

Macroplásticos como vectores de elementos potencialmente tóxicos en suelos

Macroplastics as vectors of potentially toxic elements in soils

Brandon Fernando Espinoza Luna^a, Ariadna Yarely Gamero Vega^a, Rosa Icela Beltrán Hernández^a, Azdrubal Lobo Guerrero^a, Carlos Alexander Lucho Constantino^a

^a Área Académica de Química, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, 42186, Pachuca, Hidalgo, México.

^a Área Académica de Ciencias de la Tierra y Materiales, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, 42186, Pachuca, Hidalgo, México.

Resumen

Los plásticos son ampliamente utilizados en la fabricación de diversos productos, pero su acumulación en el ambiente genera impactos negativos, particularmente por su capacidad para adsorber y liberar elementos potencialmente tóxicos (EPT) como el mercurio (Hg), plomo (Pb), arsénico (As) y cadmio (Cd). En este estudio se analizaron macroplásticos (MP) recolectados en suelos urbanos y rurales en un área de 100 m² lineales. Se utilizó espectrometría de emisión óptica por plasma acoplado inductivamente (ICP-OES) para medir concentraciones de los EPT y espectroscopía FTIR para identificar los polímeros de las muestras de MP. Se encontró una mayor acumulación de MP en zonas urbanas, posiblemente debido a una mayor densidad poblacional, combustión de combustibles y actividad comercial. Por otra parte, los polímeros más comunes encontrados en los MP fueron polipropileno (PP), tereftalato de polietileno (PET), polietileno (PE), polietileno de alta densidad (HDPE) y policloruro de vinilo (PVC). En la zona urbana, los rangos de concentración de Hg fueron de 3.11-7.5 ppm y los de As de 1.3-7.88 ppm; Pb y Cd presentaron concentraciones menores que el límite de detección del equipo (LD). En la zona rural, los rangos de concentración de los EPT fueron menores para Hg y As: 0.26-1.78 ppm y de 0.9-3.67 ppm, respectivamente. Sin embargo, fueron mayores para Pb y Cd: 0.24-1.89 ppm, y de 0.02-0.03 ppm, respectivamente.

Palabras Clave: Plásticos, metales pesados, plástico biodegradable, contaminación ambiental.

Abstract

Plastics are widely used in the manufacture of various products; however, their accumulation in the environment generates negative impacts, particularly due to their ability to adsorb and release potentially toxic elements (PTEs), such as mercury (Hg), lead (Pb), arsenic (As), and cadmium (Cd). In this study, macroplastics (MP) collected from urban and rural soils in a 100 m² linear area were analyzed. Inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES) was used to measure PTEs concentrations, and FTIR spectroscopy was used to identify polymers in the MP samples. Greater MP accumulation was found in urban areas, possibly due to higher population density, fuel combustion, and commercial activity. On the other hand, the most common polymers found in MP were polypropylene (PP), polyethylene terephthalate (PET), polyethylene (PE), high-density polyethylene (HDPE), and polyvinyl chloride (PVC). In the urban area, the concentration ranges of Hg were 3.11-7.5 ppm, and those of As were 1.3-7.88 ppm; Pb and Cd showed concentrations below the detection limit of the equipment (LD). In the rural area, the concentration ranges of the EPT were lower for Hg and As: 0.26-1.78 ppm and 0.9-3.67 ppm, respectively. However, they were higher for Pb and Cd: 0.24-1.89 ppm and 0.02-0.03 ppm, respectively.

Keywords: Plastics, heavy metals, biodegradable plastic, environmental pollution.

1. Introducción

Los plásticos son materiales naturales o sintéticos formados por polímeros, constituidos de largas cadenas de átomos de carbono. Los plásticos naturales están compuestos por polímeros naturales como celulosa, quitosano, almidón, entre otros. En el caso de los plásticos sintéticos, están

compuestos por materiales poliméricos de alto peso molecular provenientes principalmente del petróleo (García, 2018).

Los plásticos son utilizados hoy en día en todo el mundo para diversas aplicaciones, entre las que destacan: almacenamiento y transporte de diferentes sustancias y objetos, la fabricación de textiles, utensilios, bolsas, botellas, cosméticos, etc. Después de la vida útil de los plásticos, la cual varía entre los 6 meses y los 8 años, los residuos suelen no ser gestionados adecuadamente, lo que provoca su acumulación en

*Autor para la correspondencia: carlos_lucho8906@uaeh.edu.mx

Correio electrónico: es353506@uaeh.edu.mx (Brandon Fernando Espinoza Luna), ga472612@uaeh.edu.mx (Ariadna Yarely Gamero Vega), rosa@uaeh.edu.mx (Rosa Icela Beltrán Hernández), azdrubal_guerrero@uaeh.edu.mx (Azdrubal Lobo Guerrero), carlos_lucho8906@uaeh.edu.mx (Carlos Alexander Lucho Constantino).

los ecosistemas terrestres y marinos, afectando la vida silvestre y contribuyendo a la contaminación global (Geyer et al., 2017). Además, durante su descomposición parcial, los plásticos liberan fragmentos de plásticos mayores a 5 mm de tamaño, clasificados como MP y fragmentos de plásticos menores a 5 mm, conocidos como microplásticos, provocando efectos adversos a los ecosistemas (Koelmans et al., 2014; Rochman et al., 2013; Barnes et al., 2009; Teuten et al., 2007; Ryan et al., 1988).

Lo más preocupante es que estos plásticos no solo actúan como partículas físicas, sino que también pueden transportar contaminantes químicos adheridos a su superficie como metales pesados, hidrocarburos aromáticos policíclicos y compuestos orgánicos persistentes, entre otros contaminantes (Rochman et al., 2013). Esta contaminación puede dificultar el reciclaje de dichos plásticos o bien transferir dichos contaminantes a los objetos producidos a través del reciclaje. La inhalación prolongada de plásticos contaminados puede inducir inflamación en las vías respiratorias, estrés oxidativo, alteraciones inmunológicas e incluso contribuir al desarrollo de enfermedades respiratorias crónicas (Bayo et al., 2024). Por tal motivo, en este trabajo de investigación se determinó la concentración de EPT (Hg, Cd, As y Pb) en MP de una zona rural y una zona urbana con el objetivo de evaluar el grado de contaminación encontrado en estos materiales, para ello se consideraron los límites permisibles establecidos por organismos internacionales como la Organización Mundial de la Salud (OMS), y la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) (Tabla 1).

