

Informe del Comité Científico de la Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición (AESAN) sobre la presencia y la seguridad de los plásticos como contaminantes en los alimentos

Número de referencia: AESAN-2019-007

Informe aprobado por el Comité Científico en su sesión plenaria de 26 de noviembre de 2019

Grupo de trabajo

Carmen Rubio Armendáriz (Coordinadora), Álvaro Daschner, Elena González Fandos, María José González Muñoz, María Victoria Moreno-Arribas, Pau Talens Oliag, Juana Bustos García de Castro (AESAN)

Comité Científico

Carlos Alonso Calleja Universidad de León	Rosa María Giner Pons Universitat de València	Sonia Marín Sillué Universitat de Lleida	Magdalena Rafecas Martínez Universitat de Barcelona
Montaña Cámara Hurtado Universidad Complutense de Madrid	Elena González Fandos Universidad de La Rioja	José Alfredo Martínez Hernández Universidad de Navarra	David Rodríguez Lázaro Universidad de Burgos
Álvaro Daschner Hospital de La Princesa de Madrid	María José González Muñoz Universidad de Alcalá de Henares	Francisco José Morales Navas Consejo Superior de Investigaciones Científicas	Carmen Rubio Armendáriz Universidad de La Laguna
Pablo Fernández Escámez Universidad Politécnica de Cartagena	Esther López García Universidad Autónoma de Madrid	Victoria Moreno Arribas Consejo Superior de Investigaciones Científicas	María José Ruiz Leal Universitat de València
Carlos Manuel Franco Abuín Universidad de Santiago de Compostela	Jordi Mañes Vinuesa Universitat de València	María del Puy Portillo Baquedano Universidad del País Vasco	Pau Talens Oliag Universitat Politècnica de València
Secretario técnico Vicente Calderón Pascual			

Resumen

El uso de plásticos está muy extendido tanto a nivel industrial como doméstico, como material de envasado de alimentos y como material de contacto con ellos, y, por ello, los plásticos y su impacto ambiental, especialmente en el medio marino, despiertan gran interés y preocupación. Los microplásticos han centrado la mayoría de los estudios realizados hasta ahora por su creciente presencia en el medio natural y su potencial para ser transferidos entre niveles tróficos. Es necesario no sólo una evaluación exhaustiva de la presencia de microplásticos en el medio ambiente y los alimentos sino, también, de sus efectos en la salud de las personas.

Este informe trata de revisar la presencia de microplásticos en alimentos y abordar la exposición dietética a los plásticos que acceden a la cadena trófica tras contaminar el medio ambiente.

Los datos de niveles de microplásticos en alimentos provienen, fundamentalmente, de pescado, moluscos y crustáceos. Entre los alimentos de origen no marino estudiados destacan el agua de

bebida y la sal, entre otros. Sin embargo, los datos de calidad sobre la ocurrencia de microplásticos en alimentos continúan siendo escasos, especialmente para alimentos no marinos. La determinación de polímeros plásticos no sólo precisa de la estandarización de métodos de análisis que permitan la reproducibilidad y la comparación de los resultados al tiempo que su monitorización sino de consenso en la definición, descripción y expresión de los resultados.

Los micro y nanoplásticos tienen el potencial de ser transferidos entre niveles tróficos y, por ello, la caracterización del riesgo y la evaluación de la exposición dietética a ellos constituye un reto actual para la seguridad alimentaria junto con el estudio del papel de los plásticos como vectores de otros contaminantes y microorganismos patógenos.

Con la información y datos actualmente disponibles no hay base suficiente para caracterizar la potencial toxicidad de los microplásticos en humanos. Los potenciales efectos de los microplásticos en la salud de los consumidores son aún desconocidos y precisan de más investigación. La carencia de un amplio conocimiento sobre la toxicocinética y toxicodinamia de estos contaminantes y de sus efectos sobre la salud impide efectuar una sólida caracterización del riesgo si bien muchos autores anticipan que el riesgo derivado de la exposición dietética a plásticos y derivados es bajo. A pesar de ello, la publicación de estudios experimentales y epidemiológicos que asocian la exposición prolongada a muy pequeñas dosis con efectos adversos mantiene viva esta creciente preocupación de la comunidad científica por la exposición dietética a los plásticos y sus aditivos.

El Comité Científico concluye que los niveles de exposición dietética totales a plásticos, microplásticos y nanoplásticos no pueden ser aún estimados y la caracterización del riesgo no puede concluirse si bien se sugiere que la investigación futura sobre estos contaminantes alimentarios aporte soluciones innovadoras que implementen medidas de mitigación/minimización de la exposición dietética del hombre al tiempo que la regulación de niveles máximos de sus principales moléculas en las distintas fuentes alimentarias.

El compromiso global de reducir, reutilizar o reciclar los materiales plásticos constituye la mejor herramienta para minimizar el impacto ambiental y sobre la salud de estos contaminantes.

Palabras clave

Plásticos, microplásticos, contaminantes.

Report of the Scientific Committee of the Spanish Agency for Food Safety and Nutrition (AESAN) on the presence and safety of plastics as contaminants in food

Abstract

The use of plastics is widespread in both industry and domestic life as food packaging material and as a material that comes into contact with food. Therefore, plastics and their environmental impact, especially in the marine environment, arouse great interest and concern. Microplastics have been the focus of most of the studies carried out so far due to their growing presence in the natural environment and their potential to be transferred between trophic levels. It is necessary not only to make an exhaustive assessment of the presence of microplastics in the environment and food, but also of their effects on human's health.

This report attempts to review the presence of microplastics in food and address dietary exposure to plastics that access the food chain after contaminating the environment.

The data on levels of microplastics in foods come, mainly, from fish, molluscs and crustaceans. Among the non-seafoods studied, drinking water and salt stand out, among others. However, quality data on the occurrence of microplastics in food remain scarce, especially for non-seafoods. The determination of plastic polymers not only requires the standardisation of methods of analysis that allow for the reproducibility and comparison of the results alongside their monitoring but also a consensus on the definition, description and expression of the results.

Micro- and nanoplastics have the potential to be transferred between trophic levels and, therefore, the risk characterisation and the assessment of dietary exposure to them constitutes a current challenge for food safety alongside the study of the role of plastics as vectors of other contaminants and pathogenic microorganisms.

With the information and data currently available, there is insufficient information to characterise the potential toxicity of microplastics in humans. The potential effects of microplastics on the health of consumers are still unknown and require further research. The lack of extensive knowledge on the toxicokinetics and toxicodynamics of these pollutants and their health effects prevents from making a solid risk characterisation, although many authors expect that the risk derived from dietary exposure to plastics and derivatives is low. Despite this, the publication of experimental and epidemiological studies that associate prolonged exposure to very small doses with adverse effects keeps alive this growing concern of the scientific community regarding dietary exposure to plastics and their additives.

This Committee concludes that the exposure assessment of plastics, microplastics and nanoplastics cannot be assessed yet and the risk assessment cannot be concluded, although it suggests that future research on these food contaminants may provide innovative solutions for the implementation of measures that minimise human dietary exposure, and at the same time, regulate the maximum levels of their main molecules in foods.

The global commitment to reduce, reuse or recycle plastic materials is the best tool to mitigate the environmental and health impact of these pollutants.

Key words

Plastics, microplastics, contaminants.

Acrónimos

BBP	Bencil butilftalato
BPA	Bisfenol A
DEHP	di(2-etilhexil) ftalato
DnBP	di-n-Butil ftalato
EPS	Poliestireno expandido
PAHs	Hidrocarburos aromáticos policíclicos
HDPE	Polietileno de alta densidad
LDPE	Polietileno de baja densidad
MP	Microplásticos
NOAEL	Nivel sin efecto adverso observable
NP	Nanoplásticos
PA	Poliamida
PAAM	Poliacrilamida
PC	Policarbonato
PCBs	Bifenilos policlorados
PE	Polietileno
PET	Tereftalato de polietileno
PLA	Ácido Poliláctico
PMMA	Polimetilmetacrilato
POM	Polioximetileno
PP	Polipropileno
PS	Poliestireno
PSU	Polisulfona
PVC	Policloruro de vinilo
PUR	Poliuretano

1. Introducción

El uso de plásticos está muy extendido tanto a nivel industrial como doméstico. En las últimas décadas se ha observado un incremento importante en su producción y utilización (Ogunola et al., 2018). Según la Estrategia Europea para el plástico en una economía circular publicada por la Comisión Europea en 2018, la producción mundial de plástico se ha multiplicado por veinte desde el decenio de 1960, alcanzando 322 millones de toneladas en 2015, y se calcula que se duplicará nuevamente durante los próximos 20 años.

El uso de plásticos como material de envasado de alimentos y como material de contacto con ellos también ha aumentado considerablemente (Van Eygen et al., 2017) (Smithers Pira, 2018) debido, principalmente, al crecimiento de la población, la expansión de los mercados y la necesidad de reducir el desperdicio de alimentos (Andrady y Neal, 2009) (Sohail et al., 2018). Se observa la presencia creciente de envases de plástico u otros productos de consumo que se desechan después de un uso breve, rara vez se reciclan y muchas veces acaban en las basuras, por ejemplo, pequeños envases, bolsas, tazas, tapas, pajas y cubiertos, en los que el plástico es muy utilizado dada su ligereza, bajo coste y carácter práctico (CE, 2018a).

La migración de sustancias plásticas desde los envases a los alimentos está regulada por el Reglamento (UE) N° 10/2011 sobre materiales y objetos plásticos (UE, 2011) y, aunque no es objeto del presente informe, se ha considerado oportuno incluir alguna referencia a este fenómeno tan ampliamente estudiado. Se espera que todos los materiales plásticos destinados a entrar en contacto con alimentos sean lo suficientemente inertes para evitar la transferencia de moléculas que pudieran alterar la composición y características organolépticas del alimento y suponer un peligro (Serrano et al., 2014) (Fasano y Cirillo, 2018). El Reglamento (UE) N° 10/2011 define el límite de migración específica (LME) como la cantidad máxima permitida de una sustancia dada liberada desde un material u objeto en alimentos o en simulantes alimentarios. Mucho se ha publicado sobre la migración y todos los autores parecen coincidir en que la migración va a depender, entre otros factores, del tamaño de partícula (moléculas de pequeño tamaño con punto de ebullición bajo migrarán de forma más rápida que moléculas de mayor tamaño); la concentración inicial de la sustancia química en el plástico; el espesor y la cristalinidad; el tipo de alimento su contenido en grasa y su humedad; la temperatura y tiempo de almacenamiento y el área de contacto con el alimento (Fassano y Cirillo, 2018) (Hahladakis et al., 2018).

No hay duda que los plásticos y su dramático impacto ambiental, especialmente en el medio marino, despiertan gran interés y preocupación. Los microplásticos (MP), plásticos que oscilan entre 0,1 y 5000 μm , y los nanoplásticos (NP), partículas de plástico de aproximadamente 0,001 hasta 0,1 μm originados a partir de materiales de ingeniería o durante la fragmentación de desechos microplásticos (GESAMP, 2015), han centrado la mayoría de estudios realizados hasta ahora por su creciente presencia en el medio natural y su potencial para ser transferidos entre niveles tróficos (Cozar et al., 2014) (Koelman et al., 2015) (da Costa et al., 2016) (EFSA, 2016) (Auta et al., 2017) (Hernández et al., 2017) (Barboza et al., 2018) (Horn et al., 2019). Nano y microplásticos habitualmente se discuten por separado pero, recientemente, algunos informes los presentan juntos como "NMP" (SAPEA, 2019).

Se ha señalado que los plásticos representan entre el 80 y el 85 % de los desechos presentes en el mar y, sin duda, el aumento de la presencia de microplásticos en el medio marino conlleva un aumento de su presencia en los organismos marinos (Auta et al., 2017) (Ogunola et al., 2018). Cada año, entre 5 y 13 millones de toneladas de plástico (del 1,5 al 4 % de la producción mundial) acaban en los océanos. En Europa se generan anualmente unos 25,8 millones de toneladas de residuos de plástico y menos del 30 % de ellos se recogen para su reciclado y entre 150 000 y 500 000 toneladas de residuos de plástico acaban cada año en los océanos (CE, 2018a). Residuos plásticos han sido detectados tanto en los niveles más bajos de la cadena alimentaria, zooplancton, como en niveles más altos, invertebrados (crustáceos y moluscos) y vertebrados (distintos pescados). Especial atención merecen los crustáceos que se alimentan por filtración como es el caso de mejillones y ostras (Cole et al., 2011) (Van Cauwenberghe y Janssen, 2014) (Mathalon y Hill, 2014) (Van Cauwenberghe et al., 2015) (Desforges et al., 2015) (Brâte et al., 2016) (Auta et al., 2017) (Güven et al., 2017) (Jabeen et al., 2017) (Sun et al., 2017) (Barboza et al., 2018) (Ogunola et al., 2018). Incluso el uso en acuicultura y crianza de pollos y porcino de piensos procedentes de pescado contaminado con microplásticos ha sido identificada como otra ruta de acceso de MP a la cadena trófica (Bouwmeester et al., 2015) (Lusher et al., 2017).

Aunque menos estudiado, también se ha señalado que los microplásticos suponen un riesgo emergente para el ecosistema terrestre, encontrándose presentes en suelos de cultivo (Lv et al., 2019) y suelos destinados a la obtención de agua potable, así como en sistemas de filtración de aguas residuales (Eriksen et al., 2013) (Carr et al., 2016) (Souza Machado et al., 2018) (Corradini et al., 2019). Las fuentes de microplásticos que se encuentran en los ecosistemas terrestres no se conocen bien. Sin embargo, es muy probable que lodos de depuradora y el uso de estiércol animal como fertilizantes en agricultura introduzcan una cantidad importante de microplásticos en los suelos (SAPEA, 2019).

Aunque se empieza a considerar la biodegradación de plásticos (por poblaciones y comunidades microbianas tanto naturales como diseñadas) como una nueva estrategia que puede tener un papel relevante en la degradación del plástico (Drzyzga y Prieto, 2019), algunos autores sugieren que los plásticos no son claramente susceptibles a la biodegradación, sin embargo a través de diferentes procesos se fragmentan en microplásticos y nanoplásticos (Alimba y Faggio, 2019).

En lo que respecta a la utilización de plásticos reciclados en aplicaciones que estén en contacto con alimentos (por ejemplo, botellas de bebidas), el objetivo de la estrategia europea para el plástico en una economía circular (CE, 2018a) es dar prioridad a elevados niveles de seguridad alimentaria y, al mismo tiempo, ofrecer un marco claro y fiable para la inversión y la innovación en soluciones de economía circular. La Comisión Europea está decidida a concluir los procedimientos de autorización de más de un centenar de procesos de reciclado seguros. Asimismo, la Comisión Europea, en cooperación con la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA), evaluará también la posible autorización del uso seguro de otros materiales plásticos reciclados, por ejemplo a través de una mejor caracterización de los contaminantes.

