



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

TÍTULO DEL TEMA ESCRITO

**EXPOSICIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN OCÉANOS Y CÓMO REPERCUTE EN
LA CADENA ALIMENTICIA**

TRABAJO MONOGRÁFICO DE ACTUALIZACIÓN

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

QUÍMICA FARMACÉUTICA BIÓLOGA

Presenta

Cinthia Contreras Montoya

ASESOR DEL TEMA:

Dra. Ma. Neftalí Rojas Valencia.

CDMX 22 noviembre 2022





Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO:

PRESIDENTE: Profesor: Victor Manuel Luna Pabello

VOCAL: Profesor: Norma Mónica López Villa

SECRETARIO: Profesor: Ma Neftalí Rojas Valencia

1er. SUPLENTE: Profesor: Irma Cruz Gavilan Garcia

2° SUPLENTE: Profesor: Rodrigo Aguayo Ortiz

SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA:

INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM. COORDINACIÓN DE INGENIERÍA AMBIENTAL.

ASESOR DEL TEMA:

Dra. Ma. Neftalí Rojas Valencia

SUSTENTANTE (S):

Cinthia Contreras Montoya

ÍNDICE

	Páginas
Resumen.....	09
1. Introducción.....	10
2. Justificación.....	17
3. Objetivos.....	17
4. Metodología.....	18
5. Antecedentes.....	19
5.1 Daños al ambiente.....	19
5.2 Niveles de microplásticos en pescados y mariscos.....	24
5.3 Retos del trabajo de investigación.....	25
5.4 Investigación de campo.....	26
5.5 Ruta de asimilación de los microplásticos.....	28
5.6 Acumulación en las especies y transferencia en la cadena trófica.....	29
5.7 Vías alternativas de exposición.....	30
5.8 Efectos potenciales de la ingestión de microplásticos.....	31
5.8.1 Efectos de los microplásticos en la biota marina.....	34
5.8.2 Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHS).....	37
5.8.3 Amenazas de los PAHS asociados a los desechos plásticos en fauna marina.....	39

5.9 Biodegradación Química.....	40
5.10 Efecto de los plásticos sobre la vida.....	41
5.10.1 Presencia de micromateriales y nanomateriales plásticos en alimentos y productos alimenticios.....	43
5.11 Contaminación en los océanos y mares	44
5.12 Fitorremediación para la remoción de contaminantes.....	47
5.12.1 Degradación de microplásticos por algas.....	48
6. Tesis relacionadas al tema de investigación	54
6.1 Microplásticos y contaminantes adheridos.....	57
6.2 Hidrocarburos aromáticos policíclicos.....	58
6.3 Fenantrenos en ambientes marinos.....	58
6.4 Efectos potenciales de contaminantes adheridos a los microplásticos en organismos bénticos.....	59
6.5 Daños y enfermedades causadas por micromateriales y nanomateriales.....	67
6.6 Mecanismos moleculares y celulares de micromateriales plásticos y daños y enfermedades de nanomateriales.....	69
6.7 Uso de bioplásticos.....	71
6.7.1 Alternativas Biotecnológicas.....	75
6.7.2 Los microorganismos degradadores.....	76
6.8 Desigualdad global en la contaminación del agua por plásticos....	77
6.9 Regulaciones sobre venta y producción de microplásticos.....	80

6.9.1 Regulación de plásticos en México.....	82
6.10 Posición de los organismos internacionales y situación normativa actual.....	83
6.10.1 Organización de las naciones unidas (ONU).....	83
6.10.2 Unión europea (UE).....	84
6.10.3 Otros países.....	85
6.10.4 El programa GAME.....	87
6.11 Métodos analíticos.....	88
6.11.1 Identificación de Microplásticos.....	89
6.11.2 Identificación visual.....	89
6.11.3 Microscopía electrónica de barrido (SEM).....	90
6.11.4 Fluorescencia.....	91
6.12 Detección y Cuantificación.....	92
6.12.1 Espectroscopia de infrarrojo con transformada de Fourier (FT-IR).....	92
6.12.2 RAMAN.....	97
6.12.3 PYR-GC.....	100
6.12.4 Otros métodos.....	101
6.13 Limitaciones de las técnicas con respecto a la detección y cuantificación de microplásticos.....	103
6.13.1 FT-IR.....	103
6.13.2 RAMAN.....	104

6.13.3 PYR-GC.....	105
6.14 Orígenes del problema y medidas a tomar.....	106
6.14.1 Soluciones para reducir micromateriales plásticos y nanomateriales.....	108
6.14.2 Comparación entre papel y plástico.....	110
6.14.3 El reciclaje.....	110
6.15 Cerrando el ciclo: retorno de envases y reciclado.....	111
6.15.1 Ley General de economía circular en México 2021.....	119
6.15.1.1 Sujetos obligados.....	120
6.15.1.2 Plan de economía circular.....	121
6.15.1.3 Personas exentas.....	121
6.15.1.4 Incentivos fiscales y actividades económicas....	122
6.15.1.5 Sanciones.....	122
7. Discusion.....	123
8. Conclusiones.....	133
9. Referencias.....	135

ÍNDICE DE FIGURAS

	Páginas
Fig. 1 Ecosistemas acuáticos, división de diferentes zonas con base en la profundidad del oceano, distancia a la costa y penetración de luz.....	13
Fig. 2 Modelo conceptual de las interacciones mesopelágicas de los peces con microplásticos y posterior transferencia a profundidades.....	15
Fig. 3 Estructuras químicas de algunos PAHS comúnmente estudiados.....	38
Fig. 4 Esquema de óxido-reducción de microplásticos como xenobiótico y consecuencias toxicológicas del ataque de los radicales libres.....	42
Fig. 5 Giros subtropicales (señalados en los círculos blancos) donde se encuentra la acumulación de plásticos flotantes.....	42
Fig. 6 Impacto de micromateriales plásticos y nanomateriales en organismos.....	71
Fig. 7 Fotos y diseño de Barbara Castrejón.....	72
Fig. 8 Mapa de las localidades de estudio del proyecto game XI (2013).....	85
Fig. 9 Esquema conceptual sobre los puntos de intervencion posibles en la economia circular.....	116

ÍNDICE DE TABLAS

	Páginas
Tabla 1 Descripción de la legislación nacional dirigida al control de microperlas.....	22
Tabla 2 Tipo de productos cubiertos por las leyes y regulaciones nacionales que limitan el uso y venta de microesferas plásticas.....	23
Tabla 3 Estudios realizados en la cadena alimenticia.....	29
Tabla 4 Resumen de estudios realizados sobre la capacidad de crecimiento de las microalgas frente a ésteres de ácido ftálico (PAE) y bisfenol A (BPA).....	49
Tabla 5 Tesis de investigaciones de campo.....	54
Tabla 6 Nombre y uso de los materiales de plástico más utilizados a nivel mundial.....	60
Tabla 7 Tabla 7. Microorganismos degradadores de plásticos.....	77

RESUMEN

Existe una preocupación constante por mejorar el problema ambiental que ha representado el uso de plástico en nuestra vida cotidiana. Según la industria de plásticos, en Europa la producción de plásticos alcanzó los 61.8 millones de toneladas en 2018. Asia es la región con mayor producción del mundo, siendo responsable de la mitad de la producción mundial (51% del total). China es el principal productor de plásticos con un 30% del total del 2018, seguido por América del Norte (NAFTA) con un 18%. Europa ha pasado a un tercer lugar con un 17% del total del 2018. La mayor parte de los plásticos se emplean en la fabricación de envases, es decir, en productos de un solo uso y una vez terminada su vida útil llegan al medio ambiente en donde sufren una fragmentación, reduciendo su tamaño a niveles nanométricos, contaminando diferentes ecosistemas entre ellos los acuáticos. La producción global de plásticos se ha disparado en los últimos 50 años, y en especial en las últimas décadas.

En los ambientes marinos, la presencia de partículas plásticas conocidas como microplásticos, cuyo tamaño es inferior o igual a 5 mm de diámetro, constituye un tema de investigación emergente, ya que su incorporación a ese medio va en constante aumento y el impacto que generan.

Se consultaron 436 fuentes de información, en las cuales habían realizado una investigación de campo para comprobar que el consumo de microplásticos afecta en la cadena alimenticia.

En esta revisión que abarca de 1913 hasta el 2022 se recolecta información sobre el impacto y las repercusiones que los microplásticos tienen en la biota marina y su toxicidad en caso de llegar hasta el ser humano a través de la cadena alimentaria. Por lo que se llevaron 3 fases para la recolección y análisis de información.

1. INTRODUCCIÓN

El creciente uso del plástico se debe a los muchos beneficios que proporciona su uso en diferentes ámbitos. Por ejemplo, en el sector salud se utiliza en la fabricación de equipo médico más barato, ligero y de fácil traslado, en la fabricación de prótesis, insumos odontológicos, materiales quirúrgicos, de curación y productos de higiene, sin olvidar su uso en envases para el traslado y contención de medicamentos (Ambiente plástico, 2017); en el sector alimenticio, proporciona protección a los alimentos, permite su fácil transporte, evita la contaminación de alimentos y reduce riesgos a la salud. Los microplásticos (MP), objeto de este estudio, son partículas muy pequeñas de plástico cuyo tamaño va de 5.0 mm a 0.05 mm, estas partículas se detectaron primero en estómagos de aves en los años 60s (Rothstein, 1973). Sin embargo, no fue sino hasta la década siguiente cuando se comenzaron a citar en la literatura científica (Carpenter y Smith, 1972). Al inicio del milenio se les empezó a dar más importancia gracias a las investigaciones de Thompson y colaboradores (2004). Desde entonces, las investigaciones sobre estos han ido creciendo, con lo cual hoy en día se sabe que los microplásticos se encuentran en todo tipo de ambientes, incluso en áreas consideradas vírgenes o muy alejadas e inhóspitas como el Ártico (Cózar, et al., 2014).

Se estima que, en 2015, ocho millones de toneladas métricas de plástico contaminan los océanos y suelos del mundo. Con el tiempo, la mayoría de este plástico se descompone en pequeños pedazos de menos de 5 milímetros, invisibles a simple vista, lo que representa un potencial riesgo para la conservación del medio ambiente y para la salud humana (Plastics Europe, 2015).

Los microplásticos, son partículas de plástico que miden menos de 5 milímetros, la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA) utiliza este parámetro para clasificarlos. Estos fragmentos se encuentran presentes en una multitud de productos de higiene como cremas exfoliantes, pastas dentales, jabones, en las fibras sintéticas de la ropa, entre otros (Plastics Europe, 2015).

Se sabe que el microplástico existe desde hace más de 20 años como parte de productos de limpieza, pero en la actualidad se utilizan por su función exfoliante o para dar color y textura a diversos productos.

Actualmente existen dos clasificaciones de microplásticos:

- **Microplásticos primarios:** los cuales son fabricados específicamente para ser utilizados en productos. Por ejemplo: exfoliantes, dentífricos, productos de limpieza, etc.
- **Microplásticos secundarios:** son aquellos que se degradan o se separan de otro material, ya sea por un proceso de deterioro o de desechos plásticos más grandes. Por ejemplo, aquellas microfibras que se desprenden de ciertas prendas en el momento de lavarlas y que por su tamaño no pueden ser filtradas (Plastics Europe, 2015).

Se ha demostrado que los dos tipos de microplásticos permanecen en el medio ambiente en altas concentraciones, particularmente en ecosistemas marinos y lacustres (Plastics Europe, 2015).

Los contaminantes marinos, la mayoría de los cuales son plásticos, se han documentado en todo el mundo y pueden tener efectos e impactos negativos en la biota marina (Derraik, 2002). Los artículos de plástico grandes pueden causar enredo y ser ingeridos por organismos con implicaciones visibles. Los plásticos más pequeños pueden afectar a los organismos a través de la respiración, la ingestión, la obstrucción gástrica, los efectos fisiológicos, la transferencia química o la transferencia trófica (Lusher, 2015).

Para comprender las implicaciones de los microplásticos (distribución en el medio marino y posteriores interacciones con la biota), como contaminantes ubicuos en un contexto global, se debe enfatizar el estudio de los organismos que probablemente estén expuestos a microplásticos: aquellos cuyas distribuciones se superponen en el tiempo y el espacio con la distribución de microplásticos. Cuando tales organismos son de interés comercial, ya sea como fuentes directas

de proteínas o derivados (por ejemplo, aceites de pescado), aumenta la preocupación de la exposición humana a los microplásticos.

Los niveles de plástico en el Atlántico Noreste son relativamente desconocidos; sin embargo, un estudio reciente encontró que los microplásticos eran omnipresentes en las aguas subsuperficiales con un promedio de 2.46 microplásticos por m^{-3} (Lusher *et al.*,2014). Como los microplásticos se pueden acumular dentro de características oceánicas altamente productivas, los microplásticos pueden mezclarse dentro de las fuentes de alimentos neuston (organismos que descansan o nadan sobre la película superficial del agua) y planctónicos de las especies pelágicas.

Las especies pelágicas como se observan en la figura 1 son aquellas que viven en aguas medias o cerca de la superficie, y que limitan al máximo su contacto con el fondo marino y la costa. Se agrupan en dos categorías:

- Necton: formado por organismos capaces de contrarrestar con sus movimientos las corrientes marinas como peces, tortugas, mamíferos marinos, calamares y pulpos.
- Plancton: formado por organismos de pequeño tamaño o microscópicos que no pueden vencer a las corrientes marinas y usualmente son arrastrados por ellas, y pueden ser tanto vegetales (fitoplancton) como animales (zooplancton). CONABIO, 2021.

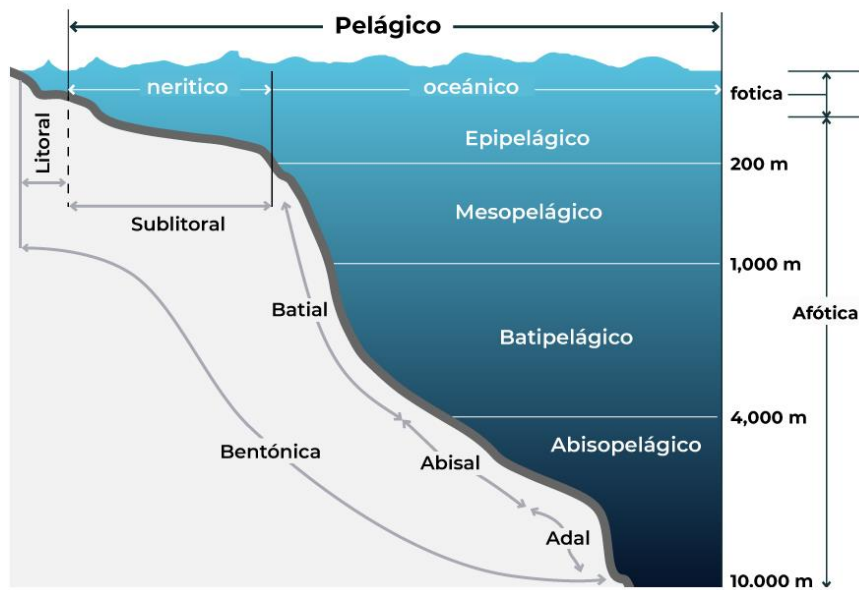


FIGURA 1. ECOSISTEMAS ACUÁTICOS, DIVISIÓN DE DIFERENTES ZONAS CON BASE EN LA PROFUNDIDAD DEL OCÉANO, DISTANCIA A LA COSTA Y PENETRACIÓN DE LUZ. Tomado de: Ambiente pelágico | Biodiversidad Mexicana., 2021.

Hay casi 1100 especies de peces en el Atlántico Norte, de las cuales 600 son pelágicas (Merrett, 1995). En el Atlántico nororiental se producen extensas pesquerías pelágicas de caballa atlántica (*Scomber scombrus*,) y bacaladilla (*Micromesistius poutassou*,), que se sabe que realizan migraciones de desove a gran escala (Bailey, 1982; Reid et al.,2006). En conjunto, las capturas anuales representan >2 millones de toneladas (Marine Institute, 2014). Se sabe que los peces mesopelágicos forman parte de la dieta de la caballa y la bacaladilla que une el Atlántico abierto más amplio con los mares de plataforma (Olaso et al.,2005; O'Donnell et al.,2013).

Los peces mesopelágicos residen en las profundidades oceánicas, principalmente por debajo de la zona fótica durante las horas del día, y llevan a cabo migraciones verticales (DVM) para explotar el zooplancton cerca de la superficie al atardecer y al amanecer, cuando las intensidades de luz son suficientes para la depredación visual en el plancton pero lo suficientemente bajas como para proteger contra la depredación (Clark y Levy, 1988).

Recientemente se ha sugerido que la gran cantidad de peces mesopelágicos en el Atlántico son de valor comercial, y en respuesta a la creciente demanda de la acuicultura de proteínas y aceite de pescado (FAO, 2010). Los peces mesopelágicos son un componente importante del ecosistema mesopelágico oceánico en el Atlántico Norte (Kawaguchi, 1980). Los peces mesopelágicos tienen una biomasa global estimada entre 600 y >1000 millones de toneladas métricas (Gjosaeter y Kawaguchi, 1980; Irigoien et al.,2014) y son uno de los últimos recursos pesqueros marinos que aún están infrautilizados por la pesca. Los peces mesopelágicos son importantes depredadores del zooplancton (Gjosaeter, 1973) y presas de peces por ejemplo, (Olaso et al.,2005), aves marinas (Danielsen et al.,2010) y mamíferos marinos (Spitz et al.,2006; Pusineri et al.,2007; Hernández-Milián, 2014). Los peces mesopelágicos juegan un papel importante en la dinámica de la energía oceánica, vinculando a los consumidores primarios con depredadores superiores, aves, peces y mamíferos marinos. Los peces mesopelágicos también actúan como una vía para el transporte de carbono, exportando carbono de la superficie al océano profundo a través de patrones de migración y producción de heces (Davison et al.,2013).

A medida que los microplásticos parecen agregarse en las aguas superficiales, mezclándose con neuston, existe la probabilidad de que los peces que se alimentan en las aguas superficiales no puedan distinguir entre las partículas de plástico y sus fuentes de alimentos objetivo. Por ejemplo, los peces mesopelágicos que ascienden a las aguas superficiales después de las migraciones diurnas del zooplancton están expuestos a niveles más altos de microplásticos debido a la acumulación de plásticos en las aguas superficiales. Los microplásticos podrían confundirse con presas, ya que tienen formas similares a los elementos de presa, y son omnipresentes dentro de la comunidad planctónica flotante (Lusher, 2015).

Los microplásticos ingeridos podrían transportarse artificialmente dentro de la columna de agua a profundidades que normalmente no serían alcanzables debido a sus características físicas (por ejemplo, flotabilidad). Además, si los

microplásticos se retienen dentro de los peces, podrían actuar como una fuente de microplásticos para organismos marinos más grandes, incluidos los peces depredadores y los mamíferos marinos que se alimentan debajo de la zona fótica o cerca de las aguas superficiales durante el anochecer (Figura 2).

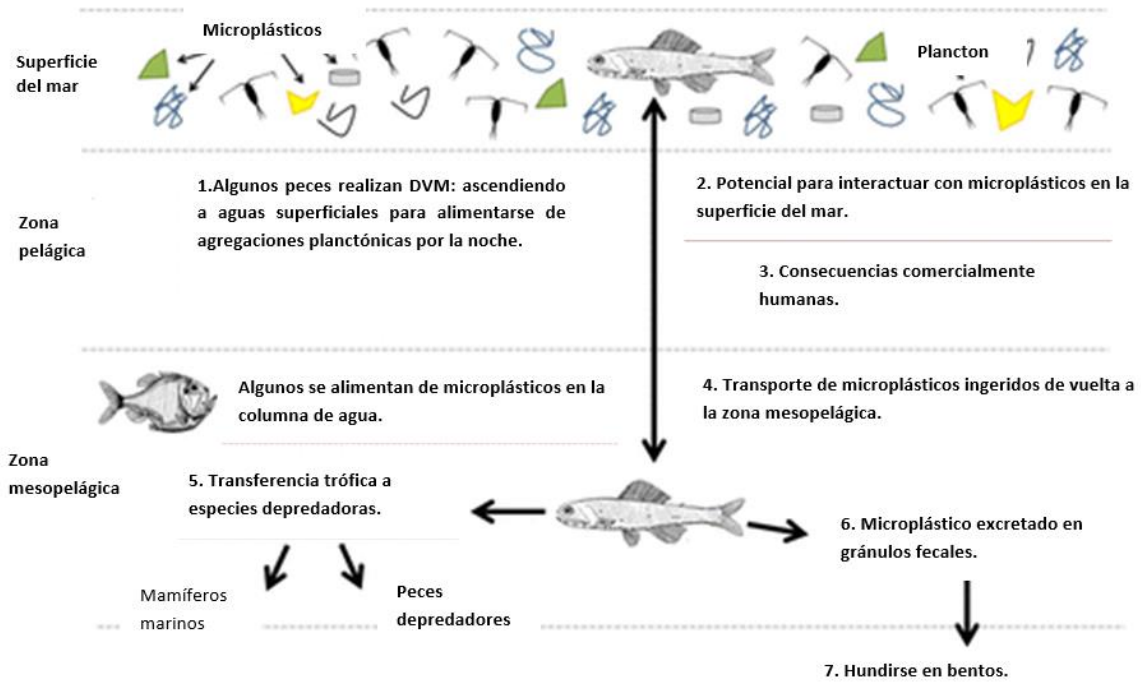


FIGURA 2. MODELO CONCEPTUAL DE LAS INTERACCIONES MESOPELÁGICAS DE LOS PECES CON MICROPLÁSTICOS Y POSTERIOR TRANSFERENCIA A PROFUNDIDADES.

ICES J Mar Sci, Volume 73, Issue 4, March/April 2016, Pages 1214–1225, <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv241>
 El contenido de esta diapositiva puede estar sujeto aderechos de autor: consulte las notas de la diapositiva para obtener más detalles.

Por ejemplo, en el Atlántico noreste, los mesopelágicos constituyen el 39-65% de la dieta de los delfines rayados (*Stenella coeruleoalba*, M. 1833; Spitz et al.,2006; Hernández-Milián, 2014), y el pez linterna manchado (*Myctophum punctatum*,R. 1810) y el pez lanceta (*Notoscopelus kroyeri*,M. 1861) son las principales especies de presas del delfín común (*Delphinus delphis*,L. 1758) (Pusineri et al.,2007; Brophy et al.,2009). Los picos, incluidos los picos de True (*Mesoplodon mirus*,T. 1913) muestran una preferencia por los peces mesopelágicos (Pauly et al.,1998). Si bien se encontraron microplásticos en el

tracto digestivo de un oradero de True, no está claro si estos microplásticos se originaron a partir de presas (Lusher et al.,2015). Se cree que los microplásticos encontrados en los exoesqueletos de lobos marinos (*Arctocephalus spp.*, F.V. 1826) se originaron a partir de peces linterna ásperos conocidos como *Electrona subaspera* (Eriksson y Burton, 2003). Sin embargo, antes de que se confirmen tales vínculos, la amenaza de exposición de los peces mesopelágicos a los microplásticos requiere un examen. Además, especies como *N. kroyeri* y *M. punctatum* son especies objetivo potenciales para la pesca, ya que son muy abundantes en todo el Atlántico. Se requiere una evaluación inicial de su carga potencial de plástico para comprender el potencial de transferencia de microplásticos a consumidores secundarios.

Los desechos plásticos al encontrarse en el ambiente marino o costero, sufren algún tipo de degradación. Estos procesos se clasifican generalmente según el agente causante:

- I. Biodegradación: acción de algunos organismos, generalmente microorganismos que metabolizan ciertos compuestos presentes en los plásticos (en particular los plásticos biodegradables).
- II. Foto degradación: acción de degradación por la luz (por lo general la luz solar) cuando están expuestos por largo tiempo.
- III. Degradación termo oxidativa: descomposición por oxidación lenta a temperaturas moderadas.
- IV. Degradación térmica: transformación del material plástico por la acción de altas temperaturas.
- V. Hidrólisis: reacción química entre una molécula de agua y otra molécula, en este caso de los constituyentes del plástico.
- VI. Procesos físicos: Degradación mecánica que reduce el tamaño de los plásticos principalmente por la acción del oleaje (Andrady, 2011).

2. JUSTIFICACIÓN

La presencia de microplásticos en los océanos está muy generalizada. Los estudios realizados con muestras de campo y ensayos de laboratorio señalan la presencia de plásticos los cuales son ingeridos por la mayoría de especies marinas, llegando al consumidor a través de la cadena alimentaria, aunque se apunta que las concentraciones usadas en estas investigaciones pueden ser no realistas (Ogonowski,2018).

Los investigadores trabajan para identificar los efectos físicos y toxicológicos que los microplásticos provocan en los organismos marinos y no marinos. Esta preocupación ha empezado a suscitar incertidumbres sobre la ingesta de plásticos por parte de los consumidores y sus efectos en la salud.

Hasta la fecha no se ha realizado una recopilación de información sobre los microplásticos en océanos y los efectos que causa y como afecta en la cadena alimenticia en los seres humanos.

Por todo lo expuesto se realiza una investigación documental y se recopila información sobre los efectos de los microplásticos en la cadena alimenticia.

3. OBJETIVO GENERAL

Recopilar y analizar información de diferentes fuentes, sobre la exposición de microplásticos en océanos y cómo repercuten en la cadena alimenticia.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Realizar una investigación documental de diferentes fuentes de información y evidenciar la problemática que ha generado la contaminación por microplásticos en océanos de todo el mundo y cómo afecta a la cadena alimenticia.

Organizar la información recopilada previamente para tener un panorama más amplio acerca de la problemática que están provocando los microplásticos a la cadena alimenticia.

Analizar la información acerca del tema sobre el daño que se ha estado reportando y exponer la tendencia de la contaminación.

4. METODOLOGÍA

La metodología general para el trabajo propuesto se dividió en 3 fases, en la primera fase se realizó la búsqueda de palabras claves, así como clasificaciones relacionados al tema de interés y ver el impacto que esto provocaba a la cadena alimenticia y así realizar una búsqueda de artículos, revistas de carácter científico y tesis relacionadas con el tema en la plataforma de Bidiunam.

La segunda fase fue discriminar información y seleccionar la que estaba más acorde al tema de investigación. Debido a que el tema se podía expandir, únicamente se abarco el impacto que tiene los microplásticos al medio ambiente, Se realizó una discriminación de los artículos, de acuerdo al tema, al año, al impacto. Es evidente que el tema es amplio y puede expandirse por eso es que toda la información que se seleccionaba fue consultada y enriquecida por expertos.

La tercera fase fue retomar conceptos y analizar los textos que se encontraron en Bidiunam y buscar en otras plataformas como ONU, OMS, periódicos y revistas de interés científico que apoyaran y sustentaran la información recopilada anteriormente y así enriquecer el trabajo documental para finalmente redactarlo y exponerlo.

5. ANTECEDENTES

5.1 DAÑOS AL AMBIENTE

Los microplásticos son demasiado pequeños para ser eliminados por los sistemas de filtración de aguas residuales y terminan en ríos y océanos, donde son ingeridos por pájaros, peces y otras especies marinas.

En la última década se han realizado estudios hechos por parte de la Royal Society, la Universidad Nueva York y la Universidad de Minnesota, en los que se han analizado muestras de agua marina y dulce de los cinco continentes, revelando que existen por lo menos cuatro mil millones de fragmentos por cada kilómetro cuadrado de las playas, corales y superficies marinas. Por otro lado, el 83% del agua de grifo está contaminada con este residuo. Según la Organización de las Naciones Unidas, se calcula que actualmente hay hasta 51 billones de partículas microplásticas en los mares, 500 veces más que las estrellas en nuestra galaxia. Si bien se cree que los microplásticos que se añaden deliberadamente a los productos representan un porcentaje comparativamente pequeño de todos los que terminan en el mar, existe evidencia científica que revela los daños que tales partículas podrían estar causando en las aguas superficiales y profundas, así como en los suelos del planeta. (ONU, 2019)

La creciente aparición de este tipo de partículas en las aguas del mundo ha levantado alertas, dado que éstas se van por el drenaje y muchas plantas de tratamiento de aguas residuales no pueden filtrarlas, lo cual facilita que pequeños pedazos de plástico lleguen a los cauces. La fauna marina a menudo ingiere estos fragmentos, lo que introduce sustancias potencialmente tóxicas a la cadena alimenticia. Aunque el efecto de estas partículas en la salud humana es aún impreciso, se sabe que los plásticos a menudo contienen aditivos, como estabilizadores o retardantes de fuego, y otras sustancias químicas posiblemente tóxicas que pueden ser dañinas para el animal o el humano que las ingiere. (UNEP, 2016)

En el 2018 la Organización de Consumidores y Usuarios (OCU), tras analizar 102 alimentos de origen marino, detectó la presencia de microplásticos en 69 de los 102 alimentos sujetos a prueba. Asimismo, encontró que la sal contenía microplásticos en el 66% de las muestras, los moluscos en el 71% y los crustáceos en el 66%. (UAM, 2018)

El Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP por sus siglas en inglés) en el 2016, reporta que en las últimas décadas (1970-2010), se ha presentado un incremento en el uso de contenedores plásticos en el sector alimenticio de restaurantes y cafeterías que ofrecen comida rápida; en el sector automotriz y eléctrico para traslado de materiales; en la industria agroquímica para contener químicos; en la agricultura para mangueras de irrigación y contenedores con plantas y mallas protectoras entre otros. Finalmente, y no menos importante, en la construcción representan materiales más ligeros y resistentes que se implementan en la infraestructura. En zonas turísticas se utilizan masivamente envases de plástico para el traslado, protección y contención de alimentos y bebidas, además de muchos otros artículos plásticos utilizados por los turistas, desde juguetes hasta muebles de playa como sillas, mesas y camastros, por lo que el turismo es considerado como una de las principales fuentes de ingreso de desechos plásticos al océano, ya sea de una manera deliberada o accidental. Otra fuente responsable de altos índices de residuos plásticos es sin duda la pesca y sobre todo la pesca fantasma (se llama así a los aparejos de pesca abandonados deliberadamente o no en el océano). (UNEP, 2016).

Aunque en México aún no existe un estudio integral sobre el tema, en 2018 un grupo de investigadores de la Universidad Autónoma Metropolitana (UAM), reveló que en el Golfo de México el 10 por ciento de los peces registra presencia de micropartículas plásticas. Hasta ahora se ha identificado su presencia en el área de protección de la vaquita marina en concentraciones hasta de 0.020 microplásticos por metro cúbico en zonas cercanas al puerto de San Felipe, Baja California. Otras investigaciones en playas de la Isla de Holbox, Quintana Roo, revelaron concentraciones superiores a 200 microplásticos por metro cúbico, en

especial en regiones de menor afluencia turística que reciben menos cuidados. (TYREE, 2017)

Pero los alimentos de origen marino no son los únicos afectados: un estudio analizó 159 muestras tomadas en distintos países de cinco continentes y en ellas se encontró que el 83 por ciento de las muestras posee microplásticos (MASON, 2017). Incluso, este tipo de partículas han sido encontradas en la gran mayoría de marcas de agua embotellada: en un estudio que analizó 250 botellas compradas en nueve países diferentes se descubrió un promedio de 10 partículas de plástico por litro, cada una más grande que el ancho de un cabello humano (ONU, 2019).

Estos hallazgos no solo dañan el equilibrio ecológico, sino que constituyen un virtual atentado contra el derecho humano al medio ambiente sano para el desarrollo y bienestar; un derecho de carácter colectivo. La contaminación plástica acuática o terrestre ha planteado serias preocupaciones para los ecosistemas, y especialmente para la salud humana y animal en todo el mundo. Como respuesta a ello, se ha desarrollado una variedad de instrumentos legislativos para controlar, reducir y administrar el uso de plásticos en la vida cotidiana para minimizar los resultados adversos que se producen al enviar estos plásticos al relleno sanitario.

La legislación existente abarca en gran medida los impuestos, prohibiciones y los esfuerzos voluntarios dirigidos a controlar el uso de productos cuya formulación final contiene microplásticos. De acuerdo con el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), hasta el 2021 sólo ocho países cuentan con leyes o regulaciones nacionales que controlan microplásticos, las cuales en todos los casos prohíben la venta de ese tipo de productos en sus territorios (Tabla 1).

TABLA 1. DESCRIPCIÓN DE LA LEGISLACIÓN NACIONAL DIRIGIDA AL CONTROL DE MICROPERLAS.

PAÍS	LESGILACIÓN	DESCRIPCIÓN
Canadá	Microbeads in Toiletries Regulations (SOR/2017-111), 2 de junio de 2017	No se puede manufacturar, importar ni vender. Prohíbe que una persona fabrique, importe o venda artículos de tocador que contengan microperlas.
Francia	Reclaiming Biodiversity, Nature and Landscapes Act No 2016-1087 of 8, artículo 124, agosto de 2016.	No se puede vender. Prohíbe la introducción en el mercado de limpiadores cosméticos exfoliantes. Define "introducción en el mercado" como "poner a disposición por primera vez el suministro de un producto destinado a ser distribuido, consumido o utilizado en el territorio nacional".
Italia	General Budget Law 2018: Law no. 205 of 27, Art.1, Secciones 543 a 548, diciembre de 2017.	No se puede vender. Prohíbe vender productos de limpieza con acción exfoliante, así como detergentes que contengan microplásticos.
República De Corea	Regulations on safety standards for cosmetics [Anexo 1] {No. 2017-114, notice, artículo 3, 29 de diciembre de 2017.	No se puede manufacturar ni vender. Los microplásticos no pueden ser utilizados en la fabricación de cosméticos. Las restricciones de su uso deben ser especificados.
Nueva Zelanda	Waste Minimisation (Microbeads) Regulations 2017, bajo la sección 23(1)(b) de la Waste Minimisation de 2008.	No se pueden vender ni fabricar productos de limpieza expresamente prohibidos en el territorio neozelandés.
Suecia	Regulation amending Regulation (1998: 944) prohibiting etc. in certain cases in connection with handling, import and export of chemical products.	No se puede vender. Está prohibido introducir al mercado sueco productos cosméticos que contengan microperlas.
Reino Unido	The Environmental Protection (Microbeads) (Inglaterra) Regulations 2017 The Environmental Protection (Microbeads) (Escocia) Regulations 2018 The Environmental Protection (Microbeads) (Gales) Regulations 2018 The Environmental Protection (Microbeads) (Irlanda del Norte) Regulations	No se puede manufacturar ni vender. La fabricación o comercialización de cualquier producto de cuidado personal que contenga microperlas será considerado como un delito.
Estados Unidos De América	Microbead-Free Waters Act of 2015	No se puede manufacturar, importar, empaquetar ni vender. Se prohíbe la fabricación, venta e introducción, en el comercio interestatal, de cualquier producto cosmético que contengan plásticos agregados intencionalmente.

FECHA DE CONSULTA 09 junio de 2021

https://infosen.senado.gob.mx/sqsp/gaceta/64/1/2019-04-29-1/assets/documentos/Inic_MORENA_SALUD.pdf

Tres de estos países también prohíben la fabricación de dichos productos. En dos casos, los Estados Unidos de América y Canadá, la ley prohíbe específicamente la importación de artículos de tocador que contienen microperlas. (ALIANI, 2016)

Además de estas legislaciones, cuatro países y la Unión Europea están en el proceso de aprobación de nuevas leyes o regulaciones. Ello sugiere que, en breve, pocos países contarán con dispositivos normativos para prohibir el uso de microperlas plásticas en diversos productos.

En general, las regulaciones existentes han priorizado la prohibición de las micropartículas en productos de cuidado personal y no en otro tipo de artículos de tipos industrial o de limpieza general.

Además de estas legislaciones, cuatro países y la Unión Europea están en el proceso de aprobación de nuevas leyes con respecto al tipo de productos regulados por la legislación, sólo la ley de Nueva Zelanda cubre todos aquellos conocidos por contener dichas partículas, a saber: productos de limpieza del hogar, productos industriales y productos cosméticos. El resto de las legislaciones sólo se refiere a estos últimos, aunque existen diferencias sustantivas en la definición y tipo de artículos que corresponden a esta categoría, tal como se expone en la Tabla 2.

TABLA 2. TIPO DE PRODUCTOS CUBIERTOS POR LAS LEYES Y REGULACIONES NACIONALES QUE LIMITAN EL USO Y VENTA DE MICROESFERAS PLÁSTICAS.

PAÍS	TIPO DE PRODUCTO REGULADO	DESCRIPCIÓN
Canadá	Artículos de aseo.	Los artículos de aseo son cualquier producto de cuidado personal para la limpieza o higiene del cabello, la piel, los dientes o boca, incluyendo los exfoliantes y cualquiera de los productos mencionados que sean naturales para la salud según se define en el Reglamento de Productos Naturales para la Salud, o bien sean medicamento sin receta.
Francia	Cosméticos y cosméticos de enjuague.	Un producto cosmético es cualquier sustancia o preparado destinado a estar en contacto con las partes externas del cuerpo humano (epidermis, sistema capilar, uñas, labios y órganos genitales externos) o con dientes y mucosa oral con el fin exclusivo o principal de limpiarlos, perfumarlos, cambiando su apariencia, protegiéndolos, manteniéndolos en buen estado o corrigiendo los olores corporales. Un cosmético de enjuague se define como un producto destinado a ser removido por enjuague con agua inmediatamente después de su uso.

Italia	Cosméticos de enjuague.	Productos cosméticos de enjuague con exfoliantes, o detergentes que contengan microplásticos.
República De Corea	Cosméticos y productos higiénicos.	Productos cosméticos (de enjuague, exfoliantes, etc.) y productos higiénicos (gárgaras, pasta de dientes y blanqueamiento de dientes).
Nueva Zelanda	Productos de limpieza que incluyen limpiadores de manos para trabajo pesado, productos de limpieza abrasivos, para automóviles o industriales	Productos de limpieza para uno o más de los siguientes propósitos: <ol style="list-style-type: none"> 1. Exfoliación de alguna parte o de todo el cuerpo. 2. Limpieza de alguna parte o de todo el cuerpo. 3. Limpieza abrasiva de cualquier área, superficie o cosa. 4. Apariencia visual de un producto.
Suecia	Cosméticos de enjuague.	La prohibición contempla los productos cosméticos destinados a enjuagarse o escupirse después de su uso en la piel, el cabello, la membrana mucosa o los dientes.
Reino Unido	Productos de cuidado personal de enjuague.	Los productos de cuidado personal de enjuague constituyen cualquier sustancia o mezcla de sustancias, fabricadas con el fin de aplicarse a cualquier parte del cuerpo humano durante cualquier tratamiento de cuidado personal, de una aplicación que implique la remoción específica del producto enjuagado con agua, en lugar de dejarlo a que se desgaste, se absorba o se derrame en el transcurso del tiempo; para este propósito: <ol style="list-style-type: none"> a) Tratamiento de cuidado personal, significa cualquier proceso de limpieza, protección o perfume de una parte relevante del cuerpo humano para su mantenimiento cambiando su apariencia o condición y; b) Una parte relevante del cuerpo humano es: <ol style="list-style-type: none"> 1. Cualquier parte externa del cuerpo humano (incluyendo cualquier parte del epidermis, cabello, uñas o labios); 2. Dientes 3. Membranas mucosas de la cavidad oral.
Estados Unidos De América	Cosméticos y medicamentos sin receta.	Cosméticos de enjuague destinados para exfoliar o limpiar el cuerpo humano o cualquier parte de éste, incluyendo pasta dental.

FECHA DE CONSULTA 09 junio de 2021

https://infosen.senado.gob.mx/sgsp/gaceta/64/1/2019-04-29-1/assets/documentos/Inic_MORENA_SALUD.pdf

5.2 NIVELES DE MICROPLÁSTICOS EN PESCADOS Y MARISCOS

La presencia de restos de plásticos en el medio marino es un problema mundial reconocido y la ingesta de microplásticos por los organismos marinos está muy generalizada. Un estudio señala que al menos 170 especies de vertebrados e invertebrados marinos ingieren restos antrópicos (que no tienen origen natural,

sino que provienen de objetos fabricados por el ser humano) (Vegter et al., 2014). No obstante, dado que el campo de la investigación de microplásticos es relativamente nuevo, es importante señalar que todavía están en fase de desarrollo y se deben estandarizar los métodos para aislar, identificar y documentar la contaminación por plásticos (Koelmans et al., 2015). Es difícil llevar a cabo estudios cuantitativos para monitorizar el número de microplásticos en el intestino del pescado y marisco recolectado, además los resultados varían de un estudio a otro. Según los análisis de las muestras de campo publicados en las revistas científicas el número va de cero a 21 microplásticos por individuo (Lusher et al., 2016; Rochman et al., 2015; Lusher et al., 2013), pero estas cifras no son ni mucho menos definitivas. Ahora que se ha establecido la presencia de microplásticos en distintos organismos marinos, los estudios científicos se centran en el impacto que estos tendrán en dichos organismos. Tras un análisis científico se identificaron los siguientes polímeros en el tejido de los organismos marinos: polipropileno, polietileno, resina alquídica (se emplea en la pintura y otros revestimientos), rayón, poliéster, nylon y acrílico, poliamida, poliestireno, tereftalato de polietileno (PET) y poliuretano (Neves et al., 2015; Rummel et al., 2016). En el hemisferio norte, especialmente en Europa y Estados Unidos, se han realizado más estudios que en el hemisferio sur, aunque esta tendencia está empezando a cambiar. Por ejemplo, uno publicado este año analizaba la contaminación por microplásticos en los mejillones criados en el mar en São Paulo, Brasil (Santana et al., 2016). También China ha aumentado el número de estudios que publica sobre microplásticos (Li et al., 2016; Li et al., 2016b). Sin embargo, son menos los datos procedentes de Asia, África o el Polo Norte y Sur. Aun así, dado que se han encontrado microplásticos flotando en las aguas del Ártico, Antártida, Atlántico, Pacífico e Índico, así como en los sedimentos de alta mar, es razonable concluir que la presencia de microplásticos en el mar está muy generalizada (GESAMP, 2015).

5.3 RETOS DEL TRABAJO DE INVESTIGACIÓN

Los protocolos de extracción e identificación suponen una dificultad a la hora de determinar la ubicación y cantidad de microplásticos en los organismos marinos y el agua de mar. Normalmente los microplásticos se recolectan desde un barco con

redes de arrastre o tomando muestras en la playa, sin embargo, el uso de redes de arrastre como método de recopilación de muestras puede dar conjuntos de datos difíciles de comparar. Según la red de arrastre empleada se pueden recoger los plásticos más ligeros que andan flotando en el agua, pero no los plásticos pesados que se encuentran sobre el lecho marino. Identificar debidamente los microplásticos puede resultar complejo y requiere mucho tiempo, a menudo es necesario que esta tarea se realice con un equipo especial y empleando procedimientos de laboratorio; además algunas fibras parecen plásticas, pero en realidad son algodón (Song et al., 2015). Otro problema que puede surgir es la contaminación accidental de las muestras de microplásticos por los plásticos en los barcos, la pintura, las redes de arrastre o incluso el aire del laboratorio. Estandarizar los métodos de recolección, investigación e identificación de los microplásticos ayudará a que los grupos científicos puedan comparar con mayor precisión los resultados de los distintos estudios.

5.4 INVESTIGACIÓN DE CAMPO

En varios lugares del mundo se han realizado estudios para tratar de cuantificar el daño que provoca los microplásticos en el medio ambiente, en especial en el marino. A continuación, se describen algunos estudios:

Un estudio portugués halló microplásticos en el 19,8% de 263 pescados de 26 especies comerciales (Neves et al., 2015).

En una muestra de campo obtenida mediante arrastre el 36,5% del pescado capturado en el canal de la Mancha contenía polímeros sintéticos. El estudio no analizó el efecto de la ingesta de microplásticos sobre los peces. Los autores sugieren que es probable que los peces se comieran los microplásticos al alimentarse de forma natural (Lusher et al., 2013).

Un análisis de 121 peces individuales, incluyendo especies comerciales como el pez espada, el atún rojo del Atlántico y el atún blanco del Mediterráneo central, reveló que el 18,2% de las muestras contenía residuos de plástico (Romeo et al., 2015).

Un grupo de investigación con base en Estados Unidos analizó los peces salvajes capturados para ser vendidos en el mercado para consumo humano en dos zonas geográficas distintas: Makassar (Indonesia), y California (Estados Unidos). Según el estudio el 28% del pescado capturado en aguas indonesias y el 25% del pescado capturado en aguas estadounidenses contenían residuos antrópicos. Todos los residuos encontrados en el pescado indonesio eran de plástico, mientras que los residuos del pescado estadounidense eran principalmente fibras (no se analizaron, por lo que se desconoce si eran plástico o algodón) (Rochman et al., 2015).

Los pequeños organismos marinos que ingieren partículas plásticas pueden transferirlas en parte o en su totalidad a la cadena alimenticia. En un estudio de campo donde se recolectaron peces que se alimentaron de plancton procedente del giro del Pacífico norte, se observó que el 35% del pescado recolectado contenía fragmentos de plástico. Los peces que se alimentan de plancton suelen ser el alimento de otros peces de la cadena alimenticia, por tanto, la contaminación por plásticos puede afectar a depredadores como el atún o calamar que se alimentan de peces más pequeños (Boerger et al., 2010).

En una muestra de 290 peces capturados en el mar del Norte y el Báltico, el 5,5% del intestino de los peces contenía plásticos. Los análisis mostraron que el 40% de los plásticos eran polietileno. Otros tipos de plásticos encontrados fueron: poliamida (22%), polipropileno (13%), así como poliestireno, tereftalato de polietileno (PET), poliéster, poliuretano y caucho en porcentajes más bajos (Rummel et al., 2016).

Tras examinar el contenido del estómago de 141 peces de 27 especies capturadas en el giro subtropical del Pacífico Norte se descubrió que el 9,2% contenían microplásticos. El pescado capturado consume principalmente zooplancton por lo que los autores creen que es posible que los microplásticos entraran en la cadena alimenticia a través de sus presas (Davison y Asch, 2011).

En un estudio sobre la langosta noruega (*Nephrops norvegicus*) se descubrió que el 83% de la muestra capturada mediante arrastre en el mar de Clyde contenía filamentos de plástico en el estómago. Los investigadores concluyeron que se

podía acumular plástico en las langostas ya fuera por consumirlo de forma accidental o por que las langostas comieran animales contaminados por plásticos (Murray y Cowie 2011).

En el Atlántico norte el 11% de una muestra de campo de 761 peces mesopelágicos habían ingerido pequeñas cantidades de residuos plásticos (Lusher et al., 2016).

Se han descubierto microplásticos en el mejillón marrón del estuario de Santos en São Paulo, Brasil (Santana et al., 2016) y en el mejillón común (*Mytilus edulis*) en la costa de China continental (Li et al., 2016b).

Asimismo, se encontraron microplásticos en el mejillón común (*Mytilus edulis*) del mar del Norte y en la ostra japonesa (*Crassostrea gigas*) del Atlántico. Ambas especies se habían cultivado para consumo humano (Van Cauwenberghe & Janssen, 2014).

5.5 RUTA DE ASIMILACIÓN DE LOS MICROPLÁSTICOS

Las especies marinas ingieren los microplásticos de distintas formas: los mejillones y las ostras al alimentarse por filtración; los cangrejos los aspiran a través de las branquias e ingieren a través de la boca; al igual que los peces. Para los animales que se alimentan por filtración la ingesta de plásticos es un proceso no selectivo. Sin embargo, para aquellos organismos cuyo método de alimentación es más selectivo, como por ejemplo los peces, los microplásticos se pueden asimilar a través de la ingesta de presas contaminadas o al ingerirlos accidentalmente cuando se confunden con alimento.