Tabla 1: Valores de referencia establecidos por la OMS y la EPA para la evaluación de EPT en polímeros, utilizados como criterio comparativo en el análisis de contaminación ambiental. Fuente: Figueroa Sanz et al., 2024; United States Environmental Protection Agency (EPA) (2024).

| EPT | OMS - Organización Mundial de la Salud | EPA - Agencia de Protección Ambiental de EE. UU. |
|-----|--|--|
| Hg | 0.006 ppm | 0.002 ppm |
| Cd | 0.003 ppm | 0.005 ppm |
| As | 0.01 ppm | 0.01 ppm |
| Pb | 0.01 ppm | 0.015 ppm |

Aunque en la actualidad la mayor parte de la literatura se centra en los efectos de los microplásticos debido a su tamaño, persistencia y la capacidad de introducirse en las cadenas tróficas, es fundamental no subestimar la relevancia ambiental y toxicológica de los MP, ya que son la fuente primaria de generación de microplásticos a través de procesos de degradación física, química y biológica (Prata et al. 2020). En este estudio se cuantificó la concentración de EPT en MP en suelos de una zona rural y en una zona urbana para evaluar las posibles fuentes de EPT en estos materiales tan comunes hoy en día. Esta perspectiva permite abordar de mejor manera el problema de la contaminación por plásticos, especialmente en lugares donde la gestión de residuos es limitada y los MP constituyen una mayor parte de los residuos observables.

2. Metodología

2.1. Sitios de muestreo de MP.

Los sitios de muestreo se seleccionaron de acuerdo con sus características como zona urbana y zona rural. Por otra parte,

se llevó a cabo la recolección de los MP en un periodo de tiempo corto y con poca distancia entre la toma de la zona urbana y la zona rural, lo que permite reducir la variabilidad estacional y garantizar que las condiciones ambientales no fueran un factor de sesgo. Se consideró una cantidad mínima de seis MP para cada zona. Sin embargo, poco se conoce sobre la correlación entre el número de MP encontrados en zonas urbanas y rurales. Kunz et al. (2023) mencionan que, aunque han surgido tendencias generales al respecto, aún se desconoce sobre la distribución espacial, el papel de los patrones de uso del suelo y su relación con posibles fuentes. Por ejemplo, varios estudios no han podido demostrar correlaciones positivas entre la abundancia de microplásticos y la densidad poblacional (Corcoran et al., 2020; Wang et al., 2021). Estos criterios garantizan que los datos recopilados reflejen las características y condiciones de cada tipo de zona, permitiendo un análisis comparativo con otros estudios sobre el contenido de EPT en MP.

La recolección de los MP se realizó en un área de 1 m de ancho por 100 metros de largo en cada una de las zonas de estudio, sin importar sus características, degradación (cambios en su apariencia debido a procesos físicos, químicos o biológicos), contaminación, tamaño o composición. El sitio de muestreo de la zona urbana se encuentra localizado en el kilómetro 4.5 de la Carretera Pachuca - Tulancingo en la Colonia Carboneras de Mineral de la Reforma, Estado de Hidalgo (20.092693 N, 98.711307 W). Este sitio fue elegido debido al alto flujo poblacional y vehicular (31,452 vehículos según datos del tránsito diario promedio anual), así como por su representatividad de las características típicas de una zona urbana, como son los servicios a la población (agua, luz, drenaje, vialidades, servicios médicos, entre otros). Por otra parte, el sitio de la zona rural se encuentra ubicado en Rincón Chico, Hidalgo, a un costado de la Carretera a Carboneras, Estado de Hidalgo (20.1211869 N, 98.3838832 W). Este sitio se seleccionó por su menor densidad poblacional y representatividad del entorno rural, ideal para el objetivo del estudio.

2.2. Muestreo de MP.

Para la recolección de las muestras se utilizaron pinzas esterilizadas y charolas de aluminio para transportar los diversos tipos de plásticos en los sitios de estudio. En la zona urbana se recolectaron 20 muestras de MP y en la zona rural se recolectaron 7, debido a la poca presencia de ellos.

2.3. Clasificación y limpieza de los MP.

En esta etapa se llevó a cabo la clasificación de las muestras de acuerdo con su forma (cuchara, popote, bolsa, entre otros) y se cuantificó la cantidad de cada una de ellas recolectada en los sitios de estudio. Posteriormente, se cortaron 2 g de MP en secciones de 2 x 2 cm y se realizó un lavado con agua destilada (las veces que fuera necesario) para retirar cualquier material de la superficie. Para finalizar, se llevó a cabo el secado de cada una de las muestras a temperatura ambiente y se almacenaron en frascos de vidrio de 100 mL previamente lavados con ácido nítrico (HNO₃) al 3% para evitar cualquier contaminación por metales.

2.4. Análisis de elementos potencialmente tóxicos presentes en MP.

Se llevó a cabo la extracción de EPT colocando 2 g de los MP recolectados en frascos de vidrio previamente lavados con HNO_3 , a los cuales se agregaron 40 mL de agua regia (mezcla de ácido clorhídrico (HCl) y ácido nítrico (HNO_3)) en una proporción de 3:1, este proceso se realizó por triplicado con el fin de validar la eficiencia de la extracción.

Posteriormente, las muestras se colocaron en un agitador orbital modelo 3506 a 200 rpm durante 24 h (Barnstead, EE.UU.). Después del periodo de agitación, la solución resultante se filtró al vacío para su posterior análisis de EPT (Hg, Pb, As y Cd), utilizando la técnica de Espectroscopia de Emisión Óptica por Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-OES, por sus siglas en inglés), modelo Perkin Elmer Optima 8300 (Figura 1).

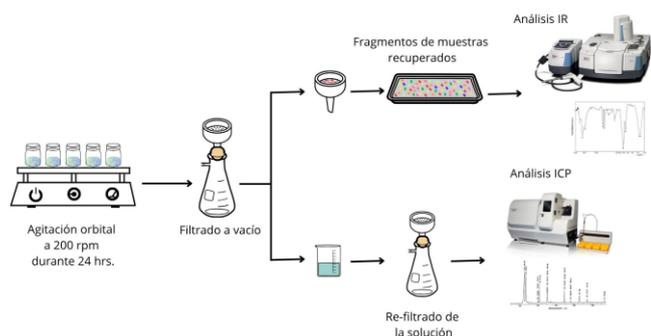


Figura 1: Método de análisis para determinación de EPT mediante ICP-OES y caracterización de las muestras mediante IR.

2.5. Análisis de la composición química de los Ms con la técnica de FTIR.

Las muestras de MP recolectadas de la zona urbana y rural se sometieron a análisis en un espectrofotómetro de infrarrojo marca Perkin Elmer, modelo FTIR Spectrometer, Frontier (Figura 1) para identificar los grupos funcionales presentes en los polímeros con la finalidad de identificar su composición química (Lin et al., 2022), como apoyo para la asignación de las bandas infrarrojas y la identificación de posibles polímeros, se consultaron las librerías NIST Chemistry WebBook infrared spectra (NIST, 2025) y OpenSpecy, recursos de acceso abierto para espectros FTIR.

3. Resultados y discusión.

3.1. Cantidad y análisis estructural de los polímeros en suelos de zonas urbanas y rurales.

En la Tabla 2 se observa que los MP variaron en cantidad y tipo entre ambas zonas. En la zona urbana, la alta densidad poblacional y el consumo frecuente de productos envasados facilitaron el acceso a residuos plásticos como envolturas, botellas, popotes, utensilios, entre otros, en un periodo corto de tiempo, menor tiempo de exposición y en mayores cantidades. En contraste, la zona rural presentó menos residuos visibles, debido a que hay menos densidad poblacional, menores niveles de consumo, mayor reutilización de materiales y una disposición más dispersa de los residuos.