Sin embargo, la Comisión Europea también señala que algunos materiales que alegan propiedades de biodegradabilidad, como el plástico «oxodegradable» (actualmente se tramita la restricción de su uso en la Unión Europea), no ofrecen ninguna ventaja medioambiental con respecto a los

plásticos convencionales, mientras que su rápida fragmentación en trozos minúsculos es motivo de preocupación (CE, 2018a).

A pesar de que los detalles de los estudios que investigan el contenido de microplásticos en alimentos se encuentran en la declaración emitida por el Panel de Contaminantes de la Cadena Alimentaria de EFSA (2016), son muchos los autores que consideran que, mientras que el impacto ambiental de los desechos plásticos recibe una atención considerable por parte de la comunidad científica, los reguladores y la sociedad, el impacto en la salud humana de la contaminación por micro y nanoplásticos de alimentos y bebidas sigue siendo en gran medida desconocido (Barboza et al., 2018) (Gallo et al., 2018) (Waring et al., 2018) (Toussaint et al., 2019). Tanto el *Science Advice for Policy by European Academies* (SAPEA, 2019) como el *Norwegian Scientific Committee for Food and Environment* (VKM, 2019) coinciden en afirmar que con la información y datos actualmente disponibles no hay base suficiente para caracterizar la potencial toxicidad de los microplásticos en humanos. Incluso el pasado 22 de agosto de 2019, en un comunicado de prensa, la Organización Mundial de la Salud (OMS) solicitaba no sólo una evaluación exhaustiva de la presencia de microplásticos en el medio ambiente sino, también, de sus efectos en la salud de las personas (OMS, 2019).

Por todo ello, en estos momentos, la acumulación de plásticos no biodegradables y sus residuos (Thompson et al., 2009) (Jambeck et al., 2015) (Shahul et al., 2018) (Alimba y Faggio, 2019), la generación de microplásticos (MP) secundarios y nanoplásticos (NP) (Galloway, 2015) (Rocha-Santos y Duarte, 2015) (Galloway y Lewis, 2016) (Wright y Kelly, 2017) (Revel et al., 2018), la liberación de químicos peligrosos durante su fabricación y uso (Dematteo et al., 2013) (Biryol et al., 2017) (Caporossi y Papaleo, 2017) y el uso de plásticos reciclados (comportamiento y migración) y la transición a un sistema de plásticos sostenible (Geueke et al., 2018) (Guillard et al., 2018) (Karmaus et al., 2018) (Milius et al., 2018) (Hatti-Kaul et al., 2019) (Hees et al., 2019) son líneas de investigación muy activas.

Ante estos antecedentes, el presente informe trata de revisar la presencia de microplásticos en alimentos y abordar la exposición dietética a los plásticos que acceden a la cadena trófica tras contaminar el medio ambiente.

2. Plásticos, Microplásticos, Nanoplásticos y Aditivos de plásticos

Los plásticos son materiales orgánicos formados por largas cadenas de moléculas (polímeros) fáciles de moldear trabajando a distintas presiones y temperaturas. Tradicionalmente se han sintetizado a partir de derivados químicos del petróleo, aunque hoy en día se trabaja en el desarrollo de plásticos derivados de fuentes renovables como el ácido poliláctico (PLA) obtenido a partir de almidón y/o caña de azúcar o los polihidroxialcanoatos (PHA) de origen bacteriano (Mokhena et al., 2018) (Vatasever et al., 2019) (Zheng et al., 2019).

Los plásticos pueden clasificarse según distintos criterios. Desde el punto de vista estructural podemos hablar de tres grandes grupos: termoplásticos, plásticos termoestables y elastómeros. De estos tres grandes grupos, los termoplásticos y plásticos termoestables se usan con bastante frecuencia para la fabricación de envases, muchos de ellos para uso alimentario (PlasticsEurope, 2017). Aunque los elastómeros principalmente se usan en otros sectores como el textil, automovilístico o

del calzado, también tiene aplicaciones dentro del campo alimentario y en el diseño y desarrollo de nuevos envases.

Los termoplásticos son aquellos plásticos que pueden fundirse cuando se calientan y endurecerse cuando se enfrían tantas veces como se quiera, es decir, es posible recalentarlos, volver a darles forma y enfriarlos repetidamente. Entre ellos encontramos el tereftalato de polietileno (PET), polipropileno (PP), poliestireno (PS), polietileno (PE), polietileno de alta densidad (HDPE), polietileno de baja densidad (LDPE), poliestireno expandido (EPS), policloruro de vinilo (PVC), polimetacrilato de metilo (PMMA), policarbonato (PC), poliamidas (PA) o las polisulfonas (PSU).

Los plásticos termoestables son aquellos plásticos que experimentan una transformación química cuando se calientan, creando una red tridimensional, de modo que después de calentarlos y darles forma no es posible volver a fundirlos para darles una nueva forma. Entre otros ejemplos encontramos el poliuretano (PUR), las resinas epoxi, resinas acrílicas, poliéster no saturado, éster de vinilo, resinas fenólicas, silicona, resinas de melanina o el fenol-formaldehído.

Los elastómeros, dada su gran elasticidad, ofrecen grandes posibilidades en el diseño y desarrollo de envases. Se están incorporando a nuevos sistemas como válvulas antiderrame, válvulas en tetinas para mejor succión o a cierres con el fin de conservar más tiempo el alimento una vez abierto.

Otro criterio muy extendido y utilizado para clasificar los plásticos es el sistema de codificación de SPI (Sociedad de la Industria de Plásticos) (ASTM, 2019). Se trata de un sistema internacional que permite distinguir la composición de resinas en los envases y otros productos plásticos. Los diferentes tipos de plástico se identifican con un número del 1 al 7 ubicado en el interior del signo de reciclado. A continuación, se enumeran algunas moléculas según esta codificación:

1. PET (tereftalato de polietileno): codificado con el número 1, es el plástico más común en envases de alimentos como botellas de agua, refrescos, zumos, aceites, entre otros.
2. HDPE (polietileno de alta densidad): codificado con el número 2, es un plástico más rígido y resistente al frío o calor. Se encuentra en envases de detergentes, botellas de leche, garrafas y bolsas de plástico.
3. PVC (policloruro de vinilo): codificado con el número 3, es utilizado en tuberías, cañerías o para envasar detergentes.
4. LDPE (polietileno de baja densidad): codificado con el número 4, está presente en bolsas de supermercado, bolsas de pan, plástico para envolver y botellas de agua.
5. PP (polipropileno): codificado con el número 5, se utiliza en la mayoría de recipientes para yogurt, sorbetes, tapas de botella, pajitas, entre otros.
6. PS (poliestireno): codificado con el número 6, se encuentra en tazas desechables de bebidas calientes y bandejas de carne.
7. Bajo la codificación 7, se encuentran "otros plásticos" obtenidos por mezclas de varias de estas resinas, o a través de otros materiales como el PC (policarbonato) o los plásticos biodegradables como el PLA (ácido poliláctico).

Los cinco polímeros más comúnmente empleados en envases de plástico son PE, PP, PET, PS y PVC (PlasticsEurope, 2016), aunque se usan otros como PC, PA, acrílicos, PLA o PUR para aplicaciones de

embalaje más específicas (PlasticsEurope, 2016) (Selke y Culter, 2016). Estudios recientes muestran que los polímeros menos comunes pueden llegar a representar más del 10 % de residuos de envases de plástico post-consumo recogidos para su reciclaje (Brouwer et al., 2018).

Según la Agencia Europea de Sustancias y Mezclas Químicas (ECHA, 2019) los plásticos pueden degradarse a microplásticos, partículas muy pequeñas de material plástico (su tamaño suele ser inferior a 5 mm) aunque también pueden fabricarse y añadirse deliberadamente a los productos con un fin específico.

Los Microplásticos (MP) (0,1-5000 μm) pueden ser clasificados según su origen en primarios o secundarios (SAPEA, 2019):

- **Microplásticos primarios:** son originalmente fabricados para tener ese tamaño. Se encuentran en productos de higiene personal como la pasta de dientes y productos cosméticos, así como en fibras textiles (lavado de ropa) llegando al medio marino a partir de las aguas residuales, ya que los sistemas de depuración no son capaces de eliminarlos, o bien a través del aire (Bouwmeester et al., 2015) (EFSA, 2016) (Auta et al., 2017). Estos microplásticos añadidos intencionadamente a los productos suponen una proporción relativamente pequeña de todos los que se encuentran en el mar. No obstante, puesto que son relativamente fáciles de prevenir y como respuesta a la inquietud pública, varios países han adoptado ya medidas para restringir su utilización, mientras que la industria de los cosméticos también ha tomado medidas de manera voluntaria. Varios Estados miembros de la Unión Europea están considerando o prevén prohibiciones (CE, 2018a). Asimismo, en consonancia con los procedimientos REACH (*Regulation on Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals*) para restringir las sustancias que suponen un riesgo para el medio ambiente o la salud, la Comisión Europea ha iniciado el proceso para restringir la utilización de los microplásticos añadidos deliberadamente, solicitando a la Agencia Europea de Sustancias y Mezclas Químicas que revise la base científica para una actuación normativa a escala de la Unión Europea (CE, 2018a).
- **Microplásticos secundarios:** se originan a partir de la fragmentación de plásticos mayores debido a la exposición de la luz ultravioleta y las bajas temperaturas de los océanos o la abrasión mecánica. Sus fuentes marinas incluyen los equipos de pesca y las aguas residuales de embarcaciones. Sus fuentes terrestres incluyen las bolsas de plásticos, los materiales de envasado y los desechos de la industria de plásticos. Se estima que la emisión de microplásticos secundarios en el medio marino es entre 68 500 y 275 000 toneladas al año (EFSA, 2016) (Auta et al., 2017).

Los Nanoplásticos (NP) son definidos como aquellos plásticos con menos de 999 nm (Hartmann et al., 2019), es decir, con dimensiones entre 0,001 y 0,1 μm . Los NP detectados en alimentos es probable que procedan de otras fuentes distintas del alimento en sí, por ejemplo, de coadyuvantes de elaboración, del agua, del aire o de la liberación de maquinaria, equipos y textiles. Es posible que la cantidad de nanoplásticos aumente durante el procesado y, hasta el momento, se desconoce el efecto de otros procesos, como la cocción y el calentado, sobre su contenido. La cinética y el mecanismo de acción de los nanoplásticos en el tracto gastrointestinal y otros sistemas es aún desconocida (Koelman et al., 2015). Se sospecha que su capacidad para atravesar barreras biológicas y su alta área superficial

tienen implicaciones significativas en los mecanismos de bioacumulación y bioamplificación de otros contaminantes (Pinto da Costa et al., 2016).

Los plásticos incorporan diferentes aditivos que se agregan de forma intencionada durante el proceso de fabricación o procesamiento del plástico, para mejorar sus propiedades, rendimiento y funcionalidad (Harper, 2006). Se estima que los microplásticos pueden contener una media del 4 % de aditivos (EFSA, 2016). La migración, liberación, destino e impacto ambiental durante su uso, eliminación y reciclaje ha sido revisada (Halden, 2010) (Hahladakis et al., 2018). Destacan por su amplio uso los aditivos plastificantes, retardantes de llama, antioxidantes, captadores de ácido, estabilizadores de luz y calor, lubricantes, pigmentos, agentes antiestáticos, compuestos deslizantes y estabilizadores térmicos. Cada uno de ellos juega un papel distinto en la mejora de las propiedades del producto plástico y suelen clasificarse en cuatro categorías (Hansen et al., 2013) (Hahladakis et al., 2018):

- Aditivos funcionales:
 - estabilizadores, agentes antiestáticos, retardantes de llama, plastificantes, lubricantes, agentes deslizantes, agentes de curado, agentes espumantes, biocidas, entre otros.
- Colorantes.
- Agentes de relleno.
- Agentes de refuerzo.

La preocupación por los plásticos deriva también de su capacidad para adsorber contaminantes tanto orgánicos como inorgánicos (hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), bifenilos policlorados (PCBs) y metales, entre otros) presentes en el medio ambiente y agua, y transferirlos a la cadena alimentaria. Así, se han encontrado concentraciones de hasta 2750 ng/g de PCB y 24 000 ng/g de HAP en microplásticos (EFSA, 2016) (Wright y Kelly, 2017) (Barboza et al., 2018). Incluso los nanoplasticos podrían ser vectores eficientes de Pb y, probablemente de muchos otros metales (Davranche et al., 2019). También se ha señalado el papel de los microplásticos como vectores de microorganismos patógenos (VKN, 2019).

Los materiales plásticos en contacto con alimentos, deben cumplir las disposiciones del Reglamento (UE) N° 10/2011 (UE, 2011) y, en lo que respecta a la determinación de plásticos, los métodos de análisis continúan siendo limitados y se mantiene la necesidad de desarrollar y estandarizar métodos analíticos con la finalidad de identificar, cuantificar y evaluar su presencia en los alimentos. Esta necesidad urgente de desarrollar y refinar los métodos analíticos para la identificación y caracterización de nano y microplásticos en diferentes matrices ha sido señalada por EFSA (2016), Lusher et al. (2017) y SAPEA (2019). En esta misma línea, el reciente informe sobre microplásticos de la *Norwegian Scientific Committee for Food and Environment* (VKM, 2019) recomienda que se inicie una armonización internacional del muestreo de microplásticos, el procesamiento de muestras, los métodos analíticos y los informes para mejorar la calidad (QA/QC: *Quality Assessment/Quality Control*) y la comparabilidad entre estudios. Dicha armonización no necesariamente debe dar como resultado estándares internacionales porque llevaría tiempo desarrollarlos y acordarlos.

Asimismo, si bien los métodos normalizados para la determinación de la migración global en materiales plásticos en contacto con alimentos siguen las pautas indicadas por el Reglamento, así como por la norma UNE-EN 1186 "*Materiales y artículos en contacto con productos alimenticios*.

Plásticos" (UNE, 2002), no ocurre lo mismo para los métodos de migración normalizados para sustancias individuales, debido a que estos no se encuentran plenamente desarrollados.

3. Datos toxicológicos y efectos sobre la salud de los plásticos

Sobre la toxicocinética, los mecanismos de acción, la toxicidad y posibles efectos de los plásticos y sus fragmentos (micro y nanoplásticos), existe, en general, muy poca información y, en especial, muy pocos estudios en humanos. Por el contrario, algunos monómeros o aditivos de los plásticos han sido objeto de más atención por parte de la comunidad científica y gozan, incluso, de reglamentación en lo que respecta a su presencia en los alimentos y sus límites de ingesta. Así, el Reglamento (UE) 2018/213 regula el uso de bisfenol A en los barnices y revestimientos destinados a entrar en contacto con los alimentos (UE, 2018) modificando el Reglamento (UE) N° 10/2011 (UE, 2011).

