PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL ECUADOR

FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS, NATURALES Y AMBIENTALES

CARRERA DE MICROBIOLOGÍA

Agentes biológicos para la degradación de microplásticos en alimentos y ambientes acuáticos asociados a la cadena alimentaria

Monografía previa a la obtención del título de Licenciado en Microbiología

MATEO DANIEL SUÁREZ NOBOA

QUITO, 2026

1. CERTIFICADO

Certifico que la Monografía de la carrera de Microbiología, del Sr. Mateo Daniel Suárez Noboa ha sido concluida de conformidad con las normas establecidas; por lo tanto, puede ser presentada para la calificación correspondiente.

Mcs. Fernando René Santacruz Flores

Quito, 25 de junio de 2026

2. DEDICATORIA

El presente trabajo está dedicado, en primer lugar, a mis padres, por el apoyo constante durante toda mi carrera. A mis hermanos, por su invaluable compañía y por todos los sabios consejos que me han brindado. A mis dos acompañantes de cuatro patas, Nikita y Leia, por llenarme de energía en los momentos de cansancio. Y, por último, a mis amigos, por hacer que las horas de estudio fueran más llevaderas y por su apoyo moral inquebrantable durante la universidad.

3. TABLA DE CONTENIDO

1. CERTIFICADO 2

2. DEDICATORIA 3

3. TABLA DE CONTENIDO 4

4. RESUMEN 6

5. ABSTRACT 7

6. INTRODUCCIÓN 8

7. OBJETIVOS 12

7.1 OBJETIVO GENERAL 12

7.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 12

8. MARCO TEÓRICO 13

8.1 SISTEMAS ACUÁTICOS COMO PRINCIPAL VÍA DE INGRESO DE MICROPLÁSTICOS A LA CADENA ALIMENTARIA Y LIMITACIONES DE LOS MÉTODOS DE REMOCIÓN CONVENCIONALES 13

8.1.1 LOS SISTEMAS ACUÁTICOS COMO PRINCIPAL VÍA DE INGRESO DE MICROPLÁSTICOS A LA CADENA ALIMENTARIA 13

8.2 LIMITACIONES DE LOS MÉTODOS CONVENCIONALES DE REMOCIÓN DE MICROPLÁSTICOS 16

8.3 LA BIODEGRADACIÓN MICROBIANA COMO ALTERNATIVA SOSTENIBLE: JUSTIFICACIÓN DE SU IMPLEMENTACIÓN 18

8.4 CAPACIDAD METABÓLICA Y EFICIENCIA DE BIODEGRADACIÓN MICROBIANA DE MICROPLÁSTICOS: ANÁLISIS COMPARATIVO DE *RHODOCOCCUS RUBER*, *PSEUDOMONAS PUTIDA*, *BACILLUS SUBTILIS* Y *ASPERGILLUS NIGER* SOBRE POLÍMEROS SINTÉTICOS EN CONDICIONES CONTROLADAS 20

8.4.1 MECANISMOS METABÓLICOS Y ENZIMÁTICOS IMPLICADOS EN LA BIODEGRADACIÓN DE POLÍMEROS SINTÉTICOS 20

8.4.2 EFICIENCIA DEGRADADORA COMPARATIVA DE RHODOCOCCUS RUBER, PSEUDOMONAS PUTIDA, BACILLUS SUBTILIS Y ASPERGILLUS NIGER SOBRE PE, PS Y PET. 25

8.4.3 RHODOCOCCUS RUBER PRINCIPAL COLONIZADOR DEL POLIETILENO 26

8.4.4 *PSUEDOMONAS PUTIDA* Y SU VERSATILIDAD METABÓLICA ORIENTADA AL PET 27

8.4.5 *BACILLUS SUBTILIS*: GENERALISTA CON POTENCIAL BIODEGRADADOR DE PS Y PE 28

8.4.6 *ASPERGILLUS NIGER* COMO HONGO CON MAYOR EFICIENCIA SOBRE PE 29

8.4.7 SÍNTESIS DE LAS COMPARACIONES 31

8.4.8 FACTORES AMBIENTALES Y CONDICIONES DE CULTIVO QUE DETERMINAN LA EFICIENCIA DE LA BIODEGRADACIÓN 32

8.4.9 TEMPERATURA, PH Y DISPONIBILIDAD DE OXÍGENO 33

8.4.10 CONDICIONES QUE INHIBEN O POTENCIAN LA ACTIVIDAD ENZIMÁTICA 35

8.4.11 LA BRECHA ENTRE LABORATORIO Y CONDICIONES REALES 37

8.5 INOCUIDAD DE LOS PRODUCTOS DERIVADOS DE LA BIODEGRADACIÓN MICROBIANA DE MICROPLÁSTICOS: EVALUACIÓN TOXICOLÓGICA DE METABOLITOS INTERMEDIOS Y SU IMPLICACIÓN EN LA SEGURIDAD ALIMENTARIA HUMANA 38

8.5.1 PERFIL TOXICOLÓGICO DE LOS METABOLITOS INTERMEDIOS GENERADOS DURANTE LA BIODEGRADACIÓN DE PE, PS Y PET 38

8.5.2 MINERALIZACIÓN COMPLETA VERSUS DEGRADACIÓN PARCIAL: IMPLICACIONES PARA LA INOCUIDAD DEL PROCESO 41
8.5.3 VIABILIDAD DE LA BIODEGRADACIÓN MICROBIANA EN LA CADENA ALIMENTARIA: ENTRE EL POTENCIAL Y SU PRECAUCIÓN 43

9. CONCLUSIONES 46

10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 49

4. RESUMEN

La contaminación de los ecosistemas acuáticos por microplásticos se constituye en una amenaza creciente para la seguridad alimentaria humana, pues dichas partículas ingresan a la cadena alimentaria a través de organismos acuáticos consumidos directamente por el hombre y del agua empleada como materia prima en la producción de alimentos. Los métodos convencionales de remoción, como la filtración física y los tratamientos químicos oxidativos, tienen limitaciones técnicas y económicas que hacen necesario explorar alternativas biológicas. El presente trabajo es el resultado de una revisión bibliográfica descriptiva que tuvo como objetivo evaluar la viabilidad de la biodegradación microbiana como estrategia para la eliminación de microplásticos con énfasis en *Rhodococcus ruber*, comparado con *Pseudomonas putida*, *Bacillus subtilis* y *Aspergillus niger*, sobre polímeros como el PE, PS y PET, analizando también la inocuidad de los metabolitos generados en el contexto de la seguridad alimentaria. Los resultados de la revisión revelan que cada microorganismo tiene un perfil degradador diferenciado: *R. ruber* sobresale en la colonización y degradación del PE a través de la formación de biofilm; *P. putida* contribuye al metabolismo de monómeros provenientes del PET; *B. subtilis* promueve la degradación del PE y PS mediante la producción de biosurfactantes; y *A. niger* muestra las mayores tasas de pérdida de peso sobre PE en condiciones de laboratorio. Sin embargo, el análisis toxicológico de los metabolitos intermedios indica que la mineralización completa no siempre tiene lugar, siendo de especial preocupación los derivados del PS. La conclusión es que la biodegradación microbiana es una estrategia prometedora, pero que antes de su implementación en la cadena alimentaria se requieren estudios adicionales en condiciones reales.

Palabras clave: biodegradación microbiana, ecosistemas acuáticos, inocuidad, microplásticos, polímeros sintéticos.

5. ABSTRACT

The contamination of aquatic ecosystems by microplastics poses a growing threat to human food security, as these particles enter the food chain through aquatic organisms consumed directly by humans and through water used as a raw material in food production. Conventional removal methods, such as physical filtration and oxidative chemical treatments, have technical and economic limitations that necessitate exploring biological alternatives. This work is the result of a descriptive literature review that aimed to evaluate the viability of microbial biodegradation as a strategy for microplastic removal, with an emphasis on *Rhodococcus ruber*, compared to *Pseudomonas putida*, *Bacillus subtilis*, and *Aspergillus niger*, on polymers such as PE, PS, and PET. The safety of the metabolites generated was also analyzed in the context of food safety. The results of the review reveal that each microorganism has a distinct degradation profile: *R. ruber* excels in the colonization and degradation of PE through biofilm formation; *P. putida* contributes to the metabolism of monomers derived from PET; *B. subtilis* promotes the degradation of PE and PS through the production of biosurfactants; and *A. niger* exhibits the highest rates of weight loss on PE under laboratory conditions. However, toxicological analysis of intermediate metabolites indicates that complete mineralization does not always occur, with PS derivatives being of particular concern. The conclusion is that microbial biodegradation is a promising strategy, but further studies under real-world conditions are required before its implementation in the food chain.

Keywords: microbial biodegradation, aquatic ecosystems, safety, microplastics, synthetic polymers.

6. INTRODUCCIÓN

La contaminación por microplásticos se ha convertido en un problema ambiental de gran escala que afecta tanto a los ecosistemas acuáticos como a la salud humana. Estas partículas, definidas como fragmentos de partículas sólidas sintéticas de 5 mm, derivan de la fragmentación de plásticos de mayor volumen o ingresan directamente al entorno desde envases, cosméticos y textiles de uso cotidiano (Thevenon et al., 2014). Aunque históricamente este fenómeno se vinculó casi en exclusiva a los ecosistemas marinos, la situación actual demuestra su presencia sostenida en aguas continentales, redes de agua potable y diversas matrices vinculadas a la industria alimentaria.

Esta dispersión resulta alarmante debido a que el agua constituye como recurso vital. El cual es considerado un insumo indispensable en todas las etapas de la cadena de producción de alimentos. Desde las prácticas acuícolas hasta el procesamiento industrial y la potabilización, la calidad hídrica determina de manera directa la inocuidad del producto final. En consecuencia, la intrusión de microplásticos en estas fuentes hídricas implica que el contaminante puede incorporarse a los artículos destinados al consumo, elevando el problema ecológico a un desafío tangible de salud alimentaria.

Múltiples investigaciones documentan la infiltración de estas partículas en alimentos y bebidas, detectándose en bivalvos, productos del mar y agua de consumo, lo cual ha intensificado el escrutinio sobre sus repercusiones sanitarias (Smith et al., 2018). Los organismos acuáticos ingieren estas partículas, introduciéndolas en la red trófica y facilitando la exposición humana a través de la dieta. Este escenario complejiza la problemática, ya que entrelaza la degradación del medio ambiente con la exposición crónica de las poblaciones y la urgencia de implementar medidas preventivas dentro de los sistemas de producción.

Sumado a la intrusión física, existe una profunda preocupación por la capacidad de los microplásticos para interactuar fisicoquímicamente con su entorno. Al comportarse como vectores que adsorben y transportan otros contaminantes químicos, se reafirma la necesidad de evaluar su impacto bajo un enfoque higiénico-sanitario, y no solo ecológico (Prata et al., 2020). Si bien persisten interrogantes sobre las consecuencias toxicológicas a largo plazo, la mera presencia de estos polímeros en la cadena alimentaria constituye una justificación ineludible para su investigación exhaustiva.

Ante este panorama, se han implementado diversas técnicas físicas y químicas para la remediación hídrica, tales como la filtración o la oxidación avanzada. No obstante, su eficacia presenta limitaciones en función de diversas variables. La capacidad de retención decae drásticamente frente a partículas de menor tamaño, y varios de estos tratamientos exigen altos costos energéticos y operativos, acompañados de la generación de residuos secundarios que merman su viabilidad ecológica (Singh et al., 2021). Por consiguiente, los sistemas convencionales resultan insuficientes para garantizar la seguridad y sostenibilidad exigidas en los procesos productivos.

Debido a estas restricciones técnicas, ha surgido un marcado interés en la biodegradación microbiana como una alternativa sustentable. Este paradigma no busca aislar el contaminante del líquido, sino transformarlo metabólicamente. El proceso se fundamenta en la capacidad de ciertas cepas para colonizar las superficies plásticas, establecer biopelículas y secretar enzimas que catalizan la ruptura estructural del polímero (Danso et al., 2019). Esta dinámica demuestra una prometedora línea de investigación en la relación de la microbiología ambiental y alimentaria.

En la literatura científica, destacan agentes biológicos como *Rhodococcus ruber*, *Pseudomonas putida*, *Bacillus subtilis* y *Aspergillus niger* por su potencial degradativo. Estas especies han demostrado distintas aptitudes para interactuar con fracciones plásticas gracias a su maquinaria enzimática, capacidad de formar biopelículas y adaptabilidad ambiental (da Silva et al., 2024). En particular, *Rhodococcus ruber* sobresale por su probada eficacia en la colonización y fragmentación de polietileno, consolidándose como un microorganismo de estudio prioritario en esta área (Gilan et al., 2004).

A pesar de estos hallazgos, la eficacia demostrada en condiciones de laboratorio experimentales no garantiza una extrapolación directa ni inmediata a los entornos de producción alimentaria. Subsisten interrogantes críticas respecto al comportamiento de estos microorganismos en matrices alimentarias complejas, su espectro de acción frente a distintos polímeros y las condiciones fisicoquímicas óptimas para su metabolismo. Asimismo, es imperativo evaluar la naturaleza y toxicidad de los compuestos intermedios generados durante la despolimerización antes de avalar estas metodologías desde los estándares de inocuidad.

Por consiguiente, la relevancia de esta temática trasciende la simple catalogación de microorganismos degradadores; radica en validar la viabilidad y seguridad de estos procesos biológicos en contextos aplicados a la producción. Abordar los microplásticos desde la microbiología de alimentos resulta crucial para vincular la remediación ambiental con la protección directa del consumidor, asegurando que la calidad de los recursos hídricos empleados en el procesamiento no represente un riesgo sanitario.