De los 20 MP recolectados en la zona urbana, 45% fueron cucharas, popotes y bolsas, y el 30% fueron envolturas de productos, vasos, caucho, etc. Mientras que en la zona rural solo se recolectaron 7 MP, los cuales mostraron mayor degradación (alteraciones visibles en su apariencia, como una superficie rugosa, presencia de fisuras o grietas, y opacidad debido a la pérdida de brillo), cambios atribuibles a procesos físicos, químicos o biológicos, cubiertos de materia orgánica y vegetación, lo que demuestra que han permanecido más tiempo en el suelo. En la Tabla 2 se puede observar que el 43% de los MP corresponde a envolturas, cucharas y vasos principalmente, y el porcentaje restante está compuesto de cucharas, popotes, botellas, entre otros. Boenel et al. (2021) han reportado una mayor degradación de los MP en zonas rurales, atribuida a una mayor exposición a factores ambientales como el suelo, la vegetación y el paso del tiempo.

Tabla 2: Tipo y cantidad de MP encontrados en las áreas de estudio en la zona rural y urbana en Hidalgo.

| Tipo de plástico | Presencia en zona rural | Presencia en zona urbana |
|-----------------------------------|-------------------------|--------------------------|
| Collar, botella | 2 | 1 |
| Cuchara, bolsa, popote | 1 | 9 |
| Goma | 1 | 1 |
| Cinta | 0 | 3 |
| Envolturas, caucho, vaso, cuchara | 3 | 6 |

3.2. Concentración de EPT en los MP.

En la Tabla 3 se muestran las concentraciones de los EPT analizados en los MP de la zona urbana.

Tabla 3: Concentraciones obtenidas de Pb, Hg, As y Cd en ppm para los MP recolectados en la zona urbana.

| Muestra | Tipo de plástico | Pb | Hg | As | Cd |
|--------------|------------------|-----|-----------------|-----------------|-----|
| Envoltura | PP | <LD | 6.45 ± 0.14 | 2.42 ± 0.33 | <LD |
| Cinta Negra | PVC | <LD | 4.14 ± 0.21 | 2.01 ± 0.12 | <LD |
| Cuchara | PP | <LD | 3.46 ± 0.12 | 1.30 ± 0.08 | <LD |
| Cincho | PP | <LD | 3.11 ± 0.13 | 3.05 ± 0.08 | <LD |
| Popote | PE | <LD | 4.9 ± 0.09 | 2.10 ± 0.10 | <LD |
| Bolsa verde* | PE | <LD | 7.5 ± 0.24 | 4.90 ± 0.09 | <LD |
| Bolsa* | PE | <LD | 5.14 ± 0.31 | 7.88 ± 0.26 | <LD |

LD de 0.0145 ppm para Pb, 0.0034 ppm para Cd, 0.021 ppm para Hg, y 0.01 ppm para As. *Macroplástico biodegradable.

Todos los MP recolectados en la zona urbana contienen concentraciones de Hg ($3.11-7.5$ ppm) y As ($1.3-7.88$ ppm). Por otra parte, las concentraciones de Pb y Cd son menores que el límite de detección del equipo (LD). La presencia de Hg y As en los MP puede atribuirse principalmente al contacto con gases de la combustión de automóviles; para el caso del mercurio, puede provenir de interruptores, luminarias, pilas, cosméticos, PVC, entre otros materiales, y para el arsénico, las principales fuentes pueden ser los pigmentos, textiles, papel o adhesivos. La presencia de estos EPT en los plásticos ya ha sido reportada por otros autores, quienes han identificado concentraciones de Hg y As, atribuyéndose a fuentes antropogénicas como emisiones vehiculares, procesos

industriales y residuos urbanos (Gaceta UNAM, 2021; EEA, 2022). Estos estudios mencionan que los polímeros, al estar expuestos a ambientes urbanos, pueden actuar como vectores de acumulación de EPT. En la Figura 2, se muestra que el Hg representa el 60% de EPT encontrados en los MP de la zona urbana. Dado que los MP no mostraban procesos de deterioro por permanecer poco tiempo en el suelo, es posible que la presencia de estos dos EPT se deba a que forman parte de un aditivo de los MP o bien sea el resultado de la contaminación por emisiones atmosféricas de vehículos en la zona de estudio. En este último caso, las concentraciones de Hg sobrepasan los límites permisibles de referencia mencionados en la Tabla 1, lo que implicaría un riesgo potencial no regulado para el entorno.

Como ya se mencionó anteriormente, las concentraciones de EPT en MP pueden atribuirse de igual manera a los pigmentos o aditivos (Hahladakis et al. 2018, Turner y Filella 2021, Wang et al. 2023, Jiang, Song y Zhang, 2023), que se utilizan en los diferentes tipos de polímeros (Tabla 4).

Tabla 4: Tipos de aditivos utilizados en polímeros y su función.

| Tipo de aditivo | Aditivo | Función |
|--------------------------------|--|---|
| Plastificantes | Ftalatos, adipatos | Flexibilidad |
| Retardantes de flama | PBDEs, TBBPA, fosforados | Reducir inflamabilidad |
| Estabilizantes y antioxidantes | BHT, organoestañosos | Previene degradación |
| Colorantes y pigmentos | Azo-compuesto, Cd, Pb, Cr | Dar color y opacidad |
| Bisfenoles | BPA, BPS | Plastificante |
| Biocidas | Compuestos de As, triclosán, compuestos orgánicos de Titanio | Controlar el crecimiento de microorganismos |
| PFAS | PFOS, PFOA | Repelente de grasas y agua |

PFAS: Perfluoroalquiladas, PBDEs: Polibromodifenil éteres, TBBPA: Tetra bromobisfenol A, BHT: Butilhidroxitolueno, BPA: Bisfenol A, BPS: Bisfenol S, PFOS: Ácido perfluorooctanosulfónico, PFOA: Ácido perfluorooctanoico. Fuente: Hahladakis et al. (2018), Turner y Filella (2021) y Wang et al. (2023).

