

Mitigación mediante bacterias, hongos y organismos superiores de los impactos ambientales ocasionados por microplásticos en ecosistemas acuáticos

Mitigation of the environmental impacts caused by microplastics in aquatic ecosystems through bacteria, fungi and higher organisms

Bess A. Newrick ^{a1*}, Amanda Laca ^{a2,b1}, Adriana Laca ^{a3,b2}

^aDepartamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente, Universidad de Oviedo, C/ Julián Clavería s/n, 33006 Oviedo, España.

^bCentro Universitario de Investigación y Desarrollo del Agua, Universidad de Oviedo, C/ Gonzalo Gutiérrez Quirós s/n, 33600 Mieres, España.

E-mail: ^{a1}UO271776@uniovi.es, ^{a2}lacaamanda@uniovi.es, ^{a3}lacaadriana@uniovi.es

*Autor para correspondencia

Recibido: 22/04/2024

Aceptado: 03/06/2024

Publicado: 31/07/2024

Citar como: Newrick, B.A., Laca, A., Laca, A. 2024. Mitigation of the environmental impacts caused by microplastics in aquatic ecosystems through bacteria, fungi and higher organisms. *Ingeniería del agua*, 28(3), 169-184. <https://doi.org/10.4995/ia.2024.21599>

RESUMEN

Debido a su durabilidad, versatilidad y bajo coste, los productos plásticos resultan fundamentales en la sociedad actual. Sin embargo, estas mismas propiedades, responsables de su gran popularidad, también convierten a estos materiales en una amenaza medioambiental, provocando serios problemas entre los que destaca la liberación de microplásticos (MPs). Los MPs, definidos como partículas poliméricas con un tamaño inferior a 5 mm, son muy diversos en cuanto a composición, tamaño y forma, siendo capaces además de transportar sobre su superficie otros contaminantes y microorganismos, lo que incrementa los potenciales efectos adversos de estas micropartículas. Aunque los MPs se encuentran de manera ubicua en todo el planeta, su presencia es notoria en los ecosistemas acuáticos, especialmente los marinos, ya que las masas de agua naturales reciben la gran mayoría de los plásticos vertidos al medioambiente. Recientemente, la biorremediación ha sido propuesta como una interesante alternativa para luchar contra la creciente problemática derivada de la contaminación plástica. Por ello, el objetivo de la presente revisión bibliográfica es analizar las posibles vías de eliminación de los MPs de origen fósil y no biodegradables en entornos acuáticos, mediante bacterias, hongos y organismos superiores, recopilando los últimos avances en este campo.

Palabras clave | microplásticos; biodegradación; bacterias; hongos; organismos superiores; ecosistemas acuáticos.

ABSTRACT

Due to their durability, versatility, and low cost, plastic products are essential in today's society. However, these same properties, responsible for their great popularity, also make them an environmental threat, causing serious problems including the release of microplastics (MPs). MPs, defined as polymeric particles smaller than 5 mm, are highly diverse in terms of composition, size, and shape, and are capable of carrying other contaminants and microorganisms on their surface, thus increasing their potential adverse effects. Although MPs are ubiquitously found throughout the planet, their presence is particularly notable in aquatic ecosystems, especially marine ones, as natural water bodies receive the vast majority of plastics dumped into the environment. Recently, bioremediation has been proposed as an interesting alternative to combat the growing problem derived from plastic pollution. Therefore, the objective of this literature review is to analyze possible pathways for the elimination of non-biodegradable MPs of fossil origin in aquatic environments, through bacteria, fungi, and higher organisms, compiling the latest advances in this field.

Key words | microplastics; biodegradation; bacteria; fungi; higher organisms; aquatic environments.

INTRODUCCIÓN

Debido a su uso extensivo en prácticamente todos los sectores, incluyendo la producción de envases y productos textiles, la edificación y construcción, el transporte y la producción de maquinaria y aparatos electrónicos, el plástico se ha convertido en uno de los materiales esenciales del mundo moderno (Andrady y Neal, 2009). Esto es debido a sus interesantes propiedades, entre las que destacan su gran resistencia térmica, mecánica y química, su ductilidad, durabilidad, baja densidad y gran elasticidad, que lo convierten en una materia prima de fácil manipulación, excelente para diversas aplicaciones. Las ventajas que proporciona el plástico, así como su bajo coste, han llevado a que la demanda de este material a nivel mundial alcanzase más de 400 millones de toneladas en el año 2022 (Plastics Europe, 2023). En base al ritmo de producción actual, se estima que esta cifra llegue a duplicarse para el año 2040, y a triplicarse para el año 2060 (Nasrabadi *et al.*, 2023).

Este incremento exponencial en el uso de los productos plásticos, junto con el manejo inadecuado de los residuos generados, ha resultado en un serio problema a nivel ambiental. Debido a que los desechos plásticos vertidos al medio ambiente son resistentes a la corrosión, químicamente estables y difícilmente degradables por microorganismos, se va produciendo su acumulación gradual, ocasionando graves efectos (Zhai *et al.*, 2023). Estos residuos llegan a los ecosistemas terrestres, acuáticos y atmosféricos a través de su migración a largas distancias debido fundamentalmente a los procesos hidrodinámicos, lo que resulta en una contaminación a escala mundial. Se calcula que, actualmente, entre 4.8 y 12.7 millones de toneladas de plástico entran en el mar cada año, y se prevé un incremento de hasta una escala de magnitud en la próxima década (Zhai *et al.*, 2023).

La mayor parte de los plásticos se producen a partir de polímeros no-biodegradables, siendo los principales el polietileno (PE), distinguiendo el polietileno de alta densidad (HDPE) y de baja densidad (LDPE), el polipropileno (PP), el poliestireno (PS), el polivinilo (PVC), el poliuretano (PU) y el polietileno tereftalato (PET), que en su conjunto constituyen más del 90% del plástico producido a escala global (Melchor-Martínez *et al.*, 2022). En base a su tamaño, los residuos plásticos liberados al medio ambiente, se pueden clasificar en cinco tipos: nanoplásticos (<1 μm), microplásticos (1 μm -5 mm), mesoplásticos (0.5-5 cm), macroplásticos (5-50 cm) y megaplásticos (>50 cm) (Debroy *et al.*, 2021). Una de las preocupaciones actuales relacionadas con los residuos plásticos es la contaminación por microplásticos (MPs). Hoy en día, se han detectado de forma ubicua MPs de una amplia gama de tamaños, formas, composiciones químicas y concentraciones en aguas dulces y marinas, agroecosistemas, alimentos, agua potable, muestras biológicas humanas, como en la sangre o el tejido cerebral, e incluso hielo ártico (Campanale *et al.*, 2020). En concreto, se ha encontrado que los MPs son el tipo de contaminante plástico más habitual del océano. El tamaño reducido de estas partículas facilita su ingesta por especies acuáticas y, como consecuencia, pueden afectar al correcto funcionamiento fisiológico del animal (Viel *et al.*, 2023). Además, los MPs son capaces de acumular en su superficie contaminantes tóxicos, así como microorganismos patógenos, del entorno, comportándose como vectores de transporte, y durante su degradación pueden causar la liberación de diversos aditivos químicos potencialmente nocivos (González-Pleiter *et al.*, 2020; Verdú *et al.*, 2021).

En años recientes, han sido publicados numerosos estudios sobre la eliminación de MPs en ecosistemas acuáticos mediante procesos de biorremediación, la mayoría de las investigaciones se han desarrollado sobre microorganismos, mientras que las especies eucariotas superiores han recibido mucha menos atención (Masiá *et al.*, 2020). El presente artículo lleva a cabo una actualización de las posibilidades de eliminación de MPs en los ecosistemas acuáticos mediante diferentes organismos, incluyendo bacterias, hongos y organismos superiores. Asimismo, se analizan las fuentes y la distribución de los MPs en los ecosistemas acuáticos y los efectos que estas micropartículas causan sobre la fauna y flora. Por tanto, con esta revisión, se busca evaluar el potencial del uso de organismos vivos como alternativa para mitigar la problemática creciente derivada de la contaminación plástica, considerando además el desafío que supone el empleo de la biorremediación en la recuperación de ambientes acuáticos contaminados con MPs.

ORIGEN Y CLASIFICACIÓN DE LOS MPS

Los MPs se pueden clasificar en dos categorías en base a su origen, primarios y secundarios, ambos tipos tienen una elevada presencia en los medios naturales, estando determinada su distribución por diversos factores, tales como su tamaño, densidad y composición química. Los MPs primarios son aquellos que se sintetizan a nivel industrial específicamente con estas pequeñas dimensiones, y que, posteriormente, se adicionan a diversos productos incluyendo productos de higiene, medicamentos, insecticidas

o detergentes, generando una contaminación directa por MPs al ser liberados al ambiente. Por otra parte, los MPs secundarios son aquellos que se originan a partir de plásticos de mayor tamaño como resultado de su fragmentación por procesos físicos, químicos y biológicos, y son el tipo de MPs que aparece mayoritariamente en los océanos (Campanale *et al.*, 2023).

