuáticos son lesiones, úlceras, asfixia, interrupción de la alimentación y de la natación, estrés, alteraciones en el sistema inmune y en el metabolismo, toxicidad, bioacumulación de microplásticos, contaminantes y aditivos asociados, formación de tumores y mortalidad alterada [9]. Muchos de ellos pueden afectar directamente a la calidad del epitelio intestinal que, por su deterioro estructural y funcional, puede conllevar su desprendimiento y a la pérdida de las vellosidades, limitando la capacidad de alimentación del organismo y, en consecuencia, de su ciclo de vida [30]. Así, [43], en sus estudios en organismos modelos, como el pez cebra y el nemátodo *Caenorhabditis elegans*, evaluó que las lesiones derivadas de las partículas microplásticas son más dependientes de un tamaño moderado que de la composición.

Un síntoma particular de algunas especies, inducido por la ingestión de microplásticos, es el crecimiento de células rodlet [44]. Las células rodlet (**Figura 10**) son un tipo de células presentes en los órganos de algunos peces teleósteos que, aparentemente, actúan como células inflamatorias durante las infecciones parasitarias o de otros agentes. A pesar del desconocimiento exacto de su origen, se intuye la posibilidad de ser utilizadas como biomarcadores, cuantitativos y cualitativos, de la exposición a contaminantes xenobióticos o a estrés ambiental [44] [45].

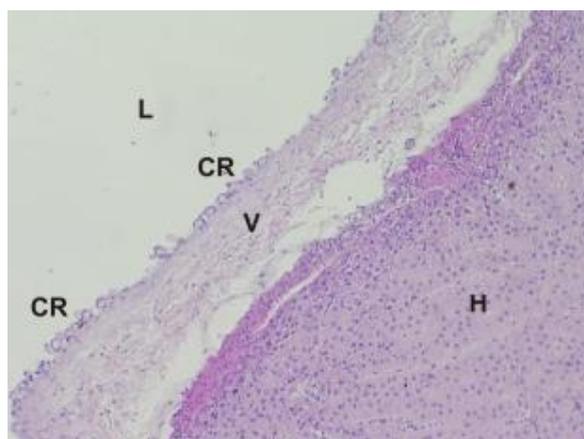


Figura 10. Vista de las células rodlet (CR) en un vaso sanguíneo de gran calibre en el hígado de *Ctenopharyngodon idella*. H: Hígado, V: Vena, L: Luz del vaso sanguíneo (extraída de [45]).

Algunos organismos marinos, como los gusanos poliquetos, tienen la capacidad de eliminar, eficientemente, materiales no deseados de su cuerpo por defecación, como *Arenicola marina*,

retirando gran parte de las partículas de PVC que ingiere. Aun así, hay ocasiones en las que los microplásticos pueden ser absorbidos por el sistema digestivo por translocación, introduciéndose en el torrente sanguíneo [46]. En una investigación acerca de este proceso, [46] descubrió que las micropartículas de PS, que previamente se habían acumulado en el intestino de *Mytilus edulis*, fueron capaces de acceder, después de 3 días, a la hemolinfa de los mejillones expuestos y de activar la respuesta inmune. La principal sintomatología fue la formación de granulomas, masas esféricas de células inmunes que aíslan sustancias extrañas que no son capaces de eliminarse en las glándulas digestivas (Figura 11). Si bien, las partículas de microplásticos persistieron durante más de 48 días en el sistema circulatorio del bivalvo.

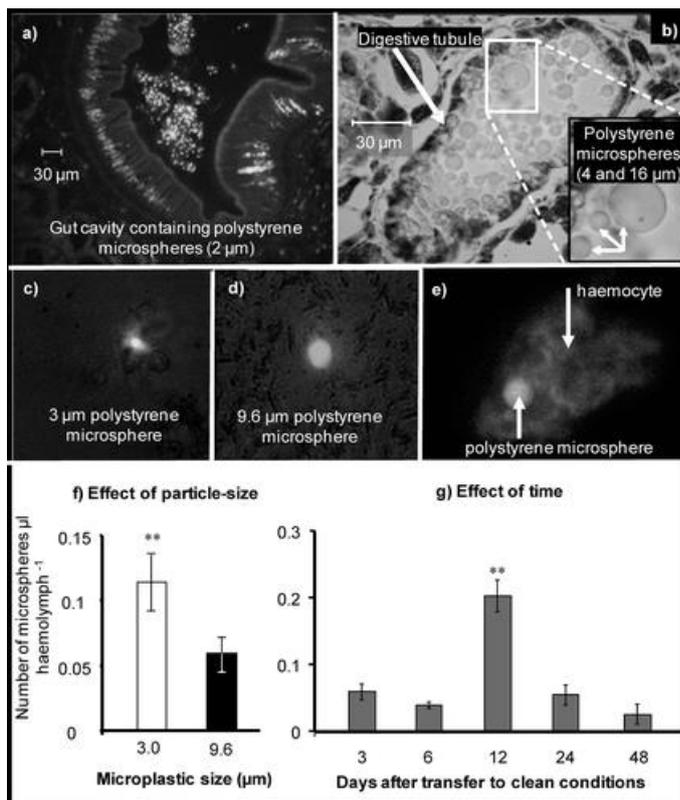


Figura 11. a) Sección de tejido del intestino que demuestra la acumulación de las partículas. b) Presencia de microesferas de poliestireno en los túbulos digestivos. c) d) Presencia de microesferas de poliestireno en la hemolinfa, mientras que e) en los hemocitos. f) Las partículas de menor tamaño aumentaron su disponibilidad y número en la hemolinfa. g) Durante los 12 primeros días se produjo una fuerte eliminación de las partículas, pero estas persistieron hasta pasados los 48 días (extraída de [46]).

Los efectos de los microplásticos sobre los animales marinos pueden ser muy peligrosos, en especial de aquellos más sencillos e incapaces de distinguir la semejante morfología entre los

microplásticos y las algas, como el zooplancton *Strombidium sulcatum*, ya sea por ingestión directa o por los nanoplásticos asociados a algas marinas como *Scenedesmus* [33].

La microbiota intestinal es fundamental para la digestión de los animales, pues ayuda al huésped a realizar diversidad de funciones fisiológicas y bioquímicas. Se estima que, en el cuerpo humano, hay más de 1.000 tipos diferentes de bacterias que suponen una cantidad 10 veces mayor al número de células humanas, siendo un 70% pertenecientes a la microbiota intestinal. Los estudios demuestran que muchos contaminantes ambientales, como los metales pesados, plaguicidas o aditivos alimentarios, pueden afectar negativamente a la microbiota intestinal y, en consecuencia, al individuo. De hecho, la evaluación toxicológica debería de emplear la microbiota intestinal como uno de los principales indicadores para la detección de microplásticos y de los contaminantes asociados, pues es susceptible de sufrir severos efectos negativos, como en el pez cebra que, por efecto del PS, se indujo una disminución de la diversidad de la microbiota y el aumento de la abundancia de *Flavobacterium*, un patógeno común de muchos peces [30]. A pesar de ello, el impacto a nivel poblacional es aún

desconocido por la falta de estudios científicos relacionados, además de que los daños asociados son muy concretos en función del estilo de vida ecológico del organismo analizado [3].

2.3.2 DAÑO OXIDATIVO

La citotoxicidad de los micro y nanoplasticos se ha atribuido, principalmente, al daño generado en las membranas celulares y al estrés oxidativo. Mientras que las partículas más grandes causan la inflamación del tracto gastrointestinal y de las vías respiratorias, las partículas más pequeñas, como se comentó, pueden translocarse a través del epitelio intestinal [47]. Así, estas últimas pueden penetrar en el medio hidrófobo de la bicapa lipídica celular y provocar cambios estructurales, llegando a interactuar con los orgánulos intracelulares y provocando un aumento del contenido en ROS que causa estrés celular [48]. La presencia en el interior celular podría conllevar el deterioro, directo e indirecto del ADN y daños en la maquinaria de reparación y replicación [47].

El aumento del contenido en especies reactivas puede dar lugar a eventos como la peroxidación lipídica, una reacción en cadena que produce severos daños oxidativos en las membranas celulares, lipoproteínas y otras estructuras lipídicas, alterando la estructura y función de la bicapa lipídica y de su permeabilidad [26]. Esto podría promover la entrada de agentes tóxicos celulares y el deterioro celular, pues así lo demuestran [49] en sus estudios sobre *Dicentrarchus labrax*. Durante los eventos de peroxidación lipídica se genera malondialdehído como producto del proceso, por lo que resulta ser un biomarcador, ampliamente utilizado, para la detección de la exposición a contaminantes ambientales [26].

La respuesta antioxidante, a consecuencia de la exposición a microplásticos, puede ser altamente cambiante. Las investigaciones de [39], en relación al cangrejo chino, evidenciaron una respuesta antioxidante inversamente proporcional a la dosis de microplásticas emitida, mientras que [38] obtuvieron el efecto contrario en el pez cebra. Incluso, [50] demostraron un desequilibrio de esta respuesta en salmonetes, *Mullus surmulentus*, con aumento de glutatión S-transferasa (GST) y actividades superóxido dismutasa (SOD) y catalasa (CAT) sin diferencias respecto a la ausencia de microplásticos. Curiosamente, la acción combinada de microplásticos con mercurio, en el bivalvo de agua dulce *Corbicula fluminea*, mostró una disminución de varios de los biomarcadores específicos del mercurio [51]. En sus estudios en *Sparus aurata*, [52] sugieren el uso de la GST como biomarcador de la respuesta antioxidante estimulada por microplásticos.

También se realizó un estudio en relación a los HAPs, como el pireno, que suelen adsorber muchas de las partículas de microplásticos. Destaca la elevada biodisponibilidad del pireno después de la ingestión [53] y la observación de una disminución significativa de glutatión peroxidasa (GSH-Px) y CAT por pérdida de la energía disponible por vía aeróbica [26]. [54] también demostraron que los microplásticos presentan una alta capacidad para modular la cinética del fluoranteno (HAP) y su toxicidad en mejillones marinos, elevando el contenido de este contaminante y afectando, negativamente, a los mecanismos de desintoxicación. Sin embargo, en la glándula digestiva del mejillón, el nivel de daño oxidativo, evaluado por [54], disminuyó a los 7 días de exposición a microplásticos de PS, pero reveló una activación de los procesos inflamatorios. Por tanto, la evaluación del estrés oxidativo midiendo la peroxidación de lípidos no es suficiente y siempre debe de realizarse

detectando otros parámetros de estrés oxidativo e inflamatorios.

Tal y como se citó anteriormente, la exposición a microplásticos podría inducir genotoxicidad, es decir, daños en el material genético debido a roturas en el ADN, síntoma del aumento en ROS. Esto genera la pérdida irreversible de la integridad del genoma y la formación de micronúcleos en los mejillones expuestos [53].

Sería interesante la búsqueda del mecanismo concreto de producción de ROS en respuesta a los microplásticos, concretamente en las mitocondrias, dado que es el principal orgánulo implicado en el estrés oxidativo por su directa implicación en el metabolismo aerobio. Aunque los microplásticos no pueden acumularse en las mitocondrias debido a su tamaño, hay sugerencias recientes que indican que podrían interactuar con las membranas externas del orgánulo, generando una disminución del potencial de membrana que afectaría, indirectamente, a su función [26].

En las células de los mamíferos, los micro y nanoplásticos pueden provocar la alteración de la membrana nuclear, estrés oxidativo, liberación de patrones moleculares asociados al daño y activación posterior de vías inflamatorias, apoptóticas y necróticas (Figura 12). Así, la absorción de micro y nanoplásticos puede conducir a la pérdida de la integridad de la membrana plasmática y nuclear, formando poros, y a la posterior generación de ROS a partir de las mitocondrias. Los niveles elevados de ROS intracelulares pueden causar daño mitocondrial debido al aumento en la concentración de Ca^{2+} , despolarización de la membrana mitocondrial, reducción de ATP, liberación de factores proapoptóticos y de patrones moleculares asociados al daño (DAMP) de mitocondrias u otros orgánulos, producción y liberación de citocinas proinflamatorias y, finalmente, activación de las vías de muerte celular que conducen a la apoptosis o necrosis. Todos estos procesos se encuentran intrincadamente interconectados. En base a esto, los hepatocitos aislados de ratones de 3 meses incubados con partículas de PS de 50 nm, durante 24 horas, provocaron la inducción de ROS (aumento del contenido en SOD y malondialdehído), además de daño al material genético [48].

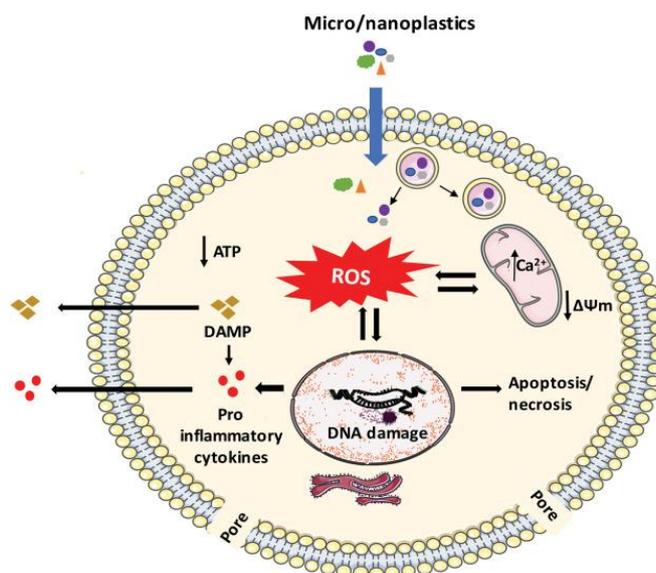


Figura 12. Mecanismos plausibles de citotoxicidad inducidos por micro y nanoplásticos. (extraída de [48]).

Resumiendo, los microplásticos parecen tener la capacidad de inducir estrés oxidativo a través de la síntesis de especies reactivas del oxígeno y del nitrógeno que presentan capacidad de interaccionar negativamente, dañando a biomoléculas como el ADN, las proteínas y los lípidos, y originando respuesta inflamatoria, daño celular y tisular e induciendo a cambios degenerativos que conllevan la senescencia, muerte celular,

disfunción, pérdida de órganos y reducción del rendimiento. Con ello, se disminuye la capacidad de desarrollo, la longevidad y la reproducción de muchas de las especies analizadas. Para tratar de evitar

esos efectos, la mayoría de organismos desarrollan un aumento de la respuesta mediante el sistema antioxidante, tratando de promover la desintoxicación y la amortiguación del desequilibrio oxidativo generado. Algunos compuestos partícipes son SOD, CAT, GSH o GST, por lo que podrían emplearse como marcadores potenciales para evaluar el daño oxidativo de los microplásticos, aunque todos ellos son altamente variantes en función del organismo y de las condiciones de la exposición [26].

2.3.3 RESPUESTAS NEUROTÓXICAS

Ciertos compuestos tóxicos, como los HAPs, pueden generar una inhibición considerable de la acetilcolinesterasa (AChE) y, con ello, la reducción de la hidrólisis de acetilcolina, por acción de la enzima, en colina y ácido acético, aumentando la concentración de acetilcolina y bloqueando su metabolismo. Esto puede conllevar su acumulación en la hendidura sináptica de las neuronas y la alteración de la transmisión de los impulsos nerviosos, como los descritos en el gobio común, *Pomatoschistus microps*, por [55], lo que también podría afectar a las actividades motoras, sensoriales o cognitivas de los animales expuestos.

En el caso de la lubina, *Dicentrarchus labrax*, la presencia de microplásticos, con o sin adición de mercurio, conllevó a una inhibición significativa de la actividad de la AChE en el cerebro [49]. Además, la exposición del sistema digestivo a sustancias químicas disruptoras endocrinas, presentes en los microplásticos, puede alterar la producción de testosterona y producir efectos estrogénicos, por mimesis de hormonas endógenas, modulando alteraciones reproductivas y endocrinas negativas [56].

Debido a la alimentación por filtración que realizan los moluscos bivalvos, resultan ser organismos modelos para la evaluación de los efectos de los microplásticos. Los análisis, realizados por [57], no detectaron cambios oxidativos o de la actividad AChE en el tejido blando del mejillón cebrado de agua dulce, *Dreissena polymorpha*, pero sí un aumento de dopamina, probablemente, resultado del efecto tóxico de las microperlas de PS a las que fueron expuestos. La dopamina regula la gametogénesis y el desove en los moluscos, además de la inhibición de la filtración de agua en las branquias, reduciendo la entrada de agua a través del sifón como respuesta protectora al alto contenido de microplásticos en el agua. De hecho, en las ostras también se demostró que, tras la exposición continua, durante dos meses, a microplásticos, se condujo a una disminución de los ovocitos y del diámetro y de la velocidad de los espermatozoides, alterando la capacidad reproductiva de muchos de los organismos filtradores marinos [58].