Aún se desconoce la tasa de absorción de los distintos polímeros plásticos a lo largo del tracto digestivo y, la información existente sobre su distribución, tejidos diana, metabolismo y eliminación, es aún limitada. A pesar que el pequeño tamaño de los microplásticos favorece su translocación a través de las membranas gastrointestinales mediante mecanismos similares a la endocitosis y su distribución en tejidos y órganos, se sospecha que la absorción de microplásticos es limitada ($\leq 0,3\%$) y que sólo la fracción más pequeña (tamaño $< 1,5\ \mu\text{m}$) es capaz de distribuirse en el organismo (EFSA, 2016) (Alimba y Faggio, 2019). Un reciente estudio en heces humanas ha demostrado su eliminación por vía fecal con una mediana de 20 microplásticos (50 a 500 μm de tamaño) por 10 g de heces humanas detectando hasta nueve tipos de plástico entre los que el polipropileno (PP) y el tereftalato de polietileno (PET) resultaron los más abundantes (Schwabl et al., 2019).

Respecto los mecanismos de acción existen sospechas sobre su similitud con los observados en animales donde los microplásticos se han relacionado con alteraciones en varias vías moleculares y celulares (Avio et al., 2015) (Alimba y Faggio, 2019).

A las partículas de microplástico inferiores a 150 μm se les atribuye la capacidad inherente de inducir bloqueo intestinal o abrasión tisular lo que puede derivar en lesiones en el revestimiento intestinal, morbilidad y mortalidad (Peda et al., 2016) (Rodríguez-Seijo et al., 2017) (Alimba y Faggio, 2019). Un reciente estudio experimental demuestra que los microplásticos de polisetireno (PS) vía oral, además de reducir la secreción de moco intestinal y alterar la función de la barrera intestinal, inducen una alteración de la diversidad de la microbiota intestinal y cambios en el metabolismo (Jin et al., 2019). Asimismo, no se descarta que la exposición a micro y nanoplásticos pueda afectar de manera aumentada a pacientes con patologías subyacentes que tengan aumento de la permeabilidad intestinal o una alteración de la barrera hematoencefálica (Waring et al., 2018).

La absorción gastrointestinal, el transporte en el epitelio intestinal y la respuesta al estrés oxidativo como consecuencia potencial de la exposición a microplásticos han sido estudiados tanto *in vitro* como *in vivo*. Los datos *in vivo* muestran la ausencia de lesiones detectables histológicamente y respuestas inflamatorias pues los microplásticos no parecen interferir con la diferenciación y activación del modelo de macrófagos humanos (Stock et al., 2019). Según estos autores, la exposición oral a partículas microplásticas de polisetireno no presenta riesgos de salud agudos relevantes para los mamíferos (Stock et al., 2019).

Entre los efectos tóxicos de los microplásticos en animales marinos se incluyen aumento de la mortalidad, reducción de la masa corporal o metabolismo, cambios en el comportamiento y de la fertilidad, neurotoxicidad y estrés oxidativo (Barboza et al., 2018) (Guzzetti et al., 2018) (Wang et al., 2019). Asimismo, parece ser que los microplásticos aumentan la desregulación de la expresión génica requerida para el control del estrés oxidativo y activan la expresión de la vía de señalización del factor nuclear relacionado con el factor E2 (Nrf) en vertebrados e invertebrados marinos siendo, estas alteraciones, responsables de la inducción microplástica de estrés oxidativo, respuestas inmunológicas, inestabilidad genómica, alteración del sistema endocrino, neurotoxicidad, anormalidades reproductivas, embriotoxicidad e incluso toxicidad transgeneracional (Alimba y Faggio, 2019).

Se desconoce si los microplásticos ingeridos pueden degradarse a nanoplásticos en el tracto gastrointestinal pero, respecto a la toxicidad de los nanoplásticos, muchos postulados sobre sus efectos se basan en conocimiento sobre micropartículas en general. Éstas han demostrado ser capaces de afectar al sistema reproductor y atravesar la barrera hematoencefálica afectando al sistema nervioso central (Waring et al., 2018). Algunos nanomateriales de ingeniería han mostrado efectos tóxicos, sin embargo, faltan datos de toxicidad para los nanoplásticos para la caracterización del riesgo humano y todavía no es posible extrapolar datos de un nanomaterial a otro. Los datos existentes sobre NP son limitados y la mayoría de los diseños experimentales en animales no permiten construir una relación dosis-efecto. Además, los pocos estudios publicados usan nanopartículas sintetizadas, mayoritariamente poliestireno de tamaño nano, y se desconoce si éstos representan realmente a los nanoplásticos del medio ambiente (SAPEA, 2019).

En 2016, el informe de EFSA sobre la presencia de micro y nanoplásticos en alimentos sugería, que no había datos suficientes de toxicidad o toxicocinética en ese momento para una evaluación de riesgo en el hombre (EFSA, 2016). Actualmente, si bien aún limitada, la información toxicológica disponible sobre algunos plásticos y monómeros o aditivos de los plásticos es más amplia. A continuación se resumen información toxicológica relevante para la exposición oral:

- Toxicidad aguda, crónica y por dosis respetadas por vía oral:
 - PEAD (Polietileno de alta densidad): rata > 5000 mg/kg (MSDS, 2008), rata = 4000 mg/kg (MSDS, 2018a).
 - PVC: rata > 2000 mg/kg (MSDS, 2018b).
 - PP (Polipropileno): NOAEL (*No Observed Adverse Effect Level*) = 8 g/kg (ratón) (MSDS, 2006).
 - PS (Poliestireno) (Eltemsah y Bøhn, 2019):
 - exposición aguda: no es extremadamente tóxico para *Daphnia magna* a las 48 horas pero causa mortalidad adicional a las 120 horas siendo los juveniles un 50 % más sensibles que los adultos.
 - exposición crónica: los juveniles de *Daphnia magna* muestran una mayor sensibilidad y se observa un aumento leve de la mortalidad, reducción del crecimiento y estimulación de la reproducción temprana a costa de la reproducción posterior. Tanto la tasa de crecimiento de las *Daphnia magna* madres como el tamaño corporal de los recién nacidos disminuyen con el aumento de la dosis de microplásticos.

- Monómeros o aditivos de los plásticos (Tabla 1):
 - Bisfenol A: DL₅₀ por vía oral > 2000-5000 mg/kg (rata). Toxicidad por dosis repetida: LOAEL (*Lowest Observed Adverse Effect Level*) (oral) = 600 mg/kg p.c./día (rata) (MSDS, 2019a).
 - Bisfenol S: DL₅₀ por vía oral = 2830 mg/kg (rata) (MSDS, 2019b).
 - BBP (Bencil butilftalato): DL₅₀ por vía oral = 2330 mg/kg (rata), y > 10 000 mg/kg (conejo). La CL₅₀ en rata es > 6,7 mg/l/4 horas (MSDS, 2016). NOAEL = 50 mg BBP/kg p.c./día (EFSA, 2019).
 - Ácido orto-ftálico: DL₅₀ vía oral = 7900 mg/kg (rata) (MSDS, 2018c).
 - DEHP (Di(2-etilhexil) ftalato): NOAEL = 4,8 mg DEHP/kg p.c./día (EFSA, 2019).
 - DBP (Dibutilftalato): LOAEL = 2 mg DBP/kg p.c./día (EFSA, 2019).
 - DINP (Ftalato de diisononilo): NOAEL = 15 mg DINP/kg p.c./día (EFSA, 2019).

Tabla 1. Datos toxicológicos disponibles para algunos monómeros o aditivos de los plásticos					
	Bisfenol A (BPA) (80-05-7)	Bisfenol S (80-09-1)	di(2-etilhexil) ftalato (DEHP) (117-81-7)	Bencil butilftalato (BBP) (85-68-7)	Ácido orto-ftálico (88-99-3)
DL ₅₀ oral	>2000-5000 mg/kg Rata machos y hembras	2830 mg/kg (rata)	No se clasificará como toxicidad aguda	2330 mg/kg (rata) > 10 000 mg/kg (conejo) CL ₅₀ (rata) > 6,7 mg/l/4 horas	7900 mg/kg (rata)
Mutagenicidad	Test de Ames negativo Test en células germinales de ratón negativo	Test de Ames negativo Mutagenicidad (ensayo de micronúcleos), ratón negativo	No se clasificará como mutágeno en células germinales	No clasificado	Genotoxicidad <i>in vitro</i> Prueba de Ames <i>Salmonella typhimurium</i> Resultado: negativo

- Carcinogenicidad: El PVC está clasificado en el grupo 3 (no clasificable en cuanto a su carcinogenicidad para el hombre) por la Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer (IARC, 1987).
- Toxicidad para la reproducción: Existen pocos datos relativos a toxicidad para la reproducción. No parece haber efectos por parte del polietileno de alta densidad (PEAD), aunque el producto no ha sido ensayado y la valoración ha sido calculada a partir de las propiedades de sus componentes individuales. PVC y PS no han sido clasificados y para polietileno de baja densidad (PEBD) y PP no se conoce ningún efecto. En lo que respecta a los monómeros o aditivos de los plásticos, BAP, BPS y ácido orto-ftálico no presentan datos disponibles. Sin embargo, DEHP y BBP pueden dañar al feto y perjudicar a la fertilidad.
- Mutagenicidad: PVC, PS y PEBD no han sido clasificados para toxicidad mutagénica o genotóxica. La estructura química del PEAD no muestra ninguna sospecha de mutagenicidad. Tampoco se ha registrado toxicidad genética *in vitro*, si bien el producto no ha sido ensayado y la valoración ha sido calculada a partir de las propiedades de sus componentes individuales. Para el resto de los plásticos mencionados no hay datos disponibles en este sentido.

- Teratogenicidad: La información de la que se dispone sobre teratogenicidad es muy escasa. Tan solo se conoce que el PEAD no produce este efecto. Respecto a los monómeros o aditivos de los plásticos no hay información disponible.

Respecto a los monómeros o aditivos de los plásticos (bisfenol y ftalatos, principalmente), la toxicidad del Bisfenol A (BPA) ha sido ampliamente estudiada y EFSA ha publicado recientemente (EFSA, 2019) una opinión científica actualizando la evaluación del riesgo de algunos ftalatos. Desde 2009 la *Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail* (ANSES, 2013) reconoce cuatro efectos adversos del BPA: alteraciones en el desarrollo neuroconductual, alteraciones sobre el aparato reproductor femenino, alteraciones del metabolismo y obesidad, y efectos sobre la glándula mamaria. Destaca la validación por ANSES de datos *in vitro* e *in vivo* significativos que demuestran la alteración del aprendizaje y la memoria a través de alteraciones en la vía estrogénica. Se interpreta que estos estudios animales hacen posible, vía mecanismos similares, que la exposición a BPA altere las capacidades cognitivas humanas. El Panel de la opinión de EFSA en 2015 subrayó que la clasificación inicial de estimación de probabilidad de los posibles efectos mencionados para BPA solo se aplica a la identificación de peligro y no a la evaluación del riesgo humano de la exposición a BPA (EFSA, 2015). Dada la relevancia de este componente de los plásticos, EFSA se comprometió a comenzar en 2018 una nueva evaluación de riesgo para el BPA apostando por un nuevo y transparente algoritmo y protocolo de evaluación y peligro e incluyendo estudios humanos transversales y de única medición (EFSA, 2017).

La información sobre otros bisfenoles es muy limitada, pero se sospecha que los efectos cualitativos sobre los receptores endocrinos se encuentran en el rango del BPA. Para el Bisfenol S, por ejemplo, se ha postulado el potencial de producir estrés oxidativo, inducir obesidad o en estudios animales con peces cebra un comportamiento de hiperactividad. De forma general los peligros de salud potenciales parecen estar en el mismo orden de magnitud que el BPA (Wu et al., 2018).

Los ftalatos también han sido clasificados como químicos disruptores endocrino y la dieta ha sido identificada como la principal ruta de exposición en el hombre. Estudios experimentales con animales han demostrado malformaciones del sistema reproductivo masculino y feminización (Foster, 2006). Otros estudios sugieren un efecto sobre el eje tiroideo y la respuesta inmune.

Además de los datos toxicológicos existen muchos estudios sobre los posibles efectos para la salud, que podrían derivarse de la exposición a niveles muy bajos de componentes monómeros, aditivos o sus combinaciones usados en los plásticos, frecuentemente con manifestación muy tardía. Especial mención hay que hacer aquí a los efectos de disrupción endocrina de los bisfenoles y ftalatos. Estudios académicos (sobre todo epidemiológicos y experimentales en animales de laboratorio) hacen plausible varios de los efectos que abajo se detallan, mientras que a falta de pruebas toxicológicas para esos postulados existe cierta controversia en la literatura científica y las valoraciones discordantes en diferentes agencias de riesgo.

Se considera necesario hacer mención en el presente informe a estos efectos y controversia sobre bisfenoles y ftalatos, ya que existe una preocupación social alta, advertida por la Comisión Europea (CE, 2018b). Por ello, en esta sección se detallan especialmente aquellos efectos adversos

para la salud, que en las distintas evaluaciones de riesgo no han superado los criterios necesarios para tenerlos en cuenta, pero que en estudios académicos (epidemiológicos y experimentales) se postulan de importancia.

Bisfenol A (BPA)

En el informe de EFSA (2015) se aplicó un algoritmo de identificación de peligro para BPA, en el que no alcanzaron criterio suficiente para caracterización de peligro otros grandes grupos de posibles efectos adversos como son los efectos sobre la reproducción y desarrollo, efectos neurológicos, neuroconductuales y neuroendocrinológicos, efectos inmunológicos, efectos cardiovasculares, efectos metabólicos, genotoxicidad, carcinogenicidad, cambios proliferativos y cambios morfológicos relacionados potencialmente con carcinogénesis (Tabla 2).

En cuanto a los posibles efectos adversos del BPA sobre la salud, pero para los que no se ha procedido a la caracterización de peligro en la última opinión de EFSA al no pasar los criterios y evaluarse en la identificación de peligro en la escala como “menos que probable” destacan:

- **Disrupción endocrina del BPA:** el BPA es clasificado como estrogénico-mimético de potencial débil al unirse al receptor de estrógeno ER β y ER α , aunque comparado con estradiol la afinidad es unas 10 000 veces menor (Kuiper et al., 1998) (Halden, 2010). También se ha demostrado la capacidad de BPA de afectar la homeostasia tiroidea. Los efectos a dosis bajas son mediados por vías de señalización endocrina que han evolucionado como amplificadores potentes (Welshons et al., 2003), ocasionando efectos importantes en respuesta a dosis muy bajas. Aun así, no existe consenso general en su clasificación como disruptor endocrino al no darse los tres criterios: actividad endocrina, adversidad y causalidad entre dicha actividad endocrina y los efectos.
- Estudios animales de BPA han postulado efectos adversos a diferentes dosis, en muchas ocasiones mucho más bajas que la incluida como BMDL₁₀ (Límite mínimo de confianza para la dosis de referencia) de 8960 $\mu\text{g}/\text{kg p.c.}/\text{día}$ (EFSA, 2015): entre ellos se describen alteraciones de crecimiento, hormonales, cromosómicas, inmunológicas, de comportamiento (Halden, 2010).
- Estudios epidemiológicos (sin poder inferir conclusiones sobre la causalidad) han encontrado asociaciones entre los niveles de BPA en mujeres y obesidad, hiperplasia endometrio, abortos recurrentes y síndrome del ovario poliquístico. Los niveles encontrados en sangre humana se encuentran dentro o encima de las concentraciones para las que se ha demostrado *in vitro* alteraciones de la función en tejidos humanos (Vom Saal y Hughes, 2005).