Los MPs también pueden clasificarse en base a su morfología fundamentalmente en cinco categorías: fragmentos, fibras, espumas, pellets y films (Anderson *et al.*, 2017). De estas formas, la categoría más abundante encontrada en aguas son las fibras, que constituyen más de un 48%, seguido de fragmentos (31%), pellets (6.5%), films (5.5%) y espumas (3.5%) (Kooi y Koelmans, 2019). La morfología de los MPs influye sobre su comportamiento en los medios acuáticos, ya que afecta tanto a su distribución en las masas de agua, como a su biodisponibilidad para ser ingeridos por diferentes especies (Tursi *et al.*, 2022). Asimismo, la forma influye también sobre el tiempo de permanencia de estas micropartículas dentro de los organismos y sobre el proceso de excreción. Por ejemplo, se encontró que el crustáceo *Hyalella azteca* era capaz de ingerir tanto pellets como fibras, sin embargo, las fibras tardaban mucho más en ser excretadas (Au *et al.*, 2015), esto explica porque, generalmente, los MPs con formas irregulares suelen tener una toxicidad superior a partículas con morfologías más regulares.

Distribución y acumulación de los MPs en los medios acuáticos

Los MPs han sido detectados en todos los ecosistemas del mundo, con una presencia notablemente alta en los entornos acuáticos, desde zonas extremadamente remotas, como las islas subantárticas, hasta las zonas más profundas de los océanos, como la fosa de las Marianas (Peng *et al.*, 2020; Weston *et al.*, 2020). Esta amplia distribución indica que se produce una transferencia de los contaminantes desde el punto de emisión hasta las zonas de acumulación, siendo los MPs fácilmente transportados por las corrientes de agua. En este sentido, se ha observado que la mayor parte de los MPs liberados en ámbitos terrestres alcanzan finalmente los medios marinos (Paço, 2017). La extensiva presencia de los MPs en los medios acuáticos tiene su origen a partir de diversas fuentes de emisión, entre las que destacan las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) y los vertidos industriales (Pothiraj, 2023). Dependiendo del tipo de tratamiento empleado, las EDAR son capaces de eliminar entre un 22% y un 99% de los MPs presentes en las aguas residuales (González-Menéndez *et al.*, 2024). Sin embargo, aunque las eficacias de eliminación sean elevadas, debido a las grandes cantidades de MPs que pueden recibir de forma diaria estas instalaciones (entre 0.28 y MPs/L), así como al elevado volumen de agua tratado, se produce una liberación significativa de estas micropartículas al medio ambiente (Masiá *et al.*, 2020; Sol *et al.*, 2020). Se ha observado que el aporte continuo de efluentes de EDAR en masas de agua incrementa la cantidad de MPs presentes, por ejemplo, en lagunas recargadas artificialmente se produce una acumulación de MPs en los sedimentos que puede llegar a ser hasta 40 veces superior que en lagunas no recargadas (Edo *et al.*, 2020). Por otra parte, durante el tratamiento de aguas residuales en las EDAR, los MPs retenidos se acumulan en los lodos, que, una vez tratados, pueden ser empleados como enmienda orgánica en suelos, lo que implica una liberación de estas partículas al medio ambiente (Hernández-Arenas *et al.*, 2021). En este contexto, cabe destacar los humedales artificiales como una tecnología de interés para el tratamiento de aguas contaminadas con MPs, ya que estos sistemas permiten obtener valores superiores al 95% de eficiencia en la retención de estas partículas, proporcionando una interacción con el entorno que facilita la biodegradación de estos microcontaminantes por la acción de bacterias, hongos y macroinvertebrados, lo que además es favorecido por los elevados tiempos de retención en comparación con los sistemas de tratamiento convencionales de las EDAR (Calzadilla Cabrera, 2022). Finalmente, debe señalarse que existen también varias fuentes que contribuyen directamente a la contaminación por plásticos en los océanos, como el turismo de costa, la pesca y los buques, entre otros (Martinho *et al.*, 2022).

El ciclo de los MPs y su distribución desde áreas urbanas e industriales hasta aguas dulces, como ríos y lagos, además de su transporte hasta el mar y su dispersión marina, tanto superficial como en las profundidades, ha sido estudiado en diversos trabajos (Nkosi *et al.*, 2023; Rossatto *et al.*, 2023). Los procesos de difusión se ven influenciados por la geografía de la zona, así como por los procesos biológicos, físicos y químicos que tienen lugar, estando estrechamente vinculados con las condiciones atmosféricas, y las propiedades específicas de los MPs (Tursi *et al.*, 2022).

Impacto de los MPs sobre el medio ambiente y la salud

Una vez liberados a los medios acuáticos, los MPs suponen una importante amenaza para la fauna y flora marina, y, como consecuencia, también para los seres humanos. En la Figura 1 se muestra un esquema de la entrada de estos contaminantes a los medios acuáticos, así como sus potenciales impactos.

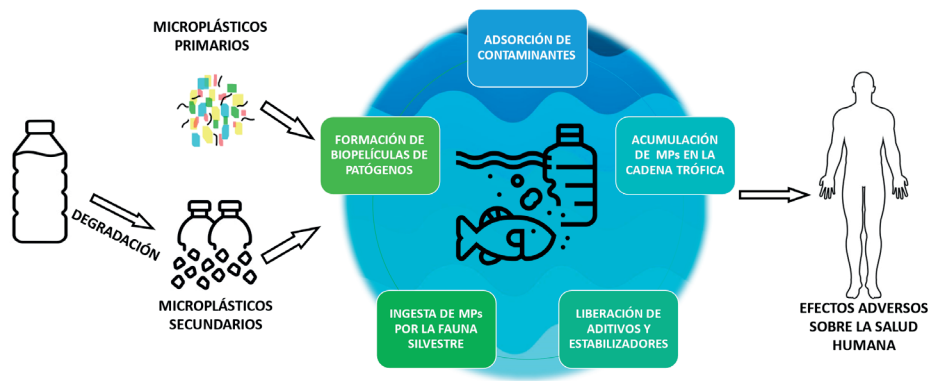


Figura 1 | Esquema de la entrada de MPs a los sistemas acuáticos y sus potenciales efectos.

Los MPs en los océanos son capaces de interactuar con contaminantes orgánicos disueltos, dependiendo de las propiedades fisicoquímicas específicas de estos. La elevada relación superficie/volumen de los MPs en comparación con los plásticos de mayor tamaño facilita la acumulación de contaminantes hidrofóbicos, como los hidrocarburos policíclicos aromáticos (PHAs), bisfenoles policlorados (BPAs), éteres de polibromodifenilo (PBDEs), compuestos clorados (como el DDT) y metales pesados, entre otros. (Zhang *et al.*, 2018; Hu *et al.*, 2022), potenciando sus efectos tóxico-ecológicos. Por otra parte, los MPs pueden contener diferentes aditivos tóxicos que se incorporan durante el proceso de manufacturación, como pigmentos, plastificadores, o retardantes de llamas, sustancias que son gradualmente liberadas al ir degradándose los MPs (Miri, 2022). Por ejemplo, en un estudio donde se evaluó el efecto de los lixiviados liberados durante la degradación de redes y cables de pesca sobre el mejillón *Mytilus galloprovincialis*, se encontró que los lixiviados de los materiales, principalmente PP, PE y PA, afectaban severamente a los procesos metabólicos de esta especie relacionados con la eliminación de toxinas (Vilke *et al.*, 2024). Diversos organismos, como el zooplankton, pueden llegar a ingerir los MPs suspendidos en las columnas de agua, y, al encontrarse en la base de la cadena alimentaria, dan lugar a fenómenos de bioacumulación y bioamplificación, no solo respecto a los propios MPs, sino también a los posibles contaminantes que están adheridos/adsorbidos a ellos (Goss *et al.*, 2018).

En relación a la detección de MPs en los seres vivos, estos han sido encontrados en una gran variedad de organismos superiores marinos, incluyendo calamares, bivalvos, peces, aves marinas, entre otros. (Sambolino *et al.*, 2023). En estos casos, la ingesta puede ser accidental o no selectiva (ingesta primaria), o a través del consumo de presas que se han alimentado de MPs (ingesta secundaria) (Unuofin y Igwaran, 2023). Una vez que entran por vía oral, estas micropartículas son capaces de acumularse en diversos tejidos (Zhou *et al.*, 2021), pudiendo llegar al ser humano a través de la cadena trófica. Aunque el efecto de los MPs sobre los humanos sigue requiriendo estudios en profundidad, se han llevado a cabo diversas investigaciones sobre sus vías de entrada al cuerpo y sus consecuencias sobre la salud, ya sea por contacto directo, inhalación o ingesta, y se ha observado que su acumulación en el organismo conduce a reacciones tanto reversibles como irreversibles, causando daños intestinales, citotoxicidad, estrés oxidativo, trastornos metabólicos y neurodegenerativos y alteraciones inmunológicas (Huang *et al.*, 2021).

Los MPs no solo llegan a afectar a animales y humanos, sino que pueden tener también efectos negativos sobre plantas y algas, ya que pueden afectar al desarrollo, crecimiento, morfología y estructura de la planta e incluso a la expresión génica. En concreto, se ha observado que la acumulación de MPs puede producir la disminución del crecimiento de las raíces en ciertas especies, como la lenteja de agua (*Lemna minor* L.), la colza (*Brassica campestris* L.) y el trigo (*Triticum aestivum* L.) afectando al rendimiento de toda la planta. También se ha observado en otras plantas que el estrés causado por MPs afecta la regulación de

ciertos genes implicado en la fotosíntesis, reduciendo así este proceso en la lechuga (*Lactuca sativa* L.) y el tabaco (*Nicotiana tabacum* L.) (Jia *et al.*, 2023; Hu *et al.*, 2022).