Para lograrlo, resulta necesario organizar y sistematizar la vasta información existente sobre estos agentes biológicos y su aplicabilidad. Una revisión exhaustiva de la literatura permite

estructurar el conocimiento disperso, contrastar evidencias y exponer las brechas de investigación actuales. Paralelamente, proporciona un marco teórico que clarifique cuáles microorganismos y polímeros cuentan con mayor respaldo científico, así como los obstáculos técnicos que aún deben superarse para su implementación segura.

Finalmente, este nivel de análisis sienta las bases teóricas para el desarrollo de estrategias más sustentables en el tratamiento de aguas y la industria alimentaria. Frente a la ineficacia de los métodos convencionales y la incesante expansión de la contaminación plástica, resulta lógico priorizar alternativas tecnológicas que exhiben un potencial comprobado. Aunque la biodegradación microbiana se encuentra en fase de optimización y no constituye aún una solución definitiva, representa una línea de investigación de innegable rigor científico y relevancia práctica que exige un estudio detallado.

7. OBJETIVOS

7.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar la viabilidad y efectividad de la biodegradación microbiana con énfasis en *Rhodococcus ruber* como estrategia para la eliminación de microplásticos, con el fin de garantizar la inocuidad y calidad de los productos alimenticios.

7.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Identificar el papel de los sistemas acuáticos como la principal vía de ingreso de microplásticos a la cadena alimentaria, analizando las limitaciones de los métodos de remoción convencionales para justificar la implementación de estrategias biológicas.
2. Evaluar la capacidad metabólica y eficiencia de degradación de microorganismos seleccionados con énfasis en *Rhodococcus ruber*, comparado con *P. putida*, *B. subtilis* y *A. niger* sobre polímeros como PE, PS y PET en condiciones controladas.
3. Determinar la inocuidad de los productos finales derivados de la biodegradación microbiana, evaluando la toxicidad de los metabolitos generados para garantizar que el proceso no comprometa la seguridad alimentaria humana.

8. MARCO TEÓRICO

8.1 SISTEMAS ACUÁTICOS COMO PRINCIPAL VÍA DE INGRESO DE MICROPLÁSTICOS A LA CADENA ALIMENTARIA Y LIMITACIONES DE LOS MÉTODOS DE REMOCIÓN CONVENCIONALES

8.1.1 LOS SISTEMAS ACUÁTICOS COMO PRINCIPAL VÍA DE INGRESO DE MICROPLÁSTICOS A LA CADENA ALIMENTARIA

La presencia de los microplásticos en los sistemas acuáticos constituye una de las principales problemáticas ambientales que tienen mayor relevancia en el contexto contemporáneo. Para llegar a comprender la magnitud e importancia de este tipo de contaminación es necesario identificar con precisión las fuentes desde las cuales estas partículas se originan y llegan a ingresar a los cuerpos de agua ya sean estos continentales o marinos. La producción global de plástico ha sufrido un crecimiento exponencial desde mediados del siglo XX, pasando de 1.5 millones de toneladas en 1950 a cifras muy elevadas en la actualidad llegando a 400 millones de toneladas anualmente, a pesar de estas cifras no se ha presentado una reducción significativa (Pal et al., 2025). Este tipo de producción a escalas excesivas, combinada con una gestión ineficiente de los residuos plásticos, esto ha provocado que se dé una acumulación progresiva de material plástico en todos los aspectos ambientales, de tal manera siendo los ecosistemas acuáticos los receptores finales de una proporción significativa de tales desechos.

Los microplásticos se clasifican en dos categorías basándose en su tipo de origen, estos son: primarios y secundarios. Los microplásticos primarios son aquellos fabricados deliberadamente a escala microscópica los cuales suelen ser usados en productos comerciales, tales como las microesferas presentes en diversos cosméticos, productos relacionados al cuidado o aseo personal, detergentes y pesticidas, a su vez también se presenta las microfibras las cuales son desprendidas al

momento de lavar ropa sintética, generalmente toda esta clase de residuos son denominados como partículas de polietileno (PE), polipropileno (PP) y poliestireno (PS); por otro lado los microplásticos secundarios son producidos por diversos procesos físicos, químicos y biológicos que al momento de que se realizan dan como efecto de la fragmentación de residuos plásticos primarios (Narwal & Kakakhel, 2025).

En este caso los microplásticos primarios son aquellos que más predominan en el ingreso a los ecosistemas acuáticos donde se incluyen los océanos, los lagos y ríos (McCormick et al., 2020) de los cuales se crean a través de las descargas de baños domésticos, a la vez uno los más grandes contaminantes diarios son las plantas de tratamiento de aguas residuales ya que tales descargan alrededor de 65 millones de microplásticos de forma diaria a los medios acuáticos (Conley et al., 2019). Tales cifras son alarmantes, ya que dicha agua tratada se vierte de forma directa en ríos y estuarios, los cuales en diversos casos también son aquellos que abastecen los sistema de producción de alimentos de diversos comercios dedicados a tal actividad.

Las escorrentías urbanas constituyen un vector de transporte de suma trascendencia para el ingreso de contaminantes a los ecosistemas. Durante los episodios de precipitación, el flujo hídrico moviliza hacia las redes de drenaje una carga sustancial de microplásticos depositados en superficies antropizadas, tales como vías de tránsito, cubiertas arquitectónicas y áreas de uso público. Entre estos contaminantes destacan, por su volumen, las partículas derivadas de la abrasión de neumáticos, los polímeros integrados en materiales de construcción, los recubrimientos de señalización vial y los detritos plásticos derivados de una gestión ineficiente de residuos sólidos (Pal et al., 2025). A este fenómeno se añade una fuente que históricamente ha sido subestimada: la lixiviación de microfibras provenientes del lavado de textiles sintéticos compuestos por polímeros como el poliéster, el nailon y el acrílico. Durante los ciclos de lavado, estos materiales desprenden

miles de unidades fibrosas que eluden los sistemas de filtración domésticos, incorporándose directamente a los efluentes de alcantarillado. Diversas investigaciones documentaron que una carga de 6 kg de prendas sintéticas puede liberar alrededor de 700.000 microfibras por ciclo de lavado, dependiendo del tipo de tejido, lo que posiciona a la industria textil como una de las fuentes más relevantes de microplásticos en los ecosistemas acuáticos (Napper & Thompson, 2016).

A escala global, se ha calculado que entre 4.8 y 12.7 millones de toneladas de residuos plásticos provenientes de diversas actividades costeras ingresan a los océanos cada año a través de las múltiples rutas ya mencionadas, siendo precisamente los ríos los principales conductores de esta transferencia desde el continente hacia el ambiente marino. Los ríos actúan como corredores de transporte que van concentrando los aportes de múltiples fuentes tanto difusas como puntuales ubicadas a lo largo de sus cuencas hidrográficas, desembocando en zonas costeras y estuarinas de alta productividad biológica y gran valor pesquero (Ali et al., 2024). Una vez presentes en el entorno marino, las corrientes oceánicas se encargan de redistribuir dichas partículas a una escala prácticamente planetaria, lo cual explica en gran medida el hallazgo de microplásticos incluso en regiones remotas como el Ártico, la Antártida y en las zonas más profundas del mar (Yadav et al., 2025), evidenciando con esto que ningún ecosistema acuático ha quedado exento de esta forma de contaminación.

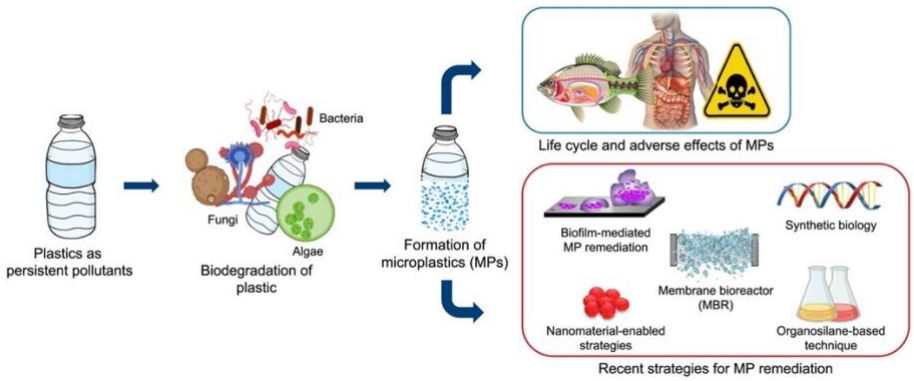


Figura 1. Dinámica de los microplásticos en sistemas acuáticos*: formación, impacto en la cadena alimentaria y alternativas de remediación. Fuente: (Ali, Elsamahy, Al-Tohamy, & Sun, 2024)*

8.2 LIMITACIONES DE LOS MÉTODOS CONVENCIONALES DE REMOCIÓN DE MICROPLÁSTICOS

La eliminación de microplásticos del agua potable y su uso en industrias de alimentos es, actualmente, un tema de particular importancia. Las estructuras creadas para la purificación del agua en el pasado no están preparadas para manejar problemas similares a los que estamos enfrentando, ya que fueron creadas para eliminar sustancias como sólidos suspendidos, turbiedad, materia orgánica y microorganismos. Esto ha mostrado una limitación frente a la multiforme variedad de tamaños, formas y composiciones de partículas de plásticos (Iyare et al., 2020). A pesar de que la tecnología convencional puede mitigar los efectos de las partículas, son pocos los casos en los que las pequeñas y minúsculas fracciones son erradicadas. Por lo general, el plástico no se elimina del sistema, sino que se traslada a otras fases, siendo depositado en lodos u otro residuo concentrado. Es necesario buscar alternativas, por ende, que suplan las deficiencias de las tecnologías convencionales (Iyare et al., 2020).

En la categoría de barreras físicas, tenemos la filtración como la herramienta principal. Utiliza mallas y membranas para retener las partículas. Sin embargo, sus limitaciones se vuelven evidentes cuando se trata de partículas muy pequeñas y microplásticos (Ali et al., 2024). En la práctica, las minúsculas partículas causan complicaciones operativas, como la colmatación y ensuciamiento constante que reducen la fluidez del sistema. La alta eficiencia de algunos filtros no garantiza una solución, ya que depende en gran medida de las condiciones de las aguas tratadas y de su correcto funcionamiento integral (Negrete Velasco et al., 2025). Por su parte, la sedimentación también tiene su limitación en la misma dirección, debido a la base gravitatoria del proceso. Asumiendo que todas las partículas caerán al fondo, olvida que muchos polímeros comunes, tales como el polietileno y el polipropileno, tienen densidad muy baja que les permite flotar. Además,

mientras que las esferas pueden ser separadas de este modo con facilidad, las fibras y otras formas irregulares evaden esta etapa (Iyare et al., 2020). Como último método en esta categoría, la flotación por aire disuelto trata de levantar partículas con ayuda de microburbujas de aire, aunque su eficiencia varía mucho en dependencia de la morfología, rugosidad y tipo del plástico, por lo que no se puede hablar de una tecnología universal (Swart et al., 2022).

Considerando los aspectos químicos de eliminación, la coagulación-floculación es una metodología estudiada extensivamente hasta ahora debido a su uso cotidiano en la mayoría de potabilizadoras de agua. Su principal idea es la neutralización de cargas para la formación de conglomerados y su posterior eliminación. La dificultad de este método está en que no existe una receta única. Hay que ajustarse cuidadosamente a la combinación de tipos de coagulante, pH, presencia de materia orgánica y propiedades del plástico, que pueden variar en cada caso particular. Menores cambios en los procedimientos afectan significativamente los resultados obtenidos (Wiśniowska et al., 2024). Un factor aún más preocupante es que este método tampoco elimina completamente el contaminante, sino que sólo lo transforma en lodo junto con otros elementos. Este hecho causa el aumento de problemas operativos en las etapas siguientes del tratamiento y aumenta la carga contaminante de lodos. Al mismo tiempo, la eliminación en sí misma no es completamente eficiente y puede impedir procedimientos como la ultrafiltración.

Por lo tanto, se considera otra opción. Para una eliminación más activa del problema, se propuso utilizar métodos de oxidación avanzada como ozonación o Fenton, los cuales deben eliminar plásticos por medio del uso de reactivos altamente activos. La idea parece buena, ya que la mineralización total raras veces es alcanzada. En general, los tratamientos de este tipo proporcionan solo una oxidación superficial o el rompimiento del material a partículas aún más pequeñas (Jeong et al., 2023). Muchos de sus éxitos son el resultado de trabajo en laboratorio que, de hecho, es

imposible reproducir. El verdadero peligro consiste en la posible formación de compuestos intermedios desconocidos que, por otra parte, podrían crear un mayor número de micropartículas para retirar. Sumando a esto el alto costo energético y uso de reactivos bajo estricto control de los procesos, es fácil entender que estos procedimientos deben ser aplicados con mucha cautela (Dos Santos et al., 2023).

