

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS E INGENIERÍA

PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN CIENCIAS E INGENIERÍA



**“EVALUACIÓN DE LA PRESENCIA DE MICROPLÁSTICOS EN
CONSUMIDORES PRIMARIOS (ORDEN: LAGOMORPHA) DEL MATORRAL
XERÓFILO DEL NOROESTE DE MÉXICO”**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

DOCTORA EN CIENCIAS

PRESENTA

Adriana Álvarez Andrade

DIRECTOR DE TESIS:

Dr. Fernando Toyohiko Wakida Kusunoki

CODIRECTOR:

Dr. Armando Toyokazu Wakida Kusunoki

Tijuana, B.C., México

Noviembre de 2023

Universidad Autónoma de Baja California
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS E INGENIERÍA

Folio No.350
Tijuana, B.C., a 16 de agosto, 2023

C. Adriana Álvarez Andrade
Pasante de: Doctorado en Ciencias
Presente


El tema de trabajo y/o tesis para su examen profesional, en la
Opción TESIS

Es propuesto, por los C. Dr. Fernando Toyohiko Wakida Kusunoki y
Dr. Armando Toyokazu Wakida Kusunoki


Quienes serán los responsables de la calidad del trabajo que usted presente,
referido al tema "Evaluación de la presencia de microplásticos en
consumidores primarios (orden: lagomorpha) del matorral xerófilo del noroeste
de México".


El cual deberá usted desarrollar, de acuerdo con el siguiente orden:

- I. INTRODUCCIÓN
- II. MARCO TEÓRICO
- III. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO
- IV. METODOLOGÍA
- V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN
- VI. CONCLUSIÓN
- VII. REFERENCIAS


M.C. Roberto Alejandro Reyes Martínez
Director


Dr. Fernando Toyohiko Wakida Kusunoki
Director de Tesis


Dra. Ana Alejandra Ramírez Rodríguez
Sub-Directora


Dr. Armando Toyokazu Wakida Kusunoki
Co-Director de Tesis



A Efraín que siempre ha apoyado con amor mi ideas y proyectos.

A mi padre Luis, que con su ejemplo es y será siempre mi brújula.

A mi hija Andrea, por darme la chispa para ser mejor cada día.

A mis amigas y amigos en todas partes, por enseñarme lo interesante y divertido de la vida.

Agradecimientos

Al Dr. Fernando Wakida por la oportunidad de ser una de sus estudiantes y por motivarme a no claudicar.

A mi codirector y miembros del Comité de tesis Dr. Armando T. Wakida Kusunoki, Dr. Javier Emmanuel Castillo Quiñones, Dr. Eduardo Rogel Hernández y Dr. Enrique García Flores por las valiosas observaciones y recomendaciones a mi trabajo.

A la Dra. Teresita de Jesús Piñón Colín por su valioso apoyo en el análisis y en la interpretación de la espectroscopia de infrarrojo y sus valiosas sugerencias.

A mis profesores de la Facultad de Ciencias Químicas e Ingeniería por compartir sus conocimientos.

A la Sra. Norma Meza Calles, líder de la comunidad Kumiai de Juntas de Nejí por facilitar la colecta de muestras en las tierras comunales Kumiai.

A los directivos de la Facultad de Ciencias de la Ingeniería y Tecnología que me apoyaron y motivaron para que pudiera realizar esta investigación.

A Claudia Álvarez Andrade y Carolina Maya Álvarez, hermana y sobrina, cuya creatividad artística permitió el envío de un artículo con su resumen gráfico.

***Evaluación de la presencia de microplásticos en consumidores primarios
(Orden: Lagomorpha) del matorral xerófilo del noroeste de México***