Por otra parte, los MPs presentes en los ecosistemas acuáticos se comportan como un potencial sustrato/soporte para los microorganismos, que llegan a colonizar la superficie de estas partículas, formando así un micro-ecosistema conocido como “plastisfera” (Forero-López *et al.*, 2022). En estas comunidades se han detectado patógenos y bacterias con resistencia a antimicrobianos, lo que como consecuencia podría incrementar la exposición de humanos y animales a microorganismos farmacoresistentes (Bowley *et al.*, 2021). En concreto, se ha observado que los MPs son capaces de dispersar diferentes especies del género *Vibrio*, muchas de las cuales son responsables de patologías humanas (Kesy *et al.*, 2019).

Métodos de eliminación de MPs

Actualmente, la eliminación de los MPs en el medio ambiente sigue siendo un reto importante, debido a la baja degradabilidad de estos microcontaminantes, causada por su naturaleza hidrofóbica, los enlaces covalentes que presentan y sus grupos funcionales altamente estables (Yang *et al.*, 2020). Asimismo, la mayoría de las masas de agua a nivel mundial están contaminadas con MPs, y su elevada concentración dificulta su eliminación (Badola *et al.*, 2021). Por ello, con el objetivo de reducir los niveles de contaminación por MPs, deben considerarse dos enfoques sistemáticos, el primero para evitar o minimizar la entrada de MPs a los medios acuáticos y el segundo para tratar de remediar esta de contaminación una vez producida.

Diferentes métodos físicos, químicos y biológicos pueden ser empleados para la degradación y/o eliminación de los MPs durante los procesos de tratamiento de aguas residuales. En cuanto a los métodos físicos de eliminación de MPs, se incluyen la filtración, sedimentación, adsorción, centrifugación y electrocoagulación (Sacco *et al.*, 2023). Por otra parte, los métodos químicos se basan en el empleo de reactivos capaces de transformar o degradar los MPs, o de favorecer los procesos de coagulación-floculación que faciliten su posterior retirada del agua. A pesar de las elevadas eficiencias de eliminación que se han conseguido con algunos de estos tratamientos físicos y químicos, muchos de estos métodos pueden ocasionar contaminación secundaria por el uso de los reactivos y/o suponer elevados costes. Por ello, la degradación de MPs mediante procesos biológicos se considera una buena alternativa, al ser menos perjudicial para el medioambiente y de bajo coste. Sin embargo, existen una serie de inconvenientes, ya que la temperatura, el pH, la disponibilidad de nutrientes, los niveles de oxígeno y otras condiciones ambientales resultan clave en el proceso de biodegradación. Estos factores pueden dificultar el cambio de escala de los mecanismos de biodegradación, de forma que sean eficientes en la eliminación de MPs presentes en medios naturales (Sutkar *et al.*, 2023). En este contexto, la biorremediación se presenta como una posible vía para abordar la creciente problemática derivada de la contaminación plástica, considerándola no solo a nivel de microorganismos, sino también la de organismos superiores.

Metodología para evaluar los procesos de biodegradación de MPs

Existen actualmente diversas técnicas empleadas para el seguimiento y la obtención de evidencias de la degradación de los MPs mediante procesos biológicos, dichas técnicas se fundamentan en el análisis gravimétrico, así como en el estudio de varias propiedades de los polímeros, incluyendo la estructura de los grupos funcionales, el peso molecular y la resistencia a la tracción (Anand *et al.*, 2023). En concreto, los métodos espectrofotométricos permiten determinar la eficiencia de la biodegradación analizando los cambios en los grupos funcionales químicos en los polímeros. Una técnica ampliamente usada es la espectroscopia de infrarrojos por transformada de Fourier (FTIR), que permite medir cambios en la composición química, generalmente mediante el análisis de los índices carbonilo (CI) y con menos frecuencia otros, como el índice hidroxilo (HI) o el índice carbono-oxígeno (COI) (Campanale *et al.*, 2023). Además, el FTIR permite caracterizar el tipo de plástico mediante la comparación de los resultados obtenidos en los análisis con los espectros de referencia de una amplia variedad de polímeros que se encuentran disponibles en las bibliotecas (Wang *et al.*, 2021).

Numerosos estudios también analizan mediante microscopía electrónica de barrido (SEM) la aparición de cambios superficiales sobre los MPs. Esta técnica permite observar en la superficie de las micropartículas la presencia de grietas, agujeros e irregularidades originadas por los procesos de degradación y, además, hace posible visualizar la colonización de los MPs por parte de los microorganismos, pudiendo observarse así la formación de biopelículas (Sutkar *et al.*, 2023; Xiang *et al.*, 2023). La

microscopía de fuerza atómica (AFM) y la resonancia magnética nuclear (NMR) también han sido empleadas para detectar cambios estructurales durante la biodegradación, permitiendo detectar cambios en la estructura molecular y en la disposición de las cadenas de los polímeros, así como la producción de compuestos intermediarios (Giaganini *et al.*, 2023).

Otras técnicas que también han sido empleadas en este campo son la cromatografía de permeación en gel (GPC), que determina los cambios en el peso molecular de los MPs antes y después de la degradación, y pruebas de evolución del CO₂, que miden la tasa de biodegradación mediante la producción de CO₂ como consecuencia de la degradación microbiana del plástico (Arossa *et al.*, 2019; Pramila, 2011). Asimismo, la electroforesis desnaturalizante en geles de poliacrilamida (SDS-PAGE) ha sido empleada con el fin de identificar y cuantificar la producción de enzimas, como lipasas, estereasas y proteasas, implicadas en el proceso de biodegradación (Nasrabadi *et al.*, 2023). El seguimiento de la degradación mediante la realización de ensayos de tracción también es posible, debido a los cambios que se pueden producir en las propiedades mecánicas por la alternación en la estructura de los MPs (Othman *et al.*, 2021).

BIODEGRADACIÓN DE MPs

La biodegradación de MPs mediante microorganismos se basa en la descomposición de los polímeros por la acción de enzimas microbianas, tanto bacterianas como fúngicas, transformándolos finalmente en compuestos fácilmente metabolizables (Miri *et al.*, 2022). De esta forma los materiales iniciales son degradados generando dióxido de carbono, metano, agua, compuestos inorgánicos y biomasa (Viel *et al.*, 2023). El proceso de biodegradación consta de cuatro fases: colonización, fragmentación, asimilación y finalmente mineralización.

La formación de biopelículas tras la colonización de la superficie es un paso indispensable para la descomposición de los MPs, ya que facilita la adhesión de los microorganismos sobre la superficie de las partículas. Los polisacáridos extracelulares mejoran la adhesión microbiana y, por tanto, son esenciales para este proceso de degradación (Amobonye *et al.*, 2021). Tras la colonización, el proceso de fragmentación de los MPs consiste en la rotura catalítica de los polímeros, mediante la acción de enzimas y radicales libres, en unidades de menor tamaño. Este proceso permite la descomposición de los polímeros en monómeros, que pueden atravesar las membranas celulares y ser metabolizados. Entre los enzimas secretados durante este proceso, se incluyen lipasas, peroxidasas, proteasas, keratinasas, cutinasas y carboxilasas, capaces de degradar los plásticos (Li *et al.*, 2023), de este modo, durante la fragmentación, se hidrolizan enlaces éster, glicosídicos y peptídicos de los MPs (De Jesus y Alkendi, 2023). Por otra parte, como consecuencia de la actividad microbiana se generan metabolitos que pueden favorecer la degradación, incluyendo sustancias orgánicas como el ácido cítrico, ácido oxálico, ácido glucónico y otros compuestos inorgánicos como el amonio y los nitritos, entre otros, que son capaces de eliminar los cationes superficiales, lo que resulta en la erosión y reducción de la resistencia en la superficie de los MPs (Krause *et al.*, 2020). Durante la fase de asimilación, los compuestos de bajo peso molecular obtenidos a partir de la hidrólisis de los MPs son incorporados a las células, donde son sometidos a reacciones enzimáticas que los degradan por hasta metabolitos oxidativos como CO₂ y H₂O. Este metabolismo es complejo, y se lleva a cabo mayoritariamente por la vía de β -oxidación de los ácidos grasos, que oxida la materia orgánica produciendo adenosín trifosfato (ATP) para la producción de energía (Zeenat *et al.*, 2021).

La eficiencia en la degradación biológica de los MPs se ve afectada por una serie de factores, tales como las propiedades del material polimérico o las condiciones ambientales en las que se desarrolla el proceso, estos factores aparecen detallados en la figura 2. En cuanto a las propiedades intrínsecas de los MPs, aspectos como el tamaño, la forma, la hidrofobicidad, la cristalinidad, el peso molecular y la adición de estabilizadores u otros aditivos durante el proceso de fabricación pueden tener un impacto importante sobre el proceso de degradación por microorganismos (Yuan *et al.*, 2020). De esta forma, por ejemplo, se ha visto que, un incremento del peso molecular del polímero de los MPs resulta en una biodegradación menos efectiva (Li *et al.*, 2023). El tamaño y la forma son también de gran influencia, ya que al aumentar la relación superficie/volumen, es decir, al disminuir el tamaño de los MPs, se incrementa la velocidad de la biodegradación (He *et al.*, 2023). Asimismo, las condiciones ambientales afectan notablemente al proceso de biodegradación, ya sea por factores abióticos, como el pH, la temperatura, la humedad o la exposición a radiación UV, o por factores bióticos, como la disponibilidad de nutrientes, la formación de la biopelícula sobre la superficie de los MPs o la actividad enzimática de la comunidad microbiana colonizadora. Por tanto, el estudio del efecto de estos parámetros sobre la eficiencia de la degradación de los MPs por vía microbiana resulta fundamental.

