

FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Degradación de Micro y Nanoplásticos (MNP) por Contaminación en
Diversos Ecosistemas: Revisión Sistemática

**TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE:
INGENIERO AMBIENTAL**

AUTOR:

Soria Quispe, Royner Percy (ORCID: 0000-0002-1325-2704)

ASESOR:

Mg. Reyna Mandujano, Samuel Carlos (ORCID: 0000-0002-0750-2877)

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:

Tratamiento y Gestión de los Residuos

LÍNEA DE RESPONSABILIDAD SOCIAL UNIVERSITARIA:

Desarrollo Sostenible y Adaptación al Cambio Climático

CHICLAYO – PERÚ

2022

Dedicatoria

A Dios por obsequiarme la vida y guiarme en cada paso para lograr mis metas trazadas. A mis familiares porque confiaron y me alentaron a seguir adelante.

Royner Percy

Agradecimiento

A Dios por brindarme la sabiduría para hacer realidad uno de mis más grandes sueños. A mis padres que me apoyaron y orientaron en cada una de las etapas de mi vida.

A mis hermanas, que siempre estuvieron apoyándome para cumplir mis propósitos y poder terminar mi carrera profesional a amigos, familiares y docentes que de alguna manera me ayudaron y confiaron en mí.

Royner Percy

Índice de contenidos

Carátula	i
Dedicatoria.....	ii
Agradecimiento	iii
Índice de contenidos.....	iv
Índice de tablas	v
Índice de figuras.....	vi
Resumen	vii
Abstract.....	viii
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. MARCO TEÓRICO	4
III. METODOLOGÍA.....	17
3.1. Tipo y diseño de investigación	17
3.2. Categoría, subcategoría y matriz de categorización	17
3.3. Escenario de estudio.....	19
3.4. Participantes	19
3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos	19
3.6. Procedimiento	20
3.7. Rigor científico	21
3.8. Método de análisis de información	22
3.9. Aspectos éticos.....	22
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	23
V. CONCLUSIONES.....	36
VI. RECOMENDACIONES	37
REFERENCIAS	
ANEXOS	

Índice de tablas

Tabla 1: <i>Tabla de matriz de categorización apriorística</i> _____	18
Tabla 2: <i>Metodologías utilizadas en la identificación del comportamiento de los micro y nanoplásticos en los diversos ecosistemas</i> _____	24
Tabla 3: <i>Degradación de los micro y nanoplásticos presentes en los diversos ecosistemas</i> _____	28
Tabla 4: <i>Caracterización de los micro y nanoplásticos presentes en los diversos compartimientos ambientales</i> _____	31

Índice de figuras

<i>Figura 1:</i> Fuentes de micro(nano)plásticos (MNP)	11
<i>Figura 2:</i> Plásticos basada en el tamaño.....	12
<i>Figura 3:</i> Nanoplásticos	13
<i>Figura 4:</i> Efectos de los materiales poliméricos degradados de diferentes tamaños	14
<i>Figura 5:</i> Daño subsiguiente en las plantas por la acumulación de MNP	15
<i>Figura 6:</i> Degradación biótica y abiótica de microplásticos en el medio ambiente	16
<i>Figura 7:</i> Procedimiento de selección de artículos	20
<i>Figura 8:</i> Criterios y niveles en el método de análisis documental	22

Resumen

El presente trabajo tuvo como objetivo identificar los puntos más importantes de la degradación de micro y nanoplasticos por contaminación en diversos ecosistemas; para lo cual se presentó una metodología de tipo básica, presentando un diseño narrativo de tópico, donde se recolectaron 49 utilizando el análisis documental.

Los resultados mostraron que, las metodologías utilizadas en la identificación del comportamiento de los micro y nanoplásticos son de tipo in vivo en un 92% de estudios que lo aplicaron; como las criaturas marinas y organismos terrestres; mientras que el método in vitro fue encontrado que se aplicó en 2 de los 26 estudios siendo un 8% de artículos estudiados. Las técnicas más usadas para degradación de micro y nanoplasticos fueron por degradación biótica, donde, la degradación enzimática / enzimas microbianas, degradación por microorganismos y Filtración; como la ultrafiltración, filtración de arena, ósmosis inversa y membrana dinámica fueron las utilizadas. Por último, los micro y nanoplásticos presentes en los diversos compartimientos ambientales contaminados se caracterizan mediante técnicas físicas más que las químicas (77%), y mediante las técnicas químicas (23%).

Palabras clave: *Degradación, microplásticos, nanoplásticos, caracterización.*

Abstract

The objective of this work was to identify the most important points of the degradation of micro and nanoplastics by contamination in diverse ecosystems; for which a basic methodology was presented, presenting a topical narrative design, where 49 were collected using documentary analysis.

The results showed that, the methodologies used in the identification of the behavior of micro and nanoplastics are in vivo type in 92% of studies that applied it; such as marine creatures and terrestrial organisms; while the in vitro method was found to be applied in 2 of the 26 studies being 8% of studied articles. The most used techniques for micro and nanoplastics degradation were by biotic degradation, where, enzymatic degradation / microbial enzymes, degradation by microorganisms and Filtration; such as ultrafiltration, sand filtration, reverse osmosis and dynamic membrane were the ones used. Finally, micro- and nanoplastics present in the various contaminated environmental compartments are characterized by physical rather than chemical techniques (77%), and by chemical techniques (23%).

Keywords: Degradation, microplastics, nanoplastics, characterization.

I. INTRODUCCIÓN

En el último medio siglo se han producido muchos cambios drásticos en la superficie del planeta, pero uno de los más instantáneamente observables es la ubicuidad y abundancia de los residuos plásticos (Patil S. et al., 2022, p.2).

Los plásticos se han desarrollado a partir de la mayoría de los materiales hechos por el hombre y durante algún tiempo han estado bajo investigación ecológica (Geyer Roland et al., 2017, p.2). Calculándose que, a la fecha se han creado 8300 millones de toneladas métricas (Tm) de plásticos vírgenes (Allen Steven et al., 2022, p.2).

A partir de 2015, se produjeron aproximadamente 6300 Tm de residuos plásticos, de los cuales alrededor del 9 % se reutilizó, el 12 % se quemó y el 79 % se acumuló en vertederos o en el hábitat común (Kattar Suman., 2021, p.2). Siendo así considerado inimaginable un mundo sin plásticos o polímeros orgánicos sintéticos hoy en día.

La gran mayoría de los monómeros utilizados para fabricar plásticos, como el etileno y el propileno, se derivan de hidrocarburos fósiles, donde, ninguno de los plásticos comúnmente utilizados es biodegradable (Khan Afzal H. et al., 2022, p.2). Como resultado, se acumulan, en lugar de descomponerse, en los vertederos o en el medio ambiente natural (Li Lucheng et al., 2018, p.1).

Siendo así que la prevalencia de los micro y nanoplásticos (MNP) en los diversos entornos y su impacto negativo en los ecosistemas se han convertido en una grave amenaza global (Hartmann N. et al., 2016, p.3). Además, se ha demostrado que, con la demanda continua, el aumento de la producción y las malas prácticas de gestión de residuos, aproximadamente 12 000 millones de toneladas de desechos plásticos ensuciarían el entorno natural y los vertederos para 2050 (Christensen Thomas B., 2022, p.4).

Actualmente, solo entre el 6 y el 26 % de estos grandes volúmenes de plásticos se gestionan o reciclan adecuadamente, lo que significa que es probable que hasta el 94 % se deposite en vertederos o ingrese al medio ambiente a través de otros canales (Zhao Fengbin et al., 2022, p.3).

Los informes sobre la acumulación de plásticos se difunden rápidamente en cuanto a los taxones influenciados, la geografía y la batimetría de los lugares afectados y los países que inician operaciones de vigilancia y limpieza de playas (Gollong Grete et al., 2022, p.2).

Los colegios y las organizaciones de voluntarios han realizado recogidas costeras anuales de plásticos varados; una importante cuestión educativa incluso en muchas de las islas más remotas del planeta (Wang Fayuan et al., 2022, p.3). Sin embargo, en algunas zonas, sobre todo en los fondos marinos, se ha descuidado relativamente la evaluación de la acumulación de plásticos (Rout P. et al., 2022, p.3).

Pero, los desechos plásticos son notorios contaminantes ambientales ganando atención mundial debido a sus impactos ambientales y de salud pública (Da Costa J. et al., 2020, p.2). Y es que, los informes iniciales sobre la presencia de microplásticos en el medio ambiente datan de la década de 1970 (Da Costa J. et al., 2018, p.2).

Pero, existe una complejidad en cuanto a los métodos que se usan para identificar el comportamiento que tienen los micro y nanoplásticos, en cuanto a su caracterización y remoción.

Por lo que se sabe que las operaciones tradicionales en las plantas de tratamiento de aguas residuales no pueden eliminar por completo los MP, y los MP de pequeño tamaño que se filtran, los MP fibrosos se acumulan continuamente en el medio ambiente y causan daño a los organismos vivos (Ragoobur D. et al., 2022, p.2). Resumiendo, las tecnologías actuales de eliminación de micronanoplásticos (M-NP) en el medio ambiente en tecnologías como la coagulación, filtración, adsorción, eliminación microbiana, entre otros (Ng Ee-Ling et al., 2018, p.5).

Pero también, la degradación de estos micro y nanoplásticos en el medio ambiente puede ocurrir de dos maneras: ya sea de forma simultánea o secuencial, dependiendo de si se trata de procesos bióticos o abióticos (Gao Haihe et al., 2022, p.2). Sin embargo, estos mecanismos no dependen únicamente de las propiedades

químicas y físicas del polímero, sino también de las condiciones ambientales (Gao Dandan et al., 2022, p.2).

Siendo así como mediante estas interrogantes se plantea el problema de estudio: ¿Cuáles son los puntos más importantes de la degradación de micro y nanoplasticos por contaminación en diversos ecosistemas?

Así mismo, se plantea los siguientes problemas específicos: ¿Cuáles son las metodologías utilizadas en la identificación del comportamiento de los micro y nanoplasticos que contaminan los diversos ecosistemas?, ¿Cuáles son las técnicas más usadas para degradación de micro y nanoplasticos en los diversos ecosistemas? y ¿Cómo se caracterizan los micro y nanoplasticos presentes en los diversos compartimientos ambientales contaminados?

Además, se planteó el objetivo general: Identificar los puntos más importantes de la degradación de micro y nanoplasticos por contaminación en diversos ecosistemas; mientras que los objetivos específicos fueron: Determinar cuáles son las metodologías utilizadas en la identificación del comportamiento de los micro y nanoplasticos que contaminan los diversos ecosistemas, Clasificar cuáles son las técnicas más usadas para degradación de micro y nanoplasticos en los diversos ecosistemas y por último, Definir cómo se caracterizan los micro y nanoplasticos presentes en los diversos compartimientos ambientales contaminados.

Debido a la creciente preocupación por el incremento de los micro y nanoplasticos en los diversos ecosistemas y debido a su persistencia y difícil manejo se busca realizar en el presente trabajo de investigación una recolección de artículos científicos actualizados que hayan estudiado la degradación de los MNP, buscando comparar y brindar a los lectores interesados puntos que contribuyan a disminuir la contaminación causada por estos contaminantes; presentando como fin impulsar más estudios futuros y llenar los vacíos de conocimiento en esta área.

II. MARCO TEÓRICO

Yan Fei et al., (2021, p.1); en su artículo “Degradación termófila de células enteras de tereftalato de polietileno utilizando *Clostridium thermocellum* diseñado”, modificaron genéticamente una bacteria anaeróbica termófila, *Clostridium thermocellum*, para permitir la expresión secretora de una cutinasa termófila (LCC), que se aisló originalmente de un metagenoma de compost vegetal y puede degradar el PET a temperaturas de hasta 70 °C. Este biocatalizador de células enteras diseñado permitió una expresión simultánea de alto nivel de LCC y una notable degradación de las películas comerciales de PET a 60 °C. Después de 14 días de incubación de un cultivo por lotes, más del 60 % de la masa inicial de una película de PET (aproximadamente 50 mg) se convirtió en materias primas monoméricas solubles, lo que indica un rendimiento de degradación notablemente superior al de los sistemas de biodegradación de PET basados en células completas notificados anteriormente. Utilizando bacterias mesófilas o microalgas. Como resultados, los hallazgos brindan evidencia clara de que, en comparación con las especies mesófilas, los microbios termófilos son un chasis microbiano sintético más prometedor para desarrollar futuros procesos de biodegradación de los desechos de PET.

Tournier V. et al., (2020, p.2), en su trabajo “Una despolimerasa de PET diseñada para descomponer y reciclar botellas de plástico”, describieron una hidrolasa de PET mejorada que finalmente logra, en 10 horas, un mínimo de 90 por ciento de despolimerización de PET en monómeros, con una productividad de 16,7 gramos de tereftalato por litro por hora (200 gramos por kilogramo de suspensión de PET, con una enzima concentración de 3 miligramos por gramo de PET). Esta enzima altamente eficiente y optimizada supera a todas las hidrolasas de PET reportadas hasta el momento, incluida una enzima de la cepa 201-F6 de la bacteria *Ideonella sakaiensis* (incluso asistida por una enzima secundaria) y variantes mejoradas relacionadas. También mostraron que el PET reciclado biológicamente que exhibe las mismas propiedades que el PET petroquímico se puede producir a partir de residuos de PET despolimerizados enzimáticamente, antes de ser procesados en botellas, contribuyendo así al concepto de una economía circular de PET.

Nabi Iqra et al., (2020, p.1); en su documento “Mineralización fotocatalítica completa de microplástico en película de nanopartículas de TiO_2 ”, investigaron la degradación fotocatalítica de microplásticos típicos, como microesferas de poliestireno (PS) y polietileno (PE) sobre películas de nanopartículas de TiO_2 bajo irradiación de luz ultravioleta. La película de nanopartículas de TiO_2 hecha con Triton X-100 mostró una mineralización completa (98,40%) de PS de 400 nm en 12 h, mientras que también se estudió la degradación para diferentes tamaños de PS. El experimento de degradación de PE presentó una alta tasa de fotodegradación después de 36 horas y el CO_2 se encontró como el principal producto final. El mecanismo de degradación y los intermedios fueron estudiados por DRIFTS *in situ* y HPPI-TOFMS, mostrando la generación de grupos hidroxilo, carbonilo y carbono-hidrógeno durante la fotodegradación de PS. Concluyendo que la mineralización fotocatalítica proporciona una estrategia ecológica y rentable para el control de la contaminación por microplásticos en el medio ambiente.