Es posible que algunas especies elijan los microplásticos como alimento (Rummel et al., 2016; Lusher et al., 2016). Un estudio publicado este año sugiere que cuando hay microplásticos en abundancia es posible que las larvas de perca (*Perca fluviatilis*) que acaban de eclosionar prefieran los microplásticos a su dieta natural de zooplancton (Lönnerstedt y Eklöv, 2016).

5.6 ACUMULACIÓN EN LAS ESPECIES Y TRANSFERENCIA EN LA CADENA TRÓFICA

Otro problema es la posible transferencia o acumulación de microplásticos en la cadena alimenticia al ingerir los depredadores presos contaminadas. Por ejemplo, Mazurais et al., (2015) sugieren que si los organismos que se encuentran por encima de la lubina (*Dicentrarchus labrax*) en la cadena trófica consumen lubina, los microplásticos se pueden acumular en los depredadores.

Hay que destacar la acumulación física de microplásticos en la cadena trófica, entre los estudios que analizan la transferencia de microplásticos en la cadena alimenticia se encuentran en la Tabla 3, en donde se puede observar los estudios realizados en varias especies del mar.

TABLA 3. ESTUDIOS REALIZADOS EN LA CADENA ALIMENTICIA

CADENA ALIMENTICIA	ESTUDIOS
Pescado	<ol style="list-style-type: none"> I. En un ensayo de laboratorio se observó que los microplásticos del tracto gastrointestinal del mújol (<i>Mugil cephalus</i>) se habían mudado al tejido del hígado (Avio et al., 2015). II. En un experimento se alimentaron polluelos de pardela canosa con pellets de resina de polietileno recogida en el parque costero de Kasai en la Bahía de Tokio; a los pájaros también se les alimentó con pescado salvaje. Se encontraron bifenilos policlorados (PCB) en el pescado con el que se alimentó a los polluelos ya que los peces ingieren PCB a través de sus presas (como por ejemplo los copépodos). Según el estudio los bifenilos policlorados se pudieron transferir del plástico contaminado a los pájaros. Las aves marinas se pueden ver expuestas a estos contaminantes al comer presas contaminadas (peces), pero se debe seguir estudiando el impacto de estas sustancias químicas (Teuten et al., 2009). III. En otro ensayo de laboratorio se investigó la transferencia de microplásticos en tres niveles de la cadena trófica para ver los efectos que estos tenían en el pez depredador del nivel más alto. Comparados con los peces de la muestra de control, los peces que se habían alimentado con microplásticos se pasaban más tiempo alimentándose, eran menos activos, dedicaban más tiempo a estar juntos en el banco de peces y menos tiempo y energía a explorar el tanque (Mattsson et al., 2015).
Bivalvos	<ol style="list-style-type: none"> I. En otro estudio se alimentaron cangrejos de mar común (<i>Carcinus maenas</i>) con mejillón común (<i>Mytilus edulis</i>) contaminado por microplásticos; 21 días

	<p>después de la ingesta de mejillones contaminados se observaron microplásticos en los cangrejos, según los autores esto indica que los microplásticos puede viajar a través de la cadena alimenticia, de la presa al depredador. A su vez esto indica que el cangrejo común (<i>C. maenas</i>) puede transferir los microplásticos a un depredador (Farrell & Nelson, 2013).</p> <p>El mejillón común (<i>Mytilus edulis</i>) se alimenta por filtración y se ha demostrado que acumula pequeños microplásticos de entre 3 µm y 9,6 µm. Los microplásticos que se acumulan en el intestino viajan al sistema circulatorio a los tres días y permanecen en el mejillón más de 48 horas. La exposición a corto plazo no tuvo ningún efecto negativo biológico (Browne et al., 2008).</p>
Langosta	<p>I. En un ensayo de laboratorio se alimentaron con peces contaminados por plásticos a langostas noruegas (<i>Nephrops norvegicus</i>) que habían sido capturadas en el mar de Clyde y metidas en tanques, 24 horas después todas las langostas tenían plásticos en el estómago, los autores señalan que es posible que el plástico se pueda acumular a lo largo del tiempo (Murray & Cowie, 2011).</p>
Zooplancton	<p>I. En un ensayo de laboratorio se alimentó a misidáceos (pequeños crustáceos) con zooplancton contaminado por microplásticos. Se observó que los crustáceos habían ingerido los microplásticos, esto indica una posible transferencia en la cadena trófica a través de los depredadores que ingieren presas contaminadas por plásticos (Setälä et al., 2014).</p>

Tabla realizada con la información que se encontró el día 10 junio de 2021 en la siguiente liga:

<http://archivos.greenpeace.org/espana/Global/espana/2016/report/plasticos/Plasticos en el pescado y el mariscoLR.pdf>

5.7 VÍAS ALTERNATIVAS DE EXPOSICIÓN

La exposición de los peces a los microplásticos ocurre principalmente a través de la ingestión resultante de la orientación como alimento, la captura incidental, ser confundido con presas o de la ingestión de presas que ya contienen microplásticos (Lusher, 2015). Los peces oceánicos de aguas medias se consideran alimentadores oportunistas (Clarke, 1978) y podrían atacar activamente, pero erróneamente, microplásticos que se asemejan a presas. Los mictófidios están adaptados para consumir presas activas. Generalmente tienen bocas grandes con

pocas branquias dentadas, estómagos bien desarrollados e intestinos cortos (Beamish et al.,1999). Si los plásticos se parecen a las presas, los peces mesopelágicos pueden atacarlos. Alternativamente, la alimentación en la columna de agua no evitaría la ingestión de material inorgánico y puede conducir a tasas de ingestión más altas en comparación con los artículos de presa seleccionados y dirigidos individualmente.

Es probable que los peces se alimenten selectivamente de crustáceos. De hecho, el análisis dietético para este género encontró copépodos, ostrácodos, euphausiids y anfípodos como presa de *Notoscopelus japonicus* (Uchikawa et al.,2002).

Los microplásticos pueden provenir de comer presas. El zooplancton es la dieta principal de los peces mesopelágicos, y los estudios de laboratorio y los estudios in situ han demostrado la ingestión de microplásticos por el zooplancton (Cole et al.,2013; Desforges et al.,2015). Si bien el plástico podría haber provenido de la ingestión de especies de presas con plástico en su intestino, la longitud media de los microplásticos en este estudio (1,9 mm) fue probablemente demasiado grande para ser ingerida por copépodos y Euphausiids conocidos por ingerir partículas <816 µm (Cole et al., 2013; Desforges et al.,2015).

Sin embargo, puede haber subestimación en el tamaño de las partículas, ya que este estudio solo recolectó muestras >250 µm.

5.8 EFECTOS POTENCIALES DE LA INGESTIÓN DE MICROPLÁSTICOS

Independientemente de la exposición, comprender el destino de los plásticos ingeridos es una preocupación primordial, específicamente para las especies que tienen importantes funciones ecológicas en las redes alimentarias marinas. Los microplásticos pueden eliminarse a través de la evacuación del estómago, egestarse con desechos no digeridos o retenerse dentro de los organismos durante un período prolongado. La interpretación de los efectos de la ingestión es limitada sin el conocimiento de la retención de microplásticos dentro de los organismos.

La egestión es el proceso fisiológico mediante el cual se eliminan los alimentos no digeridos por el organismo. Dicha eliminación se realiza en forma de heces y constituye la fase final del proceso digestivo. En los organismos unicelulares comprende solamente la expulsión hacia el exterior de la célula de las sustancias que no se pueden aprovechar. En los organismos pluricelulares, como es el caso de los seres humanos, dicho proceso es más complejo.

Se estima que los peces planctívoros del Pacífico Norte consumen aproximadamente entre 12 000 y 24 000 toneladas de plástico por año (Davison y Asch, 2011). Esta cantidad considerable de plástico podría tener una serie de efectos en los individuos, así como en el sistema trófico. Sin embargo, no se han reportado efectos negativos de los microplásticos en organismos silvestres. Los microplásticos podrían retenerse o egestarse de manera similar a los invertebrados (Lusher, 2015), también pueden afectar la flotabilidad (Boerger et al., 2010), y los estudios han aludido a las posibles implicaciones de los contaminantes químicos asociados con los microplásticos (Rochman, 2015). De hecho, los estudios de laboratorio han demostrado toxicidad hepática (Rochman et al., 2013), cambios de comportamiento (Browne et al., 2008) y alteración endocrina (Teuten et al., 2009) de organismos expuestos a microplásticos.

Además, los efectos poblacionales, incluida la reducción de la fecundidad, la menor tasa de supervivencia y la transferencia dentro de la cadena alimentaria, pueden estar relacionados con la ingestión de microplásticos. Se requiere trabajo empírico para medir los efectos de la población antes, durante y después de la exposición. Otros organismos marinos pueden estar expuestos a microplásticos después de la egestión de gránulos fecales que se hunden en las profundidades del mar (Hidaka et al., 2001).

Si los plásticos se retienen dentro de los peces mesopelágicos, ya sea alojados en el tracto digestivo o a través de un paso lento, existe la posibilidad de efectos a nivel trófico. Aunque la incidencia de interacción entre los peces mesopelágicos y los microplásticos es baja, los peces mesopelágicos posteriormente ingeridos por organismos marinos más grandes podrían transferir microplásticos, incluso temporalmente, a consumidores secundarios (Eriksson, 2003). Por ejemplo, se

han encontrado ballenas barbadas varadas (Besseling et al.,2015) y odontocetos (Lusher et al.,2015) con microplásticos en sus tractos digestivos. Se sugirió que las ballenas barbadas estaban expuestas a través de la ingestión directa de plásticos de las aguas superficiales cuando se alimentaban de presas pelágicas, o a través del consumo secundario de presas contaminadas, lo que también sería una vía de exposición para los odontocetos.

Los peces mesopelágicos son presa de odontocetos, incluidos los delfines rayados y los delfines comunes. Constituyen una proporción considerable de su dieta en el Atlántico Norte. Los peces mesopelágicos también se han encontrado en las dietas de aves marinas (Danielsen et al.,2010) y peces más grandes (Olaso et al.,2005). Los comederos de superficie no serán los únicos organismos en riesgo de exposición a través del consumo secundario, ya que el transporte a través de la columna de agua dentro de los peces expone a los organismos marinos más profundos a los plásticos, como losoraderos (Lusher et al.,2015) y los calamares depredadores (Braid et al.,2012).

Además, el comportamiento migratorio de los peces podría proporcionar una importante vía auxiliar para la distribución de microplásticos a las profundidades del océano. Si los microplásticos pasan a través del sistema digestivo, se liberarán como un componente de la materia fecal en el océano más profundo

Se estima que un solo mictofido podría transportar 52 mg de alimento a la capa pelágica profunda y excretar 8,4 mg de heces diariamente (Radchenko, 2007). Si los microplásticos se retienen y transportan a aguas más profundas, o se ingieren en profundidades, destaca un vínculo potencial para la exposición de un ecosistema relativamente no expuesto a la contaminación marina.

Los peces mesopelágicos juegan un papel importante en la bomba biológica de carbono (Davison *et al.*,2013) y pueden subsidiar las demandas metabólicas de las profundidades marinas. La bomba biológica implica el transporte activo de materia orgánica e inorgánica, desde la zona eufótica hasta las profundidades, mediante la migración vertical de organismos (Ducklow *et al.*,2001), donde metabolizan el carbono, respiran (Longhurst *et al.*,1990), gesticulan carbono

orgánico (Steinberg *et al.*,2000) y pellets fecales (Wotton y Malmqvist, 2001), son consumidos por otros organismos o mueren de otra manera (Zhang y Dam, 1997).

Dado que los mictofidos (pez linterna) son los taxones dominantes que migran verticalmente y representan la mayor proporción de peces en la zona eufótica por la noche, tienen el potencial de exportar cantidades significativas de carbono orgánico e inorgánico, así como microplásticos a las profundidades marinas. Se estima que los mictofidos son responsables del transporte activo de un equivalente del 15-28% del carbono orgánico de partículas que se hunde pasivamente en el Pacífico (Hidaka *et al.*,2001; Davison *et al.*,2013), mientras que en el área de la dorsal del Atlántico Medio del Atlántico Norte, el 8% está mediado por mictofidos (Hudson *et al.*,2014).

La materia fecal de los mictofidos es un recurso alimenticio potencial para los organismos de aguas profundas (Hidaka *et al.*,2001) y por lo tanto, podría estar actuando como una ruta de transporte de microplásticos a los organismos que viven y se alimentan en las profundidades del mar y el bentos.

Los microplásticos representan una amenaza indirecta a los organismos, ya que actúan como vectores de químicos tóxicos (Andrady, 2011).

5.8.1 EFECTOS DE LOS MICROPLÁSTICOS EN LA BIOTA MARINA

Los micro y nanoplásticos pueden pasar a la biota marina por medio de diferentes rutas. Dependiendo de su modo de alimentación, los animales pueden ser consumidores directos, ingiriendo los microplásticos directamente de sedimentos o de partículas en suspensión, o en el caso de depredadores o carroñeros, a través de sus presas.

El tamaño del microplástico es determinante en el efecto que produce sobre la biota marina. Si el microplásticos tiene un tamaño superior a 50 μm no será capaz de atravesar la barrera intestinal del animal marino. Por el contrario, tamaños inferiores a 50 μm son capaces de atravesar el epitelio intestinal (Jungnickel *et al.*, 2016). En principio, al no existir rutas enzimáticas capaces de digerir los polímeros sintéticos, estos deberían pasar a través del organismo sin ser digeridos o

absorbidos. Sin embargo, se observa que animales expuestos a una alimentación que contiene nanoplasticos son capaces de pasar estos a sus crías (Pitt et al., 2018). La transferencia de estos nanoplasticos entre generaciones tiene graves implicaciones tanto medioambientales como para la salud humana. A grandes rasgos, existen tres posibles efectos, ligados a la ingestión de microplásticos:

- 1) La obstrucción física o el daño de los apéndices de alimentación o del tracto digestivo;
- 2) La filtración o lixiviación de componentes químicos en los organismos tras la digestión, y
- 3) La ingestión y la acumulación de compuestos químicos absorbidos por el organismo (Courtney et al., 2008).

Las fibras son la categoría más abundante de residuos encontradas en la biota (Bessa et al., 2018; Neves et al., 2015; Ding et al., 2018), especialmente en zonas cercanas a la costa. Al analizar los colores de partículas más encontradas en el sistema gastrointestinal de peces los más abundantes son azul, transparente y negro (Bessa et al., 2018; Lusher et al., 2013). Es posible que estas partículas pasen desapercibidas a la vista de los peces y sean ingeridas por este motivo o sean confundidas con presas o alimento.

Existen numerosos estudios en los que se refleja el contenido y los métodos utilizados para la detección de microplásticos en animales marinos, especialmente aquellos destinados al consumo humano. Dependiendo de la tasa de evacuación intestinal, las diferentes especies tendrán concentraciones de plástico variables (Lusher et al., 2013; Budimir et al, 2018).

Un mújol puede llegar a ingerir unas 11.000 partículas de plástico en un año, mientras que un besugo que habita en las mismas aguas solo ingiera 600 (Halstead et al., 2017), debido a que el primero tiene una tasa de evacuación de entre 12 y 24 horas, mientras que el del segundo es de entre 2 y 6 horas. Las diferentes zonas geográficas de muestreo de las especies también influyen en las cantidades de plástico encontradas.

En las costas asiáticas y australes, la cantidad de plástico encontrada es significativamente mayor que en el mar del Norte (Cho et al., 2018; Ding et al., 2018; Budimir et al., 2018; Halstead et al., 2017; Hermsen et al., 2017). En Corea del Sur, 25 el 95% de las especies de moluscos más vendidas (almeja de Manila, ostra, mejillón y vieira), contienen microplásticos (Cho et al., 2018).

Los bivalvos se utilizan a menudo como modelos medioambientales en medios marinos al ser especies filtradoras. Análisis realizados en moluscos revelan que la cantidad de microplásticos detectadas en estos varían dependiendo de la zona en la que estos hayan sido cultivados o recolectados, siendo los mejillones y ostras los que mayor acumulación presentan. Esto puede ser debido a que los microplásticos se acumulan mayoritariamente en la superficie, siendo las especies que crecen en estas zonas las que más filtran y acumulan a lo largo de su vida (Leslie et al., 2017; Cho et al., 2018).

Los bivalvos de piscifactoría también presentan mayor cantidad de microplásticos que los salvajes (1.9 partículas por individuo vs. 0.53) (Ding et al., 2018). Hay que tener en cuenta que, por ejemplo, los mejillones de piscifactoría se cultivan en cuerdas de plástico de PP, lo que puede aumentar la cantidad de partículas de microplásticos en su medio.

Varios estudios, (Cho et al., 2018, Brate et al., 2018) identifican no solo microplásticos en las muestras de bivalvos, sino que también se han identificado otros tipos de aditivos plásticos que se utilizan en la formación de polímeros comerciales comunes, como el Bisphenol-A, nonilfenoles y ftalatos (contenidos en PVC), los cuales pueden actuar como disruptores endocrinos aumentando la formación de micronúcleos y otras anormalidades celulares en mejillones. Los gusanos marinos (*Arenicola marina*) experimentan un descenso de hasta el 50% en sus reservas de energía si habitan en sedimentos que contienen fragmentos microscópicos de PVC sin plastificar de acuerdo al trabajo realizado por (Wright et al., 2013).

Este estudio sugiere que la causa puede ser debida a una disminución de la actividad de alimentación, a los mayores tiempos de residencia que presenta el material ingerido y a una inflamación del aparato digestivo. Una de las funciones

que desempeñan estos gusanos como consecuencia de su actividad alimentaria es la oxigenar los sedimentos en los que habitan. Si esta oxigenación se ve reducida esto también repercute en la diversidad de los organismos que habitan en los fondos sedimentarios.

Para especies como las sardinas, brechas y salmonetes (Digka et al., 2018), las cantidades de microplásticos encontradas son bastante similares, incluso comparadas con otras especies como los mejillones. La diferencia entre estos últimos y los primeros es que, en el caso de los peces, los órganos estudiados (intestinos, estómago, glándulas digestivas) no son consumidos normalmente, mientras que, en el caso de los mejillones, estos sí son ingeridos en su totalidad por el consumidor (Ding et al., 2018). Sin embargo, el consumo de intestinos de pescado es práctica común en determinadas zonas del planeta, convirtiéndose en ruta de entrada para los desechos plásticos en la alimentación humana, lo que puede generar riesgos para la salud (Rochman et al., 2015).

Son preocupantes las observaciones en las que se detalla que los microplásticos alcanzan el (Beltran y Marcilla., 2012), hígado de los peces (Collard et al., 2017), debido a la aglomeración de partículas más pequeñas que hayan conseguido atravesar la barrera intestinal.

De este modo los microplásticos podrían así alcanzar el sistema circulatorio, por lo que sus contaminantes podrían transferirse a los diferentes órganos.

Grandes especies filtradoras como el rorcual común y el tiburón peregrino podrían utilizarse como especies indicadoras de la zona pelágica del Mediterráneo de acuerdo con la MSFD (Marine Strategy Framework Directive). (Fossi et al., 2014) encuentran ftalatos y organoclorados en el músculo de ambas especies, lo que sugiere la ingesta de microplásticos y la exposición crónica a sus aditivos. Se calcula que un tiburón peregrino puede ingerir del orden de 540 partículas de microplásticos por hora y el rorcual común alrededor de 3650 partículas por día.

5.8.2 HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS (PAHs).

Los PAHs son un grupo ubicuo de más de 100 compuestos químicos que ocurren naturalmente como un componente del petróleo (Rios et al., 2007).

Estos compuestos se generan a partir de fuentes tanto antropogénicas como naturales. Los PAHs pueden separarse en 3 categorías no excluyentes basadas en su fuente:

1. Biogénica
2. Petrogénica
3. Pirogénica (Zeng y Visa, 1997; Rios et al., 2007).

Los PAHs están compuestos de 2 anillos de benceno fusionados. La estructura química de algunos de los PAHs comúnmente estudiados, entre ellos el fluoranteno, se muestran en la figura 3.

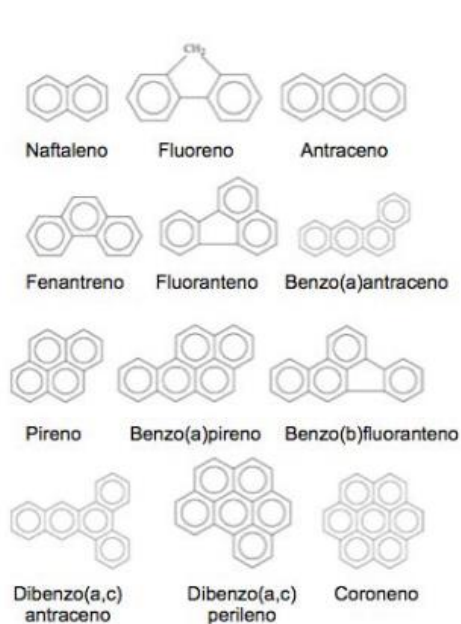


FIGURA 3. ESTRUCTURAS QUÍMICAS DE ALGUNOS PAHs COMÚNMENTE ESTUDIADOS (tomado de Haritash y Kaushik, 2009)

Debido a su importancia especialmente relacionada con su potencial carcinogénico y mutagénico, 16 PAHs fueron listados por la EPA (Agencia de Protección ambiental) de EU y su monitoreo ambiental se considera prioritario (ATSDR, 2007). Estos compuestos son: naftaleno, acenaftileno, acenafteno, fenantreno, antraceno, fluoreno, fluoranteno, benzo[a]antraceno, criseno, benzovenzo [b] fluoranteno, venzo [k]fluoranteno, pireno, benzo[a]pireno,

indeno[1,2,3cd]pireno, dibenzo[ah]antraceno, y benzo[ghi]perileno (Fisher et al., 2013).

5.8.3 AMENAZAS DE LOS PAHs ASOCIADOS A LOS DESECHOS PLÁSTICOS EN FAUNA MARINA.

Algunos estudios sugieren que los microplásticos juegan sólo un papel menor en comparación con los contaminantes ambientales que absorben los microplásticos y se transfieren a los organismos marinos (Van Cauwenberghe et al., 2015a). De acuerdo con Engler (2012), los depredadores en los niveles tróficos más altos tienen una mayor exposición a los contaminantes, sea directamente cuando viven en ambientes contaminados; o indirectamente, mediante la ingesta de comida contaminada.

Especies que viven en aguas contaminadas tienden a concentrar los tóxicos en sus tejidos, un proceso llamado bioconcentración. Si los tóxicos se acumulan en los organismos más rápido de lo que se pueden eliminar, se dice que estas sustancias se bioacumulan. Si los tóxicos se encuentran en concentraciones cada vez más altas en niveles tróficos progresivamente más altos de la cadena alimenticia, entonces están biomagnificados, por lo que, la ingesta de plásticos contaminados en cualquier nivel trófico puede aumentar significativamente la cantidad de PAHs disponibles en la cadena alimenticia conforme aumenta el nivel trófico.

Los microplásticos en el océano contribuyen a la acumulación de PAHs en la dieta de los animales dado que estos pueden desabsorberse en el intestino de los organismos (Engler, 2012). Aunque no se ha podido cuantificar la cantidad de contaminantes contenidos en los plásticos, es un hecho que estos desechos son sólo un sumidero temporal de sustancias tóxicas (Engler, 2012). Con base en lo antes expuesto, es necesario fomentar una mayor investigación en este tema, para entender completamente el impacto de los contaminantes absorbidos en los plásticos y la entrada de estos en la cadena alimenticia marina entera y por ende en la dieta los humanos (Van Cauwenberghe et al., 2015a).

5.9 BIODEGRADACIÓN QUÍMICA.

La biodegradación engloba la pérdida de características estructurales y masa molecular de un material (Zapata et al., 2007). Es un tipo de degradación química que involucra la actividad biológica provocada por la acción del metabolismo de microorganismos, tales como bacterias, hongos y algas. En el tema que se trata en este artículo, el proceso de biodegradación se debe a dos razones: la primera es el uso de algunos materiales presentes en los microplásticos como sustrato que pueden ser empleados como fuente de carbono por el metabolismo del microorganismo, y la segunda por acción de algunas enzimas para evitar la toxicidad de los microplásticos.

La capacidad de degradación de las diferentes moléculas presentes en los microplásticos se rige por las diversas características del polímero, como son la masa molecular, cristalinidad, tipos de grupos funcionales y plastificantes o aditivos. Las enzimas que están involucradas en este proceso se denominan despolimerasas y se encuentran presentes tanto extracelular como intracelularmente.

Las enzimas despolimerasas actúan ya sea de forma endo (división aleatoria en los enlaces internos del polímero) o exo (escisión secuencial de la unidad monomérica terminal), en el proceso llamado despolimerización. Las enzimas extracelulares de los microorganismos primero rompen el complejo del polímero mediante oxidación y/o hidrólisis dando fragmentos oligoméricos más pequeños, que pueden permear a través de la pared celular, para ser utilizadas como fuente de carbono y energía.

Puesto que las enzimas extracelulares se enfrentan al impedimento estérico con la estructura del material, sólo pueden actuar en la superficie del polímero, haciendo de la biodegradación de plásticos un proceso clásico de erosión de superficie, pero las enzimas intracelulares, al tener menor impedimento estérico son capaces de llevar a cabo el proceso de despolimerización (Müller et al., 2005; Kawai et al., 2019).

Los productos que se obtienen del proceso descrito previamente se pueden utilizar bioquímicamente en las vías metabólicas del microorganismo y, como resultado, de las moléculas de cadena corta se obtiene nueva biomasa y otros productos finales. A este proceso se le denomina mineralización y ocurre dentro de la célula donde los fragmentos oligoméricos más pequeños se convierten en CO_2 , H_2O o metano (en la degradación anaeróbica).

5.10 EFECTO DE LOS PLÁSTICOS SOBRE LA VIDA

La exposición a los microplásticos afecta de diversas maneras a los seres vivos, y los daños son causados por tres razones.

- 1.- Por la ingesta del plástico, ya que genera un daño físico en el sistema digestivo;
- 2.- Por la acumulación de los efectos negativos en el sistema, por las moléculas liberadas a partir de la degradación de los microplásticos;
- 3.- Daño que causan al organismo los contaminantes orgánicos y metales pesados que se adhieren durante la interacción del material plástico con el ambiente.

Los microplásticos pueden considerarse como un agente xenobiótico, que es capaz de inducir estrés oxidativo como resultado de un proceso cíclico de oxidación-reducción (ciclo redox) en el cual, al ser biotransformado, sufre la reducción por un electrón donado por el NADPH, transformándose luego en un intermediario o especie reactiva que puede ser un radical libre.

Esta especie reactiva, al intentar recuperar su configuración original, busca transferir o donar su electrón no apareado al oxígeno (O_2). Así el O_2 se reduce transformándose en el anión superóxido (O_2^-) con la consecuente regeneración del componente parental. El O_2^- reacciona a su vez con otras moléculas o consigo mismo y genera el radical hidroxilo ($\text{OH}\bullet$) que, mediante una serie de reacciones en cadena y la capacidad de oxidar macromoléculas, puede ocasionar la muerte celular.

Dentro de las principales lesiones asociadas con el ataque de estos radicales como se muestra en la figura 4 se encuentran la oxidación de las membranas lipídicas (peroxidación lipídica), oxidación a proteínas, oxidación de ácidos nucleicos y alteración del estatus celular.

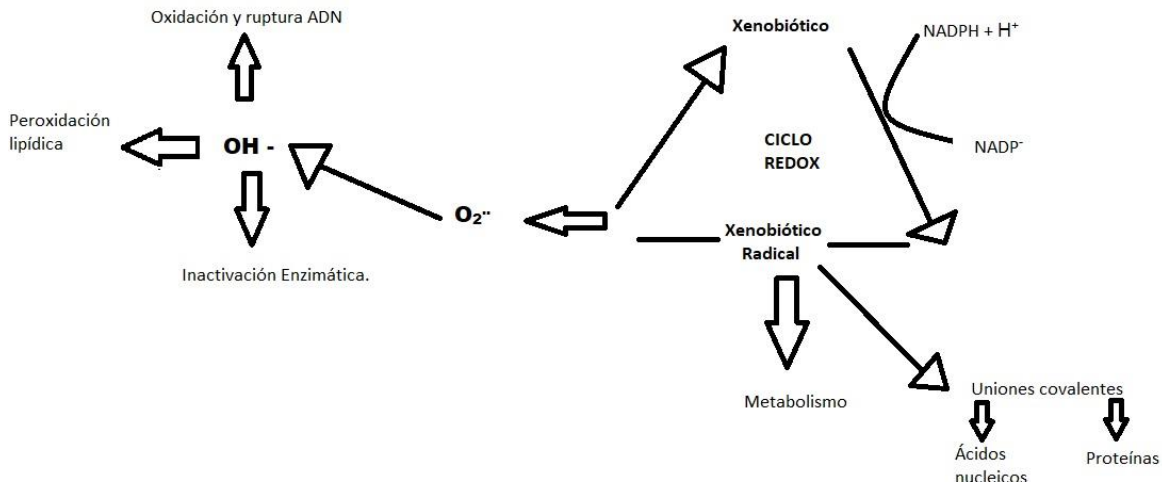


FIGURA 4. ESQUEMA DE ÓXIDO-REDUCCIÓN DEL MICROPLÁSTICOS COMO XENOBIÓTICO Y CONSECUENCIAS TOXICOLÓGICAS DEL ATAQUE DE LOS RADICALES LIBRES. (Adaptada de Ochoa y González, 2008).

Las partículas de MP, después de ser ingeridas por los seres vivos, tienen el potencial de translocarse a distintos tejidos, desencadenando una respuesta inmune localizada. En un estudio realizado en ratas se observó la translocación de las partículas contaminantes desde el intestino hasta la linfa y al sistema circulatorio (Hussain et al., 2001), lo que demuestra que los xenobióticos se pueden ubicar en diversos tejidos de los seres vivos.

También se determinó que las partículas más finas atraviesan las membranas celulares, la barrera hematoencefálica y la placenta, lo que causa un estrés oxidativo, daño celular e inflamación (Vethaak y Leslie, 2016).

Peces de agua dulce expuestos a diferentes clases de contaminantes, como insecticidas organofosforados o hidrocarburos aromáticos policíclicos, mostraron daño tisular por estrés oxidativo en exposiciones crónicas, así como alteración en la actividad de las enzimas antioxidantes, con tendencia al aumento,

principalmente en hígado y branquias, en exposiciones agudas (Ochoa y González, 2008).

La reducción de la fotosíntesis y del crecimiento de las algas, también han sido causadas por la presencia de los microplásticos. En las algas de ambiente acuático, hay evidencia en la que se demuestra que sufren estrés oxidativo en presencia de contaminantes, como los metales pesados.

En general, los niveles elevados de metales inducen la producción de especies reactivas de oxígeno (ROS); por tanto, como respuesta a ese estrés, la célula presenta mecanismos antioxidantes enzimáticos que incluyen la sobreexpresión de las enzimas superóxido dismutasa (SOD), catalasa (CAT) y peroxidasa (POD), y sistemas no enzimáticos como el glutatión reducido (GSH), ascorbato y compuestos fenólicos (Cortés et al., 2018).

En otro artículo de revisión, describió que una vez que los MP están incorporados en el intestino de diversas especies, pueden liberar los monómeros que los constituyen, así como aditivos y toxinas absorbidas, que pueden causar daños fisiológicos, los cuales van desde estrés oxidativo hasta carcinogénesis, mismos daños que logran ser transmitidos a los seres humanos (Wang et al., 2018).

Estudios in vitro con exposición a microplásticos muestran daños por estrés oxidativo en diversas líneas celulares humanas epiteliales y cerebrales, lo que puede favorecer efectos localizados en el sistema inmunológico y aumentar la inflamación intestinal tras la ingestión de estos contaminantes (Schirizzi et al., 2017).

5.10.1 PRESENCIA DE MICROMATERIALES Y NANOMATERIALES PLÁSTICOS EN ALIMENTOS Y PRODUCTOS ALIMENTICIOS

Los microplásticos y nanoplásticos están actualmente en todas partes. En ambientes marinos, las aves marinas y los mamíferos marinos ingieren microplásticos a bajos niveles tróficos (Wright et al., 2013; Setälä et al., 2014). Se han detectado microplásticos y nanoplásticos en la base de la red alimentaria, específicamente, en zooplancton, como los chaetognaths (Moos et al., 2012). Los crustáceos, como el cangrejo de orilla japonés (Karlsson et al., 2017) y el krill del

Pacífico Norte (Wesch et al., 2016), contienen microplásticos y nanoplásticos. Los peces de mar, como los peces forrajeros del noreste del Océano Pacífico (Hipfner et al., 2018), el mero areolato y el pez trabajo con bandas de oro, están contaminados con microplásticos (Baalkhuyur et al., 2018). Las ostras ingieren microplásticos de poliestireno, que afectan su reproducción (Sussarellu et al., 2016). El mejillón *Mytilus edulis* ingiere microplásticos que se translocan al sistema circulatorio (Browne et al., 2008). Muchos tipos de mejillones están contaminados, incluidos los mejillones azules (Van y Janssen, 2014; Li et al., 2016; Witte et al., 2014), los mejillones mediterráneos (Wesch et al., 2016; Li et al., 2015), los mejillones marrones (Witte et al., 2014) y los mejillones de caballo del norte (Catarino et al., 2018). Los aditivos plásticos y los compuestos orgánicos hidrófobos (HOC) también se encuentran en los mejillones (Hermabessiere et al., 2019). En resumen, muchos tipos de mariscos están potencialmente contaminados por microplásticos y / o nanoplásticos (Smith et al., 2018). Además, en nuestra vida diaria, también se ha encontrado que muchos consumibles, como el agua del grifo (Kosuth et al., 2018), el agua embotellada (Welle y Franz, 2018; Schymanski et al., 2017), la cerveza (Kosuth et al., 2018; Liebezeit, 2014), la sal marina (Kosuth et al., 2018; Iniguez et al., 2017), el azúcar (Liebezeit, 2013), la miel (Liebezeit, 2013) y las bolsitas de té de plástico (Hernandez et al., 2019) contienen microplásticos o nanoplásticos. Incluso el aire (Prata, 2018; Dris et al., 2017) y el agua no procesada (Pivokonsky et al., 2018) han sido contaminados con microplásticos. Tarde o temprano, toda la cadena alimentaria estará contaminada con plástico.

5.11 CONTAMINACIÓN EN LOS OCÉANOS Y MARES

Alrededor del mundo existen cinco zonas de concentración de masa contaminante, formada de plásticos de diferentes tamaños de partícula (Fig. 5), donde la corriente marina, la presión atmosférica y los vientos, producen un área circular que mantiene unidos a los desechos flotantes. Se ha documentado que la basura proviene de fuentes terrestres (80 %) y de aporte de barcos (20 %) (Eriksen et al., 2014). Entre las principales vías de ingreso de contaminación plástica al mar, se encuentran los ríos, los drenajes pluviales y las cloacas;

aunque también el viento es uno de los factores, las personas que van a las playas, los pescadores y los botes de recreación (Elías, 2015).

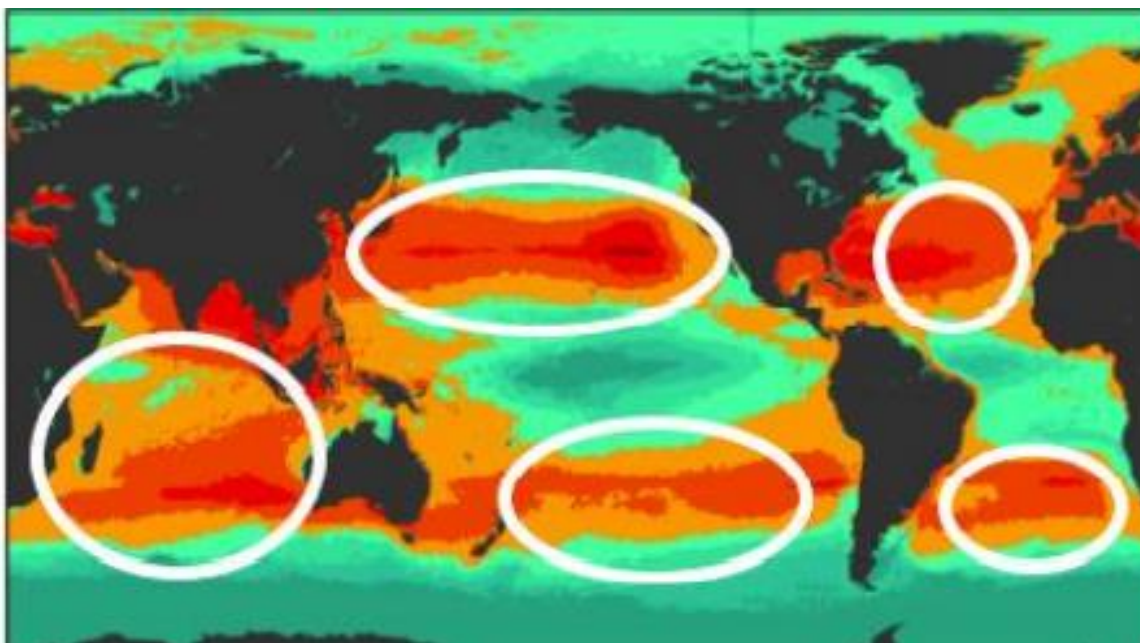


FIGURA 5. GIROS SUBTROPICALES (SEÑALADOS EN LOS CÍRCULOS BLANCOS) DONDE SE ENCUENTRA LA ACUMULACIÓN DE PLÁSTICOS FLOTANTES (tomado y modificado de Eriksen et al., 2014).

Los plásticos están presentes en la mayoría de los productos de uso cotidiano (bolsas de compra, envases de alimentos, limpiadores faciales, artículos para el hogar). Aproximadamente 280 millones de toneladas de plástico son producidas anualmente en todo el mundo (Koelmans et al., 2014; Rillig, 2012). Sin embargo, en los últimos años esta producción ha aumentado considerablemente, alcanzando en 2016 una cifra de 335 millones de toneladas (PlasticsEurope, 2017). Estudios recientes estiman que entre 4.8 y 12.7 millones de toneladas de este material acaban cada año en los mares y océanos de todo el mundo (Jambeck et al., 2015).

Los 192 países con costa en el Atlántico, el Pacífico, el Índico, el Mediterráneo y el Mar Negro generaron 2500 millones de toneladas de desechos sólidos en 2010, de los cuales 270 millones fueron plásticos. Las áreas costeras generaron 99.5 millones de toneladas de residuos plásticos, de los cuales 31.9 millones fueron

residuos mal gestionados, es decir, más del 30%. De estos, alrededor de 8 millones de toneladas acabaron en el mar 2010 (Jaambeck et al., 2015).

La cantidad anual de plásticos que llega al mar aumenta cada año. En 2015 se acumularon alrededor de 9.1 millones de toneladas de estos residuos. Además, se estima que para 2025 entrarán al mar aproximadamente el doble de desechos que en 2010. Para entonces, la cantidad total de residuos plásticos acumulados en los mares y océanos de todo el mundo será de alrededor de 155 millones de toneladas, (Jambeck et al., 2015).

La evaluación de IPBES del 2019 marca la contaminación del océano por plástico como la mayor amenaza y advierte que ha aumentado diez veces desde el año 1980, lo que afecta al menos 267 especies, incluido el 86% de tortugas marinas, 44% de aves marinas y 43% de mamíferos marinos (IPBES, 2019). Un importante estudio del año 2015 calculó que se generaron 275 millones de toneladas de desechos plásticos en 192 países costeros en el año 2010, con 4,8 a 12,7 millones de toneladas ingresando al océano (Jambeck et al., 2015). Si consideramos que un promedio de 8 millones de toneladas de plástico fluye hacia el océano cada año, ello equivaldría a verter los contenidos de un camión recolector de residuos por minuto.

En caso de que no se tomen acciones, se espera que esto aumente a dos camiones por minuto para el año 2030 y a cuatro por minuto para el 2050. Al considerar que la mejor investigación disponible en la actualidad estima que hay más de 150 millones de toneladas de plástico en el océano hoy en día, el escenario dentro del curso normal de las actividades resultaría en 1 tonelada de plástico cada 3 toneladas de peces para el año 2025 y más plásticos que peces (por peso) para el 2050 (Ellen MacArthur Foundation, 2017).

Se estima que entre 1,5 y 2,41 millones de toneladas de desechos plásticos ingresa cada año al océano desde los ríos, con más del 74% teniendo lugar entre mayo y octubre. Los 20 ríos más contaminantes, 15 de los cuales se ubican en Asia, representan el 67% de este total mundial, mientras que los 122 ríos más contaminantes contribuyen con más de un 90% (Lebreton et al., 2017). Otras fuentes son las malas gestiones de las costas, redes de pesca abandonadas y

partículas de microplástico provenientes de productos de limpieza del hogar, productos de cuidado personal y vestimenta viscosa.

Las corrientes oceánicas están recolectando mucho del plástico dentro de los cinco giros oceánicos subtropicales -incluido el infame Gran Parche de Basura del Pacífico de 1,6 millones de km² (Lebreton et al., 2018). Esto está causando que algunos lugares, incluso muy remotos, desborden de plástico. La Isla Henderson en el Pacífico fue nombrada la isla más contaminada del planeta en relación a los plásticos, mientras que se han encontrado plásticos en las profundidades de la fosa de las Marianas e incrustados en hielo en el Ártico.

5.12 FICORREMEDIACIÓN PARA LA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES.

La ficorremediación es el uso de macroalgas y microalgas para la remoción o biotransformación de contaminantes, incluyendo nutrientes y xenobióticos de aguas residuales, y CO₂ del aire (Olguín, 2003). Es dada por un consorcio no definido de organismos, donde predominan las microalgas y cianobacterias. Estos microorganismos eucariotas y procariotas fotosintéticos, respectivamente, son la base del funcionamiento del tapete microbiano para lograr con éxito la biotransformación y/o bioacumulación de compuestos (Forero, 2015). Las microalgas permiten la eliminación de sustancias tóxicas, como pesticidas, herbicidas y metales pesados, entre otros; esto gracias a su capacidad de acumular importantes concentraciones de compuestos tóxicos, sin afectar su actividad biológica. Otro beneficio de las microalgas es la liberación de O₂ por medio de la fotosíntesis, mientras genera una acumulación de biomasa, la cual puede ser reutilizada potencialmente en sistemas de producción de biocombustibles y/o en procesos de avicultura, acuicultura o agricultura (Mehrabadi et al., 2015). Algunas de las aplicaciones de la ficorremediación son (Olguín, 2003):

- I. Remoción de nutrientes de aguas residuales con altos contenidos de materia orgánica.
- II. Tratamiento de aguas residuales ácidas y con metales.
- III. Captura de CO₂.

IV. Transformación y degradación de xenobióticos.

En cultivos autotróficos, la exposición a la luz ejerce un fuerte efecto en la productividad de las algas y en su capacidad de remoción de nutrientes. Otros parámetros por manipular, para mejorar la productividad son: la mezcla o agitación del cultivo, el tipo de incubación ya sea a gran escala o en etapa piloto (tipo de reactor a utilizar), concentración de biomasa y la densidad celular óptima (Olguín, 2003). Los sistemas de cultivo de las microalgas se clasifican en sistemas abiertos o cerrados en función de sus condiciones de diseño. En los sistemas abiertos, las algas se cultivan en entornos de áreas abiertas como estanques, lagunas, canales profundos y unidades con circulación del medio de cultivo con poca profundidad, entre otros. En sistemas cerrados, las algas se cultivan en recipientes con pared transparente y expuesta bajo la luz solar o radiación artificial para facilitar la fotosíntesis (Razzak et al., 2013). En el sistema abierto se tiene como ventaja que se producen grandes cantidades de alga y no necesita inmensurables inversiones y mantenimiento, pero la problemática es al momento de querer controlar las condiciones de cultivo, y son más susceptibles a contaminaciones por otras algas o bacterias (Grima et al., 2009). En los sistemas cerrados la ventaja es que el cultivo de las algas es más efectivo dado que se controlan mejor las condiciones ambientales y se reduce el riesgo de contaminación, pero la mayor desventaja es el costo de construcción, mantenimiento y operación del sistema, además hay una posibilidad de que haya adhesión de las células a la superficie del reactor, lo que disminuye la disponibilidad de luz y por lo tanto la producción (Posten, 2009).

5.12.1 DEGRADACIÓN DE MICROPLÁSTICOS POR ALGAS

A continuación, se presenta el resumen de algunos estudios que se han hecho para observar el comportamiento de las microalgas frente a productos de degradación del polietileno tereftalato (PET), el cual es uno de los plásticos con mayor presencia en las zonas contaminadas a nivel global (Tabla 4).

TABLA 4. RESUMEN DE ESTUDIOS REALIZADOS SOBRE LA CAPACIDAD DE CRECIMIENTO DE LAS MICROALGAS FRENTE A PAES (ÉSTERES DE ÁCIDO FTÁLICO) Y BPA (BISFENOL A).

Microalga	Compuesto añadido	Resultado	Referencia
<i>Chlorella pyrenoidosa.</i>	DMP DEP DBP	Acumula y biodegrada.	Yan et al. (1995)
<i>Cylindrotheca closterium.</i>	DEP DBP	Biodegrada con enzimas intra y extracelulares.	Gao y Chi (2015) Chi et al. (2019)
<i>Dunaliella salina.</i>			
<i>Chaetoceros muelleri.</i>			
<i>Synechocystis sp.</i>	DMP	Crecimiento máximo a 20 ppm del PAE.	Zhang et al. (2016)
<i>Synechococcus sp</i>			
<i>Desmonesmus sp</i>	BPA	Biodegrada y desintoxica.	Wang et al. (2016)
WR1			
<u>Kerenia brevis</u>	DMP DEP DAP DPrP	Disminución de PAEs del medio.	Sun et al. (2019)

Chlorella pyrenoidosa

Yan et al. (1995), realizaron un estudio en el que analizaron el comportamiento de *C. pyrenoidosa* frente a tres PAEs: dimetil ftalato (DMP), dietil ftalato (DEP) y dibutil ftalato (DBP). Los Autores reportaron un factor de bioconcentración (BCF) máxima de 162 (24 h), 205 (12 h) y 4077 (12 h), para DMP, DEP y DBP, respectivamente. El factor de bioconcentración hace referencia a la proporción de concentración de los PAEs que hay en el organismo y la concentración que hay en el agua; mientras que la biodegradación promedio para cada poliéster fue de 13.4, 7.3 y 2.1 mg/l, es decir que se logró la descomposición de los poliésteres por acción de la microalga.