Hay estudios que demuestran efectos adversos solo a dosis bajas y no a dosis altas, reflejado en una curva dosis-respuesta de U invertida: cambios en la expresión de receptores o de sistemas de retroalimentación neuroendocrina (Vom Saal y Hughes, 2005). La ventana vulnerabilidad para la exposición en que se producen la mayoría y los más graves efectos adversos corresponden al desarrollo embrionario durante la exposición de las mujeres embarazadas.

Existe la posibilidad que el BPA estuviera asociado al cáncer de próstata (Di Donato et al., 2017) pudiendo producir un efecto pro-inflamatorio, mientras que una estimulación estrogénica del varón mayor podría ser potencialmente responsable de una hiperplasia de próstata.

Tabla 2. Algoritmo de evaluación de riesgo del BPA según informe EFSA (2015)

	Clasificación para la identificación del peligro	Razones más importantes para la clasificación	Sigue algoritmo a caracterización del peligro
Toxicidad general	Probable	Identificación del NDAEL	Si
Efectos sobre la reproducción y desarrollo	Igual probable que improbable	Estudios contradictorios y variables Relevancia biológica de resultados de estudios murinos No se puede establecer nexo causal	No
Efectos neurológicos, neuroconductuales y neuroendocrínicos	Igual probable que improbable	Asociaciones epidemiológicas no consistentes Metodología incompleta de estudios animales No se puede establecer nexo causal	No
Efectos inmunológicos	Igual probable que improbable	Estudios con limitaciones metodológicas No se puede establecer nexo causal	No
Efectos cardiovasculares	Igual probable que improbable	Estudios transversales no útiles No se puede establecer nexo causal	No
Efectos metabólicos	Igual probable que improbable	La mayoría de los estudios son transversales e inconsistentes No se puede establecer nexo causal	No
Genotoxicidad	No probable	Los estudios apoyan que BPA no es mutagénico	No
Carcinogenicidad	No probable a igual probable que improbable	Debilidad de los estudios murinos. Falta de estudios epidemiológicos convincentes	No. Tampoco incluido en la evaluación de incertidumbre
Cambios proliferativos y morfológicos relacionados potencialmente con carcinogénesis	Probable	Nuevos estudios evidencian efectos de BPA sobre la proliferación y diferenciación de varios tejidos	Si
Estudios mecanísticos	-	Estudios apoyan efecto de BPA sobre homeostasis hormonal, expresión genética, efectos citogenéticos y epigenéticos Pero ningún efecto contribuye sustancialmente a la comprensión de los efectos potenciales en humanos	-

En cuanto a los posibles efectos inmuno-tóxicos existen estudios animales que demuestran un efecto dosis-respuesta para inflamación pulmonar alérgica, mientras que otros estudios son contradictorios (Kimber, 2017). Evidencias experimentales postulan mecanismos inmunológicos como la activación de la vía inmunológica Th2, o el aumento de producción de citoquinas como la IL-4 (Xie et al., 2016) y la degranulación de mastocitos (Robinson y Miller, 2015). Estudios de cohorte que intentan esclarecer el posible papel del BPA y la aparición de asma no han ayudado a esclarecer el papel de BPA, quedan muchas incertidumbres y no se ha podido establecer un nexo causal entre BPA y los efectos inmunológicos en humanos.

Ftalatos

La controversia sobre la disrupción endocrina de los ftalatos se deriva de estudios epidemiológicos que muestran una asociación entre los niveles en orina materna de diferentes metabolitos de ftalatos y una distancia anogenital reducida en lactantes varones (Swan et al., 2005). En 2009 se señaló la inexistencia de suficientes estudios epidemiológicos para establecer nexos causales y la relevancia de la co-exposición con otros posibles disruptores endocrinos (Meeker et al., 2009). Posteriormente, la exposición prenatal se ha asociado a niveles hormonales en los lactantes y efectos sobre el comportamiento neuroconductual del niño, así como a cambios en el tiempo de gestación (Serrano et al., 2014). En población adulta la exposición se asocia con marcadores de función testicular en varones, endometriosis en mujeres y telarquia precoz (Serrano et al., 2014). Otros estudios revisados por Serrano et al. (2014) sugieren un efecto sobre el eje tiroideo y la respuesta inmune. DINP como sustitutivo de DEHP ha sido declarado carcinogénico en California (CalEPA, 2017). Una asociación de ftalatos con el asma también ha sido postulada, pero los estudios no son concluyentes. Como con los bisfenoles se ha demostrado que los ftalatos pueden inducir una respuesta inmunológica Th2, degranulación de mastocitos o producción de citoquinas IL-4 o TNF- α . Además el riesgo de padecer asma en la infancia es más alto en madres con concentraciones elevadas de BBP y DNBP (Robinson y Miller, 2015).

EFSA está, actualmente, revisando la presencia y efectos de los ftalatos en materiales de contacto con alimentos si bien se mantiene la ingesta diaria tolerable grupal (TDI) de 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.c./día establecida para cuatro de las sustancias: di-butilftalato (DBP), ftalato de butilbencilo (BBP), ftalato de bis (2-etilhexilo) (DEHP) y di-isonilftalato (DINP) y una reciente opinión del EFSA CEP Panel (*EFSA Panel on Food Contact Materials, Enzymes and Processing Aids*) ha sido publicada (EFSA, 2019) estimando la exposición dietética en Europa tal y como se citará más adelante.

4. Plásticos en alimentos

No se discute la creciente preocupación y sensibilización que suscita la presencia de plásticos en alimentos tanto para la población como entre la comunidad científica. Son numerosas las iniciativas globales y locales que a nivel colectivo e individual tratan de abordar esta problemática.

Por grupos de alimentos, los datos de niveles de microplásticos disponibles provienen, fundamentalmente, de pescado, moluscos y crustáceos (Tabla 3) pero también de otros alimentos como la sal de mesa, la miel y la cerveza (Tabla 4) y agua de bebida (Tabla 5). Sin embargo, estos datos son aún escasos, especialmente en alimentos de origen no marino, y no hay consenso en la bibliografía

disponible sobre las concentraciones detectadas debido a la falta de una armonización y validación de las metodologías, y especialmente en la comparación entre estudios. En conjunto, esto significa que no existe una visión completa y equilibrada sobre la presencia de microplásticos en alimentos y agua potable (SAPEA, 2019). Adicionalmente, en relación con los nanoplásticos la información sobre su presencia en alimentos es, prácticamente, inexistente.

El tamaño de las partículas microplásticas presentes en alimentos es muy variable tal y como se señala en las tablas 3-5. Si bien el tamaño de los microplásticos oscila entre 0,1 y 5000 μm , en algunos casos se han señalado tamaños de partículas microplásticas superiores a 5000 μm , llegando incluso a 9000 μm (Liebezeit y Liebezeit, 2013) (Renzi et al., 2018). Otro aspecto a tener en cuenta es la morfología de las partículas microplásticas en alimentos y agua. Se ha descrito la presencia de fibras, fragmentos, películas, filamentos, gránulos (Neves et al., 2015) (Renzi y Blašković, 2018). Para uniformizar Hartmann et al. (2019) proponen la clasificación en cinco tipos de partículas según la morfología y estructura: esferas, cilindros, fragmentos, películas y fibras.

A continuación se presenta una revisión de la bibliografía considerada sobre la presencia de plásticos en distintos grupos de alimentos.

4.1 Plásticos en alimentos de origen marino

En los estudios en los que se ha determinado el contenido de microplásticos en especies de alimentos de origen marino, los datos se encuentran en diferentes unidades, por ejemplo, número de partículas/organismo marino o número de partículas/g de peso húmedo. Esta diferente nomenclatura dificulta la comparación de resultados y estudios (Tabla 3).

La presencia de microplásticos se ha observado en especies de pescado, crustáceos y moluscos de consumo humano, especialmente se han detectado en estómago y tracto gastrointestinal, así como en hígado y branquias (Neves et al., 2015) (Barboza et al., 2018). En general, el consumidor elimina y no ingiere el estómago y los intestinos del pescado por lo que la contaminación con plásticos de estos tejidos no constituye una fuente de exposición dietética significativa para la población general. Sin embargo, en el caso de crustáceos, moluscos y algunas especies de pescados pequeños (anchoas y sardinas, por ejemplo), es habitual el consumo del producto completo incluido el tracto digestivo por lo que en estos casos la contaminación con MP de estos tejidos debe de considerarse en la evaluación de la exposición dietética (EFSA, 2016) (Barboza et al., 2018) (Waring et al., 2018). Algunos estudios sin embargo, indican la presencia de microplásticos en músculo de pescado y crustáceos (tejidos comestibles) por lo que deben ser consideradas claras fuentes dietéticas de microplásticos para los consumidores (Abassi et al., 2018) (Akhbarizadeh et al., 2018).

Neves et al. (2015) examinaron el contenido del tracto digestivo de 26 especies de peces comerciales en la costa portuguesa. Se detectaron 73 microplásticos, 48 (65,8 %) fibras y 25 (34,2 %) fragmentos. Los polímeros más prevalentes fueron polipropileno (PP) y polietileno (PE). Se detectó la presencia de microplásticos en 17 especies (19,8 % de los peces analizados) de los cuales el 32,7 % había ingerido más de un microplástico. La media de microplásticos ingeridos fue de $0,27 \pm 0,63$ por pez ($n = 263$). La especie *Scomber japonicus* (conocida como estornino o tonino) registró la media más alta de microplásticos ingeridos, lo que sugiere su potencial como especie indicadora (Tabla 3).

Bessa et al. (2018) analizaron la presencia de microplásticos en el tracto gastrointestinal de peces comerciales tales como lubina (*Dicentrarchus labrax*), dorada (*Diplodus vulgaris*) y platija (*Platichthys flesus*) del estuario natural del Mondego (Portugal) observando un contenido medio de $1,67 \pm 0,27$ microplásticos/pez con una cantidad significativamente mayor de microplásticos ingeridos para *D. vulgaris* (73 %). Los polímeros dominantes fueron poliéster (PES), polipropileno (PP) y rayón (fibra semisintética) (Tabla 3).

Pellini et al. (2018) caracterizaron los microplásticos del tracto gastrointestinal de *Solea* del mar Adriático observando que 95 % de los peces muestreados presentaban microplásticos. Además, detectaron más de un elemento microplástico en alrededor del 80 % de los especímenes examinados. Los polímeros más comúnmente encontrados fueron cloruro de polivinilo (PVC), polipropileno (PP), polietileno (PE), poliéster (PES) y poliamida (PA), 72 % como fragmentos y 28 % como fibras. El número medio de microplásticos ingeridos fue de $1,73 \pm 0,05$ microplásticos/pez en 2014 y $1,64 \pm 0,1$ microplásticos/pez en 2015 (Tabla 3).

Van Cauwenberghes y Janssen (2014) estudiaron la presencia de microplásticos en bivalvos cultivados comercialmente observando una carga plástica de $0,36 \pm 0,07$ partículas/g w.w. (peso húmedo) en *Mytilus edulis* y $0,47 \pm 0,16$ partículas/g w.w. en *Crassostrea gigas* (Tabla 3).

La contaminación por microplásticos en mejillones recolectados alrededor de la costa de Escocia (Reino Unido) ha sido estudiada por Catarino et al. (2018) observando que el número medio de microplásticos, dependiente del peso, fue $0,086 \pm 0,031$ /g w.w. ($3,5 \pm 1,29$ por mejillón) en *Modiolus modiolus* y $3,0 \pm 0,9$ MP/g w.w. ($3,2 \pm 0,52$ por mejillón) en *Mytilus* spp. (Tabla 3).

Cho et al. (2019) determinaron la concentración media de microplásticos en las cuatro especies de bivalvos de mayor consumo en Corea del Sur. Ostras (*Crassostrea gigas*), mejillones (*Mytilus edulis*), almejas de Manila (*Tapes philippinarum*) y vieiras (*Patinopecten yessoensis*) presentaron una concentración media de $0,15 \pm 0,20$ partículas/g y $0,97 \pm 0,74$ partículas/individual. Los fragmentos y partículas menores de 300 μm fueron la forma y tamaño dominantes, representando el 76 % y el 65 % del total de microplásticos, respectivamente. El polietileno (PE), el polipropileno (PP), el poliestireno (PS) y el poliéster fueron los principales tipos de polímeros (Tabla 3).

Renzi et al. (2018) analizaron no sólo el contenido en microplásticos sino el tipo y forma de los mismos. Así, los microplásticos recuperados en mejillones cultivados y naturales (*Mytilus galloprovincialis*) de diferentes poblaciones italianas destacaron por ser filamentos con una longitud máxima de 750-6000 μm (valores promedio 1150-2290 μm) y no presentar diferencias significativas entre las poblaciones cultivadas y naturales. El consumo del mejillón crudo podría generar ingestas de microplásticos medianas de 6,2 a 7,2 partículas/g w.w. (Tabla 3).

El procesamiento de los alimentos se sospecha que afecta al contenido total de plásticos y derivados y también al perfil de ellos. Así, el proceso de cocción de mejillones llevó a detectar niveles más bajos de microplásticos (-14 %) en tejidos cocidos en comparación con los crudos. Los microplásticos registrados en el agua de cocción fueron caracterizados observándose un tamaño menor que en los mejillones crudos (Renzi et al., 2018).

El contenido microplástico (fibras sintéticas de 200-1000 μm) en camarones de aguas poco profundas del área del Canal y la parte sur del Mar del Norte fue determinado en $0,68 \pm 0,55$ microplás-

ticos/g w.w. ($1,23 \pm 0,99$ microplásticos/camarones) observándose microplásticos en el 63 % de los camarones analizados (Devriese et al., 2015) (Tabla 3).