Por otro lado, el aumento en la temperatura del agua, desde unos 20 a unos 25 °C, parece incrementar, en un 14%, la actividad AChE en los juveniles de *P. microps* expuestos a microplásticos con alto contenido en cefalexina, un antibiótico del grupo de las cefalosporinas. También se pudo corroborar un incremento de la peroxidación lipídica en un 72%, que junto a las alteraciones de la AChE, elevaron la mortalidad a un 8% a 20 °C y a un 33% a 25 °C, generando una intensa preocupación en aquellas poblaciones silvestres expuestas a estas mezclas de contaminantes y que son víctimas del continuo calentamiento global. Incluso en ausencia de cefalexina, también se observó una considerable mortalidad y disminución del comportamiento depredador en los juveniles [59].

[52] revelan que los peces control de *S. aurata* eran más tímidos durante las interacciones sociales y menos activos en la alimentación, en comparación con los peces alimentados con microplásticos. Así,

se documentaron cambios en la actividad de natación de la dorada, probablemente debido a los requisitos energéticos para la desintoxicación después de la exposición a contaminantes, con la posibilidad de alterar las interacciones sociales y de afectar directamente al establecimiento de las relaciones normales entre los peces. Adicionalmente, un estudio sobre la carpa cruciana, *Carassius carassius*, mostraron que los grupos expuestos a *Daphnia*, crustáceo planctónico muy candidato a interactuar activamente con los microplásticos en las condiciones naturales, enriquecida con nanopartículas de plástico, se movían mucho más lentamente, ocupaban menos espacio en el acuario y no cazaban tan activamente como los peces de control [60]. Esto demuestra, por tanto, un rendimiento depredador reducido, común al de los peces que viven en áreas más contaminadas, probablemente por las peores condiciones de salud. Sorprendentemente, el pez cebra mostró el comportamiento opuesto, volviéndose hiperactivo después de la exposición a microplásticos [61].

2.3.4 METABOLISMO ENERGÉTICO

Los efectos de los microplásticos también inciden sobre las enzimas del metabolismo energético básico. La exposición a los microplásticos produce una inhibición considerable, en *D. labrax*, de la isocitrato deshidrogenasa (IDH), enzima esencial en el ciclo del ácido cítrico y para la regeneración del NADPH celular en el equilibrio redox [49]. Aunque los microplásticos, por sí solos, no parecen afectar a la lactato deshidrogenasa (LDH), su combinación con paraquat, herbicida bipyridílico, da lugar a una disminución de esta enzima involucrada en la conversión del piruvato en lactato por vía anaeróbica, en *Cyprinus carpio* [62]. En cambio, las ostras expuestas a microplásticos parecen tener las respuestas mediadas por cortisol y corticosterona, hormonas glucocorticoides, notablemente alteradas. Estas hormonas están relacionadas con la activación del eje hipotálamo-pituitario-adrenal (HPA), regulando la tasa metabólica y relacionándose con la captación de energía en el estrés oxidativo [58], aunque queda por investigar las posibles alteraciones endocrinas inducidas por este efecto.

Hay que aclarar que los efectos toxicológicos de los microplásticos son muy diferentes, sin seguir un patrón simple y definido de cambios, por lo que suelen ser estocásticos y diversos en función de las características del estudio. Por ello, en muchos casos, las comunidades sanas son similares en composición, mientras que las que padecen disbiosis u otras patologías no muestran un patrón consistente, siguiendo el principio de “Anna Karenina”, es decir, “todas las familias felices se parecen unas a otras, pero cada familia infeliz lo es a su manera”. Por ello, los efectos tóxicos sobre algunas poblaciones son muy complejos y de elevada importancia [63].

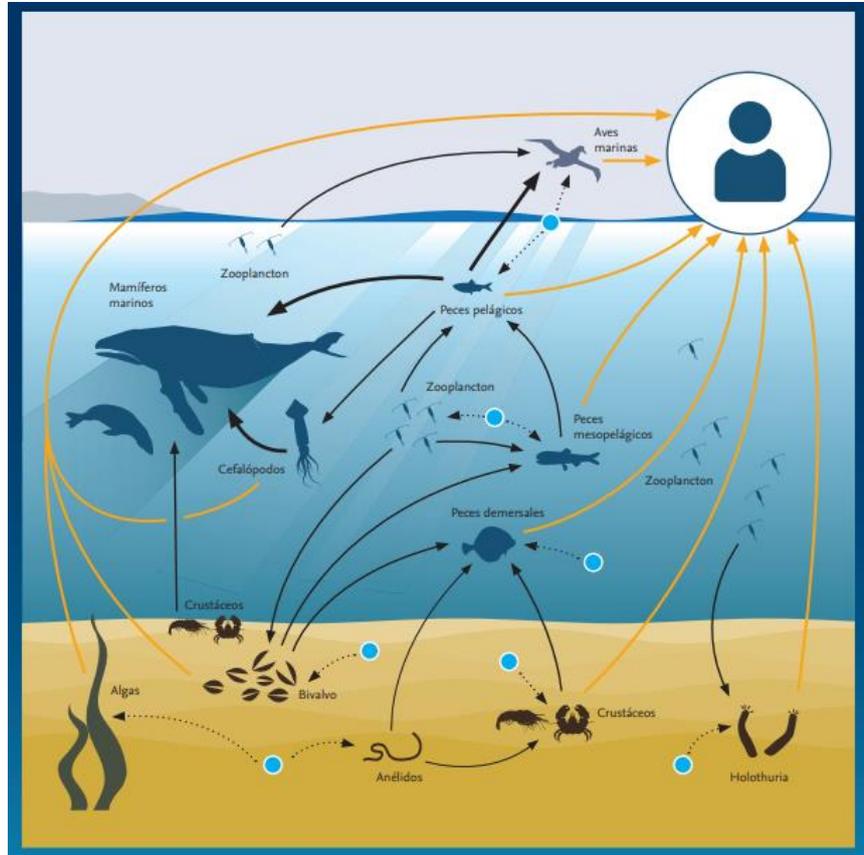
En conjunto, todos estos efectos tóxicos evocan severos problemas sobre los organismos de los entornos marinos. De especial importancia son los corales, dada su implicación en la formación de uno de los ecosistemas más diversos y biológicamente complejos del mundo [64]. La exposición de microplásticos a los corales conlleva efectos derivados de la ingestión y de la adhesión pasiva a la superficie, produciendo su blanqueamiento y necrosis a largo plazo, tal y como demuestran los estudios de [65] acerca de la interacción de *Acropora Formosa* con microplásticos de LDPE. Además, [63] certifica que la presencia de microplásticos de PS es la responsable de la reducción del peso corporal de los peces y de la alteración del estado antioxidante del hígado, del metabolismo de los glicolípidos y del equilibrio endocrino. Estos resultados son apoyados por [66] que, además, aclaran que los nanoplásticos podrían presentar una alta capacidad de translocación al sistema sanguíneo y de

incrementar aún más el estrés oxidativo en comparación a los microplásticos. Si bien, a estos últimos se atribuye un mayor daño intestinal y cambios sobre la microbiota, en comparación a los microplásticos.

2.3.5 BIOMAGNIFICACIÓN

La biomagnificación se describe como la propagación sucesiva de compuestos a través de los eslabones partícipes de las cadenas tróficas, de modo que los organismos de los niveles tróficos más altos presentan sustancias en una concentración superior que los presentes al principio de la cadena (Figura 13).

Figura 13. Efecto de biomagnificación en los principales organismos marinos. Los puntos azules representan partículas de microplásticos y las flechas



negras punteadas indican la interacción con organismos, ya sea por ingestión o por absorción directa. Las flechas negras indican una ingestión indirecta de microplásticos, ocurriendo una transferencia trófica potencial. Las líneas amarillas indican posibles rutas de transferencia de microplásticos hasta los seres humanos, principalmente por la ingestión de mariscos y peces. El espesor de la flecha representa una posible bioacumulación de partículas a través de la red trófica, lo que suele ocurrir cuanto más se asciende (extraída de [17]).

Es cierto que los peces no constituyen, por ahora, una fuente significativa de microplásticos para los humanos. Si bien, no se descarta la ingestión, en bajas cantidades, de nanoplasticos presentes en estos. En realidad, el alimento más susceptible de transmitir estas partículas se trata del marisco, dado que, a diferencia del pescado, se consumen completos sin eliminar los órganos digestivos [17]. [41] describen el primer informe que data de la presencia de microplásticos en los tejidos comestibles del calamar y del calamar indio. Además, se notifica que el 13,3% del tejido comestible del cangrejo azul presentaba microplásticos y se estima que la ingesta de microplásticos per cápita debe de ser de unos 13 ± 58 microplásticos al año. Por ello, la persistencia de los microplásticos en el medio marino se está convirtiendo en un problema de seguridad para los productos del mar, pues sugiere la posibilidad de la ingesta humana de microplásticos, incluso a través de mariscos limpiados adecuadamente [17]. Así, los humanos también somos susceptibles de sufrir todos los efectos anteriormente citados, ya sea por

ingesta o inhalación [2]. De hecho, los humanos ya estamos expuestos a contaminantes asociados a los plásticos a diario, a través del aire, el agua y de los alimentos. Un caso ejemplar es la exposición humana generalizada al bisfenol A a través de algunos alimentos, como los mariscos enlatados [17].

Lamentablemente, esta situación afecta también a aquellos animales de gran envergadura que pueden encontrarse en peligro de extinción, contribuyendo a mermar aún más a sus poblaciones. [42] informaron por primera vez de la presencia de microplásticos en los delfines jorobados del océano Indo-Pacífico. Al parecer, los delfines detectados más cerca de las áreas urbanas contenían mayor concentración de microplásticos, habitualmente en forma de fibras de PP. Dado el compromiso necesario por el mantenimiento de las especies en peligro de extinción, [42] plantea usar a esta especie como organismo de biomonitorio de la contaminación por microplásticos en el ambiente. [20] también notificaron de la evidencia de la acumulación en las redes tróficas polares, ya que el 20% de las heces de una población de 80 pingüinos de papúa presentaban restos de microplásticos, demostrando su ingestión.

3. DEGRADACIÓN DE MICROPLÁSTICOS

3.1 BIODEGRADACIÓN

La primera evidencia, de que los microorganismos presentes en el ambiente son capaces de contribuir a la degradación de los plásticos, fue publicada por [67], al demostrar que el hongo *Pullularia pullulans*, ahora denominado *Aureobasidium pullulans*, era capaz de degradar la policaprolactona (PCL), un poliéster alifático biodegradable. Desde entonces, se ha realizado una búsqueda exhaustiva con la que encontrar microorganismos con potencial capacidad de biodegradación de estos materiales. De hecho, al menos 400 publicaciones describen la degradación de 72 tipos de plásticos diferentes por 436 especies de bacterias y hongos, albergando a varios de los filos más conocidos entre los microorganismos [68] (Figura 14).

La biodegradación se trata de un fenómeno en el que ciertos organismos, principalmente bacterias y hongos, transforman o alteran, metabólicamente o enzimáticamente, la estructura de determinadas sustancias presentes en el medio ambiente [1]. La degradación microbiana puede resumirse en cinco eventos fundamentales, siendo estos la colonización, el biodeterioro, la biofragmentación, la asimilación y la mineralización [2]. Además, ciertos factores abióticos como la luz, la meteorización, el calor, la humedad o el pH también intervienen en el proceso, fomentando la fragmentación y degradación de los compuestos, o bien, influyendo sobre el crecimiento y el metabolismo de los microorganismos [1]. En este último caso se modificaría, a su vez, la tasa de crecimiento y la actividad degradativa que presentan [69]. Además, los procesos degradativos naturales estimulan la liberación de carbono y, por consiguiente, la actividad de otros microorganismos heterótrofos presentes [70].

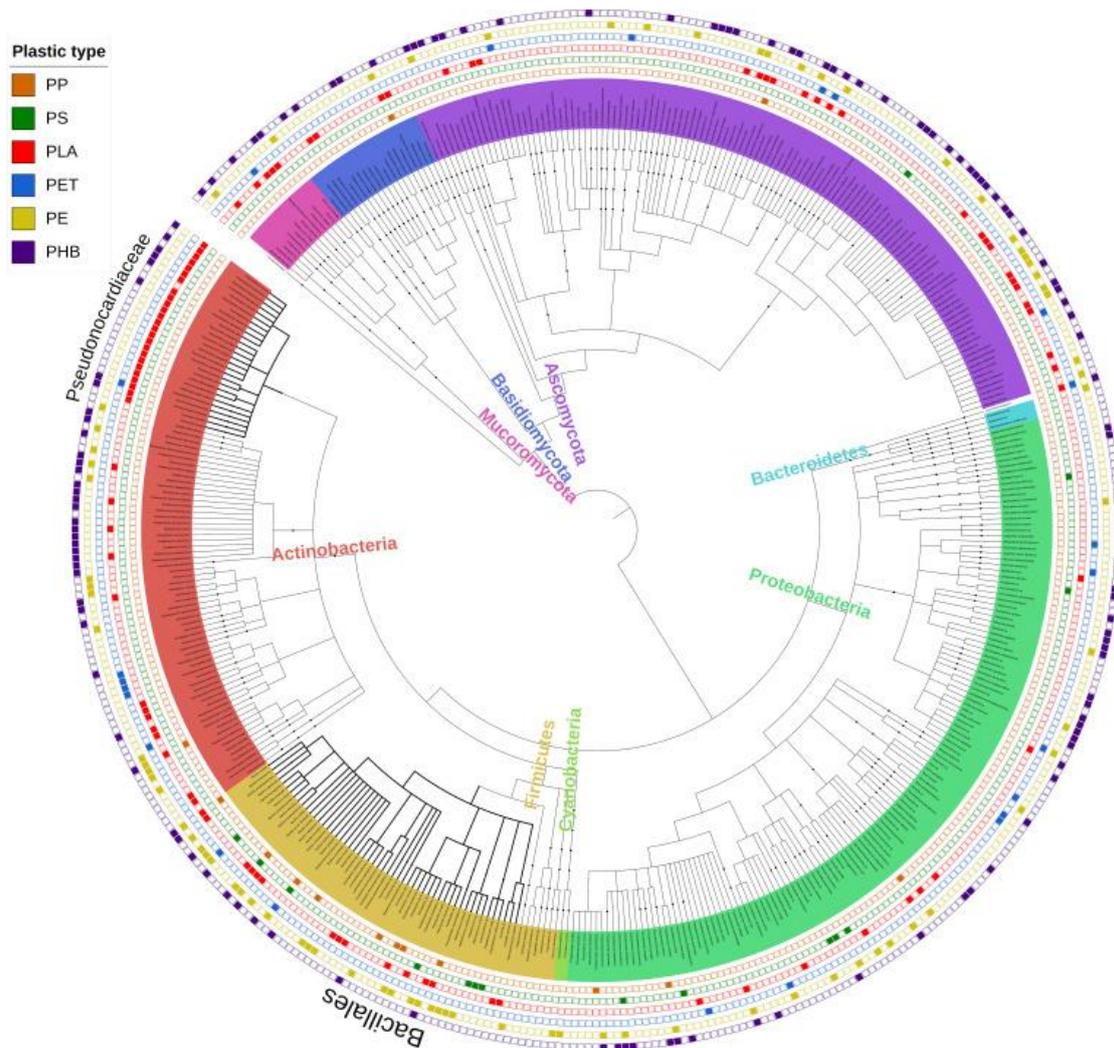


Figura 14. Árbol filogenético de todos los microorganismos identificados con capacidad para la biodegradación de plásticos. Las bordes se colorean en función del filo correspondiente. Los puntos de datos trazados fuera del árbol representan la capacidad de cada microorganismo para degradar cada uno de los plásticos registrados (extraída de [71]) https://www.ncbi.nlm.nih.gov/core/lw/2.0/html/tileshop_pmc/tileshop_pmc_inline.html?title=Click%20on%20image%20to%20zoom&p=PMC3&id=7820669_mSystems.01112-20-f0001.jpg

Las principales limitaciones para la biodegradación de los plásticos incluyen el alto peso molecular de los polímeros, la falta de grupos funcionales favorables y el alto grado de cristalización. Por ello, los polímeros de cadena larga no pueden traspasar la membrana celular y deben de ser tratados con enzimas extracelulares [5]. Los plásticos sintéticos suelen ser altamente hidrófobos al presentar grupos funcionales estables como alcano y fenilo. En consecuencia, la oxidación e hidrólisis son pasos necesarios para aumentar la hidrofiliidad y favorecer el ataque microbiano [11]. Asimismo, plastificantes y aditivos influyen significativamente sobre la biodegradabilidad que presentan los polímeros. Dicho así, son muchas de las características condicionantes de la toxicidad que ejercen los microplásticos las que postulan parte de la susceptibilidad que estos presentan a la biodegradación, es decir, cuanto más tóxicos son, menos biodegradables en consecuencia. Esto se ejemplifica con el dilaurato de dibutilestaño (DBTDL), un estabilizante del PVC, tóxico para los microorganismos [5].