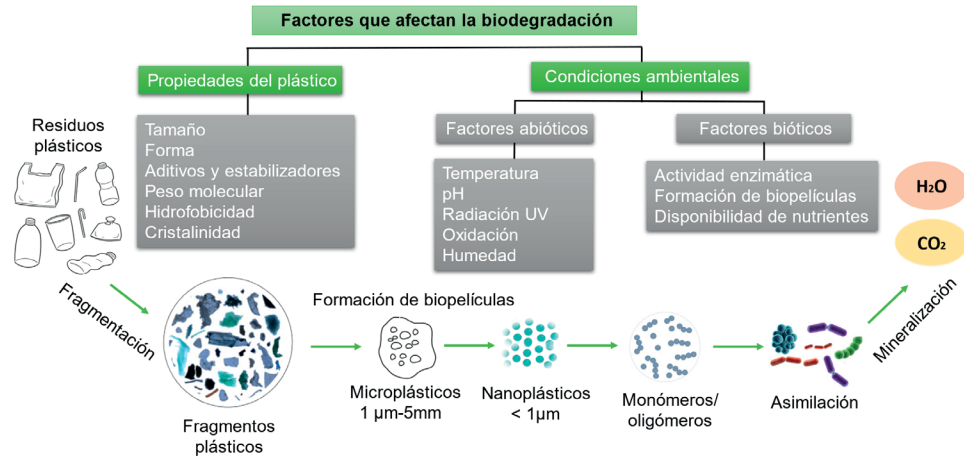


Figura 2 | Esquema de la biodegradación de MPs y factores que afectan al proceso.

Biodegradación de MPs por acción bacteriana

La degradación bacteriana de los MPs puede ocurrir tanto en condiciones aeróbicas como anaeróbicas. En condiciones aeróbicas, el oxígeno es utilizado para la conversión de los polímeros en CO_2 y H_2O , mientras que, en condiciones anaeróbicas, los microorganismos emplean nitratos, sulfatos, hierro, magnesio y dióxido de carbono como receptores de electrones para la descomposición de los MPs en compuestos de menor peso molecular (Priyanka y Archana, 2011). El inicio del proceso de biodegradación requiere la formación de biopelículas, cuyos mecanismos moleculares son específicos de las especies bacterianas (Bhatt *et al.*, 2023). Actualmente, los estudios desarrollados sobre la degradación microbiana de MPs en medios acuáticos son limitados, y, por lo general, se basan en el empleo de bacterias aisladas a partir de ambientes marinos, y con menor frecuencia de aguas dulces, para biodegradar determinados tipos de plásticos. Como se observa en la Tabla 1, existen varias especies bacterianas capaces de degradar MPs en medios acuáticos, con un amplio rango de eficiencias de degradación según la especie y el polímero.

Tabla 1 | Principales estudios llevados a cabo con bacterias degradadoras de MPs en medios acuáticos, indicando el tipo de polímero, la duración del ensayo, la metodología empleada para el seguimiento del proceso, la eficiencia de la degradación y el origen del microorganismo empleado.

Bacterias	Polímero	Tiempo	Metodología	Eficiencia de degradación	Origen de la bacteria	País	Referencia
<i>Bacillus</i> sp. <i>Rhodococcus</i> sp.	PP	40 días	Gravimetría, SEM, FTIR	4.0% 6.4%	Sedimentos de manglar	Malasia	(Auta et al., 2018)
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	LMWPE	80 días	Producción de CO_2	-	Suelo de playa	Corea del sur	(Jeon y Kim, 2015)
<i>Arthrobacter</i> sp. <i>Pseudomonas</i> sp.	HDPE	30 días	Gravimetría, FTIR	12.0% 15.0%	Suelo costero contaminado con plásticos	India	(Balasubramanian et al., 2010)
<i>Bacillus cereus</i> <i>Bacillus gottheilli</i>	PS, PE, PET, PP	40 días	Gravimetría, SEM, FTIR	1.6%, 6.6%, 7.4% (PE, PET, PS) 6.2%, 3.0%, 3.6%, 5.8% (PE, PET, PP, PS)	Sedimentos de manglar	Malasia	(Auta et al., 2017)
<i>Deinococcus-thermus</i> Cyanobacteria	PP, PE, PET	30 días	Gravimetría, SEM, FTIR, GPC	18.0% (PP) 14.0% (PE) 19.7% (PET)	Agua de lago	China	(Shabbir et al., 2020)
<i>Kocuria palustris</i> <i>Bacillus subtilis</i> <i>Bacillus pumilus</i>	LDPE	30 días	Gravimetría, SEM, FTIR	1.0% 1.5% 1.8%	Agua de mar pelágica	India	(Harshvardhan y Jha, 2013)
<i>Pseudomonas</i> sp. <i>Lysinibacillus</i> sp.	HDPE	48 horas	SEM, AFM, FTIR	-	Sedimentos de mar profundo	Brasil	(Oliveira et al., 2021)

LMWPE: Polietileno de bajo peso molecular.

A partir de las investigaciones realizadas hasta ahora, se ha encontrado que especies pertenecientes a varios filos, incluyendo *Firmicutes*, *Proteobacteria* y *Actinobacteria*, como los géneros *Bacillus* y *Pseudomonas*, son capaces de degradar polímeros plásticos (Zeghal et al., 2021). Por ejemplo, Harshvardhan y Jha (2013) aislaron las especies *Kocuria palustris*, *Bacillus subtilis* y *Bacillus pumilus* a partir de muestras de agua de mar pelágica, dichas bacterias eran capaces de emplear MPs de LDPE como su única fuente de carbono, de manera, que, tras 30 días de incubación, lograron una eficiencia de degradación del 1.0%, 1.5% y 1.8%, respectivamente. Jeon y Kim (2015) observaron una conversión de más del 40% del carbono de MPs de LMWPE-1 en CO₂ en 80 días utilizando la cepa *Pseudomonas aeruginosa* E7, aislada del suelo de una playa (Corea del Sur).

Oliveira et al. (2021) estudiaron el efecto del grado de erosión de MPs de HDPE en la biodegradación con bacterias marinas. Con el fin de reproducir los procesos naturales de erosión que tienen lugar en este medio, los MPs se sometieron a un proceso de oxidación térmica y fotooxidación. De este modo, se observó que las biopelículas formadas sobre los MPs por las cepas salvajes de *Pseudomonas* sp. y *Lysinibacillus* sp. mostraban una estabilidad mucho mayor en comparación con la especie empleada en el trabajo como referencia (*Pseudomonas aeruginosa*). Además, se encontró que la producción de matriz extracelular se incrementaba de manera proporcional a medida que aumentaba el nivel de erosión de los MPs analizados. Esto demostró la mayor capacidad de las cepas salvajes para formar biopelículas estables en el tiempo frente a la cepa de laboratorio utilizada como referencia. Asimismo, los análisis de la estructura química de los MPs mediante FTIR indicaron que las cepas salvajes degradaban más fácilmente los MPs. La capacidad de *Pseudomonas* sp., junto con *Arthrobacter* sp., para degradar MPs de HDPE fue descrita en otro trabajo donde, tras un periodo de incubación de 30 días, se observaron degradaciones del 15% y 12%, respectivamente (Balasubramanian et al., 2010). Shabbir et al. (2020) evaluaron la biodegradación de MPs de varios polímeros, mediante la formación de una biopelícula perifítica. Este término hace referencia a una comunidad compleja de microorganismos, incluyendo bacterias, algas, protozoos y hongos, que se adhieren a las superficies de sustratos en ambientes acuáticos (Zhang et al., 2023). En este estudio se observó que la adición de glucosa incrementó la biodegradación de los MPs de PP, PE y PET, obteniéndose unas eficiencias de 18%, 14% y 20%, respectivamente, tras 30 días de incubación. Los filos predominantes de esta biopelícula fueron identificados como *Deinococcus-Thermus* y *Cyanobacteria*, y en menor abundancias *Firmicutes* y *Bacteroidetes*. Así, los resultados obtenidos indicaron que la adición de glucosa implica ciertos cambios en las capacidades de biodegradación de las comunidades microbianas, lo que podría deberse a cambios estructurales en estas comunidades como consecuencia de la adición de una fuente de carbono externa. Por otra parte, Auta et al. (2017) describieron la capacidad de *Bacillus cereus* y *Bacillus gottheilii* para degradar MPs de PE, PET, PP y PS durante un periodo de incubación de 40 días. Las dos especies mostraron diferentes eficiencias de degradación para los diferentes polímeros, obteniéndose la mayor degradación para *B. cereus* en el caso de PS (7.4%) y para *B. gottheilii* en el caso de PE (6.2%). Los autores Auta et al. (2018) aislaron las cepas *Bacillus* sp. 27 y *Rhodococcus* sp. 36 a partir de muestras de sedimentos de manglar y estudiaron su potencial para degradar PP, encontrando una reducción del peso del 6.4% para *Rhodococcus* sp. 27 y 4.0% para *Bacillus* sp. 36, tras 40 días de incubación.

De acuerdo a los resultados obtenidos en los diversos trabajos revisados, se hace patente las adaptaciones metabólicas específicas de distintas bacterias frente a la presencia MPs de diferentes tipos de polímeros, lo que destaca la necesidad de profundizar en el conocimiento de los mecanismos concretos implicados en estos procesos.