Los microplásticos, cuya eliminación es problemática y requiere enfoques totalmente nuevos, constituyen el talón de Aquiles de estos métodos. Estas partículas son estables, muestran un caótico movimiento browniano y pueden fácilmente pasar las barreras físicas establecidas. A pesar de la implementación de modernización en las plantas de potabilización de agua, los microplásticos, se mantienen como una fuerte amenaza para el agua potable (Xu et al., 2024). Tratamientos convencionales, utilizados para mayores fracciones del plástico, en el caso de las microplásticos resultan inadecuados, por lo que nuevas metodologías deben ser consideradas. Todas estas evidencias representan la existente infraestructura ya no corresponde a las modernas demandas en términos de agua de alta calidad. Elevado costo, simple transferencia al lodo e incapacidad para retirar microplásticos hacen estas tecnologías insuficientes como única alternativa. Para la protección del recurso, se necesita encontrar otras metodologías emergentes y auxiliares, por ejemplo, biodegradación microbiana (Ali et al., 2024).

8.3 LA BIODEGRADACIÓN MICROBIANA COMO ALTERNATIVA SOSTENIBLE: JUSTIFICACIÓN DE SU IMPLEMENTACIÓN

Los tratamientos convencionales para el agua tienen limitaciones, no solo basta con separar los microplásticos físicamente. También hay que considerar estrategias para transformarlos. Los métodos tradicionales son costosos y generan residuos secundarios. Entonces, es necesario considerar alternativas más sostenibles (Yadav et al., 2025). Los métodos biológicos son una opción

prometedora. Utilizan mecanismos naturales para reducir la permanencia de contaminantes en el ambiente. Esto se debe a que ciertos microorganismos, como bacterias y hongos, pueden descomponer materiales plásticos (Khurana et al., 2025). El proceso comienza con la adhesión de los microorganismos a la superficie del plástico. Luego, se forman biopelículas y se liberan enzimas que debilitan la estructura del material (Sivan et al., 2006).

Un ejemplo es la bacteria *Rhodococcus ruber* la cual puede colonizar y degradar el polietileno de manera paulatina (Sivan et al., 2006). La biodegradación microbiana es sostenible, ya que no requiere de condiciones extremas de operación ni de compuestos químicos agresivos. Además, busca transformar el material en lugar de trasladarlo a otras matrices (Yadav et al., 2025). La biodegradación microbiana es una opción valiosa para complementar los sistemas tradicionales de tratamiento. Es especialmente útil en casos donde estos sistemas tienen limitaciones técnicas o ambientales. En la industria alimentaria, esta alternativa es particularmente relevante ya que permite pensar en estrategias más sostenibles y seguras (Ullah et al., 2024).

Aunque su aplicación a gran escala requiere mayor respaldo científico, la literatura reciente destaca el potencial de microorganismos como *Rhodococcus ruber* para contribuir al control de la contaminación en matrices relacionadas con la producción de alimentos (Ullah et al., 2024). Sin embargo, la viabilidad de esta tecnología no depende solo de identificar microorganismos capaces de degradar plásticos. También hay que comprender qué ocurre con las sustancias que se generan durante ese proceso. La actividad metabólica produce nuevos compuestos que deben ser analizados. Por lo tanto, es importante revisar los posibles efectos de los productos derivados de la biodegradación microbiana y analizar su relación con la inocuidad alimentaria (Khurana et al., 2025).

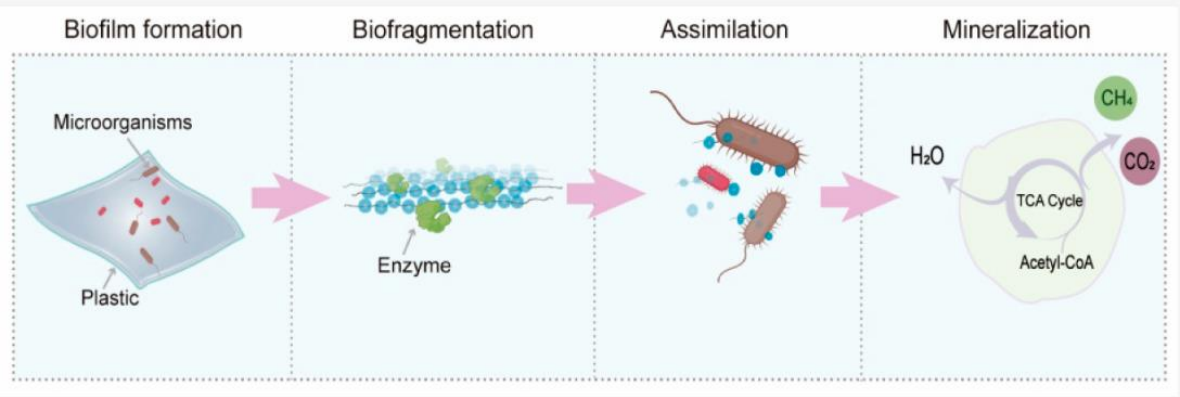


Figura 2 Vías de degradación microbiana de los residuos plásticos*.Fuente: (Lv et al., 2024)*

8.4 CAPACIDAD METABÓLICA Y EFICIENCIA DE BIODEGRADACIÓN MICROBIANA DE MICROPLÁSTICOS: ANÁLISIS COMPARATIVO DE *RHODOCOCCUS RUBER*, *PSEUDOMONAS PUTIDA*, *BACILLUS SUBTILIS* Y *ASPERGILLUS NIGER* SOBRE POLÍMEROS SINTÉTICOS EN CONDICIONES CONTROLADAS

8.4.1 MECANISMOS METABÓLICOS Y ENZIMÁTICOS IMPLICADOS EN LA BIODEGRADACIÓN DE POLÍMEROS SINTÉTICOS

Es necesario conocer qué ocurre a nivel bioquímico desde el momento que la célula microbiana entra en contacto con la superficie plástica para poder evaluar la eficiencia de cualquier microorganismo en la degradación de microplásticos. Este proceso no es instantáneo ni sencillo, ya que implica una serie de sucesos físicos, químicos y metabólicos, que se producen de forma progresiva y dependen tanto de las características del polímero como de las capacidades enzimáticas del microorganismo de que se trate.

La creación de una biopelícula, que ocurre después de que los microorganismos se adhieren a la superficie plástica, es el primer acontecimiento que inicia la biodegradación. Se cree que esta etapa es esencial porque posibilita que el microorganismo tenga un contacto estrecho y duradero con el sustrato polimérico, lo cual es esencial para que las enzimas extracelulares puedan operar de

manera efectiva sobre la superficie del polímero. La formación del biofilm no es un evento fortuito, sino que está mediada por la superficie de la célula bacteriana, que es hidrofóbica. Esto permite que el biofilm se adhiera a superficies con una naturaleza hidrofóbica similar, como los plásticos comunes (Sivan, 2011). Se documentó con exactitud esta dinámica para *Rhodococcus ruber* en una de las primeras investigaciones acerca de la biodegradación microbiana del polietileno. (Gilan et al., 2004) encontraron que la cepa C208 de esta bacteria "produjo una biopelícula en la superficie del polietileno y descompuso hasta un 8% (en términos gravimétricos) de la poliolefina durante un periodo de incubación de 30 días", lo cual fue una prueba temprana y clara de la íntima conexión entre el desarrollo de biopelículas y la actividad degradativa en dicha especie.

Después de que se establece el biofilm, los microorganismos empiezan a segregar un conjunto de enzimas extracelulares que tienen como función iniciar la despolimerización del plástico, es decir, la ruptura de los enlaces covalentes que unen entre sí las cadenas poliméricas de alta masa molecular. El tipo de enzimas involucradas depende del tipo de polímero sobre el que actúan y, actualmente, la literatura científica reconoce al menos cuatro familias enzimáticas como las más importantes en este proceso: las lacasas, las hidroxilasas de alcanos, las esterasas y las lipasas (Ghatge et al., 2020; Putcha & Kitagawa, 2024). En el caso particular del polietileno (PE), según los datos disponibles, las lacasas y las hidroxilasas de alcanos son los biocatalizadores que han resultado más relevantes. Los estudios de acoplamiento molecular han permitido detallar el funcionamiento de estos sistemas: la lacasa interactúa con la superficie del PE y cataliza una serie de transferencias electrónicas que conducen a la incorporación de grupos funcionales oxigenados principalmente alcoholes y aldehídos sobre la cadena polimérica, desencadenando su progresiva despolimerización (Ghatge et al., 2020; Putcha & Kitagawa, 2024). Las hidroxilasas de alcanos (familia AlkB) por su parte oxidan las cadenas de n-alcanos hasta dar los correspondientes alcoholes

y ácidos carboxílicos, los cuales son metabolizados posteriormente mediante la ruta de la β-oxidación (Ghatge et al., 2020).

Cabe hacer especial énfasis en el rol de los grupos carbonilo en la iniciación de la biodegradación del PE. Se ha documentado que la fotooxidación previa del polímero, ya sea por exposición a radiación UV ambiental o por tratamientos de laboratorio, genera residuos carbonílicos sobre la superficie del plástico que actúan como sitios de ataque preferencial para las enzimas microbianas. (Ghatge et al., 2020) comprobaron que "en los espectros FTIR del PE fotooxidado con UV incubado con la cepa C208 de *Rhodococcus ruber* se apreció que la formación de los residuos carbonílicos en la superficie del PE fotooxidado desempeña un papel importante en el inicio de la biodegradación". Esta observación tiene implicaciones prácticas importantes: sugiere que el grado de oxidación ambiental preexistente en los microplásticos condiciona en parte la velocidad a la cual los microorganismos pueden iniciar su degradación en condiciones reales, lo que explica por qué partículas de plástico más envejecidas o expuestas al sol resultan en general más susceptibles a la acción microbiana que los plásticos vírgenes.

Los mecanismos enzimáticos descritos para el poliestireno (PS) son diferentes, pero igual de complejos. Las revisiones más recientes sobre la bioquímica de degradación de plásticos han señalado que las peroxidasas y las lacasas son las enzimas responsables principalmente de la oxidación en los carbonos α y β de la cadena del PS, mientras que las lipasas y esterasas juegan un papel indispensable en la escisión de la cadena polimérica (Gates & Crook, 2024). Investigaciones realizadas con Pseudomonas spp. obtenidas del intestino de larvas de Zophobas atratus demostraron que la inhibición de estas enzimas causó que el microorganismo no pudiera degradar el PS, lo que verificó de manera experimental su papel fundamental en este proceso (Austin et al., 2018; Han et al., 2017). Además, se ha sugerido que las dioxigenasas de apertura del anillo aromático

actúan como ruta secundaria en el catabolismo de PS, aunque esta ruta parece ser menos predominante que la oxidación en las posiciones α y β de la cadena principal. A continuación se muestran las rutas metabólicas de los plásticos PS.

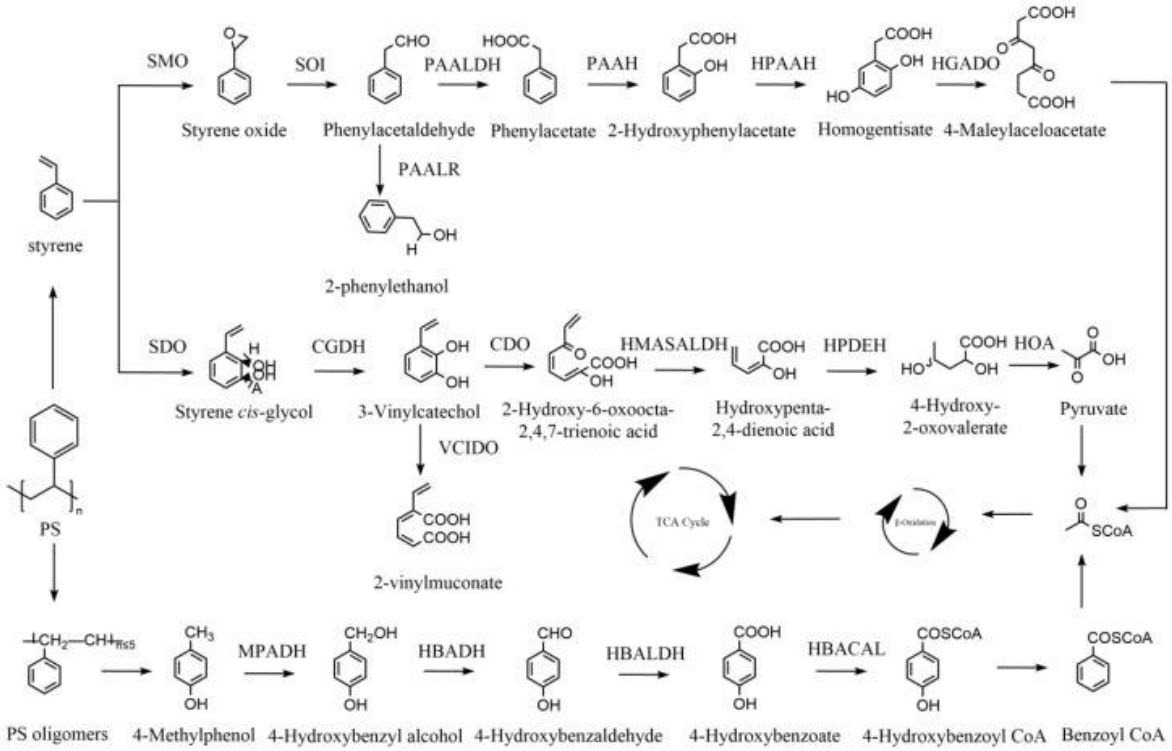


Figura 3 Rutas metabólicas de los plásticos de poliestireno (PS). *Fuente: (Lv et al., 2024).*

El caso del tereftalato de polietileno (PET) es probablemente el mejor caracterizado a nivel molecular. En 2016, el descubrimiento de *Ideonella sakaiensis*, una bacteria capaz de utilizar el PET como fuente de carbono y energía, cambió por completo la comprensión científica de la biodegradación de este polímero al identificar por primera vez una enzima específica para su hidrólisis: la PETasa. Esta enzima, perteneciente a la familia de las serín hidrolasas, actúa a través de un mecanismo de dos pasos catalizado por una tríada catalítica típica de enzimas hidrolasas (Ser-His-Asp) en su sitio activo, liberando como productos intermedios el bis-hidroxietil tereftalato (BHET) y el mono-hidroxietil tereftalato (MHET), que son procesados posteriormente por una segunda enzima llamada MHETasa hasta obtener los monómeros finales: ácido tereftálico y etilenglicol

(Austin et al., 2018; Han et al., 2017). Como señalan (Danso et al., 2019), "las enzimas disponibles actúan principalmente sobre los polímeros de alto peso molecular de tereftalato de polietileno (PET) y poliuretano basado en éster (PUR)", lo que en la práctica implica que el PET es actualmente el polímero sobre el cual hay mayor claridad sobre los mecanismos de degradación enzimática, a diferencia de los polímeros como el PE y el PS, cuyas vías de catabolismo microbiano siguen siendo motivo de debate e investigación activa. A continuación de detallan las rutas metabólicas de los plásticos de tereftalato de polietileno (PET).