Por tanto, la degradación de microplásticos consiste en un evento integrado por diversos factores físico-químicos y microbianos que ocurren, de forma natural, en el medio ambiente [1]. De este modo, los microplásticos pueden actuar como constituyentes de un nicho ecológico que permite la colonización y el crecimiento de los organismos, ofreciendo una importante fuente de carbono a utilizar [69]. No obstante, esta capacidad solo se encuentra disponible para aquellos organismos que cuenten con enzimas capaces de incorporar los productos obtenidos, monómeros de los polímeros plásticos, en las rutas metabólicas correspondientes para la obtención de energía [9].

En base a esto, muchos son los estudios que tratan de aislar e identificar a los microorganismos con posible acción degradativa sobre polímeros como HDPE, LDPE, PP, PE, PCL, PS, PET o PVC. Hasta la fecha, la degradación del PET ha sido, quizás, la más estudiada, siendo *Ideonella sakaiensis* el primer organismo cuya degradación enzimática fue descrita, caracterizada y mejorada [68]. Resulta de enorme relevancia la correcta bioprospección de nuevos mecanismos degradativos, puesto que las técnicas aplicadas varían en función de si detectan cambios estructurales en el polímero, pérdidas físicas de la masa plástica o la síntesis de metabolitos. Así, [71] comprobaron que el 48% de los ensayos publicados incluyó solo una de las técnicas mencionadas, un 39% a dos de estas y el 10% a las tres. En la mayoría, se suele recurrir a la microscopía electrónica de barrido (SEM) o a la espectrofotometría de transformada de Fourier (FTIR) [68]. En realidad, la presencia de cambios en la masa plástica y en las propiedades mecánicas no proporcionan evidencia directa de la biodegradación, ya que estos cambios físicos no permiten ser distinguidos de los generados por la degradación abiótica [11]. Por tanto, dicha evaluación debería de ir acompañada de la detección de metabolitos plásticos derivados, implícitamente, de la actividad biodegradativa [68].

Un método común de evaluación del metabolismo microbiano es la observación de halos de aclaramiento en agar con presencia del plástico a estudiar [11]. Aunque resulta útil para los plásticos de menor peso molecular, limita el análisis de aquellos con peso molecular elevado como el nailon, el PE o el PET, además de que los disolventes y tensioactivos utilizados podrían formar emulsiones plásticas que aumenten la dificultad [72]. Para evitar esto, la observación de halos de aclaramiento debería de asociarse con otras pruebas, como la incorporación de carbono radiomarcado en la matriz del polímero. Del mismo modo, el análisis de CO₂ desprendido por el metabolismo debería de complementarse con cromatografías o espectrometría de masas para detectar un mayor número de compuestos que evidencien la degradación [73].

Un novedoso enfoque para la verificación de la capacidad biodegradativa es la identificación de genes con capacidad degradativa de plásticos (PDGs). Tal y como se ilustra en la **Figura 14**, los análisis filogenéticos actuales también tienen por objetivo distinguir entre aquellos genes que son adquiridos por la presencia de plásticos, o bien, expresados por dicha condición. También podría darse el hecho de la presencia de dichos genes pero con una expresión nula *in situ*. En este último caso, la expresión heteróloga de genes candidatos podría ser una herramienta eficaz para la verificación de los PDGs. La expresión heteróloga consiste en la clonación y expresión de un gen en un organismo que, originalmente, no lo contiene. El organismo huésped por excelencia se trata de *Escherichia coli*, con la que se ha conseguido identificar PDGs codificantes de depolimerasas de polihidroxibutirato (PHB), esterasas, cutinasas, carboxilesterasas e hidrolasas de PET en una amplia variedad de bacterias y

algunos hongos. Otro método consistiría en interrumpir o silenciar los PDGs y evaluar el efecto que esto tendría sobre el fenotipo y su capacidad para degradar plásticos. En este contexto, el uso de metodologías de ingeniería genética como las bibliotecas genómicas, la mutagénesis aleatoria o la expresión diferencial de genes son vitales para la identificación de los PDGs de interés [68].

En la actualidad, la biodegradación es considerada una técnica ecológica y asequible ambientalmente. Sin embargo, la tasa degradativa aún resulta demasiado lenta, por lo que la investigación de este fenómeno en diferentes ambientes es, y seguirá siendo, un área de investigación activa [9]. Si bien, aún quedan numerosos mecanismos degradativos que no se han dilucidado por completo. Generalmente, estos se rigen por infinidad de características complejas, aunque su degradación resulta, en parte, similar a las de otros polímeros. En este caso, los polímeros deben convertirse en monómeros antes de poder mineralizarse, a través de su hidrólisis, precisamente para que puedan acceder al interior de las células microbianas, gracias a la reducción de su tamaño y de su peso molecular. Por otro lado, la degradación oxidativa, mediante enzimas específicas, sí mantiene la posibilidad de transformar tanto polímeros hidrolizables como no hidrolizables [69] (Figura 15).

Para la escisión hidrolítica, los microorganismos sintetizan depolimerasas intra y extracelulares, actuando en un depósito de carbono endógeno o en el medio externo, respectivamente. La despolimerización permite la formación de moléculas de cadena corta que pueden ser mineralizadas en productos útiles, como fuente de carbono y energía, liberando CO_2 , H_2O y/o CH_4 [74].

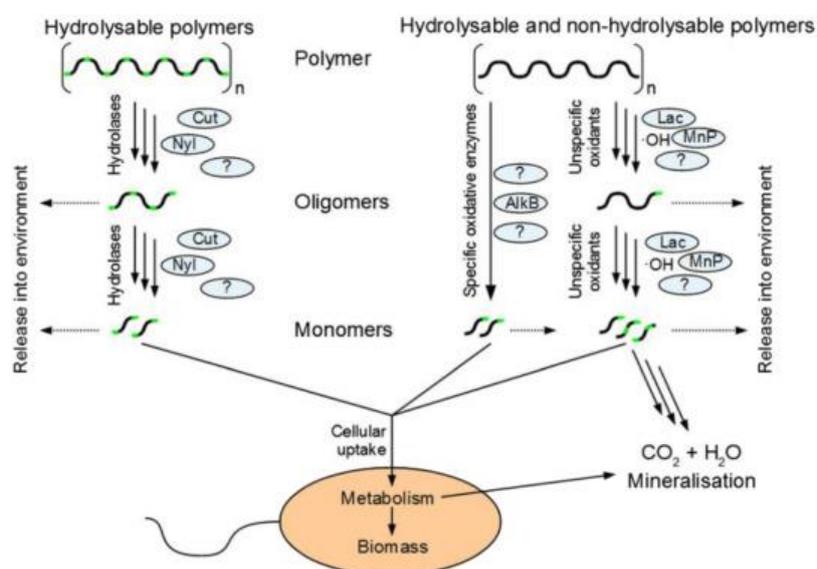


Figura 15. Rutas biodegradativas de polímeros. La hidrólisis se contrasta con la degradación oxidativa, que puede transformar polímeros hidrolizables y no hidrolizables. Las líneas verdes indican grupos funcionales, así como enlaces hidrolizables dentro de polímeros hidrolizables. Los signos de interrogación indican enzimas aún no identificadas. Abreviaturas: Cut, cutinasa; Nyl, nailon hidrolasa; AlkB, alcano hidroxilasa; Lac, lacasa; MnP, peroxidasa de manganeso (extraída de [69]).

En bibliografía, se hallan algunos artículos que identifican algunas de las enzimas implicadas, como la producción de ISF6-4831 o de ISF6-0224 por *Ideonella sakaiensis*, partícipes en la hidrólisis de PET y de su intermediario ácido mono 2-hidroximetil tereftálico. Así, las enzimas convierten el PET en ácido tereftálico (TPA) y etilenglicol (EG), monómeros benignos [75]. Esto compone un campo con una

amplia necesidad de estudio que, por ahora, no se ha explorado lo suficiente y requiere de una investigación exhaustiva.

3.1.1 DEGRADACIÓN MEDIADA POR BACTERIAS

La extraordinaria ubicuidad de las bacterias en los entornos marinos, así como la gran cantidad de especies y cepas identificadas, las convierte en perfectos candidatos para la biodegradación. Para su evaluación, los cultivos bacterianos suelen aislarse de sedimentos, aguas residuales y lodos que revelen tener un alto contenido en microplásticos. En muchos casos, se estudia la capacidad de los cultivos puros, puesto que permiten monitorizar fácilmente el proceso y estudiar vías metabólicas concretas a unas condiciones ambientales determinadas [69].

Uno de los estudios con mayor potencial es el documentado por [1] acerca de las bacterias presentes en las regiones frías, pues parecen responder rápidamente a los cambios en los patrones ambientales, como la creciente presencia de microplásticos. Esto incrementa su importancia si se tiene en cuenta que más del 70% de la Tierra se encuentra cubierta por agua de mar y que dos tercios tiene una temperatura de unos 2 °C. Así, la investigación de microorganismos en los hábitats marinos fríos reside en su búsqueda en los sedimentos de las aguas profundas. Algunos informes revelaron la presencia de bacterias de los géneros *Shewanella*, *Moritella*, *Psychrobacter*, *Pseudomonas* y *Rhodococcus* en el fondo marino, los cuales pueden ser capaces de degradar las fibras de PCL, PLA y PHB. Ello podría suponer una noticia aliviadora, teniendo en cuenta la elevada acumulación de microplásticos en el fondo marino. Además, en el estudio se evidencia que los bioplásticos y plásticos biodegradables son una buena alternativa a los plásticos convencionales, pues mantienen una buena capacidad degradativa incluso en los ambientes más fríos.

El elevado interés en investigaciones similares se debe a la identificación de enzimas, activas en frío, que podrían ser utilizadas para degradar plásticos en grandes cantidades mediante bajos requerimientos energéticos, otorgando una muy buena oportunidad para la explotación biotecnológica del futuro. Curiosamente, muchos de los microorganismos identificados como psicrófilos o psicrotolerantes suelen presentar actividad enzimática lipasa incluso a los 0 °C, lo cual resulta de enorme relevancia debido a la recientemente comprobada capacidad de algunas de estas enzimas para degradar poliésteres como el PCL o mejorar la degradación del PET [76]. Otras enzimas útiles para la biodegradación son las depolimerasas específicas, esterases, proteinasas K, cutinasas, ureasas y deshidratasas [77].

Otro caso de estudio son los manglares que, como se expuso con anterioridad, son ecosistemas de alto valor natural constantemente amenazados por los microplásticos. Por ello, no es de extrañar que algunas investigaciones recientes, como la de [78], utilicen estos hábitats para el aislamiento de microorganismos. Así, se identificó dos cultivos bacterianos puros, *Rhodococcus* sp. cepa 36 y *Bacillus* sp. cepa 27, con capacidad para reducir el peso de los microplásticos de PP en un 6,4 y un 4%, tras 40 días, respectivamente.

3.1.1.1 ENZIMAS PROVENIENTES DE BACTERIAS

Las enzimas extracelulares, como las depolimerasas y las hidrolasas, actúan descomponiendo los polímeros plásticos en moléculas más pequeñas [11]. La escisión hidrolítica puede ocurrir en el

extremo de la cadena del polímero (exoataque) o en algún lugar a lo largo de la cadena del polímero (endoataque). Por un lado, el exoataque produce pequeños oligómeros o monómeros que las bacterias pueden asimilar en la célula. En cambio, el endoataque reduce principalmente el peso molecular del polímero, por lo que es poco probable que los productos resultantes sean asimilables sin una mayor degradación [79].

Las esterasas, lipasas y cutinasas son hidrolasas fundamentales en la degradación plástica. Las hidrolasas son importantes para la escisión enzimática de polímeros, puesto que permiten la ruptura de los enlaces éster [5]. Por ejemplo, la degradación del succinato de PE por *Pseudomonas* sp. AKS2 en un suelo bioaumentado fue facilitado por la actividad hidrolasa y deshidrogenasa, según lo determinado por ensayos enzimáticos [80]. Se cree que las enzimas que degradan el poliuretano (PUR) son principalmente esterasas o proteasas extracelulares que se unen a la membrana o se secretan extracelularmente [81]. Otro ejemplo es la actuación de una cutinasa extracelular de *P. mendocina* sobre una película de PET, provocando una pérdida de peso de la película del 5% después de 96 horas y generando TPA y EG como únicos productos [82]. Estos, posteriormente, se pueden incorporar en el metabolismo intracelular (Figura 16).

La investigación se ha centrado habitualmente, en las enzimas extracelulares que participan, en los primeros pasos de la degradación del plástico. Sin embargo, aún se desconoce mucho sobre lo que sucede intracelularmente con los oligómeros o monómeros plásticos asimilables después de ser transportados a través de la membrana celular bacteriana. Una elucidación completa de las vías de degradación de los plásticos, desde las reacciones iniciales de oxidación e hidrólisis hasta la mineralización final a través del metabolismo intracelular, es fundamental para determinar los pasos limitantes (Figura 16). Además, la identificación de los compuestos intermedios que bloquean un mayor metabolismo sigue siendo en gran parte desconocida. Estos descubrimientos podrían ayudar en el diseño de plásticos que sean más susceptibles a la degradación natural [5].

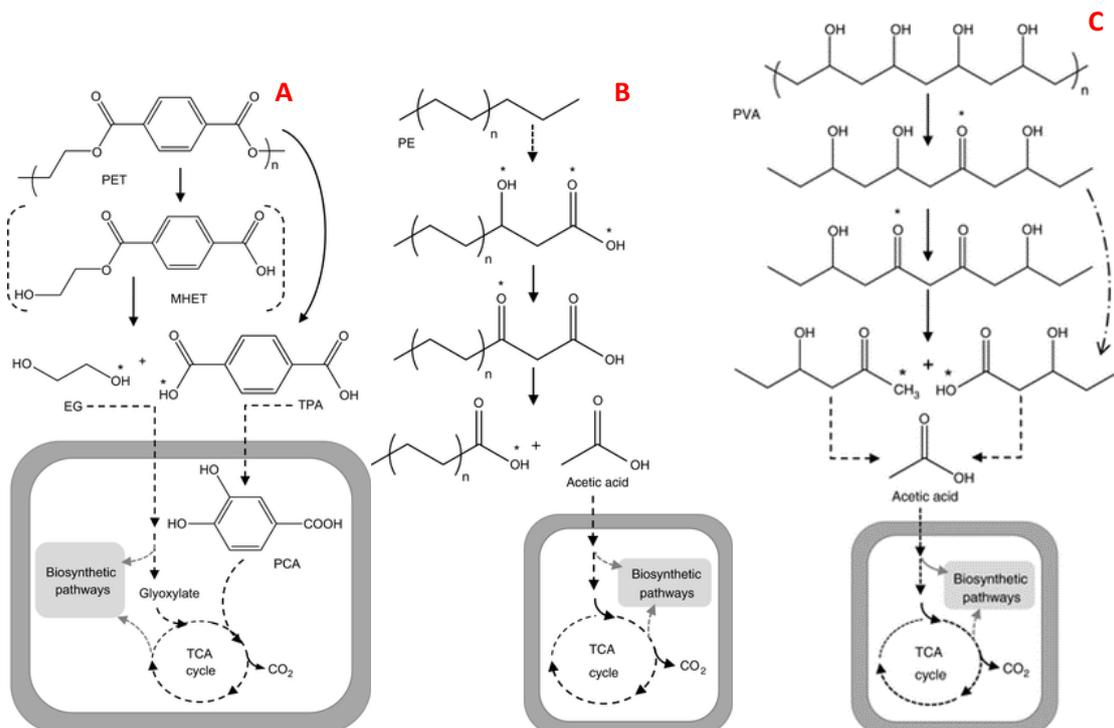


Figura 16. Las flechas discontinuas representan varios pasos. Un asterisco indica dónde se podrían agregar nuevos grupos funcionales durante los diferentes pasos enzimáticos (extraída de [5]).

A. Ruta biodegradativa propuesta para la degradación del PET: A través de la hidrólisis enzimática, el PET puede degradarse a ácido tereftálico (TPA) y etilenglicol (EG). Los productos intermedios, formados por hidrólisis incompleta, incluyen tereftalato de mono (2-hidroxietilo) (MHET) y tereftalato de bis (2-hidroxietilo) (BHET), pudiendo hidrolizarse en TPA y EG. Un transportador de TPA puede introducirlo en la célula, donde una serie de reacciones lo convierten en ácido protocatecuico (PCA), apto para su uso en el ciclo del ácido tricarbóxico (TCA). De manera similar, el EG puede transformarse en glioxilato y ser incorporado en el TCA.

B. Vía de biodegradación propuesta para el PE: La ruta implica varios pasos de oxidación, deshidrogenación y ruptura del enlace carbono-carbono para generar ácido acético, útil para el TCA, e hidrocarburos alifáticos pequeños. Estos últimos también podrían transportarse a la célula bacteriana antes de su posterior descomposición.