Los EPT no siempre están químicamente unidos a la matriz polimérica y pueden ser liberados al medio ambiente durante la degradación del plástico, lo cual representa un riesgo para el medio ambiente y para la salud humana. En este contexto, existen normas internacionales y nacionales, que regulan el uso de pigmentos y aditivos en plásticos, mayormente aquellos destinados a estar en contacto con alimentos y bebidas, tal como el código 21 CFR (Code of Federal Regulation, por sus siglas en Inglés) 178.3297 de la FDA (Food and Drug Administration, por sus siglas en Inglés), el cuál enlista a las sustancias que pueden usarse de manera segura como colorantes en la fabricación de artículos o componentes de artículos destinados a ser utilizados en la producción, fabricación, envasado, procesamiento, preparación, tratamiento, embalaje, transporte o almacenamiento de

alimentos. Por otra parte, Normas Oficiales Mexicanas como la NMX-E-224-CNCP-2006 para tubos de PVC sin plastificante, y la NMX-E-253-CNCP-2007 para tubos de poliéster reforzado con fibra de vidrio (PRFV), especifican los requisitos de composición y evaluación de migración de sustancias en simulantes alimentarios. No obstante, la presencia de EPT en productos plásticos sigue siendo un riesgo, especialmente cuando los aditivos no cumplen con las especificaciones regulatorias o cuando se liberan tras el uso y desecho inadecuado de los materiales.

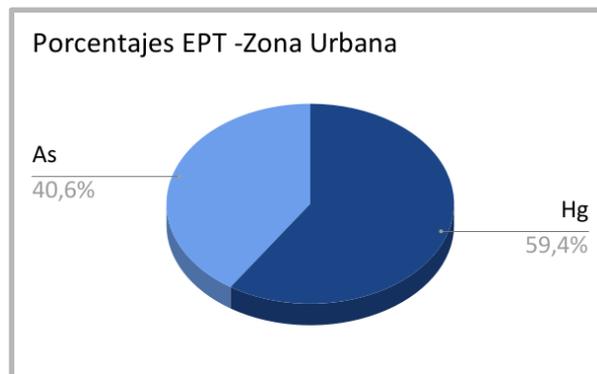


Figura 2: Porcentaje de arsénico y mercurio en los MP recolectados en la zona urbana.

Para el caso de la zona rural, las concentraciones de los EPT encontrados en los MP de la zona rural se muestran en la Tabla 5. En algunos MP (plástico verde, vaso, plástico morado) se encontraron todos los EPT evaluados en este estudio. En el caso del Pb (0.24-1.89 ppm), Cd (0.1-0.05 ppm) y As (0.9-13.5 ppm) se encontraron en la mayoría de los MP estudiados.

Tabla 5: Concentraciones obtenidas de Pb, Hg, As y Cd en ppm para los MP recolectados en la zona rural.

| Muestra | Tipo de plástico | Pb | Hg | As | Cd |
|-----------|------------------|-------------|-------------|--------------|--------------|
| Botella | PET | 0.24 ± 0.03 | < LD | 1.15 ± 0.007 | 0.03 ± 0.03 |
| Cuchara* | PE | 1.89 ± 0.28 | 1.78 ± 0.33 | 3.67 ± 0.02 | 0.01 ± 0.002 |
| Envoltura | PP | 1.54 ± 0.21 | < LD | 13.5 ± 1.9 | <LD |
| Vaso | PP | 0.52 ± 0.13 | 0.90 ± 0.08 | 0.90 ± 0.007 | 0.01 ± 0.002 |
| Goma* | HDPE | 0.96 ± 0.14 | < LD | 3.01 ± 0.008 | 0.05 ± 0.009 |
| Collar* | PET | 0.85 ± 0.06 | 0.26 ± 0.02 | 3.44 ± 1.57 | 0.02 ± 0.007 |
| Caucho | PP | 0.27 ± 0.03 | < LD | 0.56 ± 0.30 | <LD |

LD de 0.0145 ppm para Pb, 0.0034 ppm para Cd, 0.021 ppm para Hg, y 0.01 ppm para As. * Macroplástico biodegradable.

Por otra parte, el Hg (0.26-1.78 ppm) se encontró solo en tres MP (Cuchara, collar biodegradable y vaso). Es muy probable que las condiciones de exposición y degradación de los plásticos, así como el contacto del suelo agrícola, puedan incrementar las concentraciones de EPT en las muestras de los MP. Además, en comparación con otros autores como Hernández, (2020), se han documentado concentraciones considerables de As, Pb y Cd en suelos rurales y agrícolas, atribuibles al uso de plaguicidas. Lo anterior, sugiere la idea importante de la relación que hay entre la abundancia de EPT y la salud del suelo; la presencia de estos elementos en los suelos rurales subraya la necesidad de implementar estrategias

de monitoreo y remediación para mitigar los riesgos asociados a la contaminación por metales pesados en estos ecosistemas.

En la Figura 3 se puede observar que la concentración de As en los MP de la zona rural representa el 74% de la contaminación por EPT, seguida del Pb (17.4%) y el Hg (8.2%). Por otra parte, las concentraciones de Cd presentes en los MP son menores que el 1%.

Los resultados obtenidos muestran que las concentraciones de EPT rebasan los límites permisibles de referencia establecidos por los organismos internacionales (Tabla 1). La detección de estas concentraciones implica un riesgo potencial para los ecosistemas y subraya la necesidad de fortalecer los sistemas de monitoreo y regulación sobre aditivos plásticos y contaminantes asociados, así como impulsar estrategias de mitigación que incluyan estrategias menos tóxicas en la manufactura de los plásticos.

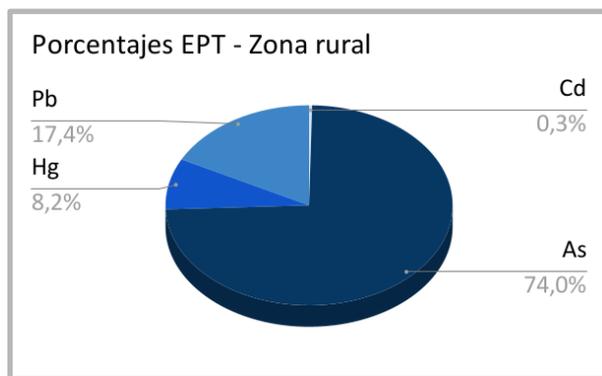


Figura 3: Porcentaje de plomo, cadmio, mercurio y arsénico en MP recolectados en la zona rural.

Por otra parte, el análisis de las concentraciones de EPT encontrados en los plásticos convencionales y los plásticos biodegradables identificados en las Tablas 3 y 5 muestran que las concentraciones de Cd, Pb, As y Hg son mayores para los MP biodegradables (las bolsas reportadas en la Tabla 3, así como el collar, goma y cuchara reportados en la Tabla 5). En la Figura 4 se puede observar que las concentraciones de EPT son mayores en un MP proveniente de una cuchara biodegradable (Tabla 5), en comparación con la de una cuchara hecha de polímeros convencionales (Tabla 3). De acuerdo con Shi et al. (2023), los polímeros biodegradables presentan mayores interacciones con los EPT (electrostática, complejación, interacción π - π , e interacción hidrofóbica), que los polímeros convencionales. También Shi et al. (2023) reportaron que las capacidades de adsorción de metales como el Cu, Pb y As fueron mayores en MP biodegradables que las encontradas en MP de polímeros convencionales.