Miao Fei et al., (2020, p.1), en su artículo “Degradación de microplásticos de cloruro de polivinilo mediante un sistema tipo electro-Fenton con un cátodo de TiO_2 /grafito”, se presentó una tecnología similar a electro-Fenton (similar a EF) basada en cátodo de TiO_2 /grafito (TiO_2/C) para degradar el cloruro de polivinilo (PVC), un microplástico típico en el agua. Donde, mostró un rendimiento notable en la degradación del PVC a través de la decloración por reducción catódica y el radical hidroxilo (O°H) oxidación simultáneamente. Además, se investigaron los efectos de la temperatura de reacción y la concentración inicial de PVC. En condiciones óptimas, la eficiencia de decloración del PVC alcanzó el 75 % después del electrólisis potencioestática a -0,7 V vs. Ag/AgCl durante 6 h. Los productos intermedios se exploraron durante la degradación de microplásticos de PVC. Concluyendo que, con base en estos resultados, se propuso un posible proceso de degradación del PVC.

Kang Jian et al., (2019, p.2); en su trabajo de investigación “Degradación de microplásticos cosméticos a través de nanomuelles de carbono funcionalizados”, presentaron la oxidación carbocatalítica integrada y la hidrólisis hidrotermal (HT) de microplásticos sobre nanotubos de carbono magnéticos tipo resorte. Los híbridos de carbono robustos exhibieron un excelente rendimiento de degradación de MP

mediante la activación catalítica de peroximonosulfato para generar radicales reactivos. La arquitectura espiral y el grado altamente gráfico garantizaron la excelente estabilidad de los carbocatalizadores en ambiente HT; además, las pruebas de toxicidad indicaron que los intermedios orgánicos de la degradación de MP eran ambientalmente benignos para los microorganismos acuáticos y pueden servir como fuente de carbono para el cultivo de algas. Concluyendo que, los resultados de este estudio están dedicados a proporcionar una estrategia ecológica mediante la integración de carbocatálisis y nanotecnología de última generación para la remediación de la contaminación de MP en el agua.

Tiwari Ekta et al., (2020, p.2); en su estudio “Aplicación de hidróxidos dobles estratificados de Zn/Al para la eliminación de desechos plásticos a escala nanométrica de sistemas acuosos”, tiene como objetivo eliminar los NPD del entorno acuoso por primera vez mediante el uso de técnicas de adsorción ecológicas. Inicialmente, la interacción entre los NPD y el hidróxido doble en capas (LDH) de Zn-Al sintetizado se confirmó mediante la titulación del pH de Zn-Al LDH contra NPD en una proporción de masa variable (50: 1 a 50: 7) y el análisis FTIR antes y después. 2 h de tiempo de contacto. Se observó una rápida eliminación en agua desionizada y agua dulce sintética con una capacidad de sorción máxima (Q_{max}) de 164,49 mg/g, 162,62 mg/g, respectivamente, según la isoterma Sips. Mientras que la eliminación fue mínima en agua dura sintética con un $Q_{máx.}$ valor de 53 mg/g. Para una concentración de 2 mM de SO_4^{2-} y PO_4^{3-} , la capacidad de adsorción disminuyó significativamente al 2 %. La eficiencia de eliminación fue del 100 % a pH 4, mientras que a pH 9 alcanzó el 37 % debido al aumento de la unión competitiva y la desestabilización de la LDH en condiciones alcalinas. Concluyendo que el estudio revela que Zn-Al LDH se puede utilizar como adsorbente potencial para la eliminación de NPD de los sistemas de agua dulce.

Salvaggio Antonio et al., (2019, p.1); presentó el estudio “Biomarcadores de exposición a la contaminación química en la especie de pez comercial *Lepidopus caudatus* (Euphrasen, 1788): un enfoque particular en los aditivos plásticos”, en el que tuvieron como objetivo evaluar los ftalatos *Lepidopus caudatus* (Pisces, Trichiuridae), que podría considerarse como una potencial especie centinela. Para la evaluación de los efectos toxicológicos, evaluaron la expresión de vitelogenina y

metalotioneínas. En todas las muestras analizadas, no encontraron microplásticos en el tracto gastrointestinal, pero el análisis químico reveló la presencia de un alto contenido de ftalatos y, en particular, altas cantidades de DIDP., DEHP, bis-benciléster ftalato, bis-butyl éster ftalato y mono-N-butyl éster ftalato en diferentes órganos. En cambio, los elementos traza detectados en el tejido revelaron una tendencia de concentraciones generalmente más altas en el hígado y el intestino que en los tejidos branquiales y musculares. El análisis inmunohistoquímico para el anticuerpo anti-metalotioneína mostró una fuerte positividad de las células hepáticas, tanto en mujeres como en hombres.

Yuan Fang et al., (2020, p.1); en su trabajo “Estudio sobre la adsorción de microplásticos de poliestireno por óxido de grafeno reducido tridimensional”, se realizó un estudio sobre la remoción de microplásticos de poliestireno (PS) imitado en agua basado en la capacidad de adsorción del óxido de grafeno reducido tridimensional (3D RGO). La microscopía electrónica de barrido y la caracterización por difracción de rayos X mostraron que el RGO 3D liofilizado formaba una estructura espacial porosa distinta. Se estudiaron diferentes parámetros experimentales, como el pH, la concentración de iones (C_0), el tiempo de contacto (t) y la temperatura (T), para investigar el rendimiento de adsorción de microplásticos PS de 3D RGO. El mecanismo de adsorción se atribuyó principalmente a la fuerte $\pi - \pi$ interacción entre el anillo de carbono de 3D RGO y el anillo de benceno de los microplásticos PS. Los datos isotérmicos y cinéticos de sorción se obtuvieron mediante el modelo de isoterma de adsorción de Langmuir bien ajustado y el modelo cinético de pseudo segundo orden. Además, el resultado del análisis termodinámico mostró que la adsorción de microplásticos PS era un proceso endotérmico espontáneo. En las condiciones óptimas de pH = 6, $C_0 = 600$ mg/L, $t = 120$ min y $T = 26$ °C, la capacidad máxima de adsorción del RGO 3D preparado sobre microplásticos PS fue de 617,28 mg/g. Además, este método mostró una buena viabilidad en agua del grifo y agua de lago.

Talvitie Julia et al., (2017, p.1); en su trabajo de investigación “Soluciones a la contaminación por microplásticos: eliminación de microplásticos de los efluentes de aguas residuales con tecnologías avanzadas de tratamiento de aguas residuales”, investigó la eliminación de MP de los efluentes en cuatro plantas de tratamiento de

aguas residuales municipales diferentes que utilizan diferentes tecnologías avanzadas de tratamiento de etapa final. El estudio incluyó un biorreactor de membrana que trata el efluente primario y diferentes tratamientos terciariotecnologías (filtro de discos, filtración rápida en arena y flotación por aire disuelto) para el tratamiento de efluentes secundarios. El MBR removió 99.9% de MPs durante el tratamiento (de 6.9 a 0.005 MP L⁻¹), filtro rápido de arena 97% (de 0.7 a 0.02 MP L⁻¹), flotación por aire disuelto 95% (de 2.0 a 0.1 MP L⁻¹) y filtro de disco del 40 al 98,5 % (de 0,5 a 2,0 a 0,03 a 0,3 MP L⁻¹) de las MP durante el tratamiento. Nuestro estudio muestra que, con tecnologías avanzadas de tratamiento de aguas residuales en la etapa final, las EDAR pueden reducir sustancialmente la contaminación MP descargada de las plantas de tratamiento de aguas residuales en los entornos acuáticos.

Li Lucheng et al., (2018, p.1); en su artículo científico “Membrana dinámica para la eliminación de micropartículas en el tratamiento de aguas residuales: rendimiento y factores que influyen”, Se investigó el impacto del flujo afluente (flujo sólido) y la concentración de partículas afluentes en el rendimiento de DM. Para lo cual, los DM se formaron en una malla de soporte de 90 µm mediante la filtración de aguas residuales sintéticas. Como resultados; la turbiedad del efluente se redujo a <1 NTU luego de 20 min de filtración, verificando la efectiva remoción de micropartículas por parte del DM. La presión transmembrana (TMP) y la resistencia total a la filtración aumentaron linealmente con el tiempo de filtración y estuvieron altamente correlacionadas ($R^2 > 0,998$). La TMP osciló entre 80 y 180 mm de columna de agua y la resistencia de filtración total osciló entre $2,89 \times 10^{-9} \text{ m}^{-1}$ y $6,52 \times 10^{-9} \text{ m}^{-1}$ durante la filtración en MS. En general, un aumento en el flujo del afluente y la concentración de partículas en el afluente se corresponde con el aumento de la TMP y la resistencia a la filtración, así como con una rápida reducción de la turbidez del efluente debido a la rápida formación de MS en la malla de soporte.

Ante los estudios encontrados sobre la degradación de micro y nanoplasticos por contaminación en diversos ecosistemas se detalla a continuación la realidad problemática, las características, los efectos y los métodos y técnicas de remediación:

Ante ello, es preciso señalar que, uno de los cambios recientes más ubicuos y duraderos en la superficie de nuestro planeta es la acumulación y fragmentación de plásticos (Bidegain G. y Paul-Pont I., 2018, p.2). En solo unas pocas décadas desde que comenzó la producción en masa de productos plásticos en la década de 1950, los desechos plásticos se han acumulado en entornos terrestres, en el océano abierto, en las costas incluso de las islas más remotas y en las profundidades del mar (Nanda S. y Berruti F., 2021, p.3).

Aunque los primeros plásticos sintéticos, como la baquelita, aparecieron a principios del siglo XX, el uso generalizado de plásticos fuera del ámbito militar no se produjo hasta después de la Segunda Guerra Mundial (Gadaleta G. et al., 2022, p.2). El rápido crecimiento resultante en la producción de plásticos es extraordinario, superando a la mayoría de los demás materiales hechos por el hombre (Schyns Z. et al., 2021, p.4).

Las excepciones notables son los materiales que se utilizan ampliamente en el sector de la construcción, como el acero y el cemento (Karmakar Ganga P., 2020, p.7). En cambio, el mercado más grande de plásticos es el empaque, una aplicación cuyo crecimiento fue acelerado por un cambio global de envases reutilizables a envases de un solo uso (Shahul H. et al., 2018, p.2).

Como resultado, la proporción de plásticos en los desechos sólidos municipales (en masa) aumentó de menos de 1 % en 1960 a más de 10 % en 2005 en países de ingresos medianos y altos (Trusts Pew C. et al., 2020, p.4). Al mismo tiempo, la generación mundial de desechos sólidos, que está fuertemente correlacionada con el ingreso nacional bruto per cápita, ha crecido constantemente durante las últimas cinco décadas (Kaza Silpa et al., 2018, p.22).

Los residuos se suelen clasificar en función de su punto de generación (Du Xingyu et al., 2022, p.4). Las categorías incluyen residuos municipales, comerciales, industriales, agrícolas y de construcción y demolición (C&D) (Zhao Fengbin et al., 2022, p.3).

Sin embargo, existe una ambigüedad dentro de estas categorías; por ejemplo, en EE.UU., los residuos sólidos municipales (RSM) incluyen los generados en los

sectores residencial, comercial e institucional (por ejemplo, escuelas, oficinas gubernamentales) (Khan Afzal H. et al., 2022, p.2). Mientras que, en otros países, los RSM pueden incluir desde los residuos residenciales únicamente hasta todos los residuos gestionados en el sistema municipal (por ejemplo, C&D, industriales no peligrosos) (Wang Wen-jing y You xue-yi., 2021, p.2).

Esta complejidad se ve agravada por el hecho de que algunos sistemas municipales gestionan materiales residuales procedentes del tratamiento del agua y de las aguas residuales (Bijos Júlia et al., 2022, p.4). Estos residuos relativamente pesados distorsionan la composición de los residuos secos, como los plásticos (Bello Adewale S. et al., 2022, p.5).

Teniendo en cuenta estas múltiples categorías, es difícil comparar la composición de los residuos entre países (Bhubalan K. et al., 2022, p.3). Pero, también, los residuos suelen ser clasificados por el organismo que necesita la información, y las encuestas suelen estar diseñadas con objetivos específicos.

Por ejemplo, una clasificación de residuos llevada a cabo para apoyar la planificación de un programa de reciclaje identificaría los plásticos comúnmente reciclados (Yan Xiaotao et al., 2021, p.1). Incluidos los envases de polietileno de alta densidad (HDPE) pigmentados y translúcidos y el tereftalato de polietileno (PET) transparente y pigmentado, y clasificaría el resto de plásticos como otros (Jaime Sandra BM. Et al., 2022, p.4).

Estas categorías son útiles en este contexto (de reciclaje), pero son menos completas para un estudio de los plásticos en el medio ambiente (Fehrenbach Gustavo W. et al., 2022, p.2). Otro problema es que los tipos de plásticos presentes varían entre los residuos municipales, agrícolas y de construcción y demolición (Christensen Thomas B., 2022, p.4).

En los residuos municipales predominan los envases (por ejemplo, botellas de bebidas) y las láminas (por ejemplo, bolsas de transporte, láminas de embalaje) (Dziok Tadeusz et al., 2022, p.1). Los residuos agrícolas pueden contener grandes cantidades de una sola lámina y los residuos de C&D pueden contener tubos de cloruro de polivinilo (PVC) y grandes envases de plástico (Kumar D. et al., 2022,

p.1). Igualmente, están los micro(nano)plásticos (MNP); quienes se clasifican como contaminantes persistentes emergentes que ocurren ampliamente en varios ecosistemas (Allen Steven et al., 2022, p.2).