C. Ruta prevista para la degradación del acetato de polivinilo (PVA): Las reacciones de despolimerización extracelular mediante una deshidrogenasa u oxidasa escinden el PVA por ataque a los grupos OH. Las reacciones de una hidrolasa o aldolasa descomponen los productos en ácido acético, metabolizable en el TCA. La flecha punteada en el extremo derecho indica un mecanismo de reacción de la aldolasa alternativo.

En muchos casos se concluye que los pretratamientos con aditivos específicos, como los grupos cromóforos, mejoran considerablemente el proceso biodegradativo al aumentar la sensibilidad térmica y la absorción UV, incrementando la fotooxidación [77]. De este modo, la tasa de biodegradación de PLA por *Stenotrophomonas maltophilia* fue mayor al someter al polímero a una previa irradiación UV [83]. De hecho, entre los pretratamientos más efectivos se encuentran la oxidación térmica, la fotooxidación UV, agentes químicos oxidantes o tensioactivos. Los químicos, como el ácido sulfúrico, el ácido nítrico, el ácido clorhídrico y el peróxido de hidrógeno también tienen éxito para la oxidación previa de los polímeros. También se ha puesto de manifiesto que las condiciones de alta humedad y temperatura promueven la hidrólisis microbológica [5]. En cambio, la presencia de ciertos aditivos en los polímeros plásticos actúa como un factor inhibidor de la biodegradación [84]. De este modo, la aplicación correcta de agentes físicos y químicos podría facilitar la capacidad de biodegradación por parte de los microorganismos, con efectos específicos para cada especie que deben ajustarse al escenario correspondiente [5].

Un hecho destacable son los efectos de *Pseudomonas aeruginosa* en nanocompuestos de PS-PLA, pues revelaron una tasa máxima de degradación del 10% [85]. Del mismo modo, algunas cepas de *Bacillus* lograron reducir un 23% el peso de una película de HIPS (High Impact Polystyrene) tras 30 días de exposición. Con ello, se podría concluir que, quizás, las bacterias tienen un efecto degradativo mayor en los plásticos modificados [86]. En realidad, aún quedan muchos estudios que realizar, en especial sobre la biodegradación de plásticos petroquímicos, destacando aquellos realizados por [76] que señalan la presencia de una nueva enzima, PETasa, secretada por *Ideonella sakaiensis*. Su relevancia reside en que se trata de una enzima con características comunes tanto a las cutinasas como

a las lipasas, permitiendo a *I. sakaiensis* utilizar al PET como única fuente de carbono y energía. Otros microorganismos identificados recientemente se adjuntan en la **Tabla 2 del Anexo**.

También son numerosos los estudios centrados en realizar aislamientos de la microbiota intestinal de gusanos, garrapatas y otros insectos que son capaces de crecer a base de ciertos polímeros. Si bien, el número de bacterias seleccionadas para el cribado de la degradación de microplásticos es todavía pequeño en comparación al enorme número de microorganismos diferentes, ya se cuentan con taxones bien conocidos como *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Chelatococcus* o *Lysinibacillus* que han demostrado una evidente degradación de plásticos. La necesidad de continuidad de estos informes radica en mejorar las tasas de degradación que, típicamente, alcanzan valores entre el 0 al 15%, condicionadas por la baja biodegradabilidad inherente de los plásticos [69].

3.1.1.2 CONSORCIOS BACTERIANOS

La biodegradación de ciertos compuestos por cultivos puros puede generar algunos productos tóxicos que inhiben el crecimiento de los microorganismos. Para ello, los consorcios bacterianos pueden resultar ser una técnica prometedora con la que amortiguar los efectos de los metabolitos tóxicos generados [69]. La presencia de otras bacterias, como *Nitrosomonas* o *Nitrobacter*, puede ser realmente beneficiosa por la liberación de compuestos ácidos, como ácido sulfúrico o nítrico, que favorecen la erosión de los microplásticos y la biodegradación por otros agentes microbiológicos. Ello se debe a la amplitud de interacciones simbióticas, mutuas y sinérgicas que mejoran la actividad y tolerancia de los microorganismos que consiguen hacer más efectivo el deterioro microbiano [2]. Por ejemplo, el consorcio bacteriano mixto descrito por [87], formado por *Bacillus* sp. y *Paenibacillus* sp., redujeron el peso seco de los microplásticos en un 14,7% y el diámetro medio de las partículas en un 22,8%, tras 60 días. Por otro lado, [88] corroboran la presencia de consorcios bacterianos de la microbiota intestinal de las lombrices de tierra, conformados por *Actinobacteria* y *Firmicutes*, con buena capacidad para la degradación de microplásticos de LDPE. Durante dicha degradación, se obtienen subproductos específicos del polímero degradado, útiles para la cuantificación del proceso. En el caso del LDPE, se obtienen compuestos volátiles detectables como el eicosano, docosano y tricosano.

Teniendo en cuenta todas las premisas mencionadas, no es de extrañar que la investigación actual recomiende el uso de consorcios bacterianos, ya que las especies microbianas individuales suelen carecer de la capacidad para degradar todos los tipos de plástico, normalmente por falta de alguna enzima [2]. Si bien, debido a la complejidad de caracterización, sus estudios deben apoyarse en el desarrollo de técnicas modernas de biología molecular como la transcripción *in vitro*, la hibridación *in situ*, la secuenciación y PCRs [89]. Algunos consorcios bacterianos bien caracterizados se recogen en la **Tabla 3 del Anexo**.

3.1.2 DEGRADACIÓN MEDIADA POR HONGOS

Los hongos se encuentran en muy diversos ambientes y, al igual que las bacterias, algunos han evolucionado para adaptarse y crecer en ambientes extremos, tanto marinos como terrestres [90]. Los hongos filamentosos suelen ser los más destacables debido a la capacidad extraordinaria que presentan para tolerar varios tipos de contaminantes e incluso utilizarlos para crecer [2] [12]. Los

hongos pueden promover la formación de diferentes enlaces químicos, como los grupos funcionales carbonilo, carboxilo o éster, disminuyendo la hidrofobicidad de los polímeros. Así, se atribuyó a las cepas de hongos identificadas como *Fusarium* sp. AF4, *Aspergillus terreus* AF5 y *Penicillium* sp. AF6, la disminución gradual de la hidrofobicidad de la superficie de partículas de LDPE provenientes de lodos de aguas residuales [11]. Dado el carácter osmótrofo de este reino, a través de la secreción enzimática, resultan de un amplio interés para la identificación de enzimas extracelulares candidatas para una biodegradación eficaz. Por ejemplo, las serinas hidrolasas de *Pestalotiopsis microspora*, identificadas por [91], son responsables de la degradación del PUR. Elevado interés presentan las enzimas degradativas de la lignina, como la lignina peroxidasa, debido a la similitud que presenta este compuesto, por su hidrofobicidad o estructura química, con los plásticos [2]. En otros estudios, se corroboran tasas de pérdida de peso del 6,02 y 8,51% en HDPE por parte de *Aspergillus tubingensis* VRKPT1 y *Aspergillus flavus* VRKPT2 (Figura 17), respectivamente, obtenidos en vertidos de áreas costeras marinas [92].

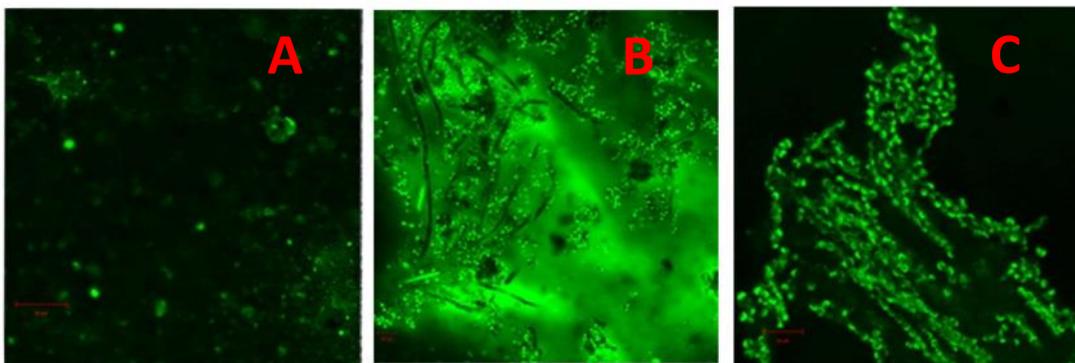


Figura 17. Microfotografías fluorescentes que evidencian la colonización de *A. tubingensis* VRKPT1 (b) y *A. flavus* VRKPT2 (c) en biopelículas de HDPE tras 30 días de incubación. La imagen (a) representa el control de HDPE sin microorganismos (extraída de [92]).

Al igual que en bacterias, la aplicación de pretratamientos favorece el efecto biodegradativo de los hongos. Por ejemplo, *Penicillium simplicissimum* YK crece mejor en un medio suplementado con PE, previamente irradiado, en comparación al no irradiado. Además, en un estudio acerca de la mineralización de LDPE por termooxidación (TO-LDPE), *Aspergillus niger* y *Penicillium pinophilum* obtuvieron una disminución del peso del TO-LDPE del 0,57% y 0,37%. Además, la presencia de etanol parece incrementar la capacidad degradativa por parte de los hongos. De especial interés es el excelente ataque oxidativo al nailon 6-6 mediado por los hongos de la pudrición blanca *Trametes versicolor* y *Phanerochaete chrysosporium* [69]. De hecho, los hongos de la podredumbre blanca y marrón son bastante efectivos en la biodegradación de plásticos, debido a su alta capacidad para producir multitud de enzimas extracelulares [2]. Otros hallazgos identificaron a *Clonostachys rosea* y *Trichoderma* spp. como microorganismos con excelente capacidad para degradar bioplásticos como el PLA, PCL y el succinato de polibutileno (PBS) [1]. El mecanismo enzimático habitual en hongos consiste en la exocitosis de enzimas digestivas de las hifas del hongo, descomponiendo las moléculas orgánicas en compuestos más pequeños que puedan absorberse para ser completamente mineralizados. Esta estrategia lleva implícita la producción de biosurfactantes naturales que permitan utilizar los

polímeros, también conocidos como hidrofobinas [12].

El sistema enzimático intracelular (**Figuras 18, 19 y 20 del Anexo**) se encuentra determinado por las epoxidasas CYP (fase I) y las transferasas (fase II), involucradas en las reacciones de oxidación y conjugación, respectivamente [12] [93]. Las CYP son una familia de enzimas monooxigenasas con capacidad de catalizar múltiples reacciones, como epoxidación, hidroxilación, desalquilación o deshalogenación, entre otras. Por otro lado, las hidrofobinas son proteínas implicadas en la unión de las hifas a superficies hidrofóbicas. A su vez, las hidrofobinas pueden ser de clase I, altamente insolubles en soluciones acuosas, o de clase II, solubles en disoluciones acuosas con disolventes orgánicos [94]. Por ello, las hidrofobinas son una herramienta muy importante para la biorremediación al permitir aumentar la biodisponibilidad de los sustratos.

Concluyendo este apartado, algunos hongos caracterizados con capacidad biodegradativa se adjuntan en la **Tabla 4 del Anexo**.

3.1.3 DEGRADACIÓN MEDIADA POR INSECTOS

Desde la década de 1950, se comenzó a prestar especial atención a la degradación de los plásticos por insectos pertenecientes a especies caracterizadas como plagas. Algunas especies pertenecen a grupos bien conocidos como las polillas, familia *Pyralidae*, o a los escarabajos oscuros, familia *Tenebrionidae*, ambos del orden *Coleóptera* [95]. Concretamente, las especies de escarabajos oscuros *Tribolium castaneum*, *Rhizopertha dominica*, *Lasioderma serricorne*, *Tenebrioides mauritanicus*, *Zophobas morio*, y las de polillas y sus larvas *Plodia interpunctella*, *Galleria mellonella*, *Ephestia cautella*, han sido ampliamente evaluadas e investigadas para determinar si son verdaderamente capaces de consumir los polímeros de PE, PVC, PET y PP [18]. Recientemente, se ha confirmado la capacidad de biodegradar PE en larvas de la familia *Pyralidae*, en concreto los gusanos de cera de mayor tamaño, como *Galleria mellonella* [96], alcanzando tasas degradativas de hasta un 92% del plástico total, lo que podría sugerir una prometedora aplicación a escala industrial [2]. Sin embargo, el organismo más referente es el gusano amarillo de la harina, *Tenebrio molitor*. En 2009, parece que se consiguió aislar cepas bacterianas de intestino de *T. molitor* utilizando PS como única fuente de carbono, pero no fue hasta 2015 que aparecieron pruebas académicas que certificaban la capacidad de degradación de este organismo [97]. Desde entonces, numerosas especies, en su estado de larva, también han demostrado ser capaces de degradar PS, destacando *Zophobas atratus*, comúnmente conocidos como supergusanos [18].

La tasa de supervivencia es un buen indicativo para probar la capacidad de biodegradación de las larvas, de modo que, a corto plazo, permite conocer la eficiencia del polímero a evaluar como fuente de energía [98]. En uno de los estudios realizados por [99], se estableció el periodo de cría de un mes y una población de 500 larvas de *T. molitor*, observando que estas consumieron un 31% de la espuma de poliestireno suministrada como única dieta. Los resultados encontraron que casi la mitad del carbono ingerido fue convertido en CO₂ en el intestino de la lombriz. En otro estudio similar, durante el periodo de prueba, los gusanos no alimentados perdieron el 2,6% de su peso medio, mientras que las larvas alimentadas con PS mantuvieron un peso estable y las alimentadas con pienso incrementaron su peso en un 32%. No obstante, los resultados no resultan ser iguales a largo plazo, pues tras un

periodo de 98 días, el ratio de supervivencia de las larvas alimentadas solo con PS decayó a un 11,5%, muy similar al de las no alimentadas, mientras que las alimentadas con piensos se mantuvieron en un 81,5%. Esto sugiere que tanto las larvas alimentadas con PS como las no alimentadas se dedicaron al canibalismo, dado que el PS solo contiene fuentes de carbono e hidrógeno, siendo imposible la asimilación de nitrógeno y otros nutrientes [18].

Hasta ahora, la mayoría de investigaciones se han realizado con espuma de poliestireno. Se requiere, por tanto, de una mayor investigación con diferentes materiales adicionados con aditivos o de estructuras modificadas. En esa línea, algunos estudios indicaron la suplementación de salvado de trigo o proteína de soja junto al PS, observándose que las larvas comían primero la proteína y, posteriormente, el PS [18]. A pesar de ello, parece que el PS o el PE adicionado con salvado de trigo sí que constituye una dieta que aporta todos los nutrientes necesarios para el ciclo de vida de las larvas, lo cual no ocurre con la proteína de soja. Esto demuestra que las larvas de *T. monitor* tienen capacidad de degradar estos polímeros, siempre que se añadan otros suplementos que proporcionen todos los nutrientes necesarios para mantener el ciclo de vida [98].

Otro miembro del género, los gusanos de la harina oscura o *Tenebrio obscurus*, también tienen capacidad para digerir la espuma de PS, incluso a mayores velocidades que las larvas de *T. monitor*. Esta especie es mucho más sensible a la luz, de modo que tiende a esconderse debajo de la espuma en racimos, prefiriendo el consumo de harina de maíz antes que el salvado de trigo. Tratando de comparar el rendimiento de consumo de ambas especies, se sometió una cantidad determinada de PS suplementado con salvado de trigo, para *T. molitor*, y harina de maíz, para *T. obscurus*. Se corroboró que el consumo de *T. obscurus* fue superior, consiguiendo un consumo del 67,1% de PS frente al 56,8% de *T. molitor* [100].

[101] resultan ser pioneros al aplicar el modelo de análisis “Dynamic Energy Budget” (DEB) sobre los efectos de la dieta del PS en *T. molitor*, insecto holometabólico. En concreto, DEB se trata de un modelo matemático que describe los flujos de energía y masa en los organismos, útil para evaluar los cambios en los procesos fisiológicos y en respuesta al estrés ambiental. Tras realizar una experimentación muy amplia y la determinación de multitud de variables, determinan que el PS, por sí solo, es insuficiente como fuente de masa y energía para las larvas, incapacitando la realización del ciclo completo de vida. Con ello, se validan varios de los resultados obtenidos por [95] y otros científicos de este campo, en relación a la necesidad de suplementar las dietas.

Muchos estudios valoraron la aplicación de antibióticos como la gentamicina, la nistatina o la ampicilina, capaces de suprimir la microbiota intestinal de los gusanos. Con ello, se pudo observar que las larvas perdían su capacidad de despolimerizar el PS. Por tanto, la capacidad biodegradativa es probablemente dependiente de la microbiota intestinal [95]. A partir de ahí, se han aislado cepas bacterianas con capacidad degradativa de PS procedentes del intestino larvario de *T. molitor*. De entre estas, se destaca como ejemplo *Exiguobacterium* sp. cepa YT2, perteneciente al filo *Firmicutes*, verificándose su capacidad degradativa [18] (Figura 21).