Por otra parte, estudios realizados mediante microscopía electrónica de barrido (SEM, por sus siglas en inglés) muestran que los plásticos convencionales tienen superficies lisas, mientras que los biodegradables son ásperos y gruesos, lo que implica una mayor cantidad de sitios de adsorción disponibles (ThoMPon et al., 2009). Las altas concentraciones de metales en plásticos biodegradables, se atribuyen principalmente a la existencia del oxígeno que tienen los grupos funcionales (éster, amidas, hidroxilo, carboxilo o cetona), ya que los procesos de adsorción pueden deberse a las interacciones con estos grupos funcionales (Kalčíkova et al., 2020; Purwiyanto et al., 2020; Turner et al., 2020; Lin et al., 2021a).

El orden en el que los metales pueden ser adsorbidos a la superficie de un MP, se basa principalmente en el orden de sus constantes de hidrólisis ($\log K_{hl}$ para Hg = -3.6, $\log K_{hl}$ para As = -4.0, $\log K_{hl}$ para Pb = -7.5 y $\log K_{hl}$ para Cd = -10.0) y al radio hidratado de los mismos (el cual se define como el tamaño efectivo de un ion metálico en solución acuosa, incluyendo la capa de moléculas de agua que se organiza alrededor de él debido a su carga eléctrica) (McDougall et al. 2022; Shasheen et al. 2013; Tansel, 2012).

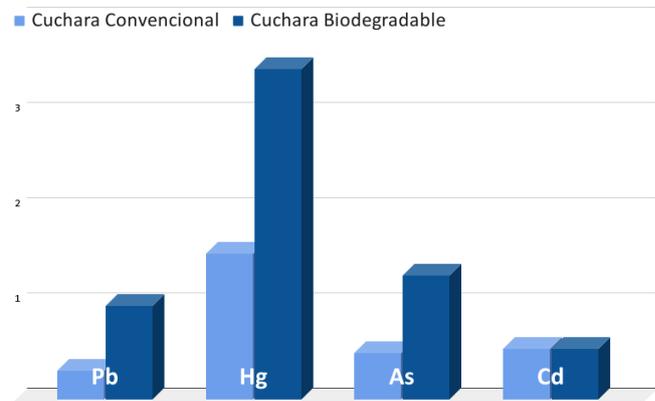


Figura 4: Comparación de las concentraciones de EPT en MP convencionales vs. plásticos biodegradables.

Además, la electronegatividad de los átomos puede ser un factor que altera la interacción del EPT y un MP, ya que la diferencia de electronegatividad entre un metal y un plástico puede influir en la coexistencia de ellos. Si la diferencia es grande, se formarán enlaces iónicos o covalentes polares, lo que podría afectar la adsorción, es decir, aumentar la interacción entre los EPT y los plásticos.

Por otra parte, las condiciones ambientales dominan las variaciones del envejecimiento de los plásticos y las vías de degradación física, química y biológica. En el proceso de meteorización del PE, la fotólisis y la degradación térmica podrían dominar e iniciar la degradación modificando su hidrofiliidad, cristalinidad y propiedades mecánicas. Con el tiempo, los plásticos quebradizos se fragmentan debido a la acción de factores físicos y fuerzas externas, lo que provoca un aumento en su superficie expuesta (Fotopoulou y Karapanagio, 2012; Endo et al. 2005) favoreciendo la adsorción de contaminantes presentes en el entorno, ya que una mayor rugosidad, polaridad y porosidad generadas pueden aumentar la capacidad de retención de EPT en la superficie.

Otra variable a tomar en cuenta es la presencia de materia orgánica, ya que puede alterar la acumulación de los EPT debido a los sitios activos presentes en los MP. Por ejemplo, un aumento en la concentración de ácidos húmicos genera una mayor concentración de Cd adsorbido; esto es causado por un aumento de sitios de adsorción y la abundancia de grupos funcionales en la superficie de los plásticos (Ogata et al., 2009). Por otra parte, la materia orgánica también compite por esos sitios activos y genera una mayor desorción de EPT (Mayer y Schick, 1981). La interacción de parámetros fisicoquímicos de los suelos y los MP puede incrementar el contenido de EPT en estos materiales, lo que implica un mayor riesgo ambiental para los organismos vivos cuando están en contacto con estos materiales.

Desde el punto de vista ambiental, la liberación de EPT de los plásticos biodegradables en condiciones de disposición final (suelo, agua o compostaje) podría generar efectos

Para la zona urbana se presentan los espectros de IR de una bolsa de plástico (Figura 7) y de una envoltura de un dulce (Figura 8). También, se describen los principales picos característicos encontrados en estos MP en la zona urbana.

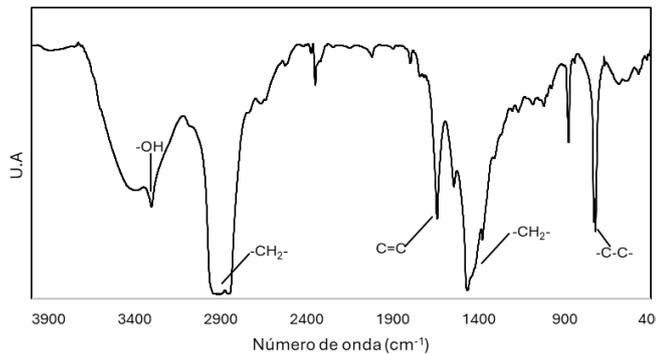


Figura 7: Espectro IR para bolsa recolectada en zona urbana.

En el caso de la bolsa común, se presenta el pico 3301 cm^{-1} , el cual es característico de las vibraciones de estiramiento de enlaces N-H o O-H. Si se trata de una bolsa de plástico, es más probable que corresponda a grupos hidroxilo (-OH). Por otra parte, el pico 2914 cm^{-1} suele asociarse al estiramiento de enlaces de hidrógeno C-H en grupos metileno (-CH₂-) que se encuentran comúnmente en polímeros y plásticos. En el caso del pico 1639 cm^{-1} , aquí es posible encontrar deformaciones de grupos C=C (alquenos) o estiramientos de grupos amida (C=O). En plásticos, este pico generalmente está relacionado con la presencia de dobles enlaces carbono-carbono. Por otra parte, en el pico 1464 cm^{-1} se sugiere la presencia de flexión o doblado de enlaces C-H en grupos metileno (-CH₂-), comunes en cadenas largas de polímeros. Para finalizar, el pico 720 cm^{-1} representa un valor típico para un estiramiento C-C en estructuras de anillo que podría estar presente en plásticos como el poliuretano.

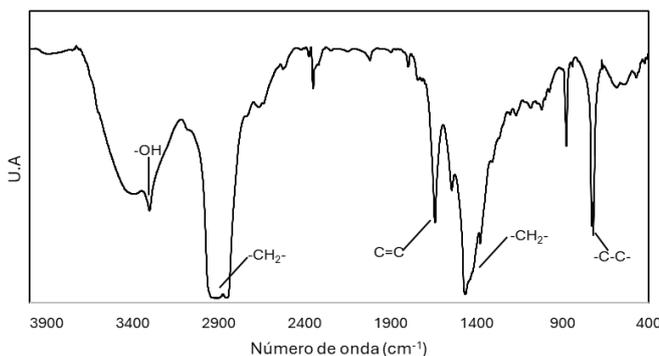


Figura 8: Espectro IR para envoltura de dulce recolectada en zona rural.