Cylindrotheca closterium, Dunaliella salina y Chaetoceros muelleri

Gao y Chi (2015) realizaron un estudio con tres diferentes microalgas (*C. closterium*, *D. salina* y *C. muelleri*), las cuales fueron expuestas a dos PAEs (DEP y DBP). Los Autores encontraron que la biodegradación del DBP se da en un comportamiento de primer orden, además los compuestos fueron degradados por acción de enzimas (esterasas) intra y extracelulares. En su publicación mencionan que hay una rápida adsorción fisicoquímica pasiva inicial, seguido de absorción, acumulación y degradación de los compuestos. Además, explican que la degradación microbiana de los PAEs se inicia por reacciones de desesterificación secuenciales para formar monoéster y luego ácido ftálico. En este proceso las esterases son las enzimas clave. Una esterasa es una enzima tipo hidrolasa que rompe enlaces éster, en los correspondientes alcoholes y ácidos, por medio de una reacción de hidrólisis. Las tasas de degradación de los PAEs por los microorganismos disminuyen con el aumento de la longitud de la cadena de alquilo como resultado del bloqueo estereoespecífico (Yan et al., 1995). De las tres algas con las que trabajaron, *C. closterium*, que tiene la capacidad de soportar ambientes contaminados, fue la especie con mayor eficiencia de biodegradación. Para DBP *C. closterium* tuvo un 93.1 % vs 40 y 47.1 % de *D. salina* y *C. muelleri*; mientras que para DEP *C. closterium* tuvo un 81.2 % vs 32.3 y 26.3 % de *D. salina* y *C. muelleri*. También observaron que DBP se degrada con mayor eficiencia en comparación a DEP, y cuando se encuentran mezclados el DBP tiene un efecto inhibitorio ante la degradación de DEP, ya que al disminuir la concentración de DBP en el medio, el DEP se degradó rápidamente. La degradación del DEP fue principalmente por enzimas extracelulares en la fase acuosa, mientras que en DBP se observó la degradación en ambas fases (acuosa y en las microalgas) lo que indica que las enzimas que degradaban a este poliéster son intra y extracelulares. Chi et al. (2019), publicaron otro estudio con las mismas tres cepas de microalgas y dos PAEs. En esta publicación se reportó la concentración del PAE que produce el 50 % del efecto máximo (EC50) y la concentración más alta del PAE a la cual no se observa efecto (NOEC). La cuantificación se relacionó con la densidad celular medida a las 96 h. Para DEP el EC50 fue de 194, 77 y 62 mg/L

y el NOEC de 100, 50 y 30 mg/l para *C. muelleri*, *C. closterium* y *D. salina*, respectivamente. Mientras que para DBP el EC50 fue de 3.4, 4.2 y 0.7 mg/L y el NOEC de 1.0, 2.5 y 0.4 mg/L para *C. muelleri*, *C. closterium* y *D. salina*. Es así como observaron que para DEP la tolerancia era mayor en *C. muelleri*, seguida de *C. closterium* y finalmente por *D. salina*. En cambio, para DBP *C. closterium* tuvo más tolerancia que *C. muelleri*. Comparando los resultados del EC50 a las 96 h con el ensayo basado en la producción de clorofila a, el comportamiento es el mismo, ya que para DEP los valores son 146, 73 y 54 mg/L; y para DBP son 2.5, 3.3 y 0.6 mg/L para *C. muelleri*, *C. closterium* y *D. salina* en ambos casos. La concentración en la que se encuentran estos PAEs en el ambiente, es de 0.1 mg/L, por lo que los valores EC50 y NOEC fueron más altos que los valores ambientales de DEP y DBP. En ensayos subsecuentes (Chi et al., 2019), se usó una concentración inicial de DEP y DBP de 0.1 mg/L (concentración más relevante presente en el ambiente). El porcentaje de bioconcentración a las 96 h de DEP para *C. muelleri*, *C. closterium* y *D. salina* fue de 0.07, 0.01 y 0.17 %, mientras que para DBP de 12.3, 4.8 y 7.1 %, respectivamente. Al estar en combinaciones los dos PAEs el porcentaje de bioconcentración para *C. muelleri*, *C. closterium* y *D. salina* para DEP fue de 0.16, 0.14 y 0.52 %, y para DBP de 13.5, 6.9 y 9.7 %, respectivamente. Como se observa en los resultados, el porcentaje de bioconcentración aumenta para ambos PAEs cuando ambos están presentes en el medio, indicando que el DBP se bioconcentra más en las células en comparación al DEP. En la medición de la biodegradación de los PAEs a las 96 h, se observa que en presencia de DEP el porcentaje de biodegradación de este es de 95.5, 97.7 y 91.2 %, y para DBP es 22.5, 91.5 y 34.5 % para *C. muelleri*, *C. closterium* y *D. salina*, respectivamente. Mientras que al estar combinados los PAEs el valor para DEP fue de 48, 42.5 y 71.1 %, y para DBP de 16.2, 56.4 y 21.0 % para *C. muelleri*, *C. closterium* y *D. salina*, respectivamente. Con esos resultados se demuestra que, en presencia de ambos PAEs, la biodegradación se ve afectada, es decir que es menos efectiva.

Synechocystis sp.*, *Synechococcus sp.* y *Cyanothece sp.

Zhang et al. (2016), realizaron el estudio en diferentes cianobacterias: *Synechocystis sp.* (dulceacuícola), *Synechococcus sp.* (especie marina) y

Cyanothece sp. (se desarrolla en ambos ambientes), y monitorearon la correlación de la concentración de DMP y el crecimiento de las cianobacterias. También cuantificaron la biodegradación del DMP y evaluaron el efecto de la temperatura en la biodegradación del DMP. Realizaron la comparativa con la acumulación del ácido tereftálico (TPA; subproducto de degradación del DMP), el cambio en el pH y la actividad de esterasa ante la degradación del DMP. En la primera parte, encontraron que las cianobacterias crecían mejor en presencia de 20 mg/l del DMP que en ausencia de este compuesto. Sin embargo, a concentraciones de 50, 200 y 500 mg/L, el crecimiento se redujo conforme aumentaba la concentración del PAE. Adicionalmente, usando 20 mg/L de DMP encontraron que *Cyanothece sp* logró degradar todo el DMP en 96 h, y al usar 50 mg/L la misma cepa logró la biodegradación en 120 h. Cuando analizaron el efecto de la temperatura en la degradación del DMP, observaron que entre 30 y 35 °C la degradación era mejor en comparación con 15, 25 y 40 °C, usando 96 h de incubación con una concentración inicial de 50 mg/L de DMP. También determinaron que el TPA es un subproducto de la degradación del DMP, y que a la par el valor del pH en el medio aumentó. Por esta razón se analizó el valor óptimo de pH inicial, para llevar a cabo una mejor degradación del DMP, por lo que hicieron la comparativa entre valores de pH de 6-10, y encontraron que el valor inicial de pH que favorece una mayor velocidad de degradación es 9. Finalmente, en el análisis de la actividad esterasa, encontraron que las tres cepas de cianobacterias la presentaban, aún en ausencia del DMP, pero cuando en el medio se encontraba el DMP la actividad era aproximadamente un orden de magnitud mayor a las 96 h con presencia de DMP la actividad era de 0.96, 0.87 y 1.11 U/ml, mientras que en ausencia de DMP la actividad fue de 0.09, 0.13 y 0.10 U/mL para *Synechocystis sp.* PCC6803, *Synechococcus sp.* PCC7942 y *Cyanothece sp.* PCC7822, respectivamente.

Desmodesmus sp. WR1

Otro estudio fue realizado por Wang et al. (2017), donde se utilizó a *Desmodesmus sp.* WR1 para investigar los efectos del BPA sobre el crecimiento y la actividad fotosintética de la microalga, y para evaluar la desintoxicación del medio y la biodegradación del BPA. En ese estudio se empleó un análisis de transcriptoma para dilucidar la respuesta molecular del microorganismo a la

exposición del BPA. Los niveles de exposición que se utilizaron fueron de 1, 3, 5.5 y 13.5 mg/L de BPA. Interesantemente, encontraron que con esas concentraciones no se observa inhibición significativa en el crecimiento de la microalga. El porcentaje de degradación del BPA, con las concentraciones previamente descritas, fueron del 57, 25, 18 y 26 %, respectivamente. Dentro del análisis del transcriptoma encontraron la presencia de genes que codifican para enzimas relacionadas con la biodegradación oxidativa del BPA (una oxidorreductasa), y para la adición de grupos glicosilo (una glicosiltransferasa). También, reportaron por primera vez la presencia de diversos subproductos de degradación del BPA, tales como el monohidroxi BPA, el 2-hidroxi-3- hidroximetil-BPA, glicósidos y productos monofenólicos del BPA; concluyendo que estos productos se obtuvieron a partir de la hidroxilación oxidativa, la glicosilación y la escisión oxidativa del BPA. Lo que sugiere que esta microalga puede ser utilizada en procesos de biorremediación de ambientes acuáticos.

Karenia brevis.

En otro estudio reportado (Sun et al., 2019), se utilizó una especie microalgal dinoflagelada, que se relaciona a una de las especies dañinas presentes en los fenómenos de marea roja. Con crecimiento de *K. brevis* durante 96 h, el contenido de DMP, DEP, DAP (dialil ftalato) y DPrP (dipropil ftalato) disminuyó 93.3%, 68.2%, 57.4% y 46.7%, respectivamente. La toxicidad de los PAEs y su acumulación en *K. brevis* incrementó con el aumento de las cadenas de alquilo, probablemente debido a la mayor lipoficidad de los PAEs de cadena más larga. Se detectaron metabolitos de biodegradación en *K. brevis* cuando se expuso a DEP, incluidos el DMP, monoetil ftalato (MEP), mono-metil ftalato (MMP), ácido ftálico (TPA) y el ácido protocatéquico (PrA). Cuando la cepa se encontró expuesta a DPrP, se detectó un compuesto intermedio adicional, que fue el ftalato de dietilo (DEP) en las células de *K. brevis*, además de los cinco metabolitos mencionados anteriormente. Esos resultados confirmaron que las principales vías de biodegradación de estos compuestos por *K. brevis* son por desesterificación, desmetilación o transesterificación. Estos hallazgos proporcionarán pruebas valiosas para predecir el destino ambiental y evaluar el riesgo potencial de PAEs en la aparición de floraciones de algas nocivas en el medio marino.

6.0 TESIS RELACIONADAS AL TEMA DE INVESTIGACIÓN

Con base a la fase 1, se realizó una recopilación de tesis relacionadas con el tema, las cuales son mencionadas en la tabla 5, en la cual se clasificó por año de publicación.

Se realiza clasificando el resumen del trabajo, los resultados y discusiones y finalmente las conclusiones que se obtuvieron en las investigaciones, cabe resaltar que las tesis presentadas son investigaciones de campo por lo que enriquece aún más este trabajo documental.

Tabla 5. Tesis de investigaciones de campo.

Nombre de la tesis	Resumen	Resultados y Discusiones	Conclusiones
<p>Efecto de microplásticos de Acrilonitrilo Butadieno Estireno (ABS) sobre la tabla de vida de <i>Daphnia pulex</i> Linnaeus, 1758.</p> <p>Briceño, 2019</p>	<p>Uno de los plásticos que más problemas presenta en ambiente acuático es el polímero ABS (Acrilonitrilo-Butadieno-Estireno). Las partículas del polímero ABS pueden acumularse en tracto digestivo y otros órganos, atrofiando procesos como la nutrición y reproducción, en los niveles tróficos basales como en el zooplancton. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la contaminación producida por micro plásticos de ABS en <i>Daphnia pulex</i> (Cladóccera).</p>	<p>Esto se llevó a cabo con recipientes de vidrio de 50 ml en los cuales se introdujeron 10 individuos (<i>D. pulex</i>) en medio de cultivo (EPA) esto como unidad experimental, se realizaron 4 repeticiones por tratamientos los cuales fueron: grupo control (0); 200 y 300 µg/L de microplásticos ABS. Se realizó un estudio de tabla de vida para evaluar supervivencia, fecundidad y esperanza de vida, con ayuda de un microscopio estereoscópico, así mismo se observaron algunos organismos para corroborar la ingesta de las partículas de ABS.</p> <p>En los resultados se observó que en el grupo control presentó una supervivencia típica (Tipo I), donde el 80% de la población inicial se mantuvo viva hasta el día 10 y decayendo continuamente hasta el día 25, mientras que en las concentraciones de 200 y 300 µg/L se observó un comportamiento lineal (Tipo II) teniendo un decremento en la supervivencia de manera constante desde el día 1 hasta el día 30. En el caso de la fecundidad, el grupo control tiene un comportamiento típico, ciclos repetidos a lo largo del experimento (2 neonatos/hembra), mientras que en las concentraciones de 200 y 300 µg/L, la fecundidad es similar con valores que oscilan entre 0 y 2 neonatos/hembra con respecto al grupo control, hasta los últimos 5 días del experimento donde hay un aumento drástico de la fecundidad llegando a valores de 8 y 10 neonatos/hembra (200 y 300 µg/L respectivamente), en el caso de la esperanza de vida las concentraciones de 200 y 300 µg/L presentaron una esperanza de vida más prolongada, llegando hasta el día 30</p>	<p>Se demostró que <i>D. pulex</i> al estar expuestas a concentraciones de microplásticos, disminuye su supervivencia y esperanza de vida, además de un aparente aumento en la natalidad provocado por estrés. En cuanto a los valores demográficos, hubo una tendencia al incremento en la reproducción directamente proporcional a las concentraciones de microplásticos de ABS y una disminución inversamente proporcional a las concentraciones de microplásticos de ABS. Para los análisis visuales se logró observar microplásticos de ABS en el tracto digestivo de los organismos, sin embargo, son necesarias más pruebas robustas para confirmar el consumo.</p>

Nombre de la tesis	Resumen	Resultados y Discusiones	Conclusiones
		<p>en comparación con el grupo control (25 días). Para el caso de las observaciones en microscopio estereoscópico se identificaron micropartículas de ABS en los tractos digestivos de los cladóceros expuestos en las concentraciones de 200 y 300 µg/L.</p>	
<p>Evaluación de los microplásticos en la laguna arrecifal de puerto Morelos, Quintana Roo, México y sus efectos en la biota, tomando como ejemplo una especie béntico: <i>Ophiocoma echinata</i>.</p> <p>Amaya, 2016</p>	<p>Se sabe que algunas especies animales son capaces de ingerir microplásticos, pero aún es poca la información sobre las consecuencias que podrían tener sobre ellas. En esta tesis se presentan los resultados de los efectos de la ingestión de microplásticos bajo diferentes condiciones experimentales por un organismo béntico, el ofiuero <i>Ophiocoma echinata</i>, esto, como parte de un proyecto internacional llevado a cabo simultáneamente en 8 países (proyecto GAME).</p>	<p>Los microplásticos utilizados fueron previamente expuestos a diferentes niveles de contaminación: in situ, en dos sitios presumiblemente con diferentes niveles de contaminación antropogénica e in vitro, a una concentración conocida de fenantreno (2µL/L), realizándose la adhesión de este contaminante a los microplásticos. Posteriormente, durante dos meses, en condiciones de laboratorio se expuso a los individuos a los microplásticos previamente tratados, utilizando los diferentes niveles de contaminación antes señalados y se midieron distintas variables de respuesta para evaluar los efectos dependientes de cada nivel de contaminación.</p> <p>Finalmente, se expuso a todos los individuos a una condición de hipoxia para evaluar el tiempo de supervivencia y la relación-respuesta de los microplásticos ingeridos con diferentes niveles de contaminación. Aunque los experimentos evidenciaron respuestas diferenciadas de <i>O. echinata</i> en función de los niveles de contaminación, no se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas en las variables evaluadas. Se pone de manifiesto la necesidad de continuar con estos experimentos, posiblemente aumentando el tiempo de exposición y/o de concentraciones del contaminante para aseverar si las tendencias encontradas aquí se mantienen o no.</p>	<p>No se observaron diferencias significativas para las variables de respuesta evaluadas en <i>Ophiocoma echinata</i> (regeneración del brazo, tiempo de desplazamiento, recuperación de la posición normal) después de la ingesta de pellets microplásticos con exposición a contaminantes del medio natural y fenantreno. No obstante, aunque no se presentaron diferencias significativas para las variables de respuesta evaluadas, en cada variable, se presentaron tratamientos con valores numéricos mayores y menores conforme la mediana, que podrían ser antecedentes o tendencias para futuras investigaciones.</p>
<p>Contaminación por microplásticos en la zona sur y centro de las costas de Quintana Roo.</p> <p>Téllez, 2019</p>	<p>La presente investigación se llevó a cabo en las costas de Quintana Roo, México. Se realizaron 27 estaciones de muestreo desde Chetumal hasta Punta Venado (incluyendo la Isla de Cozumel). Las muestras recolectadas se dividieron en fracción A (5.0 a 0.5 mm) y fracción B (tamaño inferior a 0.5 mm).</p>	<p>La fracción A fue revisada al microscopio estereoscópico y la fracción B se trató primero mediante el método de elutriación, para posteriormente también revisar las muestras obtenidas al microscopio. Se encontró un total de 126 600 MP/L en las 27 estaciones de muestreo de los cuales 109 020 fueron fibras. El 14.8% de los MP corresponden a la fracción A y el 85.2% a la fracción B. La estación C27 ubicada en el centro de Cozumel, fue el área con mayor abundancia de MP registrados. Se concluye que los MP, en su mayoría son secundarios, cuyo origen es diverso: contaminación directa o por descuido, abandono de residuos, que pueden ser comerciales, habitacionales o turísticos, así como, por descargas directas del drenaje. Este es el primer estudio que se hace en México, sobre todas las fracciones de MP encontradas en playas y servirá de base para profundizar en</p>	<p>Se encontró un total de 126 600 MP/L en las 27 estaciones considerando ambas fracciones, de las cuales 102 964 que representa el 81.3% fueron microfibras y 109 020 que representa el 86.1 % del total de partículas corresponde a fibras, microfibras y bolitas de fibras.</p> <p>La estación con mayor abundancia de MP fue la C27 ubicada en el Centro de Cozumel, que es a la vez una zona muy urbanizada y</p>

Nombre de la tesis	Resumen	Resultados y Discuciones	Conclusiones
		<p>todos los aspectos de esta contaminación que nos aqueja de manera creciente y cuyas consecuencias no se han evaluado incluso a nivel internacional.</p>	<p>muy turística.</p> <p>El 14.8% de los MP encontrados pertenecen a la fracción A, y el 85.2 % corresponde a la fracción B, por lo que podemos decir que los fragmentos grandes se rompen fácilmente convirtiéndose en fragmentos cada vez más pequeños.</p>
<p>Contaminación por microplásticos en agua, Zooplancton y sedimento de la Laguna De Sontecomapan, Veracruz.</p> <p><u>Sanchez, 2021</u></p>	<p>En este estudio se abordó por primera vez la problemática de contaminación por microplásticos en sus tres vertientes, agua, zooplancton y sedimento de la laguna costera de Sontecomapan, Veracruz. A su vez, se integró un análisis ambiental de la laguna que incluyó variables hidrológicas, sedimentológicas, bióticas (zooplancton) y de contaminación plástica. Los muestreos se realizaron en junio de 2018, en diez estaciones dentro de la laguna y una externa de origen marino. Los sedimentos se obtuvieron con una draga tipo Van Veen, el agua superficial con un recipiente con capacidad de 10 L, mientras que las muestras de zooplancton se tomaron con un par de redes cónicas de luz de malla de 333 y 505 µm. En cada estación de muestreo, se hicieron mediciones de parámetros fisicoquímicos con una sonda multiparamétrica y se</p>	<p>En el laboratorio, se estimó la biomasa de zooplancton y se analizó la composición faunística. También, se procesaron las muestras de sedimento, agua y principales grupos de zooplancton para estimar la concentración de microplásticos. Una fracción de los sedimentos se utilizó para analizar el contenido de materia orgánica, carbonatos y composición granulométrica. Los datos resultantes de las tres matrices ambientales (sedimento, agua y zooplancton) se trataron mediante métodos multivariados a fin de caracterizar ambientalmente a la laguna. La caracterización del entorno ambiental mostró un fuerte gradiente desde el mar hacia el interior de la laguna. En agua, dicho gradiente estuvo en función de la salinidad y temperatura; en el fondo lagunar, por el contenido de materia orgánica, tipo de sedimento y concentración de microplásticos; en zooplancton, por los copépodos, larvas de decápodos y huevos de pez. La restringida distribución de organismos marinos (salpas, doliólidos y anfípodos) en la laguna son un reflejo del grado de intrusión del agua marina; otros grupos, como copépodos y luciféridos tuvieron una amplia tolerancia halina, indicio de su éxito en el ecosistema. La concentración de microplásticos en sedimento varió entre 0 y 11 items/500 g, compuestos principalmente por fibras (95.7%) y bajas proporciones los fragmentos. El sitio de máxima concentración de microplásticos corresponde a un recoveco de la laguna de baja velocidad de corrientes. En agua, los microplásticos se detectaron en todas las muestras, con valores de 7 a 26 items/L, representados por fragmentos (57.8%), fibras (41.5%) y espumas (0.7%). Los sitios con mayor exposición de este contaminante estuvieron próximos al Ejido el Real y desembocaduras de los riachuelos Coxcoapan, Sontecomapan y Chuniapan. En zooplancton, la ingesta de microplásticos se examinó en tres grupos:</p> <p>Copépodos, organismos principalmente herbívoros (0.01±0.01 items/ind);</p>	<p>En general, los resultados muestran que la concentración de microplásticos en la matriz ambiental sedimentaria fue baja (<11 ítems/500 g) en comparación con otras regiones del mundo; incluso hubo sitios de nula contaminación. No obstante, en agua superficial, la presencia de microplásticos fue más generalizada, con valores que fluctuaron entre 7 y 26 items/L, superiores a los registrados en otros sitios de México (Laguna Costera del Río Lagartos en Yucatán y la Bahía de todos los Santos en Baja California) y el mundo, algunas de ellas con aparente mayor impacto antrópico. Esto lleva a pensar en la necesidad de estandarización de los métodos empleados para la detección y cuantificación de este contaminante, a fin de evitar diferencias debidas a la metodología entre futuros trabajos. Entre las posibles fuentes de procedencia de microplásticos a la laguna figuran la descarga de ríos (Coxcoapan, La Palma y del Fraile) a dicho sistema y aquellas derivadas de actividades antrópicas (pesca, agricultura, turismo) que arriban por diferentes medios. Se confirmó la ingestión de microplásticos en los tres grupos de animales</p>

Nombre de la tesis	Resumen	Resultados y Discusiones	Conclusiones
	estimó la velocidad de las corrientes mediante objetos a la deriva.	<p>Luciféridos, considerados como omnívoros (0.03±0.03 items/ind);</p> <p>Quetognatos, organismos carnívoros por excelencia (0.02±0.02 items/ind).</p> <p>Entre estos grupos, se detectaron dos formas de microplásticos: fibras y fragmentos. El grado de contaminación por este contaminante en sedimento y zooplancton fue bajo comparado con otras áreas del mundo; en agua, el grado de afectación fue mayor comparado con otros sitios de aparente mayor impacto antrópico, debido probablemente a diferencias en los métodos usados para su determinación. Los hallazgos de este estudio demuestran que los microplásticos en Sontecomapan son un problema real, que puede tener implicaciones en el zooplancton, organismos en la base de la cadena trófica, por lo que se recomienda el monitoreo continuo de este sistema, con miras de una legislación para este contaminante. Se propone un esquema hipotético del origen y destino ambiental de microplásticos en la laguna de Sontecomapan.</p>	<p>analizados; copépodos, luciféridos y quetognatos, quienes presentan hábitos alimenticios distintos (herbívoros, omnívoros y carnívoros), lo que sugiere que las partículas plásticas forman parte de las redes tróficas pelágicas.</p>

6.1 MICROPLÁSTICOS Y CONTAMINANTES ADHERIDOS.

Por otra parte, el desarrollo de plásticos biodegradables a menudo es visto como un reemplazo viable para los plásticos tradicionales. Sin embargo, estos también pueden ser una fuente de microplásticos (Thompson et al., 2006), ya que su descomposición es sólo parcial (Thompson et al., 2004; Andrady, 2011; Roy et al., 2011).

La posibilidad que los desechos plásticos, incluyendo los microplásticos, adsorban y concentren agentes contaminantes del ambiente marino circundante, ha sido ampliamente caracterizada en condiciones de laboratorio (Avio et al., 2016).

Los contaminantes adheridos a los microplásticos, pueden ser transportados contaminando ecosistemas o ser ingeridos por los organismos marinos, transfiriendo así los contaminantes del medio ambiente hacia la biota. Esto puede ocasionar bio-acumulación tanto en niveles tróficos bajos como en organismos de niveles tróficos altos (Thompson et al., 2005).

Diferentes polímeros, como el cloruro de polivinilo, polietileno, polipropileno, poliestireno, demostraron tener una alta capacidad de absorción de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs, por sus siglas en inglés), así como otros contaminantes orgánicos persistentes (POPs, por sus siglas en inglés) (Ríos et al., 2007; Avio et al., 2016).

6.2 HIDROCARBUROS AROMATICOS POLICICLICOS.

Los PAHs, son contaminantes tóxicos ampliamente distribuidos en el medio ambiente producto de diferentes procesos industriales y de combustión. Se forman por pirólisis o combustión incompleta de compuestos orgánicos tales como combustibles fósiles. Otras emisiones proceden de la combustión de residuos y madera, así como de los vertidos de petróleo crudo o refinado. Algunos de estos compuestos son carcinógenos y/o mutágenos y posibles disruptores endocrinos (Mastandrea, 2005).

6.3 FENANTRENO EN AMBIENTES MARINOS.

El fenantreno ($C_{14}H_{10}$) PHE (por sus siglas en inglés) es un hidrocarburo policíclico aromático de amplia distribución (Reddy y Quinn, 1999; Neff 2002; Frost et al., 2006). Es incoloro o amarillo, en forma de cristal sólido, utilizado para hacer tintes, plásticos, pesticidas, explosivos y drogas. (EPA, E.U.A., 2006).

Este contaminante ha sido detectado en plásticos provenientes del medio marino (Ríos et al., 2007; Rios et al., 2010; Hirai et al., 2011). Se ha demostrado que es tóxico para las diatomeas marinas, gasterópodos, mejillones, crustáceos y peces (EPA, E.A.U., 2006; Zhang et al., 2014).

Es de importancia ambiental ya que Teuten et al., (2007) registraron al fenantreno como el contaminante más abundante en diferentes polímeros de plástico, en el agua de mar y en sedimentos. Además, es de interés toxicológico debido principalmente a sus propiedades mutagénicas y carcinogénicas (Zhang et al., 2014).

6.4 EFECTOS POTENCIALES DE CONTAMINANTES ADHERIDOS A LOS MICROPLÁSTICOS EN ORGANISMOS BÉNTICOS.

Además de los efectos potenciales de la ingestión de microplásticos, las respuestas tóxicas también pueden ser del resultado de la lixiviación de aditivos en los plásticos y de los contaminantes extraños adheridos a los microplásticos (Talsness et al., 2009; Cole et al., 2011).

Esto puede llevar posteriormente a la bio-acumulación de sustancias tóxicas en las redes tróficas, siendo más vulnerables los niveles tróficos más bajos (tales como organismos bénticos suspensívoros y planctívoros) ya que son organismos que no discriminan entre dichas partículas y su alimento habitual (Hart 1991; Bolton y Havenhand 1998; Brilliant y MacDonald 2002; Thompson et al., 2004; Browne et al., 2008; Cole et al., 2009; Graham y Thompson 2009; Wright et al., 2013).

Además de los efectos potenciales de la ingestión de microplásticos, las respuestas tóxicas también pueden ser del resultado de la lixiviación de aditivos en los plásticos y de los contaminantes extraños adheridos a los microplásticos (Talsness et al., 2009; Cole et al., 2011).

Esto puede llevar posteriormente a la bio-acumulación de sustancias tóxicas en las redes tróficas, siendo más vulnerables los niveles tróficos más bajos (tales como organismos bénticos suspensívoros y planctívoros) ya que son organismos que no discriminan entre dichas partículas y su alimento habitual (Hart 1991; Bolton y Havenhand 1998; Brilliant y MacDonald 2002; Thompson et al., 2004; Browne et al., 2008; Cole et al., 2009; Graham y Thompson 2009; Wright et al., 2013).

Los organismos bénticos de niveles tróficos inferiores son particularmente propensos a ingerir microplásticos ya que muchos de ellos se alimentan indiscriminadamente, es decir con capacidad limitada para diferenciar entre partículas de plástico y alimento (Moore, 2008).

Estos organismos son buenos indicadores de perturbaciones locales, por su movilidad limitada y debido a que presentan un vínculo estrecho con el sedimento

(Solís-Weiss et al., 2002); a menudo participan activamente en la cadena alimenticia, por lo que pueden transferir los contaminantes hacia los niveles tróficos superiores, como los peces y eventualmente el hombre.

Para los experimentos del presente proyecto, se necesitaba a una especie béntica, debido a que estos organismos se encuentran estrechamente asociados al sedimento donde se acumula gran parte de los microplásticos que entran al medio marino.

Los polímeros de más demanda comercial se clasifican de acuerdo con su componente químico y densidad en: Polietileno de alta y baja densidad (HDPE, LDPE), policloruro de vinilo (PVC), acrilonitrilo (ABS), policaprolacton (PCL), poliácido glicólico (PGA), alcohol polivinílico (PVA) (Gregory,1978), poliestireno (PS), polipropileno (PP), y polietileno tereftalato (PET) (Andrady y Neal, 2009). En la Tabla 6 se muestran los plásticos de uso más frecuente.

TABLA 6. NOMBRE Y USO DE LOS MATERIALES DE PLÁSTICO MÁS UTILIZADOS A NIVEL MUNDIAL., 2019.

ACRÓNIMO	NOMBRE	NÚMERO DE RECICLAJE	DENSIDAD Kg/m ³	PRODUCTO
PET	POLIETILENO TEREFTALATO	1	1 380	BOTELLAS DE AGUA, TEXTILES, TELECOMUNICACIONES
PES	POLIÉSTER	7	1 370	ROPA DE POLIÉSTER, BIOMEDICINA, JUGUETES, ETC
PE	POLIETILENO		950	CONTENEDORES DE ALMACENAJE
LDPE o PEBD	POLIETILENO DE BAJA DENSIDAD	4	910-940	BOLSAS DE PLÁSTICO
HDPE o PEAD	POLIETILENO DE ALTA DENSIDAD	2	940-970	BOTELLAS DE DETERGENTE
PVC	POLICLORURO DE VINILO	3	1 240-1 420	TUBERIAS, REVESTIMIENTOS, BOLSAS para SANGRE, ETC.
PP	POLIPROPILENO	5	910	TAPAS DE BOTELLAS
PA	POLIAMIDA O NYLON	7	1 150	CEPILLOS DE DIENTES
PS	POLIESTIRENO	6	1 040	ENVASES DE COMIDA PARA LLEVAR
PU(PUR)	POLIURETANO		1 200	BARNICES, ADHESIVOS Y AISLATENTES

				TÉRMICOS
TPU	POLIURETANO TERMOPLÁSTICO		1 230-1 550	CABLES, MANGUERAS, TUBOS FLEXIBLES
PVA	ALCOHOL POLIVINÍLICO		1 190	PAPEL ADHESIVO, REVESTIMIENTOS, PRODUCTOS DE HIGIENE, JUGUETES, ETC.
EP	RESINA EPÓXICA TERMOESTABLE		1 100-1 400	PINTURAS, ADHESIVOS, SISTEMAS ELÉCTRICOS, ARTE, INDUSTRIA ETC.
AC	ACRÍLICO		1 180	COMPONENTES DE AUTOMÓVILES, UTENSILIOS DE COCINA, MUEBLES, ARTÍCULOS MÉDICOS, ETC.
EPS	POLIESTIRENO EXPANDIDO		10-50	AISLANTE TÉRMICO, BANDEJAS PARA COMIDA, ACONDICIONADOR DE PRODUCTOS FRÁGILES, ETC

Fuente de elaboración de la tesis. Contaminación por microplásticos en la zona sur y centro de las costas de Quintana Roo.

Dependiendo de su densidad, los microplásticos permanecen en la columna de agua o se hunden hacia los fondos marinos; es decir aquellos con una densidad inferior a $1\ 020\ \text{Kg/m}^3$, permanecen en la columna de agua y los de alta densidad se hunden y se acumulan en los sedimentos; la densidad común de los plásticos va de 910 a $2\ 018\ \text{Kg/m}^3$, la densidad del agua pura es de $997\ \text{Kg/m}^3$, y el agua de mar tiene una densidad promedio de $1\ 027$ a $1\ 029\ \text{Kg/m}^3$. Esta puede variar dependiendo de la salinidad y de la temperatura del océano. La flotabilidad de los plásticos también se ve afectada por las corrientes de agua, el aire atrapado en la columna de agua y por la turbulencia (UNEP, 2016).

Los residuos plásticos, de todo tamaño, incluyendo los microplásticos de mayor densidad que el agua de mar, llegan a depositarse en los sedimentos, desde las playas hasta las fosas abisales.

Por ejemplo, las bolsas de té de plástico arrojan miles de millones de fragmentos de microplásticos en el agua, según un nuevo estudio.

Investigadores de la Universidad McGill en Canadá analizaron los efectos de poner cuatro bolsas de té comerciales diferentes en agua hirviendo. Encontraron que una sola bolsa libera alrededor de 11.600 millones de partículas microplásticas, y 3.100 millones de partículas nanoplásticas aún más pequeñas,

dentro de la taza, miles de veces más que la cantidad de plástico previamente encontrada en otros alimentos y bebidas. (Toro, 2019)

Se considera como basura marina cualquier material sólido persistente, manufacturado o procesado, y que ha sido descartado, vertido o eliminado en el ambiente marino y costero (UNEP & GRID-Arendal, 2016). El 80% de la basura marina proviene de actividades en tierra, por el inadecuado manejo de residuos domésticos, la agricultura, la construcción y el turismo costero; el restante 20% proviene de actividades en el mar, como las industrias pesquera y naviera, la acuicultura, la pesca recreativa, y el transporte marítimo (UNEP & GRID-Arendal, 2016). El plástico representa entre el 42% y 96% de la basura marina.

Cuando estos llegan al mar, diferentes factores como las corrientes oceánicas, el viento y/o la marea contribuyen a su dispersión y eventual hundimiento. Un gran porcentaje de estos, de baja densidad, flotan durante un largo período viajando grandes distancias y alejándose de sus fuentes originales (Winston, 1982; Benton, 1995; Aliani y Molcard, 2003; Barnes y Fraser, 2003; Lozoya et al., 2016).

Además, los microplásticos son vectores de microorganismos patógenos para peces y seres humanos, como las bacterias de *Escherichia coli*, *Vibrio spp* y *Aeromonas spp* (Foulon et al. 2016; Kirstein et al. 2016; Kovač et al. 2017). Aunque actualmente se ha avanzado en el conocimiento sobre la distribución y abundancia de la basura marina (ver figura de distribución en <https://litterbase.awi.de/litter>), aún existen importantes vacíos en el conocimiento sobre los impactos y efectos de los microplásticos en los ecosistemas y en la salud humana (Horton et al. 2017; Troost et al. 2018; Rainieri & Barranco, 2019; Novotna et al. 2019; Prata et al. 2019). A pesar de los reconocidos impactos de la basura, y de los microplásticos en específico, hay pocos estudios disponibles a nivel global en los ecosistemas de manglar (Cordero & Costa, 2010; Debrot et al. 2013; Mohamed & Obbard, 2014; Naji et al. 2017; Li et al. 2018; Martin et al. 2019; Garcés Ordóñez et al. 2019).

El manglar es un ecosistema muy productivo conformado por plantas con raíces fúlcreas y neumatóforos que, además de ayudar al intercambio gaseoso y estabilización de la planta en sustratos inestables, funcionan como trampas de

basura proveniente de fuentes terrestres y marítimas (Ivar et al. 2014; Martin et al. 2019). En los manglares de Nueva Guinea (Smith, 2012), Venezuela (Debrot et al. 2013), Arabia Saudita (Martin et al. 2019), Singapore (Mohamed y Obbard, 2014), Irán (Naji et al. 2017) y Colombia (Riascos et al. 2019; Garcés-Ordóñez et al. 2019) se han encontrado altas cantidades de basura y microplásticos que afectan la calidad ambiental del ecosistema.

La acumulación de basura marina en los manglares colombianos está asociada al inadecuado manejo de residuos municipales, ya que las poblaciones costeras disponen inadecuadamente el ~ 65% de sus residuos sólidos en botaderos a cielo abierto, quemándolos, enterrándolos en el suelo o arrojándolos a cuerpos de aguas naturales como los ríos y lagunas (Garcés-Ordóñez et al. 2017; Garcés-Ordóñez et al. 2019; Riascos et al. 2019).

Este tipo de contaminación marina genera diferentes impactos negativos en los ecosistemas (deterioro de la calidad del hábitat, introducción de especies invasoras, mortalidad y morbilidad de especies), en la salud humana (lesiones inflamatorias, enfermedades neurodegenerativas, trastornos inmunes y cánceres) y en la economía (incremento en los costos en la limpieza de basuras, pérdidas por daños en las embarcaciones, altos costos en control de especies invasoras), que han sido identificados en diferentes estudios (Alimba y Faggio, 2019; Andrady, 2011; Antão et al. 2018; Bennecke et al. 2016; ; Botterell et al. 2019; Bulow y Ferdinand, 2013; Cruz & Pérez, 2017; Giacomo et al. 2015; Guzzetti et al. 2018; Koelmans, 2015; Kova et al. 2017; Kühn et al. 2015; Massos & Tuner, 2017; Mohamed & Obbard, 2014; Mouat et al. 2010; Newman et al. 2015; Prata et al. 2019b; Rech et al. 2016; Ríos et al. 2007; Sun et al. 2017; Wang et al. 2016; Wright et al. 2013).

De acuerdo con el informe de basuras marinas de la UNEP correspondiente a 2014, en ese año, se produjeron en Europa 59 millones de toneladas, de los cuales se estima que de 4-8 millones de toneladas eran de plástico (UNEP, 2009; Jambeck et al., 2015). Se considera que más de un 70% de estas basuras marinas se encuentra en el fondo oceánico (Frias et al., 2016). De acuerdo con Woodall (2014), las profundidades oceánicas se han convertido en un depósito de

residuos de plástico. Woodall (2014) afirma que cada km² de sedimentos marinos puede llegar a contener hasta 4 000 millones de restos plásticos microscópicos.

Actualmente a nivel mundial, la mayoría de las costas están contaminadas con plásticos y microplásticos. En las zonas de mayor población, así como aquellas con alto nivel de turismo o regiones pesqueras es donde se esperaría encontrar mayor acumulación de estos (Woodall et al., 2014).

En 1950 comenzó la producción masiva del plástico con 1.5 millones de toneladas anuales y a partir de entonces ha tenido un aumento de 5% anual según Andrady y Neal (2009). El aumento de la producción de plásticos está ligado a la constante demanda; en 2010 el Polietileno encabezaba la lista de producción con 73 millones de toneladas, seguido del Polietileno tereftalato con 53 millones de toneladas; enseguida se encuentra el Prolipropileno con 50 millones de toneladas y el policloruro de vinilo con 35 millones de toneladas. Con menor producción, pero no despreciable, tenemos al Poliestireno y Poliuretano (Ambiente plástico, 2017).

En 2017 se produjeron 348 millones de toneladas de plástico a nivel mundial (Plastics-Europe 2018). De estos, 64.4 millones se fabricaron en Europa: en un 40% correspondieron a los sectores del envase y embalaje, principalmente en envasado de comida rápida o envasado desechable y un 20% en el sector de la construcción y la edificación. En esta industria se inició en los años 50's, el uso de los Policlorobifenilos (PCBs) que fueron prohibidos en los años 80's por sus efectos nocivos al medio ambiente y por ser agentes cancerígenos (Kohler et al., 2005).

El 10% de la producción plástica en Europa fue utilizada en la industria automotriz (PE, 2018). Del total de la producción en Europa sólo el 13% fue reciclado (PE, 2016). El crecimiento de la producción de plástico a nivel mundial ha sido intenso, sobre todo en los últimos años: de 311 millones de toneladas en 2014 a 335 millones en 2016, 348 millones en 2017 y 350 millones en 2018 (PE, 2018). Si la producción continúa con este crecimiento, se estima que en 2050 la demanda de plástico podría llegar a 2 000 millones de toneladas a nivel mundial (Andrady y Neal, 2009). El primer reporte de microplásticos en columna de agua fue publicado

por Carpenter et al., (1972), quienes describieron partículas de poliestireno de 0.01 mm a 2 mm encontradas en costas de Nueva Inglaterra. Carpenter y Smith en un estudio en el Mar del Sargazo (1972), publicaron concentraciones de 3 500 partículas con un tamaño que va desde 0.25 hasta 0.5 centímetros de diámetro por metro cuadrado; cinco años después, en 1977, Gregory menciona pellets o pequeños plásticos que contaminan las playas de Nueva Zelanda, provenientes de la industria. Estos fueron introducidos accidentalmente al medio ambiente durante su manejo o transporte. Se considera que los pellets que hoy en día se encuentran en las playas de Nueva Zelanda podrían rebasar incluso las 1 000 toneladas; Shiber, en 1979, comenta por primera vez la presencia de pellets contaminando las playas de Líbano.

Posteriormente Thompson et al., (2004) elaboran un reporte de microplásticos inferiores a 1 mm presentes en sedimentos, alrededor del mundo que son acumulados en zonas pelágicas y contaminan el ambiente marino, como resultado de la fragmentación de plásticos distribuidos en el océano y arrastrados por las corrientes marinas.

En 2015 Fisher mencionó que dicha concentración va desde los 60 hasta los 2 000 fragmentos de plástico por metro cuadrado en profundidades incluso superiores a los 5 000 m.

La primera definición de microplásticos fue hecha por Thompson et al., (2004), describiendo estos como residuos de 20 μm . Posteriormente Arthur et al., (2009) definieron como microplásticos a los fragmentos inferiores a 5 mm, medida que es comúnmente más aceptada.

Recientemente, 11 investigadores alrededor del mundo publicaron que, del total de la basura encontrada en playas de California, 68 % corresponde a plásticos de diferente origen y tamaño (Rosevelt, et al., 2013). De forma similar en Taiwán el porcentaje de plásticos es de 77% (Liu et al., 2013). En Chile, la cifra es un poco más alta ya que del total de residuos en playas 86% son plásticos (Thiel, et al., 2013), mientras que en el Mar Negro se registra una cifra de 91% de plásticos sobre un total de 100% de residuos en playas (Topçu et al., 2013).

Sin embargo, la mayor cantidad de plástico registrada hasta enero del 2017, según el informe de basuras marinas de Ecologistas en acción, fue realizada en Fan Lau Tung Wan, Hong Kong reportándose 258 408 elementos por metro cuadrado (Fok y Cheung, 2015; Li W et al., 2016).

En Investigaciones recientes se ha informado que la presencia o ausencia de microplásticos en distintos ambientes tanto terrestres como marinos, no determina la presencia o ausencia de microplásticos, por lo que se recomienda estudiar a este último por separado. (Dekiff et al., 2014; Anderson et al., 2016).

Los primeros trabajos experimentales sobre efectos de los microplásticos en organismos marinos en México, fueron realizados por Amaya Márquez que en 2013 realizó una investigación en costas de Quintana Roo, México, sobre efectos por ingestión de microplásticos bajo diferentes condiciones experimentales en el ofiuero (*Ophiocoma echinata*) pero estas no se dieron a conocer sino hasta 2016. Aunque obtuvo respuestas diferenciadas en función del nivel de contaminación, no obtuvo diferencias estadísticamente significativas de las variables evaluadas (Amaya, 2016). Y Gómez Hernández que en 2014 realizó en las costas de Quintana Roo una investigación sobre la influencia del PVC y el fluoranteno sobre *Eupolymnia rullieri* e *Isognomon alatus*, dando como resultado un aumento positivo entre la relación de consumo de alimento y la cantidad de microplásticos presentes (Gómez, 2016).

Posteriormente Retama Gallardo realizó una investigación en las playas de Huatulco, Oaxaca, en el sureste del Pacífico mexicano. En este trabajo, se contabilizaron fibras y microplásticos, de 70 muestras de sedimento, encontrando un incremento de 374 microplásticos en abril 2013 a 518 en diciembre de 2014 (Retama Gallardo, 2016).

En un estudio en agua realizado en 2017 en Bahía de la Paz, Baja California Sur, Olavarrieta García encontró microplásticos de forma esférica, filamentos, y fragmentos de colores blanco, negro, rojo, azul y verde. Después de someter las muestras a un Espectrofotómetro Infrarrojo de Transformada de Fourier (FTIR por sus siglas en inglés), demostró que el polímero más común fue el polietileno. (Olavarrieta García, 2017).

Sánchez Hernández (2018), evaluó la presencia de microplásticos en peces, columna de agua y sedimentos en Tecolutla, Veracruz. Los resultados arrojaron que 298 MP se encontraron en el tracto digestivo de *Ariopsis felis*, mientras que en 27 litros de agua de 3 estaciones climáticas diferentes se identificaron 452 MP y en 600 g de sedimentos de 15 muestras se ubicaron 73 MP (Sánchez Hernández, 2018).

En 2017-2018 Castro Zárte realizó un estudio sobre los microplásticos de 0.5 mm a 5 presentes en la zona norte del estado de Quintana Roo desde Puerto Morelos hasta Holbox. Según la clasificación de Alomar et al., (2016). Castro Zárte analizó 19 estaciones del área submareal e intermareal. Sus resultados arrojaron un total de 957 MP de los cuales el 74 % fueron fibras, el 15% películas, el 9% fragmentos, el 2% esferas y 0 espumas. (Castro Zárte, 2019).

6.5 DAÑOS Y ENFERMEDADES CAUSADAS POR MICROMATERIALES PLÁSTICOS Y NANOMATERIALES

Muchos animales marinos sufren de ingerir altas cantidades de desechos plásticos (Willcox et al., 2018; Franeker et al., 2018). Fragmentos de estos desechos plásticos, como los microplásticos, se acumulan en el intestino y causan obstrucción e inflamación en muchos órganos en una amplia gama de criaturas vivientes (Wright et al., 2013; Wang et al., 2016). Los microplásticos reducen la fotosíntesis en microalgas (Sjollema et al., 2016) y tienen una influencia negativa en el comportamiento de alimentación del zooplancton (Setala et al., 2014) y los gusanos (Basseling et al., 2013). También se acumulan y probablemente influyen negativamente en las branquias, el estómago y el hepatopáncreas de los cangrejos (Brennecke et al., 2015), y cambian los biomarcadores y la histología de los tejidos de los peces (Karami et al., 2016). La evidencia indica que los microplásticos PS disminuyen el número de huevos y larvas producidos y la velocidad de los espermatozoides de las ostras (Sussarellu et al., 2016). Los microplásticos PS también pueden transportar contaminantes a los microorganismos (Wang et al., 2016). Los estudios han descrito la influencia de los microplásticos en el sistema digestivo (McGoran et al., 2017). El ecosistema acuático ha dado cabida a la ingestión de organismos contaminados

(Vandermeersch et al., 2015). Finalmente, esto conduce a la absorción de microplásticos en el intestino humano (Van y Janssen, 2014). Varios estudios han indicado que los microplásticos PS pueden causar trastornos metabólicos de aminoácidos, ácidos biliares (Jin et al., 2019) y lípidos hepáticos (Lu et al., 2018) en ratones. Los microplásticos cambian la disbiosis de la microbiota intestinal y disminuyen la secreción de mucina intestinal en ratones (Jin et al., 2019; Lu et al., 2018). Sin embargo, estos microplásticos o nanoplásticos también se liberan a la atmósfera, convirtiéndose en contaminantes en el aire (Browne et al., 2011; Vandermeersch et al., 2015; Frias et al., 2016). De hecho, un estudio muestra contaminación en entornos de trabajo (Panno et al., 2019). Los trabajadores de las industrias de textiles sintéticos, rebaños y cloruro de vinilo (VC) o cloruro de polivinilo (PVC) están potencialmente expuestos a altas concentraciones de microplásticos en el aire durante el trabajo (Prata, 2018). Los trabajadores textiles sintéticos potencialmente sufren tasas más altas de mortalidad relacionada con el cáncer de pulmón (Hours et al., 2007) o cánceres de estómago y esófago (Gallagher et al., 2015). Los trabajadores de rebaños tienen una alta incidencia de enfermedades intersticiales y pulmonares (Kern et al., 1998; Turcotte et al., 2013). La VC se ha considerado un factor cancerígeno y causa principalmente angiosarcoma hepático (Huang et al., 2011; Vianna et al., 1981; Elliott et al., 1997). Los microplásticos o nanoplásticos alteran el sistema endocrino (Rochman et al., 2014), inducen neurotoxicidad (Barboza et al., 2018) y producen anomalías reproductivas con efectos transgeneracionales (Gardon et al., 2018; Tallec et al., 2018; Pitt et al., 2018; Martins y Guilhermino, 2018; Liu et al., 2019). Además, los alimentos y las bebidas son un importante vehículo de exposición a microplásticos y nanoplásticos a través de los cuales se transportan potencialmente elementos poliméricos y aditivos (Haldimann et al., 2013). Las evaluaciones de riesgos sobre el uso de nanomateriales de envasado de alimentos con actividad antimicrobiana, incluidos el dióxido de titanio (Wang et al., 2007) y los nanotubos de carbono (Poland et al., 2008), han demostrado que presentan riesgos comparables a los del uso de nanopolímeros. Las mezclas complejas de aditivos plásticos pueden disolverse en el polímero y filtrarse en el medio ambiente circundante (Engler, 2012). Las características físico-químicas de estas partículas, como el tamaño, la carga externa, la relación longitud: anchura, la porosidad, la corona superficial y la

hidrofilicidad, causan diferentes tiempos de circulación (Huang et al., 2018). Además, los microplásticos pueden absorber contaminantes orgánicos persistentes (COP) como hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), bifenilos policlorados (PCB) y plaguicidas, incluidos el diclorodifeniltricloroetano (DDT) y el hexaclorobenceno (HCB), en el océano (Mato et al., 2001; Rochman et al., 2013). Estos compuestos tienen una mayor afinidad por el plástico que por el agua (Rochman et al., 2013; Andrady, 2011). Los microplásticos y / o nanoplásticos se absorben en el intestino y los pulmones, y entran en muchos órganos, donde potencialmente causan daño y resultan en enfermedades.