Resumen

La presencia de microplásticos (MPs) en ambientes marinos ha sido ampliamente documentada; sin embargo, la ubicuidad de estos contaminantes en los ecosistemas terrestres comenzó a reconocerse recientemente. Hay indicios de que los MPs están siendo transferidos a lo largo de las cadenas tróficas terrestres en mayores densidades que en los ambientes acuáticos. También se ha encontrado que existe una relación entre el nivel de urbanización y la abundancia de MPs en distintos compartimentos ambientales. Por ello es relevante identificar especies centinela que aporten información acerca de los niveles de contaminación por MPs y de los riesgos para las cadenas tróficas. Los objetivos de este estudio fueron (1) cuantificar la abundancia y caracterizar los microplásticos hallados en heces de lagomorfos y en deposición atmosférica; así como (2) comparar la abundancia de microplásticos en heces y deposición atmosférica de sitios con diferentes niveles de urbanización, urbanos, periurbanos y rurales. Se recolectaron muestras fecales de lagomorfos (105) y de deposición (44) en sitios con diferentes niveles de urbanización del Chaparral de Baja California. Las especies de lagomorfos con registro en el área de estudio son el conejo del desierto (*Sylvilagus audubonii*), el conejo matorralero (*Sylvilagus bachmani*) y la liebre cola negra (*Lepus californicus*), que juegan un papel importante en las redes tróficas del chaparral. Los MPs se identificaron mediante espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier de reflectancia total atenuada.

En las muestras de excretas la prevalencia fue del 49 %, con 460 MPs en total; una abundancia mediana de 3.9 MPs/g de excretas, con un rango de entre 0 y 28.1 MPs/g; siendo las fibras la forma dominante entre los MPs encontrados (72 %). La mayoría de los MPs (75 %) tenían un tamaño <1 mm, con una longitud media de 0.93 ± 0.99 mm (mediana 0.60 mm, rango 0.02 – 5 mm). La poliamida fue el polímero dominante (54 %), en segundo lugar, se encontró el polietileno (27 %). También se

observó diferencia en la abundancia de MPs en heces de sitios con diferentes niveles de urbanización, con mayor abundancia de MPs en heces en los sitios urbanos.

Mientras que, en las muestras de deposición, la prevalencia fue del 100 % positivas a MPs, con un total de 1641 MPs, La abundancia fue de 37 en promedio y una mediana de 26 MPs por muestra. La tasa de deposición atmosférica mediana fue de 6.3 MPs/m² día (promedio de 7.8 MPs/m² día), con un rango de 3.8 a 7.3 MPs/m². Las fibras fueron la forma predominante (71.6 %). Los polímeros más abundantes en muestras de deposición atmosférica también fueron la poliamida (36 %) y el polietileno (31 %), lo que indica que los MPs probablemente se derivan de textiles. No se encontró diferencia significativa entre las medianas de la tasa de deposición de los sitios de muestreo, según el nivel de urbanización. Los MPs provenientes de muestras de deposición son significativamente de mayor longitud que los de las muestras de excretas (diferencia de 0.16 mm). La diferencia puede deberse al paso por el sistema digestivo de los lagomorfos.

Palabras clave: Microplásticos, Leporidae, Conejo, Ingestión, Chaparral, Terrestre, Baja California

Summary

The presence of microplastics (MPs) in marine environments has been extensively documented; however, the ubiquity of these pollutants in terrestrial ecosystems has only recently begun to be recognized. There are indications that MPs are being transferred along terrestrial food webs at higher densities than in aquatic environments. It has also been found that there is an association between the level of urbanization and the abundance of MPs in different environmental compartments. It is therefore important to identify sentinel species to obtain information about the levels of MPs pollution and the risks to food chains. The objectives of this study were (1) to quantify the abundance and characterize the microplastics found in lagomorph feces and atmospheric deposition; as well as (2) compare the abundance of microplastics in feces and atmospheric deposition from sites with distinct levels of

urbanization, urban, peri-urban, and rural. Fecal samples of lagomorphs (105) and deposition (44) were collected at sites with distinct levels of urbanization in the Chaparral of Baja California. The lagomorph species recorded in the study area are the desert cottontail rabbit (*Sylvilagus audubonii*), the brush rabbit (*Sylvilagus bachmani*) and the black-tailed jackrabbit (*Lepus californicus*), which play important roles in the food web of the chaparral ecosystem. Microplastics were identified by attenuated total reflectance Fourier transform infrared spectroscopy.