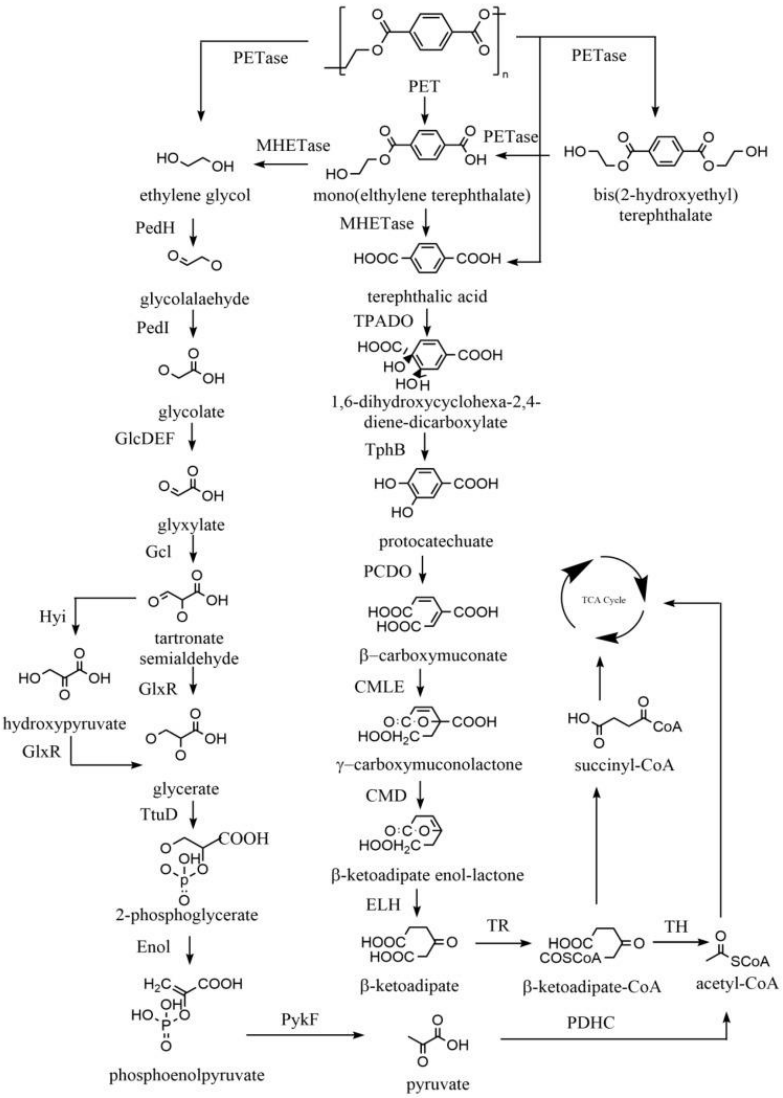


Figura 4 Rutas metabólicas de los plásticos de tereftalato de polietileno (PET). *Fuente: (Lv et al., 2024).*

Independientemente de los mecanismos específicos de cada polímero, es importante hacer notar que la biodegradación microbiana de los plásticos, generalmente, no opera como un proceso de una sola etapa ni depende de la acción de un único sistema enzimático. Por el contrario, los estudios actuales revelan un proceso en cascada que comienza con la adhesión celular y la formación del biofilm y continúa con la acción de enzimas oxidativas extracelulares que modifican la superficie del polímero y reducen su masa molecular, para terminar con la asimilación intracelular de los oligómeros y monómeros generados, que son incorporados al metabolismo central del microorganismo como fuentes de carbono y energía (Amobonye et al., 2021; Ghatge et al., 2020). Esta naturaleza secuencial y multienzimática del proceso explica por qué las condiciones ambientales tales como temperatura, pH, disponibilidad de oxígeno y la presencia de coinductores metabólicos tienen una influencia tan determinante sobre la eficiencia global de la biodegradación.

8.4.2 EFICIENCIA DEGRADADORA COMPARATIVA DE RHODOCOCCUS RUBER, PSEUDOMONAS PUTIDA, BACILLUS SUBTILIS Y ASPERGILLUS NIGER SOBRE PE, PS Y PET.

Establecidos los mecanismos bioquímicos generales que sustentan la biodegradación de los polímeros sintéticos, resulta pertinente analizar de forma comparativa, el desempeño de cada uno de los microorganismos seleccionados frente a los tres tipos de plástico de mayor relevancia en la cadena alimentaria, a saber, el polietileno (PE), el poliestireno (PS) y el tereftalato de polietileno (PET), cuando se enfrentan a ellos experimentalmente. De esta comparación depende en gran medida la viabilidad de seleccionar o combinar cepas para su aplicación en contextos reales de tratamiento de agua y seguridad alimentaria. De entrada se debe indicar que los datos disponibles muestran diferencias notables entre microorganismos, pero también entre estudios llevados a cabo con la misma cepa, lo que se explica por las variaciones en los materiales plásticos empleados, los

métodos de medición y las condiciones experimentales aplicadas en cada investigación (Tao et al., 2023).

8.4.3 RHODOCOCCUS RUBER PRINCIPAL COLONIZADOR DEL POLIETILENO

Rhodococcus ruber es uno de los microorganismo con mayor evidencia reportada en la literatura científica como una cepa bacteriana con mayor potencial en la degradación de polietileno. Las primeras caracterizaciones experimentales serias datan de la década del 2000, cuando Sivan et al., (2006) reportaron que la cepa C208 de esta bacteria "degradó el polietileno a una tasa de 0,86% por semana (r^2=0,98)" con adherencia inmediata a la superficie del poliolefín y formación de microcolonias organizadas en estructuras tridimensionales maduras a los 20 días de incubación. Aunque esta tasa puede parecer modesta en términos absolutos, la consistencia estadística del dato reflejada en el alto coeficiente de determinación reportado y la capacidad demostrada de mantener un biofilm viable por más de 60 días la convierten en un resultado de referencia en la literatura sobre biodegradación de PE (Sivan et al., 2006).

Estudios posteriores confirmaron estos hallazgos. Sivan & Mor, (2008) continuaron trabajando con la cepa C208, y mostraron que también presenta alta afinidad por el poliestireno, formando biofilm sobre su superficie e induciendo una biodegradación parcial del polímero, con pérdidas de peso del 0,8% en películas de PS tras ocho semanas de incubación. Aunque pequeño, este valor es importante si se considera que hasta ese momento se pensaba que el PS prácticamente no se biodegradaba (Sivan & Mor, 2008). La variabilidad entre estos y otros valores reportados en la literatura es un patrón ampliamente reconocido: las tasas de biodegradación del PE medidas como pérdida de peso variaron considerablemente entre 1,8 y 36%, debido a diferencias en los materiales plásticos utilizados, la duración de la incubación y los métodos de caracterización utilizados en cada investigación (Tao et al., 2023).

En cuanto a las condiciones óptimas para *R. ruber*, la cepa C208 crece bien a temperaturas de 25 a 37°C y a un pH cercano a la neutralidad (6,5–7,5). Su alta hidrofobicidad superficial celular regula la adhesión inicial al PE, y se ha demostrado que la presencia de grupos carbonilo en la superficie del polímero los cuales generados por fotooxidación previa que acelera significativamente la tasa de degradación (Ghatge et al., 2020). Su principal limitación radica en que la degradación ocurre esencialmente en la superficie del polímero, lo que da lugar a tasas netas de pérdida de masa relativamente bajas cuando se evalúan en períodos cortos, posiblemente subestimando su efecto real sobre la modificación estructural del polímero (Putcha & Kitagawa, 2024).

8.4.4 *PSUEDOMONAS PUTIDA* Y SU VERSATILIDAD METABÓLICA ORIENTADA AL PET

La fortaleza de *R. ruber* radica principalmente en la colonización y degradación del PE, mientras que la fortaleza de *Pseudomonas putida* es especialmente notable en su capacidad metabólica para procesar los monómeros generados por la hidrólisis del PET. En cuanto a la degradación directa del polímero, *P. putida* no produce de forma nativa las enzimas PETasa o MHETasa necesarias para hidrolizar el PET, pero su valor radica en que puede metabolizar eficientemente el ácido tereftálico (TPA) y el etilenglicol (EG), que son precisamente los productos finales de dicha hidrólisis y que son inhibidores para otros microorganismos del consorcio (Brandenberg et al., 2022).

Esta función fue probada experimentalmente por Qi et al., (2021) en un trabajo publicado en Frontiers in Microbiology, donde se construyó un consorcio artificial de cuatro especies que consistía en dos cepas de *B. subtilis* modificadas para secretar PETasa y MHETasa, Rhodococcus jostii para reducir la inhibición por TPA, y *P. putida* para metabolizar el EG. Los resultados mostraron que

“con el consorcio de cuatro especies, la pérdida de peso de la película de PET alcanzó el 23,2% a temperatura ambiente.”, lo que representa una mejora considerable con respecto al 13.6% conseguido con sólo las dos cepas de *B. subtilis*. Este dato subraya una cosa importante que *P. putida* no funciona como degradador primario del PET, sino como facilitador metabólico, lo que hace que el proceso global sea más eficiente eliminando cuellos de botella inhibidores.

Las condiciones óptimas para que *P. putida* muestre estas habilidades se encuentran a temperaturas de 30 a 37 °C, con un pH de aproximadamente 7,5 y en presencia de fuentes adecuadas de nitrógeno y minerales (Brandenberg et al., 2022). También posee fortaleza gracias a su resistencia frente a condiciones ambientales variables y su amplio arsenal metabólico, características que la han consolidado como organismo de referencia en bioprocesos industriales. Su limitación más evidente, sin embargo, es que requiere ingeniería metabólica o combinación con otras cepas para lograr una degradación completa del PET, ya que por sí sola no puede romper la cadena polimérica original (Wilkes & Aristilde, 2017).

8.4.5 *BACILLUS SUBTILIS*: GENERALISTA CON POTENCIAL BIODEGRADADOR DE PS Y PE

Lo que diferencia a Bacillus subtilis de los anteriores, es que es una bacteria esporulante con una gran capacidad de producción de biosurfactantes, en particular la surfactina, que disminuye la tensión superficial entre la célula y el polímero, mejorando la accesibilidad enzimática a la superficie plástica en forma notable. Esta característica la hace especialmente útil para la degradación de plásticos con alta hidrofobicidad como el PE y el PS (Vimala & Mathew, 2016).

Los datos experimentales específicos muestran que la inoculación de películas de PE pretratadas con luz UV junto con *B. subtilis* y su biosurfactante dio lugar a una pérdida de peso del

9,26% en 30 días, a 32°C y 180 rpm de agitación, tal y como demostraron (Vimala & Mathew, 2016). Por otra parte, un estudio que evaluó tres cepas bacterianas sobre materiales plásticos reportó que "después de 20 días de biodegradación…*B. subtilis ATCC 6051*, el porcentaje de pérdida de peso plástico fue…30%", siendo la cepa con mayor eficiencia comparada frente a *Bacillus cereus ATCC 11778* y *Staphylococcus aureus ATCC 25923* en el mismo experimento (Tousizadeh et al., 2025). Además, (Kim et al., 2025) observaron que en la cepa *B. subtilis DCP04* había una relación positiva entre la actividad de lacasa y peroxidasa de manganeso y la pérdida de peso medible en películas de polietileno de baja densidad (LDPE), lo que confirma el papel enzimático directo de esta bacteria en la degradación del PE.

En el caso de PS, los resultados con *B. subtilis* son más variables. Investigaciones recientes demuestran que la actividad degradadora se ve favorecida por condiciones de temperatura que oscilan entre los 28 y los 37 °C, y un pH óptimo de 6,5–7,0 (Al-Otaibi et al., 2025; da Silva et al., 2024). Su principal ventaja respecto a otras cepas es la producción de biosurfactantes y esporas, que le confieren resistencia a condiciones adversas y facilitan su aplicación en ambientes con variabilidad fisicoquímica. De forma nativa, su actividad sobre PET es escasa, como limitación, y requiere modificación genética para expresar hidrolasas específicas, como fue demostrado en el consorcio de (Qi et al., 2021).