6.6 MECANISMOS MOLECULARES Y CELULARES DE MICROMATERIALES PLÁSTICOS Y DAÑOS Y ENFERMEDADES DE NANOMATERIALES

Los microplásticos y/o nanoplásticos pueden entrar en la circulación desde el intestino a través de la transferencia trófica (Smith et al., 2018) y desde el aire (Prata, 2018; Dris et al., 2017). Los microplásticos o nanoplásticos inhiben la bomba de eflujo e inducen citotoxicidad en las células intestinales humanas (Wu et al., 2019). La citotoxicidad inducida por microplásticos y/o nanoplásticos estimula el estrés oxidativo a través de la generación de radicales libres originados a partir de especies reactivas de oxígeno (ROS) (Barboza et al., 2018; Pitt et al., 2018; Liu et al., 2019; Brandts et al., 2018; Qu et al. 2018; Tang et al., 2018). Varios estudios han demostrado esta conexión en rotíferos monogononte (Jeong et al., 2016), *Caenorhabditis elegans* (Lei et al., 2018), *Danio rerio* (Lu et al., 2016), hígado de ratón (Yang et al., 2019) y líneas celulares del intestino humano (Wu et al., 2019). Las ROS sobreproducidas pueden alterar la homeostasis de las células al mediar los sistemas antioxidantes. Las ROS abruma los antioxidantes producidos en respuesta al daño a los componentes celulares, incluidos el ADN, los carbohidratos, los lípidos y las proteínas. Este daño se asocia con inestabilidad genética, alteraciones fisiológicas y carcinogénesis (Birben et al., 2012; Nita y Grzybowski, 2016). Por ejemplo, el coral escleractino, *Pocillopora damicornis*, expuesto a microplásticos ha aumentado la actividad de la superóxido dismutasa (SOD) y la catalasa (CAT) y la pérdida de función del glutatión S-transferasa (GST) y la fosfatasa alcalina (ALP). SOD y CAT son enzimas antioxidantes, GST

es una enzima desintoxicante y ALP es una enzima inmune en el coral. Además, en el coral, los microplásticos regulan los genes que están relacionados con la respuesta al estrés, los gránulos de zimógeno, las vías de señalización de la quinasa c-Jun N-terminal (JNK), el transporte de esteroides y la vía de la quinasa 1/2 regulada por señal epidérmica-extracelular regulada por señal quinasa 1/2 (EGF-ERK1/2) (Figura 6) (Tang et al., 2018). Además, los nanoplasticos PS aumentan el estrés oxidativo, activan la expresión de genes en la vía de señalización del factor nuclear relacionado con el factor E2 (Nrf) (Figura 6) (Qu et al. 2018), y aumentar la expresión de la enzima glutatión S-transferasa 4 (GST-4) en *Caenorhabditis elegans* (Lei et al., 2018). Además, un informe anterior mostró que los microplásticos PS también inducen inflamación y activan la actividad soD y CAT en los hígados de *Danio rerio* (Lu et al., 2016) y ratones (Yang et al., 2019; Deng et al., 2017). Estos hallazgos indican que los microplásticos inducen estrés oxidativo como el principal mecanismo de inducción de toxicidad en estos organismos. Los microplásticos de PS pueden afectar el metabolismo de los aminoácidos al aumentar la arginina y la tirosina y afectar el metabolismo de los ácidos biliares al mediar los niveles de ácido taurocólico (TCA), ácido β -muricólico (β MCA), casete de unión al trifosfato de adenosina (ATP), subfamilia B, miembro 11 (*Abcb11*) y colesterol 7 α -hidroxilasa (*Cyp7a1*) (Jin et al., 2019). También afectan el metabolismo de los lípidos hepáticos al cambiar los niveles de triglicéridos (TG), colesterol total (TCH) y piruvato (Figura 6) (Lu et al., 2018). Los microplásticos PS también aumentaron la actividad de la acetilcolinesterasa (AChE) y los neurotransmisores relacionados, como la treonina, el aspartato y la taurina en un modelo de ratón (Deng et al., 2017). Además, los microplásticos y nanoplasticos provocan respuestas inmunológicas (Tang et al., 2018; Brandts et al., 2018; Revel et al., 2017), alteran la expresión génica [88.103.113.114.125] e inducen genotoxicidad (Brandts et al., 2018; Jiang et al., 2019). En las células renales, VC estimula la expresión de proteínas relacionadas con la fibrosis, como CTGF, PAI-1 y colágeno 1, y proteínas relacionadas con la autofagia, como Beclin 1 y LC3-II (Hsu et al., 2019). La VC también es un factor cancerígeno y da lugar a angiosarcoma del hígado (Huang et al., 2011; Vianna et al., 1981; Elliott et al., 1997). Los estudios han indicado que VC causa varias mutaciones en el ADN, como mutaciones Ras (Bolvin et al., 2000), mutaciones K-ras-2 (Weihrauch et al.,

2001), mutaciones p53 (Barbin et al., 1997; Hollstein et al., 1994) y mutaciones p21 (De Vivo et al., 1994).

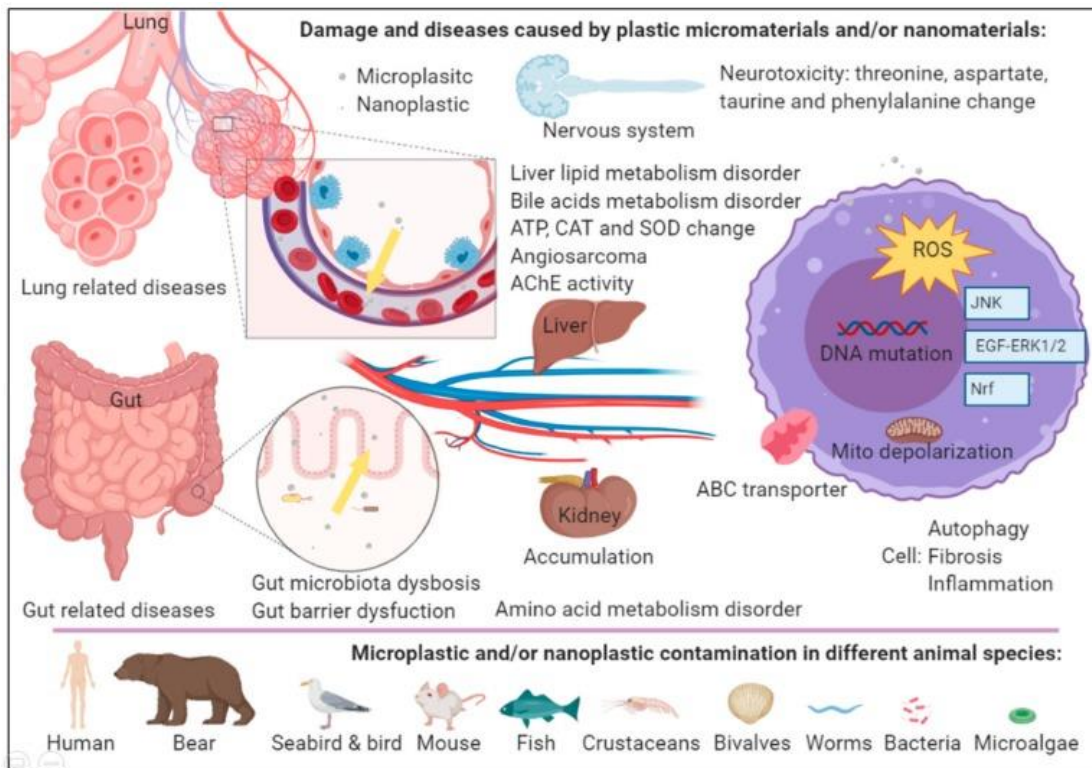


FIGURA 6 IMPACTO DE MICROMATERIALES PLÁSTICOS Y NANOMATERIALES EN ORGANISMOS.

Los microplásticos y / o nanoplásticos pueden ingresar a la circulación desde el intestino y los pulmones y acumularse en el intestino, el hígado y el riñón, lo que resulta en varias enfermedades. A nivel celular, los microplásticos o nanoplásticos pueden inhibir la bomba de eflujo y la despolarización de las mitocondrias, inducir especies reactivas de oxígeno (ROS). También afectan a varias vías de señalización, causan fibrosis, autofagia e incluso mutaciones en el ADN. Muchas especies animales han sido contaminadas por microplásticos y/o nanoplásticos. La figura fue creada con BioRender.com.

6.7 USO DE BIOPLÁSTICOS

En todo el mundo se realizan distintos estudios sobre los plásticos para conocer, entre otras cosas, su ciclo de vida, su impacto ambiental y en la salud, sus formas de reciclaje o nuevas materias primas para obtenerlo. Una de las áreas que se ha

desarrollado en las últimas décadas es la de la obtención de plásticos a partir de materias primas provenientes de recursos renovables.

Un ejemplo de ello es la generación de biopolímeros o plásticos biológicos cuya base es la bacteria *Azotobacter vinelandii* que se observa en la figura 7 la cual genera plástico de manera natural. Por ejemplo, de ella se produce el polihidroxibutirato (PHB), así como otro polímero extracelular de importancia comercial que es el alginato.



FIGURA 7. FOTOS Y DISEÑO DE BARBARA CASTREJON, DGDC, UNAM.

Desde hace 70 años se identificó una bacteria que vive en el suelo y produce plástico de manera natural. En el laboratorio del doctor Carlos Peña Malacara, del Instituto de Biotecnología de la UNAM, se trabaja con la bacteria para generar bioplásticos.

El investigador destaca que en la actualidad gracias al conocimiento genético que se tiene de la bacteria, su grupo de investigación ha podido modificarla con el propósito de forzarla para que genere grandes cantidades de bioplástico.

Estas cepas genéticamente modificadas primero se cultivan en cajas de Petri. Además, se estudia cómo responden a los cambios del ambiente, por lo que a través de un trabajo de escalamiento pasan del trabajo en matraces a grandes fermentadores.

La investigación del doctor Peña y sus colaboradores ha logrado el desarrollo de prototipos de bioplásticos a partir de *Azotobacter vinelandii*. Estos bioplásticos podrían tener aplicaciones en la producción de botellas y envases térmicos, así como de distintos materiales médicos como hilos de sutura, stent para reconstrucción de conductos biliares, andamios para ayudar a la cicatrización, válvulas cardíacas y prótesis. Además, también serían útiles en el área de la ingeniería de tejidos.

Una de las primeras soluciones para los desechos de plástico fueron los rellenos sanitarios, los cuales, aunque han sido una herramienta útil para el acopio de los materiales tienen desventajas, pues el plástico que se queda en ellos puede tardar hasta 500 años en degradarse. Además, se acumulan sustancias tóxicas que están presentes tanto en los plásticos como en otros componentes de estos mismos rellenos, lo cual genera una mayor toxicidad.

Aunado a esta situación el Tereftalato de polietileno o PET es un gran problema por todos los desechos que se generan. Cabe destacar que México se encuentra entre los países que más desechos de PET produce, debido al alto consumo de refrescos y de agua embotellada.

Una de las alternativas que se ha propuesto para el reciclado de este tipo de plástico es el tratamiento térmico o su transformación en otro tipo de productos que puedan ser rendidores en términos económicos. En este sentido, pueden transformarse en camisetas o uno de los casos más conocidos es el de transformarlos en ladrillos, como material de construcción, el cual es conocido como Petbrit.

En la Facultad de Química de la UNAM, las doctoras Amelia Farrés González y Carolina Peña propusieron un método a través de enzimas recombinantes para degradar plástico en 15 días, trabajo por el cual obtuvieron en 2017 el tercer lugar de los Premios del Programa al Patentamiento y la Innovación (PROFOPI) de la Coordinación de Innovación y Desarrollo.

Para lograr este proceso las investigadoras aislaron los genes del hongo *Aspergillus nidulans* (que ataca a las plantas) y los transfirieron a la levadura *Pichia pastoris*. Desmostrando que estas enzimas recombinantes

introducidas a *Pichia pastoris* eran capaces de llevar a cabo las mismas reacciones que llevan en el hongo original, es decir, la degradación de poliésteres.

En el caso concreto de la degradación de PET la patente cubre la posibilidad de la degradación de PET y de otros polímeros. Las implicaciones de este trabajo serían reducir el tiempo de degradación de los 500 años que se tarda en las condiciones normales que habría en un relleno sanitario a que sea en unos cuantos días. El tiempo puede variar de acuerdo con las condiciones de reacción en las que ésta se lleva a cabo, es decir, depende de la temperatura, el tamaño de partícula, etcétera.

Estas investigaciones universitarias buscan aportar soluciones a la problemática que actualmente representa el plástico. Existen trabajos en distintos lugares enfocados en crear bioplásticos a partir de gabazo de caña, de aguacate y otros.

Por otra parte, aunque ha sido más estudiada la relación de los plásticos y los océanos, también existen algunos trabajos enfocados en la afectación de los plásticos a los suelos.

Al respecto, la doctora Silke Cram, del Instituto de Geografía de la UNAM, explicó que aunque en suelos la contaminación por plásticos es un tema reciente ya se han estudiado algunas afectaciones en lombrices que ingieren microplásticos. Además, se ha investigado el impacto en los organismos del suelo, mismo que tendría repercusiones en su funcionamiento.

Mencionan que los aditivos generalmente no están incorporados en la cadena del polímero, por lo que pueden migrar en el material, y bajo ciertas condiciones podrían liberarse durante la vida útil de los materiales o durante su disposición cuando son desechados.

Además de que la factibilidad de su liberación depende del tamaño de la molécula que forma el aditivo, el tamaño de los poros que se generan entre las cadenas de polímeros y de factores ambientales, como la radiación solar y la temperatura.

Se recomienda que los productores y consumidores den un uso adecuado de los plásticos durante y al final de su vida útil.

6.7.1 ALTERNATIVAS BIOTECNOLÓGICAS

La definición más conocida de biotecnología es: “el uso de seres vivos o sus partes para la generación de bienes y servicios”. En el caso de la degradación de los polímeros contamos con varias herramientas que se basan en el uso de microorganismos, e incluso de organismos superiores, como larvas de insecto, o bien de sus enzimas. A la fecha existen múltiples procesos en los que participan comunidades microbianas, como los que ocurren en el composteo, en los rellenos sanitarios o en los reactores de tratamiento de aguas. Así, las estrategias biotecnológicas incluyen la inoculación con microorganismos que tienen capacidades de biodegradación y son aprovechados con el fin de lograr mayor eficiencia y reducir los tiempos de degradación. Otra alternativa es la biocatálisis, en la cual los enlaces de los polímeros se rompen con enzimas específicas en condiciones suaves (1 atm de presión y temperaturas entre 20 y 50 °C). Cabe señalar que la introducción de los plásticos es tan reciente en términos evolutivos que es difícil encontrar organismos capaces de degradarlos si los enlaces no presentan alguna similitud con otros polímeros existentes en la naturaleza. En este sentido, destaca el papel de las enzimas cutinolíticas producidas por hongos fitopatógenos, las cuales degradan polímeros complejos naturales como la cutina, un material ceroso que recubre a los frutos para protegerlos del ataque de microorganismos como los hongos. Las cutinasas como una herramienta valiosa para la descontaminación de residuos plásticos (Peña et al., 2018) han mostrado ser importantes para la degradación de diversos poliésteres además del PET, polímeros que resultan ser los más fáciles de romper enzimáticamente. El único organismo encontrado capaz de degradar un poliéster con enzimas aparentemente específicas es *Ideonella sakaensis*, aislado en 2016 en un tiradero de plásticos en Japón, el cual produce dos enzimas que actúan en conjunto para la degradación del PET: una es la denominada PETasa, con mayor especificidad por este polímero que otras enzimas capaces de degradarlo a compuestos intermediarios; y la otra es la MHETasa, que lleva a cabo la degradación completa.

6.7.2 LOS MICROORGANISMOS DEGRADADORES

Con el paso de los años se ha acrecentado la lista de microorganismos capaces de degradar uno o varios tipos de polímeros contenidos en los plásticos (ver Tabla 7). En algunos casos se conoce la vía metabólica que lo permite; en otros se han identificado enzimas específicas, como lacasas, poliuretanasas, PETasas, cutinasas, esterases, proteasas o depolimerasas. La estrategia más común para encontrar a este tipo de microorganismos es tomar muestras de zonas ricas en desechos plásticos y cultivarlas en medios con el plástico que se desea degradar como fuente de carbono (Peña et al., 2022). El crecimiento indicará la capacidad degradativa de la especie. En los últimos años, las muestras se analizan en términos de su metagenoma y se buscan genes que codifican para las enzimas antes mencionadas, tras lo cual se evalúan funcionalmente sobre el sustrato a degradar. Cabe mencionar que el caso más eficiente reportado de degradación enzimática de PET corresponde a una cutinasa aislada del metagenoma de composta, un proceso de economía circular que se encuentra ya en etapa preindustrial en Francia. Es importante añadir que para su aplicación a nivel industrial es necesario hacer uso de la ingeniería genética con el fin de introducir el gen que tiene la información para la producción de la cutinasa en otros organismos huéspedes que la produzcan en mayor cantidad y en condiciones más controladas. Los organismos recombinantes no se introducirían al ambiente, sino que se emplearían en los reactores industriales. Por otro lado, quizás hayamos oído hablar de los gusanos que comen plástico: se trata de diversos tipos de larvas de insecto (la más conocida, *Tenebrio molitor*, el gusano blanco de la harina) que pueden ser cultivadas en restos de poliestireno, donde irán incrementando su biomasa. Se ha descubierto que la capacidad de degradación radica en su microbioma, del que se han aislado varias especies bacterianas. La biomasa producida puede ser empleada como fertilizante o en la alimentación de diversos animales. Asimismo, en los ambientes acuáticos resulta fundamental el papel de las algas. Dada su adaptación a diversos microambientes y profundidades, las podemos encontrar en diferentes áreas afectadas por la contaminación por plásticos. Ahí, se ha demostrado su capacidad tanto para la

adsorción como para la detoxificación de los plásticos y, en algunos casos, la completa mineralización (Peña et al., 2022).

TABLA 7. MICROORGANISMOS DEGRADADORES DE PLÁSTICOS.

Microorganismo	Plástico
<i>Deonella sakaensis</i>	PET
<i>Hermobifida fusca</i>	PET, PHA, PCL, P
<i>Aspergillus nidulans</i>	PET, PCL, PL, PBS,
<i>Pseudomonas sutzeri</i>	PP
<i>Alicyclophilus BQ1</i>	PU
<i>Cochliobolus sp.</i>	PVC
<i>Rhodococcus ruber</i>	PS

Tomada de Carolina Peña Montes, Luis A. Peralta Peláez y Amelia Farré, Biorremediación de la contaminación por plásticos. 2022.

6.8 DESIGUALDAD GLOBAL EN LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA POR PLÁSTICOS.

Los residuos líquidos y sólidos, que viajan por el alcantarillado hasta las depuradoras, tardan desde unas pocas horas hasta algunos días en ser eliminados. Por el contrario, los plásticos requieren periodos de decenas, centenas o incluso miles de años para poder ser completamente eliminados en el medioambiente, (Tamayo,2021).

La mayoría de los países pobres tienen problemas más apremiantes, lo que inevitablemente los condena a convivir en un entorno cada vez más abarrotado por basura plástica. Desgraciadamente, dada la ausencia de investigación y datos provenientes de estos territorios, se desconoce en gran medida la situación real de África, Sudamérica o gran parte de Asia. Existe una repercusión social condenada al ostracismo más sepulcral, derivada del uso actual de los plásticos (marcada diferencia entre clases o niveles socioeconómicos). Los plásticos se van

degradando con el tiempo, liberando no solo fragmentos de plásticos más pequeños, sino también aditivos químicos. Si bien para las sociedades del Norte, la utilización más frecuente de los plásticos es como material de empaque de un solo uso, para las sociedades del Sur en muchos casos empobrecidas utilizan estos plásticos tantas veces como sea posible, reutilizando hasta la saciedad este material mágico que llega por doquier y que está en permanente proceso de degradación en su contacto con el medio. Pero ese no es el mayor problema; en varios países de África o de Asia tal es el caso de la India los animales que ingieren y se ahogan con el plástico son sus propias cabezas de ganado, previsto para consumo humano; según la ONU solo el 10% de su basura se acumula en vertederos, mientras que el resto colapsa en calles, desagües y ríos, favoreciendo el desbordamiento de residuos fecales colmados de mosquitos transmisores de enfermedad, (Tamayo,2021).

Debido a esto la contaminación de aguas por la degradación de plásticos genera una desigualdad global entre aquellos países que podrán costear la limpieza de sus sistemas hídricos contaminados y aquellos que, por falta de recursos, no tendrán la capacidad de hacerlo a corto o medio plazo.

Se sabe que año con año se incrementa la producción y que las ventajas de alternativas emergentes, como los plásticos biodegradables, están siendo abiertamente cuestionadas por la comunidad científica (en estos últimos se han observado tiempos de descomposición incluso superiores a los de plásticos no biodegradables, y procesos de toxicidad inesperados). Por todo lo anterior una de las primeras medidas que se deben llevar a cabo es la de localizar y retirar todos esos millones de toneladas de plásticos dispersas por el planeta que no paran de aumentar, (Tamayo,2021).

Las tecnologías que actualmente se empiezan a implementar en este sentido son extremadamente caras; por ejemplo, reducir la entrada de basura en los océanos a través de los ríos, estudiando las dinámicas de sus corrientes y situando barcos con capacidad de filtrar eficientemente el agua en lugares estratégicos, para retirar el material flotante. En este sentido, una gran limitación supone el hecho de que, en realidad, la mayoría de los tipos de plásticos no flotan. También se han desarrollado tecnologías similares para recolectar basura flotante de los océanos,

las cuales, además de enfrentarse a la misma limitación, afrontan el reto de barrer territorios de elevada densidad de plásticos las tristemente famosas islas de plásticos, que ocupan una extensión de varios millones de kilómetros cuadrados. Al respecto de la recuperación de todos aquellos fragmentos suspendidos en el interior y en las profundidades de los océanos se han encontrado plásticos en fosas marinas a casi una decena de kilómetros de profundidad. En África y Asia, desde hace más de quince años, varias decenas de países han ido prohibiendo el uso de bolsas de plástico, mientras que en países europeos como España solo muy recientemente se han empezado a imponer ligeras restricciones a su uso.

Dentro del Océano Atlántico se encuentra el único mar del mundo sin orillas, cuyas fronteras están definidas por las corrientes del giro del Atlántico Norte. El Mar de los Sargazos toma su nombre del sargazo, un alga parda dorada que flota libremente y que es un paraíso para las crías de tortugas marinas y cientos de otras especies marinas que lo usan para alimentarse, crecer y esconderse de los depredadores. Pero el sargazo ahora también alberga objetos totalmente antinaturales. Científicos hallaron restos de plásticos en zonas remotas del Ártico. Atrapado en el remolino giratorio hay una creciente colección de desechos humanos: basura de los países que bordean el Atlántico, desde la costa oeste de África hasta la costa este de EE. UU., descomponiéndose lentamente en su largo viaje en microplásticos que terminan en las branquias y estómagos de los animales acuáticos (Medina, 2019).

El Mar de los Sargazos un cuerpo de agua de forma ovalada tiene alrededor de 1.600 kilómetros de ancho y 4.800 kilómetros de largo. Hay pequeñas escuelas de peces pequeños y otras especies que nadan alrededor o simplemente escondiéndose dentro del sargazo. Hay muchas especies demasiado pequeñas, aptas para mezclarse en este rico vivero, como camarones y cangrejos jóvenes, pequeños peces rana y lo que realmente esperábamos encontrar, pero no las vimos, las tortugas bebé (Medina, 2019).

Incrustado en la mayor parte del sargazo hay piezas de basura fácilmente visibles: botellas de champú, equipo de pesca, recipientes gruesos y duros o bolsas blandas delgadas, entre muchos otros tipos de plástico. (Medina, 2019)

Los científicos de Greenpeace encontraron concentraciones “extremas” de contaminación microplástica en el Mar de los Sargazos, aunque todavía están revisando sus hallazgos. En una muestra, descubrieron casi 1.300 fragmentos de microplásticos, más que los niveles encontrados el año pasado en la famosa Gran Mancha del Pacífico (Medina, 2019).

Su análisis indica que esta contaminación se origina en botellas de plástico de un solo uso y envases de plástico, según (Medina, 2019).

Solo alrededor del 9% del plástico producido ha sido reciclado. La mayoría de los plásticos de un solo uso terminan en vertederos o se queman en grandes incendios tóxicos. Algunos llegan a ríos u océanos, ya sea arrojados a los sistemas de agua o arrastrados por las corrientes de viento. El plástico que se desecha (envoltorios de alimentos, bolsas de plástico, incluso pañales) encuentran su camino de regreso a las casas en la comida que compras. Un estudio de junio de 2019 dijo que la persona promedio ingiere alrededor de 2.000 partículas microplásticas por semana, alrededor de cinco gramos, o el peso de una tarjeta de crédito. Lo que los científicos aún no entienden completamente es lo que ese plástico o las toxinas que contiene el plástico pueden hacernos. (Medina, 2019)

La contaminación plástica no es un fenómeno nuevo. Un estudio frente a la costa de las Bermudas a principios de la década de 1970 encontró 3.500 piezas de plástico por kilómetro cuadrado. Un estudio más reciente, aún no publicado, realizado por el Bermuda Aquarium Museum and Zoo descubrió que casi el 42% de las muestras de peces habían ingerido microplásticos. (Medina, 2019)

6.9 REGULACIONES SOBRE VENTA Y PRODUCCION DE MICROPLASTICOS.

Actualmente, la legislación sobre microplásticos se ha centrado principalmente en la venta o producción de productos para el cuidado personal que contienen microplásticos, sin embargo, se vislumbra una legislación más completa. En agosto de 2019, la Agencia Europea de Sustancias y Mezclas Químicas (ECHA) redactó una enmienda al Registro, Evaluación, Autorización y Restricción de Sustancias Químicas (REACH por sus siglas en inglés) que prohibiría la venta de

“microplásticos solos o en mezclas donde su uso inevitablemente resultará en liberaciones de microplásticos al medio ambiente, independientemente de las condiciones de uso” en la zona de la Unión Europea. La enmienda propuesta define los materiales que contienen microplásticos (véase la definición de la ECHA anterior) como: “una sustancia sola o en una mezcla como microplástico en una concentración igual o superior al 0,01 [por ciento] p/p”. Los polímeros que se encuentran en la naturaleza y que no han sido modificados químicamente, excepto por hidrólisis, al igual que los polímeros que son biodegradables, están excluidos. Además, esta legislación propuesta solo se aplicaría a los microplásticos añadidos intencionadamente, que están presentes en el punto de uso y previsiblemente podrían liberarse al medio ambiente. Los productos que generan o eliminan microplásticos en el punto de uso o eliminación, pero que originalmente no contienen microplásticos añadidos como se define anteriormente, no estarían sujetos a esta regulación propuesta. El Comité de Análisis Socioeconómico (SEAC) emitirá una opinión final sobre la legislación en septiembre. Un borrador de la legislación por parte de la Comisión Europea debe presentarse en diciembre de 2020, y probablemente se someterá a votación final en 2021. Actualmente, los polímeros naturales y biodegradables no modificados no están regulados como microplásticos según el reglamento propuesto. Las fibras naturales se definen en REACH de acuerdo a su origen, no según su estructura química. Por ejemplo, los polímeros que se producen de forma natural pero que se polimerizan en un entorno industrial estarían regulados. La biodegradabilidad de un polímero será evaluada por laboratorios certificados por ISO 17025 que realizan pruebas aprobadas descritas en la legislación REACH propuesta para garantizar que un polímero cumpla con las especificaciones para un material biodegradable. En Estados Unidos, las regulaciones de microplásticos están siendo debatidas a nivel estatal. En junio, el Consejo de Agua del Estado de California adoptó una definición de microplásticos siguiendo el requerimiento del Proyecto de Ley del Senado de California No. 1422. Además, SB 1422 requiere que se desarrolle una metodología de cuantificación para la definición anterior de microplásticos en el agua potable para el 1 de julio de 2021. Otro proyecto de ley del Senado de California, SB 1263, exige que se desarrolle una estrategia estatal de microplásticos para proteger las aguas oceánicas de los microplásticos el 31 de

diciembre de 2021 o antes. Se espera que la legislación a nivel estatal relacionada con los microplásticos crezca. Los microplásticos en el medio ambiente son un tema complejo y desafiante. Sin embargo, trabajar juntos y emplear la ciencia para comprender y abordar el problema, debería ayudar a tener un mejor medio ambiente y una industria más fuerte. (Lee, 2020).

6.9.1 REGULACIÓN DE PLÁSTICOS EN MÉXICO

A escala global, la urgencia de abordar la contaminación por plásticos ha dado lugar a una serie de políticas, leyes y regulaciones. México no ha sido la excepción. En el ámbito nacional, se observa que México a nivel federal no cuenta con disposiciones legales que regulen el uso o prohibición de las bolsas de plástico, sin embargo, debe destacarse que a nivel local diversas entidades de la República Mexicana ya se han preocupado por legislar e implementar políticas públicas en la materia (PAOT,2020)

La norma mexicana NMX-E-273-NYCE-2019, "Industria Del Plástico-Plásticos Compostables-Especificaciones y Métodos de Prueba".

Establece las especificaciones mínimas que deben cumplir los plásticos que son adecuados para la recuperación orgánica a través de composteo aeróbico.

Las especificaciones se dirigen a establecer los requerimientos que deben cumplir los productos plásticos para ser catalogados como compostables, señalando cuatro características:

- 1) biodegradación;
- 2) desintegración durante el composteo;
- 3) efectos negativos sobre el proceso de composteo;
- 4) efectos negativos sobre la calidad de la composta, incluyendo la presencia de altos niveles de metales regulados y otros componentes dañinos.

Esta Norma Mexicana es aplicable a todos los productos y materiales plásticos compostables que se fabriquen, comercialicen y distribuyan en territorio nacional. (DOF, 2020).

A partir del 1 de enero de 2020, la Ley de Residuos Sólidos de la Ciudad de México prohíbe la comercialización, distribución y entrega de este tipo de bolsas de un solo uso.

En México, existen 183 proyectos de iniciativas de ley en congresos estatales dirigidos a restringir el uso de plásticos. Todo el territorio nacional está regulado, con excepción de Aguascalientes, Tlaxcala y Zacatecas, lo que ha dificultado la producción y comercialización de productos (ANIPAC,2021).

6.10 POSICIÓN DE LOS ORGANISMOS INTERNACIONALES Y SITUACIÓN NORMATIVA ACTUAL.

6.10.1 ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS (ONU)

Por parte de este organismo, es ONU Medioambiente (UNEP) quien está promoviendo la mayor parte de los estudios, guías y recomendaciones para afrontar el problema y prevenir sus consecuencias, principalmente en el entorno marino. Por un lado, destacan dos guías de 2015 y 2016 que se centran en los residuos plásticos, describiendo la problemática y los posibles abordajes para la investigación y las políticas medioambientales. Por otro lado, también destacan dos informes publicados por GESAMP (Grupo Mixto de Expertos sobre los Aspectos Científicos de la Protección del Medio Marino) sobre el origen y efecto de los microplásticos, también en el entorno marino (GESAMP, 2015).

La Oficina Regional de la OMS de Europa publicó en septiembre de 2017 un documento de apoyo para la actualización de la Directiva europea relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano (Workshop, 2017), que sustituirá a la Directiva 98/83/CE. En estas recomendaciones, no se menciona a los microplásticos, aunque sí a los nanomateriales, indicando que no hay medios adecuados para su medición o estandarización, y delegando su control en la legislación relativa a los materiales en contacto con el agua.

6.10.2 UNIÓN EUROPEA (UE)

De momento, la UE está realizando una aproximación principalmente dirigida al riesgo medioambiental y, en menor medida, al ámbito de la salud y la protección del consumidor.

De hecho, en 2018 la Comisión Europea publicó la comunicación: Una estrategia europea para los plásticos en una economía circular Comisión Europea 2017, que, aunque no tiene valor normativo, sí planteaba las directrices y prioridades a trasladar a las políticas medioambientales de cada estado miembro. Contempla un apartado específico sobre los microplásticos, describiendo su problemática y proponiendo acciones para disminuir su impacto en el medio ambiente y, en especial, en el medio marino. Entre otras medidas, recomendaba la mejora del tratamiento de las aguas residuales. Por otro lado, también destacaba la necesidad de monitorizar los microplásticos en el agua de consumo humano debido a su potencial efecto sobre la salud.

En parte como consecuencia de la adopción de esta estrategia, el Parlamento Europeo llegó a un acuerdo para, entre otras medidas, prohibir algunos productos plásticos de un solo uso (cubiertos, platos, pajitas, etc.), incentivar a la industria para desarrollar nuevos materiales, y concienciar a la población sobre el impacto medioambiental de los residuos plásticos (Comisión Europea, 2018).

La Agencia Europea de Sustancias y Mezclas Químicas (ECHA) también publicó en 2018 sobre la identificación de sustancias y el potencial alcance de una restricción a los usos de microplásticos (Comisión Europea, 2018), para valorar su inclusión en el Reglamento relativo al registro, evaluación, autorización y restricción de sustancias y mezclas químicas (REACH). Además, hizo un llamamiento para recopilar evidencias científicas que avalasen sus recomendaciones a la Comisión Europea respecto a la restricción en el uso de microplásticos.

Como resultado de estas acciones, en enero de 2019 presentó una propuesta (CE,2018), para restringir el uso de microplásticos añadidos intencionadamente en mezclas de sustancias empleadas en medicina, productos cosméticos y de

higiene, pinturas, revestimientos, materiales de construcción o agricultura. Mediante esta medida, se pretende reducir hasta cuatrocientas mil toneladas de microplásticos en los próximos 20 años, especialmente en el medio terrestre. De hecho, algunos estados miembros de la Unión Europea (Francia primero en julio de 2016, Reino Unido y Suecia después), ya se postularon como pioneros en legislar contra la fabricación y comercialización de productos que contuvieran microesferas plásticas. Dada la libre circulación transfronteriza entre estados miembros, instaron a la Comisión Europea a secundar esta propuesta mediante una normativa comunitaria. Por su parte, la industria que emplea estos materiales está buscando alternativas como minerales y sales naturales que los sustituyan.

La Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA), publicó en 2018 el informe sobre el estado del agua “Aguas Europeas”. Evaluación del estado y las presiones (EEA 2018) y, a pesar de que en la nota de prensa donde se anunciaba su publicación se mencionaba la preocupación por los microplásticos, estos no aparecían en el informe. En el mismo solo se citaban los micro contaminantes, poniendo como ejemplo el control que Suiza ejerce sobre ellos en las aguas residuales.

Tal y como se ha mencionado previamente, y está disponible el borrador de la nueva Directiva relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano (Comisión Europea 2018), que sustituirá a la Directiva 98/83/CE.

Llama la atención que, a pesar de los antecedentes, tampoco aquí se hace mención de los microplásticos, aunque sí se incorporan nuevos contaminantes como los disruptores hormonales, que pueden proceder de la degradación de plásticos o de sus materias primas.

6.10.3 OTROS PAÍSES

Países con destacada actividad en Salud Pública, como EEUU, Canadá, Australia o Japón, también consideran los microplásticos como un riesgo emergente. Sus respectivas agencias o ministerios con competencias medioambientales han publicado informes y guías al respecto, donde se destaca el impacto presente y futuro.

En el caso de EEUU, mediante el reglamento Regulaciones Nacionales de Agua Potable Primaria se dictaron los parámetros a controlar en sistemas públicos de agua. Aunque en ellos no se contempla el plástico como contaminante, sí se tuvo en cuenta el cloruro de vinilo, el estireno o el cianuro, todos ellos como parte de vertidos en la fabricación de plásticos. Dado que hay contaminantes no recogidos en esta normativa relativa al agua de consumo humano, se creó la Norma de monitorización de contaminantes no regulados, en la cual se estableció la recogida de 30 contaminantes distintos cada cinco años en pequeñas zonas de abastecimiento de hasta 10.000 habitantes. Los resultados sirven como fuente de información y consulta de contaminantes para la Agencia de Protección Ambiental (EPA), así como para otros organismos. De hecho, la EPA desarrolló una línea de investigación denominada Aguas libres de basura que confirmó la presencia extensiva de plásticos en el medio marino. Afirmaba que aproximadamente el 90% de plástico que se encuentra en este medio es en forma de microplástico y le atribuyó un potencial tóxico por su persistencia y por su capacidad adsorbente de sustancias tóxicas, persistentes y bioacumulativas (TPBs), las cuales tienen naturaleza hidrofóbica.

Canadá también legisló contra la presencia de microesferas en los cosméticos y en los productos de limpieza, al considerarlas una amenaza medioambiental. Ha prohibido la venta o importación de productos que las contuvieran y se marcó como objetivo alcanzar un porcentaje cero de residuos plásticos en forma de microesferas a medio plazo, aplicando para ello el Reglamento sobre Microesferas en Productos de Aseo (GC, 2017). Respecto al agua de consumo humano, la legislación en vigor relacionada con los plásticos sólo hace referencia a las condiciones de fabricación y composición de los envases y a los materiales de los depósitos o cisternas destinados al agua potable.

En Australia, la normativa de agua de consumo Directrices australianas sobre el agua potable, como en los casos anteriores, solo tiene en cuenta el plástico como origen de contaminantes, no como contaminante o residuo en sí. Desde el departamento de Medio Ambiente y Energía (Department of Environment and Energy) también se impulsó el trabajo conjunto con la industria y las administraciones centrales y regionales, para asegurar la eliminación voluntaria de

las microesferas en la formulación de cosméticos y en productos de higiene personal.

En el caso de Japón, el Ministerio de Medio Ambiente trata el problema del desecho marino de microplásticos como un problema de sensibilización global. Se urgió a tomar medidas para reducir la cantidad de plásticos en el medio marino, mediante un abordaje armonizado en cuanto a metodología de muestreo, modo y tiempo de uso de las redes, mapeo y distribución de zonas en la superficie del agua o los tipos de polímero a identificar. Se tuvo en cuenta no sólo el impacto medioambiental sino también el potencial impacto en la salud.

6.10.4 EL PROGRAMA GAME

El programa GAME, (Enfoque global mediante experimentos modulares) es un programa de capacitación internacional a nivel Maestría, que combina la investigación aplicada, con la formación de científicos.

Fue fundado en el año 2002, con sede en GEOMAR Helmholtz, Centro de Investigación Oceánica en Kiel Alemania, es uno de los institutos líder a nivel mundial en ciencias marinas. Los programas y formación de recursos humanos se especializan en todas las ramas de las ciencias del mar.

Anualmente, se realizan proyectos de investigación protocolizados que se llevan a cabo simultáneamente en diferentes lugares del mundo sobre temas ecológicos de interés actual realizándose todos ellos en regiones costeras.

En 2013, año correspondiente al desarrollo del “GAME XI”, por primera vez, México formó parte de dicho proyecto. En todos los países participantes (México, Chile, Brasil, Portugal, Reino Unido, Finlandia, Indonesia y Japón) se realizaron experimentos planeados con el propósito de aportar información sobre el efecto de ingestión de microplásticos contaminados, por organismos bénticos marinos.

En cada localidad se integraron equipos de dos personas, una de origen local y otra de nacionalidad alemana. Los proyectos fueron realizados simultáneamente en las siguientes localidades las cuales se encuentran señaladas en la Figura 8.

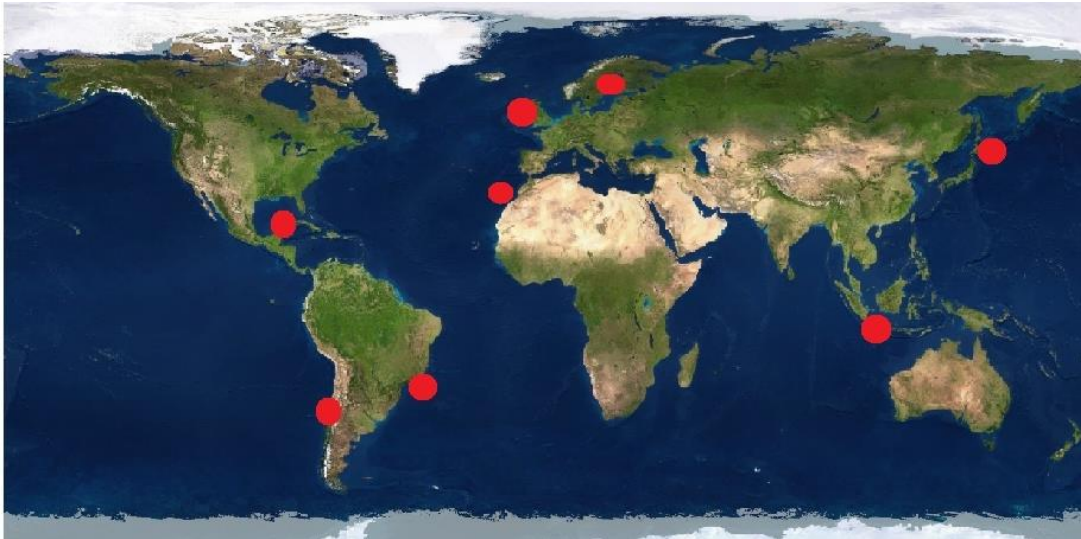


FIGURA 8. MAPA DE LAS LOCALIDADES DE ESTUDIO DEL PROYECTO GAME XI (2013).

Uno de los propósitos del programa es conjuntar los resultados de todos los equipos para tener una idea global del efecto del fenómeno estudiado.

En México, la localidad elegida fue la Laguna arrecifal de Puerto Morelos, Quintana Roo, que corresponde a un ambiente tropical arrecifal de bajo impacto antropogénico que complementa satisfactoriamente a los demás sitios elegidos a nivel internacional.

6.11 MÉTODOS ANALÍTICOS

La administración nacional oceánica y atmosférica de EEUU publicó en 2015 una guía con recomendaciones para la cuantificación de partículas sintéticas en agua y en sedimentos (Masura, 2015). Este método consiste en la determinación gravimétrica de los microplásticos comprendidos entre 5 y 0,3 mm que:

1. Son resistentes a la oxidación húmeda con peróxido.
2. Flotan en una solución 5mol/L de NaCl.
3. Se confirman mediante una inspección visual con microscopía de 40 aumentos.

Esta metodología es aplicable a los plásticos más comunes, como son el polietileno, el polipropileno, el poliestireno y los polivinilcloruros. Sin embargo, este

método no es capaz de identificar la composición exacta, lo que sería el siguiente paso para una correcta gestión y control de sus efectos químicos y toxicológicos.

En este sentido, sí se han hecho avances, recogidos por el informe GESAMP 2016, para la identificación de los plásticos mediante distintas técnicas instrumentales como la espectroscopía de transmisión de infrarrojos con transformada de Fourier (FTIR), la espectroscopía Raman, la calorimetría diferencial de barrido o la cromatografía de gases-espectrometría de masas (GC-MS), entre otras muchas. En cualquier caso, en el reciente informe de 2019 de la propia GESAMP, pese a haber recomendaciones en la toma de muestras, resultados relativos en volumen, superficie o peso de residuo seco, o caracterización de componentes en microplásticos, sigue sin haber un método estandarizado que permita la comparación directa y la valoración de resultados.

6.11.1. IDENTIFICACIÓN DE MICROPLÁSTICOS

Siempre que se quiera analizar microplásticos será necesaria su identificación y separación de muestras naturales, aunque se presenta el problema de la falta de protocolos estandarizados de identificación. El método de identificación dependerá del número de muestras, de su naturaleza y del rango de tamaño de las partículas. (Toledo, 2019).

6.11.2. IDENTIFICACIÓN VISUAL

La identificación visual se basa en las características físicas y morfológicas de las partículas mientras que las técnicas analíticas nos aportan datos sobre sus características químicas. La identificación visual es un método antiguo que se sigue utilizando ampliamente en la actualidad. Es rápido, económico y se puede llevar a cabo con un mínimo de equipamiento y personal no calificado, aunque la correcta discriminación de partículas muy pequeñas dependerá de la experiencia del analista. Las partículas se clasifican de forma visual por colores, formas y tamaños. (Hidalgo-Ruz et al.,2012), incluye el separado visual como un prerrequisito indispensable en la identificación de plásticos de muestras medioambientales.

Este separado se realiza, como su nombre indica, a simple vista, aunque en la mayoría de métodos se suele incluir un paso previo de identificación de partículas con microscopio que no siempre proporciona resultados satisfactorios. Las muestras artificiales y naturales se confunden con frecuencia y algunas son demasiado pequeñas para poder observarse o presentan fragmentaciones, blanqueamientos o colonización por microorganismos (Hidalgo-Ruz et al., 2012; Kunz, 2016; Song et al., 2015; Lusher et al., 2017), que pueden dar origen a confusiones en la identificación.