Entre estos, se consideran microplásticos y nanoplásticos las partículas que oscilan entre 1 mm y 5 mm, y entre 1 nm y 1 mm, según la definición de algunos autores (Da Costa Joao P. et al., 2016, p.2). Aunque algunos autores han sugerido otras categorizaciones (por ejemplo, la mayoría, sin embargo, no han incluido la clasificación de los nanoplásticos) (Rocha Santos T. y Duarte A., 2016, p.4).

Estos desechos, cuya presencia fue reportada por primera vez en la década de 1970, pueden entrar en el medio ambiente directamente, y se han descrito numerosas fuentes de micro y nanoplásticos (Hu Lingling et al., 2022, p.2); como se muestra en la figura 1.

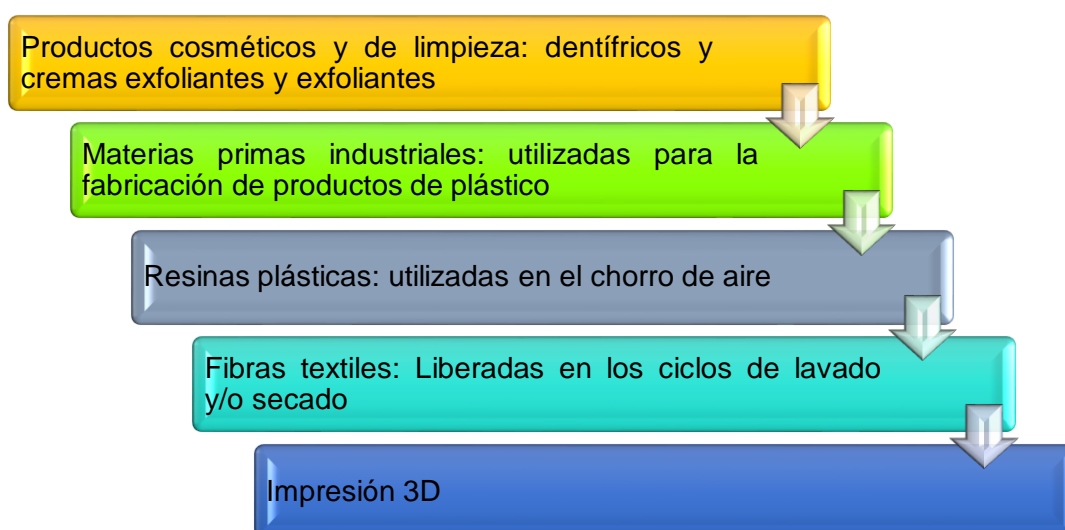


Figura 1: Fuentes de micro(nano)plásticos (MNP)

Fuente: Elaboración propia

Estas partículas se definen como microplásticos y nanoplásticos primarios. Los microplásticos y nanoplásticos secundarios son el resultado de la descomposición de residuos plásticos de mayor tamaño, debido a la exposición y a las actividades animales y microbianas, incluyendo bolsas de plástico, botellas y artes de pesca (Lambert S. y Wagner M., 2016, p.2). Así, mediante la figura 2 se muestra una definición de los plásticos basada en el tamaño propuesta por diferentes autores.

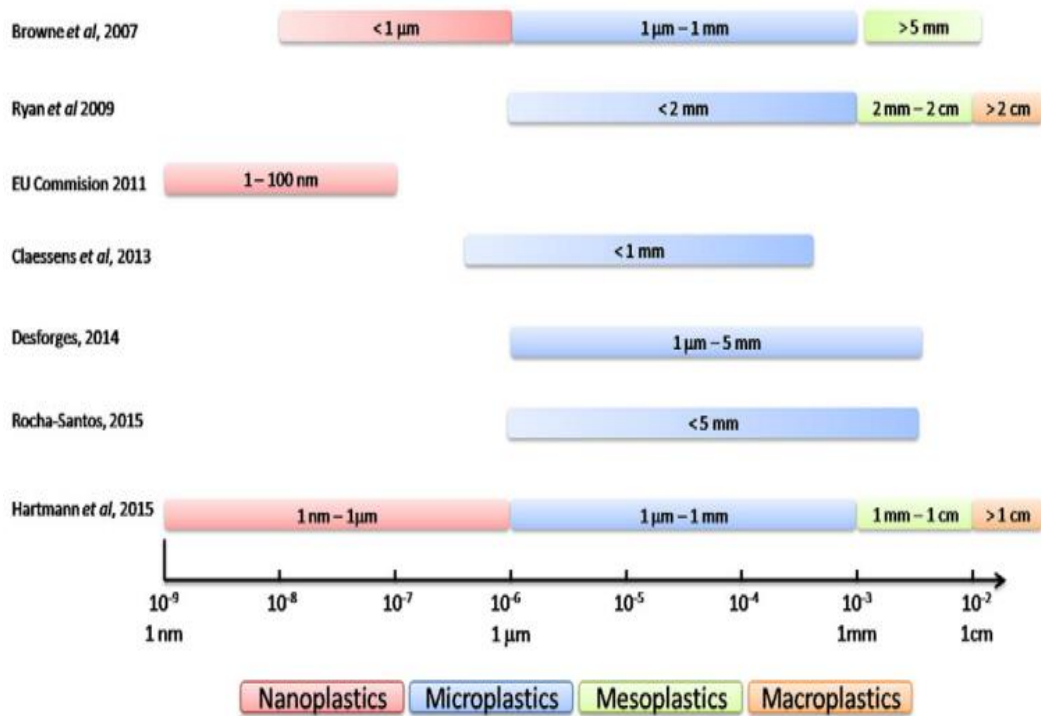


Figura 2: Plásticos basada en el tamaño

Fuente: Extraído de Da Costa Joao P. et al., (2016)

Aunque los macro desechos representan la mayor proporción de plástico en el océano por masa (kg.km²), las estimaciones apuntan a que los micro y nanoplásticos son la mayor proporción por número (elementos/km²) (Da Costa J. et al., 2018, p.3).

El tamaño reducido de estas partículas (< 1 μm) los hace susceptibles de ser ingeridos por organismos que se encuentran en la base de la cadena alimentaria (Deng Yongfeng et al., 2017, p.2). Además, la característica alta relación área superficial/volumen de las nanopartículas puede aumentar sus posibles efectos peligrosos, ya que otros contaminantes, como los contaminantes orgánicos persistentes, podrían adsorberse y sufrir fenómenos de bioacumulación y bioamplificación (Yu Jie et al., 2022, p.6).

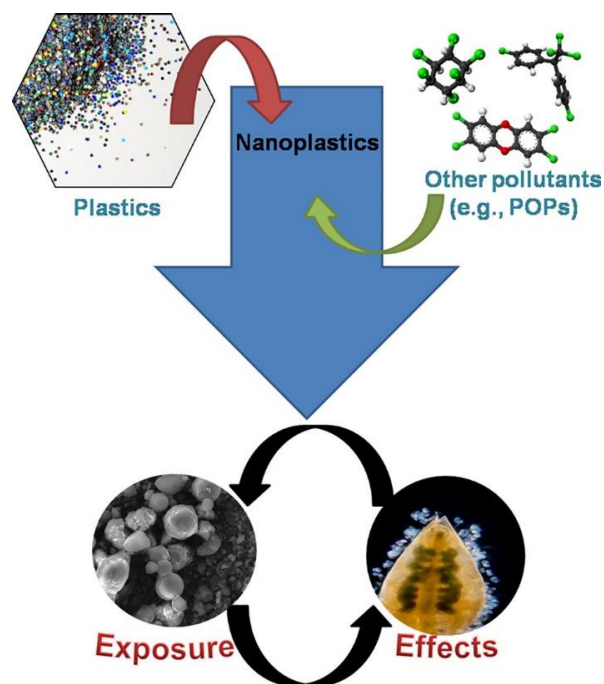


Figura 3: Nanoplásticos

Fuente: Extraído de Da Costa Joao P. et al., (2016)

A pesar de los riesgos potenciales señalados que estos desechos representan tanto para el medio ambiente como para los humanos, la comunidad científica prestó poca atención a las alarmas (Alhazmi H. et al., 2021, p.2). Recientemente, ha habido un interés creciente tanto por parte del público en general como de la comunidad científica en la contaminación del medio ambiente marino por partículas micro y nanoplásticas (Zhao Kai et al., 2021, p.2).

Al igual que muchos impactos antropogénicos en los sistemas naturales, es uno que, a pesar del reconocimiento generalizado del problema, sigue creciendo y, aunque se detenga inmediatamente, persistirá durante siglos (Mofijur M. et al., 2021, p.1). Lo que empezó como un problema estético de plásticos que ensuciaban las ciudades, el campo, las costas e incluso el océano, pronto se convirtió en la causa de la asfixia y el enredo de la vida silvestre (Seuront L. et al., 2022, p.2).

El número de implicaciones potencialmente nocivas de los residuos plásticos que se han identificado ha aumentado y ahora se sabe que estos también pueden transportar contaminantes orgánicos persistentes (COP), especies no autóctonas a nuevos lugares distribuir algas asociadas a las mareas rojas (Latchere O. et al., 2021, p.2).

Así mediante la figura 4 se muestra un modelo conceptual que ilustra los efectos potenciales de los materiales poliméricos degradados de diferentes tamaños.

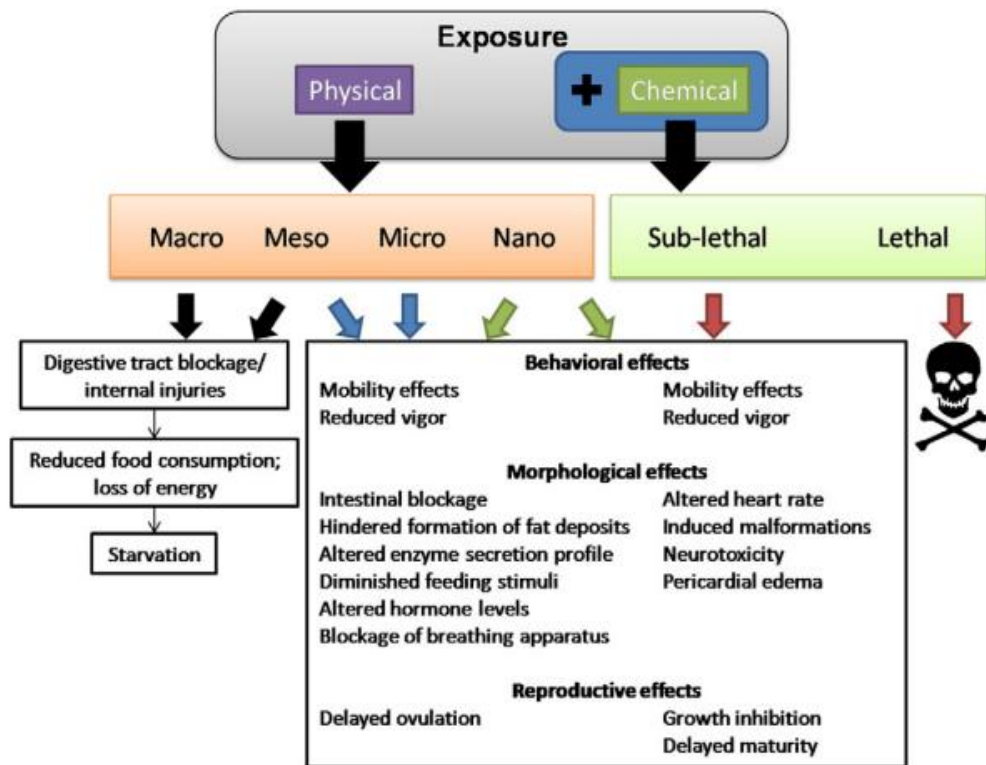


Figura 4: Efectos de los materiales poliméricos degradados de diferentes tamaños
Fuente: Extraído de Gao Haihe et al., (2022)

De acuerdo con la figura 4 se observa que los efectos de los macro y mesoplásticos son también observables en organismos más pequeños; además, a exposición a sustancias químicas por sí sola puede producir los efectos enumerados.

Pero también, los impactos de los micro(nano)plásticos (MNP) en las plantas terrestres (particularmente los cultivos) son poco conocidos (Gao Dandan et al., 2022, p.2). Debido a su pequeño tamaño y alta capacidad de adsorción, los MNP pueden adherirse a las superficies de las semillas y las raíces e inhibir la germinación de las semillas, el alargamiento de las raíces y la absorción de agua y nutrientes y, en última instancia, inhibir el crecimiento de las plantas (Wang Fayuan et al., 2022, p.3). (Ver figura 5).