Por otra parte, en la Figura 8 se pueden observar los picos característicos del espectro IR para una envoltura de paleta recolectada en la zona rural. El pico 2914 cm^{-1} corresponde a las vibraciones de estiramiento del enlace C-H en grupos metileno (-CH₂-), que son comunes en muchas cadenas de polímeros. El número de onda 1728 cm^{-1} es un pico característico del estiramiento del enlace C=O, lo que sugiere la presencia de grupos ésteres (COOR). En envolturas plásticas, esto puede indicar la presencia de polímeros como el tereftalato de polietileno (PET). Otro grupo típico en polímeros es el pico 1464 cm^{-1} , que sugiere una vibración de flexión del enlace C-H en grupos metileno (-CH₂-), así como

el pico 1452 cm^{-1} , el cual muestra posibles deformaciones de flexión en el enlace C-H en grupos metilo (-CH₃) o metileno (-CH₂-), en las cadenas poliméricas. La posible presencia de ésteres está asociada al pico 1168 cm^{-1} .

En la Figura 9 se muestran los picos característicos del espectro IR para una cuchara de plástico encontrada en la zona rural: 2914 , 2848 , 1740 , 1460 , 1366 , 1216 , 720 cm^{-1} . En el caso de los picos 2914 y 2848 cm^{-1} , encontramos valores típicos de estiramientos C-H en grupos metileno y metil presentes en polímeros como el polietileno.

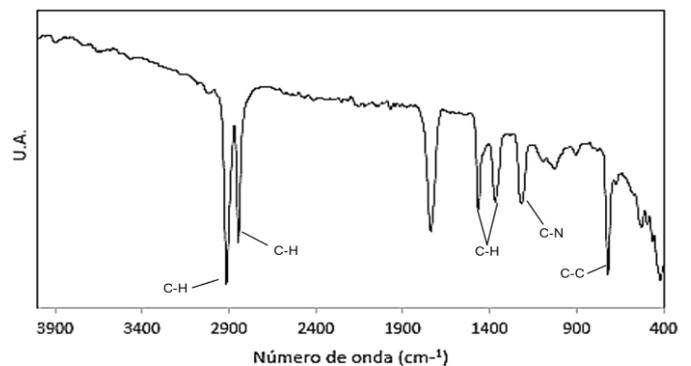


Figura 9: Espectro IR para una cuchara recolectada en zona rural.

El pico 1740 cm^{-1} corresponde a la presencia de un grupo funcional éster, común en plásticos como el poliéster. Por otra parte, los picos 1460 y 1366 cm^{-1} son valores indicativos de estiramientos C-H en grupos metileno y metilo. También se encontró un pico en la región 1216 cm^{-1} , la cual corresponde a un estiramiento C-N en grupos amida que podrían estar presentes en ciertos plásticos. Por último, el pico 720 cm^{-1} es un valor típico para un estiramiento C-C en estructuras de anillo. Este pico también se presentó en la bolsa de plástico (Figura 7).

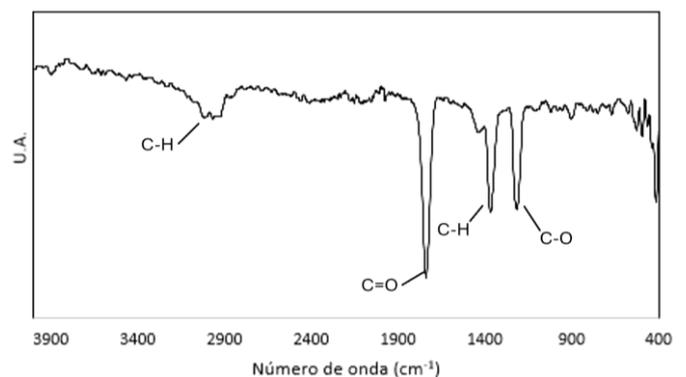


Figura 10: Espectro IR para un collar de mascota hecho de plástico recolectado en zona rural.

En la Figura 10, se presenta el espectro infrarrojo correspondiente a un collar para mascota hecho de PET, en el cual se identifican los picos característicos asociados a los grupos funcionales presentes. El pico en la región 3012 cm^{-1} corresponde al estiramiento de C-H en los enlaces dobles, mientras que el pico 2970 cm^{-1} corresponde al estiramiento del enlace C-H en los grupos alquilo presentes en las cadenas de etileno del polímero. En el caso del pico 1740 cm^{-1} , este se puede atribuir al estiramiento de C=O en grupos carbonilos presentes en los enlaces éster que forman al PET. Por otra

parte, la señal de 1368 cm^{-1} se asocia con el estiramiento del enlace C-H en grupos metilo sustituidos relacionados con unidades de etileno en el polímero; por último, el pico en 1216 cm^{-1} corresponde a enlaces C-O presentes en grupos éster.

Así mismo, en la Figura 11 se muestra un espectro IR de un plástico convencional donde se pueden observar los picos característicos y la identificación de grupos funcionales (Lin et al. 2022). Por otra parte, en la Figura 12 se muestra el espectro IR de un plástico biodegradable (Lin et al. 2022). Para el caso del plástico convencional, la región de los picos $3000 - 2800\text{ cm}^{-1}$ pertenece al grupo funcional C-H (alcanos) que se suele encontrar en plásticos como el PE o el PP.

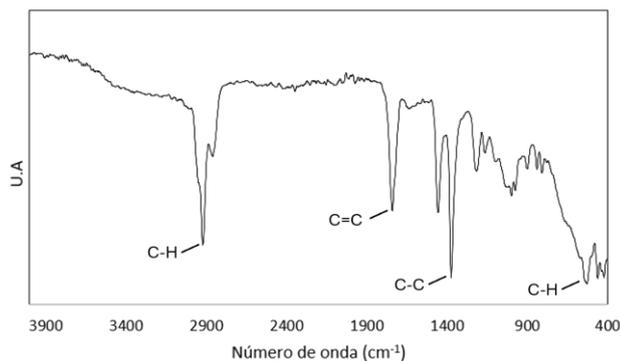


Figura 11: Espectro IR para un plástico convencional.

También se puede observar un pico en la región $1700-1600\text{ cm}^{-1}$, el cual presenta dobles enlaces C=C, presentes en plásticos con insaturaciones. En el caso del pico 1216 cm^{-1} (también presente en las Figuras 10 y 9), podría estar relacionado con el estiramiento de enlaces C-C o con vibraciones asociadas al grupo C-O en plásticos que contienen ésteres. En el caso del pico 716 cm^{-1} podría estar relacionado con vibraciones de flexión del enlace C-H y característico de las vibraciones de las cadenas de hidrocarburos largas, como el PE y el PP.