8.4.6 *ASPERGILLUS NIGER* COMO HONGO CON MAYOR EFICIENCIA SOBRE PE

Dentro del grupo de los microorganismos evaluados, *Aspergillus niger* ocupa una posición particular: es el único hongo del conjunto, y su arsenal enzimático difiere sustancialmente del de las bacterias anteriores. Produce lacasa, peroxidasa de manganeso, esterasas y cutinasas, un conjunto

de enzimas que lo convierte en uno de los microorganismos con mayor potencial documentado para la degradación del PE (Khatua et al., 2024)

Los datos experimentales más recientes son llamativos, según Ahmed et al., (2025) que publicaron en la revista Polymers (MDPI) un estudio en el que se menciona: " tras un mes en medio líquido, *A. niger* indujo una pérdida de peso del polietileno del 45,62 ± 0,21 %.", mientras que en suelo la pérdida de peso fue de 9,09% tras dos meses. Los análisis de termogravimetría (TGA), espectroscopía FTIR y microscopía electrónica de barrido (SEM) confirmaron cambios estructurales consistentes con una degradación real del polímero, no solo modificaciones superficiales. Estos valores son considerablemente superiores a los reportados para las tres bacterias anteriores en condiciones similares, lo que posiciona a *A. niger* como el microorganismo con mayor eficiencia bruta sobre PE dentro del grupo analizado.

No obstante, esta eficiencia viene acompañada de limitaciones importantes. A diferencia de las bacterias, los hongos filamentosos como *A. niger* requieren condiciones de humedad específicas, mayor tiempo de colonización inicial, y en muchos casos pretratamiento físico o térmico del polímero para alcanzar tasas de degradación elevadas. Cabe mencionar que Khatua et al., (2024) documentaron que *A. niger* requería tratamiento térmico previo del HDPE a 70°C por 10 días para mostrar capacidad degradadora significativa. Adicionalmente, su aplicación en matrices alimentarias o sistemas de tratamiento de agua que plantea interrogantes sobre seguridad que no se presentan con las cepas bacterianas, dado que algunos hongos del género *Aspergillus* son productores conocidos de micotoxinas.

8.4.7 SÍNTESIS DE LAS COMPARACIONES

Tomando en conjunto la evidencia disponible, puede afirmarse que cada microorganismo presenta un perfil de eficiencia diferenciado y complementario. *R. ruber* es el colonizador más robusto del PE con evidencia de larga data. Mientras que *P. putida* aporta versatilidad metabólica indispensable en consorcios de degradación de PET. Por otro lado *B. subtilis* ofrece ventajas prácticas por su producción de biosurfactantes y resistencia como esporulante. Y *A. niger* presenta las tasas de pérdida de masa más altas sobre PE en condiciones de laboratorio, aunque con requerimientos de pretratamiento y consideraciones de seguridad que no deben pasarse por alto. Que ninguna cepa sea universalmente superior en todos los polímeros y condiciones refuerza la idea de que las estrategias biológicas más prometedoras para su aplicación en seguridad alimentaria apuntan hacia el uso de consorcios microbianos que combinen las fortalezas de cada organismo, más que hacia soluciones monoculturales (Qi et al., 2021).

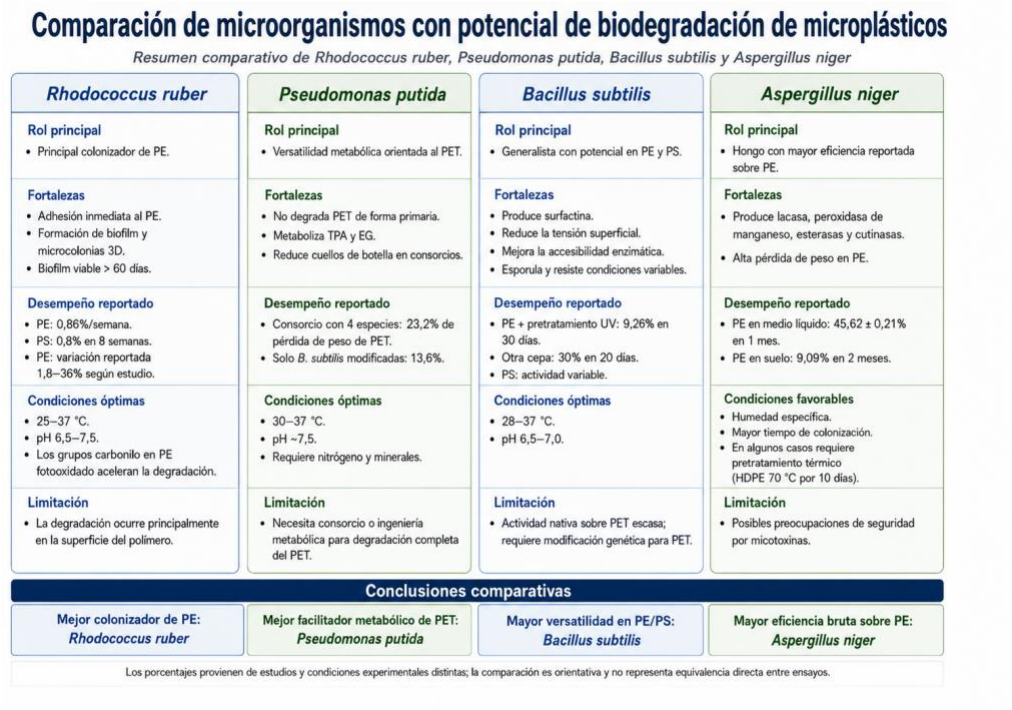


Figura 5 Comparación de microorganismos con potencial de biodegradación de microplásticos: EL gráfico representa una comparación de la capacidad degradadora de varios microorganismos destacando varios puntos como los son, fortalezas, desempeño reportado en la literatura científica, la condiciones óptimas por cada microorganismo, y aquellas limitaciones que se presentaron. Fuente: Elaboración propia con apoyo de inteligencia artificial, 2026.

8.4.8 FACTORES AMBIENTALES Y CONDICIONES DE CULTIVO QUE DETERMINAN LA EFICIENCIA DE LA BIODEGRADACIÓN

Saber qué microorganismo es el que degrada mejor qué polímero es sólo la mitad de la ecuación. La otra mitad, igualmente determinante, es conocer bajo qué condiciones ese microorganismo puede desplegar plenamente su capacidad metabólica. La eficiencia de biodegradación de los plásticos no depende solo de las características intrínsecas del microorganismo y del tipo de polímero, sino también de una serie de variables ambientales y de cultivo que actúan de forma interconectada, y que de no ser optimizadas adecuadamente pueden reducir drásticamente e incluso anular la actividad degradadora. Tal como documentan (Yadav et al., 2025), "los parámetros ambientales tales como temperatura, pH, disponibilidad de oxígeno y concentración de nutrientes afectan de forma importante la tasa y el alcance de la degradación microbiana", por lo que el control de estas variables se constituye en un componente central de cualquier estrategia biológica aplicada. El proceso general de biodegradación microbiana de microplásticos puede resumirse en cinco etapas iniciales tal como se ilustra en la siguiente figura.

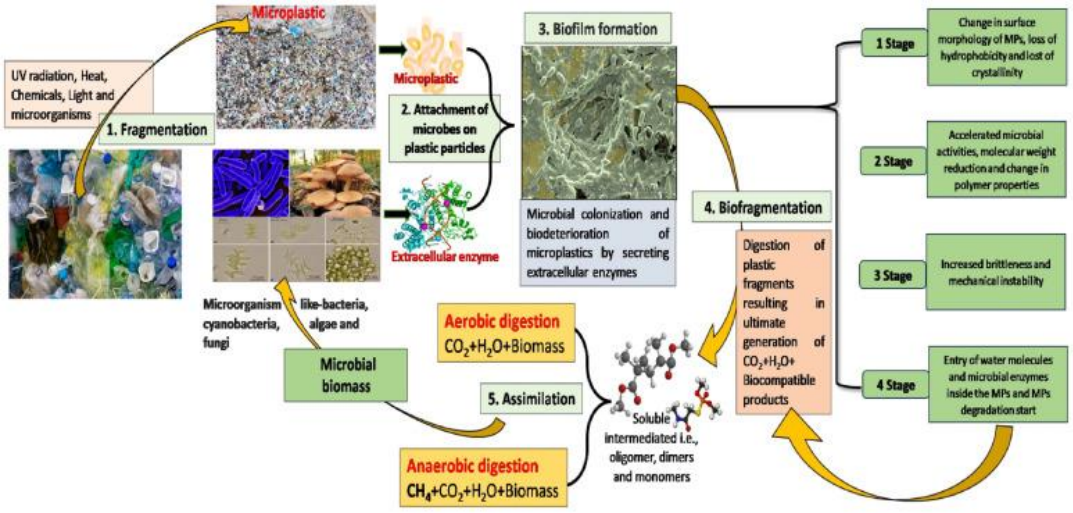


Figura 6 Ilustración general del mecanismo de degradación de microplásticos por parte de microorganismos*. Fuente: (Yadav et al., 2025).*

8.4.9 TEMPERATURA, PH Y DISPONIBILIDAD DE OXÍGENO

La temperatura es quizá el factor más estudiado en relación con la actividad degradadora microbiana de los plásticos. Su influencia se produce a nivel de dos procesos simultáneos, por un lado afecta directamente la estabilidad y actividad catalítica de las enzimas extracelulares secretadas por los microorganismos y, por otro, modifica las propiedades físicas del polímero, incluyendo su cristalinidad, viscosidad superficial y movilidad de las cadenas poliméricas (Mohanan et al., 2020). Por lo general, los microorganismos mesófilos tales como *R. ruber*, *P. putida* y *B. subtilis* presentan rangos óptimos de actividad entre 25 y 37°C, mientras que temperaturas superiores a 45°C pueden desnaturalizar sus enzimas clave e inhibir el proceso. En el caso de *A. niger*, su rango óptimo se encuentra entre 25 y 30 °C, temperatura a la cual su producción de lacasa y peroxidasa de manganeso alcanza su máxima expresión (Ahmed et al., 2025). Debajo de estos umbrales las tasas metabólicas se reducen mucho, lo que explica por qué la biodegradación de plásticos en ambientes fríos como océanos polares o aguas profundas es extremadamente lenta comparada con la observada en laboratorio (Mohanan et al., 2020).

El pH del medio donde se cultivan las bacterias influye directamente sobre la conformación tridimensional de las enzimas degradadoras y, por lo tanto, sobre su actividad catalítica. Los valores de pH alejados del óptimo alteran la carga eléctrica de los restos del sitio activo enzimático, disminuyendo su afinidad por el sustrato polimérico. Los rangos de pH reportados como óptimos para las cepas bacterianas estudiadas oscilan entre 6,5 y 7,5, siendo el pH neutro el punto de mayor eficiencia para la mayoría de las enzimas involucradas en la degradación de PE y PS (da Silva et al., 2024). Para PETasa de *Ideonella sakaiensis* y sus homólogos expresados en *B. subtilis* modificado, estudios recientes han demostrado que valores de pH cercanos a 8,0 incrementan la actividad

hidrolítica sobre PET, posiblemente por efecto sobre la estabilidad del sitio activo serínico (Yadav et al., 2025).

La disponibilidad de oxígeno requiere especial atención, pues la mayoría de las rutas enzimáticas reportadas para la degradación de PE y PS son estrictamente aerobias. Las peroxidasas, las hidroxilasas de alcanos y las lacasas necesitan como aceptor final de electrones el oxígeno molecular para catalizar las reacciones de oxidación sobre la superficie del polímero. Bajo condiciones anaeróbicas, dichas vías se bloquean y la degradación se reduce prácticamente a cero para estos polímeros (Danso et al., 2019). Sin embargo, el PET tiene un comportamiento diferente ya que la degradación hidrolítica mediada por PETasa puede ocurrir tanto en condiciones aerobias como anaeróbicas, aunque a tasas considerablemente menores en ausencia de oxígeno (Yang et al., 2023). Este dato tiene importantes implicaciones prácticas cuando se piensa en aplicar estos microorganismos en sedimentos de ríos o en fondos de sistemas de acuicultura, ambientes donde la disponibilidad de oxígeno puede ser limitada y variable.

La actividad degradadora también se ve afectada por la presencia de fuentes de nitrógeno, fósforo y micronutrientes minerales en el medio de cultivo, ya que estos elementos son necesarios para la síntesis de las propias enzimas extracelulares. Estudios comparativos han demostrado que microorganismos cultivados en medios salinos mínimos con el plástico como única fuente de carbono como condición que simula ambientes naturales oligotróficos los cuales exhiben tasas de degradación considerablemente menores que los cultivados en medios enriquecidos con fuentes adicionales de nitrógeno y minerales (Yadav et al., 2025). En este sentido, la biostimulación, entendida como la adición controlada de nutrientes para potenciar la actividad microbiana sobre los plásticos, ha sido evaluada como estrategia complementaria con resultados prometedores (Crystal Thew et al., 2024). A modo de síntesis, la tabla 1 presenta de forma comparativa las condiciones

ambientales óptimas documentadas en la literatura para cada uno de los microorganismos evaluados.