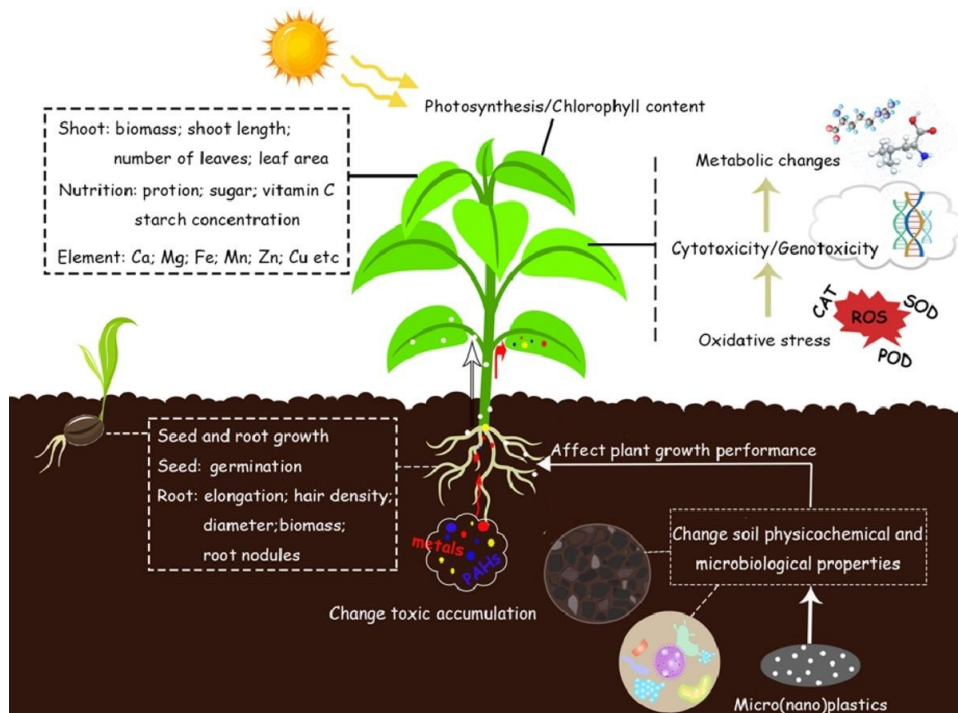


Figura 5: Daño subsiguiente en las plantas por la acumulación de MNP

Fuente: Extraído de Wang Fayuan et al., (2022)

Como se observa en la figura 5, los microplásticos (MP), especialmente los nanoplásticos (NP), pueden ser absorbidos por las raíces y trasladarse a tallos, hojas y frutos (Zhu Bo-Kai et al., 2018, p.2). La adherencia y acumulación de MNP puede inducir estrés oxidativo, citotoxicidad y genotoxicidad en las plantas, lo que lleva a una serie de cambios en el crecimiento de las plantas, la nutrición mineral, la fotosíntesis, la acumulación de tóxicos y los metabolitos en los tejidos de las plantas (Zhou Y. et al., 2019, p.2).

Las plantas están expuestas y en contacto con MNP que se encuentran ampliamente en el entorno natural, como en el suelo, el agua y el aire (Devi M. et al., 2022, p.1). Debido a su gran capacidad de adsorción, los MNP se adhieren fácilmente a la superficie de las semillas, raíces y hojas y, por lo tanto, afectan el desarrollo y la función de la planta (Zhou Jie et al., 2021, p.1).

Por tal motivo se requiere la degradación de los microplásticos; pudiéndose dar de diversas maneras, entre estas de forma simultánea o secuencial, dependiendo de si se trata de procesos bióticos o abióticos. Ver figura 6.

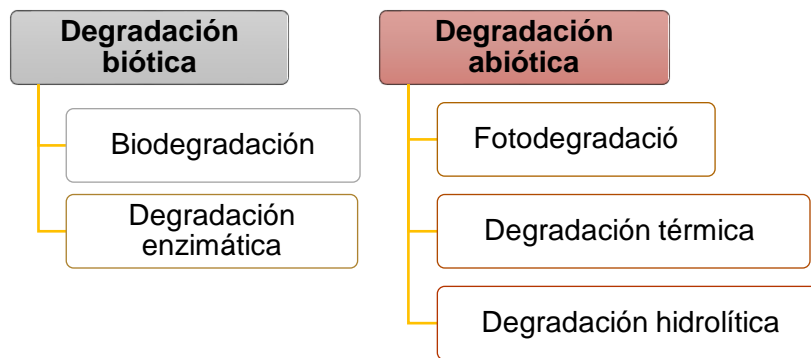


Figura 6: Degradación biótica y abiótica de microplásticos en el medio ambiente

Fuente: Elaboración propia

Pero también, las tecnologías como la coagulación son efectivas en la eliminación de MNP en el medio acuático; donde, la tecnología de coagulación generalmente usa sal de hierro fácilmente hidrolizada ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) o sal de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$) como floculante para purificar el efluente secundario (Xu Qiuxiang et al., 2021, p.2).

Así también, se encuentra la oxidación avanzada, siendo considerado como la tecnología para eliminar contaminantes orgánicos mediante la activación del peróxido para producir radicales hidroxilo y radicales sulfato con alto potencial de oxidación (potencial de electrodo de hidrógeno estándar) (Rout P. et al., 2022, p.3). Debido a que estos radicales libres tienen una fuerte capacidad de oxidación, se ha informado que muchos tipos de contaminantes, incluidos tintes, antibióticos y contaminantes orgánicos persistentes, se degradan o mineralizan de manera efectiva (Jin Bing et al., 2022, p.2).

Pero, aunque los MP también son nuevos contaminantes orgánicos, su exclusivo peso molecular alto, alta cristalinidad, y la falta de grupos tensioactivos los hace difíciles de degradar (Tong Huiyan et al., 2022, p.3).

En la actualidad, la tecnología de filtración ha demostrado una buena velocidad en el tratamiento avanzado de las plantas de tratamiento de aguas residuales (Gollong Grete et al., 2022, p.2). Y la membrana del filtro tiene una buena intercepción efecto sobre los MP con un tamaño de partícula más significativo que su tamaño de poro, donde, la eficiencia de eliminación es tan alta en un 90,45 % (Li Lucheng et al., 2018, p.2).

III. METODOLOGÍA

3.1. Tipo y diseño de investigación

El tipo de investigación fue básica, donde este es descrito por Howard Deborah, (2016, p.9), como el estudio destinado a aumentar nuestra base de conocimientos científicos. Además, este tipo de investigación solo puede ser teórica, lo que no la descalifica, ya que, pretende ampliar la comprensión de determinados fenómenos o comportamientos, buscando resolver o tratar tales hallazgos. Siendo así que este tipo de investigación fue aplicada, ya que, se busca identificar los puntos más importantes de la degradación de micro y nanoplasticos por contaminación en diversos ecosistemas, adquiriendo conocimientos de estudios que se recolectaron y se analizarán y compararán.

Además, el diseño aplicado en la investigación es de tipo narrativo de tópico, debido a que, el uso de la narrativa se da porque los seres humanos somos organismos contadores de historias, organismos que, individual y socialmente vivimos vidas relatadas y las narraciones nos llevan a la comprensión de la historicidad del sujeto, del retorno a sí mismo en un proceso de reflexión (Mertens, 2018, p.7). Ante ello, al ser una narrativa de tópico, se va a enfocar en el fenómeno de la degradación de micro y nanoplasticos.

3.2. Categoría, subcategoría y matriz de categorización

Las categorías mostradas en la tabla 1 fueron elaboradas en base a los tres objetivos y problemas específicos planteados, y los cuales ayudaron a generar las sub categorías como manera de mantener un orden y especificación de lo que se busca entender; así mismo, ello se plantea en base a dos criterios.

Tabla 1: Tabla de matriz de categorización apriorística

Objetivos específicos	Problemas específicos	Categoría	Subcategoría	Criterio 1	Criterio 2
Determinar cuáles son las metodologías utilizadas en la identificación del comportamiento de los micro y nanoplásticos que contaminan los diversos ecosistemas	¿Cuáles son las metodologías utilizadas en la identificación del comportamiento de los micro y nanoplásticos que contaminan los diversos ecosistemas?	Metodologías utilizadas en la identificación del comportamiento de los micro y nanoplásticos (Seuront L. et al., 2022, p.2)	Método in vivo / (especies acuáticas, marinas y de agua dulce; organismos terrestres como mamíferos) Método en vitro (cultivo celular) / De acuerdo al organismo usado (Bhubalan K. et al., 2022, p.3)	De acuerdo al organismo usado	De acuerdo al tipo de micro y nanoplástico
Clasificar cuáles son las técnicas más usadas para degradación de micro y nanoplásticos en los diversos ecosistemas	¿Cuáles son las técnicas más usadas para degradación de micro y nanoplásticos en los diversos ecosistemas?	Técnicas más usadas para degradación de micro y nanoplásticos (Gao Dandan et al., 2022, p.2)	Procesos bióticos Procesos abióticos (Yu Jie et al., 2022, p.6)	De acuerdo al tipo de tecnología	De acuerdo al contaminante a degradar
Definir cómo se caracterizan los micro y nanoplásticos presentes en los diversos compartimentos ambientales contaminados	¿Cómo se caracterizan los micro y nanoplásticos presentes en los diversos compartimentos ambientales contaminados?	Caracterizan los micro y nanoplásticos (Rout P. et al., 2022, p.3)	Caracterización física Caracterización química (Devi M. et al., 2022, p.1)	De acuerdo a la técnica analítica usada	De acuerdo al compartimento ambiental

Fuente: Elaboración propia

3.3. Escenario de estudio

El escenario de estudio fueron los laboratorios descritos por los investigadores donde llevaron a cabo los estudios experimentales de la degradación de micro y nanoplasticos y las caracterizaciones físicas y químicas, así como los lugares donde se recolectaron las muestras. Ello debido a que el presente trabajo es un estudio de diseño narrativo por lo que, no se realizaron estudios experimentales.

3.4. Participantes

Los participantes fueron 3, al ser una revisión sistemática dichos participantes fueron plataformas virtuales y páginas indizadas en las que se pudo buscar y extraer artículos científicos de diversas partes del mundo.

Las plataformas fueron: Sciencedirect, Scopus y Pubmed; las cuales brindan cantidad de estudios científicos como revistas académicas, artículos científicos y libros electrónicos.

3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos

La técnica utilizada fue el análisis documental; siendo este, un método de la investigación cualitativa en la que permite realizaran recopilaciones de estudios e identificar una cierta cantidad de características que engloben y sinteticen el contenido del estudio. Para lo cual se hizo uso de un instrumento de recolección; donde la ficha encontrada se muestra en el anexo 1.

El instrumento de recolección fue una elaboración propia denominada ficha de análisis de contenido; en la que se detallan datos del documento como: Título del estudio, datos de autor, metodología de estudio, metodologías utilizadas, Degradación de los micro y nanoplasticos, técnicas de caracterización, resultados, conclusiones.

3.6. Procedimiento

El procedimiento consistió de 4 revisiones, donde los artículos seleccionados utilizando las palabras clave en las plataformas Scienedirect, Scopus y Pubmed y mediante los procesos de selección y exclusión permitieron obtener los artículos añadidos al estudio. (Ver figura 7).

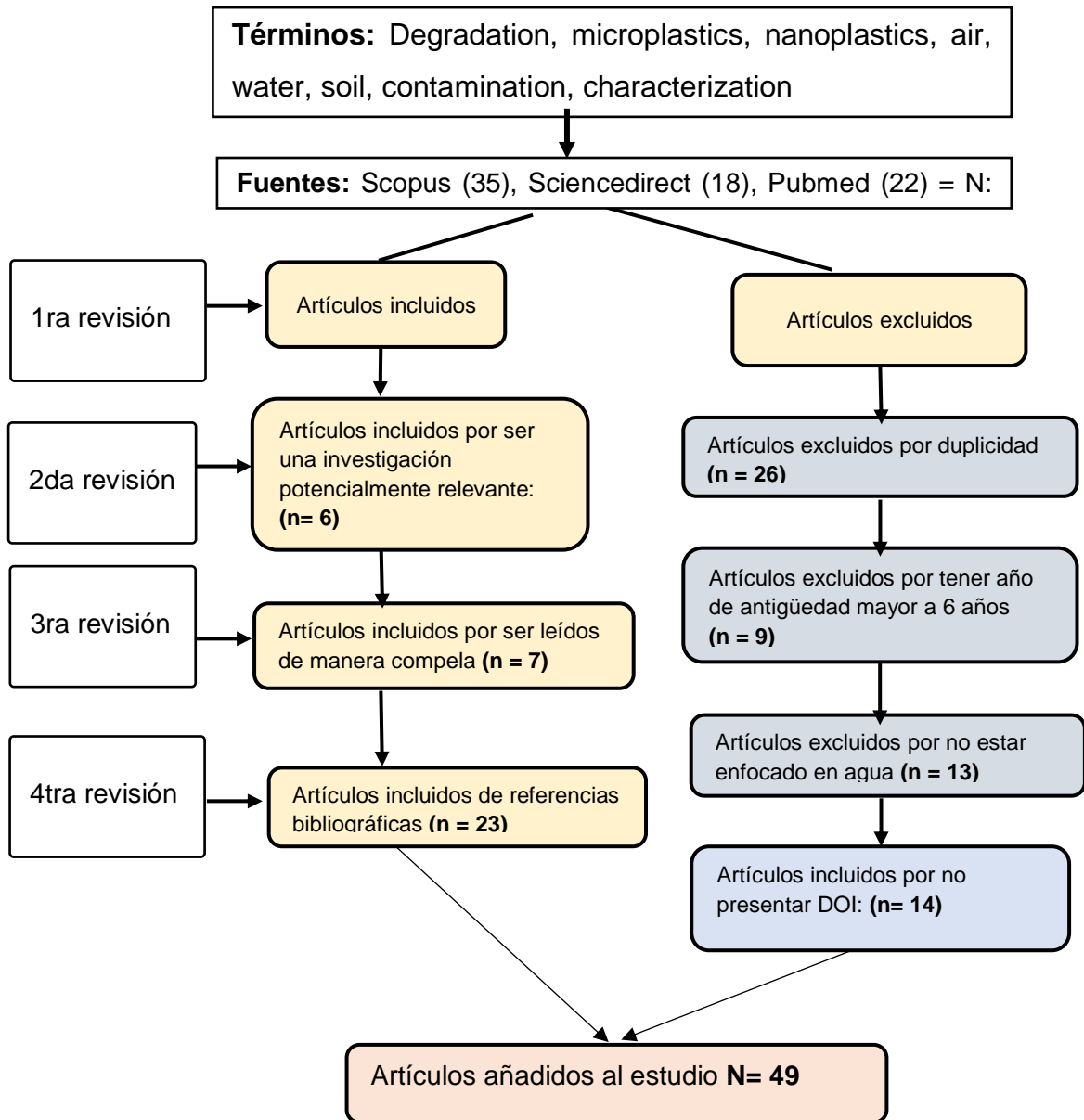


Figura 7: Procedimiento de selección de artículos

Fuente: Elaboración propia

3.7. Rigor científico

El rigor científico consiste en implementar los más altos estándares y las mejores prácticas del método científico y aplicarlos a la propia investigación; por lo que, en el presente trabajo se aplicaron 4 criterios para juzgar la rigurosidad de la investigación; siendo descritos por Cornejo et.al., (2011, pág.15), a continuación:

Entre los 4 criterios, la dependencia se centra en brindar la estabilidad de la información, ante ello el investigador debe corroborar la información varias veces. Además, este criterio genera discrepancias, ya que, algunos autores mencionan casi imposible llegar a la estabilidad de la información cuando el entorno donde se llevan a cabo los estudios son reales y por lo mismo no se pueden repetir en otros.