Biodegradación de MPs por acción fúngica

Al igual que las bacterias, los hongos también poseen la capacidad para colonizar la superficie de los MPs y llevar a cabo su degradación. El proceso general de degradación es similar al que ocurre en el primer caso, ya que los hongos son capaces de, tras la adhesión a la superficie de los polímeros, reducir la hidrofobicidad de estos, mediante la formación de diferentes grupos funcionales, y llevar a cabo la descomposición del polímero (Viel et al., 2023). Los hongos participan en diferentes procesos biogeoquímicos ocupando numerosos nichos ecológicos, y tienen un papel esencial en la descomposición de sustratos recalcitrantes, y contribuyen a la regeneración de nutrientes y al ciclo del carbono (Zeghal et al., 2021). Sin embargo, sólo recientemente se han comenzado a desarrollar estudios de degradación de MPs con hongos, lo que se refleja en un reducido número de publicaciones (Tabla 2).

Tabla 2 | Principales estudios llevados a cabo con hongos degradadores de MPs en medios acuáticos, indicando el tipo de polímero, la duración del ensayo, la metodología empleada para el seguimiento del proceso, la eficiencia de la degradación y el origen del microorganismo empleado.

Hongos	Polímero	Tiempo	Metodología	Eficiencia de degradación	Origen del hongo	País	Referencia
<i>Aspergillus tubingensis</i> VRKPT1 <i>Aspergillus flavus</i> VRKPT2	HDPE	90 días	Gravimetría, SEM, FTIR	6.0% 8.5%	Residuos plásticos marinos	India	(Sangeetha Devi <i>et al.</i> , 2015)
<i>Aspergillus</i> sp. <i>Penicillium</i> sp.	LDPE	30 días	Gravimetría, SEM	16.2-21.8% 43.4%	Agua de mar	Arabia Saudí	(Alshehrei, 2017)
<i>Zalerion maritimum</i>	PET	28 días	Gravimetría	56.7%	Cepa comercial	-	(Paço <i>et al.</i> , 2017)
<i>Aspergillus versicolor</i> <i>Aspergillus</i> sp.	LDPE	17 días	SEM, Evolución del CO ₂	77% 83%	Agua de mar	India	(R. Pramila, 2011)
<i>Aspergillus terreus</i> MANGF1/WL <i>Aspergillus sydowii</i> PNP15/TS	PE	60 días	Gravimetría, SEM, FTIR, Pérdida de resistencia a la tracción	58.5% 37.9%	Suelo de manglar	India	(Sangale <i>et al.</i> , 2019)
<i>Steromyces cruciatus</i> , <i>Candida guilliermondii</i> , <i>Debaryomyces hansenii</i> , <i>Nia vibrissa</i>	PHA	65 días	Medida de la turbidez	100%	Cepas comerciales (marinas)	-	(Matavulj y Molitoris, 2009)

Sangale *et al.* (2019) llevaron a cabo un estudio sobre la degradación de PE en 12 zonas eco-geográficas de la costa oeste de India, de donde obtuvieron un total de 109 aislados fúngicos. Se llevó a cabo la identificación de los aislados con mayor capacidad de degradación de MPs de PE, en concreto, *Aspergillus terreus* MANGF1/WL y *Aspergillus sydowii* PNP15/TS, que degradaron un 58.5% y un 37.9%, respectivamente. Otro trabajo sobre la biodegradación de LDPE se llevó a cabo con hongos aislados en agua de mar, y se estudió su crecimiento empleando los MPs como fuente de carbono, en medios con y sin extracto de levadura, durante 17 días (Pramila, 2011). El aumento de la biomasa sirvió como evidencia de la capacidad degradativa de los hongos, junto con la evolución del dióxido de carbono formado, y se observó una tasa de degradación del 83% para *Aspergillus* sp. y 77% para *Aspergillus versicolor*, demostrando su eficiencia como agentes biodegradantes.

Alshehrei *et al.* (2017) emplearon diez aislados fúngicos procedentes de agua del Mar Rojo (Arabia Saudí) para un ensayo de degradación de MPs de LDPE, tanto en forma de fragmentos como de films. De los hongos aislados seleccionaron *Penicillium* sp. que fue capaz de degradar el LDPE en un 43%, mientras que *Aspergillus* sp. mostró unas reducciones entre 16% y 22%, tras 30 días en ambos casos. *Aspergillus* también ha sido caracterizado por su capacidad de degradación de MPs de HDPE en un estudio donde se aislaron y se identificaron dos cepas, *A. flavus* VRKPT2 y *A. tubingensis* VRKPT1, capaces de degradar este polímero, observando eficacias en 90 días de 8.5% y 6.0%, respectivamente (Sangeetha Devi *et al.*, 2015).

Otros autores han encontrado que el hongo marino *Zalerion maritimum* es capaz de utilizar PE como una fuente de carbono en determinadas condiciones, obteniéndose una eficiencia de degradación del 57% en 28 días, además de observarse una reducción del tamaño de los MPs (Paço *et al.*, 2017). También se ha llevado a cabo un estudio sobre la degradación de MPs de biopolímeros de poli-3-hidroxialcanoato (PHA), incluyendo los polímeros BIOPOLTM y PHB. Se llevó a cabo una evaluación de 134 cepas de hongos marinos, donde se encontró que solo cuatro cepas de hongos (Tabla 2) fueron capaces de degradar completamente tanto el BIOPOLTM como el PHB tras un periodo de 65 días (Matavulj y Molitoris, 2009).

Eliminación de MPs mediante la acción de organismos superiores

En comparación con los estudios de biodegradación de MPs mediante microorganismos, la investigación sobre el empleo de organismos superiores para este fin es todavía muy escasa, especialmente en medios acuáticos, lo que se ve reflejado en el reducido número de estudios que se recogen en la Tabla 3. Se ha observado que ciertos animales terrestres, como el molusco *Achatina fulica*, y algunos insectos, entre los cuales destacan el gusano de la harina (*Tenebrio molitor*), el supergusano (*Zophobas atratus*) y la polilla de la cera (*Galleria mellonella*), poseen la capacidad de degradar polímeros plásticos en suelos (Song *et al.*, 2020; Wu *et al.*, 2023). A pesar de que el mecanismo de descomposición de los MPs en organismos superiores aún no ha sido identificado claramente, se sabe que los enzimas digestivos, junto con los segregados por la microbiota intestinal, desempeñan un importante papel en este proceso (Xiang *et al.*, 2023).

Tabla 3 | Principales estudios llevados a cabo con organismos superiores capaces de degradar MPs en medios acuáticos, indicando el tipo de polímero, la duración del ensayo y la metodología empleada para el seguimiento del proceso.

Organismos	Polímero	Tiempo	Metodología	Origen	Referencia
Krill antártico (<i>Euphausia superba</i>)	PE	10 días	CLSM	Océano Antártico	(Dawson et al., 2018)
Crias de focas manchadas (<i>Phoca largha</i>)	Varios	-	Estereomicroscopio, FTIR	China	(Wang et al., 2021)
<i>Patiria pectinifera</i> <i>Strongylocentrotus nudus</i> <i>Mizuhopecten yessoensis</i>	PE	3 días	FTIR	Japón	(Istomina et al., 2024)

CLSM: Microscopía de Escaneo Láser Confocal.

Un estudio encontró que el krill antártico, *Euphausia superba*, una especie crustácea perteneciente al orden de *Euphausiacea* presente habitualmente en las aguas frías de los océanos Pacífico y Atlántico, es capaz de llevar a cabo la degradación de MPs de PE (Dawson et al., 2018). Esta degradación se siguió mediante la medida del diámetro promedio de los MPs mediante CLSM, que se vio reducida tras diez días en un 78%, de 31.5 μm a 7.1 μm . Recientemente, Istomina et al. (2024) evaluaron la capacidad de diversas especies de invertebrados marinos para degradar MPs de PE. Para ello, analizaron la biodegradación enzimática de los polímeros empleando los homogenizados procedentes de las glándulas digestivas de *Strongylocentrotus nudus*, *Patiria pectinifera* y *Mizuhopecten yessoensis*. A través de los análisis FTIR se detectaron, tras 3 días de incubación de los MPs con los homogenizados, cambios significativos en los grupos funcionales del polímero, y se observó un incremento del índice carbonilo y el índice carbonooxígeno, demostrando así el papel fundamental de la actividad enzimática en los procesos biogeoquímicos de los plásticos en los medios marinos.

Otro estudio de biodegradación de MPs mediante animales llevó a cabo un análisis en crías de foca manchada muertas (*Phoca largha*) (Wang et al., 2021). En este trabajo se observó un aumento de la concentración de MPs en el intestino frente al estómago de los animales, mientras que el tamaño medio de las partículas disminuía desde el estómago hasta el intestino grueso. Esto indica que, los animales superiores no solo ingieren las partículas, sino que estas sufren un proceso de digestión y fragmentación en el sistema digestivo, reduciendo así su tamaño. En este contexto, se ha visto que la ingestión y excreción de MPs por diversos animales puede plantear un problema grave, ya que ciertos organismos poseen la capacidad de concentrar los MPs tras su ingesta, además de promover su transferencia a la columna de agua, pudiendo incluso incrementar su biodisponibilidad, como ocurre en el caso de la holoturia *Holothuria tubulosa* (Bulleri et al., 2021). Estos estudios contrastan con los descritos por ciertos autores que, debido a su capacidad para retener MPs, proponen el empleo de eucariotas superiores, como la arenícola marina o los propios holoturioideos, en procesos de biorremediación (Masiá et al., 2020). En cualquier caso, las cuestiones relacionadas con el bienestar animal deben ser un aspecto a tener en cuenta y se deberán realizar más estudios sobre los impactos de los MPs en los organismos superiores antes de proponer su uso para la biorremediación.