In fecal samples, MPs were detected in 49 % of the samples, with 460 MPs in total; a median abundance of 3.9 MPs/g of excreta, ranging from 0 to 28.1 MPs/g; with fibers being the most common shape found (72%). Most MPs (75%) were <1 mm in size, with a mean length of 0.93 ± 0.99 mm (median 0.60 mm, range 0.02 – 5 mm). Polyamide was the dominant polymer (54%), and polyethylene was the second one found (27%). A difference was also observed in the abundance of MPs in feces from sites with distinct levels of urbanization, with the highest abundance in feces from the urban sites.

In deposition samples, MPs were found in 100% of the samples, with a total of 1641 MPs; the mean abundance was 37 per sample (median 26 MPs). The median atmospheric deposition rate was 6.3 MPs/m² day (average 7.8 MPs/m² day), ranging from 3.8 to 7.3 MPs/m²; fibers being the dominant shape (71.6 %). The most abundant polymers in atmospheric deposition samples were also polyamide (36%) and polyethylene (31%), indicating that MPs are likely derived from textiles. No significant difference was found between medians of the deposition rate of the sampling sites, according to the level of urbanization. The size of MPs from deposition samples is significantly larger than that of fecal samples (0.16 mm). The difference may be due to the action of the digestive system of lagomorphs.

Key words: Microplastics, Rabbit, Ingestion, Chaparral, Leporidae, Terrestrial, Baja California

Índice

1	Introducción	1
1.1	Antecedentes.....	1
1.2	Justificación.....	3
1.3	Objetivos	5
1.3.1	Objetivo general	5
1.3.2	Objetivos específicos.....	6
1.4	Organización de la tesis.....	6
2	Marco teórico	7
2.1	Origen y destino de los residuos plásticos	7
2.2	Ubicuidad y persistencia de los microplásticos en el ambiente	10
2.3	Microplásticos en ecosistemas terrestres	15
2.4	Relación entre microplásticos y gradientes de urbanización	20
2.5	Impactos ambientales en ecosistemas y en organismos terrestres.....	24
2.6	Impactos potenciales en los lagomorfos, sus hábitats y sus comunidades	27
2.7	Las heces fecales como método de análisis	31
2.8	Biodisponibilidad y deposición atmosférica.....	35
3	Descripción del área de estudio	40
3.1	Geología y geomorfología.....	41
3.2	Clima	43
3.3	Vegetación	44
3.4	Fauna	46
3.5	Descripción de los sitios de muestreo.....	50
3.5.1	Sitios urbanos.....	52
3.5.2	Sitios periurbanos.....	54
3.5.3	Sitio rural	56
4	Metodología	58

4.1	Muestreo de excretas	58
4.2	Muestreo de deposición atmosférica	59
4.3	Extracción de microplásticos de muestras de excretas.....	61
4.4	Extracción de microplásticos de muestras de deposición	64
4.5	Cuantificación, caracterización e identificación de microplásticos.....	65
4.6	Control de calidad.....	66
4.7	Tratamiento estadístico de los datos.....	67
5	Resultados y discusión	69
5.1	Dispersión y distribución de microplásticos en excretas	69
5.2	Prevalencia y abundancia de microplásticos en excretas	70
5.2.1	Prevalencia de microplásticos en excretas	70
5.2.2	Abundancia de microplásticos en excretas	71
5.3	Caracterización de los microplásticos hallados en excretas.....	75
5.3.1	Morfología de los microplásticos.....	75
5.3.2	Tamaño de los microplásticos	79
5.3.3	Color de los microplásticos	82
5.3.4	Identificación de los microplásticos.....	85
5.4	Dispersión y distribución de datos de deposición.....	88
5.5	Tasa de deposición de microplásticos	89
5.6	Caracterización de los microplásticos de deposición atmosférica	92
5.6.1	Morfología de los microplásticos.....	92
5.6.2	Tamaño de los microplásticos de deposición atmosférica.....	93
5.6.3	Color de los microplásticos de deposición	97
5.6.4	Identificación de los microplásticos en la deposición	100
6	Conclusión	102
	Referencias	104
	Anexos	135

Anexo I. Pruebas de normalidad	136
Anexo II. Espectros de infrarrojo de MPs encontrados en excretas.....	138
Anexo III. Espectros de infrarrojo de MPs encontrados en deposición	146