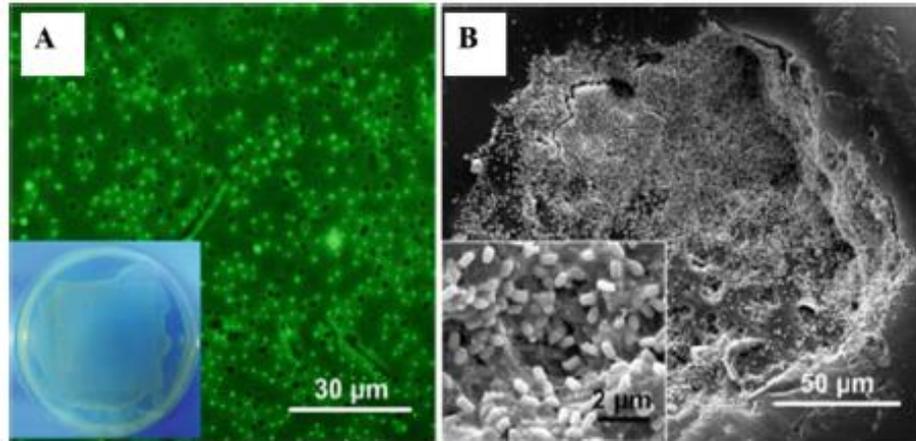


Figura 21. Formación de biopelículas y deterioro superficial del PS después de una incubación de 28 días con la cepa YT2. (a) La imagen microscópica fluorescente del biofilm mostró la presencia de células activas. Las células vivas son verdes y las células muertas son rojas. (b) Observaciones SEM de la superficie física de la película de PS (extraída de [18]).

Algo que sorprendió a los descubridores, y que hay que tener presente actualmente, es que la cepa YT2 aislada mostró una eficiencia de degradación de PS mucho menor que la que poseía en el sistema intestinal, lo que sugiere que este mecanismo degradativo es mucho más complejo y se ve mejorado cuando se encuentra en el interior del organismo, efecto similar al fenómeno de los consorcios bacterianos [18]. La investigación en el campo de los insectos debe perpetuarse, pues es muy prometedora en sus aplicaciones industriales por los bajos requerimientos nutricionales que, además, pueden ser fácilmente controlados, permitiendo generar una fuente considerable de proteínas con infinidad de usos [2].

Dado que aún se presentan muchas especies capaces de degradar y metabolizar plásticos sin caracterizar filogenéticamente, resulta ser todo un desafío basarse en investigaciones previas con bacterias, hongos e insectos no debidamente caracterizados, lo que lleva a estudios aislados con cada grupo de investigación trabajando con sus propias cepas u organismos. Para que la biorremediación plástica sea aplicable industrialmente, se justifica la necesidad de una mejor caracterización genética. Además, de particular interés son los estudios de investigación futuros que se concentran en dilucidar mecanismos novedosos con los que mejorar el ataque bacteriano y fúngico en los plásticos más utilizados [5]. Un caso ejemplar es el actual proyecto RECOVER coordinado por la Universidad de Almería, bajo el programa H2020, para la investigación de la acción combinada de microorganismos, insectos y enzimas con las que eliminar y transformar los desechos plásticos agrícolas en nuevos productos útiles [102].

3.2 DEGRADACIÓN TERMO-OXIDATIVA

Otros campos de aplicación también tratan de utilizar técnicas térmicas y termo-oxidativas para tratar y degradar diversos polímeros plásticos. Con ello, se pretende alcanzar una fuente alternativa de energía con la que aprovechar plásticos difícilmente biodegradables o cuya composición sea compleja como las mezclas de polímeros [9].

Durante el proceso conocido como pirólisis, se realiza una degradación oxidativa lenta a temperaturas moderadas o altas, en función del tipo de plástico. Por lo general, la degradación térmica comienza a unos 304 °C y es completa a unos 577 °C, permitiendo el aumento de las reservas de petróleo a través de la obtención de una amplia gama de hidrocarburos. La pirólisis permite tratar casi todos los materiales plásticos, por separado o juntos, con o sin la presencia de catalizadores. Los análisis de rendimiento revelan que es un método viable y con un alto potencial como fuente alternativa de combustible. Cabe mencionar que, a diferencia del craqueo, el proceso de pirólisis evita la formación de emisiones tóxicas o gases nocivos al no requerir incineración. Dado que no se requiere de agua y no se producen contaminantes, es considerada como una tecnología verde [103].

En este contexto, [104] realizaron un completo análisis de la pirólisis de diferentes poliolefinas como PD, PE, PS, y PP en un reactor de lecho de pico cónico. La pirólisis sin catalizador, pirólisis térmica, obtuvo una proporción de ceras mucho mayor. En cambio, la pirólisis catalítica mediante zeolita, disminuyó drásticamente la proporción de ceras a consecuencia de las reacciones de craqueo promovidas por el catalizador, obteniendo una gama de producto mucho más amplia y susceptible de empleo en refinerías para la producción de eteno, propeno, buteno, gasolina y diésel. Esto se debe a que los catalizadores permiten realizar diferentes reacciones como desoxigenación, aromatización, ciclación, oligomerización, alquilación, isomerización y polimerización en el reactor [103].

Además, este proceso se puede realizar en combinación con otras sustancias perjudiciales para el medioambiente, como el aceite pesado o residual, lo cual supone una gran ventaja para tratar diferentes residuos simultáneamente. [103] señalan que los productos obtenidos compensan el requerimiento energético del proceso, por lo que, en definitiva, se trata de una tecnología de reciclado a tener en cuenta por su rentabilidad.

3.3 DEGRADACIÓN FÍSICO-QUÍMICA

En el medio natural, la fotodegradación es una técnica natural que, por la radiación ultravioleta incidente, permite la degradación fotocatalítica de los microplásticos, en interacción con otros factores bióticos y abióticos. Varios artículos muy recientes están tratando de estudiar y aplicar este proceso dado su elevado rendimiento y fácil aplicación en sistemas como las depuradoras de aguas residuales, lo cual es de gran interés dado el papel que estas juegan en las emisiones de microplásticos en los entornos marinos. A grandes rasgos, la irradiación con luz ultravioleta permite la formación de radicales libres con un alto potencial oxidante, los cuales inducen la rotura de los enlaces C-H del hidrocarburo. De este modo, se forman compuestos de bajo peso molecular como olefinas, aldehídos y cetonas, que ya no resultan tóxicos y son fácilmente biodegradables [9]. [105] describen los pasos esenciales del proceso:

- 1) *Excitación del fotocatalizador, generando pares de electrones por fotogeneración.*
- 2) *Migración de los pares de electrones a la interfaz acuosa, produciendo radicales hidroxilos (OH), hidroperóxidos (HO₂), superóxidos (O₂⁻), etcétera.*
- 3) *Oxidación del esqueleto carbonado del polímero, formando radicales alquilos.*
- 4) *Interacción de los alquilos con el oxígeno, dando lugar a radicales peroxi.*
- 5) *Los radicales peroxi tienen una alta afinidad para extraer hidrógeno del esqueleto carbonado, modulando la formación hidroperóxidos.*

- 6) El hidroperóxido se escinde en dos radicales libres oxi ($-CHO$ y $-CH_2\cdot$) y radicales hidroxilo por la escisión del enlace débil O-O.
- 7) Finalmente, se produce una escisión de la cadena, originando subproductos que disminuyen el peso molecular.
- 8) Los radicales $CH_2\cdot$ pueden interaccionar formando ácidos carboxílicos, alcoholes, aldehídos, cetonas y carboxilatos como productos intermedios.

Con este procedimiento respetuoso con el medio ambiente, se obtiene CO_2 como producto principal, en un 98%, tras 100 horas de irradiación sobre el polietileno. Pero, para ello, se requiere del uso de fotocatalizadores, como TiO_2 u OMS-2 [9]. De hecho, ya son varios los autores que tratan de aplicar esta tecnología. [106] presentaron el desarrollo de micromotores basados en Au, Ni y TiO_2 para la eliminación de los microplásticos recolectados en el mar Báltico, incluyendo PP, PE, PS y PET. Según [9], el rendimiento es todavía bajo y requiere de futuros desarrollos, pero resulta muy esperanzador al lograr una eficiencia degradativa de casi el 100% en PS [107]. Por ello, no es de extrañar que la exploración de nuevos fotocatalizadores y la comprensión de dichos mecanismos sea una de las vertientes perseguidas para su aplicación en fotorreactores capaces de eliminar los microplásticos a gran escala e incluso *in situ*.

Durante este mismo año, [108] trataron de evaluar la aplicación del proceso fotocatalítico en un sistema de flujo de agua continuo, como el que podría estar presente en cualquier EDAR. En este caso, el material fotocatalítico probado para la degradación de microplásticos fue el ZnO debido a su bajo precio, alto potencial redox, resistencia a altas temperaturas, ausencia de toxicidad y características amigables con el medio ambiente, reconocido, además, como seguro por la Administración de Medicamentos y Alimentos (FDA). Tras 60 horas de fotoirradiación a los microplásticos de PP, los análisis por espectro FTIR revelaron la presencia de fuertes bandas de absorción asignadas a grupos carbonilo (C=O), hidroxilo (-OH), hidroperóxido (-OOH) y metileno (CH_2), síntoma del aumento de especies reactivas y de la escisión de grupos del esqueleto carbonado del polímero por fotocatalisis. La fotodegradación también se analizó por técnicas de microscopía como SEM (Figura 22).

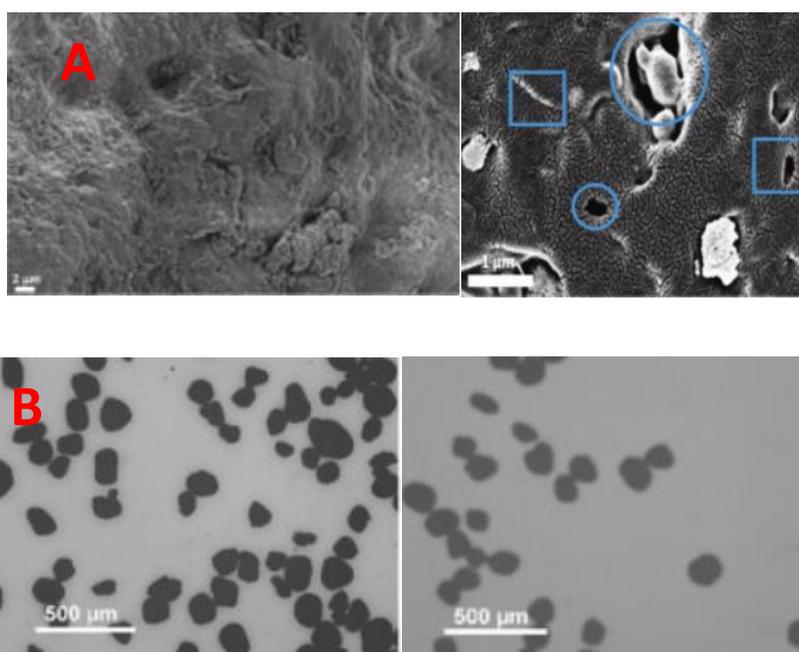


Figura 22. Imágenes de microplásticos de PP en diferentes períodos de exposición (0 horas y 240 horas) a la luz en el reactor fotocatalítico. Las imágenes A) son obtenidas por SEM, mostrando el deterioro de la superficie tras la fotocatalisis. Las imágenes B) reflejan la disminución del tamaño tras el tratamiento (extraída de [108]).

La presencia de grietas en la superficie aumentaría el grado de degradación al proporcionar una vía para que el oxígeno penetre más profundamente en la muestra y mejore la fotooxidación. El tamaño de las partículas de los microplásticos de PP se redujo gradualmente a medida que aumentaba el tiempo de irradiación. Dichos resultados son realmente alentadores, al igual que el estudio de [109], en el que se refleja una mejor capacidad de degradación del PE cuando este se ve pretratado con un recubrimiento de partículas de TiO₂. Ambos estudios asientan mejor las bases del pretratamiento y la fotodegradación de los microplásticos, permitiendo comprender mejor un proceso que apenas se empezó a conocer en 2017.

3.4 CONSECUENCIAS DE LA DEGRADACIÓN DE MICROPLÁSTICOS

Varios autores tratan de investigar los efectos inducibles por los microplásticos sobre el crecimiento, desarrollo, comportamiento, reproducción y mortalidad de organismos como las algas o peces, así como las transferencias tróficas entre los organismos. Sin embargo, la mayoría de estudios se limitan a microplásticos primarios, sin evaluar el efecto de los secundarios derivados de las actividades degradativas. Además, suele prevalecer el uso de plásticos no degradables, de modo que se desconoce, al menos parcialmente, el efecto de los nanoplásticos biodegradables en los organismos acuáticos [110], siendo de gran importancia en aquellos situados en las base de la cadena trófica por su capacidad para alterar el equilibrio ecológico de los organismos superiores.

Después de una amplia caracterización fisicoquímica, [111] probaron y evaluaron los efectos de la presencia de microplásticos en la cianobacteria *Anabaena*, el alga verde *C. reinhardtii* y el crustáceo *D. magna*, organismos claves en los ecosistemas de agua dulce. Siguiendo los bioensayos estándar internacionales, los tres organismos acuáticos fueron expuestos a nanoplásticos de PHB liberados tras tres días de degradación abiótica. Los resultados demostraron un considerable efecto tóxico en los tres microorganismos, disminuyendo el crecimiento de *Anabaena* y de *C. reinhardtii* en un 90 y 95%, respectivamente (Figura 23). En cuanto a *D. magna*, después de 48 horas de exposición se produjo una inmovilización significativa de los organismos de un 85%. Con ello, no se pretende desprestigiar el papel de los plásticos biodegradables, el cual es fundamental para disminuir la emisión de plástico incesante en el medio marino, sino alertar de que todos estos polímeros, biodegradables o no, pueden resultar tóxicos para multitud de organismos.

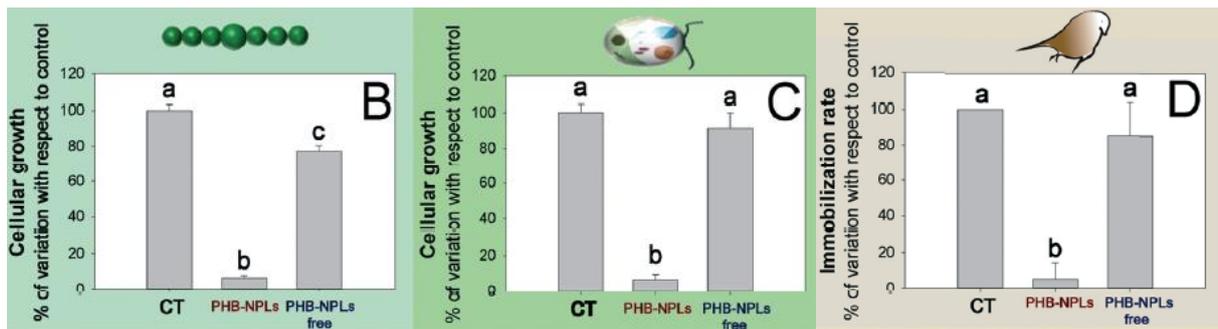


Figura 23. Representaciones gráficas de la disminución del crecimiento celular en *Anabaena* y *C. reinhardtii*, así como de la considerable inmovilización en *D. magna* (extraída de [111]).

4. CONCLUSIONES

A raíz de la presente revisión documentada, se concluye que:

- La mayoría de los plásticos se encuentran presentes en el fondo marino. Esto se debe, en gran parte, a los fenómenos de bioincrustación con diferentes organismos y que, en adición, conllevan al rafting de especies invasoras en un efecto similar al “Caballo de Troya”. Dicho fenómeno también es apreciable en relación a los contaminantes adheridos sobre la superficie de los microplásticos.
- Los microplásticos generan un amplio espectro de efectos relativos a su toxicidad. Entre estos caben citar patologías gastrointestinales, daño oxidativo, inflamación celular, apoptosis, necrosis, inhibición del metabolismo energético, cambios hormonales y enzimáticos. Con ello, se verifica que no deberían de ser considerados como sustancias bioquímicamente inertes.
- La biomagnificación en las cadenas tróficas provoca la creciente presencia de microplásticos en alimentos humanos o en estómagos y heces de otros animales superiores.
- La literatura científica refleja la necesidad de estandarizar las técnicas de prospección de especies con capacidad degradativa y de incorporación de técnicas novedosas como la expresión heteróloga de genes en dicho cometido.
- Las bacterias, los hongos y los insectos son considerados grupos de organismos prometedores para la biodegradación de microplásticos, principalmente debido a la gran diversidad y disponibilidad de especies y cepas diferentes, especialmente mediante el uso conjunto de consorcios microbianos que forman parte de la microbiota intestinal de insectos de reconocidas capacidades degradativas de plásticos.
- La pirólisis y la fotocatalisis son técnicas físicas que podrían implementarse satisfactoriamente en la industria, permitiendo la revaloración en nuevos productos o facilitando el tratamiento en estaciones depuradoras de aguas, respectivamente.