Tabla 3. Presencia de microplásticos en alimentos de origen marino						
Alimento	Contenido en microplásticos	Tamaño de partícula	Tipo de partícula	Polímeros encontrados	Localización	Fuente
Pescado: 26 especies	$0,27 \pm 0,63$ partículas/pez	217-4810 μm	Fibras: 65,8 % Fragmentos: 34,2 %	PP, PE	Costa portuguesa	Neves et al. (2015)
Pescado: <i>Dicentrarchus labrax</i> <i>Diplodus vulgaris</i> <i>Platichthys flesus</i>	$1,67 \pm 0,27$ partículas/pez	<1000-5000 μm	Fibras Fragmentos	PES, PP	Portugal, Estuario de Mondego	Bessa et al. (2018)
Pescado	2014: $1,73 \pm 0,05$ partículas/pez 2015: $1,64 \pm 0,1$ partículas/pez	<100-500 μm	Fragmentos: 78 % Fibras: 28 %	PVC, PP, PE, PES, PA	Mar Adriático	Pellini et al. (2018)
Moluscos <i>Mytilus edulis</i> <i>Crassostrea gigas</i>	$0,36 \pm 0,07$ partículas/g w.w. $0,47 \pm 0,16$ partículas/g w.w.	5-25 μm	No especificado	No especificado	–	Cauwenberghe y Janssen (2014)
<i>Mytilus</i> spp.	$3,0 \pm 0,9$ partículas/ g w.w. $3,2 \pm 0,52$ partículas/mejillón	No especificado	Fibras	No especificado	Costa de Escocia	Catarino et al. (2018)
Moluscos bivalvos <i>Crassostrea gigas</i> <i>Mytilus edulis</i> <i>Tapes philippinarum</i> <i>Patinopecten yessoensis</i>	$0,15 \pm 0,20$ partículas/g $0,97 \pm 0,74$ partículas/individuo	43-4720 μm 65 % <300 μm	Fragmentos: 78 % Fibras: 23 %	PE, PP, PS, PES	Corea del Sur	Cho et al. (2019)
<i>Mytilus galloprovincialis</i> especies cultivadas y naturales	$6,2-7,2$ partículas/g w.w.	750-6000 μm (valores promedio 1150-2290 μm)	Filamentos	No especificado	Italia	Renzi et al. (2018)
<i>Crangon crangon</i>	$0,68 \pm 0,55$ partículas/g w.w.	200-1000 μm	Fibras	No especificado	Aguas poco profundas del área del Canal y la parte sur del Mar del Norte	Devriese et al. (2015)

4.2 Plásticos en alimentos de origen no marino

Aunque la mayoría de los artículos científicos se enfocan principalmente sobre el entorno marino, cada vez son más los estudios que la presencia de plásticos en otras fuentes alimentarias. Entre los alimentos de origen no marino en los que se han analizado los plásticos destacan la sal, la cerveza, la miel, el azúcar y el agua, entre otros. Se ha de señalar que para estos alimentos no existen métodos analíticos estándar, ni consenso en la definición y descripción de los microplásticos a determinar ni en la expresión de los resultados por lo que una comparación adecuada entre estudios no es posible en la actualidad.

4.2.1 Plásticos en sal de mesa

La mayoría de los estudios que han evaluado microplásticos en sal de mesa comercial no ha podido determinar exactamente el origen ni los niveles de éstos, debido a limitaciones metodológicas (Tabla 4). Hasta el momento son muy escasos los datos comparativos y escaso el conocimiento sobre las posibles causas de las diferencias en los niveles observados en este alimento (Iñiguez et al., 2017).

Ya en 2015, Yang et al. (2015) señalaron la presencia de microplásticos en sal marina, a niveles entre 550 y 681 partículas/kg. Estos autores detectaron entre 7 y 204 partículas/kg en sal de roca y entre 43 y 364 partículas en sal de lago. Los microplásticos encontrados fueron polietileno (PE), celofán y polietileno-tereftalato (PET). Posteriormente, EFSA (2016) recogía un contenido en sal de entre 7 y 680 partículas/kg reflejando la disparidad de datos entre las publicaciones consideradas.

En 2017, microplásticos de más de 149 μm fueron analizados en 17 marcas de sal de 8 países diferentes observándose niveles entre 0 y 10 partículas/kg de sal. De las 72 partículas extraídas, el 41,6 % fueron polímeros plásticos y entre ellos los más comunes fueron polipropileno (PP) (40,0 %) y polietileno (PE) (33,3 %). Los fragmentos fueron la forma primaria de microplásticos (63,8 %) seguidos de filamentos (25,6 %) y películas (10,6 %). El bajo nivel de ingesta de partículas antropogénicas de las sales (máximo de 37 partículas/persona/año) garantiza un impacto en la salud insignificante (Karami et al., 2017).

En España, el contenido microplástico detectado en 21 muestras diferentes de sal de mesa comercial fue de 50-280 MP/kg de sal, siendo el polietileno-tereftalato (PET) el polímero más frecuentemente encontrado, seguido por el polipropileno (PP) y el polietileno (PE) (Iñiguez et al., 2017). Las sales de mesa marinas de Italia y Croacia presentan valores de microplásticos entre 1,57 y 8,23 partículas/g (Italia) y 27,13 y 31,68 partículas/g (Croacia). Los tamaños de microplásticos oscilaron entre 4-2100 μm (Italia) y 15-4628 μm (Croacia) (Renzi y Blašković, 2018). El contenido de microplásticos 16 marcas de sales de mesa del mercado turco fue analizado detectándose un contenido de 16-84 MP/kg en sal de mar, 8-102 MP/kg en sal de lago y 9-16 MP/kg en sal de roca. Los polímeros plásticos más comunes fueron polietileno (22,9 %) y polipropileno (19,2 %). En base a esta contaminación y considerando el consumo de sal/año en Turquía, la exposición a MP se estimó en 249-302, 203-247 y 64-78 MP/año procedentes de la ingesta dietética de sal de mar, sal de lago o sal de roca,

respectivamente (Gündoğdu, 2018).

Kim et al. (2018) analizaron un total de 39 marcas de sal diferentes, incluyendo 28 marcas de sal marina de 16 regiones en 6 continentes. Se encontró una amplia gama de microplásticos (partículas/kg de sal): 0-1674 partículas/kg (excluido un valor atípico de 13 629 partículas/kg) en sales marinas, 0-148 partículas/kg en sal gema, y 28-462 partículas/kg en sal de lago. El contenido relativamente alto de microplásticos fue identificado en sales marinas producidas en regiones asiáticas.

Recientemente, Lee et al. (2019) han informado de la presencia de microplásticos en sal de mesa comercializada en Taiwán (9,77 partículas MP/kg). Los tipos de polímeros identificados fueron, en abundancia descendente, polipropileno (PP), polietileno (PE) y poliestireno (PS), poliéster (PES), poliéterimida (PEI), tereftalato de polietileno (PET) y polioximetileno (POM). Los mismos autores revisaron de forma global la presencia de microplásticos en sales de mesa procedentes de todo el mundo, encontrando que el 94 % de los productos analizados contenían microplásticos, en los que 3 de un total de 27 tipos de polímeros detectados (PET, PP, PE) representaban la mayoría de todas las partículas. Las sales de mesa analizadas contenían una media de 140,2 partículas microplásticas/kg (Lee et al., 2019).

En general se acepta que las concentraciones de microplásticos detectadas en muestras de sal son inferiores a las encontradas en otras fuentes de origen marino, como pescados, crustáceos y moluscos. No obstante, hay que tener en cuenta que el consumo de sal como condimento se realiza a diario, lo que puede implicar una vía de exposición a largo plazo para la población en general, además de por la que se produce por otras vías que implican el consumo del alimento.

4.2.2 Plásticos en miel

Mientras el contenido medio de microplásticos reportado para la miel es de 166 fibras/kg y 9 fragmentos/kg, en el caso del azúcar se ha observado la presencia de 217 fibras/kg y 32 fragmentos/kg (Liebezeit y Liebezeit, 2013). En muestras de mieles Suizas, sin embargo, no se han encontrado indicios de contaminación significativa con partículas microplásticas (Múhlschlegel et al., 2017) (Tabla 4).

4.2.3 Plásticos en cerveza

El origen de la contaminación por plásticos en la cerveza se considera que puede ser por partículas presentes en el aire, materiales utilizados en el proceso, contaminación de las materias primas o impurezas en la superficie del envase (Liebezeit y Liebezeit, 2014) (Kosuth et al., 2018). Se han detectado fibras, fragmentos y gránulos en las siguientes cantidades: 25, 33 y 17 por litro, respectivamente (Liebezeit y Liebezeit, 2014), si bien estos datos corresponden a una muestra de 24 cervezas alemanas comerciales de diferentes marcas. Posteriormente, Kosuth et al. (2018) detectaron la presencia de 0-14.3 partículas MP/l en cervezas oscilando el tamaño de las fibras y fragmentos de tamaño entre 100 y 5000 μm (Tabla 4).

Tabla 4. Presencia de plásticos en alimentos de origen no marino						
Alimento	Contenido en microplásticos	Tamaño de partícula	Tipo de partícula	Polímeros encontrados	Localización	Fuente
Sal de mesa	50-280 partículas/kg	10-3500 µm	Fibras	PET, PP, PE	España	Iñiguez et al. (2017)
Sal marina Sal de roca Sal de lago	550-681 partículas/kg 7-204 partículas/kg 43-364 partículas/kg	45-4300 µm	Fragmentos Fibras Pellets	PE, PET, celofán	China	Yang et al. (2015)
Sal marina Sal de roca Sal de lago	0-1674 partículas/kg 0-148 partículas/kg 28-462 partículas/kg	47 % <50 µm 61 % <50 µm 55 % <50 µm	No especificado	PE, PET, PP	16 países/ regiones en 6 continentes	Kim et al. (2018)
Sal marina	1,57-8,23 partículas/g	4-2100 µm	Fragmentos Fibras Gránulos Películas Espumas	No especificado	Italia	Renzi y Blašković (2018)
Sal marina	27,13-31,68 partículas/g	15-4628 µm	Fragmentos Fibras Gránulos Películas Espumas	No especificado	Croacia	Renzi y Blašković (2018)
Sal marina Sal de lago Sal de roca	16-84 partículas/kg 8-102 partículas/kg 9-16 partículas/kg	-	-	PE, PP	Turquía	Gündoğdu (2018)
Sal	0-10 partículas /kg	160-980 µm	Fragmentos: 63,8 % Filamentos: 25,6 % Películas: 10,6 %	PP, PE	Australia, Francia, Irán, Japón, Malasia, Nueva Zelanda, Portugal, Sudáfrica	Karami et al. (2017)
Sal de mesa	9,77 partículas/kg	1-1500 µm	Fragmentos: 93 % Fibras: 7 %	PP, PE, PS, PES, PEI, PET, POM	Taiwan	Lee et al. (2019)
Sal de mesa	Media 140,2 partículas/kg	-	-	PET, PP, PE	Mundial	Lee et al. (2019)
Sal	46,7-806 partículas/kg	100-5000 µm	Fibras Fragmentos	No especificado	Estados Unidos	Kosuth et al. (2018)
Miel	166 fibras/kg 9 fragmentos/kg	Fibras: 40-9000 µm Fragmentos: 10-20 µm	Fibras Fragmentos	No especificado	Alemania, Francia, Italia, España, México	Liebezeit y Liebezeit (2013)
Azúcar	217 fibras/kg 32 fragmentos/kg	No especificado	Fibras Fragmentos	No especificado	Mercado local Alemania	Liebezeit y Liebezeit (2013)
Cerveza	23 fibras/l 33 fragmentos/l 17 gránulos/l	No especificado	Fibras Fragmentos Gránulos	No especificado	Alemania	Liebezeit y Liebezeit (2014)
Cerveza	0-14,3 partículas/l	100-5000 µm	Fibras Fragmentos	No especificado	Estados Unidos	Kosuth et al. (2018)

4.2.4 Plásticos en agua de bebida

Los primeros datos científicos sobre la presencia de microplásticos en agua potable son muy recientes, encontrándose los primeros artículos científicos a partir de los años 2017-2018. Los estudios publicados proporcionan datos de concentración para los microplásticos en el agua potable (agua del grifo, agua embotellada) o en sus fuentes de agua dulce, es decir aguas superficiales y subterráneas, así como (indirectamente) aguas residuales. En general se acepta que la mayoría de los microplásticos (78-98 %) en aguas están dentro del rango de tamaño 1-5 μm (Novotna et al., 2019), aunque entre los tipos/origen de agua, las concentraciones de microplásticos reportadas difieren ampliamente.

En estudios de agua tratada y sin tratar, se han detectado microplásticos a diferentes concentraciones. Por ejemplo, en muestras de agua de tres zonas urbanas diferentes de la República Checa, se identificaron partículas con un tamaño de 1-10 μm y >10 μm , respectivamente. Las concentraciones de microplásticos oscilaron entre 1383-4464 partículas/l en agua bruta y 243-684 partículas/l en agua tratada; las fracciones de tamaño de partícula más pequeñas (rangos 1-5 μm y 5-10 μm) predominaron tanto en las muestras de agua bruta como en las de agua tratada, con un 95 % de partículas menores de 10 μm (Pivokonski et al., 2018). Estas concentraciones contrastan con los análisis de agua sin tratar y agua tratada, alemanas, que encontraron una concentración máxima de 7 partículas/ m^3 (rango de tamaño 50-150 μm) en el agua sin tratar (Mintening et al., 2019). Otros autores reportaron concentraciones promedio de partículas que oscilan entre 3633 partículas/l en aguas embotelladas (Oßmann et al., 2018) y de entre 1812 y 3605 partículas/l en agua sin tratar y de 338 y 628 partículas/l en agua tratada (Pivokonski et al., 2018). Oßmann et al. (2018) comunicaron un altísimo número total de microplásticos con un rango de 2649 ± 2857 MP/l en botellas de plástico de un solo uso y hasta $6292 \pm 10\,521$ MP/l en botellas de vidrio.

Recientemente se ha publicado una revisión que integra la información disponible sobre concentraciones de microplásticos en diferentes tipos de agua procedente de distintas localizaciones (Eerkes-Medrano et al., 2019). Como principal conclusión de este estudio, uno de los escasos que compara valores entre sí, es señala la notable variación en las concentraciones de microplásticos, los tamaños y tipo de partículas contadas y las fuentes de agua.

En general, los tipos de partículas detectadas corresponden fundamentalmente a fibras y fragmentos, siendo muy variadas la composición de las partículas, detectándose los polímeros poliamida (PA), poliácridamida (PAM), polibutilacrilato (PBA), polietileno (PE), politereftalato de etileno (PET), poli(metacrilato de metilo) (PMMA), polipropileno (PP), poliéster (PEST), poliestireno (PS), tereftalato de politereftalato de trimetileno (PTT), policloruro de vinilo (PVC) (Eerkes-Medrano et al., 2019).