Índice de Figuras

Figura 3.1. Geología superficial de Tijuana, B.C. (DEPC, 2014).	41
Figura 3.2. Hidrografía de la cuenca del río Tijuana. (R. D. Wright et al., 2005).....	42
Figura 3.3. Geomorfología de la cuenca del río Tijuana. (R. D. Wright et al., 2005).....	43
Figura 3.4. Climatología de Tijuana y Tecate, Baja California. (INEGI, 2000).	44
Figura 3.5. Uso de suelo y vegetación. (INEGI, 2016).	45
Figura 3.6. Ubicación de los sitios de muestreo en Tijuana y Tecate, Baja California, México.	50
Figura 3.7. Comparativo de (A) época de estiaje y (B, C y D) temporada de lluvias con formación de charcas vernaes en el campus universitario del sitio UN.	52
Figura 3.8. Mapa del sitio UABC Otay (UN).	53
Figura 3.9. Mapa del sitio la Pechuga (PE).	54
Figura 3.10. Mapa del sitio en donde se ubica la unidad UABC Valle de las Palmas (VP).	55
Figura 3.11. Mapa del sitio el llano entre el relleno sanitario del municipio de Tijuana al oeste y el fraccionamiento Valle de las Palmas al este (LLA).	56
Figura 3.12. Mapa del sitio KU ubicado en las tierras comunales Kumiai.....	57
Figura 4.1. Letrinas contiguas en las que pueden observarse diversas pellas de liebre...	59
Figura 4.2. Colocación de recipientes refractarios para recolectar deposición de MPs en techos de edificaciones de una planta.	61
Figura 4.3. Procedimiento de extracción: Selección de la submuestra (A), molienda en mortero B y C), control de calidad en campana de flujo laminar (D), mezcla en solución de alta densidad (E) y reposo (F).....	63
Figura 4.4. Filtrado de submuestras (A, B y C) y montaje de filtros en placas de vidrio (D).	64
Figura 4.5. Procesamiento de muestras de deposición en la campana de flujo lamina, incluyendo remojo de refractarios y filtrado de contenido (A y B), colocación de filtros en recipientes de vidrio para su secado en horno (C) y montaje de filtros en placas de vidrio para caracterización de muestras (D).	65
Figura 4.6. Identificación, cuantificación y medición con microscopio estereoscópico (A y B) y caracterización química con IR-ATR (C y D).	66
Figura 5.1. Frecuencia absoluta, relativa y acumulada de los datos (a) número de MPs/g y (b) longitud de los MPs hallados en excretas.	69

Figura 5.2. Formas de MPs halladas en excretas (a) Porcentaje por sitio de muestreo y (b) Porcentaje total de formas de MPs encontrados en las muestras.....	76
Figura 5.3. Tamaño de los MPs hallados en excretas (a) Porcentaje por sitio de muestreo y (b) Porcentaje total de MPs por rangos de tamaño.	79
Figura 5.4. Tamaño de los MPs por tipo de forma en cada uno de los sitios; (a) Sitio UN, (b) Sitio PE, (c) Sitio VP, (d) Sitio LLA, (e) Sitio KU, (f) Total, considerando todos los sitios.	81
Figura 5.5. Color de los MPs hallados en excretas (a) Porcentaje por sitio de muestreo y (b) Porcentaje total de MPs por color.	83
Figura 5.6. Número (a) y porcentaje (b) de MPs de colores según su forma.....	85
Figura 5.7. Tipos de polímeros encontrados en las muestras de excretas; (a). Porcentaje total y (b) por sitio de muestreo.....	86
Figura 5.8. Tipos de polímeros identificados en excretas de lagomorfos. Polietileno (a), poliamida (b), y polipropileno (c).	88
Figura 5.9. Frecuencia absoluta, relativa y acumulada de los datos de (a) la tasa de deposición (MPs/día/m ²) y (b) la longitud de las partículas halladas en muestras de deposición atmosférica.	89
Figura 5.10. Formas de MPs encontrados en deposición (a) Porcentaje por sitio de muestreo y (b) Porcentaje total por la forma de MPs encontrados en las muestras.	92
Figura 5.11. Tamaño de MPs encontrados en la deposición (a) Porcentaje por sitio de muestreo y (b) Porcentaje total por rangos de tamaño de MPs encontrado en las muestras.	94
Figura 5.12. Tamaño de los MPs por tipo de forma, considerando todos los sitios.	97
Figura 5.13. Colores de MPs encontrados en la deposición atmosférica (a) porcentaje por sitio de muestreo y (b) porcentaje total de colores de MPs encontrados en las muestras.	98
Figura 5.14. Asociación entre los colores de los MPs de deposición y la forma.	100
Figura 5.15. Tipos de polímeros encontrados en las muestras de deposición; (a) por sitio de muestreo y (b) porcentaje total.	100
Figura 5.16. Tipos de polímeros identificados en muestras de deposición. Tereftalato de polietileno (a), poliacrilamida (b), ácido poliacrílico (c) y poliestireno (d).	101