Microorganismo	**Temperatura óptima**	**pH óptimo**	**Condición O_2**	**Fuente**
Rhodococcus ruber	25–37°C	6.5 – 7.5	Aeróbico	(Ghatge et al., 2020)
Pseudomonas putida	30–37°C	7 – 7.5	Aeróbico	(Brandenberg et al., 2022)
Bacillus subtilis	28–37°C	6.5 – 7	Aeróbico/Facultativa	(da Silva et al., 2024)
Aspergillus niger	25–30°C	5 – 6.5	Aeróbico	(Ahmed et al., 2025)

Tabla 1 Condiciones ambientales óptimas documentadas para cada microorganismo evaluado. *Fuente: Elaboración propia en base a (Ghatge et al., 2020); (Brandenberg et al., 2022); (da Silva et al., 2024); (Ahmed et al., 2025).*

8.4.10 CONDICIONES QUE INHIBEN O POTENCIAN LA ACTIVIDAD ENZIMÁTICA

Además de los factores ya señalados, existen determinadas condiciones que pueden actuar como inhibidoras o estimuladoras de la actividad enzimática en los sistemas de biodegradación de los plásticos. La acumulación de los propios productos intermedios de degradación, en particular ácidos carboxílicos de cadena corta y alcoholes, que pueden ejercer retroinhibición sobre las enzimas que los generan o ser citotóxicos para el microorganismo productor cuando se acumulan por encima de ciertos umbrales, es uno de los inhibidores más documentados (Qi et al., 2021). Este fenómeno resulta especialmente relevante en sistemas de degradación de PET, donde la acumulación de ácido tereftálico puede inhibir la actividad PETasa en ausencia de un microorganismo complementario capaz de metabolizarlo, tal y como se ha demostrado en el consorcio artificial descrito en la subsección anterior.

Además, el medio puede contener metales pesados y otros contaminantes que alteren la actividad enzimática, ya sea compitiendo con los cofactores metálicos de las enzimas o provocando respuestas de estrés celular que desvían los recursos metabólicos de los microorganismos de la producción de enzimas degradadoras de plástico a la activación de mecanismos de resistencia (Mohanan et al., 2020). Este aspecto resulta de particular relevancia si se considera que los microplásticos en ambientes reales se encuentran con frecuencia contaminados con metales pesados adsorbidos sobre su superficie, lo cual crea condiciones de exposición simultánea que no se reproducen con frecuencia en los experimentos de laboratorio.

Factor	**Efecto sobre actividad enzimática**	**Microorganismo afectado**	**Fuente**
Acumulación de TPA	Inhibición retroactiva de PETasa	*Pseudomonas putida*	(Qi et al., 2021)
Acumulación de estireno	Citotóxico para cepa degradadora	*Bacillus subtilis*	(Gates & Crook, 2024)
Metales pesados	Compiten con cofactores metálicos	Todos los microorganismos	(Mohanan et al., 2020)
Anaerobiosis	Bloquea lacasas e hidrolaxilasas	*Rhodococcus ruber*	(Danso et al., 2019)
pH fuera de rango óptimo	Desnaturalización del sitio activo	*Aspergillus niger*	(Ahmed et al., 2025)

Tabla 2 Factores inhibidores y potenciadores de la actividad enzimática microbiana durante la biodegradación de plásticos*. Fuente: Elaboración propia en base a (Qi et al., 2021); (Mohanan et al., 2020); (Gates & Crook, 2024); (Danso et al., 2019); (Ahmed et al., 2025).*

8.4.11 LA BRECHA ENTRE LABORATORIO Y CONDICIONES REALES

Éste es quizás el punto más crítico y el menos discutido en la literatura sobre biodegradación de plásticos. Los experimentos disponibles, y en particular todos los citados anteriormente, han sido realizados en su mayor parte en condiciones controladas y artificialmente optimizadas: temperatura constante, pH regulado, agitación mecánica continua, concentración controlada de nutrientes y polímeros pretratados. Estas condiciones difieren significativamente de las que se encuentran en los ecosistemas acuáticos reales, en donde los microorganismos se enfrentan a fluctuaciones térmicas diarias y estacionales, competencia con la microbiota nativa, variaciones de pH, escasez de nutrientes y ausencia de agitación mecánica controlada (da Silva et al., 2024).

Esta brecha entre laboratorio y campo tiene consecuencias directas sobre la interpretación de los datos de eficiencia disponibles: las tasas de pérdida de peso reportadas para *R. ruber*, *B. subtilis*, *P. putida* y *A. niger* en condiciones controladas no pueden extrapolarse directamente a su rendimiento esperado en sistemas de tratamiento de agua reales o en matrices alimentarias, sin antes evaluar su comportamiento bajo las condiciones de variabilidad propias de esos entornos (Yadav et al., 2025). Los estudios en microcosmos y mesocosmos que tratan de simular condiciones más realistas son todavía pocos, y sus resultados son sistemáticamente más modestos que los obtenidos en laboratorio puro, lo que indica que la eficiencia real de estos microorganismos en campo podría estar sobreestimada en la literatura actual.

8.5 INOCUIDAD DE LOS PRODUCTOS DERIVADOS DE LA BIODEGRADACIÓN MICROBIANA DE MICROPLÁSTICOS: EVALUACIÓN TOXICOLÓGICA DE METABOLITOS INTERMEDIOS Y SU IMPLICACIÓN EN LA SEGURIDAD ALIMENTARIA HUMANA

8.5.1 PERFIL TOXICOLÓGICO DE LOS METABOLITOS INTERMEDIOS GENERADOS DURANTE LA BIODEGRADACIÓN DE PE, PS Y PET

Para cualquier proceso de biodegradación con fines aplicados, no basta con demostrar que un microorganismo es capaz de degradar un polímero, sino que es igualmente necesario preguntarse qué produce durante ese proceso. Dentro del contexto de la seguridad de los alimentos, esta cuestión no es marginal, sino esencial, porque los metabolitos intermedios que se forman pueden constituir, en algunos casos, un riesgo toxicológico igual o mayor que el polímero inicial. La descomposición microbiana de los plásticos no siempre deriva en una mineralización limpia y total; con frecuencia produce una mezcla de compuestos orgánicos de menor peso molecular cuya composición, concentración y toxicidad dependen del polímero original y de la cepa microbiana involucrada en el proceso (Hu et al., 2023).

En el caso del polietileno (PE), los productos intermedios más documentados son ácidos carboxílicos de cadena corta, alcoholes, aldehídos y cetonas, que se generan durante la oxidación progresiva de las cadenas de n-alcanos por acción de las hidroxilasas y lacasas descritas en la sección anterior. En condiciones de degradación aeróbica, estos compuestos son normalmente integrados en el metabolismo central del microorganismo a través de la ruta de la β-oxidación, y transformados en acetil-CoA y luego en dióxido de carbono y agua por medio del ciclo de los ácidos tricarboxílicos (Lv et al., 2024). Los ácidos carboxílicos de cadena corta, como el ácido acético, propiónico y butírico, son compuestos de baja toxicidad intrínseca para el ser humano desde el punto de vista toxicológico y, de hecho, se encuentran naturalmente en muchos alimentos fermentados. Sin embargo, su acumulación a concentraciones elevadas en sistemas acuáticos puede alterar el pH del medio y

causar efectos inhibitorios sobre la microbiota nativa, lo cual es una consideración ambiental relevante, aunque no necesariamente sea un riesgo sanitario directo para el consumidor (Yadav et al., 2025).

El panorama es mucho más complejo y preocupante cuando se examina la degradación del poliestireno (PS). Los metabolitos intermedios que están relacionados con la biodegradación de este polímero son estireno libre, estireno-7,8-óxido, fenilacetaldehído y ácido mandélico, todos ellos derivados de rutas de catabolismo del estireno que operan tanto en bacterias como *P. putida* como en algunos hongos (Gates & Crook, 2024). El estireno por sí mismo es un compuesto de toxicidad bien documentada: la exposición crónica a este monómero afecta principalmente al sistema nervioso central, produciendo efectos neurotóxicos que incluyen cefalea, fatiga, pérdida de la memoria y alteraciones de la coordinación motora.

La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) lo agrupa en el Grupo 2B como posiblemente carcinógeno para los humanos. Lo más alarmante es el caso de su principal metabolito, el estireno-7,8-óxido, que es producido por la acción de las enzimas citocromo P450 sobre el estireno y que ha sido clasificado por la IARC en el Grupo 2A como probable carcinógeno humano, con evidencia suficiente de carcinogenicidad en estudios con animales en los que indujo tumores de forestómago en ratas y ratones, y tumores hepáticos en ratones (Report on Carcinogens, Fifteenth Edition, 2021). Como afirma el Programa Nacional de Toxicología de EE. UU., "el estireno se metaboliza principalmente, en más del 90%, al metabolito genotóxico estireno-7,8-óxido, que puede desintoxicarse mediante conjugación con glutatión o mediante conversión a estireno-glicol" (Report on Carcinogens, Fifteenth Edition, 2021), lo que implica que la magnitud del riesgo depende en parte de la capacidad de desintoxicación del organismo expuesto.

Para el tereftalato de polietileno (PET), los dos principales productos finales de la hidrólisis enzimática son el ácido tereftálico (TPA) y el etilenglicol (EG). Ambos tienen un perfil toxicológico muy superior al del estireno. El TPA presenta una baja toxicidad aguda y no ha sido considerado como carcinógeno por los principales organismos reguladores internacionales, pero a altas concentraciones puede producir irritación renal y precipitación en los túbulos renales en modelos animales (Alaraby et al., 2025). Por su parte, el EG es un compuesto de toxicidad moderada cuyo riesgo principal se asocia a ingestiones agudas en cantidades elevadas, momento en el que puede causar nefrotoxicidad por formación de oxalato cálcico en los riñones (Alaraby et al., 2025). No obstante, en el contexto de la biodegradación microbiana, *P. putida* metaboliza el EG de forma eficiente mediante sus alcohol deshidrogenasas dependientes de PQQ, hasta transformarlo en glicolato y posteriormente en malato, que entra al ciclo de Krebs (Mohanan et al., 2020), lo que sugiere que en presencia de este microorganismo la acumulación de EG libre es limitada. Esto hace que el PET sea el polímero con el perfil toxicológico más manejable de los tres que se han evaluado en esta revisión bibliográfica, siempre y cuando la degradación esté mediada por el consorcio microbiano apropiado. A modo de síntesis comparativa, la Figura 7 consolida el perfil toxicológico de los metabolitos intermedios generados durante la biodegradación de los tres polímeros evaluados, donde se destacan las diferencias en cuanto a riesgo relativo e implicaciones para la seguridad alimentaria.

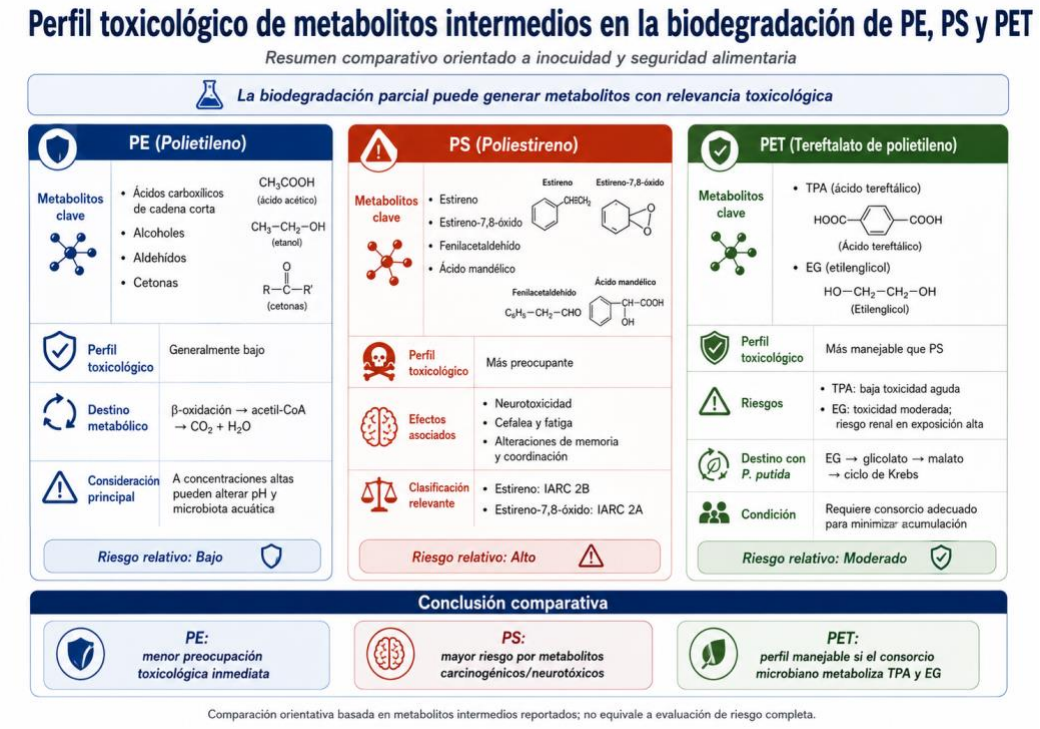


Figura 7 **Perfil toxicológico comparativo de los metabolitos intermedios generados durante la biodegradación microbiana de PE, PS y PET y su implicación en la seguridad alimentaria humana.** Fuente: Elaboración propia con apoyo de inteligencia artificial, 2026.

8.5.2 MINERALIZACIÓN COMPLETA VERSUS DEGRADACIÓN PARCIAL: IMPLICACIONES PARA LA INOCUIDAD DEL PROCESO

Es fundamental diferenciar, al evaluar la inocuidad de la biodegradación microbiana de plásticos, entre la mineralización completa y la degradación parcial. La mineralización total implica que el polímero se transforma completamente en dióxido de carbono, agua y biomasa microbiana, sin que queden metabolitos intermedios que puedan ser tóxicos. La degradación parcial, por otro lado, produce una mezcla de oligómeros, dímeros y monómeros que permanecen en el sistema y que pueden tener sus propios efectos biológicos independientes del polímero original (Hu et al., 2023).