Koelmans et al. (2019) evaluaron la calidad de 50 estudios sobre microplásticos en tipos específicos de agua de distintas localizaciones (Asia, Australia, Europa y el Norte de América) observando que los métodos de muestreo, aislamiento, purificación e identificación de los microplásticos varían enormemente entre los estudios. El orden en los polímeros detectados a nivel mundial en estos estudios es $\text{PE} \approx \text{PP} > \text{PS} > \text{PVC} > \text{PET}$, lo que probablemente refleja la demanda plástica mundial y una mayor tendencia a que el PVC y el PET se sedimenten como resultado de sus mayores densidades. Los fragmentos, las fibras, la película, la espuma y los pellets fueron las formas más frecuentemente observadas (Koelmans et al., 2019).

En agua dulce y agua potable, la concentración de microplásticos detectada (expresadas en número de partículas), abarca diez órdenes de magnitud (1×10^{-2} a $10^8/m^3$) en muestras individuales. En general, las concentraciones en agua embotellada son mayores que en el agua del grifo. Sin embargo, estos resultados deben interpretarse con cautela, dado el escaso número de botellas estudiadas, agua embotellada (n=3), agua del grifo tratada (n= 2), agua del grifo sin tratar (n= 2) (Koelmans et al., 2019).

Según Welle y Franz (2018), las estimaciones de exposición basadas en las cantidades de microplásticos que se encuentran en el agua mineral y la suposición de la transferencia de masa total de moléculas pequeñas como aditivos y oligómeros presentes en el plástico no plantearían una preocupación de seguridad.

Tabla 5. Presencia de plásticos en agua de bebida

Alimento	Contenido en microplásticos	Tamaño de partícula	Tipo de partícula	Polímeros encontrados	Localización	Fuente
Agua bruta	1383-4464 partículas/l en agua bruta	1-10 μm	Fibras	PET, PP, PE	República Checa, zonas urbanas	Pivokonski et al. (2018)
Agua tratada	243-684 partículas/l en agua tratada	>10 μm	Fragmentos			
Agua embotellada	3633 partículas/l	90 % <5 μm	No especificado	PET, PE, PP	Alemania	Oßmann et al. (2018)
Agua en botellas de plástico de un solo uso	2649 \pm 2857 partículas/l					
Agua en botellas de vidrio	6292 \pm 10 521 partículas/l					
Agua bruta	0,007 partículas/l	50-150 μm	Fibras	PE, PA, PS, PVC	Alemania	Mintening et al. (2019)
Agua embotellada	0,00001-100 000 partículas/l	1- > 5000 μm	Fragmentos Fibras Película Espuma Pellets	PE,PP, PS, PVC, PET	Asia, Australia, Europa y América del Norte	Koelmans et al. (2019)
Agua de grifo						

5. Exposición dietética a plásticos

En ausencia de estudios sobre exposición dietética total a plásticos en humanos, algunas estimaciones sobre la exposición dietética procedente de algunos grupos de alimentos identifican a los alimentos de origen marino como la principal fuente de exposición dietética del hombre a los plásticos que contaminan el medio ambiente y que acceden a la cadena trófica. Son diversos los autores que parecen coincidir en señalar que el riesgo derivado de la ingestión dietética de plásticos y derivados es mínimo en comparación con la exposición a estas sustancias a través de otras vías, concretamente la vía inhalatoria (Santillo et al., 2017) (Barboza et al., 2018) (Catarino et al., 2018) (Rist et al., 2018).

Toussaint et al. (2019) con el objetivo comprender la exposición humana, han analizado las publicaciones que, desde 2010, documentan la presencia de micro y nanoplásticos en animales y productos

alimenticios. Estos autores defienden que, más allá de unas pocas estimaciones y comparaciones, no se dispone de datos precisos para evaluar la exposición exacta de los humanos a los micro y nanoplásticos a través de la dieta principalmente debido a la inexistencia de métodos estandarizados para su análisis.

A pesar de ello, tal y como ha sido descrito en el apartado anterior, la comunidad científica coincide en identificar a los moluscos y crustáceos como el principal grupo de alimentos que contribuye a la ingesta total de microplásticos en humanos y dedica muchos estudios a los niveles de microplásticos en moluscos (Van Cauwenberghe y Janssen, 2014) (Catarino et al., 2018) (Li et al., 2018, 2019) (Cho et al., 2019) y aguas de bebida (Eekes-Medrano et al., 2019) (Novotna et al., 2019) (Mintenig et al., 2019), principalmente.

Así, mientras en 2014, Van Cauwenberghe y Janssen estimaron la exposición dietética anual procedente de los moluscos y crustáceos para los consumidores europeos en 11 000 microplásticos/año, Cho et al. estimaron en 2019 la ingesta anual de microplásticos en la dieta de la población coreana a través del consumo de mariscos en 212 microplásticos/año lo que representa una estimación muy inferior a efectuada por Van Cauwenberghe y Janssen (2014) para este mismo grupo de alimentos, pero en el mismo orden de magnitud que la publicada por Catarino et al. (2018) para el Reino Unido. Estos autores estiman la ingestión de microplásticos a través del consumo de mejillones en 123 partículas/persona/año para el Reino Unido al tiempo que consideran que esta exposición puede llegar a 4620 partículas/persona/año en países con un mayor consumo de moluscos y crustáceos. Considerando exclusivamente el consumo de camarones, la exposición del hombre derivada de este grupo de alimentos fue estimada en 175 partículas de microplástico (200-1000 μm)/persona/año (Devriese et al., 2015).

Otro de los alimentos identificados como vehículo de plásticos y derivados en la dieta del hombre es la sal. Según Lee et al. (2019) las sales de mesa contienen una media de 140,2 partículas microplásticas/kg por lo que, considerando un consumo medio anual de sal de 3,75 kg/año, la ingesta anual de microplásticos procedente de la sal se estimaría en varios cientos (525,75 partículas microplásticas/año). Considerando la concentración de plásticos en la sal de mesa comercializada en España (50-280 partículas/kg, Tabla 4) publicada por Iñiguez et al. (2017) y conociendo que el consumo de sal de mesa en España (Enalia 2) es de 0,29 g/día (0,105 kg/año) (AESAN, 2019), la población española adulta española entre 18 y 75 años estaría expuesta a 5,25-29,4 partículas plásticos/año a partir del consumo de sal de mesa.

Este mismo año, Cox et al. (2019) han evaluado el número de partículas microplásticas en los alimentos de consumo común de la dieta estadounidense estimando el consumo anual de microplásticos por vía oral entre 39 000 y 52 000 partículas, dependiendo de la edad y el sexo. Estas estimaciones aumentan a 74 000 y 121 000 partículas/año cuando se considera la inhalación. Estos autores defienden que las personas que cumplen con la ingesta de agua recomendada solo a través de fuentes embotelladas pueden estar ingiriendo 90 000 microplásticos adicionales anualmente, en comparación con 4000 microplásticos/año para aquellos que sólo consumen agua del grifo (Cox et al., 2019).

Hasta el momento no se han publicado evaluaciones de riesgos ni estimaciones de la exposición para nanoplásticos pues se desconocen cuáles son las concentraciones de nanoplásticos en com-

partimentos ambientales o componentes de la dieta humana (SAPEA, 2019). Por todo ello, en estos momentos la comunidad científica parece coincidir en que, debido a los limitados datos con calidad aceptable sobre los niveles de plásticos y sus derivados micro y nanoplásticos en alimentos, no puede concluirse la caracterización del riesgo ni la evaluación de la exposición dietética a micro y nanoplásticos en humanos.

Respecto a la exposición dietética a los monómeros y aditivos de los plásticos, la estimación de la exposición dietética a BPA fue máxima en lactantes y niños pequeños (hasta 0,875 µg/kg p.c./día) si bien inferior a la ingesta diaria tolerable (TDI) de 4 µg/kg p.c./día (EFSA, 2015). Para los ftalatos, se mantiene la ingesta diaria tolerable grupal (TDI) de 50 µg/kg p.c./día establecida por EFSA para cuatro de las sustancias: di-butilftalato (DBP), ftalato de butilbencilo (BBP), ftalato de bis (2-etilhexilo) (DEHP) y di-isononilftalato (DINP). Para el di-isodecilftalato (DIDP) se propone un TDI individual de 150 µg/kg p.c./día basado en la toxicidad hepática. Para los consumidores europeos EFSA estimó la exposición dietética combinada a DBP, BBP, DEHP y DINP en 2005 en menos de una cuarta parte de la TDI grupal. Para DIDP, la exposición dietética fue aproximadamente 1500 veces menor que el TDI individual (EFSA, 2005a, b). Sin embargo, una reciente Opinión Científica de EFSA (2019) ha reevaluado la exposición dietética de algunos ftalatos en Europa. Los valores medios (mín-max) y el P95 (mín-max) en µg/kg p.c./día estimados son: DBP media (0,042-0,769) y P95 (0,099-1,503), BBP media (0,009-0,207) y P95 (0,021-0,442); DEHP media (0,446-3,459) y P95 (0,902-6,148); DINP media (0,232-4,270) y P95 (0,446-7,071); DIDP media (0,001-0,057) y P95 (0,008-0,095). Estas ingestas suponen una contribución del 1,8 al 14 % de la TDI grupal si bien en los consumidores extremos (P95) la exposición dietética alcanza entre el 3 y el 23 % de la TDI grupal (EFSA, 2019).

Conclusiones del Comité Científico

La contaminación, bioacumulación y biomagnificación por plásticos, sus derivados, monómeros y aditivos es motivo de preocupación creciente no solo sus consecuencias potencialmente adversas para la salud ambiental y la conservación de la biodiversidad sino también por su capacidad para acceder a la cadena trófica y, en consecuencia, afectar a la salud humana tras exposición dietética.

Los datos de niveles de microplásticos en alimentos provienen, fundamentalmente, de pescado, moluscos y crustáceos. Entre los alimentos de origen no marino estudiados destacan el agua de bebida y la sal, entre otros. Sin embargo, los datos de calidad sobre la ocurrencia de microplásticos en alimentos continúan siendo escasos, especialmente para alimentos no marinos. En relación con los nanoplásticos la información sobre su presencia en alimentos es inexistente.

En ausencia de estudios sobre exposición dietética total a plásticos en humanos, algunas estimaciones sobre la exposición dietética identifican a los alimentos de origen marino como la principal fuente de exposición dietética del hombre a los plásticos que contaminan el medio ambiente y que acceden a la cadena trófica.

La determinación de polímeros plásticos no sólo precisa de la estandarización de métodos de análisis que permitan la reproducibilidad y la comparación de los resultados al tiempo que su monitorización sino de consenso en la definición, descripción y expresión de los resultados.

Los micro y nanoplásticos tienen el potencial de ser transferidos entre niveles tróficos y, por ello, la caracterización del riesgo y la evaluación de la exposición dietética a ellos constituye un reto actual para la seguridad alimentaria junto con el estudio de la degradación de los microplásticos a nanoplásticos, el impacto del procesamiento de los alimentos sobre ellos y el papel de los microplásticos como vector de otros contaminantes orgánicos e inorgánicos y microorganismos patógenos.

Con la información y datos actualmente disponibles no hay base suficiente para caracterizar la potencial toxicidad de los microplásticos en humanos. Los potenciales efectos de los microplásticos en la salud de los consumidores son aún desconocidos y precisan de más investigación. La carencia de amplio conocimiento sobre la toxicocinética y toxicodinamia de estos contaminantes y de sus efectos sobre la salud impide efectuar una sólida caracterización del riesgo si bien muchos de los autores anticipan que el riesgo derivado de la exposición dietética de plásticos y derivados es bajo. A pesar de ello, la publicación de estudios experimentales y epidemiológicos que asocian la exposición prolongada a muy pequeñas dosis con efectos adversos mantiene viva esta creciente preocupación de la comunidad científica por la exposición dietética a los plásticos y sus aditivos.

Este Comité concluye que la estimación de la exposición dietética total a plásticos, microplásticos y nanoplásticos no puede ser aún efectuada y, por tanto, la evaluación del riesgo no puede concluirse si bien se sugiere que la investigación futura sobre estos contaminantes alimentarios aporte soluciones innovadoras que implementen medidas de mitigación/minimización de la exposición dietética del hombre al tiempo que la regulación de niveles máximos de sus principales moléculas en sus fuentes alimentarias.

El compromiso global de reducir, reutilizar o reciclar los materiales plásticos constituye la mejor herramienta para minimizar el impacto ambiental y sobre la salud de estos contaminantes.

Referencias

- AESAN (2019). Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición. Encuesta Nacional de Alimentación en población adulta, mayores y embarazadas (ENALIA 2). Disponible en: http://www.aecosan.mssi.gob.es/AECOSAN/web/seguridad_alimentaria/subdetalle/enalia_2.htm [acceso: 14-11-19].
- Abassi, S., Soltani, N., Keshavarzi, B., Moore, F., Turner, A. y Hassanaghaei, M. (2018). Microplastics in different tissues of fish and prawn from the MusaEstuary, Persian Gulf. *Chemosphere*, 205, pp: 80-87.
- Akhbarizadeh, R., Moore, F. y Keshavarzi, B. (2018). Investigating a probable relationship between microplastics and potentially toxic elements in fish muscles from northeast of Persian Gulf. *Environmental Pollution*, 232, pp: 154-163.
- Alimba, C.G. y Faggio, C. (2019). Microplastics in the marine environment: Current trends in environmental pollution and mechanisms of toxicological profile. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 68, pp: 61-74.
- Andrady, A.L. y Neal, M.A. (2009). Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364, pp: 1977-1984.
- ANSES (2013). Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. Request no. 2009-SA-0331 and no. 2010-SA-0197 of the French Agency for Food, Environmental and Occupational Health & Safety on the assessment of the risks associated with bisphenol A for human health, and on toxicological data and data on the use of bisphenols S, F, M, B, AP, AF and BADGE. 20137-1984.
- ASTM (2019). ASTM D7611/D7611M-19. Standard Practice for Coding Plastic Manufactured Articles for Resin Identification. ASTM International, West Conshohocken, PA.