Índice de tablas

Tabla 2.1. Volumen de producción de los polímeros y sus usos en 2019. Modificado de (OECD, 2022b).....	8
Tabla 2.2. Clases de residuos plásticos según su tamaño, así como los métodos de identificación. Elaboración propia.....	11
Tabla 2.3. Estudios de campo que evaluaron la presencia y características de los microplásticos en vertebrados marinos y terrestres.	33
Tabla 3.1. Tetrápodos ¹ de la región mediterránea de Baja California. Tomado de Mellink, 2002.	47
Tabla 3.2. Diversidad de especies de fauna terrestre registradas en la plataforma Naturalista en el territorio de los municipios de Tijuana y Tecate. Fuente: Elaboración propia.	49
Tabla 3.3. Características de los sitios de muestreo.	51
Tabla 4.1. Fechas de colecta de las muestras de excretas.	58
Tabla 4.2. Fechas de colecta de las muestras de deposición. No se incluyeron las fechas de las muestras perdidas.	60
Tabla 5.1. Porcentaje de muestras positivas y estadísticas descriptivas de abundancia (MPs/g) en heces de lagomorfos por sitio de muestreo.	70
Tabla 5.2. Resultados de pruebas de Mann-Whitney para probar que la hipótesis nula de que las medianas entre sitios urbanos, periurbanos y rurales son iguales (nivel de significancia de 0.05).	72
Tabla 5.3. Pruebas de Mann-Whitney para probar la H ₀ : UN = PE (sitios urbanos) y H ₀ : VP = LLA (sitios periurbanos) que las medianas son iguales ($\alpha = 0.05$).	74
Tabla 5.4. Resultados de pruebas U de Mann-Whitney para probar la hipótesis nula de que las medianas entre sitios UN (urbano), VP (periurbano) y KU (rural) son iguales ($\alpha = 0.05$).	75
Tabla 5.5. Tabulación cruzada de las variables forma de los MPs y sitio de muestreo. Se muestra el valor encontrado, el esperado y los residuos estandarizados.....	77
Tabla 5.6. Tabulación cruzada de las variables forma y longitud de los MPs hallados en excretas. Se muestra el valor real, el esperado y la fracción residual.	82
Tabla 5.7. Estadísticas descriptivas de la tasa de deposición (MPs/m ² /día).....	90
Tabla 5.8. Estadísticas descriptivas del tamaño de los MPs hallados en muestras de deposición.	94

Tabla 5.9. Resultado de la prueba de Mann-Whitney para probar la hipótesis nula de que las medianas de los datos de tamaño de excretas y deposición son iguales. La prueba demuestra que son diferentes.....	95
Tabla 5.10. Tabulación cruzada de las variables forma y longitud de los MPs hallados en muestras de deposición. Se muestra el valor real, el esperado y la fracción residual.	96
Tabla 5.11. Tabulación cruzada de las variables forma y color de los MPs hallados en muestras de deposición. Se muestra el valor encontrado, el esperado y los residuos estandarizados.	99