Mediante este método las partículas pueden categorizarse en fragmentos, fibras y películas. Los fragmentos de tamaños inferiores a 100 μm presentan dificultades para ser identificados visualmente, por lo que se recomienda el empleo de Raman para su confirmación (Lenz et al., 2015). Analizar las muestras posteriormente con Raman o FT-IR soluciona el problema de falsos positivos, pero no el de falsos negativos. Para evitar tener que realizar la separación visual de los fragmentos de microplásticos con los problemas que ello conlleva, (Harrinson et al., 2012), proponen utilizar y desarrollan los principios de un método basado en el escaneo molecular por FT-IR en muestras de sedimentos basados en su espectro. Este método, aun no siendo tan eficiente como el escaneo basado en el método de Fluorescencia Polarizada es una buena técnica dada su accesibilidad y comparabilidad con los análisis basados en FPA. Los resultados de la metodología de espectroscopía micro-FT-IR están condicionados a la homogeneidad o heterogeneidad de los materiales analizados, por lo que (Polyvynil, 2019), este estudio también enfatiza la urgencia de desarrollar técnicas reproducibles y eficientes para la recolección y separación de microplásticos.

6.11.3 MICROSCOPIA ELECTRÓNICA DE BARRIDO (SEM)

A diferencia de un microscopio convencional, en microscopía electrónica de barrido se utiliza un haz de electrones de alta energía para formar las imágenes en la óptica del instrumento.

Los SEM actuales son capaces de aumentar la imagen hasta un millón de veces debido a que los electrones tienen una longitud de onda inferior a la de la luz que normalmente se utiliza, lo que permite aportar mayor resolución y poder apreciar

detalles más pequeños de los materiales. También permite determinar la composición del material que se está examinando ya que, al interactuar con la muestra, el haz de electrones emite rayos X. Se puede utilizar para obtener imágenes en tres dimensiones de la muestra. Permite examinar tanto muestras conductoras como no conductoras, en forma sólida como en polvo, secas o húmedas, por lo que no se necesita mucha preparación previa.

Es una técnica no destructiva, pero está limitada a muestras sólidas que han de examinarse en vacío y se necesita bastante espacio para su instalación (Ul-Hamid,2018).

SEM combinada con Espectroscopía de Energía Dispersiva de Rayos-X (EDS) es útil a la hora de recoger información sobre el proceso de degradación de los microplásticos en el medioambiente, ya que proporciona una alta resolución con la que es posible identificar las diferentes grietas y fracturas formadas durante el proceso de meteorización (Wang et al., 2017; Zhou et al.2018), utilizan esta técnica para observar la morfología de la superficie de los polímeros encontrados en su estudio, obteniendo las imágenes por electrones secundarios para alcanzar mejores resoluciones. (Fries et al., 2013) también la utilizan para identificar los aditivos plásticos inorgánicos de microplásticos extraídos en muestras de sedimentos del Mar del Norte. Con la ayuda de esta técnica se consigue identificar satisfactoriamente nanopartículas de dióxido de titanio, bario, sulfuro y zinc.

6.11.4. FLUORESCENCIA

El tintado de muestras utilizando Rojo de Nilo (NR) y sus capacidades fluorescentes es utilizado por varios autores como una alternativa a otros métodos en un intento de abaratar costes de análisis, especialmente en muestras procedentes de matrices medioambientales.

La absorción de NR por parte de las partículas de plástico es despreciable por lo que no interfiere con la espectroscopía IR o Raman (Maes et al., 2017; Patrick, 2005;

Shim et al., 2016), desarrollan este método obteniendo resultados satisfactorios para PE, PP, PS, PC, PU y PEVA (Polietilenvinil Acetato), pero no así para PVC, PA y PS.

Una disolución de 5 mg/L de Rojo de Nilo en hexano se utilizó para tinter los polímeros en cuestión, analizando las muestras sobre un filtro negro de PC. Este estudio es capaz de identificar microplásticos mezclados con otros materiales inorgánicos que podrían causar interferencias en otros métodos analíticos.

La combinación de microscopía de fluorescencia y FT-IR es capaz de reducir el número de partículas no identificadas en muestras medioambientales, así como el tiempo necesario para su identificación por espectroscopía. Es importante, sin embargo, la eliminación de material orgánico el cual podría tintarse al mismo tiempo, ya que los procesos de digestión no siempre son capaces de eliminar toda la materia orgánica.

Los materiales muy deteriorados por la acción de agentes medioambientales también son difíciles de corroborar con las librerías de espectros disponibles, por lo que no se recomienda la utilización de este método como única fuente de cuantificación de microplásticos (Shim et al., 2016).

Las algas y otros detritos orgánicos no se tintan de manera eficiente con NR en el protocolo desarrollado por (Maes et al., 2017) lo que mejora la selectividad a las partículas de plástico encontradas en la muestra. Los fragmentos de diferentes tipos de plásticos generan colores diferentes, ya que en este estudio se utiliza luz fluorescente azul, permitiendo diferenciarlos de otras partículas, pudiéndose utilizar este método en solitario sin necesidad de recurrir a FT-IR o Raman para contabilizar partículas de hasta unos pocos μm .

6.12 Detección y Cuantificación

6.12.1 Espectroscopía de Infrarrojo con Transformada de Fourier (FT-IR)

El principio de la espectroscopía Infrarroja se basa en la excitación de las vibraciones moleculares al hacer pasar una muestra a través de un haz infrarrojo.

Esta energía vibracional se corresponde con una frecuencia de luz IR y nos aporta información sobre la composición molecular: átomos, tipos de enlace, estructura, etc (Manzano et al., 2018).

La espectroscopía de infrarrojo con Transformada de Fourier se desarrolló por primera vez a principios de la década de los 50 del siglo XX con el fin de estudiar el espectro de estrellas lejanas. La Transformada de Fourier es una operación matemática por la cual es posible transformar el movimiento de una onda en la suma de sus senos o cosenos, dando lugar aproximadamente a una onda cuadrada (Skoog y West, 1980; PVC Pipes, 2019).

Existen diferentes modos de análisis por FT-IR que nos proporcionan variadas aplicaciones cualitativas y cuantitativas y nos permiten analizar diferentes tipos de muestras.

- Transmisión: se basa en la absorción de radiación IR en longitudes de onda específicas a medida que pasa a través de una muestra. Es la técnica más tradicional y puede utilizarse sola o en conjunción con otros accesorios como microscopios para analizar una gran variedad de muestras. Proporciona buenos resultados tanto en análisis cualitativo como cuantitativo y es una técnica relativamente económica (Manzano et al., 2018; Bradley, 2019).
- Reflexión: cuando un haz de luz atraviesa un medio con distinto índice de refracción, este puede sufrir reflexión total o reflexión atenuada. Dependiendo de la variación del índice de refracción y del compuesto se obtendrá un haz reflejado con una composición que será función de estos. Este modo da lugar a una técnica con una alta sensibilidad capaz de detectar elementos del espesor de Angstroms sobre sustratos metálicos. Es un análisis no destructivo y con la que se pueden utilizar accesorios como microscopios y espectrómetros (Manzano et al., 2018; Bradley, 2019).

En reflexión especular se mide la energía que se refleja a modo de espejo de la superficie de la muestra, o su índice de refracción. El material debe ser reflectante o fijarse a un soporte reflectante. Resulta muy útil para analizar láminas delgadas o películas (Bradley, 2019).

La técnica de reflexión total atenuada (ATR) se basa en el hecho de que cuando un haz de radiación pasa a través de un prisma de alto índice de refracción tiene lugar una reflexión total en la cara posterior del prisma. Al colocar una muestra en la parte posterior del prisma, la radiación es capaz de penetrar unos micrómetros en el material antes de ser reflejada.

En regiones del espectro IR donde la muestra absorbe energía, la radiación atenuada atraviesa de nuevo el prisma saliendo por el lado contrario, donde se encuentra el detector. El espectro resultante presenta un aspecto similar al de absorción ya que la radiación es absorbida selectivamente por la muestra.

Es una técnica especialmente útil para el análisis de muestras gruesas o que presentan mucha absorbancia, como recubrimientos, pinturas, espumas, elastómeros o plásticos y no se necesita preparar las muestras de ninguna manera pudiéndose analizar directamente tanto muestras sólidas (algunas deberán molerse) como líquidas (Manzano et al., 2018, Brandley (ATR), 2019).

- Reflexión Difusa (DRIFTS): al dirigir la radiación IR sobre la superficie de una muestra particulada la radiación incidente puede ser reflejada por la superficie de la partícula sin penetrar en ella o puede reflejarse varias veces en las superficies de las partículas sin penetrar en ellas. La reflexión difusa se produce cuando la radiación (PVC Air, 2019) incidente penetra en una o más de las partículas y se dispersa de la matriz de la muestra. Esta radiación dispersada es recogida por la óptica del instrumento y dirigida al detector produciendo el espectro. Es una técnica que proporciona buenos resultados cuantitativos y cualitativos, aunque Transmisión y ATR son preferibles para análisis cuantitativo debido a la longitud de paso. Se usa normalmente para muestras en polvo, sólidos de superficie rugosa, polímeros, recubrimientos e incluso líquidos en algunas condiciones, siempre que las muestras sean opacas (Manzano et al., 2018; Bradley, 2019).

La técnica de microscopía FT-IR resulta del acoplamiento entre un microscopio IR y un espectrómetro con Transformada de Fourier, lo que nos permite no solo visualizar la muestra y elegir una región de análisis, sino también adquirir datos en dos dimensiones (Phuong et al., 2018; Skoog y West, 1980; SR-FTIR,2019).

La gran mayoría de trabajos encontrados señalan esta técnica para verificar el contenido de micro y nanoplasticos en diferentes muestras. FT-IR ofrece la ventaja de poder identificar y confirmar los tipos de polimeros existentes en una muestra, siendo capaz de recuperar señales débiles de fondos con mucho ruido.

El uso de FT-IR como método de identificación contribuye a la no sobreestimación de las cantidades de plástico encontradas en una muestra dada, ya que se pueden incluir por error polimeros no sintéticos. (Song et al., 2015), utilizan tanto estereomicroscopía como FT-IR para identificar microplásticos en muestras de aguas de mar superficiales y en muestras de arena, comprobándose la superioridad del FT-IR en este caso para la detección en las muestras de arena. Los resultados en agua de mar resultaron variables, incluso a lo largo de los meses.

Esto puede ser debido a una malinterpretación de los resultados ya que se contabilizaron fragmentos blancos como polimeros sintéticos usando FT-IR, pero se descartaron al usar microscopía. Además, el microscopio ofrece limitaciones con partículas de tamaño inferior a 1 mm.

El método, solo empleando el microscopio es más rápido, pero FT-IR ofrece resultados superiores en cuanto a precisión, detectándose partículas de tamaños inferiores a 50 μm . FT-IR puede usarse en conjunción con ATR (Halstead et al., 2017; Kunz, 2016), aunque el contacto de la muestra con el cristal de ATR puede dar lugar a la destrucción de la misma. (Halstead et al., 2017), utilizan esta técnica junto con PCA (Principal Component Analysis), una técnica estadística multivariante, que contribuye a diferenciar las fibras artificiales encontradas en las muestras de las naturales. (Harrinson et al., 2012), estudiaron la influencia de la morfología de los microplásticos en la distorsión espectral comparando ATR-FT-IR con FT-IR. ATR-FT-IR mejora la capacidad de interpretación del espectro de muestras de microplásticos con formas irregulares en comparación con micro-FT-

IR en modo reflexión, lo que puede ser debido a la dispersión del haz de infrarrojos. (PVC,2019), SR-FT-IR utiliza la emisión de sincrotrón en el dominio infrarrojo como fuente para la microscopía (SR-FTIR,2019).

La radiación de sincrotrones es un haz pulsado y polarizado, cientos de veces más brillante que las lámparas usadas normalmente, y que proporciona señales de calidad con bajo nivel de ruido. Con esta técnica es posible analizar muestras de tamaño 10^{-6} m, obteniendo información cuantitativa, estructural y de distribución de los componentes de la muestra (Wang et al., 2015).

Uno de los avances más prometedores es el escaneo basado en una red de muchos elementos detectores (FPA-based micro-FT-IR) que facilita la generación de imágenes químicas grabando simultáneamente varios miles de espectros en una única medida, ahorrando tiempo de análisis. Esta técnica permite identificar microplásticos directamente en los filtros que se utilizan para su recolección. Se puede emplear tanto en modo transmitancia como reflectancia, aunque con el primero se obtienen resoluciones de calidad superior, probablemente debido a la forma irregular de las partículas (Löder et al., 2015).

Un detector FPA consiste en un campo de $n \times n$ detectores individuales. Durante la medida cada elemento da una lectura individual dando lugar a n^2 espectros en cada barrido. En el microscopio FT-IR estos campos se pueden colocar como matrices, permitiendo la medida de campos extensos (Mintenig et al., 2016).

Aunque el escaneo FPA-FT-IR es una técnica adecuada para identificar el material de partículas de tamaño del orden de micrómetros, sus resultados a la hora de estimar la masa son solo aproximados. Para estudiar el rendimiento a la hora de eliminar microplásticos de las plantas de tratamiento de aguas, (Simon et al., 2018), emplean un método basado en esta técnica para estimar la masa de microplásticos contenidos antes y después del tratamiento.

Para calcular la masa, se calculan las dimensiones de las partículas encontradas utilizando FPA-FT-IR. Se calcula así su volumen, asumiendo una forma elipsoide para las partículas y cilíndrica para las fibras y se utiliza la densidad de los polímeros a partir de bibliografía. (Harrison et al., 2012), también proponen FPA-FT-IR como una manera rápida de escanear toda la superficie de muestras de

sedimentos y mejorar así los resultados obtenidos en su método basado en FT-IR en modo reflexión. Incluso en situaciones en las que FT-IR no detecte como plásticos ciertas partículas, debido a su espesor o a su color, es posible seguir reportando estos resultados como plásticos, ya que cualquier otro tipo de material orgánico habría sido destruido previamente en

6.12.2. RAMAN

La espectroscopía Raman, se basa fundamentalmente en la dispersión de la luz causada por su interacción con la materia, puede clasificarse como elástica (dispersión de Rayleigh o Mie-Tyndall), en la que la luz dispersada tiene la misma frecuencia que la luz incidente, o inelástica (dispersión de Raman o Brillouin), en cuyo caso, la luz dispersada se detecta a diferentes frecuencias constituyendo el espectro de la muestra (Turell y Corset, 1996).

Brillouin y Smekal fueron los primeros en predecir teóricamente la dispersión inelástica de la luz a principios de la década de 1920 y las primeras observaciones experimentales se realizaron por C.V. Raman y Krishnan en 1928 (Skoog y West, 1980; Turell y Corset, 1996). La microespectroscopía Raman nace como tal en 1966 de la mano de Delhaye y Migeon al publicar sendos artículos en los que se demostraba que la intensidad de la luz dispersa no disminuye al disminuir el volumen de la muestra, sino que permanece constante, aunque la cantidad de muestra disminuya hasta las dimensiones determinadas por el índice de difracción y, por tanto, por la longitud de onda del láser de excitación.

La aplicación de métodos de Transformada de Fourier y de distintos algoritmos a Raman ha permitido suprimir las interferencias derivadas de la fluorescencia de la muestra (Ghosal et al., 2018; Turell y Corset, 1996). La luz incidente interacciona con la molécula, distorsionando la nube de electrones y expulsándose un fotón como luz dispersada.

Cuando un electrón es excitado desde el estado basal a un nivel vibracional mediante absorción de energía por parte de la molécula, la luz dispersada tiene menos energía que la luz incidente. Hablamos en este caso de dispersión Stokes-Raman. Anti-Stokes Raman es el proceso contrario, en el que un electrón en un

nivel vibracional cae al estado basal, produciéndose una transferencia de energía al fotón, por lo que la luz dispersada tiene más energía que la incidente (Turell y Corset, 1996; What,2019; PET, 2019).

Los picos que aparecen en el espectro son consecuencia de la vibración molecular o de la vibración de la red cristalina. Su posición nos aporta información sobre los grupos funcionales y la cristalinidad, la concentración es proporcional al área bajo el pico y cualquier forma de estrés residual dentro de la estructura cristalina de la muestra pueden deducirse a partir de la forma y la anchura del pico (Skoog y West, 1980; What,2019).

Los espectros Raman se obtienen irradiando la muestra con una fuente de radiación visible monocromática, normalmente láseres sólidos o de gas de alta intensidad. Durante la irradiación, el espectro de radiación dispersada se mide normalmente a 90° con un espectrómetro adecuado para la región visible.

La interacción de los movimientos de vibración y/o rotación de las moléculas con la radiación electromagnética, dan lugar al efecto Raman. El láser se enfoca sobre la muestra utilizando una lente de 10-30 cm de longitud, lo que aumenta la intensidad de la dispersión, pero también puede dar lugar a daños en la muestra, aunque en principio se entiende Raman como una técnica no destructiva (Skoog y West, 1980; Turell y Corset, 1996).

La mayoría de trabajos emplean FT-IR para la identificación de microplásticos en el medio marino. Sin embargo, la microespectroscopía Raman es complementaria a FT-IR, compartiendo varias de sus ventajas, como pueden ser la pequeña cantidad de muestra necesaria para el análisis, ser una técnica no destructiva y ser una técnica respetuosa con el medioambiente (Lenz et al., 2015; Araujo et al., 2018), aportando en ocasiones información más amplia sobre la naturaleza de la muestra (Halstead et al., 2017).

Por otro lado, Raman proporciona numerosas ventajas adicionales como una mejor respuesta a los enlaces simétricos y no polares o la capacidad de poder usar todo el espectro para la identificación, pudiendo así rebajar el límite inferior de tamaño de partícula (Araujo et al., 2018). Además, Raman no depende de la

transmisión del haz de luz a través de la muestra, por lo que permite identificar partículas más gruesas o con una absorción mayor.

Entre los usos más destacados para los que podemos utilizar la espectroscopía Raman se encuentra la identificación de sustancias o impurezas en muestras, la identificación de 53 polimorfismos, la monitorización de cambios en las estructuras moleculares y los cambios de cristalinidad, la evaluación de la magnitud del estrés residual y de la dirección de la orientación molecular (What,2019). Raman es capaz de analizar tanto las partículas de microplásticos como sus pigmentos (Halstead et al., 2017; Anger et al., 2018).

De acuerdo con distintos estudios (Schymanski et al., 2018; Anger et al., 2018) con espectroscopía Raman se pueden analizar microplásticos de tamaño incluso inferiores a $1\mu\text{m}$ con técnicas no lineales, capaces de superar el límite de Abbe o límite de difracción, el cual establece los $0.2\mu\text{m}$ como límite de resolución para la microscopía óptica (Arroyo y Peón, 2014).

La partícula más pequeña encontrada en una muestra real presenta un tamaño de $1\mu\text{m}^{160}$. Para poder alcanzar estos límites se recomienda el uso de láseres con 532 nm o 633 nm y objetivos con una elevada apertura numérica y distancias de trabajo suficientemente altas, así como objetivos con capacidad de aumento de $50\times$ o $100\times^{157}$, (Oßmann et al., 2018).

En un intento de ahorrar tiempos de análisis y para poder determinar mejor los efectos medioambientales de los microplásticos y su comportamiento, (Lenz et al., 2015), proponen el muestreo in situ en los barcos de investigación, haciendo que el flujo de agua fluya directamente por la celda del microespectrómetro de Raman.

De esta manera se elimina la necesidad de conservar las muestras en filtros, utilizando simplemente un paso previo de preconcentración. (L et al., 2016), van un paso más allá desarrollando un método semi-automático capaz de analizar muestras de volumen considerable, utilizando los mismos parámetros analíticos para todos los tipos de partículas y evitando tener que crear submuestras para el análisis.

Empleando un tiempo de análisis inferior a 3 horas es posible caracterizar más de 110 partículas, obteniendo tanto sus características morfológicas como químicas. Ya que se emplea solo un único instrumento, se evitan los problemas derivados de la pérdida o transferencia de partículas.

6.12.3. PYR- GC

La cromatografía de gases con pirólisis (Pyr-GC), normalmente acoplada a un espectrómetro de masas (MS), analiza los productos de degradación de los polímeros para obtener información acerca de sus estructuras.

Requiere del calentamiento de la muestra a altas temperaturas, descomponiéndola en moléculas más pequeñas que se separan por cromatografía de gases y se analizan por espectrometría de masas.

Es una técnica de gran utilidad a la hora de diferenciar entre muestras de polímeros similares y para la identificación de muestras desconocidas (Hindenlang y Sedgwick, 1996; Niaounakis, 2017; Basu, 2018; Andradý, 2011). Normalmente la muestra se pone en contacto con un hilo de platino o se coloca en un tubo de cuarzo, empleándose temperaturas de entre 600-1000°C para la pirólisis.

Las moléculas grandes se fraccionan produciendo fragmentos más volátiles, reacción que en ocasiones es facilitada por un agente metilante. Una vez se ha producido la pirólisis, se introduce en el GC junto con el gas transportador, produciéndose su separación en función de su volatilidad. Las partículas más volátiles salen antes de la columna que las menos volátiles. La temperatura de la pirólisis, así como la distancia que ha de recorrer la muestra entre el pirolizador y la cámara de iones, son factores fundamentales que influyen en los productos detectados (Hindenlang y Sedgwick, 1996; Basu, 2018).

Para generar el espectro de masas, se ionizan las partículas de las moléculas volátiles y se pasan por un campo electromagnético que filtra los iones en función de sus masas. Estos espectros se comparan con las librerías de compuestos disponibles para identificar la molécula en cuestión (Basu, 2018).

La pirólisis secuencial se realiza analizando muestras idénticas bajo diferentes condiciones como, por ejemplo, aumentando la temperatura de pirólisis. Este procedimiento puede ser una herramienta de utilidad para la extracción de aditivos orgánicos de polímeros a temperaturas más bajas antes de determinar los productos de la pirólisis de los polímeros, ya que estos pueden plantear problemas a la hora de identificar una muestra desconocida (Fries et al., 2013; Hindenlang y Sedgwick, 1996; Niaounakis, 2017).

También se emplea con éxito para la identificación simultánea de partículas de microplásticos de distinta naturaleza, pudiéndose identificar partículas de tamaño inferior a 350µm (Fries et al., 2013).

La principal ventaja de Pyr-GC/MS sobre FT-IR es que los tipos de polímeros y de aditivos se pueden analizar en una sola pasada y se puede obtener la huella perteneciente a los polímeros, aportándonos información sobre el origen de estos. Los aditivos suelen pasar intactos tras el proceso de pirólisis, por lo que son fácilmente identificables.

Pyr-GC/MS es un método automatizable y bastante efectivo tanto a nivel económico como en tiempo de análisis, ya que es capaz de analizar hasta 100 muestras por pasada.

Es una técnica rápida y que no requiere de grandes tamaños de muestra que además se pueden procesar sin tratar (Fries et al., 2013; Hindenlang y Sedgwick, 1996; Niaounakis, 2017; Fabbri et al., 2000). Pyr-GC es capaz de identificar la mayoría de plásticos de consumo, como por ejemplo PVC, PC, PE, PU, PA, ABS, PET, LDPE/EVA, PP, PS y EVA (Etilvinilacetato), (Nuelle et al., 2014; Fries et al., 2013). Sin embargo, en algunos casos, es difícil diferenciar entre distintos subtipos de polímeros como por ejemplo LDPE y HDPE (Dehaut et al., 2015; Bannick et al., 2019).

6.12.4. OTROS MÉTODOS

En la bibliografía consultada se han encontrado también otros ejemplos de técnicas utilizadas para la caracterización de microplásticos, normalmente usadas en conjunción con otros métodos de detección. (Dümichen et al., 2017), emplean

cromatografía de gases con una combinación de TGA (análisis termogravimétrico) y TDS (desorción térmica) que denominan TED, capaz de identificar muestras medioambientales de manera rápida en casos en los que la distribución de tamaños no sea un parámetro importante para la investigación. Gracias a esta técnica se pueden identificar muestras de hasta 100 mg en 2 o 3 horas. La calorimetría diferencial de barrido (DSC) identifica los tipos de polímeros por la detección de reacciones exotérmicas o endotérmicas, midiendo la temperatura de cristalización durante las etapas de enfriamiento.

Las medidas están fuertemente influenciadas por la historia térmica y la morfología de la muestra. Ya que en muchas ocasiones los análisis para desarrollar un método concreto se realizan con muestras de referencias de polímeros puros y libres de contaminantes, (Kühn et al., 2018), manufacturan su propia muestra de microplásticos crio-moliendo diferentes muestras de residuos plásticos de mayor tamaño recogidas en la playa hasta alcanzar una distribución de tamaños de entre 4.5 y 0.2 mm.

En este caso, DSC se utiliza para verificar que se había conseguido la misma composición que en la muestra de macropolímeros original. En el mismo estudio se evalúan también ICP (Plasma acoplado inductivamente) con espectroscopía de emisión óptica (OES), ICP-MS y espectrometría de rayos X de energía dispersiva para discernir cuál de los tres métodos es el más eficiente a la hora de detectar metales en plásticos. Ambos métodos ICP son capaces de detectar el mismo número de metales pesados y ligeros y elementos metálicos, aunque para análisis rutinario y cuantificación se recomienda ICP-OES precedido de un paso de digestión con HF.

La utilización de técnicas de radiotrazado nos permite obtener información sobre los efectos de microplásticos en la biota marina. Con estas técnicas es posible hacer el seguimiento de las rutas metabólicas de sorción y desorción de contaminantes, así como su distribución, impacto y acumulación en los tejidos, y el paso de los mismos a través de la cadena alimentaria. Por otro lado, a pesar de sus ventajas, estas técnicas son difíciles de aplicar debido a la necesidad de contar con personal, equipamiento e instalaciones especializadas, además de tener en cuenta las limitaciones de seguridad que conlleva el uso de material

radioactivo, ya que no se puede incurrir en impacto físico o biológico en el sistema estudiado (Lanctot et al., 2018; Serranti et al., 2018).

Siempre resulta una ventaja que un método sea, además de fiable, rápido, no destructivo y que requiera de poca o ninguna preparación. Con estas premisas, (Serranti et al., 2018) desarrollan un método basado en imagen hiperespectral (HSI) en longitud de onda corta en infrarrojos para clasificar y cuantificar microplásticos en muestras de agua marina.

Este método presenta ventajas sobre FT-IR ya que este último requiere de partículas transparentes y en pequeñas cantidades además de necesitar mayores tiempos de análisis. HSI consigue clasificar los polímeros por tipos, proporcionando información morfológica y morfométrica de una sola pasada.ToF-SIMS (tiempo de vuelo con escaneo de espectrometría de masas), también se puede utilizar sin necesidad de pasos previos de limpieza llegando a identificar partículas de tamaños 1-5 μm (Jungnickel et al., 2016).

6.13 LIMITACIONES DE LAS TÉCNICAS CON RESPECTO A LA DETECCIÓN Y CUANTIFICACIÓN DE MICROPLÁSTICOS

6.13.1. FT-IR

Aunque FT-IR es la técnica más utilizada para la identificación de plásticos, presenta ciertas limitaciones que es necesario mencionar. Las mezclas son difíciles de identificar a no ser que ya existan en las librerías espectros correspondientes a esas mismas mezclas.

Las partículas han de estar secas y su color puede presentar problemas a la hora de realizar las mediciones. Los polímeros sintéticos de color negro contienen por lo general negro de carbón como aditivo para mejorar su resistencia frente a la radiación UV y este aditivo es capaz de absorber completamente el haz infrarrojo (Brate et al., 2018).

Asimismo, las fibras transparentes tampoco generan espectro, lo que no permite su confirmación (Leslie et al., 2017). El tamaño de partícula detectada se encuentra en torno a los 50 μm , siendo inferior a los límites que se pueden

alcanzar con Raman, y el espesor de la muestra también es un factor limitante (Jungnickel et al., 2016; Halstead et al., 2017; Ghosal et al., 2018). Si las partículas son muy irregulares o presentan superficies muy rugosas pueden dar lugar a fenómenos de dispersión de la señal (scattering) cuando se opera en modo reflectancia, dando lugar a modificaciones en la línea de base y a interferencias ocasionadas por ruido en los picos del espectro (Simon et al., 2018; Harrinson et al., 2012). Si además se trata de partículas muy elásticas, también van a presentar dificultades a la hora de poder sujetarlas bien con el vidrio para realizar la medición, ya que tienden a recuperar su forma (Brate et al., 2018; Hidalgo-Ruz et al., 2012).

FT-IR es un método más caro y que también requiere de mayores tiempos de análisis, ya que las partículas se han de identificar una a una, lo que puede subsanarse utilizando detectores FPA (Mintenig et al., 2016; Song et al., 2015).

6.13.2. RAMAN

El uso más amplio de Raman como técnica para análisis de microplásticos se ve limitado debido a que proporciona señales débiles y a su tendencia a la distorsión espectral inducida por fluorescencia (Araujo et al., 2018), debido a los constituyentes de la muestra o a impurezas como la presencia de colorantes, material biológico o productos de degradación.

La debilidad de la señal provoca que se deban aumentar los tiempos de medida lo que puede causar una degradación en la muestra al estar expuesta al láser durante un tiempo prolongado. La fluorescencia provoca que la línea de base se eleve, camuflando completamente la señal Raman, lo cual se puede evitar utilizando técnicas Raman no lineales, aunque requieren de material de análisis más caro y de formación específica del analista.

Para evitar los problemas relacionados con la fluorescencia se puede optar por protocolos en los que se incluya pasos de limpieza adecuados para eliminar los contaminantes. Sin embargo, algunos de estos protocolos basados en digestiones ácidas pueden dar lugar a la destrucción de la muestra y a subestimar las

cuantificaciones de microplásticos y nanoplásticos (Dehaut et al., 2015; Araujo et al., 2018).

Otra solución es el fotoblanqueamiento (Araujo et al., 2018), sometiéndola a la acción de un láser el tiempo necesario para degradar el agente fluorescente o la utilización de un algoritmo que elimina el fondo de fluorescencia revelando el espectro del polímero. Para solucionar los problemas relacionados con la baja intensidad de señal en Raman, y los elevados tiempos requeridos para adquirir la señal, se puede optar por detectores EM-CCD (electron-multiplying charged coupled device detector), capaces de amplificar la señal en el orden de 10-20 veces comparado con CCD y reducir los tiempos de análisis significativamente (Dieing y Hollricher, 2008).

Otro problema con el que se encuentran los analistas es la existencia de librerías de espectros basadas únicamente en polímeros puros y no en plásticos que han estado sometidos a la acción del medioambiente y que se encuentran en diferentes etapas de su proceso de degradación. Sería interesante incluir además el espectro de otros materiales que a menudo se confunden con plásticos, como puede ser la celulosa, la quitina o las fibras sintéticas.

La creación de una librería de espectros de acceso abierto y global sería de mucha utilidad (Araujo et al., 2018), como ya se aplica en otros campos, (Cooper y Corcoran., 2010).

6.13.3. PYR-GC

La principal desventaja de Pyr-GC/MS es que se trata de una técnica con un alto coste económico y que necesita de cantidades de muestra relativamente altas para un solo análisis. Los espectros son más difíciles de identificar en el caso de copolímeros, en los que existe una gran variedad de estructuras oligoméricas (Hindenlang y Sedgwick, 1996; Niaounakis, 2017).

Una de las limitaciones de este método es el tamaño de partícula máximo que puede analizarse debido al diámetro de los tubos de desorción térmica, normalmente de tamaño 1.5 mm. Para evitarlo se puede cortar las partículas en fragmentos más pequeños antes de ser analizadas (Fries et al., 2013).

Las masas que se emplean suelen estar en torno a los 0.5 mg¹⁶⁶, lo que dificulta el análisis de mezclas complejas como pueden ser las procedentes de muestras medioambientales. Por otro lado, el tamaño mínimo dependerá de la pericia del analista a la hora de transferir los fragmentos a los tubos y de la visibilidad que se pueda alcanzar gracias al instrumento SEM (Fries et al., 2013).

6.14 ORÍGENES DEL PROBLEMA Y MEDIDAS A TOMAR

Hasta ahora se ha abordado el alcance, dispersión y destino del residuo sólido urbano en nuestro planeta, concentrándose en el medio marino y los efectos sobre éste. Si bien no se ha profundizado en detallar las consecuencias socioeconómicas de las basuras marinas, es evidente e innegable que la degradación de los ecosistemas debido a la presencia y abundancia de estos materiales provoca, de forma directa o indirecta, importantes impactos socioeconómicos.

De esta manera, actividades y servicios tan trascendentes para el desarrollo de la sociedad como la producción primaria y la alimentación, el transporte por mar de mercancías o las actividades turísticas, entre otras, están actualmente afectadas por las basuras marinas.

Así, algunos ejemplos son las interferencias de las basuras marinas en las actividades pesqueras (McIlgorm, 2011) o el propio transporte de mercancías por mar, donde las colisiones con basuras marinas o las interferencias causadas por estas en los sistemas de propulsión pueden generar importantes daños.

Afecta especialmente a nuestra salud el descubrimiento de cómo los microplásticos, que ya han llegado a nuestros platos, contienen disruptores hormonales, así como que los plásticos utilizados para envases alimentarios también contienen estos disruptores, liberándolos a los alimentos y bebidas; y cómo estas basuras marinas afectan también a nuestro bienestar general, como por ejemplo su presencia en las playas, columna de agua y los fondos marinos. En este último caso, además, se agrava con las consecuencias indeseables en sectores económicos tan importantes como el turismo y las actividades de ocio

(por ejemplo, el buceo), tal y como se ha constatado, por ejemplo, en un reciente estudio para el caso de Hawaii y las Islas Maldivas (Thevenon, 2014).

En la mayoría de los casos, y especialmente en el caso de los países con mayores recursos económicos, que son grandes productores y consumidores de plásticos, la opción más inmediata que permitiría la reducción de este problema pasa por desarrollar mejores sistemas de gestión y tratamiento de residuos, y además de manera urgente (GESAMP, 2015). Así mismo, no hay solución al problema que no implique una reducción de plásticos en origen, es decir, una menor producción, un menor uso de ejemplares de este material y una reutilización de los ya existentes.

El problema que los micro y nanoplásticos generan en el medioambiente y las repercusiones y efectos que pueden tener en la salud humana y en la biota es objeto de estudio en numerosos artículos. Las consecuencias derivadas de la ingestión de MP y su impacto depende de las concentraciones y tipo de plásticos, así como de los aditivos o de la capacidad de los plásticos para transportar otras sustancias tóxicas. Dependiendo de la especie, de su tamaño, hábitat y tipo de alimentación, los efectos van desde una simple irritación del tracto intestinal a la transferencia de sustancias tóxicas a las crías o a la acumulación de contaminantes en los diferentes tejidos del organismo. Estas sustancias se transfieren a lo largo de la cadena trófica llegando al ser humano en última instancia. Es importante establecer especies que sirvan de indicadores para la determinación de las cantidades de MP presentes en una zona determinada. Los esfuerzos legislativos solo podrán tener éxito si se mejora la conciencia global del problema. Las campañas para informar a la ciudadanía y las iniciativas que supongan incentivos a la hora no solo de reciclar, sino especialmente de reducir el consumo de plásticos, podrían empezar a mejorar un problema que debe ser atajado inmediatamente. Se necesita encontrar soluciones que mejoren el ciclo de vida de los productos plásticos, eliminando o evitando en la medida de lo posible los plásticos de un solo uso. Las legislaciones en este campo son responsabilidad de todos los países, puesto que se trata de un problema global y que atañe a diferentes sectores. La sociedad también tiene la responsabilidad de reclamar 59 de sus gobiernos las medidas necesarias para solucionar estos problemas. Es precisa la firma de protocolos y acuerdos internacionales. Evidentemente,

cualquier decisión respecto a las regulaciones que se implementen en relación a los MP debería siempre estar basada en datos objetivos y en métodos científicos, para poder informar a todos los sectores involucrados debidamente y crear una mayor conciencia y educación del problema a todos los niveles. Sin embargo, hoy en día éste es un problema sin resolver. En la actualidad existen una gran variedad de métodos de muestreo, identificación, detección y cuantificación pero que no están estandarizados. Es difícil poder encontrar un único protocolo ya que normalmente este debe adaptarse a las características de la muestra, las cuáles son muy variadas en su naturaleza y procedencia. Además, la disparidad en la forma de reportar los resultados dificulta su comparación entre los diferentes estudios realizados. Esto es un problema añadido a la hora de establecer límites o regulaciones y de poder aplicar las medidas correctivas o preventivas necesarias. La contaminación cruzada con otras partículas plásticas presentes en el ambiente añade dificultades a las ya derivadas del trabajo con micro y nanopartículas. Dentro de la disparidad de métodos de detección y cuantificación existentes, FT-IR y Raman son los más ampliamente utilizados y donde más bibliografía encontramos. Ambos métodos se complementan, ofreciendo ventajas donde el otro presenta limitaciones. En general, el análisis de muestra medioambientales requiere de métodos y técnicas que sean rápidas, económicas, ampliamente disponibles en la mayoría de laboratorios y que permitan procesar grandes cantidades de muestras.

6.14.1 SOLUCIONES PARA REDUCIR MICROMATERIALES PLÁSTICOS Y NANOMATERIALES

Una gran área de basura acumulada está a la deriva en el océano (Loulad et al., 2017). Los organismos políticos de todo el mundo han realizado propuestas de prevención y limpieza Xanthos y Walker, 2017, como la política de reducción del plástico de África, que ocupa el primer lugar en el mundo Unenvironment,2020. Una organización con sede en los Países Bajos, Ocean Cleanup, utiliza redes de deriva masivas para reducir el tamaño del Gran Parche de Basura del Pacífico CNN,2019. Las plantas de tratamiento de aguas residuales (EDAR) en varios países han encontrado partículas microplásticas (Leslie et al., 2017; Ziajahromi et al., 2017; Mason et al., 2016; Murphy et al., 2016). Australia utiliza filtros en

grandes desagües para evitar que la basura ingrese al océano (Inhabitat, 2020). Los artículos de plástico de un solo uso son uno de los componentes en esta gran área de residuos plásticos. En la India, los artículos de plástico de un solo uso, como bolsas de plástico, cucharas de plástico, vasos de plástico, pajitas de plástico para beber, frascos de plástico y botellas de plástico, están prohibidos desde el 2 de octubre de 2019. La Unión Europea se ha fijado el objetivo de eliminar algunos artículos de plástico de un solo uso para 2021 (Jagranjosh, 2019). Los artículos de plástico de un solo uso, como las pajitas de plástico, están siendo reemplazados: una empresa vietnamita ha desarrollado una tubería de caña para reemplazar las pajitas de plástico (Theaseanpost, 2020), y una empresa taiwanesa ha desarrollado una pajita con caña de azúcar (Taiwannews, 2020). Además, los limpiadores faciales que contienen partículas de plástico (Duis y Coors, 2016), han sido prohibidos en muchos países (Telegraph, 2020). Por un lado, los residuos plásticos se han convertido en recursos. Por ejemplo, una empresa en los Países Bajos utiliza plástico para reemplazar los materiales tradicionales de la carretera (Theguardian,2018), y es mejor que el asfalto, con un 60% más de resistencia (BBC, 2020). En la India, las redes de pesca abandonadas se han convertido en tablas de surf (Mentalfloss, 2020), en el Reino Unido, los estudiantes han utilizado con éxito la piel de pescado y las algas rojas como materias primas para desarrollar sustitutos plásticos (Ladbible, 2019), y en México, los científicos han utilizado frutas de cactus para hacer plástico comestible no tóxico (Forbes, 2019). Por otro lado, debido a los cambios físicos y químicos, los plásticos se convierten en microplásticos y nanoplásticos. Por lo tanto, se puede utilizar cierta biodegradación microbiana para despolimerizar esos polímeros en monómeros más pequeños. La biodegradación es finalmente exitosa cuando los plásticos degradan los monómeros en CO₂ y agua. Las bacterias marinas son candidatas potenciales para su uso en la biodegradación de desechos plásticos Urbanek et al., 2018. Se sabe que la PS se biodegrada en el intestino de los gusanos de la harina amarillos (Brandon et al., 2018). Muchas cepas de hongos también pueden degradar varios plásticos, como PVC, PHB y PLA (Ghosh et al., 2013). Recientemente, se han identificado varias enzimas como capaces de degradar los plásticos PET (Papadopoulou et al., 2019).

6.14.2 COMPARACIÓN ENTRE PAPEL Y PLÁSTICO

- Fabricar plástico consume 40% menos energía que fabricar papel, por lo que es menos contaminante.
- El plástico genera 80% menos residuos sólidos que el papel, por lo que ocupa menos espacio en los rellenos sanitarios.
- Solamente el 5% del plástico se recicla, mientras que en el papel se alcanza el 21% de reciclaje.
- El papel tarda menos en degradarse que el plástico.
- Un paquete de 1,000 bolsas de plástico tamaño estándar pesa aproximadamente 6.81 kg y tiene un grosor de 8.9 cm. Un paquete de 1,000 bolsas de papel con las mismas medidas pesa 63.56 kg y tiene un grosor de 116.84 cm. Por lo tanto, transportar bolsas de plástico exige menos combustible y genera menos contaminación.
- El papel se puede reciclar, para lo que se requiere agua limpia, productos químicos para blanqueo y manejo de fibras, energía para calentar y volver a obtener pulpa y papel. El papel se puede reciclar en promedio ocho veces antes de que las fibras se vuelvan demasiado cortas.
- El plástico se puede reciclar empleando energía para fundirlo y volver a formar materia prima o productos terminados. El consumo de agua y de productos químicos en este proceso es mínimo. El plástico se puede reciclar más de 20 veces antes de volverse débil y quebradizo (Ruiz, 2022).

6.14.3 EL RECICLAJE

Mientras más papel se recicla, menor es el volumen de los rellenos sanitarios, lo que ayuda al ambiente. Empero, la contaminación asociada a la manufactura de papel es muy importante, ya que se usa mucha agua que se contamina, dependiendo de los productos químicos que se hayan empleado en el proceso. Si estas aguas contaminadas se vierten en mares, ríos y lagos, tienen efectos muy graves. Si consideramos, además, que el proceso implica un gasto muy alto de energía eléctrica, calorífica y mecánica, aunque el papel resultante se usara como combustible, la energía que se obtendría sería mucho menor que la que se invirtió en fabricarlo.

Que el impacto ambiental del plástico sea alto, y muchas veces astronómico en nuestro país, se debe a que reciclamos poco (aunque el índice de reciclaje en México no dista demasiado de las tendencias mundiales). Reciclar plástico consume mucha menos agua que reciclar papel. También es menor el consumo de energía asociado a su manufactura y transformación. Además, muchos plásticos pueden quemarse en calderas, por ejemplo, en plantas termoeléctricas para generar energía eléctrica, con lo cual aumenta el beneficio que se obtiene de ellos. Puede ser que quemar plásticos sea altamente contaminante, pero solemos olvidar que son derivados del petróleo al igual que las gasolinas y otros combustibles fósiles, cuya extracción y refinación contamina también si no se toman medidas (Ruiz,2022).

Desde luego, no todos los plásticos son combustibles, pero los que se usan para fabricar bolsas sí lo son (pero cuidado: el PVC (policloruro de vinilo) nunca debe quemarse, porque produce sustancias sumamente tóxicas y dañinas). Además, las bolsas de plástico usadas nos pueden servir, al menos, para clasificar y separar la basura y así entregar al servicio de recolección paquetes de basura orgánica y basura inorgánica, cada uno en su propia bolsa.

Hay plásticos en los lugares más insólitos, desde el fondo de los mares hasta el estómago de peces que no pudieron digerirlos. Sin embargo, eso no es culpa del plástico, sino de quienes no depositamos la basura en su lugar. El papel llega a los mismos lugares, pero se deshace más rápidamente. Los peces que lo ingieren y no lo digieren lo desechan con mayor facilidad. Hoy en día se desarrollan plásticos más amigables con el ambiente. La investigación anda en pos de polímeros biodegradables, que se descompongan más rápidamente y que no generen nuevos contaminantes (Ruiz,2022).

6.15 CERRANDO EL CICLO: RETORNO DE ENVASES Y RECICLADO

A largo plazo, la solución más sostenible incluye una orientación hacia una economía del plástico más circular, en las que los propios productos sean fruto de la producción existente (reutilizando y reciclando los materiales) y por tanto

reduciendo el concepto de residuo considerablemente: los plásticos han de ser reciclados y reciclables.

Actualmente, la economía circular supone una ampliación de la regla de las 3Rs (Reducir, Reciclar y Reutilizar), y a medida que se va aplicando la misma teoría a sectores más amplios, cada vez hay más erres que podemos implantar para afinar y optimizar la teoría.

Así, ya se habla de las seis erres, que incluyen procesos como reducir materias primas, rediseñar los productos pensando en el concepto de reutilización o reciclaje, reemplazar los productos de un sólo uso cuando no sean prácticos, reutilizar los existentes otorgándoles usos alternativos, reciclar para evitar que el plástico se convierta en residuo en la primera vuelta, y recuperar produciendo plásticos desde potenciales residuos. Sin embargo, la asunción de una economía circular que funcione de forma efectiva no es tan sencilla como salir del colegio con las erres aprendidas.

En primer lugar, es necesario que la sociedad comprenda la necesidad de ésta, y que sea aceptada como una forma de proceder permanente, considerándola propia tanto en nuestros hogares como en nuestros respectivos puestos de trabajo o nuestras empresas. A nivel de infraestructuras y equipamientos, requiere también cierta inversión, de manera que el adoptar una economía circular en nuestro día a día sea asequible y esté facilitado por las políticas de gestión de las actividades económicas y medioambientales. El fin supremo de la economía circular es tanto reducir el uso de materias primas como el disminuir la cantidad de residuos que generamos. Un requisito indispensable es reducir el consumo global, reconociendo que actualmente, el uso de energía y recursos per cápita es extremadamente injusto y desigual. No se trata de un concepto nuevo, y de hecho en diciembre de 2015 la Comisión Europea (Comisión Europea, 2017) aprobó un plan de acción para impulsar la transición hacia este concepto de economía hipocarbónica, sostenible y eficiente en el uso de los recursos, en el que se ratificaron una serie de medidas concretas que afectan directamente a las basuras marinas y los plásticos (Comisión Europea, 2015).

Entre ellas, además de las medidas más dedicadas al ciclo de la producción y consumo del plástico, que se abordan en el mencionado plan de acción como un aspecto prioritario en el marco de un sector que se enfrenta a retos específicos en el contexto de la economía circular, se afrontarán también temas como la entrada de basuras marinas desde embarcaciones de pesca industrial y rutas comerciales en el contexto de la revisión de la Directiva de Servicios en Puerto para asegurar un adecuado tratamiento.

El uso y la producción de plástico han seguido, desde sus comienzos, una tendencia exponencial, desde su generación hasta su consumo y desecho, al igual que otras materias primas procedentes del petróleo.

La transición de este modelo lineal a la economía circular no es una tarea que se pueda hacer en un sólo paso; sin embargo, medidas como incentivar la producción de materiales de plástico reciclado y reciclables alentarían el desarrollo de un sistema de recogida y separación de nuestros residuos de plástico más eficiente, de forma que estaríamos dando dos pasos en uno.

Sirva como contra ejemplo los productos fabricados con mezclas de resinas como el policarbonato o la poliamida, con una composición química compleja e imposibles de reciclar en las plantas procesadoras. Mucho más eficiente para facilitar el reciclaje sería, por tanto, fabricar productos con mono materiales por mencionar algunos ejemplos son:

- HDPE (polietileno de alta densidad)
- LDPE (polietileno de baja densidad)
- PP (polipropileno), aunque solo es apto en aplicaciones no alimentarias (SPGroup,2022).

Además de su gran capacidad de reciclaje, los envases monomateriales también cuentan con otras ventajas, como son su menor consumo de energía y recursos en su proceso de fabricación. Y es que elaborar envases de un solo material permite simplificar el proceso productivo, buscando además una ventaja más de los envases monomateriales, la reducción de los costes. Sin embargo, hay que destacar que, por los requerimientos de conservación, tratamientos térmicos y

un largo etcétera, los envases multicapa de varios materiales eran hasta ahora los únicos capaces de responder a dichas necesidades técnicas. Un aspecto que se intenta solucionar con las nuevas estructuras multicapa de un solo polímero (SPGroup,2022).