- Auta, H.S., Emenike, C.U. y Fauziah, S.H. (2017). Distribution and importance of microplastics in the marine environment. A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment International*, 102, pp: 165-176.
- Avio, C.G., Gorb, S., Milan, M., Benedetti, M., Fattorini, D., d'Errico, G., Pauletto, M., Bargelloni, L. y Regoli, F. Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. *Environmental Pollution*, 198, pp: 211-222.
- Barboza, L.M., Dick Vethaak, A., Lavorante, B., Lundebye, A.K. y Guilhermino, L. (2018). Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety and human health. *Marine Pollution Bulletin*, 133, pp: 336-348.
- Bessa, F., Barriá, P., Neto, J.M., Frias, J.P.G.L., Otero, V., Sobral, P. y Marques, J.C. (2018). Occurrence of microplastics in commercial fish from a natural estuarine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 128, pp: 575-584.
- Biryol, D., Nicolas, C.I., Wambaugh, J., Phillips, K. e Isaacs, K. (2017). High-throughput dietary exposure predictions for chemical migrants from food contact substances for use in chemical prioritization. *Environment International*, 108, pp: 185-194.
- Bouwmeester, H., Hollman, P.C. y Peters, R.. (2015). Potential Health Impact of Environmentally Released Micro- and Nanoplastics in the Human Food Production Chain: Experiences from Nanotoxicology. *Environmental Science & Technology*, 49 (15), pp: 8932-8947.
- Bråte, I.L.N., Eidsvoll, D.P., Steindal, C.C. y Thomas, K.V. (2016). Plastic ingestion by Atlantic cod (*Gadus morhua*) from the Norwegian coast. *Marine Pollution Bulletin*, 112, pp:105-110.
- Brouwer, M.T., Thoden Van Velzen, E.U., Augustinus, A., Soethoudt, H., De Meester, S. y Ragaert, K. (2018). Predictive model for the Dutch post-consumer plastic packaging recycling system and implications for the circular economy. *Waste Management*, 71, pp: 62-85.
- CalEPA (2017). California Environmental Protection Agency. Office of Environmental Health Hazard Assessment. Proposition 65 Warnings. Disponible en: www.P65Warnings.ca.gov [acceso: 14-11-19].
- Caporossi, L. y Papaleo, B. (2017). Bisphenol A and metabolic diseases: challenges for occupational medicine. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14, pp: 959.
- Carr, S.A., Liu, J. y Tesoro, A.G. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research*, 91, pp: 174-182.
- Catarino, A.I., Macchia, V., Sanderson, W.G., Thompson, R.C. y Henry, T.B. (2018). Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal. *Environmental Pollution*, 237, pp: 675-684.
- CE (2018a). Comisión Europea. Una estrategia europea para el plástico en una economía circular. Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. COM (2018) 28 final. Disponible en: https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:2df5d1d2-fac7-11e7-b8f5-01aa75ed71a1.0023.02/DOC_1&format=PDF [acceso: 14-11-19].
- CE (2018b). Comisión Europea. Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. Hacia un marco de la Unión Europea más exhaustivo en materia de alteradores Endocrinos. Bruselas. Disponible en: <https://ec.europa.eu/transparency/regdoc/rep/1/2018/ES/COM-2018-734-F1-ES-MAIN-PART-1.PDF> [acceso: 14-11-19].
- Cho, Y., Shim, W.J., Jang, M., Han, G.M. y Hong, S.H. (2019). Abundance and characteristics of microplastics in market bivalves from South Korea. *Environmental Pollution*, 245, pp: 1107-1116.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. y Galloway, T.S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62, pp: 2588-2597.
- Corradini, F., Meza, P., Eguiluz, R., Casado, F., Huerta-Lwanga, E. y Geissen V. (2019). Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. *Science of the Total Environment*, 671, pp: 411-420.
- Cox, K.D., Covernton, G.A., Davies, H.L., Dower, J.F., Juanes, F. y Dudas, S.E. (2019). Human Consumption of Microplastics. *Environmental Science & Technology*, 53 (12), pp: 7068-7074.

- Cozar, A., Echevarria, F., Gonzalez-Gordillo, J.I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernandez-Leon, S., Palma, A.T., Navarro, S., Garcia-De-Lomasa, J., Ruiz, A., Fernandez-De-Puelles, M.L. y Duarte, C.M. (2014). Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111, pp: 10239-10244.
- Davranche, M., Veclin, C., Pierson-Wickmann, A.C., El Hadri, H., Grassl, B., Rowenczyk, L., Dia, A., Ter Halle, A., Blanco, F., Reynaud, S. y Gigault, J. (2019). Are nanoplastics able to bind significant amount of metals? The lead example. *Environmental Pollution*, 249, pp: 940-948.
- Da Costa, J.P., Santos, P.S.M., Duarte, A.C. y Rocha-Santos, T. (2016). (Nano) plastics in the environment-sources, fates and effects. *Science of the Total Environment*, 566-567, pp: 15-26.
- Dematteo, R., Keith, M.M., Brophy, J.T., Wordsworth, A., Watterson, A.E., Beck, M., Rochon, A., Michael, F., Jyoti, G., Magali, P., Dayna, R. y Scott, N. (2013). Chemical exposures of women workers in the plastics industry with particular reference to breast cancer and reproductive hazards. *New Solutions: A Journal of Environmental and Occupational Health Policy*, 22, pp: 427-448.
- Desforges, J.P.W., Galbraith, M. y Ross, P.S. (2015). Ingestion of microplastics by zooplankton in the northeast Pacific Ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69, pp: 320-330.
- Devriese, L.I., van der Meulen, M.D., Maes, T., Bekaert, K., Paul-Pont, I., Frère, L., Robbens, J. y Vethaak, A.D. (2015). Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. *Marine Pollution Bulletin*, 98, pp: 179-187.
- Di Donato, M., Cernerer, G., Giovannelli, P., Galasso, G., Bilancio, A., Migliaccio, A. y Castoria, G. (2017). Recent advances on bisphenol-A and endocrine disruptor effects on human prostate cancer. *Molecular and Cellular Endocrinology*, 457, pp: 35-42.
- Drzyzga, O. y Prieto, A. (2019). Plastic waste management, a matter for the 'community'. *Microbial Biotechnology*, 12, pp: 66-68.
- ECHA (2019). Agencia Europea de Sustancias y Mezclas Químicas. Microplásticos. Disponible en: <https://echa.europa.eu/es/hot-topics/microplastics> [acceso: 14-11-19].
- Eerkes-Medrano, D., Leslie, H.A. y Quinn, B. (2019). Microplastics in drinking water: A review and assessment. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 7, pp: 69-75.
- EFSA (2005a). Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria. Opinion of the Scientific Panel on Food Additives, Flavourings, Processing Aids and Materials in Contact with Food (AFC) on a request from the Commission related to Di-isononylphthalate (DINP) for use in food contact materials. *EFSA Journal*, 244, pp: 1-18.
- EFSA (2005b). Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria. Opinion of the Scientific Panel on Food Additives, Flavourings, Processing Aids and Materials in Contact with Food (AFC) on a request from the Commission related to Bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) for use in food contact materials. *EFSA Journal*, 243, pp: 1-20.
- EFSA (2015). Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria. Panel on Food Contact Materials, Enzymes, Flavourings and Processing Aids. Scientific Opinion on the risks to public health related to the presence of bisphenol A (BPA) in foodstuffs: Executive summary. *EFSA Journal*, 13 (1): 3978.
- EFSA (2016). Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria. Panel on Contaminants in the Food Chain. Statement on the presence of μ plastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. *EFSA Journal*, 14 (6): 4501.
- EFSA (2017). Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria. Bisphenol A (BPA) hazard assessment protocol. EFSA supporting publication 2017: EN-1354. Disponible en: [doi:10.2903/sp.efsa.2017.EN-1354](https://doi.org/10.2903/sp.efsa.2017.EN-1354) [acceso: 14-11-19].
- EFSA (2019). Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria. Update of the risk assessment of di-butylphthalate (DBP), butyl-benzyl-phthalate (BBP), bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP), di-isononylphthalate (DINP) and di-isodecylphthalate (DIDP) for use in food contact materials. *EFSA Journal*, 17 (12): 5838, pp: 1-85.
- Eltemsah, Y.S. y Bøhn, T. (2019). Acute and chronic effects of polystyrene microplastics on juvenile and adult *Daphnia magna*. *Environmental Pollution*, 254 (Pt A), pp: 112919.
- Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H. y Amato, S. (2013). Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin*, 77, pp: 177-182.

- Fasano, E. y Cirillo, T. (2018). Plasticizers and Bisphenol as Food Contaminants: Sources and Human Risk. *Current Analytical Chemistry*, 14, pp: 296-305
- Foster, P.M. (2006). Disruption of reproductive development in male rat offspring following in utero exposure to phthalate esters. *International Journal of Andrology*, 29 (1), pp: 140-147; discussion 181-145.
- Gallo, F., Fossi, C., Weber, R., Santillo, D., Sousa, J., Ingram, I., Nadal, A. y Romano, D. (2018). Marine litter plastics and microplastics and their toxin chemical components: the need for urgent preventive measure. *Environmental Sciences Europe*, 30, pp: 13.
- Galloway, T.S. (2015). Micro- and nano-plastics and human health. En libro: *Marine Anthropogenic Litter*. Bergmann, M., Gutow, L. y Klages, M. (Eds.). Springer International Publishing, Cham, pp: 343-366.
- Galloway, T.S. y Lewis, C.N. (2016). Marine microplastics spell big problems for future generations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113, pp: 2331-2333.
- GESAMP (2015). Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. Joint group of experts on the scientific aspects of marine environmental protection. GESAMP No. 90, pp: 1-96.
- Geueke, B., Grok, K. y Muncke, J. (2018). Food packaging in the circular economy: Overview of chemical safety aspects for commonly used materials. *Journal of Cleaner Production*, 193, pp: 491-505.
- Guillard, V., Gaucel, S., Fornaciari, C., Angellier-Coussy, H., Buche, P. y Gontard, N. (2018). The Next Generation of Sustainable Food Packaging to Preserve Our Environment in a Circular Economy Context. *Frontiers in Nutrition*, 5 (121), pp: 1-13.
- Gündoğdu, S. (2018). Contamination of table salts from Turkey with microplastics. *Food additives & contaminants. Part A, Chemistry, analysis, control, exposure & risk assessment*, 35 (5), pp: 1006-1014.
- Güven, O., Gökdağ, K., Jovanović, B. y Ködeys, A.E. (2017). Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish. *Environmental Pollution*, 223, pp: 286-294.
- Guzzetti, E., Sureda, A., Tejada, S. y Faggio, C. (2018). Microplastic in marine organism: Environmental and toxicological effects. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 64, pp: 164-171.
- Hahladakis, J.N., Velis, C.A., Iacovidou, E. y Purnell, P. (2018). An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during use, disposal and recycling. *Journal of Hazardous Materials*, 344, pp: 179-199.
- Halden, R.U. (2010). Plastics and health risks. *Annual Review of Public Health*, 31, pp: 179-194.
- Hansen, E., Nilsson, N., Lithner, D. y Lassen, C. (2013). Hazardous Substances in Plastic Materials, COWI in cooperation with Danish Technological Institute.
- Harper, C.A.E. (2006). Handbook of Plastic Technologies: The Complete Guide to Properties and Performance. 2nd revised edition. McGraw-Hill Education, New York, USA.
- Hartmann, N.B., Huffer, T., Thompson, R.C., Hasselov, M., Verschoor, A., Daugaard, A.E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M.P., Hess, M.C., Ivleva, N.P., Lusher, A.L. y Wagner, M. (2019). Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environmental Science & Technology*, 53, pp: 1039-1047.
- Hatti-Kaul, R., Nilsson, L.J., Zhang, B., Rehnberg, N. y Lundmark, S. (2019). Designing Biobased Recyclable Polymers for Plastics. *Trends in Biotechnology*, 38 (1), pp: 50-67.
- Hees, T., Zhong, F., Stürzel, M. y Mülhaupt, R. (2019). Tailoring Hydrocarbon Polymers and All-Hydrocarbon Composites for Circular Economy. *Macromolecular Rapid Communications*, 40 (1), pp: e1800608.
- Hernández, L.M., Yousefi, N. y Tufenkji, N. (2017). Are there nanoplastics in your personal care products? *Environmental Science & Technology Letters*, 4 (7), pp: 280-285.
- Horn, D., Miller, M., Anderson, S. y Steele, C. (2019). Microplastics are ubiquitous on California beaches and enter the coastal food web through consumption by Pacific mole crabs. *Marine Pollution Bulletin*, 139, pp: 231-237.

- IARC (1987). Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer. Polyvinyl chloride. Overall Evaluations of Carcinogenicity: An Updating of IARC Monographs Volumes 1 to 42, Supplement 7.
- Íñiguez, M.E., Conesa, J.A. y Fullana, A. (2017). Microplastics in Spanish Table Salt. *Scientific Reports*, 7 (1), pp: 8620. Erratum in Microplastics in Spanish Table Salt. [Sci Rep. 2018]
- Jabeen, K., Su, L., Li, J., Yang, D., Tong, C., Mu, J. y Shi, H. (2017). Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China. *Environmental Pollution*, 221, pp:141-149.
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R. y Law, K.L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347, pp: 768-771.
- Jin, Y., Lu, L., Tu, W., Luo, T. y Fu, Z. (2019). Impacts of polystyrene microplastic on the gut barrier, microbiota and metabolism of mice. *Science of the Total Environment*, 649, pp: 308-317.
- Karami, A., Golieskardi, A., Keong Choo, C.K., Larat, V., Galloway, T.S. y Salamatinia, B. (2017). The presence of microplastics in commercial salts from different countries. *Scientific Reports*, 7: 46173, pp: 1-11. Erratum in The presence of microplastics in commercial salts from different countries.
- Karmaus, A.L., Osborn, R. y Krishan, M. (2018). Scientific advances and challenges in safety evaluation of food packaging materials: workshop proceedings. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 98, pp: 80-87.
- Kim, J.S., Lee, H.J., Kim, S.K. y Kim, H.J. (2018). Global Pattern of Microplastics (MPs) in Commercial Food-Grade Salts: Sea Salt as an Indicator of Seawater MP Pollution. *Environmental Science & Technology*, 52 (21), pp: 12819-12828.
- Kimber, I. (2017). Bisphenol A and immunotoxic potential: A commentary. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 90, pp: 358-363.
- Koelman, A., Besseling, E. y Shim, W.J. (2015). Nanoplastics in the aquatic environment. Critical review. Chapter 12. En libro: *Marine anthropogenic litter*. Bergmann, M., Gutow, L. y Klages, M. Springer.
- Koelmans, A.A., Mohamed Nor, N.H., Hermesen, E., Kooi, M., Mintenig, S.M. y De France, J. (2019). Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Research*, 155, pp: 410-422.
- Kosuth, M., Mason, S.A. y Wattenberg, E.V. (2018). Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt. *PLoS One*, 13 (4): e0194970.
- Kuiper, G.G., Lemmen, J.G., Carlsson, B., Corton, J.C., Safe, S.H., van der Saag, P.T., van der Burg, B. y Gustafsson, J.A. (1998). Interaction of estrogenic chemicals and phytoestrogens with estrogen receptor beta. *Endocrinology*, 139 (10), pp: 4252-4263.
- Lee, H., Kunz, A., Shim, W.J. y Walther, B.A. (2019). Microplastic contamination of table salts from Taiwan, including a global review. *Scientific Reports*, 9 (1), pp: 10145.
- Li, J., Green, C., Reynolds, A., Shi, H. y Rotchell, J.M. (2018). Microplastics in mussels sampled from coastal waters and supermarkets in the United Kingdom. *Environmental Pollution*, 241, pp: 35-44.
- Li, J., Lusher, A.L., Rotchell, J.M., Deudero, S., Turra, A., Bråte, I.L.N., Sun, C., Shahadat Hossain, M., Li, Q., Kolandhasamy, P. y Shi, H. (2019). Using mussel as a global bioindicator of coastal microplastic pollution. *Environmental Pollution*, 244, pp: 522-533.
- Liebezeit, G. y Liebezeit, E. (2013). Non-pollen particulates in honey and sugar. *Food additives & contaminants. Part A, Chemistry, analysis, control, exposure & risk assessment*, 30, pp: 2136-2140.
- Liebezeit, G. y Liebezeit, E. (2014). Synthetic particles as contaminants in German beers. *Food additives & contaminants. Part A, Chemistry, analysis, control, exposure & risk assessment*, 31 (9), pp: 1574-1578.
- Lusher, A.L., Hollman, P.C.H. y Mendoza-Hill, J.J. (2017). Microplastics in fisheries and aquaculture: status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 615. Rome, Italy.
- Lv, W., Zhou, W., Lu, S., Huang, W., Yuan, Q., Tian, M., Lv, W. y He, D. (2019). Microplastic pollution in rice-fish co-culture system: A report of three farmland stations in Shanghai, China. *Science of the Total Environment*, 652, pp: 1209-1218.