Efecto del pretratamiento de los MPs

Una forma de reducir el tiempo de la biodegradación e incrementar su eficiencia es mediante el pretratamiento de los MPs. Se ha demostrado que varios tipos de pretratamiento, tanto químicos como físicos, resultan eficaces en la mejora de la biodegradación, debido a que la oxidación y modificación de la superficie de los plásticos deriva en un incremento de las tasas de bioconversión de los polímeros (Mat Yasin et al., 2022). Los pretratamientos químicos requieren el empleo de tratamientos ácidos, alcalinos o una combinación de ambos, por ejemplo, en un estudio de 30 días sobre la biodegradabilidad de HDPE mediante *Aspergillus terreus* MF12, se analizó el efecto del pretratamiento con KMnO_4/HCl y ácido cítrico en combinación con tratamientos UV y térmicos, para lograr la oxidación del polímero antes del ensayo de biodegradación (Balasubramanian et al., 2014). Se observaron importantes cambios morfológicos y la incorporación de grupos funcionales como ésteres, carbonilos o carboxilos en la superficie, incrementando la tasa de biodegradación del 17% al 21% tras el pretratamiento. Por otra parte, los tratamientos físicos habitualmente son clasificados como térmicos y no-térmicos. En cuanto a los pretratamientos térmicos, se ha observado una mejora del proceso global de biodegradación de MPs de PVC y LDPE mediante la bacteria *Achromobacter denitrificans* EbI13 tras un tratamiento termo-oxidativo, obteniéndose una reducción del peso del 22.3% (12.3% biodegradación, 10% pretratamiento) para el PVC y del

7.5% (6.5% biodegradación, 1% pretratamiento) para el LDPE, tras 30 días (Rad *et al.*, 2022). Respecto los tratamientos físicos no-térmicos, hay ciertas tecnologías, como la irradiación con UV o los tratamientos con plasma, que han demostrado ser capaces de incrementar la actividad enzimática y la degradación microbiana de los MPs, al romper sus agregaciones macromoleculares. Un estudio de biodegradación de films de LDPE con *Aspergillus* sp. y *Lysinibacillus* sp. mostraron un incremento del 16% al 30% de la pérdida de peso al someter previamente los polímeros a un pretratamiento con radiación UV (Esmaeili *et al.*, 2013). En otro ensayo de biodegradación de PE mediante *Bacillus subtilis*, se observó que el pretratamiento con UV y la adición de surfactantes era capaz de incrementar la tasa de degradación del 3% al 9%, tras su incubación durante 30 días (Vimala y Matthew, 2016). Otros autores, observaron que el tratamiento con plasma de la superficie de LDPE incrementaba el número de especies oxidantes, como los grupos hidroxilo y el oxígeno atómico, lo que puede facilitar la adhesión de las células a la superficie del polímero (Sally *et al.*, 2018). Dentro de los pretratamiento físicos no-térmicos, se pueden destacar también los tratamientos mecánicos, que permiten reducir la cristalinidad por la fuerza de impacto creado durante la molienda del plástico y la creación de daños estructurales (Ciuffi *et al.*, 2024).

CONCLUSIONES

En los últimos años, el incremento exponencial de la presencia de contaminantes emergentes, entre los que se incluyen los MPs, está generando una gran preocupación a nivel mundial, ya que supone una amenaza inminente, tanto para el medio ambiente como para los humanos, pudiendo ocasionar graves problemas de salud. Es por ello, por lo que se hace necesario el estudio de los fenómenos de degradación de MPs para evitar su acumulación en la naturaleza, especialmente, en los ambientes acuáticos. La biorremediación supone una alternativa sostenible desde un punto de vista ambiental y económico con respecto a otros métodos de eliminación. Por tanto, este artículo de revisión ofrece un resumen de los estudios realizados hasta la fecha sobre la acumulación y los efectos nocivos de los MPs en los medios acuáticos, además de evaluar el potencial de diversos organismos de interés en procesos de eliminación de estos microcontaminantes. Varios trabajos han demostrado la capacidad de ciertas especies, incluyendo microorganismos y organismos superiores, de llevar a cabo este proceso de biorremediación, obteniendo resultados muy prometedores. Sin embargo, aún existen retos que dificultan el cambio de escala de los mecanismos de degradación biótica, de forma que sean eficientes frente a las elevadas cantidades y diversos tipos de MPs que existen en los entornos acuáticos. Finalmente, debe señalarse que, aunque existe un número limitado de estudios, dados los esfuerzos actuales para desarrollar tecnologías sostenibles y verdes a nivel global, se espera una intensificación de la investigación en los próximos años en este campo. Con ello se buscará elucidar los mecanismos detallados implicados en la biodegradación, además de incrementar la eficiencia de eliminación de MPs, incluso mediante el uso de organismos genéticamente modificados una vez determinados los posibles riesgos asociados a su uso en ecosistemas reales.

REFERENCIAS

- Alshehrei, F. 2017. Biodegradation of Low Density Polyethylene by Fungi Isolated from Red Sea Water. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 6(8), 1703-1709, <https://doi.org/10.20546/ijcmas.2017.608.204>
- Amobonye, A., Bhagwat, P., Singh, S., Pillai, S. 2021. Plastic biodegradation: Frontline microbes and their enzymes. *Science of The Total Environment*, 759, 143536, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143536>
- Anand, U., Dey, S., Bontempi, E., Ducoli, S., Vethaak, A. D., Dey, A., Federici, S. 2023. Biotechnological methods to remove microplastics: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 21(3), 1787-1810, <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01552-4>
- Anderson, P. J., Warrack, S., Langen, V., Challis, J. K., Hanson, M. L., Rennie, M. D. 2017. Microplastic contamination in Lake Winnipeg, Canada. *Environmental Pollution*, 225, 223-231, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.072>
- Andrady, A. L., Neal, M. A. 2009. Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1977-1984, <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0304>

- Arossa, S., Martin, C., Roszbach, S., Duarte, C. M. 2019. Microplastic removal by Red Sea giant clam (*Tridacna maxima*). *Environmental Pollution*, 252, 1257-1266, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.149>
- Au, S. Y., Bruce, T. F., Bridges, W. C., Klaine, S. J. 2015. Responses of *Hyaella azteca* to acute and chronic microplastic exposures. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 34(11), 2564-2572, <https://doi.org/10.1002/etc.3093>
- Auta, H. S., Emenike, C. U., Fauziah, S. H. 2017. Screening of *Bacillus* strains isolated from mangrove ecosystems in Peninsular Malaysia for microplastic degradation. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, 231(Pt 2), 1552-1559, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.09.043>
- Auta, H. S., Emenike, C. U., Jayanthi, B., Fauziah, S. H. 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>
- Badola, N., Bahuguna, A., Sasson, Y., Chauhan, J. S. 2021. Microplastics removal strategies: A step toward finding the solution. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 16(1), 7. <https://doi.org/10.1007/s11783-021-1441-3>
- Balasubramanian, V., Natarajan, K., Hemambika, B., Ramesh, N., Sumathi, C. S., Kottaimuthu, R., Rajesh Kannan, V. 2010. High-density polyethylene (HDPE)-degrading potential bacteria from marine ecosystem of Gulf of Mannar, India. *Letters in Applied Microbiology*, 51(2), 205-211, <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2010.02883.x>
- Balasubramanian, V., Natarajan, K., Rajeshkannan, V., Perumal, P. 2014. Enhancement of in vitro high-density polyethylene (HDPE) degradation by physical, chemical, and biological treatments. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(21), 12549-12562, <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3191-2>
- Bhatt, P., Bhatt, K., Huang, Y., Li, J., Wu, S., Chen, S. 2023. Biofilm formation in xenobiotic-degrading microorganisms. *Critical Reviews in Biotechnology*, 43(8), 1129-1149, <https://doi.org/10.1080/07388551.2022.2106417>
- Bowley, J., Baker-Austin, C., Porter, A., Hartnell, R., Lewis, C. 2021. Oceanic Hitchhikers – assessing pathogen risks from marine microplastic. *Trends in Microbiology*, 29(2), 107-116, <https://doi.org/10.1016/j.tim.2020.06.011>
- Bulleri, F., Ravaglioli, C., Anselmi, S., Renzi, M. 2021. The sea cucumber *Holothuria tubulosa* does not reduce the size of microplastics but enhances their resuspension in the water column. *Science of The Total Environment*, 781, 146650, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146650>
- Calzadilla Cabrera, D. 2022. *Evaluación de la eficiencia de los humedales artificiales de Carrícola (Valencia) y Urbanización “Los Monasterios” (Puçol, Valencia) para reducir la concentración de microplásticos en las aguas residuales urbanas*. Universitat Politècnica de València, <http://hdl.handle.net/10251/187906>
- Campanale, C., Massarelli, C., Savino, I., Locaputo, V., Uricchio, V. F. 2020. A detailed review study on potential effects of microplastics and additives of concern on human health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(4), 1212, <https://doi.org/10.3390/ijerph17041212>
- Campanale, C., Savino, I., Massarelli, C., Uricchio, V. F. 2023. Fourier transform infrared spectroscopy to assess the degree of alteration of artificially aged and environmentally weathered microplastics. *Polymers*, 15(4), 911, <https://doi.org/10.3390/polym15040911>
- Ciuffi, B., Fratini, E., Rosi, L. 2024. Plastic pretreatment: The key for efficient enzymatic and biodegradation processes. *Polymer Degradation and Stability*, 222, 110698, <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2024.110698>
- Dawson, A. L., Kawaguchi, S., King, C. K., Townsend, K. A., King, R., Huston, W. M., Bengtson Nash, S. M. 2018. Turning microplastics into nanoplastics through digestive fragmentation by Antarctic krill. *Nature Communications*, 9(1), Article 1, <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03465-9>
- De Jesus, R., Alkendi, R. 2023. A minireview on the bioremediative potential of microbial enzymes as solution to emerging microplastic pollution. *Frontiers in Microbiology*, 13, <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.1066133>