Para el caso de los plásticos biodegradables (ver Figura 12), los picos característicos son los C=O (carbonilos de éster) presentes alrededor del pico 1700 cm^{-1} y el C-O (éster) entre la región $1300\text{ y }1000\text{ cm}^{-1}$ (Lin et al., 2023).

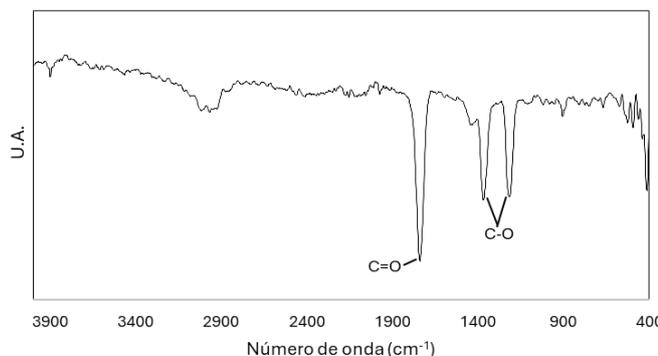


Figura 12: Espectro IR para un plástico biodegradable.

Después de analizar los IR de los MP de este estudio, las Figuras 8 y 9 muestran picos de absorción que corresponden a grupos funcionales que son característicos de materiales plásticos convencionales. Por otro lado, las Figuras 7 y 10

presentan el espectro IR de un plástico biodegradable, en el cual los picos observados se asocian a grupos funcionales típicos de este tipo de materiales como los mostrados en la Figura 12.

En el caso de los plásticos convencionales, los MP están compuestos por cadenas hidrocarbonadas no polares, lo que limita su interacción con especies iónicas o polares; esto implica que la adsorción se lleve a cabo principalmente por mecanismos físicos. En contraste, en los MP de plásticos biodegradables podemos encontrar grupos funcionales polares, como hidroxilos, carbonilos o grupos carboxílicos, los cuales pueden formar enlaces de hidrógeno o interacciones electrostáticas con contaminantes como los EPT. Esto puede aumentar su capacidad de retención e incrementar la toxicidad y complejidad en los procesos de interacción química con el entorno (Emadian et al. 2017, Zhang y Wang 2020).

4. Conclusiones

En la zona urbana se recolectó una mayor cantidad de MP en comparación con la zona rural, lo cual se atribuye principalmente a dos factores: una mayor densidad poblacional y un alto flujo comercial. Por otra parte, en cuanto a la composición de los MP, los principales polímeros encontrados fueron PP, PET, PE, HDPE y PVC. En cuanto a la concentración de EPT en los MP, en la zona urbana se encontró una mayor concentración de Hg y As. Por otra parte, en la zona rural se encontraron concentraciones menores de todos los elementos. Sin embargo, en ambos sitios las concentraciones de los EPT sobrepasan los valores de referencia establecidos por la OMS y la EPA para la evaluación de EPT en polímeros, los cuales son utilizados como criterio comparativo en el análisis de contaminación ambiental. También es importante considerar las interacciones de los MP provenientes de polímeros biodegradables, ya que presentaron una mayor capacidad de adsorción de los EPT en comparación con los plásticos convencionales. Por lo anterior, se sugiere realizar más estudios de la interacción de EPT con plásticos biodegradables, ya que se presentan como una alternativa más ecológica; sin embargo, podría representar un riesgo ambiental que no ha sido evaluado a profundidad. Asimismo, se recomienda ampliar la cobertura espacial de futuros estudios de MP y EPT con un mayor número de sitios con características ambientales diferentes (como el clima, composición del suelo, actividad antropogénica, entre otras variables).

Agradecimientos

Este trabajo se realizó con recursos propios de los investigadores y el apoyo del uso de los equipos de las Áreas Académicas de Química y Ciencias de la Tierra y Materiales de la UAEH. También se agradece el apoyo de la beca de doctorado otorgada por la SECIHTI, CV 836540.

Conflicto de intereses

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

Referencias

- Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA). (2022, 19 de octubre). El mercurio, una amenaza persistente. <https://www.eea.europa.eu/es/articles/el-mercurio-una-amenaza-persistente>