- Mathalon, A. y Hill, P. (2014). Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor Nova Scotia. *Marine Pollution Bulletin*, 81, pp: 69-79.
- MSDS (2006). Ficha Datos de Seguridad REF. 1002. Plásticos Alser. Polipropileno.
- MSDS (2008). Material Safety Data Sheet. The Dow Chemical Company.
- MSDS (2016). Safety Data Sheet. KEER. BBP.
- MSDS (2018a). Safety Data Sheet. BASF.
- MSDS (2018b). Ficha Datos de Seguridad. Vynova. Cloruro de polivinilo.
- MSDS (2018c). Ficha Datos de Seguridad. MERK. Ácido orto-ftálico.
- MSDS (2019a). Ficha de datos de Seguridad. SIGMA-ALDRICH. Bisfenol A.
- MSDS (2019b). Ficha de datos de Seguridad. SIGMA-ALDRICH. Bisfenol S (10-7-19).
- Meeker, J.D., Sathyanarayana, S. y Swan, S.H. (2009). Phthalates and other additives in plastics: human exposure and associated health outcomes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364 (1526), pp: 2097-2113.
- Milios, L., Holm Christensen, L., McKinnon, D., Christensen, C., Rasch, M.K. y Hallström Eriksen, M. (2018). Plastic recycling in the Nordics: A value chain market analysis. *Waste Management*, 76, pp: 180-189.
- Mintemig, S.M., Löder, M.G., Primpke, S. y Gerdt, G. (2019). Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources. *Science of the Total Environment*, 648, pp: 631-635.
- Mokhena, T.C., Sefadi, J.S., Sadiku, E.R., John, M.J., Mochane, M.J. y Mtibe, A. (2018). Thermoplastic Processing of PLA/Cellulose Nanomaterials Composites. *Polymers (Basel)*, 10 (12), pii: E1363.
- Mühlschlegel, P., Hauk, A., Walter, U. y Sieber, R. (2017). Lack of evidence for microplastic contamination in honey. *Food additives & contaminants. Part A, Chemistry, analysis, control, exposure & risk assessment*, 34 (11), pp: 1982-1989.
- Neves, D., Sobral, P., Ferreira, J.L. y Pereira, T. (2015). Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*, 101, pp: 119-126.
- Novotna, K., Cermakova, L., Pivokonska, L., Cajthaml, T. y Pivokonsky, M. (2019). Microplastics in drinking water treatment-Current knowledge and research needs. *Science of the Total Environment*, 667, pp: 730-740.
- Oßmann, B.E., Sarau, G., Holtmannspötter, H., Pischetsrieder, M., Christiansen, S.H. y Dicke, W. (2018). Small-sized microplastics and pigmented particles in bottled mineral water. *Water Research*, 141, pp: 307-316.
- Ogunola, O.S., Onada, O.A. y Falaye, A.E. (2018). Mitigation measures to avert the impacts of plastics and microplastics in the marine environment (a review). *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (10), pp: 9293-9310.
- OMS (2019). Organización Mundial de la Salud. Comunicado de prensa. La OMS anima a investigar sobre los microplásticos y a reducir drásticamente la contaminación por plásticos. Disponible en: <https://www.who.int/es/news-room/detail/22-08-2019-who-calls-for-more-research-into-microplastics-and-a-crackdown-on-plastic-pollution> [acceso: 22-08-19].
- Peda, C., Caccamo, L., Fossi, M.C., Gai, F., Andaloro, F., Genovese, L., Perdichizzi, A., Romeo, T. y Maricchiolo, G. (2016). Intestinal alterations in European sea bass *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) exposed to microplastics: preliminary results. *Environmental Pollution*, 212, pp: 251-256.
- Pellini, G., Gomiero, A., Fortibuoni, T., Ferrà, C., Grati, F., Tassetti, A.N., Polidori, P., Fabi, G. y Scarcella, G. (2018). Characterization of microplastic litter in the gastrointestinal tract of *Solea solea* from the Adriatic Sea. *Environmental Pollution*, 234, pp: 943-952.
- Pinto da Costa, J., Santos, P.S.M., Duarte, A.C. y Rocha-Santos, T. (2016). (Nano)plastics in the environment-Sources, fates and effects. *Science of the Total Environment*, 566-567, pp: 15-26.
- Pivokonsky, M., Cermakova, L., Novotna, K., Peer, P., Cajthaml, T. y Janda, V. (2018). Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. *Science of the Total Environment*, 643, pp:1644-1651.
- PlasticsEurope (2016). Plastics—the Facts 2016: An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data, Brussels, Belgium.

- PlasticsEurope (2017). *Plastics—the Facts 2017: An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data*, Brussels, Belgium.
- Renzi, M. y Blašković, A. (2018). Litter & microplastics features in table salts from marine origin: Italian versus Croatian brands. *Marine Pollution Bulletin*, 135, pp: 62-68.
- Renzi, M., Guerranti, C. y Blašković, A. (2018). Microplastic contents from maricultured and natural mussels. *Marine Pollution Bulletin*, 131 (Pt A), pp: 248-251.
- Revel, M., Châtel, A. y Mouneyrac, C. (2018). Micro(nano)plastics: a threat to human health? *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 1, pp: 17-23.
- Rist, S., Carney Almroth, B., Hartmann, N.B. y Karlsson, T.M. (2018). A critical perspective on early communications concerning human health aspects of microplastics. *Science of the Total Environment*, 626, pp: 720-726.
- Robinson, L. y Miller, R. (2015). The Impact of Bisphenol A and Phthalates on Allergy, Asthma, and Immune Function: a Review of Latest Findings. *Current Environmental Health Reports*, 2 (4), pp: 379-387.
- Rocha-Santos, T. y Duarte, A.C. (2015). A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 65, pp: 47-53.
- Rodríguez-Seijo, A., Lourenço, J., Rocha-Santos, T.A., da Costa, J., Duarte, A.C., Vala, H. y Pereira, R. (2017). Histopathological and molecular effects of microplastics in *Eisenia andrei* Bouché. *Environmental Pollution*, 220, pp: 495-503.
- Santillo, D., Miller, K. y Johnston, P. (2017). Microplastics as contaminants in commercially important seafood species. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13 (3), pp: 516-521.
- SAPEA (2019). Science Advice for Policy by European Academies. A Scientific Perspective on Microplastics in Nature and Society. Berlin: SAPEA. Disponible en: <https://doi.org/10.26356/microplastics> [acceso: 14-11-19].
- Schwabl, P., Köppel, S., Königshofer, P., Bucsecs, T., Trauner, M., Reiberger, T. y Liebmann, B. (2019). Detection of Various Microplastics in Human Stool: A Prospective Case Series. *Annals of Internal Medicine*, 171, pp: 453-457.
- Selke, S.E.M. y Culter, J.D. (2016). En libro: *Plastics Packaging: Properties, Processing, Applications, and Regulations*. Carl Hanser Verlag, Munich, Germany.
- Serrano, S.E., Braun, J., Trasande, L., Dills, R. y Sathyanarayana, S. (2014). Phthalates and diet: a review of the food monitoring and epidemiology data. *Environmental Health*, 13 (1), pp: 43.
- Shahul Hamid, F., Bhatti, M.S., Anuar, N., Anuar, N., Mohan, P. y Periathamby, A. (2018). Worldwide distribution and abundance of microplastic: How dire is the situation?. *Waste Management & Research*, 36 (10), pp: 873-897.
- Smithers Pira (2018). *The Future of Rigid Plastic Packaging to 2022, USA*.
- Sohail, M., Sun, D.-W. y Zhu, Z. (2018). Recent developments in intelligent packaging for enhancing food quality and safety. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 58 (15), pp: 2650-2662.
- Souza Machado, A.A., Kloas, W., Zarfl, C., Hempel, S. y Rillig, M.C. (2018). Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*, 24, pp: 1405-1416.
- Stock, V., Böhmert, L., Lisicki, E., Block, R., Cara-Carmona, J., Pack, L.K., Selb, R., Lichtenstein, D., Voss, L., Henderson, C.J., Zabinsky, E., Sieg, H., Braeuning, A. y Lampen, A. (2019). Uptake and effects of orally ingested polystyrene microplastic particles *in vitro* and *in vivo*. *Archives of Toxicology*, 93 (7), pp: 1817-1833.
- Sun, X., Li, Q., Zhu, M., Liang, J., Zheng, S. y Zhao, Y. (2017). Ingestion of microplastics by natural zooplankton groups in the northern South China Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 115, pp: 217-224.
- Swan, S.H., Main, K.M., Liu, F., Stewart, S.L., Kruse, R.L., Calafat, A.M., Mao, C.S., Redmon, J.B., Tennant, C.L., Sullivan, S., Teague, J.L. y S.f.F.F.R. Team (2005). Decrease in anogenital distance among male infants with prenatal phthalate exposure. *Environmental Health Perspectives*, 113 (8), pp: 1056-1061.
- Thompson, R.C., Moore, C.J., Vom Saal, F.S. y Swan, S.H. (2009). Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364, pp: 2153-2166.

- Toussaint, B., Raffael, B., Angers-Loustau, A., Gilliland, D., Kestens, V., Petrillo, M., Rio-Echevarria, I.M. y Van den Eede, G. (2019). Review of micro- and nanoplastic contamination in the food chain. *Food additives & contaminants. Part A, Chemistry, analysis, control, exposure & risk assessment*, 36 (5), pp: 639-673.
- UE (2002). Directiva 2002/72/CE de la Comisión de 6 de agosto de 2002 relativa a los materiales y objetos plásticos destinados a entrar en contacto con productos alimenticios. DO L 220 de 15 de agosto de 2002, pp: 18-58.
- UE (2011). Reglamento (UE) N° 10/2011 de la Comisión, de 14 de enero de 2011, sobre materiales y objetos plásticos destinados a entrar en contacto con alimentos. DO L 12 de 15 de enero de 2011, pp: 1-89.
- UE (2018). Reglamento (UE) 2018/213 de la Comisión, de 12 de febrero de 2018, sobre el uso de bisfenol A en los barnices y revestimientos destinados a entrar en contacto con los alimentos y por el que se modifica el Reglamento (UE) N° 10/2011 por lo que respecta al uso de dicha sustancia en materiales plásticos en contacto con los alimentos. DO L 41 de 14 de febrero de 2018, pp: 6-12.
- UNE (2002). Norma UNE-EN 1186. (2002). Materiales y artículos en contacto con productos alimenticios. Plásticos.
- Van Cauwenberghe, L. y Janssen, C.R. (2014). Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution*, 193, pp: 65-70.
- Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegehuchte, M.B. y Janssen, C.R. (2015). Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. *Environmental Pollution*, 199, pp: 10-17.
- Van Eygen, E., Feketitsch, J., Laner, D., Rechberger, H. y Fellner, J. (2017). Comprehensive analysis and quantification of national plastic flows: the case of Austria. *Resources, Conservation & Recycling*, 117, pp: 183-194.
- Vatansever, E, Arslan, D. y Nofar, M. (2019). Polylactide cellulose-based nanocomposites. *International Journal of Biological Macromolecules*, 137, pp: 912-938.
- VKM (2019). Norwegian Scientific Committee for Food and Environment. Microplastics; occurrence, levels and implications for environment and human health related to food. VKM report 2019: 16.
- Vom Saal, F.S. y Hughes, C. (2005). An extensive new literature concerning low-dose effects of bisphenol A shows the need for a new risk assessment. *Environmental Health Perspectives*, 113 (8), pp: 926-933.
- Wang, W., Gao, H., Jin, S., Li, R. y Na, G. (2019). The ecotoxicological effects of microplastics on aquatic food web, from primary producer to human: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 173, pp: 110-117.
- Waring, R.H., Harris, R.M. y Mitchell, S.C. (2018) Plastic contamination of the Food chain. A threat to human health?. *Maturitas*, 115, pp: 64-68.
- Welle, F. y Franz, R. (2018). Microplastic in bottled natural mineral water - literature review and considerations on exposure and risk assessment. *Food additives & contaminants. Part A, Chemistry, analysis, control, exposure & risk assessment*, 35 (12), pp: 2482-2492.
- Welshons, W.V., Thayer, K.A., Judy, B.M., Taylor, J.A., Curran, E.M. y vom Saal, F.S. (2003). Large effects from small exposures. I. Mechanisms for endocrine-disrupting chemicals with estrogenic activity. *Environmental Health Perspectives*, 111 (8), pp: 994-1006.
- Wright, S.L. y Kelly, F.J. (2017). Plastic and human health: a micro issue? *Environmental Science & Technology*, 51, pp: 6634-6647.
- Wu, L.H., Zhang, X.M., Wang, F., Gao, C.J., Chen, D., Palumbo, J.R., Guo, Y. y Zeng, E.Y. (2018). Occurrence of bisphenol S in the environment and implications for human exposure: A short review. *Science of the Total Environment*, 615, pp: 87-98.
- Xie, M.Y., Ni, H., Zhao, D.S., Wen, L.Y., Li, K.S., Yang, H.H., Wang, S.S., Zhang, H. y Su, H. (2016). Exposure to bisphenol A and the development of asthma: A systematic review of cohort studies. *Reproductive Toxicology*, 65, pp: 224-229.
- Yang, D., Shi, H., Li, L., Li, J., Jabeen, K. y Kolandhasamy, P. (2015). Microplastic Pollution in Table Salts from China. *Environmental Science & Technology*, 49 (22), pp: 13622-13627.
- Zheng, Y., Chen, J.C., Ma, Y.M. y Chen, G.Q. (2019). Engineering biosynthesis of polyhydroxyalkanoates (PHA) for diversity and cost reduction. *Metabolic Engineering*, 11, pii: S1096-7176(19)30108-9.