La fiabilidad "se describe en términos generales como la fiabilidad, la coherencia y/o la repetibilidad de la recogida, la interpretación y/o el análisis de los datos de un proyecto"; básicamente, es la capacidad de obtener los mismos resultados si se repite el estudio.

La generalización (validez externa o transferibilidad) consiste en "extender los resultados de la investigación, las conclusiones u otros relatos que se basan en el estudio de individuos, entornos, tiempos o instituciones concretos, a otros individuos, entornos, tiempos o instituciones distintos de los directamente estudiados". En la investigación cualitativa, la aplicación de los hallazgos a otra situación o población se logra mediante la descontextualización y la abstracción de los conceptos y la teoría emergentes.

Por último, la confiabilidad, describe como se recopilaron los datos y cuánto duró la recopilación, así como la recolección de los datos para el análisis y presentación de los hallazgos. Ante lo cual, se consigue cumplir con este criterio proporcionando una descripción detallada de los métodos de investigación.

3.8. Método de análisis de información

El proceso para analizar la información en este trabajo fue mediante el método de triangulación; debido a que este permite utilizar diversas técnicas de recogida de datos, como fueron el caso del análisis documental o la matriz de categorización apriorística; aplicando para ello criterios y niveles los cuales se plasmaron mediante categorías y sub categorías:

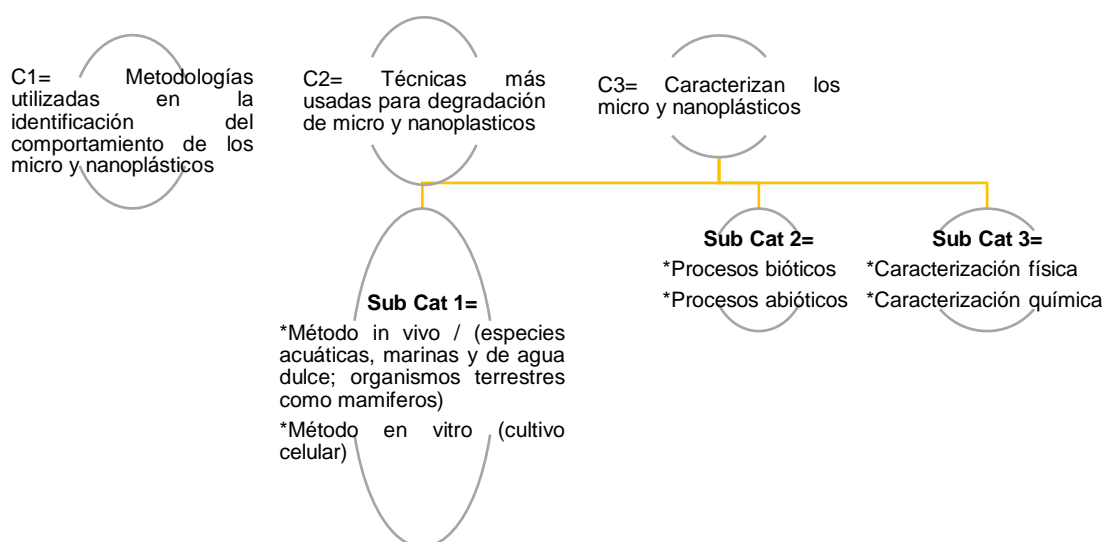


Figura 8: Criterios y niveles en el método de análisis documental

Fuente: Elaboración propia

3.9. Aspectos éticos

Los aspectos éticos cumplidos fueron 3; autenticidad, honestidad y respeto; siendo demostrado mediante el cumplimiento por la resolución de investigación N°110-2022-VI-UCV, demostrado por el programa turnitin mediante el porcentaje de autenticidad y, por último, brindando la debida cita a los autores de quienes se tomó la información, utilizando la Norma ISO-690.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La degradación adicional de micro/nanoplásticos primarios y secundarios altera sus características, afectando sus propiedades físicas y químicas. Por ello que, los cambios en propiedades como el color, la morfología de la superficie, la hidrofilia, la cristalinidad, el tamaño de las partículas y la densidad afectan directamente las interacciones ambientales. Es por ello que se busca determinar los puntos más importantes de la degradación de micro y nanoplásticos por contaminación en diversos ecosistemas; detallando mediante la tabla 2, 3 y 4.

Para examinar los efectos y el comportamiento de los MNP, se han empleado varias metodologías en la investigación toxicológica; como se observa en la tabla 2, donde se emplearon biomarcadores como metodologías utilizadas en la identificación del comportamiento de los micro y nanoplásticos. Siendo estas de tipo in vivo en un 92% de estudios que lo aplicaron; como las criaturas marinas y organismos terrestres; mientras que el método in vitro fue encontrado que se aplicó en 2 de los 26 estudios siendo un 8% de artículos estudiados.

Ello debido a que los micro y nanoplásticos se bioacumulan en la cadena alimentaria acuática después de la ingestión por organismos acuáticos, como crustáceos, zooplancton, caracoles, peces y mamíferos marinos, y la transferencia progresiva de partículas ingeridas a través de los niveles tróficos. Siendo así corroborado por Wen Bin et al., (2018, p.2), quien examinó los microplásticos y sus efectos combinados en juveniles (grupo 0+) de un cíclido amazónico, el pez disco (*Symphysodon aequifasciatus*). Durante 30 días, los peces se expusieron a temperatura ambiente o elevada (es decir, 28 o 31 °C) en ausencia o presencia de MP (es decir, 0 o 200 µg/L). Donde, los resultados mostraron que la tasa de supervivencia y la longitud del cuerpo no se vieron afectadas por MP, temperaturas elevadas o su combinación y la exposición a MP disminuyó el rendimiento depredador posterior a la exposición (PEPP) a temperatura ambiente, pero no a temperaturas elevadas.

Tabla 2: Metodologías utilizadas en la identificación del comportamiento de los micro y nanoplásticos en los diversos ecosistemas

Organismo modelo	Tipo de biomarcador	Marcador	Tipo de MP/NP	Período de exposición	Comportamiento en diferentes ecosistemas	Fuente
<i>Lepidopus caudatus</i>	In vivo	hígado, gónadas	PVC (Policloruro de vinilo)	N / A	Presencia de niveles elevados de ftalatos en diferentes órganos.	Salvaggio Antonio et al., (2019, p.1)
<i>melastigma de Oryzias</i>	In vivo	Branquias, hígado, intestino, gónadas	PS	60 días	Causó daños en los tejidos, trastornos reproductivos específicos del sexo y efectos transgeneracionales.	Wang Jun et al., (2019, p.1)
<i>Clarias gariepinus</i>	In vivo	Sangre	PVC (Policloruro de vinilo)	45 días	Promovió el estrés oxidativo, la neurotoxicidad y la peroxidación lipídica.	Iheanacho Stanley C. y Odo G., (2020, p.1)
Humano	In vivo	Heces	PP, PET	7 días	Todas las muestras dieron positivo para microplásticos.	Schwabl Philipp et al., (2019, p.2)
<i>carassius aurato</i>	In vivo	Intestino, branquias, hígado, tejido muscular	PS	7 días	Arreglo celular trastornado.	Yang Hui et al., (2020, p.1)
<i>danio rerio</i>	In vivo	Cabeza, branquias, musculo	BPA	3 días	Los efectos neurotóxicos, como la disminución de la actividad de AChE, aumentaron los niveles de DA.	Chen Qiqing et al., (2017, p.1)
<i>Oreochromis niloticus</i>	In vivo	Intestino, hígado, branquias, tejido cerebral	PS	14 días	Inhibición de la actividad AChE, inducción de enzimas antioxidantes.	Ding Jiannan et al., (2018, p.1)
<i>Mus musculus</i>	In vivo	Intestino, riñón, hígado	PS	30 días	Un aumento dependiente de la dosis en AChE, actividad de LDH, disminución dependiente de la dosis en ATP y catalasa en el hígado.	Deng Yongfeng et al., (2017, p.1)

<i>Mytilus galloprovincialis</i>	In vitro	hemocitos	PS	<1 día	Aumento del daño celular.	Canesi Laura et al., (2016, p.1)
<i>Symphysodon aequifasciatus</i>	In vivo	Cuerpo de pescado entero	PE	30 días	Disminución de AChE en la región de la cabeza.	Wen Bin et al., (2018, p.2)
<i>Caenorhabditis elegans</i>	In vivo	Intestino	PS	3 días	Toxicidad excitatoria sobre el comportamiento locomotor, estrés oxidativo.	Lei Lili et al., (2018, p.1)
<i>Artemia franciscana</i>	In vivo	Intestino	PS	2 días	Aumento de la velocidad de natación, disminución de la actividad de AChE, aumento de la actividad de PChE, aumento de la actividad de catalasa.	Gambardella Chiara et al., (2017, p.1)
<i>danio rerio</i>	In vivo	Branquias, hígado, cerebro, riñón, intestino	PE	10, 20 días	Impacto mínimo en las respuestas de biomarcadores.	Kamari Ali et al., (2017, p.2)
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	In vivo	Todo el cuerpo	PS	4 días	Peroxidación lipídica, daño oxidativo inducido.	Brandts I. et al., (2018, p.1)
Ratones	In vivo	Corazón, hígado, bazo, pulmón, cerebro, intestino grueso, intestino delgado, útero, ovario, sangre	PS	35 días	La inflamación inducida y el estrés oxidativo de los ovarios, redujo el número de folículos antrales ováricos, afectó la maduración y el desarrollo de los ovocitos.	Liu Zhiqiang et al., (2022, p.1)
<i>Sphaerechinus granularis</i>	In vivo	Góndolas	PS	3 días	Defectos morfológicos del desarrollo inducidos.	Trifuoggi Marco et al., (2019, p.1)
<i>Sparus aurata</i>	In vivo	Sangre, piel, cabeza-riñón, hígado	PVC (Policloruro de vinilo)	30 días	Estrés inducido y fisiología general de los peces.	Espinosa Cristóbal et al., (2017, p.2)
zooplancton	In vivo	quistes	PE	2 días	No hay riesgo de exposición notable.	Beiras R. et al., (2018, p.1)
<i>Dafnia magna</i> , <i>Artemia franciscana</i>	In vivo	Intestino	PE, PET	2 días	No se encontraron efectos letales retardados.	Kokalj Anita et al., (2018, p.1)

<i>Paracentrotus lividus</i>	In vivo	Góndolas	PS, PE	30 días	Mayor toxicidad inducida.	Martínez Gómez C. et al., (2017, p.2)
<i>Paracentrotus lividus, Ciona robusta</i>	In vivo	embriones	PS	2 días	Metamorfosis alterada del juvenil y forma del cuerpo.	Messinetti Silvia et al., (2018, p.1)
<i>dafnia magna</i>	In vitro	Células somáticas	Microesferas de polímero fluorescente rojo	21 días	La disminución del crecimiento, la reproducción y la tasa de crecimiento de la población, provocó la extinción de hasta 2 generaciones.	Martins A. y Guilhermino L., (2018, p.1)
<i>danio rerio</i>	In vivo	Hígado, intestino, tejido muscular, cerebro	PE	504 días	Aumento de los efectos tóxicos en los peces expuestos a contaminantes químicos.	Rainieri Sandra et al., (2018, p.2)
<i>Gammarus pulex</i>	In vivo	Todo el cuerpo	PET	48 días	Supervivencia no afectada, actividad de alimentación, reservas de energía y muda.	Weber Annkatrin et al., (2018, p.1)
<i>Skeletonema costatum</i>	In vitro	Células	PS, PE, PVC (Policloruro de vinilo)	4 días	Dando como resultado daños físicos.	Zhu Zhi-lin et al., (2019, p.1)
<i>Humano</i>	In vivo	Placenta	PP	7 días	Ocurrieron como disruptores endocrinos con efectos potenciales a largo plazo en la salud humana.	Ragusa Antoni et al., (2021, p.1)

Fuente: Elaboración propia

Así también Kamari Ali et al., (2017, p.2), que probó los efectos de los microplásticos en la longitud total, el peso, el factor de condición (FC), el nivel transcripcional de genes antioxidantes, antiapoptóticos y proapoptóticos y neurotransmisores, y la histopatología de las branquias, el hígado, cerebro, riñón e intestino en las larvas de pez cebra (*Danio rerio*). Donde, los peses fueron expuestos a uno de los tres niveles de fragmentos de polietileno de baja densidad (LDPE) prístinos (5, 50 o 500 µg/L) durante 10 o 20 días y demostró que la exposición a corto plazo a fragmentos de LDPE tiene un impacto mínimo en las respuestas de biomarcadores en las larvas de *D. rerio*.

Pero también, están quienes utilizaron mamíferos como indicadores; como fueron los casos de Ragusa Antoni et al., (2021, p.1); quien utilizó seis placentas humanas, recolectadas de mujeres con embarazos fisiológicos que dieron su consentimiento y se analizaron mediante microespectroscopia Raman para evaluar la presencia de microplásticos; en total, se encontraron 12 fragmentos microplásticos (de 5 a 10 µm de tamaño), con forma esférica o irregular, en 4 placentas (5 en el lado fetal, 4 en el lado materno y 3 en las membranas corioamnióticas).

Ayudando el estudio anterior se encuentra Liu Zhiqiang et al., (2022, p.1), Deng Yongfeng et al., (2017, p.1) y Schwabl Philipp et al., (2019, p.2). Pero, Guerrero Maria C. et al., (2021, p.1), manifiesta que, en los mamíferos, los impactos de estas pequeñas partículas que se originan de la fragmentación de muchas formas de desechos, aunque han sido ampliamente documentados aún se desconocen las implicaciones a largo plazo de la exposición aguda y crónica.