Los datos disponibles sugieren que la mineralización total de los plásticos sintéticos más habituales como PE, PS y PET constituye la excepción más que la norma, pues la mayor parte de los estudios experimentales describen una degradación parcial que deja en el sistema una mezcla de oligómeros, monómeros y compuestos intermedios cuya toxicidad difiere notablemente según el polímero de origen y la cepa microbiana involucrada (Hu et al., 2023; Yadav et al., 2025). Investigaciones recientes sobre los oligómeros plásticos han demostrado que estos compuestos conforman una amenaza ecotoxicológica importante que ha sido sistemáticamente infravalorada. Hu et al., (2023) señalan que los oligómeros y monómeros derivados de los plásticos biodegradables representan "una importante amenaza ignorada para los ecosistemas", ya que muestran una mayor biodisponibilidad y reactividad biológica que los polímeros de alto peso molecular de los que proceden. Esta observación tiene implicaciones directas para la evaluación de riesgo en sistemas acuáticos asociados a la cadena alimentaria: una estrategia de biodegradación que reduzca el tamaño de las partículas plásticas sin lograr la mineralización completa podría, en el peor de los casos, transformar un problema de contaminación por microplásticos en uno de contaminación por compuestos orgánicos tóxicos de menor masa molecular y mayor movilidad ambiental.

Los datos disponibles sobre el grado de mineralización, en el contexto particular de los cuatro microorganismos estudiados, son heterogéneos. Respirometría para *R. ruber* sobre PE, cuantificando la producción de CO_2 como indicador de mineralización, ha reportado conversión de carbono plástico a CO_2 de entre 0,2 y 3% bajo condiciones experimentales estándar, lo que implica que la gran mayoría del carbono del polímero queda retenida en formas intermedias no completamente mineralizadas (Tao et al., 2023). En el caso de *A. niger* sobre PE, el trabajo de Ahmed et al., (2025) mediante análisis termogravimétrico documentó pérdidas de peso del 45,6% en medio líquido, pero no cuantificaron por los autores la proporción de carbono efectivamente mineralizado vs. retenido como metabolitos intermedios, lo cual limita la interpretación toxicológica de estos

hallazgos. Esta laguna metodológica es común en la literatura de biodegradación de plásticos ya que los estudios reportan pérdida de peso o cambios superficiales en el polímero mucho más frecuentemente que datos de mineralización real, dificultando establecer con precisión el destino final del carbono plástico y su perfil de riesgo toxicológico asociado (Yadav et al., 2025).

Los análisis de HPLC realizados para el consorcio de degradación de PET estudiado por Qi et al., (2021) detectaron acumulación de TPA y EG en el medio de cultivo durante la fase activa de degradación, con concentraciones que disminuyeron progresivamente debido a la actividad metabólica de *P. putida* sobre el EG y de *R. jostii* sobre el TPA. Este hallazgo es representativo de un principio que surge repetidamente en la literatura, el cual establece que la degradación total hasta productos inofensivos no puede lograrse por un solo microorganismo actuando de forma aislada, sino que se requieren consorcios con capacidades metabólicas complementarias que permitan el procesamiento secuencial de los metabolitos intermedios (Qi et al., 2021).

8.5.3 VIABILIDAD DE LA BIODEGRADACIÓN MICROBIANA EN LA CADENA ALIMENTARIA: ENTRE EL POTENCIAL Y SU PRECAUCIÓN

La evaluación de la viabilidad real de la biodegradación microbiana como estrategia aplicada en la cadena alimentaria no puede reducirse a demostrar eficiencia degradadora: exige integrar los datos toxicológicos revisados con una perspectiva crítica sobre los riesgos biológicos y regulatorios propios de cada microorganismo. De esa integración depende en última instancia si estas cepas pueden transitar del laboratorio a aplicaciones concretas en sistemas de producción alimentaria sin comprometer la salud del consumidor.

Un aspecto que la literatura no siempre aborda con suficiente claridad es el riesgo microbiológico propio de los organismos utilizados. Para *Pseudomonas putida*, aunque las cepas de laboratorio más

utilizadas como KT2440 se han catalogado como organismos de nivel de bioseguridad 1 (BSL-1) y se han aprobado para su uso en bioprocesos industriales, el género *Pseudomonas* incluye especies oportunistas de importancia clínica como *P. aeruginosa*, obligando a mantener protocolos estrictos para la caracterización de las cepas utilizadas antes de cualquier aplicación en el entorno de alimentos (Wilkes & Aristilde, 2017).

El caso de *Aspergillus niger* plantea preocupaciones adicionales: si bien es ampliamente utilizado en la industria alimentaria para la producción de ácido cítrico y enzimas, algunas cepas de este hongo son productoras de ocratoxina A, una micotoxina nefrotóxica y posiblemente carcinogénica, cuya presencia en sistemas de tratamiento de agua o matrices alimentarias sería inaceptable desde el punto de vista regulatorio (Ahmed et al., 2025). Esta característica requiere que todas las propuestas para utilizar *A. niger* en contextos de seguridad alimentaria vayan respaldadas por una exhaustiva caracterización genómica y fenotípica de la cepa en cuestión, comprobando que no posea los genes de biosíntesis de la toxina antes de su implementación.

Los marcos regulatorios internacionales sobre inocuidad alimentaria, incluyendo los estándares del Codex Alimentarius y los lineamientos de la EFSA, desde una perspectiva regulatoria, exigen que cualquier microorganismo utilizado en contacto con alimentos o en sistemas de producción alimentaria sea sometido a evaluaciones de seguridad que incluyan la caracterización de sus metabolitos secretados, la evaluación de su resistencia a antibióticos y la ausencia de factores de virulencia documentados (Rychen et al., 2018). Hasta la fecha, ninguna de las cuatro cepas evaluadas en esta revisión ha completado formalmente estos procesos de evaluación en el contexto específico de la biodegradación de microplásticos en matrices alimentarias, lo que representa una de las brechas regulatorias más importantes que deben cerrarse antes de que estas estrategias biológicas puedan transitar del laboratorio a la aplicación real (Yadav et al., 2025).

Con todas estas limitaciones, la perspectiva general que emerge de la literatura revisada es moderadamente optimista. Los datos disponibles indican que la biodegradación microbiana de microplásticos, especialmente cuando se lleva a cabo mediante consorcios bien caracterizados y en condiciones que favorecen la mineralización completa, tiene el potencial de disminuir la carga contaminante de microplásticos en sistemas acuáticos sin producir necesariamente metabolitos altamente peligrosos, siempre que se aplique a los polímeros y con las cepas adecuadas. El PET es el polímero con el perfil de inocuidad más favorable tras la biodegradación, seguido del PE, mientras que el PS requiere evaluaciones de riesgo más cuidadosas por la posible acumulación de estireno y sus derivados genotóxicos. En los tres casos, la transición a aplicaciones en la cadena alimentaria implica pasar de los estudios de laboratorio a ensayos en sistemas modelo que simulen condiciones reales, con estrictas medidas de bioseguridad y continuos marcos de monitoreo analítico que permitan detectar la acumulación de metabolitos potencialmente peligrosos antes de que alcancen concentraciones que representen un riesgo para el consumidor.

9. CONCLUSIONES

La revisión bibliográfica llevada a cabo, permitió tener una comprensión integral acerca de la problemática sobre los microplásticos dentro de la cadena alimentaria, comenzando por la capacidad degradadora que tienen ciertos microorganismos elegidos y las implicaciones que conlleva el proceso de biodegradación efectuado por estos. A continuación se exponen las conclusiones obtenidas por cada objetivo específico desarrollado.

1. La evidencia científica revisada en relación al primer objetivo específico, demuestra que los sistemas acuáticos operando como receptores finales de las descargas de plantas de tratamiento de aguas residuales, escorrentías urbanas, microfibras textiles y fragmentación de residuos plásticos mal gestionados, constituyen la vía principal de ingreso de microplásticos a la cadena alimentaria. De forma consistente en la literatura se ha documentado la transferencia trófica desde organismos acuáticos hacia niveles superiores, incluyendo al ser humano, y se ha confirmado la presencia de microplásticos en mariscos, pescados, agua potable y sal de mesa. Los métodos convencionales de remoción, ya sean físicos o químicos, tienen limitaciones técnicas fundamentales para retener partículas en el rango micrométrico y nanométrico, además de que generan altos costos y potenciales subproductos tóxicos que comprometen su sostenibilidad a largo plazo. Estas limitaciones, justifican ampliamente, la búsqueda de estrategias biológicas alternativas que sean más eficientes, específicas y compatibles con el medio ambiente en los entornos de producción de alimentos.

2. En cuanto al segundo objetivo específico, el análisis comparativo de la capacidad metabólica y eficiencia degradadora de los cuatro microorganismos seleccionados pone de manifiesto perfiles diferenciados y complementarios que no permiten establecer una cepa superior

de forma universal. Rhodococcus ruber emerge como el colonizador más vigoroso y documentado del polietileno, respaldado por evidencias experimentales que abarcan más de dos décadas y que confirman su habilidad para generar biofilms estables sobre superficies de PE a través de procesos de oxidación enzimática mediados por lacasas e hidroxilasas de alcanos. P. putida no destaca como degradador primario, sino como un eficiente metabolizador de los monómeros provenientes de la hidrólisis del PET, resultando indispensable en consorcios de degradación de este polímero. Bacillus subtilis ofrece ventajas prácticas únicas por su capacidad de producir biosurfactantes y de esporular, lo que le brinda resistencia en condiciones ambientales variables y lo convierte en un candidato viable para aplicaciones fuera del laboratorio. El único hongo del grupo, Aspergillus niger, muestra las mayores tasas brutas de pérdida de peso sobre PE reportadas en el laboratorio, pero sus requerimientos de pretratamiento y las consideraciones de seguridad biológica asociadas al género limitan su aplicabilidad directa. La revisión demuestra también que la eficiencia de cualquier estrategia biodegradadora depende de forma crítica de las condiciones ambientales y de cultivo, especialmente de la temperatura, el pH, la disponibilidad de oxígeno y el grado de pretratamiento del polímero, y que las tasas obtenidas en laboratorio no pueden extrapolarse directamente a condiciones reales sin estudios adicionales en sistemas modelo.

3. Con relación al tercer objetivo específico, la evaluación toxicológica de los metabolitos generados durante la biodegradación muestra un panorama heterogéneo, no permitiendo una conclusión única para los tres polímeros analizados. El PET tiene el perfil de inocuidad más favorable tras su biodegradación: los monómeros finales, ácido tereftálico y etilenglicol, tienen baja toxicidad aguda y pueden ser metabolizados eficientemente por P. putida, minimizando su acumulación en el sistema. El PE genera principalmente ácidos carboxílicos de cadena corta y alcoholes, compuestos de baja toxicidad intrínseca que, en condiciones de avanzada mineralización, son incorporados al metabolismo microbiano. El PS representa el caso de mayor

preocupación toxicológico: su degradación parcial puede generar estireno libre y su metabolito primario estireno-7,8-óxido, clasificado por la IARC en el Grupo 2A como probable carcinógeno humano, lo que impone restricciones importantes sobre la aplicabilidad de estrategias de biodegradación de PS en entornos de producción alimentaria sin garantías de mineralización completa. La mineralización total a productos finales inocuos como CO_2 y agua, es la excepción y no la regla en los estudios experimentales disponibles, por lo que se deben incorporar evaluaciones toxicológicas del efluente de biodegradación como componente obligatorio de cualquier protocolo de aplicación en seguridad alimentaria.