1 Introducción

Los microplásticos (MPs) fueron detectados por primera vez en ambientes marinos a principios de la década de los 1970 (Carpenter et al., 1972; Carpenter y Smith, 1972). Más de 30 años después, Thompson et al. (2004) los describieron por primera vez como partículas plásticas que son “principalmente fibrosas de ~20 µm de diámetro y muy coloridas”. Posteriormente, como resultado de un taller internacional de investigación sobre desechos marinos realizado en 2008, se propuso un enfoque más amplio definiendo a los MPs como todas aquellas partículas menores a cinco mm (Arthur et al., 2009). Se fijó el límite superior de los cinco milímetros para enfocar la discusión en los potenciales efectos ambientales, más que en la capacidad de los MPs para bloquear el tracto gastrointestinal de los organismos, como ya se venía documentando con macroplásticos en diversos organismos marinos (Mrosovsky et al., 2009; Ryan, 2008). Desde entonces, los MPs se han encontrado en una amplia diversidad de hábitats y en más de 100 especies de seres vivos (GESAMP, 2016; UNEP, 2021).

1.1 Antecedentes

Diversos estudios han evaluado su presencia en prácticamente todos los grupos de organismos marinos. Por ejemplo, estos contaminantes fueron hallados en seis de los más abundantes grupos de zooplancton en la costa de Malasia y el Mar de la China Meridional (Md Amin et al., 2020). Puesto que el plancton es la base de las pirámides tróficas marinas, se han encontrado evidencias o las condiciones necesarias para que los MPs transiten a través de las pirámides tróficas, desde los niveles más bajos hasta los grandes depredadores en el ápice de las pirámides y en todos los órdenes de animales, desde los cnidarios y ctenóforos (Devereux et al., 2021), los equinodermos (Plee y Pomory, 2020), los moluscos (Wakkaf et al., 2020), los crustáceos (X. Y. Xu et al., 2020; J. Yin et al., 2022), y los vertebrados (Fossi et al., 2016, 2017; Maes et al., 2020).

A juzgar por la cantidad y variedad de literatura disponible, la ubicuidad de estos contaminantes en los ecosistemas terrestres se ha comenzado a reconocer

recientemente (Horton et al., 2017; Mai et al., 2018; Wong et al., 2020). Sin embargo, hay evidencia de que los MPs están transfiriéndose, directa e indirectamente, a lo largo de las cadenas alimenticias terrestres en mayores densidades que en los ambientes acuáticos (Carlin et al., 2020), lo cual es consistente con el hecho de que estos contaminantes son generados en tierra. Se estima que cerca del 80 % de los MPs hallados en ambientes marinos proviene de fuentes terrestres (Browne et al., 2011; Yonkos et al., 2014), incluyendo ríos, escorrentía de aguas pluviales, aguas residuales, el transporte de basura por el viento y el turismo (Avio et al., 2016).

Las zonas urbanas son clave para entender el origen de los MPs. La alta densidad poblacional, la producción industrial y sus desechos, las deficiencias en la provisión de servicios de recolección de residuos sólidos, así como el alto flujo vehicular y el papel de este en la trituración y resuspensión de material particulado, son condiciones que favorecen que las ciudades sean fuente de los MPs transportados por el aire hacia el medio ambiente en general (Z. Liu et al., 2022; S. L. Wright et al., 2020). Una prueba de ello es lo hallado por Brahney et al. (2021) quienes, combinando muestreo de deposición in situ y un modelo de transporte atmosférico, encontraron que las fuentes más probables de plástico atmosférico son las vialidades (84 %), el océano (11 %) y el polvo de suelo agrícola (5 %).

Aunque en menor medida, otros procesos que ocurren en zonas periurbanas y rurales también favorecen la contaminación por MPs. Un ejemplo es el uso en la agricultura de técnicas de acolchado con polietileno para proteger camas de cultivo o para cubierta de invernaderos y cuyas evidencias contaminantes ya han sido reportadas en varios estudios (Johnston et al., 2018; Qi et al., 2018; Steinmetz et al., 2016). Además, en las zonas periurbanas de las ciudades latinoamericanas suele haber deficiente o nula provisión de servicios de recolección de basura, sobre todo en asentamientos irregulares que suelen ubicarse en la periferia de las ciudades.