- Barnes, D. K. A., Galgani, F., ThomPon, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1985–1998. DOI: 10.1098/rstb.2008.0205
- Bayo, J., Baeza-Martínez, C., González-Pleiter, M., García-Pachón, E., López-Castellanos, J., Doval, M., Guillén, A., & Vidal, C. M. (2024). Respiramos plástico: detección de microplásticos en el sistema respiratorio humano. *Revista de Salud Ambiental*, 24(1). <https://ojs.diffundit.com/index.php/rsa/article/view/1625>
- Boenel, M., Vobis, G., & Solans, M. (2021). Actinobacterias degradadoras de polipropileno. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 37(11), 577–588. DOI: 10.20937/RICA.54004
- Coreño-Alonso, J., & Méndez-Bautista, M. T. (2010). Relación estructura-propiedades de polímeros. *Educación Química*, 21(4), 291–299. Recuperado el 20 de agosto de 2025, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-893X2010000400006&lng=es&tlng=es
- Emadian, S. M., Onay, T. T., & Demirel, B. (2017). Biodegradation of bioplastics in natural environments. *Waste Management*, 59, 526–536. DOI: 10.1016/j.wasman.2016.10.006
- Endo, S., Takizawa, R., Okuda, K., Takada, H., Chiba, K., Kanehiro, H., Ogi, H., Yamashita, R., & Date, T. (2005). Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: Variability among individual particles and regional differences. *Marine Pollution Bulletin*, 50(10), 1103–1114. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2005.04.030
- Figuroa Sáñez, M. F., Martín García, A. R., & Encinas Soto, K. K. (2024). Efectos tóxicos y comparación de las NOM de metales pesados en agua con normas internacionales. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 8(1), 5088–5104. DOI: 10.37811/cl_rcm.v8i1.9847
- Fotopoulou, K. N., & Karapanagio, H. K. (2012). Surface properties of beached plastic pellets. *Marine Environmental Research*, 81, 70–77.
- Gaceta UNAM. (2021, 9 de agosto). Rebasan plásticos de un solo uso normas de concentración de metales. Universidad Nacional Autónoma de México. <https://www.gaceta.unam.mx/rebasan-plasticos-de-un-solo-uso-normas-de-concentracion-de-metales/>
- García, M. (2018). *Introducción a los polímeros y plásticos: Composición, tipos y aplicaciones*. Editorial Académica Española.
- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7), e1700782. DOI: 10.1126/sciadv.1700782
- Hahladakis, J. N., Velis, C. A., Weber, R., Iacovidou, E., & Purnell, P. (2018). An overview of chemical additives presents in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *Journal of Hazardous Materials*, 344, 179–199. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2017.10.014
- Hernández T., G. (2020). Efectos a la salud humana por exposición a metales pesados y plaguicidas: Revisión sistemática. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 36(4).
- Jiang, Y., Song, G., & Zhang, H. (2023). Material identification and heavy metal characteristics of plastic packaging bags used in Chinese express delivery. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1253108. DOI: 10.3389/fenvs.2023.1253108
- Kalčíkova, G., Skalar, T., Marolt, G., & Jemec Kokalj, A. (2020). An environmental concentration of aged microplastics with adsorbed silver significantly affects aquatic organisms. *Water Research*, 175, 115644. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115644
- Koelmans, A. A., Besseling, E., & Foekema, E. M. (2014). Leaching of plastic additives to marine organisms. *Environmental Pollution*, 187, 49–54. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.12.013
- Kunz, A., Schneider, F., Anthony, N., & Lin, H. (2023). Microplastics in rivers along an urban-rural gradient in an urban agglomeration: Correlation with land use, potential sources and pathways. *Environmental Pollution*, 321, 121096. DOI: 10.1016/j.envpol.2023.121096
- Li, Y., Wang, X., Wang, Y., Sun, Y., Xia, S., & Zhao, J. (2022). Effect of biofilm colonization on Pb(II) adsorption onto poly(butylene succinate) microplastic during its biodegradation. *Science of the Total Environment*, 833, 155251. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.155251
- Lin, W.-H., Kuo, J., & Lo, S.-L. (2021). Effect of light irradiation on heavy metal adsorption onto microplastics. *Chemosphere*, 285, 131457. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.131457
- Mayer, L. M., & Schick, L. L. (1981). Removal of hexavalent chromium from estuarine waters by model substrates and natural sediments. *Environmental Science & Technology*, 15(12), 1482–1484. DOI: 10.1021/es00094a009
- McDougall, L., Thomson, L., Brand, S., Wagstaff, A., Lawton, L. A., & Petrie, B. (2022). Adsorption of a diverse range of pharmaceuticals to polyethylene microplastics in wastewater and their desorption in environmental matrices. *Science of the Total Environment*, 808, 152071. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.152071
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). (2011). *Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment*. U.S. Department of Commerce.
- Ogata, Y., Takada, H., Mizukawa, K., Hirai, H., Iwasa, S., Endo, S., Mato, Y., Saha, M., Okuda, K., Nakashima, A., Murakami, M., Zurcher, N., Booyatumanondo, R., Zakaria, M. P., Dung, L. Q., Gordon, M., Miguez, C., Suzuki, S., Moore, C., ... ThomPon, R. C. (2009). International pellet watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Marine Pollution Bulletin*, 58(10), 1437–1446. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2009.06.014
- Prata, J. C., da Costa, J. P., Lopes, I., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2020). The way of macroplastic through the environment. *Environmental Sciences Proceedings*, 2(1), 11.
- Purwiyanto, A. I. S., Suteja, Y., Trisno, Ningrum, P. S., Putri, W. A. E., Rozirwan, Agustriani, F., Fauziyah, Cordova, M. R., & Koropitan, A. F. (2020). Concentration and adsorption of Pb and Cu in microplastics: Case study in aquatic environment. *Marine Pollution Bulletin*, 158, 111380. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111380
- Rochman, C. M., Hentschel, B. T., & Teh, S. J. (2014). Long-term sorption of metals is similar among plastic types: Implications for plastic debris in aquatic environments. *PLoS ONE*, 9(1), e85433. DOI: 10.1371/journal.pone.0085433
- Rochman, C. M., Hoh, E., Kurobe, T., & Teh, S. J. (2013). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports*, 3, 3263. DOI: 10.1038/srep03263
- Ryan, P. G., Connell, A. D., & Gardner, B. D. (1988). Plastic ingestion and PCBs in seabirds: Is there a relationship? *Marine Pollution Bulletin*, 19(4), 174–176. DOI: 10.1016/0025-326X(88)90674-1
- Sarker, S., & Rashid, M. M. (2020). A review of microplastics pollution in the soil and terrestrial ecosystems: A global and Bangladesh

- perspective. *Science of the Total Environment*, 739, 139296. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139296
- Shaheen, S. M., Tsadilas, C. D., & Rinklebe, J. (2013). A review of the distribution coefficients of trace elements in soils: Influence of sorption system, element characteristics, and soil colloidal properties. *Advances in Colloid and Interface Science*, 201–202, 43–56. DOI: 10.1016/j.cis.2013.10.005
- Shi, M., Xie, Q., Mo, Z., Pan, Y.-F., Yuan, Z., Lin, L., Xu, X.-R., & Li, H.-X. (2023). Adsorption of heavy metals on biodegradable and conventional microplastics in the Pearl River Estuary, China. *Environmental Pollution*, 322, 121158. DOI: 10.1016/j.envpol.2023.121158
- Tansel, B. (2012). Significance of thermodynamic and physical characteristics on permeation of ions during membrane separation: Hydrated radius, hydration free energy and viscous effects. *Separation and Purification Technology*, 86, 119–126. DOI: 10.1016/j.seppur.2011.10.033
- Teuten, E. L., Rowland, S. J., Galloway, T. S., & ThomPon, R. C. (2007). Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. *Environmental Science & Technology*, 41(22), 7759–7764. DOI: 10.1021/es071737s
- ThomPon, R. C., Swan, S. H., Moore, C. J., & vom Saal, F. S. (2009). Our plastic age. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1973–1976. DOI: 10.1098/rstb.2009.0054
- Turner, A., & Filella, M. (2021). Hazardous metal additives in plastics and their environmental impacts. *Environment International*, 156, 106622. DOI: 10.1016/j.envint.2021.106622
- Turner, A., Holmes, L., ThomPon, R. C., & Fisher, A. S. (2020). Metals and marine microplastics: Adsorption from the environment versus addition during manufacture, exemplified with lead. *Water Research*, 173, 115577. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115577
- United States Environmental Protection Agency (EPA). (2024). *National primary drinking water regulations*. U.S. Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/national-primary-drinking-water-regulations>
- Velandia Cabra, J. R. (2018). Identificación de polímeros por espectroscopía infrarroja. *Revista Ontare*, 5, 45–59. DOI: 10.21158/23823399.v5.no.2017.2005
- Wang, Z., Walker, G. W., Blum, S. P., Bohlin-Nizzetto, P., Brendel, S., Diamond, M. L., & de Wit, C. A. (2023). Plastic additives as contaminants of emerging concern: Evidence, knowledge gaps, and urgent research needs. *Environmental Pollution*, 322, 122935.
- Wei-Hong, L., Wang, H.-Y., Kuo, J., & Lo, S.-L. (2023). Adsorption and desorption characteristics of heavy metals onto conventional and biodegradable plastics. *Chemosphere*, 333, 139569. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.139569
- Zhang, W., Zhang, L., Hua, T., Li, Y., Zhou, X., Wang, W., You, Z., Wang, H., & Li, M. (2020). The mechanism for adsorption of Cr(VI) ions by PE microplastics in ternary system of natural water environment. *Environmental Pollution*, 257, 113440. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113440