10.REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ahmed, M., Iram, S., Tabassum, N., Sajid, M., Paseutsakoun, K., Aleksza, L., & Székács, A. (2025). Biodegradation Efficacy of Aspergillus niger and Trichoderma harzianum on Low-Density Polyethylene. *Polymers*, *17*(10). https://doi.org/10.3390/polym17101303

Al-Otaibi, N. R., Virk, P., Elsayim, R., Amin, M. E., Alshammari, A. M., Al Sudairi, A. T., Almohawis, N. A., Fouad, D., Awad, M. A., Al-Odayni, A. B., & Albasher, G. (2025). A facile biodegradation of polystyrene microplastic by Bacillus subtilis. *Green Processing and Synthesis*, *14*(1). https://doi.org/10.1515/gps-2024-0153

Ali, S. S., Elsamahy, T., Al-Tohamy, R., & Sun, J. (2024). A critical review of microplastics in aquatic ecosystems: Degradation mechanisms and removing strategies. In *Environmental Science and Ecotechnology* (Vol. 21). Editorial Board, Research of Environmental Sciences. https://doi.org/10.1016/j.ese.2024.100427

Alaraby, M., Abass, D., Velázquez, A., Hernández, A., & Marcos, R. (2025). Occurrence, analysis, and toxicity of polyethylene terephthalate microplastics: a review. In *Environmental Chemistry Letters* (Vol. 23, Number 4, pp. 1025–1059). Springer Nature. https://doi.org/10.1007/s10311-025-01841-8

Amobonye, A., Bhagwat, P., Singh, S., & Pillai, S. (2021). Plastic biodegradation: Frontline microbes and their enzymes. In *Science of the Total Environment* (Vol. 759). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143536

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., Omari, K. El, Mykhaylyk, V., Wagner, A., Michener, W. E., Amore, A., Skaf, M. S., Crowley, M. F., Thorne, A. W., Johnson, C. W., Lee Woodcock, H., … Beckham, G. T. (2018). Characterization and engineering of a plastic-degrading aromatic polyesterase. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *115*(19), E4350–E4357. https://doi.org/10.1073/pnas.1718804115

Brandenberg, O. F., Schubert, O. T., & Kruglyak, L. (2022). Towards synthetic PETtrophy: Engineering Pseudomonas putida for concurrent polyethylene terephthalate (PET) monomer metabolism and PET hydrolase expression. *Microbial Cell Factories*, *21*(1). https://doi.org/10.1186/s12934-022-01849-7

Conley, K., Clum, A., Deepe, J., Lane, H., & Beckingham, B. (2019). Wastewater treatment plants as a source of microplastics to an urban estuary: Removal efficiencies and loading per capita over one year. *Water Research X*, *3*. https://doi.org/10.1016/j.wroa.2019.100030

Crystal Thew, X. E., Lo, S. C., Ramanan, R. N., Tey, B. T., Huy, N. D., & Chien Wei, O. (2024). Enhancing plastic biodegradation process: strategies and opportunities. In *Critical Reviews in Biotechnology* (Vol. 44, Number 3, pp. 477–494). Taylor and Francis Ltd. https://doi.org/10.1080/07388551.2023.2170861

da Silva, M. R. F., Souza, K. S., Motteran, F., de Araújo, L. C. A., Singh, R., Bhadouria, R., & de Oliveira, M. B. M. (2024). Exploring biodegradative efficiency: a systematic review on the main microplastic-degrading bacteria. In *Frontiers in Microbiology* (Vol. 15). Frontiers Media SA. https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1360844

Danso, D., Chow, J., & Streita, W. R. (2019). Plastics: Environmental and biotechnological perspectives on microbial degradation. In *Applied and Environmental Microbiology* (Vol. 85, Number 19). American Society for Microbiology. https://doi.org/10.1128/AEM.01095-19

Dos Santos, N. de O., Busquets, R., & Campos, L. C. (2023). Insights into the removal of microplastics and microfibres by Advanced Oxidation Processes. In *Science of the Total Environment* (Vol. 861). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160665

Gates, E. G., & Crook, N. (2024). The biochemical mechanisms of plastic biodegradation. In *FEMS Microbiology Reviews* (Vol. 48, Number 6). Oxford University Press. https://doi.org/10.1093/femsre/fuae027

Ghatge, S., Yang, Y., Ahn, J. H., & Hur, H. G. (2020). Biodegradation of polyethylene: a brief review. In *Applied Biological Chemistry* (Vol. 63, Number 1). Springer Science and Business Media B.V. https://doi.org/10.1186/s13765-020-00511-3

Gilan, I., Hadar, Y., & Sivan, A. (2004). Colonization, biofilm formation and biodegradation of polyethylene by a strain of Rhodococcus ruber. *Applied Microbiology and Biotechnology*, *65*, 97–104.

Han, X., Liu, W., Huang, J. W., Ma, J., Zheng, Y., Ko, T. P., Xu, L., Cheng, Y. S., Chen, C. C., & Guo, R. T. (2017). Structural insight into catalytic mechanism of PET hydrolase. *Nature Communications*, *8*(1). https://doi.org/10.1038/s41467-017-02255-z

Hu, L., Zhou, Y., Chen, Z., Zhang, D., & Pan, X. (2023). Oligomers and Monomers from Biodegradable Plastics: An Important but Neglected Threat to Ecosystems. *Environmental Science and Technology*, *57*(27), 9895–9897. https://doi.org/10.1021/acs.est.3c04423

Iyare, P. U., Ouki, S. K., & Bond, T. (2020). Microplastics removal in wastewater treatment plants: A critical review. In *Environmental Science: Water Research and Technology* (Vol. 6, Number 10, pp. 2664–2675). Royal Society of Chemistry. https://doi.org/10.1039/d0ew00397b

Jeong, Y., Gong, G., Lee, H. J., Seong, J., Hong, S. W., & Lee, C. (2023). Transformation of microplastics by oxidative water and wastewater treatment processes: A critical review. In *Journal of Hazardous Materials* (Vol. 443). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130313

Khatua, S., Simal-Gandara, J., & Acharya, K. (2024). Myco-remediation of plastic pollution: current knowledge and future prospects. In *Biodegradation* (Vol. 35, Number 3, pp. 249–279). Springer Science and Business Media B.V. https://doi.org/10.1007/s10532-023-10053-2

Khurana, S., Ali, S., Srivastava, A. K., Singh, A., Agarwal, H., Chauhan, R., Joshi, N. C., Dufossé, L., & Chauhan, A. (2025). Bioremediation of microplastic pollution: A systematic review on mechanism, analytical methods, innovations, and omics approaches. In *Journal of Hazardous Materials Advances* (Vol. 19). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2025.100777

Kim, G. H., Jeong, H., Jung, I., Choi, M., & Kim, J. H. (2025). Functional Evaluation of Bacillus subtilis DCP04 from Korean Fermented Soybean Paste: A Potential Probiotic Strain for Polyethylene Degradation and Adsorption. *Foods*, *14*(19). https://doi.org/10.3390/foods14193328

Kim, G. H., Jeong, H., Jung, I., Choi, M., & Kim, J. H. (2025). Functional Evaluation of Bacillus subtilis DCP04 from Korean Fermented Soybean Paste: A Potential Probiotic Strain for Polyethylene Degradation and Adsorption. *Foods*, *14*(19). https://doi.org/10.3390/foods14193328

Lv, S., Li, Y., Zhao, S., & Shao, Z. (2024). Biodegradation of Typical Plastics: From Microbial Diversity to Metabolic Mechanisms. In *International Journal of Molecular Sciences* (Vol. 25, Number 1). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). https://doi.org/10.3390/ijms25010593

McCormick, M. I., Chivers, D. P., Ferrari, M. C. O., Blandford, M. I., Nanninga, G. B., Richardson, C., Fakan, E. P., Vamvounis, G., Gulizia, A. M., & Allan, B. J. M. (2020). Microplastic exposure interacts with habitat degradation to affect behaviour and survival of juvenile fish in the

field: Effects of plastic and coral degradation. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *287*(1937). https://doi.org/10.1098/rspb.2020.1947

Mohanan, N., Montazer, Z., Sharma, P. K., & Levin, D. B. (2020). Microbial and Enzymatic Degradation of Synthetic Plastics. In *Frontiers in Microbiology* (Vol. 11). Frontiers Media S.A. https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.580709

Napper, I. E., & Thompson, R. C. (2016). Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. *Marine Pollution Bulletin*, *112*(1–2), 39–45. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.025

Narwal, N., & Kakakhel, M. A. (2025). Assessing microplastics in aquatic ecosystem: Sources, effects, and nature-based solution. A review. *Regional Studies in Marine Science*, *82*. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2025.104030

Negrete Velasco, A., Borboën, D., Ramseier Gentile, S., Zimmermann, S., Ramaciotti, P., Perdaems, P., Jeanneret, B., Ramirez Arenas, L., Le Coustumer, P., & Stoll, S. (2025). Microplastics detection and characterisation in the urban water cycle of Geneva, Switzerland: Assessing the supply network impacts. *Chemosphere*, *385*. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2025.144558

Pal, D., Prabhakar, R., Barua, V. B., Zekker, I., Burlakovs, J., Krauklis, A., Hogland, W., & Vincevica-Gaile, Z. (2025). Microplastics in aquatic systems: A comprehensive review of its distribution, environmental interactions, and health risks. *Environmental Science and Pollution Research*, *32*(1), 56–88. https://doi.org/10.1007/s11356-024-35741-1

Prata, J. C., da Costa, J. P., Lopes, I., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2020). Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. In *Science of the Total Environment* (Vol. 702). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134455

Putcha, J. P., & Kitagawa, W. (2024b). Polyethylene Biodegradation by an Artificial Bacterial Consortium: Rhodococcus as a Competitive Plastisphere Species. *Microbes and Environments*, *39*(3). https://doi.org/10.1264/jsme2.ME24031

Qi, X., Ma, Y., Chang, H., Li, B., Ding, M., & Yuan, Y. (2021). Evaluation of PET Degradation Using Artificial Microbial Consortia. *Frontiers in Microbiology*, *12*. https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.778828

Report on Carcinogens, Fifteenth Edition. (2021). http://ntp.niehs.nih.gov/go/roc

Rychen, G., Aquilina, G., Azimonti, G., Bampidis, V., Bastos, M. de L., Bories, G., Chesson, A., Cocconcelli, P. S., Flachowsky, G., Gropp, J., Kolar, B., Kouba, M., López-Alonso, M., López Puente, S., Mantovani, A., Mayo, B., Ramos, F., Saarela, M., Villa, R. E., … Galobart, J. (2018). Guidance on the characterisation of microorganisms used as feed additives or as production organisms. *EFSA Journal*, *16*(3). https://doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5206

Sivan, A., & Mor, R. (2008). Biofilm formation and partial biodegradation of polystyrene by the actinomycete Rhodococcus ruber. *Biodegradation*, *19*, 851–858.

Sivan, A., Szanto, M., & Pavlov, V. (2006). Biofilm development of the polyethylene-degrading bacterium Rhodococcus ruber. *Applied Microbiology and Biotechnology*, *72*, 346–352.

Singh, S., Kalyanasundaram, M., & Diwan, V. (2021). Removal of microplastics from wastewater: Available techniques and way forward. *Water Science and Technology*, *84*(12), 3689–3704. https://doi.org/10.2166/wst.2021.472

Smith, M., Love, D. C., Rochman, C. M., & Neff, R. A. (2018). Microplastics in Seafood and the Implications for Human Health. In *Current environmental health reports* (Vol. 5, Number 3, pp. 375–386). Springer. https://doi.org/10.1007/s40572-018-0206-z

Swart, B., Pihlajamäki, A., John Chew, Y. M., & Wenk, J. (2022). Microbubble-microplastic interactions in batch air flotation. *Chemical Engineering Journal*, *449*. https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.137866

Tao, X., Ouyang, H., Zhou, A., Wang, D., Matlock, H., Morgan, J. S., Ren, A. T., Mu, D., Pan, C., Zhu, X., Han, A., & Zhou, J. (2023). Polyethylene Degradation by a Rhodococcous Strain Isolated from Naturally Weathered Plastic Waste Enrichment. *Environmental Science and Technology*, *57*(37), 13901–13911. https://doi.org/10.1021/acs.est.3c03778

Thevenon, F., Carroll, C., & Sousa, J. (2014). *Plastic Debris in the Ocean The Characterization of Marine Plastics and their Environmental Impacts, Situation Analysis Report*. www.iucn.org

Tousizadeh, S., Dolatabadi, N. M., Mohammadi-Moghadam, F., Bahador, S. M., Talkhooncheh, A. K., & Mousavi, M. S. (2025). Evaluation of plastic biodegradation with three strains of Bacillus subtilis ATCC6051, Bacillus cereus ATCC 11778, Staphylococcus aureus ATCC 25923. *Results in Chemistry*, *18*. https://doi.org/10.1016/j.rechem.2025.102671

Ullah, Z., Peng, L., Lodhi, A. F., Kakar, M. U., Mehboob, M. Z., & Iqbal, I. (2024). The threat of microplastics and microbial degradation potential; a current perspective. In *Science of the Total Environment* (Vol. 955). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177045

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

Wilkes, R. A., & Aristilde, L. (2017). Degradation and metabolism of synthetic plastics and associated products by Pseudomonas sp.: capabilities and challenges. In *Journal of Applied Microbiology* (Vol. 123, Number 3, pp. 582–593). https://doi.org/10.1111/jam.13472

Wilkes, R. A., & Aristilde, L. (2017b). Degradation and metabolism of synthetic plastics and associated products by Pseudomonas sp.: capabilities and challenges. *Journal of Applied Microbiology*, *123*(3), 582–593.

Wiśniowska, E., Moraczewska-Majkut, K., Nocoń, W., & Popenda, A. (2024). Microplastics removal from natural surface water by coagulation process. *Desalination and Water Treatment*, *319*. https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100462

Xu, Y., Ou, Q., Wang, X., van der Hoek, J. P., & Liu, G. (2024). Mass Concentration and Removal Characteristics of Microplastics and Nanoplastics in a Drinking Water Treatment Plant. *ACS ES and T Water*, *4*(8), 3348–3358. https://doi.org/10.1021/acsestwater.4c00222

Yadav, P., Kumar, A., Ram, K., Kumar, A., Gupta, R. K., & Dufossé, L. (2025). Microbial degradation of microplastics: Effectiveness, challenges, and sustainable solutions. *Current Research in Microbial Sciences*, *9*. https://doi.org/10.1016/j.crmicr.2025.100495

Yang, X. G., Wen, P. P., Yang, Y. F., Jia, P. P., Li, W. G., & Pei, D. S. (2023). Plastic biodegradation by in vitro environmental microorganisms and in vivo gut microorganisms of insects. In *Frontiers in Microbiology* (Vol. 13). Frontiers Media SA. https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.1001750

OpenAI. (2026). *ChatGPT (modelo GPT-5) Comparación de microorganismos con potencial de biodegradación de microplásticos*] https://chat.openai.com/

OpenAI. (2026). *ChatGPT (modelo GPT-5) Perfil toxicológico comparativo de los metabolitos intermedios generados durante la biodegradación microbiana de PE, PS y PET y su implicación en la seguridad alimentaria humana*] https://chat.openai.com/