De acuerdo con el primer informe de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OECD por sus siglas en inglés), *Perspectivas Globales del*

Plástico (Global Plastics Outlook), la producción global de plásticos se duplicó de 234 millones de toneladas (Mt) en el 2000 a 460 Mt en 2019. Por su parte, los desechos plásticos aumentaron a más del doble en el mundo, de 156 Mt en el 2000 a 353 Mt en 2019. De los residuos plásticos producidos en 2019, únicamente 55 Mt fueron recolectados para reciclaje; sin embargo, 22 Mt de estos terminaron como residuo de reciclaje. Al final, solo 9 % (29 Mt) de los desechos plásticos fueron reciclados, 19 % (67 Mt) fueron incinerados y casi 50 % (174 Mt) fueron a dar a rellenos sanitarios. El restante 22 % fue depositado en tiraderos clandestinos (34 Mt), quemado a cielo abierto (26 Mt), o terminó en los ecosistemas terrestres (13 Mt) y acuáticos, en ríos (5.8 Mt) y zonas costeras y el océano (0.3 Mt). Aproximadamente 12 % (2.7 Mt) de los desechos plásticos que llegan al medio ambiente son MPs de origen primario y otros provienen de la degradación de los macroplásticos (0.3 Mt) (OECD, 2022a).

El informe también apunta cuáles son los países que generan más macro y MPs. Los países pertenecientes a la OCDE producen 14 % de los plásticos que escapan del manejo adecuado, pero también producen el 36 % de los MPs que se encuentran en los ecosistemas. Por su parte, los países no pertenecientes a la OCDE contribuyen con 86 % de los plásticos que acaban en los ecosistemas debido al mal manejo de los desechos sólidos. México junto con Chile, son los únicos países latinoamericanos miembros de la OCDE; pero a diferencia del resto de los países miembros, su volumen de basura mal gestionada y no recogida por servicios de recolección es aproximadamente cuatro veces el promedio de la OCDE en su conjunto (OECD, 2022a), por lo que altos volúmenes de desechos plásticos terminan contaminando los ecosistemas acuáticos y terrestres.

1.2 Justificación

En México se generan 120,128 toneladas al día de residuos sólidos urbanos, de los cuales aproximadamente 12.73 % son residuos plásticos (SEMARNAT, 2020). Una cifra similar se encontró en un diagnóstico realizado en el 2010 de los residuos sólidos generados en Tijuana en donde entre el 10.7 y 11.4 % correspondieron a residuos plásticos (bolsas, PET, empaques y embalajes). En el mismo estudio

realizados por De la Parra et al. (2010) se encontró que mientras mayor sea el nivel socioeconómico, mayor será la generación de residuos per cápita y el porcentaje de plásticos en los residuos. Por otro lado, Vázquez Morillas et al. (2016) señalaron que existe una relación entre la generación de residuos plásticos y el nivel de urbanización de las ciudades, debido a que en las megaciudades la producción *per cápita* de residuos sólidos y el porcentaje de residuos plásticos son más altos que los promedios nacionales de los países iberoamericanos analizados.

Tijuana reúne las condiciones para ser una zona urbana generadora de MPs, puesto que (1) constituye el tercer municipio más poblado de México con 1,922,523 habitantes (INEGI, 2021a), (2) es una ciudad que cuenta con 75 parques industriales (Secretaría de Desarrollo Económico de Tijuana, 2021), (3) tiene un parque vehicular de 586,903 automotores, más el parque vehicular flotante y transfronterizo (IMPLAN Tijuana, 2019), y además (4) tiene deficiente servicio de recolección de desechos sólidos. Según el diagnóstico de Tijuana de 2010, solo el 62 % de la población recibía un servicio de recolección eficiente y el 8 % no contaba con este servicio dejándose de recolectar aproximadamente 130 toneladas diarias (De la Parra et al., 2010). Es evidente que, con base en los datos anteriormente expuestos, existe la posibilidad de que varias toneladas de residuos plásticos, al no ser manejados adecuadamente, terminen contaminando y degradándose a MPs.