- Debroy, A., George, N., Mukherjee, G. 2021. Role of Biofilms in degradation of microplastics in aquatic environments. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 97, <https://doi.org/10.1002/jctb.6978>
- Edo, C., González-Pleiter, M., Tamayo-Belda, M., Ortega-Ojeda, F. E., Leganés, F., Fernández-Piñas, F., Rosal, R. 2020. Microplastics in sediments of artificially recharged lagoons: Case study in a Biosphere Reserve. *Science of The Total Environment*, 729, 138824, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138824>
- Esmaili, A., Pourbabae, A. A., Alikhani, H. A., Shabani, F., Esmaili, E. 2013. Biodegradation of low-density polyethylene (LDPE) by mixed culture of *Lysinibacillus xylanilyticus* and *Aspergillus niger* in Soil. *PLoS ONE*, 8(9), e71720, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0071720>
- Forero-López, A. D., Brugnoli, L. I., Abasto, B., Rimondino, G. N., Lassalle, V. L., Arduoso, M. G., Nazzarro, M. S., Martinez, A. M., Spetter, C. V., Biancalana, F., Fernández-Severini. 2022. Plasticsphere on microplastics: In situ assays in an estuarine environment. *Journal of Hazardous Materials*, 440, 129737, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129737>
- Giaganini, G., Cifelli, M., Biagini, D., Ghimenti, S., Corti, A., Castelvetro, V., Domenici, V., Lomonaco, T. 2023. Multi-analytical approach to characterize the degradation of different types of microplastics: identification and quantification of released organic compounds. *Molecules*, 28(3), 1382. <https://doi.org/10.3390/molecules28031382>
- González-Menéndez, C., Sol, D., Laca, A., Laca, A., Díaz, M. 2024. Interrelation between extracellular polymer substances (EPSs) and MPs in an MBR. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(2), 112021, <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.112021>
- González-Pleiter, M., Edo, C., Casero-Chamorro, M. C., Aguilera, Á., González-Toril, E., Wierzechos, J., Leganés, F., Fernández-Piñas, F., Rosal, R. 2020. Viable microorganisms on fibers collected within and beyond the planetary boundary layer. *Environmental Science & Technology Letters*, 7(11), 819-825, <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00667>
- Goss, H., Jaskiel, J., Rotjan, R. 2018. *Thalassia testudinum* as a potential vector for incorporating microplastics into benthic marine food webs. *Marine Pollution Bulletin*, 135, 1085-1089, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.08.024>
- Harshvardhan, K., Jha, B. 2013. Biodegradation of low-density polyethylene by marine bacteria from pelagic waters, Arabian Sea, India. *Marine Pollution Bulletin*, 77(1-2), 100-106, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.025>
- He, Y., Rehman, A. U., Xu, M., Not, C. A., Ng, A. M. C., Djurišić, A. B. 2023. Photocatalytic degradation of different types of microplastics by TiO₂/ZnO tetrapod photocatalysts. *Heliyon*, 9(11), e22562, <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e22562>
- Hernández-Arenas, R., Beltrán-Sanahuja, A., Navarro-Quirant, P., Sanz-Lazaro, C. 2021. The effect of sewage sludge containing microplastics on growth and fruit development of tomato plants. *Environmental Pollution*, 268, 115779, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115779>
- Huang, D., Tao, J., Cheng, M., Deng, R., Chen, S., Yin, L., Li, R. 2021. Microplastics and nanoplastics in the environment: Macroscopic transport and effects on creatures. *Journal of Hazardous Materials*, 407, 124399, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124399>
- Hu, X., Yu, Q., Gatheru, M., Ling, W., Qin, C., Wang, J. 2022. Microplastics-sorbed phenanthrene and its derivatives are highly bioaccessible and may induce human cancer risks. *Environment International*, 168, 107459, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107459>
- Istomina, A., Chelomin, V., Mazur, A., Zhukovskaya, A., Karpenko, A., Mazur, M. 2024. Biodegradation of polyethylene in digestive gland homogenates of marine invertebrates. *PeerJ*, 12, e17041, <https://doi.org/10.7717/peerj.17041>
- Jeon, H. J., Kim, M. N. 2015. Functional analysis of alkane hydroxylase system derived from *Pseudomonas aeruginosa* E7 for low molecular weight polyethylene biodegradation. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 103, 141-146, <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.04.024>
- Jia, L., Liu, L., Zhang, Y., Fu, W., Liu, X., Wang, Q., Tanveer, M., Huang, L. 2023. Microplastic stress in plants: Effects on plant growth and their remediations. *Frontiers in Plant Science*, 14, <https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1226484>

- Kesy, K., Oberbeckmann, S., Kreikemeyer, B., Labrenz, M. 2019. Spatial environmental heterogeneity determines young biofilm assemblages on microplastics in baltic sea mesocosms. *Frontiers in Microbiology*, 10, 1665, <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01665>
- Kooi, M., Koelmans, A. A. 2019. Simplifying microplastic via continuous probability distributions for size, shape, and density. *Environmental Science & Technology Letters*, 6(9), 551-557, <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.9b00379>
- Krause, S., Molari, M., Gorb, E. V., Gorb, S. N., Kossel, E., Haeckel, M. 2020. Persistence of plastic debris and its colonization by bacterial communities after two decades on the abyssal seafloor. *Scientific Reports*, 9484, <https://doi.org/10.1038/s41598-020-66361-7>
- Li, S., Yang, Y., Yang, S., Zheng, H., Zheng, Y., M, J., Nagarajan, D., Varjani, S., Chang, J.-S. 2023. Recent advances in biodegradation of emerging contaminants - microplastics (MPs): Feasibility, mechanism, and future prospects. *Chemosphere*, 331, 138776, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138776>
- Masiá, P., Sol, D., Ardura, A., Laca, A., Borrell, Y. J., Dopico, E., Laca, A., Machado-Schiaffino, G., Díaz, M., Garcia-Vazquez, E. 2020. Bioremediation as a promising strategy for microplastics removal in wastewater treatment plants. *Marine Pollution Bulletin*, 156, 111252, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111252>
- Martinho, S. D., Fernandes, V. C., Figueiredo, S. A., Delerue-Matos, C. 2022. Microplastic pollution focused on sources, distribution, contaminant interactions, analytical methods, and wastewater removal strategies: A review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(9), 5610. <https://doi.org/10.3390/ijerph19095610>
- Mat Yasin, N., Akkermans, S., Van Impe, J. F. M. 2022. Enhancing the biodegradation of (bio)plastic through pretreatments: A critical review. *Waste Management*, 150, 1-12, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.06.004>
- Matavulj, M., Molitoris, H. 2009. Marine fungi: Degradors of poly-3-hydroxyalkanoate based plastic materials. *Zbornik Matice Spske Za Prirodne Nauke*, 116, 253-265, <https://doi.org/10.2298/ZMSPN0916253M>
- Melchor-Martínez, E., Macias-Garbutt, R., Alvarado-Ramírez, L., Araújo, R., Sosa-Hernández, J., Ramírez-Gamboa, D., Parra-Arroyo, L., Alvarez, A., Monteverde, R., Cazares, K., Reyes-Mayer, A., Lino, M., Iqbal, H., Parra, R. 2022. Towards a circular economy of plastics: an evaluation of the systematic transition to a new generation of bioplastics. *Polymers*, 14, 1203, doi.org/10.3390/polym14061203
- Miri, S., Saini, R., Davoodi, S. M., Pulicharla, R., Brar, S. K., Magdouli, S. 2022. Biodegradation of microplastics: Better late than never. *Chemosphere*, 286, 131670, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131670>
- Nasrabadi, A. E., Ramavandi, B., Bonyadi, Z. 2023. Recent progress in biodegradation of microplastics by *Aspergillus* sp. in aquatic environments. *Colloid and Interface Science Communications*, 57, 100754, <https://doi.org/10.1016/j.colcom.2023.100754>
- Nkosi, M. S., Cuthbert, R. N., Wu, N., Shikwambana, P., Dalu, T. 2023. Microplastic abundance, distribution, and diversity in water and sediments along a subtropical river system. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(39), 91440-91452, <https://doi.org/10.1007/s11356-023-28842-w>
- Oliveira, M. M., Proenca, A. M., Moreira-Silva, E., de Castro, A. M., dos Santos, F. M., Marconatto, L., Medina-Silva, R. 2021. Biofilms of *Pseudomonas* and *Lysinibacillus* marine strains on high-density polyethylene. *Microbial Ecology*, 81(4), 833-846, <https://doi.org/10.1007/s00248-020-01666-8>
- Othman, A. R., Hasan, H. A., Muhamad, M. H., Ismail, N. 'Izzati, Abdullah, S. R. S. 2021. Microbial degradation of microplastics by enzymatic processes: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 19(4), 3057-3073, <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01197-9>
- Paço, A., Duarte, K., Da Costa, J., Santos, P., Pereira, R., Pereira, M. E., Freitas, A., Duarte, A., Rocha-Santos, T. 2017. Biodegradation of polyethylene microplastics by the marine fungus *Zalerion maritimum*. *Science of The Total Environment*, 586, 10-15, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.017>
- Peng, L., Fu, D., Qi, H., Lan, C. Q., Yu, H., Ge, C. 2020. Micro- and nano-plastics in marine environment: Source, distribution and threats — A review. *Science of The Total Environment*, 698, 134254, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134254>