Ante los estudios en humanos y mamíferos el aumento de la exposición a partículas o fibras se ha relacionado con impactos en la salud de los sistemas respiratorio, hepático, inmunológico y gastrointestinal, como se detalla en los estudios mostrados en la tabla 2.

Además, los estudios que utilizaron diferentes biomarcadores, incluidos branquias, piel, intestino, cerebro, sangre, placenta, gónadas, etc. en los artículos de Guerrero Maria C. et al., (2021, p.2), Yang Hui et al., (2020, p.3), Chen Qiqing et al., (2017, p.2), Wu Xiaolian et al., (2021, p.1) utilizando modelos de peces, humanos y otros

organismos, informaron diversas rutas de absorción además del sistema digestivo, las branquias y la piel, con interrupción en el tiempo de incubación, disminución de la tasa de eclosión, frecuencia cardíaca y longitud corporal de la descendencia, entre otros. Por otro lado, las técnicas más usadas para la degradación de micro y nanoplasticos en los diversos ecosistemas se muestran en la tabla 3 mediante una clasificación de diversos artículos.

Tabla 3: *Degradación de los micro y nanoplásticos presentes en los diversos ecosistemas*

Tipo de degradación	Características	Fuente
Degración Foto degradación	Las actividades de degradación son impulsadas por la reticulación, y pueden ocurrir eventos de escisión de cadena cuando los plásticos se someten a luz UV visible de alta energía (290-400 nm) y (400-700 nm), lo que lleva a una mayor reactividad de los electrones en el plásticos (256).	Nabi Iqra et al., (2020, p.1), Yuan Fang et al., (2020, p.1);
abió tica		
Degradación térmica	Ocurre cuando las temperaturas entre 375 y 500 °C provocan la descomposición de los polímeros.	Yan Fei et al., (2021, p.1),
Degradación hidrolítica	Este mecanismo depende en gran medida de la disponibilidad de enlaces covalentes susceptibles de hidrólisis, como los presentes en los grupos éter y éster [201].	Kang Jian et al., (2019, p.2), Li Lucheng et al., (2018, p.1)
Degración abió tica	Degradación enzimática / enzimas microbianas	Ocurre cuando ocurre la hidrólisis y las enzimas atacan el sustrato polimérico después de la escisión hidrolítica.
biótica	Degradación por microorganismos	Varios microorganismos, como bacterias y hongos, contribuyen a la degradación de los polímeros naturales y manufacturados [271].
	Filtración	Incluye ultrafiltración, filtración de arena, ósmosis inversa y membrana dinámica. Tiene las ventajas de un bajo consumo de energía y una alta tasa de separación.
		Tournier V. et al., (2020, p.2)
		Miao Fei et al., (2020, p.1) fenton, Tiwari Ekta et al., (2020, p.2)
		Talvitie Julia et al., (2017, p.1, p.6), Ziajahromi Shima et al., (2017, p.1), Li Lucheng et al., (2018, p.4),

Fuente: Elaboración propia

Las técnicas más usadas para degradación de micro y nanoplasticos fueron la degradación enzimática / enzimas microbianas, degradación por microorganismos y Filtración; donde la filtración incluye ultrafiltración, filtración de arena, ósmosis inversa y membrana dinámica.

Sin embargo Ma Baiwen et al., (2019, p.1), señala oposición, mediante su artículo, donde estudió la eficiencia de eliminación de la coagulación de MNP de polietileno en condiciones neutras y señaló que cuando se utiliza el enfoque tradicional, el efecto de eliminación de los MNP no es el ideal y es que, en el experimento de simulación, cuando se agregan 2 mmol/L de sal de hierro ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), algunas partículas MP no se precipitan de manera efectiva porque los flóculos no las capturan firmemente. La tasa de eliminación de MP con un diámetro inferior a 0,5 mm es solo del $13,27 \pm 2,19 \%$.

En los primeros análisis cualitativos y cuantitativos de las MP, la tecnología de oxidación avanzada muestra el potencial de degradación de las MP. Los investigadores descubrieron que cuando se utiliza el reactivo de Fenton para eliminar biopelículas o contaminantes orgánicos transportados por los MP en el medio ambiente, un tiempo de tratamiento demasiado largo destruirá la morfología de la superficie de los MP.

Siendo así como Kang Jian et al., (2019, p.1) usó la tecnología de oxidación avanzada de persulfato (SR AOP) para activar el persulfato mediante el uso de nanotubos de carbono dopados con nitrógeno rotativos anclados con nanopartículas de carburo de manganeso y realizó la degradación de MP y fragmentos de polietileno en comerciales, productos de cuidado personal en una caldera hidrotermal. Bajo la acción sinérgica del radical hidroxilo y el radical sulfato, el sistema de degradación logró una pérdida de peso de MP del 54% a 160°C y 8h.

Pero también la filtración ha demostrado una buena velocidad en el tratamiento avanzado de las plantas de tratamiento de aguas residuales, donde las tecnologías como la osmosis inversa fueron aplicadas, como es el caso del artículo de Ziajahromi Shima et al., (2017, p.1); quien tuvo como objetivo desarrollar un método validado para muestrear y procesar microplásticos de efluentes de aguas residuales y aplicar el método desarrollado para cuantificar y caracterizar microplásticos a

base de aguas residuales en efluentes de tres EDAR que utilizan agua primaria, secundaria y procesos de tratamiento terciario.

Ante ello, se tuvo que la ósmosis inversa podría reducir con éxito las concentraciones de MP en el agua sin tratar de 2,2/L a 0,21/L. Porque la membrana del filtro tiene una buena intercepción efecto sobre los MP con un tamaño de partícula más significativo que su tamaño de poro, la eficiencia de eliminación es tan alta como 90,45 %.

Así mismo, manifiesta Li Lucheng et al., (2018, p.3), en su estudio, señalando que se puede utilizar como una barrera eficaz para capturar diputados; adoptando en su trabajo tecnología de membrana dinámica con un diámetro de poro de pantalla de filtro de 90 μ M que lo utilizó como membrana de soporte para tratar aguas residuales sintéticas, entre los cuales, los MP son simulados por partículas de diatomeas con las mismas características insolubles y refractarias, y el diámetro es inferior a 90 μ M. Las partículas de diatomeas representan el 90 % del total. Después del tratamiento con tecnología de membrana dinámica, la turbidez (NTU) de las aguas residuales sintéticas, en veinte minutos, se redujo de 195 NTU a menos de 1 NTU.

Al igual que los estudios anteriores aplicando filtración, Talvitie Julia et al., (2017, p.6); en su estudio utilizó el biorreactor de membrana, pero manifiesta que; combinando los efectos sinérgicos de la biodegradación y la separación de membrana se puede mostrar una excelente capacidad de eliminación de microplásticos; donde, en su trabajo el estudio de la planta de tratamiento de aguas residuales de Turku en Finlandia, el uso de la tecnología de biorreactores de membrana en el tratamiento terciario puede reducir el número de MP de $(6,9 \pm 1,0)/L$ a $(0,005 \pm 0,004)/L$. Bajo esta condición, la tasa de eliminación de MP del biorreactor de membrana llega al 99,9 %, lo que tiene ventajas obvias sobre los procesos de tratamiento tradicionales de tres etapas, como la filtración de disco (40 % - 98,5 %) y la tasa de arena rápida (97 %).

Por último, mediante la tabla 4 se definió cómo se caracterizan los micro y nanoplásticos presentes en los diversos compartimientos ambientales contaminados.

Tabla 4: Caracterización de los micro y nanoplásticos presentes en los diversos compartimientos ambientales

Técnica analítica	Tipo o	Tipo de plástico o	compartimento ambiental	Tasa de recuperación	detección o	Referencias
Imágenes FT-IR	Química	PE, PA, PVC, poliéster y resina epoxi	Agua potable de fuente subterránea	Partículas entre 50 y 150 μm de tamaño	detectadas de	Mintenig S. et al., (2019, p.1)
Un único procedimiento analítico/de extracción	Química	PE, PS, PVC	Suelo	NP detectadas con un tamaño que oscila entre 20 y 150 nm	con un	Wahl Aurélie et al., (2021, p.1)
Espectroscopia visual y espectroscopia Raman	Física	PE y PP	Marina	Detecta el 68 % de materiales plásticos, el 75 % de fibras y el 64 % de partículas	de	Lenz Robin et al., (2016, p.1)
Espectroscopia Micro-Raman	Física	PS, PP y PE	Aguas superficiales y sedimentos	Se detectó 38,5 %, 29,4 % y 21 % de los respectivos fragmentos con una abundancia de 1597 a 12 611 n/m^3 y de 25 a 300 n/kg de peso húmedo (ww) en cada matriz		Lenz Robin et al., (2016, p.1)

Espectroscopía Raman Micro-Raman	Física	Poliéster, PET, PP, PE y poliolefinas	Agua de botellas de plástico retornables y de un solo uso	Fragmentos pequeños (-50-500 µm) y muy pequeños (1-50 mm) detectados	MP	Schymanski Darena et al., (2018, p.1)
Espectroscopía Raman Micro-Raman	Física	-	agua mineral embotellada	Detectó más del 90 % de MP, pigmentos y partículas de aditivos de menos de 5 µm		Obman y Barbara E. et al., (2018, p. 2)
Espectroscopía Raman mejorada en superficie	Física	PS, PE y PP	Agua pura y agua de mar	Detecte plásticos de 100 nm hasta 40 µg/mL		Lv Lulu et al., (2020, p.1)
FTIR	Química	HDPE, LDPE, poliéster y PET	Nieve	Detectado 39 % fibras y 61 % fragmentos plásticos		Parolini Marco et al., (2021, p.1)
FTIR y Pyro-GC-MS (cromatografía de gases-espectrometría de masas)	Química y Física	-	Agua potable	La mayoría de los MP detectados tenían menos de 150 µm y el 32 % tenían menos de 20 µm	MP	Kirsten Inga V. et al., (2021, p.1)
pir-GC-MS (cromatografía de gases-	Física	PE, PA, Poliéster	Agua potable	La cantidad total de polímeros osciló entre 6,1 y 93,1 µg/m ³		Gomiero Alessio et al.,

espectrometría de masas)						(2021, p.2)
pir-GC-MS (cromatografía de gases-espectrometría de masas)	Física	PE, PP, PS	Suelo	La repetibilidad de la medición fue de 3,2–7,2 % RSD y las recuperaciones fueron de 70–128 %		Steinmetz Zacharias et al., (2020, p.1)
pir-GC-MS (cromatografía de gases-espectrometría de masas)	Física	PP, PE, PET, PVC, PS, PA	Sedimento	Tamaño de desechos detectados de 10-40 µm		Gomiero Alessio et al., (2019, p.2)
Pirólisis - Cromatografía de gases espectrometría de masas de tiempo de vuelo (Pyr-GCToF)	Física	> 0,1 micras	Agua	Se encontró que los niveles de detección estaban por debajo de <50 mg/L, con buena precisión (%RSD <20%)		Sullivan G. et al., (2020, p.1)
Pirólisis-ToF-MS	Física	-	Compuestos pirolizados de muestra de agua marina	El 27,4 % de los pirolizados se clasificaron como irritantes, el 31,4 % resultaron ser irritantes junto con otros peligros, por ejemplo, inflamables, corrosivos, etc.; mientras que alrededor del 41,2 % no se clasificaron en la categoría Irritante		Vilakati bongekile et al., (2020, p.2)

Fuente: Elaboración propia

Numerosas técnicas espectroscópicas como estereomicroscopio, FTIR, pirólisis-cromatografía de gases-espectrometría de masas (Pyr-GC/MS), espectroscopia Raman, etc. se han utilizado para identificar y cuantificar muchos tamaños de partículas de plástico en diferentes biotas; siendo las más utilizadas por la clasificación en la tabla 3, los métodos físicos, donde el 77% de los investigadores lo aplican, mientras que el restante 23% emplearon los métodos químicos.

Siendo así corroborado por Lenz Robin et al., (2016, p.1), Lenz Robin et al., (2016, p.1), Schymanski Darena et al., (2018, p.1), Obmann Barbara E. et al., (2018, p.2), Lv Lulu et al., (2020, p.1), Gomiero Alessio et al., (2021, p.2), Steinmetz Zacharias et al., (2020, p.1), Gomiero Alessio et al., (2019, p.2), Sullivan G. et al., (2020, p.1), Vilakati bongekile et al., (2020, p.2); quienes utilizaron técnicas físicas como la espectroscopia visual y espectroscopia Raman, Espectroscopia Micro-Raman y cromatografía de gases-espectrometría de masas. Siendo así apoyada y respaldada por Patil Swapnil M. et al., (2022, p.2), quien señala que el método Ram proporciona una mayor precisión y una resolución superior en comparación con la espectroscopia FTIR utilizada entre las técnicas químicas.

También, se comprobó que la espectroscopia Raman fue entre las técnicas más utilizadas, donde este se puede utilizando el cambio de frecuencia de la luz retrodispersada para producir un rango específico del espectro electromagnético para un polímero específico (Prata Joana C. et al., 2020, p.2).

Pero Hurley Rachel R. et al., (2018, p.3), en su artículo menciona oposición a lo señalado anteriormente, indicando que la presencia de impurezas, suciedad o materia orgánica residual sin procesar en las muestras puede ralentizar el análisis y dificultar la fácil identificación de las partículas de plástico. Lo que es apoyado por Kirsten Inga V. et al., (2021, p.1); analizando las muestras de agua con presencia de microplásticos mediante dos de las técnicas analíticas más validadas y complementarias: imágenes μ FTIR y Py-GCMS; donde señaló que ambos métodos determinaron con éxito contenidos bajos en agua potable; sin embargo, μ FTIR y Py-GCMS identificaron diferentes tipos de polímeros en muestras con un bajo contenido total de MP.

Mientras que, la técnica química usada fue FTIR (infrarrojos por transformada de Fourier); por Parolini Marco et al., (2021, p.1), Mintenig S. et al., (2019, p.1), Wahl Aurélie et al., (2021, p.1).