Hasta hace unos años se consideraba que solo los monomateriales eran reciclables, pero el avance de la maquinaria permite hoy en día reciclar también productos con varios materiales plásticos como por ejemplo los film y láminas multicapa (SPGroup,2022). Encontrar un solo material que cumpliera con todas las exigencias técnicas de conservación de un producto motivó la combinación de diferentes capas de materiales con distintas características para cubrir las necesidades de dicho producto. Sin embargo, a la hora de reciclarlos resulta más complejo (SPGroup,2022).

Además, los cada vez más recursos limitados de la tierra hacen que la tendencia sea la búsqueda de envases monomateriales que además de cumplir los requisitos para una adecuada conservación, también facilitan su reciclabilidad (SPGroup,2022).

En esta línea van apareciendo nuevos conceptos y principios como, por ejemplo, la forma de fabricación “Cuna a cuna” (de la cuna a la cuna) en contraste con el tradicional “De la cuna a la tumba” (de la cuna a la tumba). Este concepto parte de la idea de que se atajen los problemas desde su misma raíz, es decir, que desde el propio diseño y concepción de cualquier producto, estrategia o política se tengan en cuenta todas las fases de los productos involucrados (extracción, procesamiento, utilización, reutilización, reciclaje.), de tal manera que incluso el balance de gastos y aportes sea positivo (Braungart, 2013). Como ejemplo el buque Triple-E establece nuevos estándares en el reciclaje de sus piezas, para, entre otros, la recuperación de los metales. Otro ejemplo sería el uso de fibras naturales en los filtros de cigarrillos o en los bastoncillos de los oídos, unos de los principales residuos en nuestras playas.

En particular, es fundamental aumentar el reciclado de plásticos, que actualmente muestra porcentajes menores del 25% en Europa, donde al menos la mitad del

total acaban directamente en los vertederos (Comisión Europea, 2013). Las diferencias a nivel global son enormes.

Teniendo en cuenta solamente los países de economías desarrolladas pueden variar desde 90% en Suiza (GESAMP, 2015). China, por otro lado, a pesar de ser el mayor productor mundial de plástico (Plastics Europe, 2016), es también el primer importador de residuos de este material, destinado a ser reciclado.

En el caso de España, la tasa de reciclaje alcanza el 27%, porcentaje aún lejano para el objetivo de la Unión Europea de reciclar el 50% de los residuos domésticos y similares para el año 2020 (Ecoembes, 2015).

Atención especial requiere el caso de la incineración de residuos, propuesta en muchos casos como una alternativa viable para reducir su cantidad y generar energía a su vez. Los defensores de esta tecnología han encontrado toda una batería de eufemismos que intentar camuflar los peligros de las incineradoras y de la incineración. No obstante, esta tecnología usada extensamente en el pasado, se está disputando actualmente porque sin dispositivos de control ambiental causan muchos problemas tales como producción de dioxinas, desechos de metales pesados y pérdidas de calor (Sánchez et al., 2007). La eficacia de la incineración depende de muchos factores, entre ellos el diseño, el control del proceso, la capacidad y eficacia de los dispositivos de control de la contaminación atmosférica. Un uso inapropiado de los incineradores puede dar lugar a la formación de subproductos transportados por el aire y sólidos peligrosos que representan una grave amenaza para el medio ambiente y la salud pública. Estos subproductos son a menudo más tóxicos que el producto original (FAO, 1996). La incineración de algunos desechos (industriales, médicos, militares) resulta en la formación de residuos (cenizas, escoria, depósitos de filtro, residuos de sedimentación) de toxicidad relativamente alta (Cedzynska et al., 1999).

Así, se utiliza el concepto de “valorización de residuos”, basándose en que se aprovecha parte de la energía térmica desprendida en la combustión para generar energía eléctrica. O se recurre al poco científico concepto de “eliminación”, como si el mítico fuego purificador hiciera la prestidigitación de que los residuos desaparecieran.

Las incineradoras convierten los residuos en contaminación del aire, el suelo y las aguas, tecnología cuando menos poco eficiente. Además, las nuevas sustancias resultantes de la combustión son en muchos casos más contaminantes que el material de partida; es el caso de las dioxinas y furanos, unos organoclorados que se forman en la postcombustión, los metales pesados volátiles o las cenizas de los quemados. No es por ello extraño que afirmemos sin complejos que las incineradoras arrastran una tecnología insegura, que no ha resuelto adecuadamente los problemas que genera y que, además, provoca otros nuevos.

La aplicación de tecnologías para gasificación, como el plasma, pueden evitar estos problemas. El plasma es la forma más abundante de materia en el universo. Se forma siempre que materia ordinaria es calentada a más de 5,000° C, lo cual resulta en gases o fluidos cargados eléctricamente que responden a fuerzas electromagnéticas (Leal, 2004; Camacho, 1988; Smirnov, 1977). La tecnología de plasma se ha expuesto como una tecnología limpia, con potencial para generar energía eléctrica y otros productos derivados tales como baldosas arquitectónicas, ladrillos para construcción, lo cual la hace económicamente rentable. La antorcha de plasma opera a muy altas temperaturas entre 5,000 y 10,000 grados centígrados y puede procesar toda clase de residuos a presión atmosférica: sólidos municipales, tóxicos, médicos, biológico-infecciosos, industriales y desperdicios nucleares. No produce cenizas porque a más de 5,000 grados centígrados, todas las moléculas orgánicas son desintegradas y solo la mezcla de H₂ + CO permanece a altas temperaturas (Moustakas et al, 2008; Leal, 2004). Algunos de los beneficios de utilizar la tecnología de plasma son que los componentes inorgánicos en los residuos se derriten y vitrifican en un residuo sólido vidrioso, como roca, que es altamente resistente a la lixiviación y los materiales orgánicos (plástico, papel, aceites, biomateriales, etc.) son convertidos en gases de síntesis (Syngas) con valor calorífico. El gas y los subproductos sólidos son potencialmente reciclables como gases combustibles útiles y grava para caminos (Bodorow et al., 2005) y los requisitos para la construcción de rellenos sanitarios se eliminan.

Dado que el 40% del plástico producido en Europa se destina a la producción de envases (Plastics Europe, 2016), la introducción de sistemas de depósito y retorno

de envases (SDDR) es una medida imprescindible cuya eficacia está además demostrada.

Este sistema de gestión de residuos, específico en este caso para determinados envases, asocia un valor a cada envase para que éste sea devuelto por el consumidor, incentivando así su reciclaje o reutilización.

Se trata de un sistema compatible y complementario a los actuales sistemas integrados de gestión (SIG), puesto que seguirán existiendo envases que no estén incluidos en el Sistema de Depósito, Devolución y Retorno de Envases (SDDR), como por ejemplo los envases de productos lácteos, latas de conservas, etc.

Según un estudio económico reciente, la implantación del SDDR en España, además de triplicar los índices de recogida selectiva de envases (del 35% al 90%), no costaría más a los fabricantes y envasadores y compensaría con 535 millones anuales a los comerciantes (Fletcher, 2012).

Tras años de experiencia, los casos de éxito del denominado comúnmente sistema de retorno de envases son numerosos, con cifras de recuperación que alcanzan el 95%.

Ya hay más de 40 regiones en el mundo donde se aplica este sistema, donde además se alcanza también un elevado grado de satisfacción con la iniciativa por parte de los diferentes agentes implicados.

En definitiva, se trata de un sistema de recogida de envases de menor impacto ambiental, contribuyendo en un 47% menos al cambio climático y alineado con el plan estratégico de la Comisión Europea en cuanto a la Economía Circular y la gestión de los residuos. La Economía Circular es un sistema económico que se basa en un modelo de negocio que reemplaza a la economía lineal con reducción, reutilización alternativa, reciclaje y recuperación de materiales en los procesos de producción, distribución y consumo; a nivel micro (productos, pequeñas empresas y consumidores), nivel meso (parque eco industriales) y macro (ciudad, región, nación, etc.), con el objetivo de lograr un desarrollo sostenible que implica crear calidad ambiental, crecimiento económico y equidad social en beneficio de las generaciones actuales y futuras (CEIBA, 2021.)

Definitivamente, para hacer frente a este complejo problema, lo adecuado es abordar la cuestión desde los retos que plantean los plásticos a lo largo de todo su ciclo de vida y teniendo en cuenta toda la vida útil, proponiendo objetivos más ambiciosos que el reciclado.

De esta forma, cuestiones como la reciclabilidad, la biodegradabilidad, la presencia de sustancias peligrosas preocupantes en determinados plásticos, y el grave impacto de las basuras marinas, son cuestiones por abordar para combatir esta amenaza global. Por ejemplo, en términos de producción el reciclado y la reutilización de determinados tipos de plástico no es ni si quiera posible.

A nivel industrial, elegir los plásticos menos tóxicos para el diseño de los productos podría ser otra cuestión por incentivar, mientras que diseñar y fabricar textiles que sean teñidos con tintas no contaminantes es una opción también a valorar (McDonough, 2013).

Es imprescindible abordar la adopción de una economía circular desde los retos que plantean los plásticos a lo largo de todo su ciclo de vida, teniendo en cuenta toda su vida útil y proponiendo un objetivo más ambicioso que el reciclado.

En la figura 9, a continuación, se identifican una serie de puntos de intervención en cada una de las etapas del ciclo.

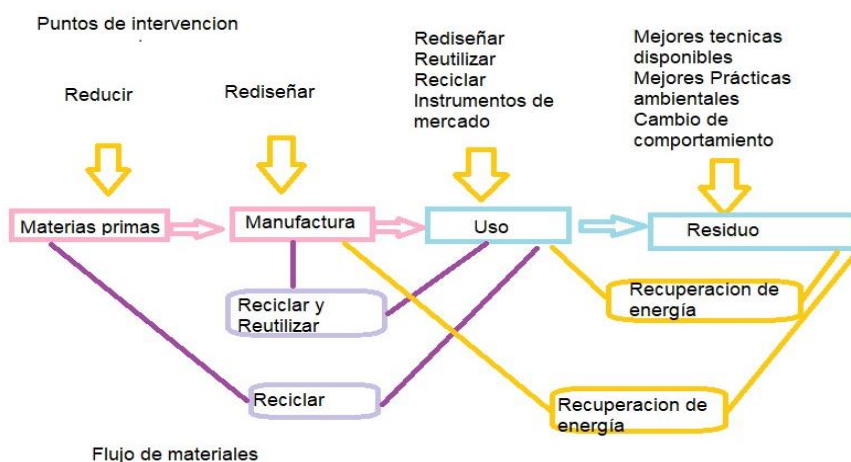


FIGURA 9 ESQUEMA CONCEPTUAL SOBRE LOS PUNTOS DE INTERVENCIÓN POSIBLES EN LA ECONOMÍA CIRCULAR. FUENTE: BASADA EN McDonough (2013) y Braungart (2013).

6.15.1 LEY GENERAL DE ECONOMÍA CIRCULAR EN MÉXICO 2021.

En la Ciudad de México, la quinta más grande del mundo, se ha venido discutiendo desde hace tiempo el concepto de “economía circular” y la necesidad de traducir sus implicaciones en nuevas leyes y políticas públicas que nos permitan transitar hacia una nueva administración eficiente de los recursos (energéticos, hídricos, etcétera), y un modelo que permita ampliar la vida de las cosas que producimos para satisfacer nuestras necesidades (Diputados, 2021).

La Ley General de Economía Circular (LGEC) es de observancia general en todo el territorio nacional, y tiene dentro de sus objetivos principales promover la eficiencia en el uso de productos, servicios, materiales, materias primas secundarias, subproductos a través de la reutilización, el reciclaje y el rediseño. A efecto de entender con mayor claridad la LGEC, se proporcionan las siguientes definiciones de relevancia:

- **Cero Residuos:** conjunto de políticas, instrumentos y programas dirigidos a promover la valorización y aprovechamiento de los residuos, a efecto de desincentivar que los materiales terminen en un relleno sanitario o medio ambiente.
- **Criterios de Economía Circular:** Aquellos que fomentan la disminución de la huella de carbono, la huella hídrica o la optimización del aprovechamiento de los materiales, a través del uso eficiente de los recursos naturales y económicos, el consumo y producción sostenibles; la reutilización, reciclaje, compostaje, coprocesamiento u otro tipo de valorización o aprovechamiento.
- **Economía Circular:** Sistema de producción, distribución y consumo de bienes y servicios, orientado al rediseño y reincorporación de productos y servicios para mantener en la economía el valor y vida útil de los productos, los materiales y los recursos asociados a ellos el mayor tiempo posible, y que se prevenga o minimice la generación de residuos, reincorporándolos

nuevamente en procesos productivos cíclicos o biológicos, además de fomentar cambios de hábitos de producción y consumo.

6.15.1.1 SUJETOS OBLIGADOS.

La LGEC dispone que tanto el Gobierno Federal, como los gobiernos de las entidades federativas, así como los municipios y demarcaciones territoriales de la Ciudad de México, promoverán la participación de las personas físicas y morales en los modelos de Economía Circular, con la finalidad de implementar lo establecido en esta ley a nivel nacional.

- **Entidades Federativas:** de conformidad con lo establecido en el artículo 14 de la LGEC, las entidades federativas deberán presentar de manera periódica un registro de todas las personas físicas o morales dedicadas al rediseño, restauración reciclaje y transformación de residuos de productos que hayan concluido su primera vida útil. Es decir, aquellos productos que puedan ser reutilizados, con posterioridad a su primer uso.
- **Personas Físicas y Morales:** todas las personas físicas y morales cuyas actividades estén enfocadas a la fabricación, producción, elaboración, importación y manufactura de envases y empaques, estarán obligadas a presentar un Plan de Economía Circular ante la Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), para su registro.
- **Organismos Operadores:** estos organismos son entes asociativos de carácter público, privado o mixto, que cuentan con patrimonio y personalidad jurídica independiente y son creados para verificar el cumplimiento de los principios de la LGEC. Dichos organismos incluyen los siguientes; (i) asociaciones o sociedades civiles o mercantiles, (ii) bancos de materiales, (iii) bancos de alimentos, (iv) plantas de composta, (v) plantas de generación de energía de fuentes limpias y renovables, (vi) comedores comunitarios, (vii) centros de capacitación y enseñanza, (viii) centros y empresas comunitarias, (ix) cooperativas, (x) huertos comunitarios, (xi) centros de formalización y atención a sectores informales y las demás que la SEMARNAT determine.

Los principales objetivos de estos organismos se encuentran enfocados principalmente a evitar la destrucción de valor de las cadenas económicas, a generar proyectos productivos o asistenciales, disminuir la huella ambiental y generar empleos.

6.15.1.2 PLAN DE ECONOMÍA CIRCULAR

El Plan de Economía Circular es una herramienta administrativa que se encuentra basada en la responsabilidad que comparten los fabricantes con sus distribuidores y usuarios finales de los productos y servicios, por medio del cual se plantean acciones y objetivos tendientes a cumplir con los principios y criterios que fomenten la disminución de la huella de carbono y la huella hídrica o la optimización del aprovechamiento de los materiales a través del uso eficiente de los recursos naturales y económicos, el consumo y producción sostenibles; la reutilización, reciclaje, compostaje, coprocesamiento y demás tipos de valorización y aprovechamiento de conformidad con la Economía Circular.

El Plan de Economía Circular, deberá contener como mínimo:

- una descripción de las actividades en materia de Economía Circular realizadas por las personas físicas o morales,
- áreas de oportunidad y requerimientos en materia de financiamiento para transitar a un modelo de Economía Circular, y
- metas de los indicadores de Economía Circular vinculadas a los incentivos regulatorios, administrativos, fiscales y financieros.

6.15.1.3 PERSONAS EXENTAS

La LGEC exenta a aquellos sujetos que sean consideradas como microgeneradores y pequeños generadores de residuos, de conformidad con la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. A su vez se encuentran exentos aquellos sujetos obligados que cuenten con un plan de manejo de residuos registrado ante la autoridad competente que incluya algún indicador de economía circular. Lo mismo aplicará para aquellos sujetos obligados

que cuenten con algún tipo de certificado nacional o internacional, así como algún plan o programa que cumpla con los criterios de economía circular previstos en la LGEC, mismo que podrá a su vez ser registrado ante la SEMARNAT.

6.15.1.4 INCENTIVOS FISCALES Y ACTIVIDADES ECONÓMICAS

La LGEC, establece que la Federación cuenta con las facultades necesarias para establecer los instrumentos fiscales o económicos necesarios para: (i) incentivar que los contribuyentes incluyan las mercancías sujetas a destrucción a las cadenas de valor, (ii) registrar a los grupos informales de personas acopiadoras dentro de un régimen fiscal preferente que les permita salir de la inconformidad fiscal, comercializar sus productos con personas físicas y morales cuya actividad se encuentre relacionada con las materias primas secundarias, (iii) prestar servicios de reciclaje, rediseño, restauración, reparación de bienes y productos, así como de manejo de productos compostables para que cuenten con deductibilidad fiscal y (iv) priorizar los materiales susceptibles de reciclaje o aquellos que al final de su vida útil puedan ser consideradas materias primas secundarias en la adquisición, enajenación o compra de materiales por parte de los distintos órdenes de gobierno. A su vez se impulsará la manufactura, elaboración, comercialización, distribución, venta o uso de bienes, mercancías o productos hechos de materias primas que cumplan con estándares nacionales e internacionales, diseñados intencionalmente para ser reincorporados a una cadena de valor.

6.15.1.5 SANCIONES

Las infracciones a los preceptos de la LGEC, serán sancionadas de manera administrativa por parte de la SEMARNAT. Las sanciones incluyen:

- multa desde \$ 1,792.4 (mil setecientos noventa y dos pesos) hasta \$5,377,200 (cinco millones trescientos setenta y siete mil doscientos pesos),
- clausura temporal o definitiva, parcial o total,
- arresto administrativo por hasta 36 horas,
- reparación de daño,

- servicio comunitario, y
- la suspensión o revocación de las concesiones, licencias, permisos o autorizaciones correspondientes.

Las resoluciones definitivas dictadas en los procedimientos administrativos podrán ser impugnadas por medio de un recurso de revisión, dentro de los 15 días hábiles siguientes a la fecha de su notificación. Dicho recurso de revisión deberá ser interpuesto directamente ante la autoridad que haya emitido la resolución impugnada.

7.0 DISCUSIÓN

La velocidad de degradación de los plásticos depende de los factores a los que se les exponga. La radiación ultravioleta (UV) juega un papel muy importante en la degradación de los plásticos, en el océano o las costas; sin embargo, en los fondos oceánicos, más allá de donde penetra la luz solar, los niveles de oxígeno y la temperatura son menores y la degradación es extremadamente lenta (GESAMP, 2015). En general, la degradación no es completa, bajo los efectos de la radiación solar y procesos físicos, químicos y biológicos, los plásticos pierden resistencia y se fragmentan, se oxidan o sufren mecanismos de abrasión, convirtiéndose en meso y microplásticos.

En México la investigación sobre el tema es aún incipiente y muy limitada en áreas costeras, considerando que el país cuenta con más de 11000 km de litoral. En México, la información sobre esta problemática es tarea primordial del IMTA investiga e implementa métodos de análisis a fin de generar evidencia técnica que permita contar con un diagnóstico para diseñar estrategias de remoción en aguas destinadas a consumo humano y en aguas residuales e incidir en políticas y disposiciones gubernamentales orientadas a la reducción del uso de plásticos (IMTA, 2020).

Dado que el plástico en el océano sigue una circulación global, las medidas prioritarias para minimizar el problema implican políticas internacionales. Además, las industrias de plásticos deben asumir la responsabilidad del final de la vida útil de sus productos mediante la introducción de programas de reutilización y

reciclaje, e informar de la composición de sus productos plásticos (ECIMAT, 2019).

Existen muchos estudios de como los plásticos van entrando en la cadena trófica de los ecosistemas marinos, de acuerdo con Mallory, “la ingesta de plásticos por aves y tortugas es ampliamente documentado” (Mallory, 2008), por otro lado, según Derraik, “la detección de desechos plásticos en el giro del Pacífico Norte ha producido que el tema sea determinado como de alta prioridad en la biología marina”. (Derraik, 2002)

Es así como “dada la presencia de plásticos en los ecosistemas marino-costeros, existe una preocupación en la aparición de piezas pequeñas de desechos plásticos, incluidas las que no son visibles a simple vista, las cuales son denominadas microplásticos” (Andrady A. L. 2011)

Existen diferentes autores que clasifican por sus tamaños y su procedencia a los microplásticos, dentro de ellos podemos encontrar que “Los microplásticos son partículas con un tamaño menor que 5 mm de diámetros” (Andrady, 2017; Crawford and Quinn, 2017), asimismo, Shim explica que “se pueden clasificar en dos categorías, microplásticos primarios, los cuales son manufacturados en tamaños de microplásticos y los secundarios que son partículas fragmentadas de plásticos más grandes” (Shim et al., 2018).

La biodegradación de los microplásticos es uno de los principales problemas que afrontamos en la actualidad. Yoshida et al. Postula que “los microplásticos son muy resistentes de la biodegradación y pueden persistir en el ambiente cientos de años con un potencial de causar daños biológicos y ecológicos.” (Yoshida et al., 2016) Por ello, su persistencia en los ecosistemas es un verdadero peligro para todos en el planeta.

El tema de microplásticos es emergente ya que la incorporación de estos al ambiente va en incremento a medida que aumenta su producción. A la vez, el estudio sobre el daño que provocan los microplásticos a especies marinas aún es limitado y se desconoce su efecto a largo plazo.

Dentro de la disparidad de métodos de detección y cuantificación existentes, FT-IR y Raman son los más ampliamente utilizados y donde más bibliografía encontramos. Ambos métodos se complementan, ofreciendo ventajas donde el otro presenta limitaciones. En general, el análisis de muestra medioambientales requiere de métodos y técnicas que sean rápidas, económicas, ampliamente disponibles en la mayoría de laboratorios y que permitan procesar grandes cantidades de muestras (Toledo, 2019).

México es uno de los 12 países megadiversos y alberga un sin número de especies de flora, fauna, especies endémicas y especies que se encuentran en peligro de extinción o protegidas por la NOM 059. La biodiversidad es valorada a partir de tres enfoques principales: a) biológico, b) económico y c) cultural (Toledo, 1997).

De acuerdo con los resultados que se han tenido hasta el momento, la fitorremediación es un área que otorga una promesa respecto a la restauración de los ambientes acuáticos si hablamos de microplásticos, ya que diversas especies microalgales, que crecen en condiciones acuáticas muy variables, son capaces de desintoxicar el medio en el que se encuentran, mediante diferentes mecanismos. Sin embargo, es un área que aún falta más por explorar, y que hasta el momento promete ser beneficiosa para disminuir los efectos adversos de los microplásticos a los organismos (Forero, 2015).

De los diversos estudios realizados con *Chlorella pyrenoidosa*, *Cylindrotheca closterium*, *Dunaliella salina*, *Chaetoceros muelleri*, *Synechocystis sp.*, *Synechococcus sp.*, *Cyanothece sp.*, *Desmodesmus sp. WR1* y *Karenia brevis*, se demuestra que existen especies de microalgas que se sobreponen a condiciones de estrés causadas por la presencia de compuestos conocidos como plastificantes o el BPA, beneficios que soportan la aplicación de la fitorremediación, lo que da pie a comenzar a cuestionarse y a experimentar sobre la combinación de las cepas microalgales (Forero, 2015).

Los plásticos tienen grandes ventajas para el sector de alimentos porque les confieren protección, permite tener alimentos seguros y eso es una necesidad básica, lo que se tiene que hacer es dar un tratamiento que permita que no se

conviertan en ese problema ambiental. En la pandemia que se está viviendo y el confinamiento que se llevó en todo el mundo es lógico que la producción de plásticos y la necesidad de este, aumentaran debido a que se elevó el servicio de comida para llevar por diferentes aplicaciones. Los plásticos apoyaron a que la comida llegara en condiciones óptimas y que no subieran los precios de este servicio ya que sabemos que los plásticos son baratos y son fáciles de obtener.

Se necesita una educación y concientización sobre el tema de microplásticos debido, aunque se obtengan plásticos biodegradables y no solo de un uso, las personas los siguen tirando y no los reciclan.

En los centros comerciales, centros de autoservicios entre otros se prohibió dar bolsas de plástico de un solo uso y optaron por vender las bolsas biodegradables pero cuantas veces no se les olvidan, se rompen y de todas formas se tiran y se vuelven de un solo uso, el punto no es prohibir es concientizar y educar para evitar que siga creciendo este problema.

El problema no es que sea una bolsa, es que son millones de bolsas las que se venden a diario y mientras las personas no entiendan el problema que se está generando esto no cambiará, es fácil prohibir, pero todo el panorama no se ve. Debido a la prohibición de este producto muchas empresas tuvieron que cerrar o tuvieron que bajar la producción y obvio esto conlleva a despidos, a que bajen los salarios. Se entiende que hay un problema grave con los plásticos, pero todas esas personas que dependen de este producto, nadie pensó en ellas y ahora hay un gran problema económico y no solo ambiental. La prohibición pone en desventaja a los fabricantes, pero también a los pequeños comercios y a la gente que vende en la calle y entrega sus productos en bolsas.

En México, la industria del plástico vale 22,000 millones de pesos y emplea a más de 293,000 personas. De ellas, la fabricación de bolsas y películas de plástico flexible genera más de 44,100 empleos directos, de los cuales 8,270 corresponden a la Ciudad de México, con un valor de producción de 9,000 millones de pesos, según cifras de la Asociación Nacional de Industrias del Plástico, A.C. (Anipac, 2019).

Desde que se prohibieron las bolsas de plástico, la industria dedicada a la fabricación de bolsas de plástico, trabaja entre el 10% y el 20% de su capacidad, sobre todo las empresas en la Ciudad de México, Guadalajara y el Estado de México. En total, esta medida afecta a 50,000 empleos en 4,000 compañías de toda la República, indicó el 31 de enero 2020 Aldimir Torres, presidente de la Anipac.

En la actualidad aún no existe un sector que no dependa de los plásticos. La manera vertiginosa como se han incorporado a nuestra vida diaria también expone el patrón de consumo desmedido, además de que existe poca cultura ciudadana del reciclaje y de disposición final de los residuos.

A pesar de las medidas que se han implementado en estos últimos años como la prohibición o restricción de la importancia, fabricación, distribución, venta y uso de artículos de plástico de un solo uso para evitar la basura marina y residuos plásticos, aún se observan cantidades importantes de residuos plásticos que se gestionan de forma inadecuada y que llegan a los ecosistemas costeros y marinos; hechos que inciden significativamente en el ambiente, en la salud y en la economía.

De acuerdo con la asociación Inboplast, el plástico reduce cinco veces el uso de agua y su fabricación implica menores costos de producción y venta, mientras que otro tipo de bolsa, como la de papel, se traduce en mayor costo, mayor daño ambiental, y menor rentabilidad para los fabricantes.

El plástico tarda bastante más que el papel en descomponerse, pero los efectos sobre el ambiente de producir uno y otro no son iguales. Por eso es necesario examinarlos. El papel se hace con la celulosa del tronco de los árboles, un compuesto polimérico hecho de unidades de glucosa que forman fibras de distintos tamaños, las cuales se mantienen unidas por la lignina. Esta sustancia da firmeza y dureza a la estructura de las fibras (Ruiz, 2022).

El papel se puede doblar porque las fibras son flexibles. Su resistencia mecánica a la tensión y a la deformación permite usar bolsas de papel para soportar cargas. Además, las fibras no se disuelven en el agua y, por ser químicamente estables, se pueden mezclar con aditivos; por ejemplo, colorantes.

La celulosa también se puede obtener a partir de papel reciclado y desechos de tela de fibras naturales como el algodón, el cáñamo, el lino y la seda. Pero estas fuentes de celulosa no bastan para satisfacer la gran demanda de papel de nuestra sociedad. Así, para fabricarlo no queda más remedio que cortar árboles. Por si fuera poco, preparar y trasladar los troncos requiere maquinaria especializada de gran tamaño que consume combustibles fósiles (Ruiz, 2022).

Los troncos cortados para producir papel se dejan secar un mínimo de tres años. Después se les quita la corteza con maquinaria especial y se cortan en pedazos muy pequeños, que se introducen en agua y se someten a altas temperaturas. A estos trozos se les añaden diversos productos químicos para eliminar sustancias como la lignina o las resinas, que pueden afectar la calidad del papel. Luego se vuelven a lavar para eliminar los residuos químicos y, si es necesario, se le somete a un proceso de blanqueo. Así se produce la pulpa para papel, a la que se le puede añadir algo de pulpa reciclada. Si en la fabricación se emplea material reciclado, la calidad del papel baja porque las fibras van perdiendo flexibilidad y resistencia cada vez que se reciclan. El papel se puede reciclar seis u ocho veces, según su calidad inicial. La pulpa es una suspensión de fibras de celulosa en agua que debe secarse antes de convertirse en papel. Para eso, primero se extiende la pulpa sobre una malla fina y se exprime con rodillos. Luego se seca con aire caliente o calor directo y vuelve a ser presionada con otros rodillos, que forman rollos enormes de papel cuyo grosor dependerá del uso al que está destinado también los aditivos empleados definen el tipo de papel que se obtiene (Ruiz,2022)

Fabricar papel causa deforestación, contaminación por combustibles fósiles y gasto de agua. Producir plástico es aproximadamente igual de contaminante para la atmósfera, pero la contaminación de agua y suelo es mayor en la producción de papel.

El plástico se elabora, principalmente, con productos derivados del petróleo. Para extraer petróleo hay que perforar pozos, lo que implica consumo de combustibles fósiles para la maquinaria y alteración de los ecosistemas donde esté ubicado el pozo. Además, hay que construir caminos para llevar y traer la maquinaria de

perforación y el producto extraído, o bien construir un oleoducto para conducirlo (Ruiz, 2022).

El petróleo se debe transportar a una planta de refinación o fraccionamiento, donde se destila para separarlo en sus componentes. Los productos no se separan de manera individual, sino que están agrupados según su punto de ebullición, es decir, la temperatura a la cual pasan de líquido a vapor. Los vapores obtenidos se vuelven a condensar y se separan así las distintas fracciones del petróleo. A partir de éstas se purifican los productos petroquímicos útiles para las distintas actividades industriales. Uno de éstos es el etileno, que se usa para obtener diversos productos como el etilenglicol, el cloruro de vinilo y el plástico conocido como polietileno, con el que se fabrican la mayoría de las bolsas empleadas en mercados y tiendas. Otra sustancia petroquímica que sirve para fabricar bolsas es el polipropileno. (Ruiz,2022)

Para fabricar las bolsas y otros artículos, el etileno que se transforma en polímero y se conserva en pequeñas lentejas, se calienta hasta que se derrite. Así se producen con él, mediante unos rodillos de prensa, una especie de cilindros con películas del grosor adecuado. El cilindro se corta a la longitud deseada y se sella el fondo. Se le puede cortar un agujero para que la bolsa tenga asas. Aunque el costo energético y el impacto ambiental de fabricar plástico son menores que en el caso del papel, también son significativos. (Ruiz,2022)

Una vez utilizado, el papel se puede reciclar o desechar como basura. Si se va a la basura, puede terminar en un relleno sanitario, donde se va degradando lentamente. Un buen relleno sanitario hace más lento el proceso de degradación por ser mezcla de muchos materiales distintos, los cuales se encuentran muy compactados. Se calcula que el 14% de los residuos de un relleno sanitario están compuestos de cartón y papel (Ruiz, 2022).

Para reciclar el papel hay que convertirlo nuevamente en pulpa, para lo cual se emplearán productos químicos que separan las tintas. Además, hay que volverlo a blanquear. Esto requiere grandes cantidades de agua. La pulpa obtenida se usa para fabricar nuevos productos de papel 100% reciclado, o para incorporarse a

otros procesos de productos parcialmente reciclados. En la industria del papel sanitario (pañuelos y papel de baño) se reciclan grandes cantidades de papel.

El plástico tiene los mismos destinos que el papel: reciclaje o basura. Se calcula que en los rellenos sanitarios los materiales plásticos representan aproximadamente el 10% del peso y más del 20% del volumen. Una vez en el relleno, el plástico tarda mucho más que el papel en degradarse. Si su destino es el reciclaje, se acumula, se limpia y se vuelve a fundir para elaborar nuevos productos plásticos. Los plásticos se pueden reciclar más veces que el papel y pueden estar solos o mezclados con otros plásticos (por ejemplo, polietileno con polipropileno) para formar nuevos productos de consumo final, como tubos y mangueras en lugar de nuevas bolsas (aunque sí es posible elaborar nuevamente bolsas). Si bien se dice que los plásticos tardan entre 400 y 1 000 años en degradarse, no podemos afirmarlo porque los polímeros sintéticos se fabrican desde hace apenas un siglo, más o menos. (Ruiz,2022)

Las bolsas llamadas degradables, biodegradables u oxodegradables tardan alrededor de un año en deshacerse, porque tienen fragmentos oxigenados entre cadenas cortas de polímero. Estas cadenas cortas se rompen más o menos rápidamente y dejan fragmentos de polímeros que no son apreciables a simple vista. En uno o dos años dejamos de verlos, pero las cadenas poliméricas resultantes tardan bastante más en degradarse completamente. (Ruiz,2022)

La Organización de las Naciones Unidas (ONU), afirmó (2018) en su informe de medio ambiente que ha llegado el momento de decirle adiós a este producto. "O nos divorciamos del plástico, o nos olvidamos del planeta", comentó, destacando la cifra de que alrededor de 13 millones de toneladas de plástico son vertidas en los océanos cada año, afectando la biodiversidad, la economía y la salud de las personas.

Debe establecerse los efectos físicos que tienen los microplásticos en el intestino y los tejidos de los peces y mariscos marinos. Antes de realizar cualquier ensayo se debe examinar detenidamente qué métodos emplear para detectar y analizar los microplásticos para así poder, entre otras cosas, realizar comparativas con otros estudios.

Es necesario entender hasta qué punto se bioacumulan los contaminantes tóxicos de los plásticos en los tejidos de pescados y mariscos, especialmente en aquellos organismos que consumen los humanos.

Se debe investigar más sobre la correlación entre la edad y la acumulación de plásticos en especies de pescados o mariscos determinadas.

Es necesario identificar a qué nivel se bioacumulan los compuestos orgánicos persistentes y otras sustancias químicas tóxicas en los organismos que han ingerido microplásticos, y qué posibilidad tienen los compuestos orgánicos persistentes de transferirse a través de la cadena trófica.

Es necesario entender qué efecto subletal tiene en los peces o el marisco una toxina asociada a un plástico común o la ingesta de una cantidad subletal de microplásticos.

Se deben estandarizar los protocolos para identificar con precisión los microplásticos y sustancias químicas asociadas que se encuentran en los mariscos, el intestino y tejidos de los peces, así como en el medio marino. La estandarización servirá para calcular los niveles de contaminación y exposición, así como para elaborar la evaluación de riesgos.

Los datos de campo deben evaluar la cantidad de microplásticos en el océano, incluyendo las fuentes, el movimiento con las corrientes y la velocidad de hundimiento. Asimismo, se debe determinar a qué ritmo se descomponen los distintos plásticos y cómo se distribuyen los plásticos de distintos tamaños una vez que entran en el medio marino.

Es necesario saber hasta qué punto pueden los microplásticos atravesar las membranas y las paredes celulares de los peces, mariscos y demás organismos incluyendo los humanos. Y si pueden los microplásticos aumentar la carga de estrés de los peces, mariscos y otros organismos.

Se llevan distintos esfuerzos, desde la parte de la ciencia y la tecnología por mejorar esta problemática con el fin de tener una mejor disposición de los plásticos, encontrar métodos de producción que sean más amables con el medio ambiente y disminuir las consecuencias que se observan en algunas especies.

La incorporación de materiales biodegradables tales como almidón, cáscara de plátano, cáscara de papa, entre otros, hace posible que la descomposición sea en menor tiempo (aproximadamente 2 años y no en 400 años que es el promedio de las bolsas de plásticos convencionales). Sin embargo, todavía queda mucho camino por recorrer en la lucha contra el plástico, (Ortega, 2017).

A la fecha, la mayor parte de los residuos plásticos generados en el mundo son depositados en rellenos sanitarios, mientras una pequeña fracción se incinera y un porcentaje variable se recicla. En este último aspecto, los valores van de casi cero en Estados Unidos de América a aproximadamente 60% de reciclaje “botella a botella” de PET en México, mientras que en Europa la meta es llegar a 30% en 2030. El reúso de plásticos, el incremento de su reciclaje y la eliminación de los plásticos de un solo uso son fundamentales para alcanzar los objetivos globales de sustentabilidad de las Naciones Unidas para el mismo año. La implementación exitosa de esta estrategia implica una cuidadosa separación de los polímeros según su naturaleza química, ya que de ello depende el tratamiento a aplicar. Este proceso es complejo porque requiere de la educación y colaboración de muchos agentes involucrados desde la producción hasta el consumo (Peñar et al.,2021).

Los esfuerzos legislativos solo podrán tener éxito si se mejora la conciencia global del problema. Las campañas para informar a la ciudadanía y las iniciativas que supongan incentivos a la hora no solo de reciclar, sino especialmente de reducir el consumo de plásticos, podrían empezar a mejorar un problema que debe ser atajado inmediatamente. Se necesita encontrar soluciones que mejoren el ciclo de vida de los productos plásticos, eliminando o evitando en la medida de lo posible los plásticos de un solo uso. Las legislaciones en este campo son responsabilidad de todos los países, puesto que se trata de un problema global y que atañe a diferentes sectores. La sociedad también tiene la responsabilidad de reclamar de sus gobiernos las medidas necesarias para solucionar estos problemas. Es precisa la firma de protocolos y acuerdos internacionales, (Toledo, 2019).

8.0 CONCLUSIONES

En la investigación documental de diferentes fuentes de información se evidenció la problemática que ha generado la contaminación por microplásticos en océanos de todo el mundo y como afecta a la cadena alimenticia, Los efectos nocivos de los desechos plásticos en el medio marino se revisaron reuniendo la mayor parte de la literatura publicada hasta ahora sobre el tema. Asimismo, los consumidores son parte fundamental del cambio en la reducción de plásticos de un solo uso. Pueden tomar decisiones más conscientes de los productos que adquieren a diario. Los plásticos no sirven sólo para fabricar bolsas y artículos como peines, cepillos y botellas, sino también para fabricar prótesis, válvulas cardiacas, lentes intraoculares y un sinnúmero de objetos que no solamente hacen la vida más fácil, sino larga y llevadera. No hay que satanizar al plástico simplemente porque los seres humanos no nos comportamos como es debido.

Se organizó la información recopilada previamente para tener un panorama más amplio acerca de la problemática que están provocando los microplásticos a la cadena alimenticia. Se sabe que un gran número de especies marinas son dañadas y / o muertas por desechos plásticos, lo que podría poner en peligro su supervivencia, especialmente porque muchas ya están en peligro por otras formas de actividades antropogénicas. La presencia y efectos de microplásticos en entornos acuáticos es una cuestión emergente con impacto a nivel mundial. El estudio está mucho más avanzado en el ámbito marino y solo en los últimos años se ha empezado a valorar en aguas continentales y destinadas al consumo humano.

Se realizó el análisis de la información acerca del tema sobre el daño que se ha estado reportando y se expuso la tendencia de la contaminación debido a que los animales marinos se ven afectados principalmente a través del enredo y la ingestión de basura plástica. Otras amenazas menos conocidas incluyen el uso de desechos plásticos por especies "invasoras" y la absorción de bifenilos policlorados de plásticos ingeridos.

Ante la falta de evidencia científica, es necesario profundizar en el estudio de sus efectos potenciales y su presencia en la cadena alimentaria y el agua de consumo.

Mientras no exista esta evidencia ni haya medios para su control, difícilmente se podrá llegar a proponer como un parámetro a vigilar en las aguas de consumo humano.

La reducción de los plásticos de un solo uso es una responsabilidad compartida, por tanto, debe hacerse un llamado a los supermercados a que den pasos claros, concretos, coherentes y que se comprometan a reducir drásticamente los plásticos de un solo uso dentro de su cadena de almacenes, a sacar del mercado productos frescos como frutas y verduras que estén empacadas en plástico de forma innecesaria y que presenten un plan progresivo de eliminación de plásticos de un solo uso en todas sus tiendas.

Evidentemente, cualquier decisión respecto a las regulaciones que se implementen en relación a los MP debería siempre estar basada en datos objetivos y en métodos científicos, para poder informar a todos los sectores involucrados debidamente y crear una mayor conciencia y educación del problema a todos los niveles. Sin embargo, hoy en día éste es un problema sin resolver. En la actualidad existen una gran variedad de métodos de muestreo, identificación, detección y cuantificación pero que no están estandarizados. Es difícil poder encontrar un único protocolo ya que normalmente este debe adaptarse a las características de la muestra, las cuáles son muy variadas en su naturaleza y procedencia. Además, la disparidad en la forma de reportar los resultados dificulta su comparación entre los diferentes estudios realizados. Esto es un problema añadido a la hora de establecer límites o regulaciones y de poder aplicar las medidas correctivas o preventivas necesarias. La contaminación cruzada con otras partículas plásticas presentes en el ambiente añade dificultades a las ya derivadas del trabajo con micro y nanopartículas.

Es de vital importancia que dentro de la regulación nacional se incluyan proyectos de educación ambiental de manera transversal, para fomentar una cultura de cuidado al ambiente y el uso sostenible de recursos.

La difusión de los deberes ambientales que tiene cada ciudadano es primordial para alcanzar grandes cambios en el comportamiento de la sociedad en materia ambiental, dado que, en su mayoría las personas se enfocan en exigir que las

empresas u organismos cumplan con lo establecido en la normativa, sin embargo, estas no asumen ninguna responsabilidad de sus acciones diarias, las cuales por supuesto, también tienen un impacto en el ambiente.

9.0 REFERENCIAS

1. África está en el camino correcto para erradicar los plásticos. [(consultado el 4 de febrero de 2020)]; Disponible en línea: <https://www.unenvironment.org/news-and-stories/story/africa-right-path-eradicate-plastics>
2. AGENCIA EUROPEA DE SUSTANCIAS Y MEZCLAS QUÍMICAS, 2018, Microplastics, Unión Europea. Fecha de consulta: 1 de abril de 2019. Disponible en: <https://echa.europa.eu/es/hot-topics/microplastics>.
3. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2007. Resúmenes de Salud Pública - Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) [Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PHA)]
4. Aliani, S., Molcard, A., 2003. Floating debris in the Ligurian Sea, north-western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 1142–1149.
5. Alimba, C. & Faggio, C., 2019. Microplastics in the marine environment: Current trends in environmental pollution and mechanisms of toxicological profile. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 68, 61-74.
6. Amaya Márquez Angélica Isabel., 2016. Evaluación de los microplásticos, en la laguna arrecifal de Puerto Morelos, Quintana Roo, México, y sus efectos en la biota, tomando como ejemplo una especie de invertebrado béntico: *Ophiacoma echinata*. Tesis de maestría del Instituto de Ciencias del mar y Limnología de la UNAM.
7. Ambiente plástico, 2017. Plásticos en la medicina. <http://www.ambienteplastico.com/plasticos-en-la-medicina/>
8. Anderson J.C., Park B.J., Palace V.C., 2016. Microplastics in aquatic environments: Implications for Canadian ecosystems. *Environmental Pollution* 218, 269-280.
9. Andrady Antonio L., 2017., El plástico en los microplásticos: una revisión.
10. Andrady, A., 2011. Microplastic in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.*, 62(8), 1596-1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>

11. Andrady, A.L. & Neal, M.A., 2009. Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, 364, 1977-1984
12. Anger, P. M.; von der Esch, E.; Baumann, T.; Elsner, M.; Niessner, R.; Ivleva, N. P., 2018. Raman microspectroscopy as a tool for microplastic particle analysis. *Trends in Analytical Chemistry*: pp 214-226.
13. ANIPAC, 2019. Los plásticos. La voz de la industria del plástico. <http://anipac.org.mx>
14. ANIPAC, 2021. Regulación del plástico, tendencias, normatividad para México y la economía circular del plástico por arriba de las prohibiciones.
15. Antão, L., Vethaak, A., Lavorante, B., Lundebye, A. & Guilhermino, L., 2018. Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety and human health. *Mar. Pollut. Bull.*, 133, 336-348.
16. Araujo, C. F.; Nolasco, M. M.; Ribeiro, A. M. P.; Ribeiro-Claro, P. J. A., Identification of microplastics using Raman spectroscopy: Latest developments and future prospects. *Water Research*: 2018; pp 426-440
17. Arroyo-Pieck, A.; Peón, J., 2015. Premio Nobel de Química 2014 Microscopía de fluorescencia con super-resolución, 26 (1), 50-51
18. Arthur, C., Baker, J., Bamford, H., 2009. Proceedings of the international research workshop on the occurrence, effects and fate of microplastic marine debris. In: NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30, p. 49.
19. Australian Government. Department of the Environment and Energy. Plastic Microbeads. Disponible en: *Microperlas de plástico - DCCEEW*
20. Avio CG, Gorbi S, Regoli F, 2015. Desarrollo experimental de un nuevo protocolo de extracción y caracterización de microplásticos en tejidos de peces: primeras observaciones en especies comerciales del mar Adriático. *Mar Environ Res* 111:18-26.
21. Avio, C.G., Gorbi, S., and Regoli, F. 2016. Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat. *Marine Environmental Research*. Disponible en: *Plásticos y microplásticos en los océanos: de los contaminantes emergentes a la amenaza emergente - ScienceDirect*
22. Baalkhuyur F.M., Bin Dohaish E.A., Elhalwagy M.E.A., Alikunhi N.M., AlSuwailem A.M., Rostad A., Coker D.J., Berumen M.L., Duarte C.M. Microplástico en el tracto gastrointestinal de los peces a lo largo de la costa del Mar Rojo de Arabia

23. Bailey, R. 1982. The population biology of blue whiting. *Advances in Marine Biology*, 19: 257 –355.
24. Bannick, C. G.; Szewzyk, R.; Ricking, M.; Schniegler, S.; Obermaier, N.; Barthel, A. K.; Altmann, K.; Eisentraut, P.; Braun, U., Development and testing of a fractionated filtration for sampling of microplastics in water. *Water Research* 2019, 149, 650-658.
25. Barbin A., Froment O., Boivin S., Marion M.J., Belpoggi F., Maltoni C., Montesano R. P53 gene mutation pattern in rat liver tumors induced by vinyl chloride. *Cáncer Res.* 1997; 57:1695–1698.
26. Barboza L.G.A., Vieira L.R., Branco V., Figueiredo N., Carvalho F., Carvalho C., Guilhermino L. Los microplásticos causan neurotoxicidad, daño oxidativo y cambios relacionados con la energía e interactúan con la bioacumulación de mercurio en la lubina europea, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) *Aquat. Toxicol.* 2018; 195:49–57. doi: 10.1016/j.aquatox.2017.12.008.
27. Barnes, D. K. A., & Fraser, K. P. P., 2003. Rafting by five phyla on man-made flotsam in the Southern Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 262, 289–291.
28. Basu, P., *Biomass Gasification, Pyrolysis and Teorrefaction.* Academic Press: 2018.
29. Beamish, R. J., Leask, K. D., Ivanov, O. A., Balanov, A. A., Orlov, A. M., and Sinclair, B. 1999. The ecology, distribution, and abundance of midwater fishes of the Subarctic Pacific gyres. *Progress in Oceanography*, 43: 399–442.
30. Beltrán Rico, M.; Marcilla Gomis, A., *Tecnología de polímeros.* Universidad de Alicante: 2012.
31. Bennecke, D., Duarte, B., Paiva, F., Caçador, I., & Canning-Clode, J., 2016. Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 178, 189–195.
32. Benton, T.G., 1995. From castaways to throwaways: marine litter in the Pitcairn Islands. *Biol. J. Linn. Soc.* 56, 415–422.
33. Bessa, F.; Barria, P.; Neto, J.; Frias, J.; Otero, V.; Sobral, P.; Marques, J., Occurrence of microplastics in commercial fish from a natural estuarine environment. *Marine Pollution Bulletin* 2018, 128, 575-584.