5. BIBLIOGRAFÍA

- [1] Urbanek, A. K., Rymowicz, W., y Mirończuk, A. M. (2018). Degradation of plastics and plastic-degrading bacteria in cold marine habitats. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 102(18), 7669-7678. <https://doi.org/10.1007/s00253-018-9195-y>
- [2] Ali, S. S., Elsamahy, T., Koutra, E., Kornaros, M., El-Sheekh, M., Abdelkarim, E. A., Zhu, D., y Sun, J. (2021). Degradation of conventional plastic wastes in the environment: A review on current status of knowledge and future perspectives of disposal. *Science of The Total Environment*, 771, 144719. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144719>
- [3] Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). (2017). Estudio sobre identificación de fuentes y estimación de aportes de microplásticos al medio marino. https://www.miteco.gob.es/costas/temas/proteccion-medio-marino/23-414-5-010_informe_identificaciondefuentesyestimaciondeaportesdemicroplasticos_tcm30-486438.pdf
- [4] Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., y Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588-2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- [5] Wilkes, R. A., y Aristilde, L. (2017). Degradation and metabolism of synthetic plastics and associated products by *Pseudomonas* spp.: capabilities and challenges. *Journal of Applied Microbiology*, 123(3), 582-593. <https://doi.org/10.1111/jam.13472>
- [6] PlasticsEurope Deutschland e. V. y Messe Düsseldorf. (2019). Plastics – the Facts. https://www.plasticseurope.org/application/files/9715/7129/9584/FINAL_web_version_Plastics_the_facts2019_14102019.pdf
- [7] Derraik, J. G. B. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9), 842-852. [https://doi.org/10.1016/s0025-326x\(02\)00220-5](https://doi.org/10.1016/s0025-326x(02)00220-5)
- [8] National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). (2015). Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. https://marinedebris.noaa.gov/sites/default/files/publications-files/noaa_microplastics_methods_manual.pdf
- [9] Pham, T. H., Do, H. T., Phan Thi, L. A., Singh, P., Raizada, P., Chi-Sheng Wu, J., y Nguyen, V. H. (2021). Global challenges in microplastics: From fundamental understanding to advanced degradations toward sustainable strategies. *Chemosphere*, 267, 129275. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129275>
- [10] Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., y Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1985-1998. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
- [11] Shah, A. A., Hasan, F., Hameed, A., y Ahmed, S. (2008). Biological degradation of plastics: A comprehensive review. *Biotechnology Advances*, 26(3), 246-265.

<https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2007.12.005>

[12] Sánchez, C. (2020). Fungal potential for the degradation of petroleum-based polymers: An overview of macro- and microplastics biodegradation. *Biotechnology Advances*, 40, 107501.

<https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2019.107501>

[13] Mancheno, M., Astudillo, S., Arévalo, P., Malo, I., Naranjo, T., & Espinoza, J. (2016). Aprovechamiento energético de residuos plásticos obteniendo combustibles líquidos, por medio del proceso de pirólisis. *La Granja*, 23(1). <https://doi.org/10.17163/lgr.n23.2016.06>

[14] Instituto Nacional del Cáncer. (2015). Cloruro vinílico. Consultada en mayo de 2021.

<https://www.cancer.gov/espanol/cancer/causas-prevencion/riesgo/sustancias/cloruro-vinilico>

[15] Agencia para Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades (ASTDR). (2016). Resumen de Salud Pública: Estireno (Styrene). Consultada en mayo de 2021.

https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs53.html

[16] Moore, C. J. (2008). Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 108(2), 131-139. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025>

[17] Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2019). Los microplásticos en los sectores de pesca y acuicultura: ¿Qué sabemos? ¿Deberíamos preocuparnos?

<http://www.fao.org/3/ca3540es/ca3540es.pdf>

[18] Yang, S. S., y Wu, W. M. (2020). Biodegradation of Plastics in Tenebrio Genus (Mealworms). *The Handbook of Environmental Chemistry*, 385–422. https://doi.org/10.1007/698_2020_457

[19] Kedzierski, M., Frère, D., Le Maguer, G., y Bruzaud, S. (2020). Why is there plastic packaging in the natural environment? Understanding the roots of our individual plastic waste management behaviours. *Science of The Total Environment*, 740, 139985.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139985>

[20] Petersen, F., y Hubbart, J. A. (2021). The occurrence and transport of microplastics: The state of the science. *Science of The Total Environment*, 758, 143936.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143936>

[21] Lebreton, L. C. M., van der Zwet, J., Damsteeg, J. W., Slat, B., Andrady, A., y Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, 8(1).

<https://doi.org/10.1038/ncomms15611>

[22] Bergmann, M., y Klages, M. (2012). Increase of litter at the Arctic deep-sea observatory HAUSGARTEN. *Marine Pollution Bulletin*, 64(12), 2734-2741.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.09.018>

[23] Kane, I. A., y Clare, M. A. (2019). Dispersion, Accumulation, and the Ultimate Fate of Microplastics in Deep-Marine Environments: A Review and Future Directions. *Frontiers in Earth Science*, 7.

<https://doi.org/10.3389/feart.2019.00080>

- [24] AWI - Alfred-Wegener-Institut. (2020). Long-Term Ecological Research in the deep Arctic Ocean. Consultada en mayo de 2021. <https://www.awi.de/en/science/biosciences/deep-sea-ecology-and-technology/observatories/lter-observatory-hausgarten.html>
- [25] Barnes, D. K. A., y Milner, P. (2004). Drifting plastic and its consequences for sessile organism dispersal in the Atlantic Ocean. *Marine Biology*, 146(4), 815–825. <https://doi.org/10.1007/s00227-004-1474-8>
- [26] Prokić, M. D., Radovanović, T. B., Gavrić, J. P., y Faggio, C. (2019). Ecotoxicological effects of microplastics: Examination of biomarkers, current state and future perspectives. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 111, 37-46. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.12.001>
- [27] De Tender, C. A., Devriese, L. I., Haegeman, A., Maes, S., Ruttink, T., y Dawyndt, P. (2015). Bacterial Community Profiling of Plastic Litter in the Belgian Part of the North Sea. *Environmental Science & Technology*, 49(16), 9629-9638. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01093>
- [28] Selim, M. S., Shenashen, M. A., El-Safty, S. A., Higazy, S. A., Selim, M. M., Isago, H., y Elmarakbi, A. (2017). Recent progress in marine foul-release polymeric nanocomposite coatings. *Progress in Materials Science*, 87, 1-32. <https://doi.org/10.1016/j.pmatsci.2017.02.001>
- [29] Caruso, G. (2015). Microplastics in Marine Environments: Possible Interactions with the Microbial Assemblage. *Journal of Pollution Effects & Control*, 03(02). <https://doi.org/10.4172/2375-4397.1000e111>
- [30] Lu, L., Luo, T., Zhao, Y., Cai, C., Fu, Z., y Jin, Y. (2019). Interaction between microplastics and microorganism as well as gut microbiota: A consideration on environmental animal and human health. *Science of The Total Environment*, 667, 94-100. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.380>
- [31] Gregory, M. R. (2009). Environmental implications of plastic debris in marine settings-entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2013-2025. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0265>
- [32] Lagarde, F., Olivier, O., Zanella, M., Daniel, P., Hiard, S., y Caruso, A. (2016). Microplastic interactions with freshwater microalgae: Hetero-aggregation and changes in plastic density appear strongly dependent on polymer type. *Environmental Pollution*, 215, 331-339. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.006>
- [33] Wright, S. L., Thompson, R. C., y Galloway, T. S. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, 178, 483-492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>
- [34] Murray, F., y Cowie, P. R. (2011). Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin*, 62(6), 1207-1217. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.03.032>
- [35] Nomura, T., Tani, S., Yamamoto, M., Nakagawa, T., Toyoda, S., Fujisawa, E., Yasui, A., y Konishi,

- Y. (2016). Cytotoxicity and colloidal behavior of polystyrene latex nanoparticles toward filamentous fungi in isotonic solutions. *Chemosphere*, 149, 84-90. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.01.091>
- [36] Sun, X., Chen, B., Li, Q., Liu, N., Xia, B., Zhu, L., y Qu, K. (2018). Toxicities of polystyrene nano- and microplastics toward marine bacterium *Halomonas alkaliphila*. *Science of The Total Environment*, 642, 1378-1385. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.141>
- [37] Rochman, C. M., Hoh, E., Kurobe, T., y Teh, S. J. (2013). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports*, 3(1). <https://doi.org/10.1038/srep03263>
- [38] Lu, Y., Zhang, Y., Deng, Y., Jiang, W., Zhao, Y., Geng, J., Ding, L., y Ren, H. (2016). Uptake and accumulation of polystyrene microplastics in zebrafish (*Danio rerio*) and toxic effects in liver. *Environmental Science & Technology*, 50(7), 4054-4060. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00183>
- [39] Yu, P., Liu, Z., Wu, D., Chen, M., Lv, W., y Zhao, Y. (2018). Accumulation of polystyrene microplastics in juvenile *Eriocheir sinensis* and oxidative stress effects in the liver. *Aquatic Toxicology*, 200, 28-36. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.04.015>
- [40] Everaert, G., Van Cauwenberghe, L., De Rijcke, M., Koelmans, A. A., Mees, J., Vandegehuchte, M., y Janssen, C. R. (2018). Risk assessment of microplastics in the ocean: Modelling approach and first conclusions. *Environmental Pollution*, 242, 1930-1938. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.069>
- [41] Daniel, D. B., Ashraf, P. M., Thomas, S. N., y Thomson, K. T. (2021). Microplastics in the edible tissues of shellfishes sold for human consumption. *Chemosphere*, 264, 128554. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128554>
- [42] Zhang, X., Luo, D., Yu, R.-Q., Xie, Z., He, L., y Wu, Y. (2021). Microplastics in the endangered Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) from the Pearl River Estuary, China. *Environmental Pollution*, 270, 116057. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116057>
- [43] Lei, L., Wu, S., Lu, S., Liu, M., Song, Y., Fu, Z., Shi, H., Raley-Susman, K. M., y He, D. (2018). Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans*. *Science of The Total Environment*, 619-620, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.103>
- [44] Bosi, G., DePasquale, J. A., Manera, M., Castaldelli, G., Giari, L., y Sayyaf Dezfuli, B. (2017). Histochemical and immunohistochemical characterization of rodlet cells in the intestine of two teleosts, *Anguilla anguilla* and *Cyprinus carpio*. *Journal of Fish Diseases*, 41(3), 475-485. <https://doi.org/10.1111/jfd.12751>
- [45] Plaul, S. E. (2011). El enigma de las células rodlet. *Cs Morfol*, 13(1), 1-14. <https://revistas.unlp.edu.ar/Morfol/article/download/909/865/>
- [46] Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., y Thompson, R. C. (2008). Ingested Microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.).

Environmental Science & Technology, 42(13), 5026-5031. <https://doi.org/10.1021/es800249a>

[47] Rubio, L., Marcos, R., y Hernández, A. (2019). Potential adverse health effects of ingested micro- and nanoplastics on humans. Lessons learned from in vivo and in vitro mammalian models. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 23(2), 51-68. <https://doi.org/10.1080/10937404.2019.1700598>

[48] Banerjee, A., y Shelver, W. L. (2021). Micro- and nanoplastic induced cellular toxicity in mammals: A review. *Science of The Total Environment*, 755, 142518. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142518>

[49] Barboza, L. G. A., Vieira, L. R., Branco, V., Figueiredo, N., Carvalho, F., Carvalho, C., & Guilhermino, L. (2018). Microplastics cause neurotoxicity, oxidative damage and energy-related changes and interact with the bioaccumulation of mercury in the European seabass, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758). *Aquatic Toxicology*, 195, 49–57. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.12.008>

[50] Alomar, C., Sureda, A., Capó, X., Guijarro, B., Tejada, S., y Deudero, S. (2017). Microplastic ingestion by *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758 fish and its potential for causing oxidative stress. *Environmental Research*, 159, 135-142. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.07.043>

[51] Oliveira, P., Barboza, L. G. A., Branco, V., Figueiredo, N., Carvalho, C., & Guilhermino, L. (2018). Effects of microplastics and mercury in the freshwater bivalve *Corbicula fluminea* (Müller, 1774): Filtration rate, biochemical biomarkers and mercury bioconcentration. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 164, 155–163. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.07.062>

[52] Rios-Fuster, B., Arechavala-Lopez, P., García-Marcos, K., Alomar, C., Compa, M., Álvarez, E., Julià, M. M., Solomando Martí, A., Sureda, A., y Deudero, S. (2021). Experimental evidence of physiological and behavioral effects of microplastic ingestion in *Sparus aurata*. *Aquatic Toxicology*, 231, 105737. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105737>

[53] Avio, C. G., Gorbi, S., Milan, M., Benedetti, M., Fattorini, D., d'Errico, G., Pauletto, M., Bargelloni, L., y Regoli, F. (2015). Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. *Environmental Pollution*, 198, 211-222. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.12.021>

[54] Paul-Pont, I., Lacroix, C., González Fernández, C., Hégaret, H., Lambert, C., Le Goïc, N., Frère, L., Cassone, A.-L., Sussarellu, R., Fabioux, C., Guyomarch, J., Albentosa, M., Huvet, A., y Soudant, P. (2016). Exposure of marine mussels *Mytilus* spp. to polystyrene microplastics: Toxicity and influence on fluoranthene bioaccumulation. *Environmental Pollution*, 216, 724-737. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.039>

[55] Oliveira, M., Ribeiro, A., Hylland, K., y Guilhermino, L. (2013). Single and combined effects of microplastics and pyrene on juveniles (0+ group) of the common goby *Pomatoschistus microps* (Teleostei, Gobiidae). *Ecological Indicators*, 34, 641-647. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.019>

- [56] Chen, Q., Allgeier, A., Yin, D., & Hollert, H. (2019). Leaching of endocrine disrupting chemicals from marine microplastics and mesoplastics under common life stress conditions. *Environment International*, 130, 104938. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104938>
- [57] Magni, S., Gagné, F., André, C., Della Torre, C., Auclair, J., Hanana, H., Parenti, C. C., Bonasoro, F., y Binelli, A. (2018). Evaluation of uptake and chronic toxicity of virgin polystyrene microbeads in freshwater zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Mollusca: Bivalvia). *Science of The Total Environment*, 631-632, 778-788. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.075>
- [58] Sussarellu, R., Suquet, M., Thomas, Y., Lambert, C., Fabioux, C., Pernet, M. E. J., Le Goïc, N., Quillien, V., Mingant, C., Epelboin, Y., Corporeau, C., Guyomarch, J., Robbens, J., Paul-Pont, I., Soudant, P., y Huvet, A. (2016). Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(9), 2430-2435. <https://doi.org/10.1073/pnas.1519019113>
- [59] Fonte, E., Ferreira, P., y Guilhermino, L. (2016). Temperature rise and microplastics interact with the toxicity of the antibiotic cefalexin to juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*): Post-exposure predatory behaviour, acetylcholinesterase activity and lipid peroxidation. *Aquatic Toxicology*, 180, 173-185. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.09.015>
- [60] Mattsson, K., Ekvall, M. T., Hansson, L.-A., Linse, S., Malmendal, A., y Cedervall, T. (2014). Altered Behavior, Physiology, and Metabolism in Fish Exposed to Polystyrene Nanoparticles. *Environmental Science & Technology*, 49(1), 553-561. <https://doi.org/10.1021/es5053655>
- [61] Chen, Q., Lackmann, C., Wang, W., Seiler, T.-B., Hollert, H., y Shi, H. (2020). Microplastics lead to hyperactive swimming behaviour in adult zebrafish. *Aquatic Toxicology*, 224, 105521. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105521>
- [62] Nematdoost Haghi, B., y Banaee, M. (2016). Effects of micro-plastic particles on paraquat toxicity to common carp (*Cyprinus carpio*): biochemical changes. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 14(3), 521–530. <https://doi.org/10.1007/s13762-016-1171-4>
- [63] Feng, S., Zeng, Y., Cai, Z., Wu, J., Chan, L. L., Zhu, J., y Zhou, J. (2021). Polystyrene microplastics alter the intestinal microbiota function and the hepatic metabolism status in marine medaka (*Oryzias melastigma*). *Science of The Total Environment*, 759, 143558. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143558>
- [64] Huang, W., Chen, M., Song, B., Deng, J., Shen, M., Chen, Q., Zeng, G., y Liang, J. (2021). Microplastics in the coral reefs and their potential impacts on corals: A mini-review. *Science of The Total Environment*, 762, 143112. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143112>
- [65] Syakti, A. D., Jaya, J. V., Rahman, A., Hidayati, N. V., Raza'i, T. S., Idris, F., Trenggono, M., Doumenq, P., y Chou, L. M. (2019). Bleaching and necrosis of staghorn coral (*Acropora formosa*) in laboratory assays: Immediate impact of LDPE microplastics. *Chemosphere*, 228, 528-535. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.156>
- [66] Kang, H.-M., Byeon, E., Jeong, H., Kim, M.-S., Chen, Q., y Lee, J.-S. (2021). Different effects of

nano- and microplastics on oxidative status and gut microbiota in the marine medaka *Oryzias melastigma*. Journal of Hazardous Materials, 405, 124207. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124207>