Plastics – the fast Facts 2023 • Plastics Europe. (s. f.). *Plastics Europe*. Recuperado 27 de noviembre de 2023, de <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2023/>

Pothiraj, C., Amutha Gokul, T., Ramesh Kumar, K., Ramasubramanian, A., Palanichamy, A., Venkatachalam, K., Pastorino, P., Barcelò, D., Balaji, P., Faggio, C. 2023. Vulnerability of microplastics on marine environment: A review. *Ecological Indicators*, 155, 111058, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.111058>

Priyanka, N., Archana, T. 2011. Biodegradability of polythene and plastic by the help of microorganism: a way for brighter future. *Journal of Environmental & Analytical Toxicology*, 01(02), <https://doi.org/10.4172/2161-0525.1000111>

R. Pramila. 2011. Biodegradation of low density polyethylene (LDPE) by fungi isolated from marine water– a SEM analysis. *African Journal of Microbiology Research*, 5(28), <https://doi.org/10.5897/AJMR11.670>

Rad, M. M., Moghimi, H., Azin, E., 2022. Biodegradation of thermo-oxidative pretreated low-density polyethylene (LDPE) and polyvinyl chloride (PVC) microplastics by *Achromobacter denitrificans* Ebl13. *Marine Pollution Bulletin*, 181, 113830, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113830>

Rossatto, A., Arlindo, M. Z. F., de Morais, M. S., de Souza, T. D., Ogrodowski, C. S. 2023. Microplastics in aquatic systems: A review of occurrence, monitoring and potential environmental risks. *Environmental Advances*, 13, 100396, <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2023.100396>

Sacco, N. A., Zoppas, F. M., Devard, A., González Muñoz, M. del P., García, G., Marchesini, F. A. 2023. Recent advances in microplastics removal from water with special attention given to photocatalytic degradation: review of scientific research. *Microplastics*, 2(3), Article 3, <https://doi.org/10.3390/microplastics2030023>

Sambolino, A., Iniguez, E., Herrera, I., Kaufmann, M., Dinis, A., Cordeiro, N. 2023. Microplastic ingestion and plastic additive detection in pelagic squid and fish: Implications for bioindicators and plastic tracers in open oceanic food webs. *The Science of the Total Environment*, 894, 164952, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164952>

Sangale, M. K., Shah Nawaz, M., Ade, A. B. 2019. Potential of fungi isolated from the dumping sites mangrove rhizosphere soil to degrade polythene. *Scientific Reports*, 9(1), Article 1, <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41448-y>

Sangeetha Devi, R., Rajesh Kannan, V., Nivas, D., Kannan, K., Chandru, S., 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>

Scally, L., Gulan, M., Weigang, L., Culle, P. J., Milosavljevic, V. 2018, Significance of a non-thermal plasma treatment on LDPE biodegradation with *Pseudomonas aeruginosa*, *Materials (Basel)*, 11, <https://doi.org/10.3390/ma11101925>

Shabbir, S., Faheem, M., Ali, N., Kerr, P. G., Wang, L.-F., Kuppusamy, S., Li, Y. 2020. Periphytic biofilm: An innovative approach for biodegradation of microplastics. *Science of The Total Environment*, 717, 137064, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137064>

Sol, D., Laca, A., Laca, A., Díaz, M. 2020. Approaching the environmental problem of microplastics: Importance of WWTP treatments. *Science of The Total Environment*, 740, 140016, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140016>

Song, Y., Qiu, R., Hu, J., Li, X., Zhang, X., Chen, Y., Wu, W.-M., He, D. 2020. Biodegradation and disintegration of expanded polystyrene by land snails *Achatina fulica*. *Science of The Total Environment*, 746, 141289, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141289>

Sutkar, P. R., Gadewar, R. D., Dhulap, V. P. 2023. Recent trends in degradation of microplastics in the environment: A state-of-the-art review. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 11, 100343, <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100343>

Tursi, A., Baratta, M., Easton, T., Chatzisyneon, E., Chidichimo, F., De Biase, M., De Filpo, G. 2022. Microplastics in aquatic systems, a comprehensive review: Origination, accumulation, impact, and removal technologies. *RSC Advances*, 12(44), 28318-28340, <https://doi.org/10.1039/D2RA04713F>

- Unuofin, J. O., Igwaran, A. 2023. Microplastics in seafood: Implications for food security, safety, and human health. *Journal of Sea Research*, 194, 102410, <https://doi.org/10.1016/j.seares.2023.102410>
- Verdú, I., González-Pleiter, M., Leganés, F., Rosal, R., Fernández-Piñas, F. 2021. Microplastics can act as vector of the biocide triclosan exerting damage to freshwater microalgae. *Chemosphere*, 266, 129193, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129193>
- Viel, T., Manfra, L., Zupo, V., Libralato, G., Cocca, M., Costantini, M. 2023. Biodegradation of plastics induced by marine organisms: future perspectives for bioremediation approaches. *Polymers*, 15(12), 2673, <https://doi.org/10.3390/polym15122673>
- Vilke, J. M., Fonseca, T. G., Alkimin, G. D., Gonçalves, J. M., Edo, C., Errico, G. d', Seilitz, F. S., Rotander, A., Benedetti, M., Regoli, F., Lückmann, K. H., Bebianno, M. J. 2024. Looking beyond the obvious: The ecotoxicological impact of the leachate from fishing nets and cables in the marine mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Journal of Hazardous Materials*, 473, 134479, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.134479>
- Vimala, P. P., Mathew, L. 2016. Biodegradation of Polyethylene Using *Bacillus subtilis*. *Procedia Technology*, 24, 232-239. <https://doi.org/10.1016/j.protcy.2016.05.031>
- Wang, F., Yu, Y., Wu, H., Wu, W., Wang, L., An, L., Cai, W. 2021. Microplastics in spotted seal cubs (*Phoca largha*): Digestion after ingestion? *Science of The Total Environment*, 785, 147426, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147426>
- Weston, J., Carrillo-barragan, P., Linley, T., Reid, W., Jamieson, A. 2020. New species of Eurythenes from hadal depths of the Mariana Trench, Pacific Ocean (Crustacea: Amphipod), *Zootaxa*, 4748, 163-181, <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4748.1.9>
- Wu, Z., Shi, W., Valencak, T. G., Zhang, Y., Liu, G., Ren, D. 2023. Biodegradation of conventional plastics: Candidate organisms and potential mechanisms. *Science of The Total Environment*, 885, 163908, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163908>
- Xiang, P., Zhang, T., Wu, Q., Li, Q. 2023. Systematic review of degradation processes for microplastics: progress and prospects. *Sustainability*, 15(17), Article 17, <https://doi.org/10.3390/su151712698>
- Yang, Y., Liu, W., Zhang, Z., Grossart, H.-P., Gadd, G. M. 2020. Microplastics provide new microbial niches in aquatic environments. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 104(15), 6501-6511, <https://doi.org/10.1007/s00253-020-10704-x>
- Yuan, J., Ma, J., Sun, Y., Zhou, T., Zhao, 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>
- Zeenat, Elahi, A., Bukhari, D. A., Shamim, S., Rehman, A. 2021. Plastics degradation by microbes: A sustainable approach. *Journal of King Saud University - Science*, 33(6), 101538, <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2021.101538>
- Zeghal, E., Vaksmaa, A., Vielfaure, H., Boekhout, T., Niemann, H. 2021. The potential role of marine fungi in plastic degradation – A review. *Frontiers in Marine Science*, 8, <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.738877>
- Zhai, X., Zhang, X.-H., Yu, M. 2023. Microbial colonization and degradation of marine microplastics in the plastisphere: A review. *Frontiers in Microbiology*, 14, 1127308, <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1127308>
- Zhang, X., Zheng, M., Wang, L., Lou, Y., Shi, L., Jiang, S. 2018. Sorption of three synthetic musks by microplastics, *Marine pollution Bulletin*, 126, 606-609, <https://doi.org/10.1016/j.mapolbul.2017.09.025>
- Zhang, J., Liu, Y., Liu, J., Shen, Y., Huang, H., Zhu, Y., Han, J., Lu, H. 2023. Removal of phosphorus and cadmium from wastewaters by periphytic biofilm. *Water*, 15(18), Article 18, <https://doi.org/10.3390/w15183314>
- Zhou, A., Zhang, Y., Xie, S., Chen, Y., Li, X., Wang, J., Zou, J. 2021. Microplastics and their potential effects on the aquaculture systems: A critical review. *Reviews in Aquaculture*, 13(1), 719-733, <https://doi.org/10.1111/raq.12496>