34. Besseling E., Wegner A., Foekema E.M., Van den Heuvel-Greve M.J., Koelmans A.A. Efectos del microplástico en la aptitud física y la bioacumulación de PCB por el gusano arenicola marina (L.) Environ. Sci. Technol. 2013; 47:593–600. doi: 10.1021/es302763x.
35. Besseling, E; E.M. Foekema; J.A. Van Franeker; M.F. Leopold; S.Kühn; E.L. Bravo Rebolledo; E.Heße; L.Mielke; J.IJzer; P.Kamminga; A.A. Koelmans. 2015. Microplastic in a macro filter feeder: Humpback whale *Megaptera novaeangliae*. Marine Pollution Bulletin, 96: 248 –252.
36. Birben E., Sahiner U.M., Sackesen C., Erzurum S., Kalayci O. Estrés oxidativo y defensa antioxidante. Órgano Mundial de alergia. 2012; 5:9–19. doi: 10.1097/WOX.0b013e3182439613.
37. Bodorow, Catherine, Louis J. Circeo, Kevin C. Caravati, Robert C. Martin, Michael S. Smith. (2005). Plasma arc treatment of municipal and hazardous wastes. EPA Science Forum. Recuperado el 15 de Septiembre de 2008 de http://www.epa.gov/sciforum/2005/pdfs/oeiposter/Bodurow_OEI30.pdf
38. Boerger, C. M., Lattin, G. L., Moore, S. L., and Moore, C. J. 2010. Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. Marine Pollution Bulletin, 60: 2275–2278.
39. Boivin-Angele S., Lefrancois L., Froment O., Spiethoff A., Bogdanffy M.S., Wegener K., Wesch H., Barbin A., Bancel B., Trepo C. Las mutaciones del gen Ras en tumores hepáticos inducidos por cloruro de vinilo son carcinógenas específicas, pero varían según el tipo de célula y la especie. Int. J. Cáncer. 2000; 85:223–227. doi: 10.1002/(SICI)1097-0215(20000115)85:2<223::AID-IJC12>3.0.CO;2-H.
40. Bolton, T. F., Havenhand, J. N., 1998. Physiological versus viscosity-induced effects of an acute reduction in water temperature on microsphere ingestion by trochophore larvae of the serpulid polychaete *Galeolaria caespitosa*. Journal of Plankton Research 20: 2153– 2164.
41. Botterell Z. L. R., Beaumont N., Dorrington T., Steinke M., Thompson R. C. and Lindeque P. K. 2019. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. Environ. Pollut. 245, 98-110. DOI: 10.1016/J.ENVPOL.2018.10.065.

42. Bradley, M. FTIR Sample Techniques - True Specular Reflectance/reflection Absorption. <https://www.thermofisher.com/ae/en/home/industrial/spectroscopy-elemental-isotope-analysis/spectroscopy-elemental-isotopeanalysis-learning-center/molecular-spectroscopy-information/ftir-information/ftir-sample-handling-techniques/ftir-samplehandling-techniques-true-specular-reflectance-reflection-absorption.html> (accessed 18 febrero 2019).
43. Braid, R.W., Hooker, S.K., 2000. Ingestion of plastic and unusual prey by a juvenile harbour porpoise. *Marine Pollution Bulletin*, 40 (8): 719-720.
44. Brandon A.M., Gao S.H., Tian R., Ning D., Yang S.S., Zhou J., Wu W.M., Criddle C.S. Biodegradación de mezclas de polietileno y plástico en gusanos de la harina (Larvas de tenebrio molitor) y efectos sobre el microbioma intestinal. *Medio ambiente. Sci. Technol.* 2018; 52:6526–6533. doi: 10.1021/acs.est.8b02301.
45. Brandts I., Teles M., Goncalves A.P., Barreto A., Franco-Martinez L., Tvarijonaviciute A., Martins M.A., Soares A., Tort L., Oliveira M. Efectos de los nanoplásticos en *Mytilus galloprovincialis* después de la exposición individual y combinada con carbamazepina. *Sci. Total Environ.* 2018; 643:775–784. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.257.
46. Brandts I., Teles M., Tvarijonaviciute A., Pereira M.L., Martins M.A., Tort L., Oliveira M. Efectos de los nanoplásticos de polimetilmetacrilato en *Dicentrarchus labrax*. *Genómica.* 2018; 110:435–441. doi: 10.1016/j.ygeno.2018.10.006.
47. Brate, I. L. N.; Hurley, R.; Iversen, K.; Beyer, J.; Thomas, K. V.; Steindal, C. C.; Green, N. W.; Olsen, M.; Lusher, A., *Mytilus* spp. as sentinels for monitoring microplastic pollution in Norwegian coastal waters: A qualitative and quantitative study. *Environmental Pollution*: 2018; Vol. 243, pp 383-393.
48. Brate, I. L. N.; Hurley, R.; Iversen, K.; Beyer, J.; Thomas, K. V.; Steindal, C. C.; Green, N. W.; Olsen, M.; Lusher, A., *Mytilus* spp. as sentinels for monitoring microplastic pollution in Norwegian coastal waters: A qualitative and quantitative study. *Environmental Pollution*: 2018; Vol. 243, pp 383-393.
49. Braungart, M., 2013. Residuos plásticos en aves marinas mediterráneas. *Marino Boletín de Contaminación*, 77(1), 220–226.
50. Brennecke D., Ferreira E.C., Costa T.M., Appel D., Da Gama B.A., Lenz M. Los microplásticos ingeridos (>100 m^a) se translocan a los órganos del cangrejo

violinista tropical *Uca rapax*. *Mar. Contaminar. Toro*. 2015; 96:491–495. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.05.001.

51. Briceño Torres Jesus Ismael, 2019 Efecto de microplásticos de Acrilonitrilo Butadieno Estireno (ABS) sobre la tabla de vida de *Daphnia pulex* Linnaeus, 1758. Los Reyes Iztacala EDO. MEX. UNAM.
52. Brilliant, M. G. S. & MacDonald, B. A. 2002. Selección posicional en la vieira de mar (*Placopecten magellanicus*) sobre la base de las propiedades químicas de las partículas. *Mar. Biol.*, 141(3): 457-465.
53. Brophy J. T. Murphy S. Rogan E. 2009. La dieta y la ecología de alimentación del delfín común de pico corto (*Delphinus delphis*) en el Atlántico noreste. Comité Científico de la Comisión Ballenera Internacional Documento SC/61/SM, 14
54. Browne M.A., Crump P., Niven S.J., Teuten E., Tonkin A., Galloway T., Thompson R. Acumulación de microplásticos en las costas de todo el mundo: Fuentes y sumideros. *Medio ambiente. Sci. Technol.* 2011; 45:9175–9179. doi: 10.1021/es201811s.
55. Browne M.A., Dissanayake A., Galloway T.S., Lowe D.M., Thompson R.C. Plástico microscópico ingerido translocado al sistema circulatorio del mejillón, *Mytilus edulis* (L) *Environ. Sci. Technol.* 2008; 42:5026–5031. doi: 10.1021/es800249a.
56. Browne, M.A., Galloway, T.S., and Thompson, R.C. 2008. Spatial Patterns of Plastic Debris along Estuarine Shorelines. *Environmental Science and Technology* 44(9): 3404-3409.
57. Budimir, S.; Setälä, O.; Lehtiniemi, M., Effective and easy to use extraction method shows low numbers in microplastics in offshore planktivorous fish from the northern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*: 2018; pp 568-592.
58. Bulow, E. & Ferdinand, T. 2013. El efecto de la basura en la dinámica de los ecosistemas de manglar: Un análisis comparativo. Ciudad de Panamá, Rep. Panamá: Smithsonian Institute y McGill University.
59. Camacho, S.L. (1988). Industrial worthy plasma torches: state of the art. *Pure&Applied Chemistry* 60(5) 619-632.
60. Carpenter, E.J., Anderson, S.J., Harvey, G.R., Miklas, H.P., Peck, B.B., 1972. Polystyrene spherules in coastal waters. *Science* 178, 749e750. <http://dx.doi.org/10.1126/science.178.4062.749>.

61. Carpenter, E.J., Smith, K.L., 1972. Plastic on the Sargasso Sea surface. *Science* 175, 1240–1241. <http://dx.doi.org/10.1126/science.175.4027.1240>.
62. Castro Zarate Edith Xiadani, 2019. Análisis cuantitativo de microplásticos de tamaño 0.05 mm a 5.00 mm en sedimentos costeros del norte del Caribe Mexicano. Tesis de licenciatura de la Facultad de Ciencias de la UNAM.
63. Catarino A.I., Macchia V., Sanderson W.G., Thompson R.C., Henry T.B. Los niveles bajos de microplásticos (MP) en mejillones silvestres indican que la ingestión de MP por los seres humanos es mínima en comparación con la exposición a través de la lluvia radiactiva de fibras domésticas durante una comida. *Medio ambiente. Contaminar*. 2018; 237:675–684. doi: 10.1016/j.envpol.2018.02.069.
64. Cedzynska, Krystyna, Zbigniew Kolacinsky, Michal Izydorczyk. (1999). Plasma vitrification of waste incinerator ashes. Kentucky USA: Technical University of Lodz.
65. CEIBA, 2021. INTRODUCCIÓN A LA ECONOMÍA CIRCULAR EN MÉXICO. Disponible: Microsoft Word - Introducción a la Economía Circular en México.docx (ceiba.org.mx)
66. Chi J, Li Y & Gao J 2019 Interaction between three marine microalgae and two phthalate acid esters. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 170, 407-411.
67. Cho, D.O., 2015. Challenges to marine debris management in Korea. *Coastal Management*. Vol. 33, Issue 4., 389-409 328.
68. Cho, Y.; Shim, W. J.; Jang, M.; Han, G. M.; Hong, S. H., Abundance and characteristics of microplastics in market bivalves from South Korea. *Environmental Pollution*: 2018.
69. Científico en México crea plástico biodegradable a partir de nopal. [(consultado el 4 de febrero de 2020)]; Disponible en línea: <https://www.forbes.com/sites/scottsnowden/2019/07/14/scientist-in-mexico-creates-biodegradable-plastic-from-prickly-pear-cactus/#2dca0dc76c49>
70. Circular Economy Strategy Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy (ec.europa.eu/environment/circular-economy)
71. Clark, C. W., and Levy, D. A. 1988. Diel vertical migrations by juvenile sockeye salmon and the antipredation window. *American Naturalist*, 191: 271–290.

72. Clarke, T. A. 1978. Diel feeding patterns of 16 species of mesopelagic fishes from Hawaiian waters. *Fishery Bulletin US*, 76: 495–513.
73. Cole M, Lindeque P, Halsband C & Galloway TS 2011 Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 2588-2597.
74. Cole M., Lindeque P., Fileman E., Halsband C. and Galloway T. S. 2015. The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*. *Environ. Sci. Technol.* 49 (2), 1130-1137. DOI: 10.1021/es504525u.
75. Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., and Galloway, T.S. 2013. Microplastic Ingestion by Zooplankton. *Environmental Science and Technology* 47(12): 6646-6655.
76. Collard, F.; Gilbert, B.; Compère, P.; Eppe, G.; Das, K.; Jauniaux, T.; Parmentier, E., Microplastics in livers of European anchovies (*Engraulis encrasicolus*, L.) *Environmental Pollution*: 2017; pp 1000-1005.
77. Comisión Europea, 2013. Libro Verde sobre una estrategia europea frente a los residuos de plásticos en el medio ambiente.
78. Comisión Europea, 2015. Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. Cerrar el círculo: un plan de acción de la UE para la economía circular.
79. Comisión europea, 2017. Microplásticos - ECHA (europa.eu).
80. Comisión Europea, 2018. Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. Cerrar el círculo: un plan de acción de la UE para la economía circular. Disponible en: SF AP FINAL FINAL (europa.eu)
81. Comisión Europea. Propuesta de Directiva Del Parlamento Europeo y Del Consejo relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano (versión refundida). 2018. Disponible en: Registro de documentos de la Comisión - COM(2017)753 (europa.eu).
82. Comisión Nacional para el conocimiento y Uso de la Biodiversidad., 2021. Ambiente pelágico. Disponible en: Ambiente pelágico | Biodiversidad Mexicana.

83. Cooper, D. A.; Corcoran, P. L., Effects of mechanical and chemical processes on the degradation of plastic beach debris on the island of Kauai, Hawaii. *Marine Pollution Bulletin* 2010, 60 (5), 650-654.
84. Cordero, C. & Costa, T., 2010. Evaluation of solid residues removed from a mangrove swamp in the São Vicente Estuary, SP, Brazil. *Mar. Pollut. Bull.*, 60(10), 1762-1767.
85. Cortés AA, Sánchez-Fortún S. & Bartolomé MC., 2018. Mecanismos de resistencia a metales tóxicos (Cd) bajo variaciones abióticas en microalgas. *TIP Revista Especializada en Ciencias QuímicoBiológicas*. 21(1), 40-52.
86. Courtney, Arthur; Baker, J.; Bamford, Holly A., Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris. NOAA Technical Memorandum: 2008.
87. Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J.I., Irigoien, X., Ubeda, B., Hernández-León, S., Palma, A.T., Navarro, S., García-de-Lomas, J., Ruiz, A., Fernández-de-Puelles, M.L., Duarte, C.M., 2014. Plastic debris in the open ocean. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 111, 10239–10244.
88. Crawford, C.B. y Quinn, B., 2017., Técnicas de separación de microplásticos. Elsevier, Ámsterdam. https://doi.org/10.1016/*B978-0-12-809406-8.00009-8.
89. Cruz, Y. & Pérez, O., 2017. Evaluación de impactos a la salud del manglar en el municipio de Guamá, Santiago de Cuba, Cuba. *Madera Bosques*, 23(1), 23-37.
90. Danielsen, J., Van Franeker, J. A., Olsen, B., and Bengtson, S. A., 2010. Preponderance of mesopelagic fish in the diet of the Northern Fulmar (*Fulmarus glacialis*) around the Faroe Islands. *Seabird*, 23: 66 –75.
91. Davison, P. C., Checkley, D. M., Koslow, J. A., and Barlow, J., 2013. Carbon export mediated by mesopelagic fishes in the northeast Pacific Ocean. *Progress in Oceanography*, 116: 14–30
92. Davison, P., and Asch, R., 2011. Plastic ingestion by mesopelagic fishes in the North Pacific Subtropical Gyre. *Marine Ecology Progress Series*, 432: 173–180
93. De Vivo I., Marion M.J., Smith S.J., Carney W.P., Brandt-Rauf P.W. Proteína mutante c-Ki-ras p21 en carcinogénesis química en humanos expuestos al cloruro de vinilo. *El cáncer causa control*. 1994; 5:273–278. Doi: 10.1007/BF01830248.

94. De Witte B., Devriese L., Bekaert K., Hoffman S., Vandermeersch G., Cooreman K., Robbens J. Evaluación de la calidad del mejillón azul (*Mytilus edulis*): Comparación entre tipos comerciales y silvestres. *Mar. Contaminar. Toro*. 2014; 85:146–155. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.06.006.
95. Debrot, O., Bron, P. & León, R., 2013. Marine debris in mangroves and on the seabed: Largely-neglected litter problems. *Mar. Pollut. Bull.*, 72, 1.
96. Dehaut, A.; Cassone, A. L.; Frère, L.; Hermabessiere, L.; Himber, C.; Rinnert, E.; Rivière, G.; Lambert, C.; Soudant, P.; Huvet, A.; Duflos, G.; Paul-Pont, I., Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization. *Environmental Pollution*: 2015; pp 223-233.
97. Deng Y., Zhang Y., Lemos B., Ren H. La acumulación tisular de microplásticos en ratones y las respuestas de biomarcadores sugieren riesgos generalizados de exposición para la salud. *Sci. Rep.* 2017; 7:46687. doi: 10.1038/srep46687.
98. Derraik José G B., 2002., La contaminación del medio marino por desechos plásticos: una revisión. PubMed Disponible: La contaminación del medio marino por los desechos plásticos: una revisión - PubMed (nih.gov)
99. Derraik, J.G.B., 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin* 44(9): 842-852.
100. Desforges, J-P., Galbraith, M., and Ross, P. S., 2015. Ingestion of microplastics by zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicity*, 69: 320 –330.
101. Dieing, T.; Hollricher, O., High-resolution, high-speed confocal Raman imaging. 2008, 48 (1), 22-27.
102. Digka, N.; Tsangaris, C.; Torre, M.; Anastasopoulou, A.; Zeria, C., Microplastics in mussels and fish from the Northern Ionian Sea. *Marine Pollution Bulletin*: 2018; pp 30-40.
103. Ding, J. F.; Li, J. X.; Sun, C. J.; He, C. F.; Jiang, F. H.; Gao, F. L.; Zheng, L., Separation and Identification of Microplastics in Digestive System of Bivalves. *Chinese J. Anal. Chem.*: 2018; pp 690-697.
104. Disponible en: <http://tesis.ipn.mx/handle/123456789/18540>
105. Disponible en: http://www.env.go.jp/en/water/marine_litter/method.html
Disponible: El plástico en los microplásticos: una revisión - PubMed (nih.gov).

106. Disponible:(http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/senclave/65/CS-LXV-I-1P-038/01_minuta_038_17nov21.pdf)
107. Disponible:https://www.plasticseurope.org/application/files/6315/4510/9658/Plastics_the_facts_2018_AF_web.pdf
108. DOF, Diario Oficial de la Federación, 2020. DECLARATORIA DE VIGENCIA DE LA NORMA MEXICANA NMX-E-273-NYCE-2019, "INDUSTRIA DEL PLÁSTICO-PLÁSTICOS COMPOSTABLES-ESPECIFICACIONES Y MÉTODOS DE PRUEBA".
109. Dris R., Gasperi J., Mirande C., Mandin C., Guerrouache M., Langlois V., Tassin B. Una primera visión general de las fibras textiles, incluidos los microplásticos, en entornos interiores y exteriores. *Medio ambiente. Contaminar.* 2017; 221:453–458. doi: 10.1016/j.envpol.2016.12.013.
110. Ducklow, H. W., Steinberg, D. K., and Buesseler, K. O., 2001. Upper ocean carbon export and the biological pump. *Oceanography*, 14: 50 –58.
111. Duis K., Coors A. Microplásticos en el medio acuático y terrestre: Fuentes (con un enfoque específico en los productos de cuidado personal), destino y efectos. *Medio ambiente Sci. Eur.* 2016; 28:2. doi: 10.1186/s12302-015-0069-y
112. Dumichen, E.; Eisentraut, P.; Bannick, C.; Barthel, A.; Senz, R.; Braun, U., Fast identification of microplastics in complex environmental samples by a thermal degradation method. *Chemosphere* 2017, 174, 572-584.
113. ECIMAT, 2019. Efectos ecológicos de macro, meso y microplásticos. Universidad de Vigo. pp 22.
114. Ecoembes, 2015. Informe anual Integrado., 2015. www.ecoembes.com
115. Elías R., 2015. Mar del plástico: una revisión del plástico en el mar. *MAFIS.* 27, 83-105.
116. Ellen MacArthur Foundation. (2017). The New Plastics Economy: rethinking the future of plastics, catalysing action. Disponible en: <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications/the-newplastics-economy-rethinking-the-future-of-plastics-catalysing-action>.
117. Elliott P., Kleinschmidt I. Angiosarcoma del hígado en Gran Bretaña en las proximidades de sitios de cloruro de vinilo. *Occup. Medio ambiente. Med.* 1997; 54:14–18. doi: 10.1136/oem.54.1.14.

118. Empresarios taiwaneses patentan pajitas de caña de azúcar. (consultado el 4 de febrero de 2020); Disponible : <https://www.taiwannews.com.tw/en/news/3477607>
119. Engler R.E. La compleja interacción entre los desechos marinos y los productos químicos tóxicos en el océano. *Medio ambiente. Sci. Technol.* 2012; 46:12302–12315. doi: 10.1021/es3027105.
120. Eriksen M, Lebreton LC, Carson HS, Thiel M, Moore CJ, Borerro JC, Galgani F, Ryan PG & Reisser, J., 2014. Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PloS one.* 9(12), e111913.
121. Eriksson C. y H. Burton., 2003. Origins and Biological Accumulation of Small Plastic Particles in Fur Seals from Macquarie Island. *AMBIO* 32 (6): 380–384.
122. Estudiante diseña alternativa plástica sostenible hecha de piel de pescado y algas. [(consultado el 4 de febrero de 2020)]; Disponible en línea: <http://www.ladbible.com/news/uk-student-designs-sustainable-plastic-alternative-made-using-fish-skin-20190605>
123. European Chemicals Agency. Microplastics. Disponible en: <http://www.echa.europa.eu/es/hot-topics/microplastics>
124. European Chemicals Agency. Note on substance identification and the potential scope of a restriction on uses of 'microplastics'. 2018. Disponible en: https://www.echa.europa.eu/documents/10162/13641/note_on_substance_identification_potential_scope_en.pdf/6f26697e-70b5-9ebe-6b59-2e11085de791
125. European Chemicals Agency. Registry of restriction intentions until outcome., 2018. Disponible en: <https://echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.256.329>
126. European Commission. Single-use plastics: Commission welcomes ambitious agreement on new rules to reduce marine litter. 2018. Disponible en: http://europa.eu/rapid/press-release_IP-18-3927_en.htm
127. European Commission., 2018. A European Strategy for Plastics in a Circular Economy.
128. European Commission: Commissioner Vella welcomes the State of Water report 2018 of the European Environment Agency. Disponible en: https://www.ec.europa.eu/info/news/commissioner-vella-welcomes-state-water-report-2018-european-environment-agency-2018-jul-04_en

129. European Environment Agency. European Waters: Assessment of status and pressures 2018. EEA Report No 7/2018. Disponible en: <https://www.eea.europa.eu/publications/state-of-water>
130. Fabbri, D.; Tartari, D.; Trombini, C., Analysis of poly(vinyl chloride) and other polymers in sediments and suspended matter of a coastal lagoon by pyrolysis-gas chromatography-mass spectrometry. *Analytica Chimica Acta* 2000, 413 (1-2), 3-11.
131. FAO. (1996). Capítulo 4: Eliminación de residuos. En *Eliminación de grandes cantidades de plaguicidas en desuso en los países en desarrollo*, 4: Colección FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations): Eliminación de plaguicidas. ONU. Recuperado el 15 de Septiembre de 2008 de: <http://www.fao.org/docrep/W1604S/w1604s07.htm>.
132. FAO., 2010. *The State of World Fisheries and Aquaculture*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. <http://www.fao.org/docrep/013/i1820e/i1820e.pdf> (last accessed 1 June 2015).
133. Farrell, P. and Nelson, K., 2013. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus meanas* (L.). *Environmental Pollution* 177: 1-3.
134. Fisher V., Elsner., Brenke N., Schwabe E. y A. Brandt., 2015. Plastic pollution of the Kuril-Kamchatka Trench area (NW Pacific). *Deep-Sea Res. II* 111: 399-405
135. Fisher, V., Elsner, N.O., Brenke, N., Schwabe, E., Brandt, A., 2013. Plastic pollution of the Kuril-Kamchatka Trench area (NW Pacific). *Deep Sea Res. II* 111, 399e405.
136. Fletcher, D., Hogg, D., von Eye, M., Elliot, T., Bendali, L., 2012. Evaluación de costes de introducción de un sistema de depósito, devolución y retorno en España. *Eunomia Investigación y Consultoría*. www.eunomia.co.uk
137. Fok L, Cheung PK.,2015. Hong Kong en el estuario del rio Pearl: un punto caliente de microplásticos contaminación. *Mar Pollut Bull*; 99: 112-8.
138. Forero PA., 2015. Fundamento teórico sobre tratamiento de aguas residuales por fitorremediación. Artículo de grado, Facultad de Ingeniería, Universidad Militar Nueva Granada.
139. Foro ambiental., 2017. Analizan contaminación por microplásticos en mares de Mexico. Disponible en: <http://www.foroambiental.com.mx/analizan-contaminacion-por-microplasticos-en-mexico/>

140. Fossi, M. C.; Coppola, D.; Bains, M.; Gianetti, M.; Chuerranti, C.; Marsili, L.; Panti, C.; Sabata, E.; Clò, S., Large filter feeding marine organisms as indicators of microplastic in the pelagic environment: The case studies of the Mediterranean basking shark (*Cetorhinus maximus*) and fin whale (*Balaenoptera physalus*) *Marine Environmental Research*: 2014; pp 17-24
141. Foulon, V., Le Roux, F., Lambert, C., Huvet, A., Soudant, P. & Paul-Pont, I., 2016. Colonization of polystyrene microparticles by *Vibrio crassostreae*: light and electron microscopic investigation. *Environ. Sci. Technol.*, 50(20), 10988-10996.
142. Frias J.P., Gago J., Otero V., Sobral P. Microplásticos en sedimentos costeros de aguas de la plataforma del sur de Portugal. *Mar. Medio Ambiente Res.* 2016; 114:24–30. doi: 10.1016/j.marenvres.2015.12.006.
143. Frias J.P.G.L., Gago J., Otero V., Sobral P., 2016. Microplastics in coastal sediments from Southern Portuguese shelf waters. *Marine Environmental Research* 114, 24-30.
144. Fries, E.; Dekiff, J. H.; Willmeyer, J.; Nuelle, M. T.; Ebert, M.; Remy, D., Identification of polymer types and additives in marine microplastic particles using pyrolysis-GC/MS and scanning electron microscopy. *Environ. Sci.: Processes Impacts*: 2013; pp 1949-1956.
145. Frost, T. K., Neff, J. M., Røe, T. I., Durell, G. S., 2006. Oil well produced water discharges to the North Sea. Part II: Comparison of deployed mussels (*Mytilus edulis*) and the DREAM model to predict ecological risk. *Marine Environmental Research*, 62: 224–246.
146. Gallagher L.G., Li W., Ray R.M., Romano M.E., Wernli K.J., Gao D.L., Thomas D.B., Checkoway H. Occupational exposures and risk of stomach and esophageal cancers: Update of a cohort of female textile workers in Shanghai, China. *Am. J. Ind. Med.* 2015; 58:267–275. doi: 10.1002/ajim.22412.
147. Gao J & Chi J., 2015. Biodegradation of phthalate acid esters by different marine microalgal species. *Mar. Pollut. Bull.* 99, 70-75.
148. Garcés-Ordóñez, O., Castillo, V., Rueda, R., Ríos M., Bayona, M., Molina, F. & Escobar, M., 2017. Diagnóstico de residuos microplásticos en las zonas marinas de Colombia. En INVEMAR & MINAMBIENTE, Formulación de lineamientos, medidas de conservación, manejo y uso de ecosistemas marinos y costeros, con

- la intención de apoyar acciones de fortalecimiento en la gestión ambiental de las zonas costeras de Colombia (pp. 108-166). Santa Marta, Colombia: INVEMAR.
149. Garcés-Ordóñez, O., Castillo-Olaya, V., Granados-Briceño, A., Blandón, L. & Espinosa, L., 2019. Marine litter and microplastic pollution on mangrove soils of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. *Mar. Pollut. Bull.*, 145, 455-462. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.058>
 150. Gardon T., Reisser C., Soyez C., Quillien V., Le Moullac G. Los microplásticos afectan el equilibrio energético y la gametogénesis en la ostra perla pintada margaritifera. *Medio ambiente. Sci. Technol.* 2018; 52:5277–5286. doi: 10.1021/acs.est.8b00168.
 151. Garraffoni A.R.S. y Lana P.C., 2010. Relaciones filogenéticas dentro de Terebellidae (Polychaeta: Terebelomorpha) basado en morphocaracteres lógicos. *Sistemática de invertebrados* 22, 605-626.
 152. GESAMP., 2015. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment (Kershaw, PJ, ed.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). *Rep Stud GESAMP 2015; No 90*, p. 96.
 153. GESAMP., 2016. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. (Kershaw, P.J., ed.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC-UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Groups of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). *Rep Stud.*
 154. Ghosal, S.; Chen, M.; Wagner, J.; Wang, Z.-M.; Wall, S., Molecular identification of polymers and anthropogenic particles extracted from oceanic water and fish stomach – A Raman micro-spectroscopy study. *Environmental Pollution* 2018, 233, 1113-1124.
 155. Ghosh S.K., Pal S., Ray S. Estudio de microbios que tienen potencialidad para la biodegradación de plásticos. *Medio ambiente. Sci. Contaminar. Res. Int.* 2013; 20:4339–4355. doi: 10.1007/s11356-013-1706-x.
 156. Giacomo, C., Gorbi, S., Milan, M., Benedetti, M., Fattorini, D., d'Errico, G., Pauletto, M., Bargelloni, L. & Regoli, F., 2015. Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. *Environ. Pollut.*, 198, 211-222. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.12.021>

157. Gjoaæter, J., 1973. Food of the myctophid fish, *Benthoosema glaciale* (Reinhardt), from western Norway. *Sarsia*, 52: 53 –58.
158. Gjoaeter, J., and Kawaguchi, K., 1980. A review of the world resources of mesopelagic fish. In Fisheries Technical Paper 193. Food and Agriculture Organization, Rome.
159. Gómez Hernández Izchel Romana., 2016. Efectos de los microplásticos de polivinil cloruro (PVC) y del fluoranteno en *Eupolymnia rullieri* E *Isognomon alatus*, dos especies del macrobentos del Caribe Mexicano, tesis de maestría del Instituto de Ciencias del mar y Limnología de la UNAM.
160. Government of Canada. Health. Microbeads in Toiletries Regulations., 2017. Disponible en: <http://www.canada.ca/en/health-canada/services/chemical-substances/other-chemical-substances-interest/microbeads.html>
161. Graham, E., Thompson, J., 2009. Deposit- and suspension-feeding sea cucumbers (Echinodermata) ingest plastic fragments. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 368(1), 22- 29. DOI: 10.1016/j.jembe.2008.09.007.
162. Grima EM, Fernández JM & Ación FG., 2009. Microalgae, mass culture methods. *Encyclopedia of industrial biotechnology: bioprocess, bioseparation, and cell technology.* 1-24.
163. Guzzetti, E., Sureda, A., Tejada, S. & Faggio, C., 2018. Microplastic in marine organism: Environmental and toxicological effects. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 64, 164-171.
164. Haldimann M., Alt A., Blanc A., Brunner K., Sager F., Dudler V. Migración del antimonio de las bandejas de PET al simulante alimentario y a los alimentos: Determinación de los parámetros de Arrhenius y comparación de los datos de migración previstos y medidos. *Addit de alimentos. Contam. Parte A Chem. Anal. Control Expo. Evaluación de riesgos.* 2013; 30:587–598. doi: 10.1080/19440049.2012.751631.
165. Halstead, J. E.; Smith, J. A.; Carter, E. A.; Lay, P. A.; L., J. E., Assessment tools for microplastics and natural fibres ingested by fish in an urbanised estuary. *Environmental Pollution*: 2017; pp 552-561.
166. Haritash, A.K. y Kaushik, C.P., 2009. Aspectos de biodegradación de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP): una revisión. *Revista de Materiales Peligrosos*, 169, 1-15.

167. Harrison, J. P.; Ojeda, J. J.; Romero-González, M. E., The applicability of reflectance micro-Fourier-transform infrared spectroscopy for the detection of synthetic microplastics in marine sediments. *Science of the Total Environment*: 2012; pp 455- 463.
168. Hart MW., 1991. Capturas de partículas y el método de alimentación en suspensión por larvas de equinodermos. *Biol Bull* 180:12–27.
169. Hermabessiere L., Paul-Pont I., Cassone A.L., Himber C., Receveur J., Jezequel R., El Rakwe M., Rinnert E., Riviere G., Lambert C. Contaminación microplástica y niveles de contaminantes en mejillones y berberechos recogidos a lo largo de las costas del canal. *Medio ambiente. Contaminar*. 2019; 250:807–819. doi: 10.1016/j.envpol.2019.04.051.
170. Hermsen, E.; Pompe, R.; Besseling, E.; Koelmans, A., Detection of low numbers of microplastics in North Sea fish using strict quality assurance criteria. *Marine Pollution Bulletin* 2017, 122 (1-2), 253-258.
171. Hernandez L.M., Xu E.G., Larsson H.C.E., Tahara R., Maisuria V.B., Tufenkji N. Las bolsitas de té de plástico liberan miles de millones de micropartículas y nanopartículas en el té. *Medio ambiente. Sci. Technol*. 2019 doi: 10.1021/acs.est.9b02540.
172. Hernández-Milián, G., 2014. Trophic Role of Small Cetaceans and Seals in Irish Waters. PhD Thesis. University College Cork, Ireland. 403 pp.
173. Hidaka, K., Kawaguchi, K., Murakami, M., and Takahashi, M., 2001. Downward transport of organic carbon by diel migratory micronekton in the western equatorial Pacific: Its quantitative and qualitative importance. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 48: 1923–1939.
174. Hidalgo-Ruz, V.; Gutow, L.; Thompson, R. C.; Thiel, M., Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification *Environmental Science & Technology*: 2012; Vol. 46, pp 3060-3075.
175. Hindenlang, D. M.; Sedgwick, R. D., *Comprehensive Polymer Science*. Pergamon: 1996.
176. Hipfner J.M., Galbraith M., Tucker S., Studholme K.R., Domalik A.D., Pearson S.F., Good T.P., Ross P.S., Hodum P. Dos peces forrajeros como conductos potenciales para la transferencia vertical de microfibras en las redes tróficas del

- Océano Pacífico Nororiental. *Medio ambiente. Contaminar*. 2018; 239:215–222. doi: 10.1016/j.envpol.2018.04.009.
177. Hirai, H., Takada, H., Ogata, Y., Yamashita, R., Mizukawa, K., Saha, M. Ward, M. W., 2011. Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 1683–1692.
178. Hollstein M., Marion M.J., Lehman T., Welsh J., Harris C.C., Martel-Planche G., Kusters I., Montesano R. P53 mutaciones en pares de bases A:T en angiosarcomas de trabajadores de fábricas expuestos a cloruro de vinilo. *Carcinogénesis*. 1994; 15:1–3. doi: 10.1093/carcin/15.1.1.
179. Horton, A., Walton, A., Spurgeon, D. J., Lahive, E. & Svendsen, C., 2017. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Sci. Total, Environ.*, 586, 127-141.
180. Hours M., Fevotte J., Lafont S., Bergeret A. Mortalidad por cáncer en una planta de hilado sintético en Besançon, Francia. *Occup. Medio ambiente. Med*. 2007; 64:575–581. doi: 10.1136/oem.2006.028282.
181. Hsu Y.H., Chuang H.C., Lee Y.H., Lin Y.F., Chiu Y.J., Wang Y.L., Wu M.S., Chiu H.W. Inducción de fibrosis y autofagia en células renales por cloruro de vinilo. *Células*. 2019; 8:601. doi: 10.3390/cells8060601.
182. <http://www.environment.gov.au/protection/national-waste-policy/plastics-and-packaging/plastic-microbeads>
183. https://www.plasticseurope.org/application/files/6315/4510/9658/Plastics_the_facts_2018_AF_web.pdf
184. Huang N.C., Wann S.R., Chang H.T., Lin S.L., Wang J.S., Guo H.R. Arsénico, cloruro de vinilo, hepatitis viral y angiosarcoma hepático: un estudio hospitalario y revisión de la literatura en Taiwán. *BMC Gastroenterol*. 2011; 11:142. doi: 10.1186/1471-230X-11-142.
185. Huang Y., Mei L., Chen X., Wang Q. Desarrollos recientes en envases de alimentos basados en nanomateriales. *Nanomateriales*. 2018; 8:830. doi: 10.3390/nano8100830.
186. Hudson, J. M., Steinberg, D. K., Sutton, T. T., Graves, J. E., and Latour, R. J., 2014. Myctophid feeding ecology and carbon transport along the northern Mid-

- Atlantic Ridge. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers, 93: 104–116.
187. IMTA, 2020. CONTAMINACIÓN POR MICROPLÁSTICOS. Disponible en: Contaminación por microplásticos | Instituto Mexicano de Tecnología del Agua | Gobierno | gob.mx (www.gob.mx).
 188. INICIATIVA CON PROYECTO DE DECRETO POR EL QUE SE REFORMAN Y ADICIONAN DIVERSAS DISPOSICIONES DE LA LEY GENERAL DE SALUD. Dr. Ricardo Monreal Ávila, senador del Grupo Parlamentario de Morena a la LXIV Legislatura del Congreso de la Unión, Fecha de consulta 10 junio 2021, Disponible en: https://infosen.senado.gob.mx/sgsp/gaceta/64/1/2019-04-29-1/assets/documentos/Inic_MORENA_SALUD.pdf
 189. Iniguez M.E., Conesa J.A., Fullana A. Microplásticos en la sal de mesa española. *Sci. Rep.* 2017; 7:8620. doi: 10.1038/s41598-017-09128-x.
 190. Interacciones microplásticas con peces mesopelágicos del Atlántico Norte | Revista ICES de Ciencias Marinas | Académico de Oxford (oup.com)
 191. IPBES (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Disponible en: <https://www.ipbes.net/global-assessment-report-biodiversity-ecosystem-services>.
 192. Irigoien, X., Klevjer, T. A., Røstad, A., Martinez, U., Boyra, G., Acuña, J. L., Bode, A., 2014. Large mesopelagic fishes biomass and trophic efficiency in the open ocean. *Nature Communications*, 5: 3271.
 193. Ivar do Sul, J., Costa, M., Silva-Cavalcanti, J. & Araújo, M., 2014. Plastic debris retention and exportation by a mangrove forest patch. *Mar. Pollut. Bull.*, 78(1-2), 252-257.
 194. Jambeck, J., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R. & Lavender, K., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768-771.
 195. Jeong C.B., Won E.J., Kang H.M., Lee M.C., Hwang D.S., Hwang U.K., Zhou B., Souissi S., Lee S.J., Lee J.S. Toxicidad dependiente del tamaño microplástico, inducción del estrés oxidativo y activación de p-JNK y p-p38 en el rotífero monogononte (*brachionus koreanus*) *Environ. Sci. Technol.* 2016; 50:8849–8857. doi: 10.1021/acs.est.6b01441.

196. Jiang X., Chen H., Liao Y., Ye Z., Li M., Klobucar G. Ecotoxicidad y genotoxicidad de microplásticos de poliestireno en plantas superiores *Vicia faba*. *Medio ambiente. Contaminar.* 2019; 250:831–838. doi: 10.1016/j.envpol.2019.04.055.
197. Jin Y., Lu L., Tu W., Luo T., Fu Z. Impactos del microplástico de poliestireno en la barrera intestinal, la microbiota y el metabolismo de los ratones. *Sci. Total Environ.* 2019; 649:308–317. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.353.
198. Jungnickel, H.; Pund, R.; Tentschert, J.; Reichardt, P.; Laux, P.; Harbach, H.; Luch, A., Time-of-flight secondary ion mass spectrometry (ToF-SIMS)-based analysis and imaging of polyethylene microplastics formation during sea surf simulation. *Science of the Total Environment* 2016, 563, 261-266.
199. K. Mattsson, L.-A. Hansson y T. Cedervall., 2015. Nanoplásticos en el medio acuático. De la revista. *Ciencias Ambientales. Procesos e impactos.* Número 10.
200. Karami A., Romano N., Galloway T., Hamzah H. Los microplásticos vírgenes causan toxicidad y modulan los impactos del fenantreno en las respuestas de biomarcadores en bagres africanos (*Clarias gariepinus*) *Environ.* 2016; 151:58–70. doi: 10.1016/j.envres.2016.07.024.
201. Karlsson T.M., Vethaak A.D., Almroth B.C., Ariese F., Van Velzen M., Hasselov M., Leslie H.A. Screening for microplastics in sediment, water, marine invertebrates and fish: Method development and microplastic accumulation. *Mar. Contaminar. Toro.* 2017; 122:403–408. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.06.081.
202. Kawaguchi K., 1980. Una revisión del mundo recursos de peces mesopelágicos. *FAO Fish Tech Pap* 193:1–151
203. Kawai F, Kawabata T & Oda, M., 2019. Current knowledge on enzymatic PET degradation and its possible application to waste stream management and other fields. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 103(11), 4253–4268.
204. Kern D.G., Crausman R.S., Durand K.T., Nayer A., Kuhn C., III. Pulmón del trabajador del rebaño: Enfermedad pulmonar intersticial crónica en la industria del rebaño de nylon. *Ann. Pasante. Med.* 1998; 129:261–272. doi: 10.7326/0003-4819-129-4-199808150-00001.
205. Kirstein, I.V., Kirmizi, S., Wichels, A., Garin-Fernandez, A., Erler, R., Löder, M. & Gerdt, G., 2016. Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. *Mar. Environ. Res.*, 120, 1-8.

206. Koelmans, A., 2015. Modeling the Role of Microplastics in Bioaccumulation of Organic Chemicals to Marine Aquatic Organisms. A Critical Review. En M. M. Bergmann, L. Gutow & M. Klages (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 309-324). Berlin, Germany: Springer.
207. Koelmans, A.A., Bakir, A., Burton, G.A. and Janssen, C.R., 2016. Microplastic as a vector for chemicals in the aquatic environment: Critical review and model-supported reinterpretation of empirical studies. *Environmental Science and Technology* 50: 3315- 3326.
208. Kohler, M., J. Tremp, M. Zennegg, C. Seiler, S. Minder-Kohler, M. Beck, P. Lienemann, L. Wegmann and P. Schmidt., 2005. "Joint sealants: An overlooked diffuse source of polychlorinated biphenyls in buildings." *Environmental Science & Technology* 39(7): 1967-1973.
209. Kosuth M., Mason S.A., Wattenberg E.V. Contaminación antropogénica del agua del grifo, cerveza y sal marina. *PLoS UNO*. 2018; 13: e0194970. doi: 10.1371/journal.pone.0194970.
210. Kova, M., Nika, M., Koren, Š., Kržan, A. & Peterlin, M., 2017. Microplastics as a vector for the transport of the bacterial fish pathogen species *Aeromonas salmonicida*. *Mar. Pollut. Bull.*, 125(1- 2), 301-309
211. Kovač, M., Nika, M., Koren, Š., Kržan, A. & Peterlin, M., 2017. Microplastics as a vector for the transport of the bacterial fish pathogen species *Aeromonas salmonicida*. *Mar. Pollut. Bull.*, 125(1- 2), 301-309. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.024>
212. Kristensen, E., 2008. Mangrove crabs as ecosystem engineers; with emphasis on sediment processes. *J. Sea Res.*, 59(1- 2), 30-43. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2007.05.004>
213. Kühn, S., Bravo, E. L. & Van Franeker, J. A., 2015. Deleterious effects of litter on marine life. En M. Bergmann, L. Gutow & M. Klages (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 75-116). Berlin, Germany: Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_
214. Kühn, S.; van Oyen, A.; Booth, A. M.; Meijboom, A.; van Franeker, J. A., *Marine microplastic: Preparation of relevant test materials for laboratory assessment of ecosystem impacts*. *Chemosphere*: 2018; pp 103-113.

215. Kunz, A.; Walter, B. A.; Löwermark, L.; Lee, Y. C., Distribution and quantity of microplastic on sandy beaches along the northern coast of Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*: 2016; pp 126-135.
216. L., F.; I., P.-P.; J., M.; P., S.; C., L.; A., H.; E., R., A semi-automated Raman micro-spectroscopy method for morphological and chemical characterizations of microplastic litter. *Marine Pollution Bulletin*: 2016; pp 461-468.
217. La empresa de carreteras de plástico Lockerbie MacRebur abre la primera fábrica. [(consultado el 4 de febrero de 2020)]; Disponible en línea: <https://www.bbc.com/news/uk-scotland-south-scotland-47454719>
218. Lanctot, C. M.; Al-Sid-Cheikh, M.; Catarino, A. I.; Cresswell, T.; Danis, B.; Karapanagioti, H. K.; Mincer, T.; Oberhänsli, F.; Swarzenski, P.; Tolosa, I.; Metian, M., Application of nuclear techniques to environmental plastic research. *Journal of Environmental Radioactivity*: 2018; pp 368-375
219. Las microperlas están oficialmente prohibidas en los cosméticos a partir de hoy. Esto es lo que debe usar en su lugar. [(consultado el 4 de febrero de 2020)]; Disponible en línea: <https://www.telegraph.co.uk/beauty/skin/the-best-face-and-body-scrubs-without-plastic-microbeads/>
220. Las redes de drenaje baratas mantienen a raya la contaminación del agua en Australia. [(consultado el 4 de febrero de 2020)]; Disponible en línea: <https://inhabitat.com/cheap-drainage-nets-keep-water-pollution-at-bay-in-australia/>
221. Leal Quirós, Edbertho. (2004). Plasma processing of municipal solid waste. *Brazilian Journal of Physics* 34 (04B), 1587-1593.
222. Lebreton, L. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, volume 8, Article number: 15611. Disponible en: <https://www.nature.com/articles/ncomms15611>
223. Lei L., Wu S., Lu S., Liu M., Song Y., Fu Z., Shi H., Raley-Susman K.M., He D. Las partículas microplásticas causan daño intestinal y otros efectos adversos en el pez cebra *Danio rerio* y el nematodo *Caenorhabditis elegans*. *Sci. Total Environ.* 2018; 619–620:1–8. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.11.103.
224. Lenz, R.; Enders, K.; Stedmon, C. A.; Mackenzie, D. M. A.; Nielsena, T. G., A critical assessment of visual identification of marine microplastic using Raman spectroscopy for analysis improvement. *Marine Pollution Bulletin*: 2015; pp 82-91.

225. Leslie, H. A.; Brandsma, S. H.; Van Velzen, M. J. M.; Vethaak, A. D., Microplastics in route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota. *Environmental International*: 2017; pp 133-142.
226. Li J., Yang D., Li L., Jabeen K., Shi H. Microplásticos en bivalvos comerciales de China. *Medio ambiente. Contaminar*. 2015; 207:190–195. doi: 10.1016/j.envpol.2015.09.018.
227. Li W.C., Tse H.F., Fok L., 2016. Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of the Total Environment* 566–567, 333–349.
228. Li, H., Hu, Y., Sun, Y., De Silva, A.O., Muir, D., Wang, W., Xie, J., Xu, X., Pei, N., Xiong, Y., Luo, X. & Mai, B., 2019. Bioaccumulation and translocation of tetrabromobisphenol A and hexabromocyclododecanes in mangrove plants from a national nature reserve of Shenzhen City, South China. *Environ. Internat.*, 129, 239-246.
229. Li, J., Zhang, H., Zhang, K., Yang, R., Li, R. & Li, Y., 2018. Characterization, source, and retention of microplastic in sandy beaches and mangrove wetlands of the Qinzhou Bay, China. *Mar. Pollut. Bull.*, 136, 401-406.
230. Liebezeit G., Liebezeit E. Partículas no polen en la miel y el azúcar. *Addit de alimentos. Contam. Parte A Chem. Anal. Control Expo. Evaluación de riesgos*. 2013; 30:2136–2140. doi: 10.1080/19440049.2013.843025.
231. Liebezeit G., Liebezeit E. Partículas sintéticas como contaminantes en las cervezas alemanas. *Addit de alimentos. Contam. Parte A Chem. Anal. Control Expo. Evaluación de riesgos*. 2014; 31:1574–1578. Doi: 10.1080/19440049.2014.945099.
232. Liu Z., Yu P., Cai M., Wu D., Zhang M., Huang Y., Zhao Y. La exposición a nanoplasticos de poliestireno induce la inmovilización, la reproducción y la defensa contra el estrés en el cladoceran de agua dulce *Daphnia pulex*. *Quimiosfera*. 2019; 215:74–81. doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.09.176.
233. Liu, T., Wang, M. W., & Chen, P., 2013. Influence of waste management policy on the characteristics of beach litter in Kaohsiung, Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*, 72, 99–106.