Lo que Hermabessiere Ludovic et al., (2018, p.2); en su estudio presenta respaldo a lo señalado por el trabajo de Kirsten Inga V. et al., (2021, p.1); indica que, en estudios de optimización y validación, se demostró que el método Pyr-GC/MS, con un límite de detección de 1 µg, se puede utilizar para complementar la espectroscopia µ-Raman, y podría ofrecer una buena evaluación del rendimiento, así como partículas plásticas precisas.

V. CONCLUSIONES

1. Entre los puntos más importantes de la degradación de micro y nanoplasticos por contaminación en diversos ecosistemas, se tiene que los biomarcadores como metodologías utilizadas para identificar el comportamiento de los micro y nanoplásticos es crucial; debido a que, muestran eventos moleculares/celulares subyacentes que son difíciles de cuantificar directamente y, a menudo, son efectivos como una medida sustituta de los efectos de exposición de los contaminantes.
2. Además, Las metodologías utilizadas en la identificación del comportamiento de los micro y nanoplásticos que contaminan los diversos ecosistemas son biomarcadores; siendo estas de tipo in vivo en un 92% de estudios que lo aplicaron; como las criaturas marinas y organismos terrestres; mientras que el método in vitro fue encontrado que se aplicó en 2 de los 26 estudios siendo un 8% de artículos estudiados.
3. Las técnicas más usadas para degradación de micro y nanoplasticos fueron por degradación biótica, donde, la degradación enzimática / enzimas microbianas, degradación por microorganismos y Filtración; como la ultrafiltración, filtración de arena, ósmosis inversa y membrana dinámica fueron las utilizadas.
4. Los micro y nanoplásticos presentes en los diversos compartimientos ambientales contaminados se caracterizan mediante técnicas física más que las químicas, donde, las más utilizadas en los métodos físicos con un 77% de estudios que lo afirman son la espectroscopia visual y espectroscopia Raman, Espectroscopia Micro-Raman y cromatografía de gases-espectrometría de masas y mediante las técnicas químicas con un 23% se encuentra el FTIR.

VI. RECOMENDACIONES

1. Continuar estudiando acciones rápidas para abordar el problema de los micro y nanoplásticos buscando una adecuada identificación cuantitativa y cualitativa, caracterización, y la evaluación de riesgos de estos.
2. Se sugiere realizar una mejor gestión de los desechos sólidos, ya que, desde ese punto se reducirán significativamente la contaminación plástica y por ende los micro y nanoplásticos.
3. Se recomienda adoptar un enfoque que incluya la recuperación y el reciclaje de plásticos usados de los flujos de desechos y el medio ambiente.
4. Por último, se sugiere a los futuros investigadores ambientales desarrollar estudios elaborando polímeros biodegradables y otras alternativas, ya que, estos pueden ayudar a reducir la contaminación causada por el aumento de la demanda mundial y la dependencia de los plásticos.

REFERENCIAS

ALLEN, Steve, et al. Micro (nano) plastics sources, fate, and effects: What we know after ten years of research. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 2022, vol. 6, p. 100057. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100057>

ALHAZMI, Hatem; ALMANSOUR, Faris H.; ALDHAFEERI, Zaid. Plastic waste management: A review of existing life cycle assessment studies. *Sustainability*, 2021, vol. 13, no 10, p. 5340. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/su13105340>

BEIRAS, R., et al. Ingestion and contact with polyethylene microplastics does not cause acute toxicity on marine zooplankton. *Journal of hazardous materials*, 2018, vol. 360, p. 452-460. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.07.101>

BELLO, Adewale S.; AL-GHOUTI, Mohammad A.; ABU-DIEYEH, Mohammed H. Sustainable and long-term management of municipal solid waste: A review. *Bioresource Technology Reports*, 2022, p. 101067. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101067>

BHUBALAN, Kesaven, et al. Leveraging blockchain concepts as watermarkers of plastics for sustainable waste management in progressing circular economy. *Environmental Research*, 2022, vol. 213, p. 113631. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113631>

BIDEGAIN, Gorka; PAUL-PONT, Ika. Commentary: Plastic waste associated with disease on coral reefs. *Frontiers in Marine Science*, 2018, vol. 5, no 237. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00237>

BIJOS, Júlia CBF, et al. Improving circularity in municipal solid waste management through machine learning in Latin America and the Caribbean. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, 2022, vol. 28, p. 100740. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scp.2022.100740>

BRANDTS, I., et al. Effects of nanoplastics on *Mytilus galloprovincialis* after individual and combined exposure with carbamazepine. *Science of the total*

environment, 2018, vol. 643, p. 775-784. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.257>

CANESI, Laura, et al. Interactions of cationic polystyrene nanoparticles with marine bivalve hemocytes in a physiological environment: Role of soluble hemolymph proteins. Environmental research, 2016, vol. 150, p. 73-81. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.05.045>

CHEN, Qiqing, et al. Enhanced uptake of BPA in the presence of nanoplastics can lead to neurotoxic effects in adult zebrafish. Science of the Total Environment, 2017, vol. 609, p. 1312-1321. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.144>

CHRISTENSEN, Thomas Budde. Closing the material loops for construction and demolition waste: The circular economy on the island Bornholm, Denmark. Resources, Conservation & Recycling Advances, 2022, vol. 15, p. 200104. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.rcradv.2022.200104>

DA COSTA, Joao Pinto, et al. (Nano) plastics in the environment—sources, fates and effects. Science of the total environment, 2016, vol. 566, p. 15-26. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.041>

DA COSTA, João Pinto. Micro-and nanoplastics in the environment: research and policymaking. Current Opinion in Environmental Science & Health, 2018, vol. 1, p. 12-16. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.11.002>

DA COSTA, João Pinto, et al. Microplastics in soils: assessment, analytics and risks. Environmental Chemistry, 2018, vol. 16, no 1, p. 18-30. Disponible en: <https://doi.org/10.1071/EN18150>

DA COSTA, João Pinto; DUARTE, Armando C. Introduction to the Analytical Methodologies for the Analysis of Microplastics. Handbook of Microplastics in the Environment, 2020, p. 1-31. Disponible en: https://doi.org/10.1007/978-3-030-39041-9_1

DENG, Yongfeng, et al. Tissue accumulation of microplastics in mice and biomarker responses suggest widespread health risks of exposure. *Scientific reports*, 2017, vol. 7, no 1, p. 1-10. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/srep46687>

DEVI, M. Keerthana, et al. Removal of nanoplastics in water treatment processes: A review. *Science of The Total Environment*, 2022, p. 157168. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157168>

DING, Jiannan, et al. Accumulation, tissue distribution, and biochemical effects of polystyrene microplastics in the freshwater fish red tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Environmental pollution*, 2018, vol. 238, p. 1-9. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.03.001>

DU, Xingyu, et al. City classification for municipal solid waste prediction in mainland China based on K-means clustering. *Waste Management*, 2022, vol. 144, p. 445-453. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.04.024>

DZIOK, Tadeusz; BURY, Marcelina; BURMISTRZ, Piotr. Mercury release from municipal solid waste in the thermal treatment process. *Fuel*, 2022, vol. 329, p. 125528. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.125528>

ESPINOSA, Cristóbal; CUESTA, Alberto; ESTEBAN, María Ángeles. Effects of dietary polyvinylchloride microparticles on general health, immune status and expression of several genes related to stress in gilthead seabream (*Sparus aurata* L.). *Fish & shellfish immunology*, 2017, vol. 68, p. 251-259. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2017.07.006>

FEHRENBACH, Gustavo Waltzer, et al. Implications for the seafood industry, consumers and the environment arising from contamination of shellfish with pharmaceuticals, plastics and potentially toxic elements: A case study from Irish waters with a global orientation. *Science of The Total Environment*, 2022, p. 157067. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157067>

GADALETA, Giovanni, et al. Effects of cellulose-based bio-plastics on the aerobic biological stabilization treatment of mixed municipal solid waste: A lab-scale

assessment. *Journal of Environmental Management*, 2022, vol. 318, p. 115585. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115585>

GAMBARDELLA, Chiara, et al. Effects of polystyrene microbeads in marine planktonic crustaceans. *Ecotoxicology and environmental safety*, 2017, vol. 145, p. 250-257. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.07.036>

GAO, Dandan, et al. Toxicological impacts of micro (nano) plastics in the benthic environment. *Science of The Total Environment*, 2022, p. 155620. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155620>

GAO, Haihe, et al. Macro-and/or microplastics as an emerging threat effect crop growth and soil health. *Resources, Conservation and Recycling*, 2022, vol. 186, p. 106549. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106549>

GEYER, Roland; JAMBECK, Jenna R.; LAW, Kara Lavender. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science advances*, 2017, vol. 3, no 7, p. e1700782. Disponible en: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>

GOLLONG, Grete, et al. Assessing the protection gap for mobile and persistent chemicals during advanced water treatment—A study in a drinking water production and wastewater treatment plant. *Water Research*, 2022, vol. 221, p. 118847. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118847>

GOMIERO, Alessio, et al. Application of GCMS-pyrolysis to estimate the levels of microplastics in a drinking water supply system. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, vol. 416, p. 125708. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125708>

GOMIERO, Alessio, et al. First record of characterization, concentration and distribution of microplastics in coastal sediments of an urban fjord in south west Norway using a thermal degradation method. *Chemosphere*, 2019, vol. 227, p. 705-714. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.096>

GUERRERA, Maria Cristina, et al. Micro and nano plastics distribution in fish as model organisms: histopathology, blood response and bioaccumulation in different

organs. Applied Sciences, 2021, vol. 11, no 13, p. 5768. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/app11135768>

HARTMANN, N., et al. Aquatic ecotoxicity testing of nanoplastics. Lessons Learned From Nanoecotoxicology. DTU Environment, 2016. Disponible en: <http://nantes.setac.eu/nantes/home//?contentid=851>

HU, Lingling, et al. Transfer of Micro (nano) plastics in animals: A mini-review and future research recommendation. Journal of Hazardous Materials Advances, 2022, p. 100101. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100101>

HURLEY, Rachel R., et al. Validation of a method for extracting microplastics from complex, organic-rich, environmental matrices. Environmental science & technology, 2018, vol. 52, no 13, p. 7409-7417. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01517>

IHEANACHO, Stanley C.; ODO, Gregory E. Neurotoxicity, oxidative stress biomarkers and haematological responses in African catfish (*Clarias gariepinus*) exposed to polyvinyl chloride microparticles. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology, 2020, vol. 232, p. 108741. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2020.108741>

JAIME, Sandra BM; ALVES, Rosa MV; BÓCOLI, Paula FJ. Moisture and oxygen barrier properties of glass, PET and HDPE bottles for pharmaceutical products. Journal of Drug Delivery Science and Technology, 2022, vol. 71, p. 103330. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jddst.2022.103330>

JIN, Bing, et al. Rapid degradation of organic pollutants by Fe₃O₄@ PDA/Ag catalyst in advanced oxidation process. Chemosphere, 2022, p. 135791. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135791>

KARAMI, Ali, et al. Biomarker responses in zebrafish (*Danio rerio*) larvae exposed to pristine low-density polyethylene fragments. Environmental Pollution, 2017, vol. 223, p. 466-475. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.047>

KANG, Jian, et al. Degradation of cosmetic microplastics via functionalized carbon nanosprings. *Matter*, 2019, vol. 1, no 3, p. 745-758. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.matt.2019.06.004>

KARMAKAR, Ganga P. Regeneration and recovery of plastics. Reference Module in Materials Science and Materials Engineering, 2020. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820352-1.00045-6>

KATTAR, Suman. A Review on Manufacture, Utilization, And Future of Plastics. *Journal of Advanced Research in Glass, Leather and Plastic Technology*, 2021, vol. 3, no 1, p. 1-4. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.04.337>

KAZA, Silpa, et al. What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050. World Bank Publications, 2018. Disponible en: https://books.google.es/books?id=bnN_DwAAQBAJ&pg=PP13&ots=f9S8zw7ZIf&dq=global%20solid%20waste%20generation&lr&hl=es&pg=PP13#v=onepage&q=global%20solid%20waste%20generation&f=false

KHAN, Afzal Husain, et al. Municipal solid waste generation and the current state of waste-to-energy potential: State of art review. *Energy Conversion and Management*, 2022, vol. 267, p. 115905. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2022.115905>

KIRSTEIN, Inga V., et al. Drinking plastics?—Quantification and qualification of microplastics in drinking water distribution systems by μ FTIR and Py-GCMS. *Water research*, 2021, vol. 188, p. 116519. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116519>

KOKALJ, Anita Jemec; KUNEJ, Urban; SKALAR, Tina. Screening study of four environmentally relevant microplastic pollutants: uptake and effects on *Daphnia magna* and *Artemia franciscana*. *Chemosphere*, 2018, vol. 208, p. 522-529. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.172>

KUMAR, D. Praveen, et al. Synthesis of carbon molecular sieves from agricultural residues: Status, challenges and prospects. *Environmental Research*, 2022, p. 114022. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114022>

LAMBERT, Scott; WAGNER, Martin. Characterisation of nanoplastics during the degradation of polystyrene. *Chemosphere*, 2016, vol. 145, p. 265-268. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.078>

LATCHERE, Oihana, et al. The need to investigate continuums of plastic particle diversity, brackish environments and trophic transfer to assess the risk of micro and nanoplastics on aquatic organisms. *Environmental Pollution*, 2021, vol. 273, p. 116449. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116449>

LEI, Lili, et al. Polystyrene (nano) microplastics cause size-dependent neurotoxicity, oxidative damage and other adverse effects in *Caenorhabditis elegans*. *Environmental Science: Nano*, 2018, vol. 5, no 8, p. 2009-2020. Disponible en: <https://doi.org/10.1039/C8EN00412A>

LENZ, Robin, et al. A critical assessment of visual identification of marine microplastic using Raman spectroscopy for analysis improvement. *Marine Pollution Bulletin*, 2016, vol. 100, no 1, p. 82-91. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.026>