[67] Fields, R. D., Rodriguez, F., y Finn, R. K. (1974). Microbial degradation of polyesters: Polycaprolactone degraded by *P. pullulans*. Journal of Applied Polymer Science, 18(12), 3571–3579. <https://doi.org/10.1002/app.1974.070181207>

[68] Lear, G., Kingsbury, J. M., Franchini, S., Gambarini, V., Maday, S. D. M., Wallbank, J. A., Weaver, L., y Pantos, O. (2021). Plastics and the microbiome: impacts and solutions. Environmental Microbiome, 16(1). <https://doi.org/10.1186/s40793-020-00371-w>

[69] Yuan, J., Ma, J., Sun, Y., Zhou, T., Zhao, Y., y Yu, F. (2020). Microbial degradation and other environmental aspects of microplastics/plastics. Science of The Total Environment, 715, 136968. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136968>

[70] Romera-Castillo, C., Pinto, M., Langer, T. M., Álvarez-Salgado, X. A., y Herndl, G. J. (2018). Dissolved organic carbon leaching from plastics stimulates microbial activity in the ocean. Nature Communications, 9(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03798-5>

[71] Gambarini, V., Pantos, O., Kingsbury, J. M., Weaver, L., Handley, K. M., y Lear, G. (2021). Phylogenetic Distribution of Plastic-Degrading Microorganisms. mSystems, 6(1). <https://doi.org/10.1128/msystems.01112-20>

[72] Li, M., Shi, Y., Li, Y., Sun, Y., Song, C., Huang, Z., Yang, Z., & Han, Y. (2019). Shift of microbial diversity and function in high-efficiency performance biotrickling filter for gaseous xylene treatment. Journal of the Air & Waste Management Association, 69(9), 1059–1069. <https://doi.org/10.1080/10962247.2019.1600603>

[73] Pitt J. J. (2009). Principles and applications of liquid chromatography-mass spectrometry in clinical biochemistry. The Clinical biochemist. Reviews, 30(1), 19–34. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2643089/>

[74] Gu, J. D. (2003). Microbiological deterioration and degradation of synthetic polymeric materials: recent research advances. International Biodeterioration & Biodegradation, 52(2), 69–91. [https://doi.org/10.1016/s0964-8305\(02\)00177-4](https://doi.org/10.1016/s0964-8305(02)00177-4)

[75] Yoshida, S., Hiraga, K., Takehana, T., Taniguchi, I., Yamaji, H., Maeda, Y., Toyohara, K., Miyamoto, K., Kimura, Y., y Oda, K. (2016). A bacterium that degrades and assimilates poly(ethylene terephthalate). Science, 351(6278), 1196–1199. <https://doi.org/10.1126/science.aad6359>

[76] Austin, H. P., Allen, M. D., Donohoe, B. S., Rorrer, N. A., Kearns, F. L., Silveira, R. L., Pollard, B. C., Dominick, G., Duman, R., El Omari, K., Mykhaylyk, V., Wagner, A., Michener, W. E., Amore, A., Skaf, M. S., Crowley, M. F., Thorne, A. W., Johnson, C. W., Woodcock, H. L., McGeehan, J. E. y Beckham, G. T. (2018). Characterization and engineering of a plastic-degrading aromatic polyestherase. Proceedings of the National Academy of Sciences, 115(19), E4350-E4357. <https://doi.org/10.1073/pnas.1718804115>

- [77] Pathak, V. M., y Navneet. (2017). Review on the current status of polymer degradation: a microbial approach. *Bioresources and Bioprocessing*, 4(1). <https://doi.org/10.1186/s40643-017-0145-9>
- [78] Auta, H., Emenike, C., Jayanthi, B., y Fauziah, S. (2018). Growth kinetics and biodeterioration of polypropylene microplastics by *Bacillus* sp. and *Rhodococcus* sp. isolated from mangrove sediment. *Marine Pollution Bulletin*, 127, 15–21. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.036>
- [79] Lenz, R. W. (1993). Biodegradable polymers. *Biopolymers I. Advances in Polymer Science*, 107, 1–40. <https://doi.org/10.1007/bfb0027550>
- [80] Tribedi, P., y Sil, A. K. (2012). Bioaugmentation of polyethylene succinate-contaminated soil with *Pseudomonas* sp. AKS2 results in increased microbial activity and better polymer degradation. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(3), 1318–1326. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1080-0>
- [81] Shah, Z., Hasan, F., Krumholz, L., Aktas, D. F., y Shah, A. A. (2013). Degradation of polyester polyurethane by newly isolated *Pseudomonas aeruginosa* strain MZA-85 and analysis of degradation products by GC–MS. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 77, 114–122. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2012.11.009>
- [82] Ronkvist, S. M., Xie, W., Lu, W., y Gross, R. A. (2009). Cutinase-Catalyzed Hydrolysis of Poly(ethylene terephthalate). *Macromolecules*, 42(14), 5128–5138. <https://doi.org/10.1021/ma9005318>
- [83] Jeon, H. J., y Kim, M. N. (2013). Biodegradation of poly(l-lactide) (PLA) exposed to UV irradiation by a mesophilic bacterium. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 85, 289–293. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.08.013>
- [84] Kolvenbach, B. A., Helbling, D. E., Kohler, H. P. E., y Corvini, P. F. X. (2014). Emerging chemicals and the evolution of biodegradation capacities and pathways in bacteria. *Current Opinion in Biotechnology*, 27, 8–14. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2013.08.017>
- [85] Shimpi, N., Borane, M., Mishra, S., y Kadam, M. (2012). Biodegradation of polystyrene (PS)-poly(lactic acid) (PLA) nanocomposites using *Pseudomonas aeruginosa*. *Macromolecular Research*, 20(2), 181–187. <https://doi.org/10.1007/s13233-012-0026-1>
- [86] Mohan, A. J., Sekhar, V. C., Bhaskar, T., y Nampoothiri, K. M. (2016). Microbial assisted High Impact Polystyrene (HIPS) degradation. *Bioresource Technology*, 213, 204–207. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.021>
- [87] Park, S. Y., y Kim, C. G. (2019). Biodegradation of micro-polyethylene particles by bacterial colonization of a mixed microbial consortium isolated from a landfill site. *Chemosphere*, 222, 527–533. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.159>
- [88] Huerta Lwanga, E., Thapa, B., Yang, X., Gertsen, H., Salánki, T., Geissen, V., y Garbeva, P. (2018). Decay of low-density polyethylene by bacteria extracted from earthworm's guts: A potential for soil

restoration. *Science of The Total Environment*, 624, 753–757.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.144>

[89] Sangwan, P., y Wu, D. Y. (2008). New Insights into Polylactide Biodegradation from Molecular Ecological Techniques. *Macromolecular Bioscience*, 8(4), 304–315.
<https://doi.org/10.1002/mabi.200700317>

[90] Raghukumar, S. (2017). *Fungi in Coastal and Oceanic Marine Ecosystems*. Springer.
<https://doi.org/10.1007/978-3-319-54304-8>

[91] Russell, J. R., Huang, J., Anand, P., Kucera, K., Sandoval, A. G., Dantzler, K. W., Hickman, D., Jee, J., Kimovec, F. M., Koppstein, D., Marks, D. H., Mittermiller, P. A., Núñez, S. J., Santiago, M., Townes, M. A., Vishnevetsky, M., Williams, N. E., Vargas, M. P. N., Boulanger, L. A., Bacom-Slack, C., y Strobel, S. A. (2011). Biodegradation of Polyester Polyurethane by Endophytic Fungi. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(17), 6076–6084. <https://doi.org/10.1128/aem.00521-11>

[92] Sangeetha Devi, R., Rajesh Kannan, V., Nivas, D., Kannan, K., Chandru, S., y Robert Antony, A. (2015). Biodegradation of HDPE by *Aspergillus* spp. from marine ecosystem of Gulf of Mannar, India. *Marine Pollution Bulletin*, 96(1–2), 32–40. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.050>

[93] Schwartz, M., Perrot, T., Aubert, E., Dumarçay, S., Favier, F., Gérardin, P., Morel-Rouhier, M., Mulliert, G., Saiag, F., Didierjean, C., y Gelhaye, E. (2018). Molecular recognition of wood polyphenols by phase II detoxification enzymes of the white rot *Trametes versicolor*. *Scientific Reports*, 8(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-26601-3>

[94] Wu, Y., Li, J., Yang, H., y Shin, H. J. (2017). Fungal and mushroom hydrophobins: A review. *Journal of Mushroom*, 15(1), 1–7. <https://doi.org/10.14480/jm.2017.15.1.1>

[95] Yang, S. S., Ding, M. Q., He, L., Zhang, C. H., Li, Q. X., Xing, D. F., Cao, G. L., Zhao, L., Ding, J., Ren, N. Q., y Wu, W. M. (2021). Biodegradation of polypropylene by yellow mealworms (*Tenebrio molitor*) and superworms (*Zophobas atratus*) via gut-microbe-dependent depolymerization. *Science of The Total Environment*, 756, 144087. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144087>

[96] Bombelli, P., Howe, C. J., & Bertocchini, F. (2017). Polyethylene bio-degradation by caterpillars of the wax moth *Galleria mellonella*. *Current Biology*, 27(8), R292-R293. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2017.02.060>

[97] Yang, S. S., Brandon, A. M., Andrew Flanagan, J. C., Yang, J., Ning, D., Cai, S. Y., Fan, H. Q., Wang, Z. Y., Ren, J., Benbow, E., Ren, N. Q., Waymouth, R. M., Zhou, J., Criddle, C. S., y Wu, W. M. (2018). Biodegradation of polystyrene wastes in yellow mealworms (larvae of *Tenebrio molitor* Linnaeus): Factors affecting biodegradation rates and the ability of polystyrene-fed larvae to complete their life cycle. *Chemosphere*, 191, 979–989. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.117>

[98] Brandon, A. M., Gao, S. H., Tian, R., Ning, D., Yang, S. S., Zhou, J., Wu, W. M., y Criddle, C. S. (2018). Biodegradation of polyethylene and plastic mixtures in mealworms (larvae of *Tenebrio molitor*) and effects on the gut microbiome. *Environmental Science & Technology*, 52(11), 6526–6533. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02301>

- [99] Yang, Y., Yang, J., Wu, W. M., Zhao, J., Song, Y., Gao, L., Yang, R., y Jiang, L. (2015). Biodegradation and mineralization of polystyrene by plastic-eating mealworms: Part 1. Chemical and physical characterization and isotopic tests. *Environmental Science & Technology*, 49(20), 12080–12086. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02661>
- [100] Peng, B. Y., Su, Y., Chen, Z., Chen, J., Zhou, X., Benbow, M. E., Criddle, C. S., Wu, W. M., y Zhang, Y. (2019). Biodegradation of polystyrene by dark (*Tenebrio obscurus*) and yellow (*Tenebrio molitor*) mealworms (Coleoptera: Tenebrionidae). *Environmental Science & Technology*, 53(9), 5256–5265. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b06963>
- [101] Matyja, K., Rybak, J., Hanus-Lorenz, B., Wróbel, M., y Rutkowski, R. (2020). Effects of polystyrene diet on *Tenebrio molitor* larval growth, development and survival: Dynamic Energy Budget (DEB) model analysis. *Environmental Pollution*, 264, 114740. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114740>
- [102] CDE Almería - Universidad de Almería. (2020). La UAL coordina un proyecto de biotecnología contra los desechos de plástico agrícolas. Consultada en mayo de 2021. <https://www.cde.ual.es/la-ual-coordina-un-proyecto-de-biotecnologia-contra-los-desechos-de-plastico-agricolas/>
- [103] Kasar, P., Sharma, D., y Ahmaruzzaman, M. (2020). Thermal and catalytic decomposition of waste plastics and its co-processing with petroleum residue through pyrolysis process. *Journal of Cleaner Production*, 265, 121639. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121639>
- [104] Arabiourrutia, M., Elordi, G., Lopez, G., Borsella, E., Bilbao, J., y Olazar, M. (2012). Characterization of the waxes obtained by the pyrolysis of polyolefin plastics in a conical spouted bed reactor. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 94, 230–237. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2011.12.012>
- [105] Llorente-García, B. E., Hernández-López, J. M., Zaldívar-Cadena, A. A., Siligardi, C., y Cedillo-González, E. I. (2020). First Insights into Photocatalytic Degradation of HDPE and LDPE Microplastics by a Mesoporous N–TiO₂ Coating: Effect of Size and Shape of Microplastics. *Coatings*, 10(7), 658. <https://doi.org/10.3390/coatings10070658>
- [106] Wang, L., Kaeppler, A., Fischer, D., & Simmchen, J. (2019). Photocatalytic TiO₂ Micromotors for Removal of Microplastics and Suspended Matter. *ACS Applied Materials & Interfaces*, 11(36), 32937–32944. <https://doi.org/10.1021/acsami.9b06128>
- [107] Nabi, I., Bacha, A. U. R., Li, K., Cheng, H., Wang, T., Liu, Y., Ajmal, S., Yang, Y., Feng, Y., y Zhang, L. (2020). Complete Photocatalytic Mineralization of Microplastic on TiO₂ Nanoparticle Film. *iScience*, 23(7), 101326. <https://doi.org/10.1016/j.isci.2020.101326>
- [108] Uheida, A., Mejía, H. G., Abdel-Rehim, M., Hamd, W., y Dutta, J. (2021). Visible light photocatalytic degradation of polypropylene microplastics in a continuous water flow system. *Journal of Hazardous Materials*, 406, 124299. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124299>
- [109] Li, J., Wu, X., y Liu, S. (2020). Fluorinated TiO₂ Hollow Photocatalysts for Photocatalytic Applications. *Acta Physico Chimica Sinica*, 0(0), 2009038–0.

<https://doi.org/10.3866/pku.whxb202009038>

- [110] Gigault, J., Pedrono, B., Maxit, B., y Ter Halle, A. (2016). Marine plastic litter: the unanalyzed nano-fraction. *Environmental Science: Nano*, 3(2), 346–350. <https://doi.org/10.1039/c6en00008h>
- [111] González-Pleiter, M., Tamayo-Belda, M., Pulido-Reyes, G., Amariei, G., Leganés, F., Rosal, R., y Fernández-Piñas, F. (2019). Secondary nanoplastics released from a biodegradable microplastic severely impact freshwater environments. *Environmental Science: Nano*, 6(5), 1382–1392. <https://doi.org/10.1039/c8en01427b>
- [112] Auta, H., Emenike, C., y Fauziah, S. (2017). Screening of *Bacillus* strains isolated from mangrove ecosystems in Peninsular Malaysia for microplastic degradation. *Environmental Pollution*, 231, 1552–1559. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.09.043>
- [113] Yang, J., Yang, Y., Wu, W. M., Zhao, J., y Jiang, L. (2014). Evidence of Polyethylene Biodegradation by Bacterial Strains from the Guts of Plastic-Eating Waxworms. *Environmental Science & Technology*, 48(23), 13776–13784. <https://doi.org/10.1021/es504038a>
- [114] Kim, M. Y., Kim, C., Moon, J., Heo, J., Jung, S. P., y Kim, J. R. (2017). Polymer Film-Based Screening and Isolation of Polylactic Acid (PLA)-Degrading Microorganisms. *Journal of Microbiology and Biotechnology*, 27(2), 342–349. <https://doi.org/10.4014/jmb.1610.10015>
- [115] Hung, C. S., Zingarelli, S., Nadeau, L. J., Biffinger, J. C., Drake, C. A., Crouch, A. L., Barlow, D. E., Russell, J. N., y Crookes-Goodson, W. J. (2016). Carbon Catabolite Repression and Impranil Polyurethane Degradation in *Pseudomonas protegens* Strain Pf-5. *Applied and Environmental Microbiology*, 82(20), 6080–6090. <https://doi.org/10.1128/aem.01448-16>
- [116] Satlewal, A., Soni, R., Zaidi, M., Shouche, Y., y Goel, R. (2008). Comparative biodegradation of HDPE and LDPE using an indigenously developed microbial consortium. *Journal of microbiology and biotechnology*, 18(3), 477–482.
- [117] Sangale, M. K., Shahnawaz, M., y Ade, A. B. (2019). Potential of fungi isolated from the dumping sites mangrove rhizosphere soil to degrade polythene. *Scientific Reports*, 9(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41448-y>
- [118] Vivi, V. K., Martins-Franchetti, S. M., y Attili-Angelis, D. (2018). Biodegradation of PCL and PVC: *Chaetomium globosum* (ATCC 16021) activity. *Folia Microbiologica*, 64(1), 1–7. <https://doi.org/10.1007/s12223-018-0621-4>
- [119] Munir, E., Harefa, R. S. M., Priyani, N., y Suryanto, D. (2018). Plastic degrading fungi *Trichoderma viride* and *Aspergillus nomius* isolated from local landfill soil in Medan. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 126, 012145. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/126/1/012145>
- [120] Brunner, I., Fischer, M., Rüthi, J., Stierli, B., y Frey, B. (2018). Ability of fungi isolated from plastic debris floating in the shoreline of a lake to degrade plastics. *PLOS ONE*, 13(8), e0202047. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0202047>