234. Löder, M. G. J.; Kuczera, M.; Mintenig, S.; Lorenz, C.; Gerdtz, G., Focal plane array detector-based micro-Fouriertransform infrared imaging for the analysis of microplastics in environmental samples. *Environ. Chem.*: 2015; pp 563-581.
235. Longhurst, A. R., Bedo, A. W., Harrison, W. G., Head, E. J. H., and Sameoto, D. D., 1990. Vertical flux of respiratory carbon by oceanic diel migrant biota. *Deep Sea Research Part A: Oceanographic Research Papers*, 37: 685–694.
236. Lönnstedt O.O. y P. Eklöv., 2016. Environmentally relevant concentrations of microplastic particles influence larval fish ecology. *Science* 352:1213-1216. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aad8828>
237. Loulad S., Houssa R., Rhinane H., Boumaaz A., Benazzouz A. Distribución espacial de los desechos marinos en el fondo marino de las aguas marroquíes. *Mar. Contaminar. Toro*. 2017; 124:303–313. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.07.022.
238. Lozoya J.P., Teixeira de Mello F., Carrizo D., Weinstein F., Olivera Y., Cedres F., Pereira M., Fossati M., 2016. Plastics and microplastics on recreational beaches in Punta del Este (Uruguay): Unseen critical residents? *Environmental Pollution* 218, 931-941.
239. Lu L., Wan Z., Luo T., Fu Z., Jin Y. Los microplásticos de poliestireno inducen disbiosis de la microbiota intestinal y trastorno del metabolismo lipídico hepático en ratones. *Sci. Total Environ.* 2018; 631–632:449–458. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.03.051. [
240. Lu Y., Zhang Y., Deng Y., Jiang W., Zhao Y., Geng J., Ding L., Ren H. Captación y acumulación de microplásticos de poliestireno en el pez cebra (danio rerio) y efectos tóxicos en el hígado. *Medio ambiente. Sci. Technol.* 2016; 50:4054–4060. doi: 10.1021/acs.est.6b00183.
241. Lusher AL, Welden NA, Sobral P, Cole M., 2016. Muestreo, aislamiento e identificación de microplásticos ingeridos por peces e invertebrados. *Métodos anales* 9:1346-60.
242. Lusher, A. L., Burke, A., O'Connor, I., and Officer, R., 2014. Microplastic pollution in the Northeast Atlantic Ocean: Validated and opportunistic sampling. *Marine Pollution Bulletin*, 88: 325–333.
243. Lusher, A. L., Hernandez-Milian, G., O'Brien, J., Berrow, S., O'Connor, I., and Officer, R., 2015. Microplastic and macroplastic ingestion by a deep diving,

oceanic cetacean: The True's beaked whale *Mesoplodon mirus*. *Environmental Pollution*, 199: 185–191.

244. Lusher, A. L., McHugh, M., and Thompson, R. C., 2013. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin*, 67: 94 –99.
245. Lusher, A. L.; Welden, N. A.; Sobral, P.; Coled, M., Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. *Analytical Methods*: 2017; pp 1346-1360.
246. Lusher, A., 2015. Microplastics in the marine environment: Distribution, interactions and effects. In *Marine Anthropogenic Litter*, pp. 245–308. Ed. by M. Bergmann, L. Gutow, and M. Klages. Springer, Berlin.
247. M.L. Mallory., 2008., Desechos plásticos marinos en fulmares del norte del alto Ártico canadiense Mar. Contaminar. Bol., 56 (2008), págs. 1501-1504.
248. Maes, T.; Jessop, R.; Wellner, N.; Haupt, K.; Mayes, A. G., A rapid-screening approach to detect and quantify microplastics based on fluorescent tagging with Nile Red. *Scientific Reports* 2017, 7 (1), 44501.
249. Manzano Agugliaro, F.; Garrido Cárdenas, J. A.; Jiménez Caminero, E., *Técnicas de investigación avanzadas en Agronomía y ciencias afines*. Universidad de Almería: 2018.
250. María Luisa Santillán, *Ciencia UNAM, DGDC.*, 2022. Disponible en: Una vida de plástico - Ciencia UNAM
251. Mariana Toro., 2019. Una sola bolsa de té puede derramar miles de millones de pedazos de microplástico en su infusión. *Cable News Network*
252. Marine Institute., 2014. *The Stock Book 2014: Annual Review of Fish Stocks in 2014 with Management Advice for 2015*. Marine Institute. <http://hdl.handle.net/10793/1047> (last accessed 1 June 2015).
253. Martin, C., Almahasheer, H. & Duarte, C., 2019. Mangroves forests as traps for marine litter. *Environ. Pollut.*, 247, 499-508.
254. Martins A., Guilhermino L. Efectos transgeneracionales y recuperación de la exposición a microplásticos en poblaciones modelo del cladocero de agua dulce *Daphnia magna* Straus. *Sci. Total, Environ.* 2018; 631–632:421–428. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.03.054.

255. Mason S.A., Garneau D., Sutton R., Chu Y., Ehmann K., Barnes J., Fink P., Papazissimos D., Rogers D.L. La contaminación por microplásticos se detecta ampliamente en los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales de los Estados Unidos. *Medio ambiente. Contaminar*. 2016; 218:1045–1054. doi: 10.1016/j.envpol.2016.08.056.
256. Mason, Sherri A., Victoria Welch Y Joseph Neratko., 2017. Synthetic Polymer Contamination In Bottled Water. Fecha de consulta: 26 de marzo de 2019, Disponible en: <https://orbmedia.org/sites/default/files/FinalBottledWaterReport.pdf>
257. Massos, A. & Turner, A., 2017. Cadmium, lead, and bromine in beached microplastics. *Environ. Pollut.*, 227, 139-145.
258. Mastandrea, C., Chichizola, C., Ludueña, B., Héctor, S., Álvarez, H., Gutiérrez, A., 2005. Hidrocarburos aromáticos policíclicos. Riesgos para la salud y marcadores biológicos. *Acta Bioquímica Clínica Latinoamericana*, 39: 27–36.
259. Masura, J. 2015. Métodos de laboratorio para el análisis de microplásticos en el medio marino: recomendaciones para cuantificar partículas sintéticas en aguas y sedimentos. Silver Spring, MD, División de Desechos Marinos de la NOAA, 31pp.
260. Mato Y., Isobe T., Takada H., Kanehiro H., Ohtake C., Kaminuma T. Pellets de resina plástica como medio de transporte de productos químicos tóxicos en el medio marino. *Medio ambiente. Sci. Technol.* 2001; 35:318–324. número: 10.1021/es0010498.
261. McDonough, W. & Braungart, M., 2013. Cradle to cradle: Remaking the way we make things. 332. <http://www.cradletocradle.com/>
262. McDonough, W., 2013. Cradle to cradle: Rehacer la forma en que hacemos las cosas.
263. McGoran A.R., Clark P.F., Morrill D. Presencia de microplásticos en el tracto digestivo de platija europea, *Platichthys flesus*, y fundición europea, *Osmerus eperlanus*, del río Támesis. *Medio ambiente. Contaminar*. 2017; 220:744–751. doi: 10.1016/j.envpol.2016.09.078.
264. McIlgorm, A., Campbell, H. F., & Rule, M. J., 2011. The economic cost and control of marine debris damage in the Asia-Pacific region. *Ocean and Coastal Management*, 54, 643–651.

265. McIlgorm, Alistair., 2016. Ocean Economy Valuation Studies in the Asia-Pacific Region: Lessons for the Future International Use of National Accounts in the Blue Economy, *Journal of Ocean and Coastal Economics*: Vol. 2: Iss. 2, Article 6. DOI: <https://doi.org/10.15351/2373-8456.1046>.
266. Medina-Lobato, R., 2016. Exposure to bisphenol A and behavior in school-age children. (Exposición al bisfenol A y la conducta de los niños en edad escolar), *NeuroToxicology* 53, 12–19.
267. Merrett, N. R., 1995. Reproduction in the North Atlantic oceanic ichthyofauna and the relationship between fecundity and species' sizes. *Environmental Biology of Fishes*, 41: 207 –245.
268. Microplásticos y La Industria Textil Dr. Davis Lee, Dr. Erin Kirkpatrick, Dr. A. Sydney Gladman y Dr. Donald Ripatti., 2020. Sexta Edición, TextilesPanamericanos.com
269. Ministry of the Environment. Government of Japan. Harmonization of Microplastics Monitoring Methodologies in the Ocean.
270. Mintenig, S. M.; Int-Veen, I.; Löder, M. G. J.; Pimpke, S.; Gerdt, G., Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water Research*: 2016; pp 365- 372.
271. Mohamed, N. & Obbard, J., 2014. Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystem. *Mar. Pollut. Bull.*, 79(1-2), 278-283.
272. Mouat, J., López, R. & Bateson, H., 2010. Economic impacts of marine litter. Lerwick, UK: KIMO.
273. Moustakas, K., G. Xydis, S. Malamis, K.-J. Haralambous, and M. Loizidou. (2008). Analysis of results from the operation of a pilot plasma gasification/vitrification unit for optimizing its performance. *Journal of Hazardous Materials* 151, 473-480.
274. Müller RJ, Schrader H, Profe J, Dresler K & Deckwer WD., 2005. Enzymatic degradation of poly (ethylene terephthalate): rapid hydrolysis using a hidrolase from *T. fusca*. *Macromol. Rapid Commun.* 26, 1400-1405.
275. Murphy F., Ewins C., Carbonnier F., Quinn B. Obras de tratamiento de aguas residuales (WwTW) como fuente de microplásticos en el medio acuático. *Medio ambiente. Sci. Technol.* 2016; 50:5800–5808. doi: 10.1021/acs.est.5b05416.

276. Murray, F., and Cowie, P. R., 2011. Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin*, 62: 1207–1217.
277. Naji, A., Esmaili, Z., Mason, S. & Vethaak, A. D., 2017. The occurrence of microplastic contamination in littoral sediments of the Persian Gulf Iran. *ESPR*, 24(25), 20459-20468.
278. National Geographic España 2020. Disponible en: ¿Planeta o plástico? Las empresas y la lucha contra la contaminación (nationalgeographic.com.es)
279. Neff, J. M., 2002. Bioaccumulation in marine organisms: Effect of contaminants from oil well produced water. Elsevier, Oxford, UK, 452.
280. NEVES ABREU Aline., 2015. Biodegração de materiais poliméricos por fungos filamentosos. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, 2011.
281. Neves, D.; Sobral, P.; Ferreira, J. L.; Pereira, T., Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. 2015, 101 (1), 119-126.
282. Newman, S., Watkins, E., Farmer, A., Brink, P. & Schweitzer, J.P., 2015. The Economics of Marine Litter. En M. M. Bergmann, L. Gutow & M. Klages (Eds), *Marine Anthropogenic Litter* (pp 367-394). Cham, Alemania: Springer.
283. NHMRC, NRMCC., 2011. Australian Drinking Water Guidelines Paper 6 National Water Quality Management Strategy. National Health and Medical Research Council, National Resource Management Ministerial Council, Commonwealth of Australia, Canberra. Disponible en: <http://www.nhmrc.gov.au/about-us/publications/australian-drinking-water-guidelines>
284. Niaounakis, M., *Management of Marine Plastic Debris. Prevention, Recycling and Waste Management*. Elsevier: 2017.
285. Nita M., Grzybowski A. El papel de las especies reactivas de oxígeno y el estrés oxidativo en el mecanismo patológico de las enfermedades oculares relacionadas con la edad y otras patologías de los segmentos oculares anterior y posterior en adultos. *Oxid. Med. Celular. Longev.* 2016; 2016:3164734. doi: 10.1155/2016/3164734.
286. Novotna, K., Cermakova, L., Pivokonska, L., Cajthaml, T. & Pivokonsky, M., 2019. Microplastics in drinking water treatment Current knowledge and research needs. *Sci. Total Environ.*, 667, 30-740.

287. Nuelle, M.-T.; Dekiff, J. H.; Remy, D.; Fries, E., A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental Pollution* 2014, 184, 161-169.
288. O'Donnell, C., Mullins, E., Johnston, G., and Keogh, N. 2013. Blue Whiting Acoustic Survey Cruise Report March 26–April 15, 2013. Marine Institute. <http://hdl.handle.net/10793/917> (last accessed 1 June 2015).
289. Ochoa DM & González JF., 2008. Estrés oxidativo en peces inducido por contaminantes ambientales. *Revista de la Facultad de Medicina Veterinaria y de Zootecnia*. 55(II), 115-126.
290. Ogonowski, M.; Gerdes, Z.; Gorokhova, E., What we know and what we think we know about microplastic effects – A critical perspective *Current Opinion in Environmental Science & Health*: 2018; pp 41-46.
291. Olaso, I., Gutierrez, J. L., Villamor, B., Carrera, P., Valdes, L., and Abaunza, P., 2005. Seasonal changes in the north-eastern Atlantic mackerel diet (*Scomber scombrus*) in the north of Spain (ICES Division VIIIc). *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 85: 415 –418.
292. Olguín EJ., 2003. Phycoremediation: key issues for cost effective nutrient removal processes. *Biotechnol. Adv.* 22, 81-91.
293. ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS, Turn the tide on plastic' urges UN, as microplastics in the seas now outnumber stars in our Galaxy, Fecha de consulta: 1 de abril de 2019. Disponible en: <https://news.un.org/en/story/2017/02/552052-turn-tide-plastic-urges-un-microplastics-seas-now-outnumberstars-our-galaxy>
294. Ortega, Toro Rodrigo, 2017. Desarrollo de materiales biodegradables a base de almidón: valorización de residuos agroindustriales lignocelulósicos. UNAD, Bogotá D.C Colombia. Disponible: DESARROLLO DE MATERIALES BIODEGRADABLES A BASE DE ALMIDÓN: VALORIZACIÓN DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES LIGNOCELULÓSICOS (redclara.net).
295. Oßmann, B. E.; Sarau, G.; Holtmannspötter, H.; Pischetsrieder, M.; Christiansen, S. H.; Dicke, W., Small-sized microplastics and pigmented particles in bottled mineral water. *Water Research* 2018, 141, 307-316.
296. Ostin Garcés Ordóñez y Mónica Rocío Bayona Arena Impactos de la contaminación por basura marina en el ecosistema de manglar de la Ciénaga

Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Recibido: 10 setiembre 2019 DOI: <http://dx.doi.org/10.15359/revmar.11-2.8> Rev. Mar. Cost. Vol. 11 (2): 145-165, julio-diciembre 2019.

297. Pajitas de hierba silvestre de Vietnam. [(consultado el 4 de febrero de 2020)]; Disponible en línea: <https://theaseanpost.com/article/vietnams-wild-grass-straws>
298. Panno S.V., Kelly W.R., Scott J., Zheng W., McNeish R.E., Holm N., Hoellein T.J., Baranski E.L. Contaminación microplástica en sistemas de aguas subterráneas kársticas. *Aguas subterráneas*. 2019; 57:189–196. doi: 10.1111/gwat.12862.
299. PAOT, 2020. Prohibición de plásticos de un solo uso. Disponible: [plasticos_20feb20.pdf](#) (paot.org.mx)
300. Papadopoulou A., Hecht K., Buller R. Degradación enzimática del PET. *Chimia (Aarau)* 2019; 73:743–749. doi: 10.2533/chimia.2019.743.
301. Patrick, S. G., Practical guide to Polyvynil Chloride. Rapra Technology Limited: 2005.
302. Pauly, D., Trites, A. W., Capuli, E., and Christensen, V., 1998. Diet composition and trophic levels of PET fibers https://www.alibaba.com/product-detail/PET-bottles-recycled-polyester-staple-fiber_60287036235.html (accessed 15 junio 2019)
303. Peña Montes Carolina., Peralta Peláez Luis A., y Farrés Amelia., 2022. Biorremediación de la contaminación por plásticos. Disponible en: [Biorremediación de la contaminación por plásticos](#) (amc.edu.mx)
304. Peña Montes, C., E. Bermúdez García, S. L. Morales García y A. Farrés (2018), “Las cutinasas como una herramienta valiosa para la descontaminación de residuos plásticos”, *Mensaje Bioquímico Español*, 42:24-35.
305. Phuong, N.; Poirier, L.; Lagarde, F.; Kamari, A.; Zalouk-Vergnoux, A., Microplastic abundance and characteristics in French Atlantic coastal sediments using a new extraction method. *Environmental Pollution* 2018, 243, 228-237.
306. Pitt J.A., Trevisan R., Massarsky A., Kozal J.S., Levin E.D., Di Giulio R.T. Transferencia materna de nanoplásticos a la descendencia en pez cebrá (*Danio rerio*): Un estudio de caso con nanopolistireno. *Sci. Total Environ.* 2018; 643:324–334. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.186.

307. Pitt, J. A.; Trevisan, R.; Massarsky, A.; Kozal, J. S.; Levin, E. D.; Di Giulio, R. T., Maternal transfer of nanoplastics to offspring in zebrafish (*Danio rerio*): A case study with nanopolystyrene. *Science of the Total Environment*: 2018; pp 324-334.
308. Pivokonsky M., Cermakova L., Novotna K., Peer P., Cajthaml T., Janda V. Ocurrencia de microplásticos en agua potable cruda y tratada. *Sci. Total Environ.* 2018; 643:1644–1651. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.102.
309. Plastic Europe., 2018. Plastic- The facts 2018. An analysis of European plastic production, demand and waste data.
310. Plastics Europe., 2015. Plastics the Facts. An analysis of European plastics production, demand and waste data”
311. Plastics Europe., 2016. Plastic The Facts. An analysis of European plastics production, demand and waste data. <http://www.plasticseurope.org/information-centre/publications.aspx>.
312. Poland C.A., Duffin R., Kinloch I., Maynard A., Wallace W.A., Seaton A., Stone V., Brown S., Macnee W., Donaldson K. Los nanotubos de carbono introducidos en la cavidad abdominal de ratones muestran una patogenicidad similar al amianto en un estudio piloto. *Nat. Nanotecnol.* 2008; 3:423–428. doi: 10.1038/nnano.2008.111.
313. Polyvynil chloride. <https://www.britannica.com/topic/industrial-polymers-468698/Polyvinyl-chloride-PVC> (accessed 10 febrero 2019).
314. Posten C., 2009. Design principles of photo-bioreactors for cultivation of microalgae. *Engineering in Life Science* 9(3): 165-177.
315. Prata J.C. Microplásticos aerotransportados: ¿Consecuencias para la salud humana? *Medio ambiente. Contaminar.* 2018; 234:115–126. doi: 10.1016/j.envpol.2017.11.043.
316. Prata, J. C., da Costa, J. P., Lopes, I., Duarte, A. C. & Rocha-Santos, T., 2019a. Effects of microplastics on microalgae populations: A critical review. *Sci.Total Environ.*, 665, 400-405.
317. Prata, J. C., da Costa, J. P., Lopes, I., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T., 2019b. Environmental exposure to microplastics: an overview on possible human health effects. *Sci.Total Environ.*, 134455 (en prensa).
318. Programa De Las Naciones Unidas Para El Medio Ambiente., (2019), Legal Limits on Single-Use Plastics and Microplastics: A Global Review of National Laws and

Regulations, Fecha de consulta: 1 de abril de 2019. Disponible en: https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/27113/plastics_limits.pdf?sequence=1&isAllowed=y

319. Prohibición del plástico de un solo uso: ¿Qué es el plástico de un solo uso, qué artículos de plástico se prohibirán el 2 de octubre? [(consultado el 4 de febrero de 2020)]; Disponible en línea: <https://www.jagranjosh.com/current-affairs/current-affairs-august-2019-what-is-single-use-plastic-and-why-is-it-being-banned-1567074897-1>
320. Pubchem.ncbi., 2015. Disponible: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/>
321. PVC Air Hose. <https://www.miltonindustries.com/index.php/25-3-8id-x-3-8npt-pvc-hose.html> (accessed 15 junio 2019)
322. PVC Pipes. <https://www.utkarshindia.in/products/pvc-pipes/> (accessed 15 junio 2019).
323. PVC Window frame. <https://www.indiamart.com/proddetail/white-pvc-window-frames-9132472455.html> (accessed 15 junio 2019).
324. Qu M., Xu K., Li Y., Wong G., Wang D. Uso de *Caenorhabditis elegans* mutante *acs-22* para detectar la toxicidad de partículas de nanopoliestireno. *Sci. Total Environ.* 2018; 643:119–126. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.173.
325. Radchenko, V. I., 2007. Mesopelagic fish community supplies “biological pump”. *Raffles Bulletin of Zoology*, 14: 265–271.
326. Rainieri, S. & Barranco, A., 2019. Microplastics, a food safety issue? *Trends Food Sci. Technol.*, 84, 55-57.
327. Rech, S., Borrell, Y. & García-Vázquez, E., 2016. Marine litter as vector of non-native species: what we need to know. *Mar. Pollut. Bull.*, 113(1-2), 40-43.
328. Rech, S., Macaya-Caquilpan, V., Pantoja, J.F., Rivadeneira, M.M., Madariaga, D.J., and Thiel, M., 2014. Rivers as a source of marine litter - A study from the SE Pacific. *Marine Pollution Bulletin* 82 (1-2): 66-75.
329. Reddy, H.K., Quinn TS., 1999. Direct Conversion of Wet Algae to Crude Biodiesel under Supercritical Ethanol Conditions. *Fuel* 115: 720–726.
330. Reid, D. G., Eltink, A., Kelly, C. J., and Clark, M., 2006. Long-Term Changes in the Pattern of the Prespawning Migration of the Western Mackerel (*Scomber scombrus*) Since 1975, Using Commercial Vessel Data. ICES Document CM 2006/B: 14.

331. Retama Gallardo Ivonne., 2016. Repositorio Dspace., Evaluación ambiental de las playas de Huatulco, Oaxaca, México.
332. Revel M., Yakovenko N., Caley T., Guillet C., Chatel A., Mouneyrac C. Acumulación e inmunotoxicidad de microplásticos en el gusano estuarino *Hediste diversicolor* en condiciones de exposición ambientalmente relevantes. *Medio ambiente. Sci. Contaminar. Res. Int.* 2018 doi: 10.1007/s11356-018-3497-6.
333. Riascos, J., Valencia, N., Peña, E. & Cantera, J., 2019. Inhabiting the technosphere: The encroachment of anthropogenic marine litter in Neotropical mangrove forests and its use as habitat by macrobenthic biota. *Mar. Pollut. Bull.*, 142, 559-568.
334. Ríos, L.M., Moore, C. & Jones, P.R., 2007. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Mar. Pollut. Bull.*, 54(8), 1230-1237.
335. Rochman C.M., Hoh E., Hentschel B.T., Kaye S. Medición de campo a largo plazo de la sorción de contaminantes orgánicos a cinco tipos de gránulos de plástico: Implicaciones para los desechos plásticos marinos. *Medio ambiente. Sci. Technol.* 2013; 47:1646–1654. doi: 10.1021/es303700s.
336. Rochman C.M., Kurobe T., Flores I., Teh S.J. Señales de alerta temprana de alteración endocrina en peces adultos por la ingestión de polietileno con y sin contaminantes químicos absorbidos del medio marino. *Sci. Total, Environ.* 2014; 493:656–661. doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.06.051.
337. Rochman, C. M., 2015. The complex mixture, fate and toxicity of chemicals associated with plastic debris in the marine environment. In *Marine Anthropogenic Litter*, pp. 75 –140. Ed. by M. Bergmann, L. Gutow, and M. Klages. Springer, Berlin
338. Rochman, C. M.; Tahir, A.; Williams, S. L.; Baxa, D. V.; Lam, R.; Miller, J. T.; Teh, F.-C.; Werorilangi, S.; Teh, S. J., Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Scientific Reports* 2015, 5 (1), 14340.
339. Rochman, C.M., Hoh, E., Kurobe, T., and Teh, S. J., 2013. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports*, 3: 1 –7.

340. Romeo, T., B. Pietro, C. Pedà, P. Consoli, F. Andaloro and M. C. Fossi., 2015. First evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the Mediterranean Sea. *Marine pollution bulletin*, 95 (1): 358-361.
341. Rosevelt, C., Los Huertos, M., Garza, C., & Nevins, H. M., 2013. Marine debris in central California: Quantifying type and abundance of beach litter in Monterey Bay, CA. *Marine Pollution Bulletin*, 71(1–2), 299–306.
342. Roy, P.K., Hakkarainen, M., Varma, I.K., Albertsson, A. C., 2011. Degradable polyethylene: fantasy or reality. *Environmental Science & Technology*, 45: 4217–4227.
343. Rummel CD, Löder MG, Fricke NF, Lang T, Griebeler EM, Janke M, Gerdtz G., 2016. Ingestión de plástico por peces pelágicos y demersales del Mar del Norte y el Mar Báltico. *Mar Contamina Toro* 102:134-41.
344. Sanchez Campos Mitzi Ariadna., 2021. Contaminación por microplásticos en agua, Zooplancton y sedimento de la Laguna De Sontecomapan, Veracruz. UNAM
345. Sánchez Hernández Lirio Jazmín., 2018. Evaluación de la Presencia de microplásticos en peces comerciales, agua y sedimento del estuario de Tecolutla, Veracruz. Tesis de maestría de la UAM.
346. Sánchez, M.E., M.J. Cuetos, O. Martínez, A. Morán. (2007). Pilot scale thermolysis of municipal solid waste: Combustibility of the products of the process and gas cleaning treatment of the combustion gases. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*. 78 (1), 125-132.
347. Santana, M.F.M., Ascer, L.G., Custódio, M.R., Moreira, F.T. & Turra, A., 2016, 'Microplastic contamination in natural mussel beds from a Brazilian urbanized coastal region: Rapid evaluation through bioassessment.' (Contaminación por microplásticos en un vivero de mejillón natural en una región litoral urbanizada de Brasil: una rápida evaluación mediante la bioevaluación), *Marine Pollution Bulletin* 106, 183–189
348. Schirinzi GF, Pérez-Pomeda I, Sanchís J, Rossini C, Farré M & Barceló D., 2017. Cytotoxic effects of commonly used nanomaterials and microplastics on cerebral and epithelial human cells. *Environ. Res.* 159, 579-587.

349. Schymanski, D.; Goldbeck, C.; Humpf, H. U.; Fürst, P., Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water. *Water Research*: 2018; pp 154-162.
350. Serranti, S.; Palmieri, R.; Bonifazi, G.; Cozar, A., Characterization of microplastic litter from oceans by an innovative approach based on hyperspectral imaging. *Waste Management* 2018, 76, 117-125.
351. Setälä O, Norkko J, Lehtiniemi M., 2014. El tipo de alimentación afecta la ingestión de microplásticos en una comunidad de invertebrados costeros. *Mar Contamina Toro* 102:95-101.
352. Setala O., Fleming-Lehtinen V., Lehtiniemi M. Ingestión y transferencia de microplásticos en la red trófica planctónica. *Medio ambiente. Contaminar*. 2014; 185:77–83. doi: 10.1016/j.envpol.2013.10.013.
353. SF Zhang, LL Zhang, K Luo, ZX Sun and XX Mei *Waste Manag Res.*, 2014. Separation properties of aluminium– plastic laminates in post-consumer Tetra Pak with mixed organic solven.
354. Shim, W. J.; Song, Y. K.; Hong, S. H.; Jang, M., Identification and quantification of microplastics using Nile Red staining. 2016.
355. Simon, M.; van Alst, N.; Vollersten, J., Quantification of microplastic mass and removal rates at wastewater treatment plants applying Focal Plane Array (FPA)-based Fourier Transform Infrared (FT-IR) imaging. *Water Research*: 2018; pp 1-9.
356. Sjollem S.B., Redondo-Hasselerharm P., Leslie H.A., Kraak M.H.S., Vethaak A.D. ¿Las partículas de plástico afectan la fotosíntesis y el crecimiento de las microalgas? *Aquat.Toxicol*. 2016; 170:259–261.doi: 10.1016/j.aquatox.2015.12.002.
357. Skoog, D. A.; West, D. M., *Principles of Instrumental Analysis*. 2 ed.; Saunders College: 1980.
358. Sleight V.A., Bakir A., Thompson R.C., Henry T.B. Evaluación de la biodisponibilidad de contaminantes absorbidos por microplásticos mediante el análisis de la expresión génica de biomarcadores en larvas de pez cebra. *Mar. Contaminar. Toro*. 2017; 116:291–297. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.12.055.
359. Smirnov, B.M. (1977). *Introduction to plasma physics*. Mir Publishers, Moscow.

360. Smith M., Love D.C., Rochman C.M., Neff R.A. Microplásticos en mariscos y las implicaciones para la salud humana. *Curr. Medio ambiente. Representante de Salud* 2018; 5:375–386. doi: 10.1007/s40572-018-0206-z.
361. Smith, S., 2012. Marine debris: A proximate threat to marine sustainability in Bootless Bay, Papua New Guinea. *Marine. Mar. Pollut. Bull.*, 64, 1880-1883.
362. Song, Y. K.; Hong, S. H.; Jang, M.; Han, G. M.; Rani, M.; Lee, J.; Shim, W. J., A comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples. *Marine Pollution Bulletin*: 2015; pp 202-209.
363. Song, Y., Hong, S., Jang, M., Kang, J., Kwon, O., Han, G., Shim, W., 2015. Large accumulation of micro-sized synthetic polymer particles in the sea surface microlayer. *Environ. Sci. Technol.* 48(16), 9014-9021. DOI: 10.1021/es501757s
364. SR-FTIR Endstation.
<http://www.esrf.eu/home/UsersAndScience/Experiments/XNP/ID21/SrFtir.html>
(accessed 6 febrero 2019).
365. Steinberg, D. K., Carlson, C. A., Bates, N. R., Goldthwait, S. A., Madin, L. P., and Michaels, A. F., 2000. Zooplankton vertical migration and the active transport of dissolved organic and inorganic carbon in the Sargasso Sea. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 47: 137–158.
366. Sun, X., Li, Q., Zhu, M., Liang, J., Zheng, S. & Zhao, Y., 2019. Ingestion of microplastic by natural groups in the northern South China Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 115(1-2), 217-224
367. Sussarellu R., Suquet M., Thomas Y., Lambert C., Fabioux C., Pernet M.E., Le Goic N., Quillien V., Mingant C., Epelboin Y. La reproducción de ostras se ve afectada por la exposición a microplásticos de poliestireno. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*. 2016; 113:2430–2435. doi: 10.1073/pnas.1519019113.
368. Tabata Olavarrieta García., 2017. Abundancia de microplásticos en la Bahía de La Paz y niveles de ftalatos en el Rorcual Común (*Balaenoptera physalus*). Universidad Autónoma de Baja California Sur (UABCS)
369. Tallec K., Huvet A., Di Poi C., Gonzalez-Fernandez C., Lambert C., Petton B., Le Goic N., Berchel M., Soudant P., Paul-Pont I. Nanoplastics impaired oyster free living stages, gametes and embryos. *Medio ambiente. Contaminar*. 2018; 242:1226–1235. doi: 10.1016/j.envpol.2018.08.020.

370. Talsness, C.E., Andrade, A.J.M., Kuriyama, S.N., Taylor, J.A., vom Saal, F.S., 2009. Components of plastic: experimental studies in animals and relevance for human health. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364: 2079–2096.
371. Tang J., Ni X., Zhou Z., Wang L., Lin S. La exposición aguda a microplásticos aumenta la respuesta al estrés y suprime la desintoxicación y las capacidades inmunes en el coral escleractino *Pocillopora damicornis*. *Medio ambiente. Contaminar*. 2018; 243:66–74. doi: 10.1016/j.envpol.2018.08.045.
372. Tellez Alcantara Virginia., 2019. Contaminación por microplásticos en la zona sur y centro de las costas de Quintana Roo UNAM.
373. Thevenon, F., Carroll C., Sousa J., 2014. *Plastic Debris in the Ocean: The Characterization of Marine Plastics and their Environmental Impacts, Situation Analysis Report*. Gland, Switzerland: IUCN. 52
374. Thiel, M., Hinojosa, I. A., Miranda, L., Pantoja, J. F., Rivadeneira, M. M., & Vásquez, N., 2013. Anthropogenic marine debris in the coastal environment: A multi-year comparison between coastal waters and local shores. *Marine Pollution Bulletin*, 71, 307–316.
375. Thompson RC, Olse Y, Mitchell RP, Davis A, Rowland SJ, John AW, McGonigle D & Russell AE., 2004. Lost at sea: ¿where is all the plastic? *Science*. 304, 838.
376. Thompson, R.C, Moore, C., Andrady, A., Gregory, M., Takada, H., Weisberg, S., 2005. New directions in plastic debris. *Science*, 1117b.
377. Thompson, R.C., 2006. Plastic debris in the marine environment: consequences and solutions. *Marine Nature Conservation in Europe*, 107–115.
378. Toledo Martinez, Ma Ángeles 2019., *Revisión Bibliográfica de los Métodos de Análisis de Micro(Nano)Plásticos en el Medioambiente y en la Biota Marina*. Uned; pp 44-46
379. Toledo, S.R., 1997. *Atlas del patrimonio natural, histórico y cultural del estado de Veracruz*. Tomo I (pp. 43-64)
380. Topçu, E. N., Tonay, A. M., Dede, A., Öztürk, A. A., & Öztürk, B., 2013. Origin and abundance of marine litter along sandy beaches of the Turkish Western Black Sea Coast. *Marine Environmental Research*, 85, 21–28.

381. Troost, T. A., Desclaux, T., Leslie, H. A., van Der Meulen, M. D. & Vethaak, A. D., 2018. ¿Do microplastics affect marine ecosystem productivity? *Mar. Pollut. Bull.*, 135, 17-29.
382. Turcotte S.E., Chee A., Walsh R., Grant F.C., Liss G.M., Boag A., Forkert L., Munt P.W., Loughheed M.D. Flock worker's lung disease: Natural history of cases and exposed workers in Kingston, Ontario. *Pecho*. 2013; 143:1642–1648. doi: 10.1378/pecho.12-0920.
383. Turell, G.; Corset, J., Raman microscopy. *Developments and Applications*. Elsevier Academic Press: San Diego, California, USA, 1996.
384. Tyree, Chris y Dan Morrison., 2017. Invisibles: El plástico dentro de nosotros. Informe de investigación de Orb media, disponible en: https://orbmedia.org/stories/El_pl%C3%A1stico/
385. Uchikawa K. Yamamura O. Kitagawa D. Sakurai Y., 2002. Dieta del pez mesopelágico *Notoscopelus japonicus* (Familia: Myctophidae) asociado con el talud continental frente a la costa del Pacífico de Honshu, Japón. *Fisheries Science*, 68:1034–1040.
386. Ul-Hamid, A., *A Beginners' Guide to Scanning Electron Microscopy*. Springer: 2018.
387. Un dispositivo flotante creado para limpiar el plástico del océano finalmente está haciendo su trabajo, dicen los organizadores. [(consultado el 4 de febrero de 2020)]; Disponible en línea: <https://edition.cnn.com/2019/10/02/tech/ocean-cleanup-catching-plastic-scen-trnd/index.html>
388. Un proyecto en la India está convirtiendo las redes de pesca desechadas en tablas de surf para reducir el plástico oceánico. [(consultado el 4 de febrero de 2020)]; Disponible en línea: <https://www.mentalfloss.com/article/595467/project-india-fishing-nets-surfboards-reduce-ocean-plastic>
389. Una carretera llena de cuellos de botella: el carril bici holandés está hecho de residuos plásticos. [(consultado el 4 de febrero de 2020)]; Disponible en línea: <https://www.theguardian.com/environment/2018/sep/13/a-road-full-of-bottlenecks-dutch-cycle-path-is-made-of-plastic-waste>
390. UNEP (United Nations Environmental Programme)., 2016. *Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change*. United Nations Environment Programme, Nairobi.

391. UNEP y GRID Arendal., 2016. Marine Litter Vital Graphics. Nairobi, Kenia: UNEP y GRID.
392. UNEP., 2009. Marine Litter: A Global Challenge. United Nations Environment Program – Nairobi, Kenya, 232pp.
393. United States Environmental Protection Agency. About the Unregulated Contaminant Monitoring Rule. Disponible en: <http://www.epa.gov/dwucmr/learn-about-unregulated-contaminant-monitoring-rule>
394. United States Environmental Protection Agency. National Primary Drinking Water Regulations. Disponible en: <http://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/national-primary-drinking-water-regulations>
395. United States Environmental Protection Agency. Trash-Free Waters. Toxicological Threats of Plastic. Disponible en: <http://www.epa.gov/trash-free-waters/toxicological-threats-plastic>
396. Universidad Autónoma Metropolitana (UAM). Hallan microplásticos en 10% de los peces del Golfo de México. Disponible en: <https://www.jornada.com.mx/2018/10/09/sociedad/039n3soc>
397. Urbanek A.K., Rymowicz W., Mironczuk A.M. Degradación de plásticos y bacterias que degradan el plástico en hábitats marinos fríos. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 2018; 102:7669–7678. doi: 10.1007/s00253-018-9195-y.
398. Van Cauwenberghe L., Janssen C.R. Microplásticos en bivalvos cultivados para consumo humano. *Medio ambiente. Contaminar.* 2014; 193:65–70. doi: 10.1016/j.envpol.2014.06.010.
399. Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbens, J., Janssen, C. R., 2015. Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Marine Environmental Research*, 111: 5–17.
400. Van Franeker J.A., Bravo Rebolledo E.L., Hesse E., LL I.J., Kuhn S., Leopold M., Mielke L. Ingestión de plástico por marsopas de puerto Phocoena phocoena en los Países Bajos: Establecimiento de un método normalizado. *Ambio.* 2018; 47:387–397. doi: 10.1007/s13280-017-1002-y.
401. Vandermeersch G., Van Cauwenberghe L., Janssen C.R., Marques A., Granby K., Fait G., Kotterman M.J., Diogene J., Bekaert K., Robbens J. Una visión crítica sobre la cuantificación de microplásticos en organismos acuáticos. *Entorno.* 2015; 143:46–55. doi: 10.1016/j.envres.2015.07.016.

402. Vegter, A.C., Barletta, M., Beck, C., Borrero, J., Burton, H., Campbell, M. L., Costa, M. F., Eriksen, M., Eriksson, C., Estrades, A., Gilardi, K. V., Hardesty, B. D., Ivar do Sul, J. A., Lavers, J. L., Lazar, B., Lebreton, L., Nichols, W. J., Ribic, C. A., Ryan, P. G., Hamann, M., 2014. Prioridades globales de investigación para mitigar los impactos de la contaminación plástica en la vida silvestre marina. *Investigación de especies en peligro de extinción*, 25(3), 225-247. Disponible en: <https://doi.org/10.3354/esr00623>
403. Vethaak AD & Leslie HA., 2016. Plastic Debris Is a Human Health Issue. *Environ. Sci. Technol.* 50(13), 6825-6826.
404. Vianna N.J., Brady J., Harper P. Angiosarcoma del hígado: Lesión señal de exposición al cloruro de vinilo. *Medio ambiente. Perspección de la salud.* 1981; 41:207–210. doi: 10.1289/ehp.8141207.
405. Vista de Cuando el plástico llega por el grifo de su casa. Desigualdad global en la contaminación del agua.,2021. Entrevista a Miguel Tamayo Belda | Relaciones Internacionales (uam.es)
406. Vista de Impactos de la contaminación por desechos marinos en el ecosistema de manglares de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano (una.ac.cr)
407. Von Moos N., Burkhardt-Holm P., Kohler A. Captación y efectos de los microplásticos en las células y tejidos del mejillón azul *Mytilus edulis* L. Después de una exposición experimental. *Medio ambiente. Sci. Technol.* 2012; 46:11327–11335. doi: 10.1021/es302332w.
408. W.J. Shim, S.H. Hong, S. Eo., Contaminación microplástica en ambientes acuáticos. *Microplásticos marinos Emerger. Materia Medio Ambiente. Urg.* (2018), pp. 1-26
409. Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., Fries, E., Grosbois, C., Klasmeier, J., Marti, T., Rodriguez-Mozaz, S., Urtbatzka, R., Vethaak, A.D., Winther-Nielsen, M., Reifferscheid, G., 2014. Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environ. Sci. Eur.* 26 (12).
410. Wang F, Wong CS, Chen D, Lu X, Wang F, & Zeng EY., 2018. Interaction of toxic chemicals with microplastics: a critical review. *Water Res.* 139, 208-219.

411. Wang J., Tan Z., Peng J., Qiu Q., Li M. Los comportamientos de los microplásticos en el medio marino. *Mar. Medio Ambiente Res.* 2016; 113:7–17. doi: 10.1016/j.marenvres.2015.10.014.
412. Wang J., Zhou G., Chen C., Yu H., Wang T., Ma Y., Jia G., Gao Y., Li B., Sun J. Toxicidad aguda y biodistribución de partículas de dióxido de titanio de diferentes tamaños en ratones después de la administración oral. *Toxicol. Lett.* 2007; 168:176–185. doi: 10.1016/j.toxlet.2006.12.001.
413. Wang R, Diao P, Chen Q, Wu H, Xu N & Duan S., 2017. Identification of novel pathways for biodegradations of bisphenol A by the green alga *Desmodesmus* sp.WR1, combined with mechanistic analysis at the transcriptome level. *Chem. Eng. J.* 321, 424-431.
414. Wang, M.; Lu, X.; Yin, X.; Tong, Y.; Peng, W.; Wu, L.; Li, H.; Yang, Y.; Gu, J.; Xiao, T.; Chen, M.; Zhang, J., Synchrotron radiation-based Fourier-transform infrared spectromicroscopy for characterization of the protein/peptide distribution in single microspheres. 2015, 5 (3), 270-276.
415. Wang, Z. M.; Wagner, J.; Ghosal, S.; Bedi, G.; Wall, S., SEM/EDS and optical microscopy analyses of microplastics in ocean trawl and fish guts. *Science of the Total Environment*: 2017; pp 616-626.
416. Weihrauch M., Benick M., Lehner G., Wittekind M., Bader M., Wrbitzk R., Tannapfel A. Alta prevalencia de mutaciones de K-ras-2 en carcinomas hepatocelulares en trabajadores expuestos al cloruro de vinilo. *Int. Arq. Occup. Medio ambiente. Salud.* 2001; 74:405–410. Doi: 10.1007/s004200100244.
417. Welle F., Franz R. Microplástico en agua mineral natural embotellada: revisión de la literatura y consideraciones sobre la exposición y la evaluación del riesgo. *Addit de alimentos. Contam. Parte A Chem. Anal. Control Expo. Evaluación de riesgos.* 2018; 35:2482–2492. número: 10.1080/19440049.2018.1543957.
418. Wesch C., Bredimus K., Paulus M., Klein R. Towards the suitable monitoring of ingestion of microplastics by marine biota: A review. *Medio ambiente. Contaminar.* 2016; 218:1200–1208. doi: 10.1016/j.envpol.2016.08.076
419. What is Raman Spectroscopy? <https://www.nanophoton.net/raman/raman-spectroscopy.html> (accessed 21 marzo 2019).

420. WHO Regional Office for Europe. Support to the revision of Annex I Council Directive 98/83/EC on the Quality of Water Intended for Human Consumption (Drinking Water Directive) Recommendations., 2017. Disponible en: https://www.ec.europa.eu/environment/water/water-drink/pdf/WHO_parameter_report.pdf
421. Wilcox C., Puckridge M., Schuyler Q.A., Townsend K., Hardesty B.D. Un análisis cuantitativo que vincula la mortalidad de las tortugas marinas y la ingestión de desechos plásticos. *Sci. Rep.* 2018; 8:12536. doi: 10.1038/s41598-018-30038-z.
422. Winston, J. E., 1982. Drift plastic—an expanding niche for a marine invertebrate? *Marine Pollution Bulletin*, 13, 348–351.
423. Woodall, L.C., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G.L.J., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A.D., Narayanaswamy, B.E., Thompson, R.C., 2014. The deep sea is a major sink for microplastic debris. *R. Soc. Open Sci.* 1 (4), 140317e140317. <http://doi.org/10.1098/rsos.140317>
424. Workshop on the Environmentally Sound Management of Plastic Wastes for the prevention of marine litter and plastic pollution., 2017. 'Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel.
425. Wotton, R. S., and Malmqvist, B., 2001. Feces in aquatic ecosystems. *BioScience*, 51: 537–544.
426. Wright, S. L., Thompson, R. C., Galloway, T. S., 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental pollution*, 178:483
427. Wright, S. L.; Rowe, D.; Thompson, R. C.; Galloway, T. S., Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms. 2013, 23 (23), R1031-R1033. 7
428. Wu B., Wu X., Liu S., Wang Z., Chen L. Efectos dependientes del tamaño de los microplásticos de poliestireno sobre la citotoxicidad y la inhibición de la bomba de eflujo en células humanas de Caco-2. *Quimiosfera*. 2019; 221:333–341. doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.01.056.
429. Xanthos D., Walker T.R. Políticas internacionales para reducir la contaminación marina plástica causada por plásticos de un solo uso (bolsas de plástico y microperlas): Una revisión. *Mar. Contaminar. Toro*. 2017; 118:17–26. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.02.048.

430. Yang Y.F., Chen C.Y., Lu T.H., Liao C.M. Toxicity-based toxicokinetic/toxicodynamic assessment for bioaccumulation of polystyrene microplastics in mice. *J. Peligro. Mamá.* 2019; 366:703–713. doi: 10.1016/j.jhazmat.2018.12.048.
431. Zapata A, Estrany F, Pujol RO., 2007. Degradación de los residuos de materiales plásticos. *Ingeniería Química.* 448, 186-190.
432. Zeng T, Visa L., 1997. Paleogeographic evolution of early deep-water Gulf of Mexico and margins, Jurassic to Middle Cretaceous (Comanchean). *The American Association of Petroleum Geologist Bulletin*, 72, 318 –346
433. Zhang X, Liu L, Zhang S, Pan Y, Li J, Pan H, Xu S & Luo F., 2016. Biodegradation of dimethyl phthalate by freshwater unicellular cyanobacteria. *BioMed Res. Intl.* 2016
434. Zhang, X., and Dam, H. G., 1997. Downward export of carbon by diel migrant mesozooplankton in the central equatorial Pacific. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 44: 2191–2202.
435. Zhou, Q.; Zhang, H.; Fu, C.; Zhou, Y.; Dai, Z.; Li, Y.; Tu, C.; Luo, Y., The distribution and morphology of microplastics in coastal soils adjacent to the Bohai Sea and the Yellow Sea. *Geoderma* 2018, 322, 201-208.
436. Ziajahromi S., Neale P.A., Rintoul L., Leusch F.D. Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. *Agua Res.* 2017; 112:93–99. doi: 10.1016/j.watres.2017.01.042.