LI, Lucheng, et al. Dynamic membrane for micro-particle removal in wastewater treatment: performance and influencing factors. *Science of the Total Environment*, 2018, vol. 627, p. 332-340. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.239>

LIU, Zhiqiang, et al. Polystyrene microplastics induced female reproductive toxicity in mice. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, vol. 424, p. 127629. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127629>

LV, Lulu, et al. In situ surface-enhanced Raman spectroscopy for detecting microplastics and nanoplastics in aquatic environments. *Science of the Total Environment*, 2020, vol. 728, p. 138449. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138449>

MA, Baiwen, et al. Removal characteristics of microplastics by Fe-based coagulants during drinking water treatment. *Journal of Environmental Sciences*, 2019, vol. 78, p. 267-275. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.10.006>

MARTÍNEZ-GÓMEZ, Concepción, et al. The adverse effects of virgin microplastics on the fertilization and larval development of sea urchins. *Mar. Environ. Res.*, 2017, vol. 130, p. 69-76. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.06.016>

MARTINS, Alexandra; GUILHERMINO, Lúcia. Transgenerational effects and recovery of microplastics exposure in model populations of the freshwater cladoceran *Daphnia magna* Straus. *Science of the Total Environment*, 2018, vol. 631, p. 421-428. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.054>

MESSINETTI, Silvia, et al. Effects of polystyrene microplastics on early stages of two marine invertebrates with different feeding strategies. *Environmental Pollution*, 2018, vol. 237, p. 1080-1087. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.030>

MIAO, Fei, et al. Degradation of polyvinyl chloride microplastics via an electro-Fenton-like system with a TiO₂/graphite cathode. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, vol. 399, p. 123023. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123023>

MINTENIG, S. M., et al. Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources. *Science of the total environment*, 2019, vol. 648, p. 631-635. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.178>

MOFIJUR, M., et al. Source, distribution and emerging threat of micro-and nanoplastics to marine organism and human health: Socio-economic impact and management strategies. *Environmental research*, 2021, vol. 195, p. 110857. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110857>

NABI, Iqra, et al. Complete photocatalytic mineralization of microplastic on TiO₂ nanoparticle film. *Iscience*, 2020, vol. 23, no 7, p. 101326. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.isci.2020.101326>

NANDA, Sonil; BERRUTI, Franco. Thermochemical conversion of plastic waste to fuels: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 2021, vol. 19, no 1, p. 123-148. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01094-7>

NG, Ee-Ling, et al. An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems. *Science of the total environment*, 2018, vol. 627, p. 1377-1388. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.341>

OßMANN, Barbara E., et al. Small-sized microplastics and pigmented particles in bottled mineral water. *Water research*, 2018, vol. 141, p. 307-316. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.027>

PAROLINI, Marco, et al. Microplastic contamination in snow from Western Italian alps. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2021, vol. 18, no 2, p. 768. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/ijerph18020768>

PATIL, Swapnil M., et al. An assessment of micro-and nanoplastics in the biosphere: A review of detection, monitoring, and remediation technology. *Chemical Engineering Journal*, 2022, vol. 430, p. 132913. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.132913>

PRATA, Joana C., et al. Identification of microplastics in white wines capped with polyethylene stoppers using micro-Raman spectroscopy. *Food chemistry*, 2020, vol. 331, p. 127323. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2020.127323>

RAGOOBUR, Doorgha; HUERTA-LWANGA, Esperanza; SOMAROO, Geeta Devi. Reduction of microplastics in sewage sludge by vermicomposting. *Chemical Engineering Journal*, 2022, p. 138231. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.138231>

RAGUSA, Antonio, et al. Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. *Environment International*, 2021, vol. 146, p. 106274. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106274>

RAINIERI, Sandra, et al. Combined effects of microplastics and chemical contaminants on the organ toxicity of zebrafish (*Danio rerio*). *Environmental research*, 2018, vol. 162, p. 135-143. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.12.019>

ROCHA-SANTOS, Teresa; DUARTE, Armando C. A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC Trends in analytical chemistry*, 2016, vol. 65, p. 47-53. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2014.10.011>

ROUT, Prangya Ranjan, et al. Micro-and Nanoplastics Removal Mechanisms in Wastewater Treatment Plants: A Review. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 2022, p. 100070. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100070>

SALVAGGIO, Antonio, et al. Biomarkers of exposure to chemical contamination in the commercial fish species *Lepidopus caudatus* (Euphrasen, 1788): A particular focus on plastic additives. *Frontiers in Physiology*, 2019, vol. 10, p. 905. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fphys.2019.00905>

SCHWABL, Philipp, et al. Detection of various microplastics in human stool: a prospective case series. *Annals of internal medicine*, 2019, vol. 171, no 7, p. 453-457. Disponible en: <https://doi.org/10.7326/M19-0618>

SCHYMANSKI, Darena, et al. Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: release of plastic particles from different packaging into mineral water. *Water research*, 2018, vol. 129, p. 154-162. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.11.011>

SCHYNS, Zoé OG; SHAVER, Michael P. Mechanical recycling of packaging plastics: A review. *Macromolecular rapid communications*, 2021, vol. 42, no 3, p. 2000415. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/marc.202000415>

SEURONT, Laurent, et al. A whale of a plastic tale: A plea for interdisciplinary studies to tackle micro-and nanoplastic pollution in the marine realm. *Science of The Total Environment*, 2022, p. 157187. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157187>

SHAHUL HAMID, Fauziah, et al. Worldwide distribution and abundance of microplastic: how dire is the situation?. *Waste Management & Research*, 2018, vol. 36, no 10, p. 873-897. Disponible en: <https://doi.org/10.1177/0734242X18785730>

STEINMETZ, Zacharias, et al. A simple method for the selective quantification of polyethylene, polypropylene, and polystyrene plastic debris in soil by pyrolysis-gas chromatography/mass spectrometry. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 2020, vol. 147, p. 104803. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2020.104803>

SULLIVAN, G. L., et al. Detection of trace sub-micron (nano) plastics in water samples using pyrolysis-gas chromatography time of flight mass spectrometry (PY-GCToF). *Chemosphere*, 2020, vol. 249, p. 126179. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126179>

TALVITIE, Julia, et al. Solutions to microplastic pollution—Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. *Water research*, 2017, vol. 123, p. 401-407. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.005>

TIWARI, Ekta, et al. Application of Zn/Al layered double hydroxides for the removal of nano-scale plastic debris from aqueous systems. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, vol. 397, p. 122769. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122769>

TONG, Huiyan, et al. Micro-and nanoplastics released from biodegradable and conventional plastics during degradation: Formation, aging factors, and toxicity. *Science of The Total Environment*, 2022, vol. 833, p. 155275. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155275>

TOURNIER, V., et al. An engineered PET depolymerase to break down and recycle plastic bottles. *Nature*, 2020, vol. 580, no 7802, p. 216-219. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2149-4>

TRIFUOGGI, Marco, et al. Microplastic-induced damage in early embryonal development of sea urchin *Sphaerechinus granularis*. *Environmental research*, 2019, vol. 179, p. 108815. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108815>

TRUSTS, Pew Charitable, et al. Breaking the plastic wave: A comprehensive assessment of pathways towards stopping ocean plastic pollution. Pew Charitable Trusts, 2020, vol. 7. Disponible en: <https://doi.org/10.1177/0734242X211013412>

VILAKATI, Bongekile, et al. Characterization of plastic micro particles in the Atlantic Ocean seashore of Cape Town, South Africa and mass spectrometry analysis of pyrolyzate products. *Environmental Pollution*, 2020, vol. 265, p. 114859. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114859>

WAHL, Aurélie, et al. Nanoplastic occurrence in a soil amended with plastic debris. *Chemosphere*, 2021, vol. 262, p. 127784. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127784>

WANG, Fayuan, et al. Micro (nano) plastics and terrestrial plants: Up-to-date knowledge on uptake, translocation, and phytotoxicity. *Resources, Conservation and Recycling*, 2022, vol. 185, p. 106503. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106503>

WANG, Jun, et al. Polystyrene microplastics cause tissue damages, sex-specific reproductive disruption and transgenerational effects in marine medaka (*Oryzias melastigma*). *Environmental Pollution*, 2019, vol. 254, p. 113024. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113024>

WANG, Wen-jing; YOU, Xue-yi. Benefits analysis of classification of municipal solid waste based on system dynamics. *Journal of Cleaner Production*, 2021, vol. 279, p. 123686. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123686>

WEBER, Annkatrin, et al. PET microplastics do not negatively affect the survival, development, metabolism and feeding activity of the freshwater invertebrate *Gammarus pulex*. *Environmental Pollution*, 2018, vol. 234, p. 181-189. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.014>

WEN, Bin, et al. Microplastics have a more profound impact than elevated temperatures on the predatory performance, digestion and energy metabolism of an Amazonian cichlid. *Aquatic toxicology*, 2018, vol. 195, p. 67-76. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.12.010>

XU, Qiuxiang, et al. Coagulation removal and photocatalytic degradation of microplastics in urban waters. *Chemical Engineering Journal*, 2021, vol. 416, p. 129123. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129123>

YAN, Fei, et al. Thermophilic whole-cell degradation of polyethylene terephthalate using engineered *Clostridium thermocellum*. *Microbial biotechnology*, 2021, vol. 14, no 2, p. 374-385. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/1751-7915.13580>

YAN, Xiaotao, et al. Classification of plastics using laser-induced breakdown spectroscopy combined with principal component analysis and K nearest neighbor algorithm. *Results in Optics*, 2021, vol. 4, p. 100093. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.rio.2021.100093>

YANG, Hui, et al. Toxicity comparison of nano-sized and micron-sized microplastics to Goldfish *Carassius auratus* Larvae. *Journal of hazardous materials*, 2020, vol. 388, p. 122058. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122058>

YU, Jie, et al. Solar thermal power generation characteristics based on metal foam and phase change materials doped with nanoparticles. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 2022, p. 130001. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2022.130001>

YUAN, Fang, et al. Study on the adsorption of polystyrene microplastics by three-dimensional reduced graphene oxide. *Water Science and Technology*, 2020, vol. 81, no 10, p. 2163-2175. Disponible en: <https://doi.org/10.2166/wst.2020.269>

ZHAO, Fengbin, et al. Characteristics of polychlorinated dibenzodioxins/dibenzofurans from a full-scale municipal solid waste (MSW) incinerator in China by MSW classification. *Process Safety and Environmental Protection*, 2022, vol. 161, p. 50-57. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.03.012>

ZHAO, Kai, et al. Separation and characterization of microplastic and nanoplastic particles in marine environment. *Environmental Pollution*, 2021, p. 118773. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118773>

ZHOU, Jie, et al. Microplastics as an emerging threat to plant and soil health in agroecosystems. *Science of the Total Environment*, 2021, vol. 787, p. 147444. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147444>

ZHOU, Yanfei; LIU, Xiaoning; WANG, Jun. Characterization of microplastics and the association of heavy metals with microplastics in suburban soil of central China. *Science of the Total Environment*, 2019, vol. 694, p. 133798. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133798>

ZHU, Bo-Kai, et al. Exposure to nanoplastics disturbs the gut microbiome in the soil oligochaete *Enchytraeus crypticus*. *Environmental Pollution*, 2018, vol. 239, p. 408-415. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.017>

ZHU, Zhi-lin, et al. Joint toxicity of microplastics with triclosan to marine microalgae *Skeletonema costatum*. *Environmental pollution*, 2019, vol. 246, p. 509-517. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.12.044>

ZIAJAHROMI, Shima, et al. Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. *Water research*, 2017, vol. 112, p. 93-99. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.042>

ANEXOS

La Muestra es la Revisión sistemática


 Universidad César Vallejo	FICHA DE ANÁLISIS DE CONTENIDO	
TÍTULO DE INVESTIGACIÓN		
DATOS DEL AUTOR:		
PÁGINAS UTILIZADAS	AÑO DE PUBLICACIÓN	LUGAR DE PUBLICACIÓN
TIPO DE INVESTIGACIÓN:		
CÓDIGO:		
PALABRAS CLAVES :		
METODOLOGÍAS UTILIZADAS:		
TÉCNICAS DE DEGRADACIÓN:		
TIPOS DE CARACTERIZA:		
RESULTADOS :		
CONCLUSIONES:		

TABLA DE MATRIZ DE CATEGORIZACIÓN APRIORÍSTICA

Objetivos específicos	Problemas específicos	Categoría	Subcategoría	Criterio 1	Criterio 2
Determinar cuáles son las metodologías utilizadas en la identificación del comportamiento de los micro y nanoplásticos que contaminan los diversos ecosistemas	¿Cuáles son las metodologías utilizadas en la identificación del comportamiento de los micro y nanoplásticos que contaminan los diversos ecosistemas?	Metodologías utilizadas en la identificación del comportamiento de los micro y nanoplásticos (Seuront L. et al., 2022, p.2)	Método in vivo / (especies acuáticas, marinas y de agua dulce; organismos terrestres como mamíferos) Método en vitro (cultivo celular) / De acuerdo al organismo usado (Bhubalan K. et al., 2022, p.3)	De acuerdo al organismo usado	De acuerdo al tipo de micro y nanoplástico
Clasificar cuáles son las técnicas más usadas para degradación de micro y nanoplásticos en los diversos ecosistemas	¿Cuáles son las técnicas más usadas para degradación de micro y nanoplásticos en los diversos ecosistemas?	Técnicas más usadas para degradación de micro y nanoplásticos (Gao Dandan et al., 2022, p.2)	Procesos bióticos Procesos abióticos (Yu Jie et al., 2022, p.6)	De acuerdo al tipo de tecnología	De acuerdo al contaminante a degradar
Definir cómo se caracterizan los micro y nanoplásticos presentes en los diversos compartimentos ambientales contaminados	¿Cómo se caracterizan los micro y nanoplásticos presentes en los diversos compartimentos ambientales contaminados?	Caracterizan los micro y nanoplásticos (Rout P. et al., 2022, p.3)	Caracterización física Caracterización química (Devi M. et al., 2022, p.1)	De acuerdo a la técnica analítica usada	De acuerdo al compartimento ambiental