6. ANEXOS

Abreviaturas

- AChE: Acetilcolinesterasa
- CAT: Catalasa
- COPs: Contaminantes Orgánicos Persistentes
- DEB: Dynamic Energy Budget
- EG: Etilenglicol
- FTIR: Espectroscopía de Infrarrojos por Transformada de Fourier
- GSH-Px: Glutación Peroxidasa
- GST: Glutación S-Transferasa
- HAPs: Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos
- HDPE: Polietileno de Alta Densidad
- LDPE: Polietileno de Baja Densidad
- MnP: Peroxidasa de Manganeso
- PCBs: Bifenilos Policlorados
- PCL: Policaprolactona
- PDGs: Genes Degradativos de Plásticos
- PE: Polietileno
- PET: Tereftalato de Polietileno
- PHB: Polihidroxibutirato
- PLA: Ácido Poliláctico
- PLA: Ácido Poliláctico
- PP: Polipropileno
- PS: Poliestireno
- PUR: Poliuretano
- PVA: Acetato de Polivinilo
- PVC: Policloruro de Vinilo
- ROS: Especies Reactivas del Oxígeno
- SEM: Microscopía Electrónica de Barrido
- SOD: Superóxido Dismutasa
- TCA: Ácido Tricarboxílico
- TO-LDPE: LDPE Termo-oxidado
- TPA: Ácido Tereftálico

Género/Especie/Cepa	Origen	Microplástico	Duración (días)	Pérdida de Peso (%)	Referencia
<i>Bacillus</i> Cp. 27	Manglar	PP	40	4,0	[78]
<i>Rhodococcus</i> Cp. 36	Manglar	PP	40	6.4	[78]
<i>Bacillus gottheilii</i>	Manglar	PE, PET, PP, PS	40	6,2, 3,0, 3,6, 5,8	[112]
<i>Bacillus cereus</i>	Manglar	PE, PET, PS	40	1,6, 6,6, 7,4	[112]
<i>Enterobacter asburiae</i> Cp. YT1	Gusanos	PE	28	6,1	[113]
<i>Bacillus</i> Cp. YP1	Gusanos	PE	28	10,7	[113]
<i>Bacillus subtilis</i> Cp. MZA-75	Tierra	PUR	28	-	[81]
<i>Pseudomonas</i> Cp. MYK1	Lodos	PLA	40	Microsp. 3D	[114]
<i>Bacillus</i> Cp. MYK2	Lodos	PLA	40	Microsp. 3D	[114]
<i>Pseudomonas protegens</i> , <i>P. fluorescens</i> , <i>P. aeruginosa</i> , <i>P. chlororaphis</i>	Cultivo	PUR	-	-	[115]
<i>Pseudomonas</i> sp. AKS2	-	PES	-	65 mg/día	[80]

Tabla 2. Ejemplos de bacterias con capacidad degradativa de plásticos petroquímicos (elaboración propia con datos de las referencias adjuntas).

Género/Especie/Cepa	Origen	Microplástico	Duración (días)	Pérdida de Peso (%)	Referencia
<i>Bacillus</i> sp. y <i>Paenibacillus</i> sp.	Aguas residuales	PP	60	14,7	[87]
<i>Bacillus simplex</i> y <i>Bacillus</i> sp.	Gusanos	LDPE	21	14	[88]
<i>Bacillus cereus</i> , <i>Bacillus pumilus</i> y <i>Arthrobacter</i>	Tierra	LDPE, HDPE	14	21,7 y 22,4 respectivamente	[116]

Tabla 3. Ejemplos de consorcios bacterianos bien conocidos (elaboración propia con datos de las referencias adjuntas).

Género/Especie/Cepa	Microplástico	Duración (días)	Comentarios	Referencia
<i>Aspergillus terreus</i> y <i>A. sydowii</i>	PE	60	Pérdida de peso significativa	[117]
<i>Chaetomium globosum</i>	PVC	28	Crecimiento considerable	[118]
<i>Thichoderma viride</i> y <i>Aspergillus nomius</i>	LDPE	45	Reducción de peso	[119]
<i>Cladosporium cladospoioide</i> , <i>Xepiculopsis graminea</i> , <i>Penicillium griseofulvum</i> y <i>Leptosphaeria Sp.</i>	PPU	10	Halos de aclaramiento visibles	[120]

Tabla 4. Ejemplos de hongos con capacidad degradativa de plásticos (elaboración propia con datos de las referencias adjuntas).

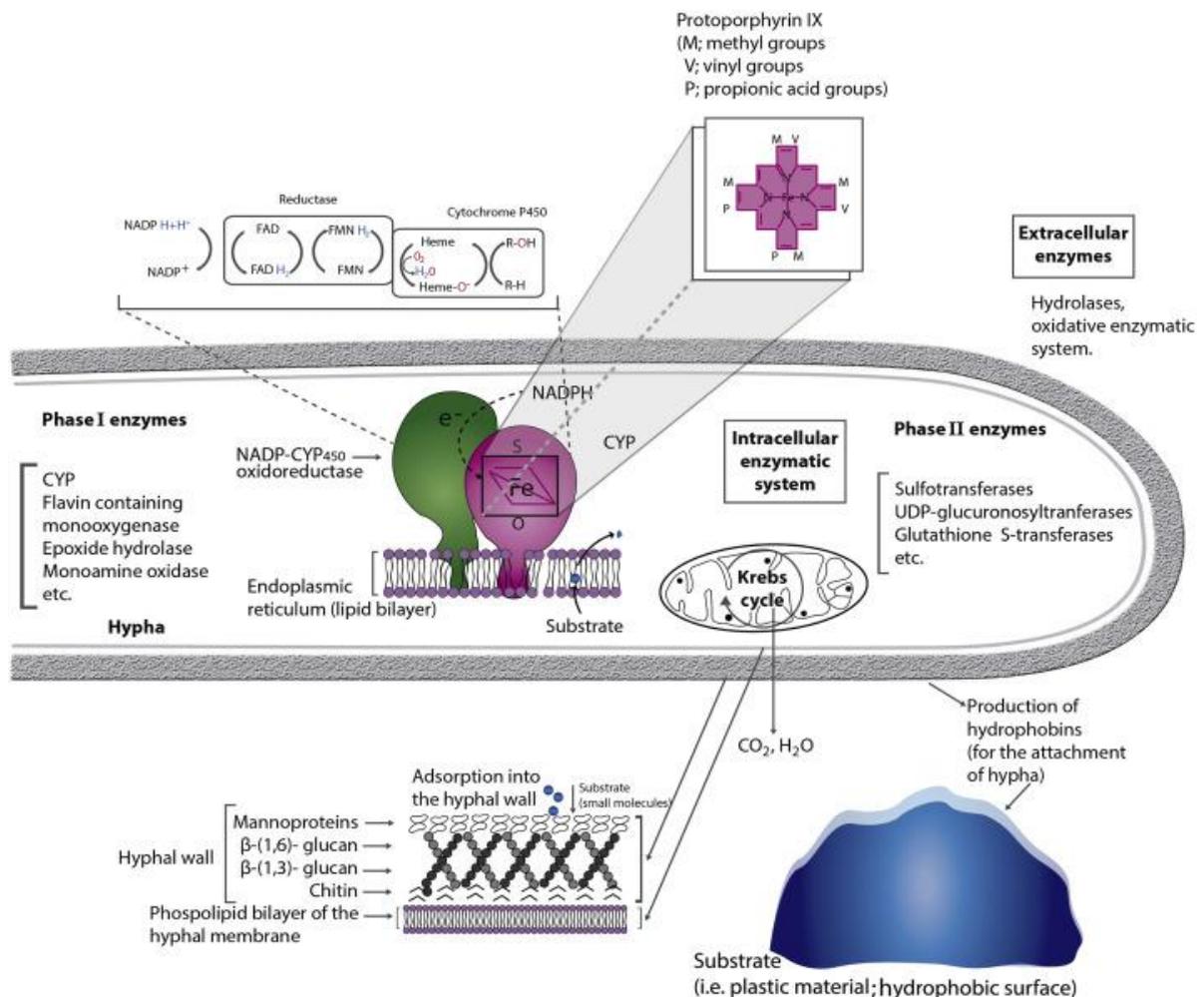


Figura 18. Representación esquemática de los diferentes mecanismos fúngicos para la degradación de polímeros complejos. Se trata de un potente sistema enzimático, con alta capacidad de adsorción y producción de biosurfactantes (hidrofobinas), que les permiten utilizar algunos polímeros plásticos como fuente de carbono y electrones para proporcionar energía y biomoléculas (extraída de [12]).

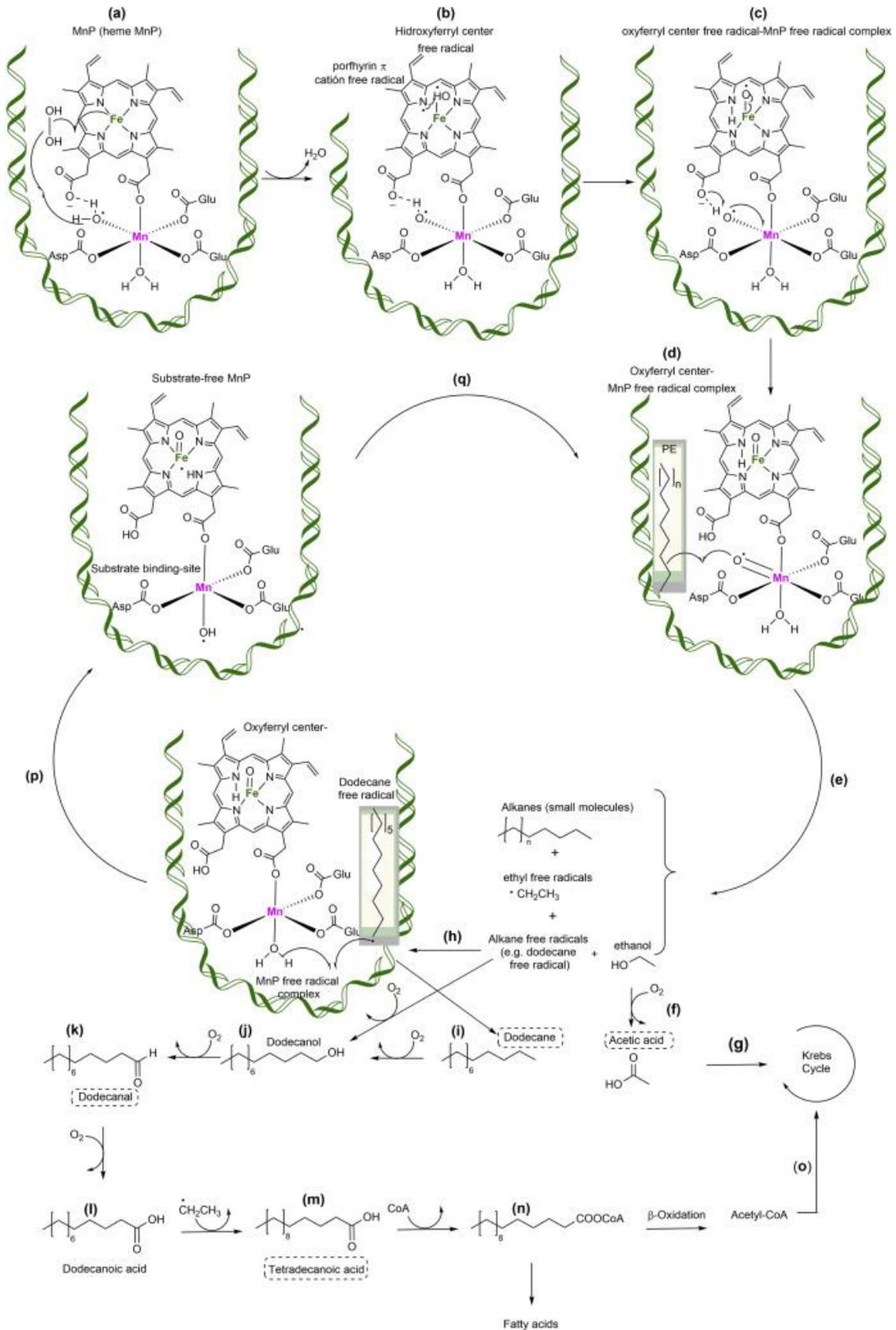


Figura 19. Ciclo catalítico hipotético propuesto para la biodegradación de PE utilizando la peroxidasa de manganeso hemo (MnP) de *Aspergillus terreus* en condiciones aeróbicas. La actividad catalítica de la MnP hemo comienza a partir de radicales libres en condiciones ácidas (extraída de [12]).

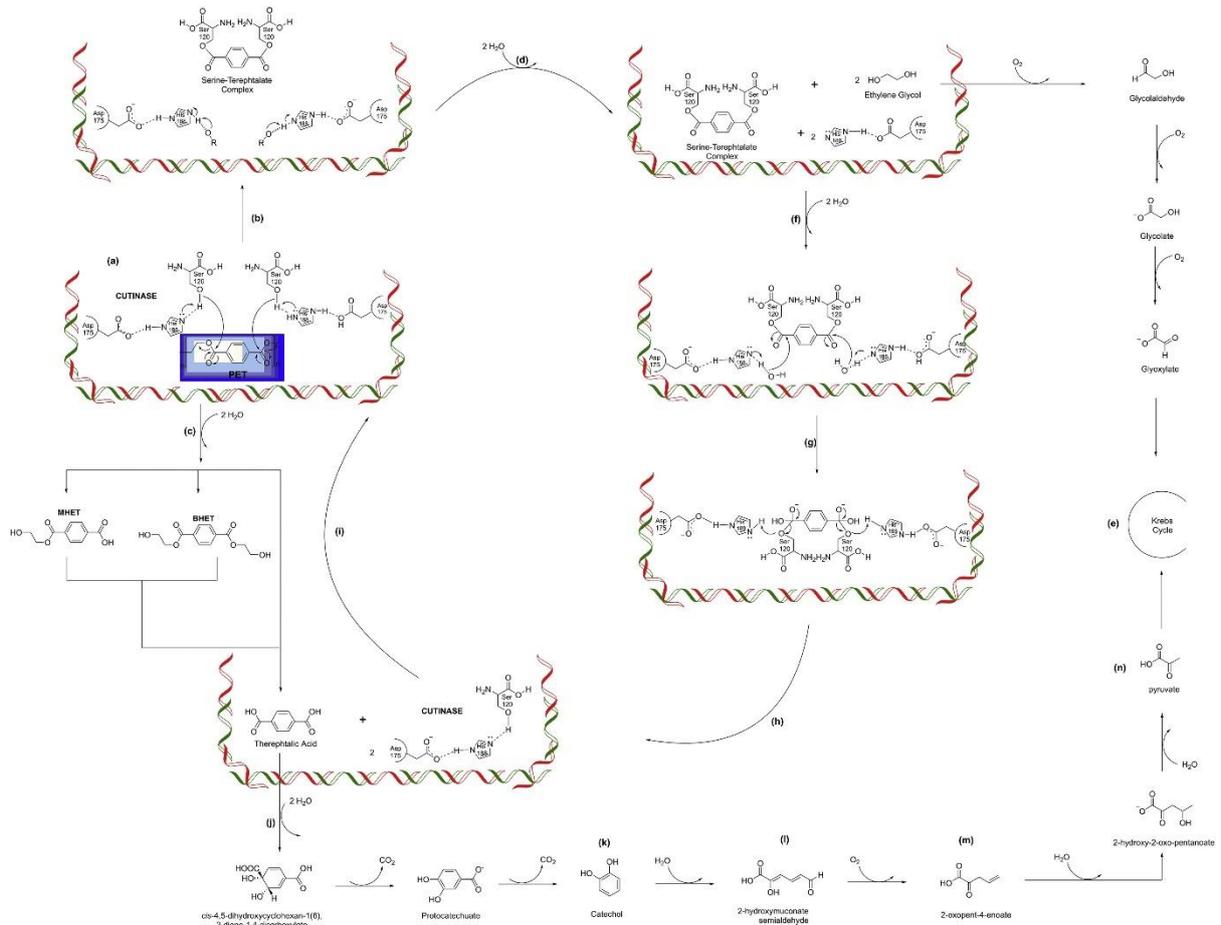


Figura 20. Un ciclo catalítico propuesto para la biodegradación de PET utilizando una cutinasa de *F. solani*. La ruta de biodegradación del PET propuesta comenzaría con la activación de dos moléculas de cutinasa por la transferencia de electrones desde el átomo de hidrógeno de la histidina al grupo hidroxilo de la serina. La vía hipotética de biodegradación del PET muestra que la cutinasa eventualmente mineralizaría este polímero, generando un ciclo catalítico de PET (extraída de [12]).