Los efectos que la contaminación por MPs podría tener en los organismos vivos siguen siendo desconocido. Hay evidencia de sus efectos físicos en el sistema digestivo de invertebrados (Barnes et al., 2009), pero se sabe poco sobre su impacto en mamíferos. Como herbívoros forrajeros, las liebres y los conejos juegan un importante papel ecológico; alteran directamente las comunidades vegetales a través del forrajeo y la dispersión de semillas a través de sus heces. Sin embargo, el comportamiento de los lagomorfos (liebres, conejos y picas forman parte de este orden de mamíferos placentarios) como excavadores y su biodeposición (deposición de heces y orina), altera las propiedades físicas del suelo, que indirectamente influyen en la vegetación y otros organismos de este (Davidson y Lightfoot, 2008; Parsons et al., 2016). Al mismo tiempo, estos comportamientos

pueden jugar un rol importante en la dispersión de MPs en los suelos, horizontalmente a través de las heces y verticalmente a través de la bioturbación (Delibes-Mateos et al., 2008). Igual de importante es la densidad poblacional potencialmente alta de los lagomorfos, ya que aportan la mayor biomasa a los depredadores ubicados en el ápice de las pirámides tróficas (Aranda et al., 2002). Esto es particularmente importante porque los depredadores del ápice son considerados indicadores de la integridad ecológica de los ecosistemas de tipo mediterráneo de Baja California (Mora, 2017), territorio que ha sido reconocido como hotspot de biodiversidad (Myers et al., 2000). No se puede ignorar el riesgo de que los MPs se transfieran a través de las redes tróficas. El declive de especies que son clave en las relaciones ecológicas del sistema podría tener un efecto nocivo sobre las comunidades vegetales de tipo mediterráneo y las relaciones presa-depredador.

Pocos estudios han examinado la presencia de MPs en heces fecales o excretas de mamíferos, y ninguno ha analizado la abundancia de MPs en las heces de consumidores primarios, como los lagomorfos en el Chaparral de Baja California. La hipótesis de la que partió este trabajo fue que los MPs están presentes en las excretas de los lagomorfos y su abundancia sería mayor en excretas recolectadas en sitios urbanos que en muestras recolectadas en sitios periurbanos y rurales.

Los datos plasmados a lo largo de esta tesis y sus conclusiones contribuyen a generar indicadores de la calidad ambiental del matorral xerófilo del noroeste de Baja California con diferentes grados de perturbación, así como a tener datos indicativos de la presencia de estos contaminantes en las cadenas tróficas. Los objetivos generales y específicos son los siguientes.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo general

Evaluar la presencia de microplásticos en excretas de lagomorfos en el matorral xerófilo del noroeste de Baja California.

1.3.2 Objetivos específicos

- 1) Cuantificar y caracterizar los microplásticos en muestras de excretas recolectadas en sitios urbanos, periurbanos y rurales.
- 2) Cuantificar y caracterizar los microplásticos en deposición atmosférica en sitios urbanos, periurbanos y rurales.
- 3) Comparar la abundancia de microplásticos en heces y deposición atmosférica de sitios con diferentes niveles de urbanización, urbanos, periurbanos y rurales.

1.4 Organización de la tesis

En el capítulo 2 de este documento se describe el marco teórico conceptual, desde el origen de los residuos plásticos y qué procesos los degradan a microplásticos, pasando por la evidencia que demuestra su ubicuidad y el que sean considerados contaminantes persistentes; los impactos ambientales a nivel de organismos, especies y ecosistemas, en especial en los lagomorfos; así como los aspectos teóricos que respaldan el análisis de excretas como y de deposición atmosférica como forma de evaluar su presencia en ecosistemas y el riesgo para las cadenas tróficas. En el capítulo tres se describe desde la perspectiva ambiental el área de estudio, así como las características específicas de los sitios de muestreo, poniendo énfasis en las diferentes actividades humanas que se realizan en ellas en función de su nivel de urbanización. Posteriormente, en el capítulo cuarto se describe la metodología utilizada tanto en la etapa de muestreo de excretas y deposición atmosférica, como en la etapa de análisis en laboratorio de ambos tipos de muestras; así como el tratamiento estadístico de los datos. En el capítulo 5 se presentan e interpretan los resultados de la investigación; así como se van discutiendo a lo largo de su exposición y comparando los hallazgos en las muestras de excretas y deposición. Finalmente, en el capítulo 6 se presentan las conclusiones, enfatizando que se trata de la primera evidencia de la presencia de MPs en heces de lagomorfos en relación con distintos gradientes de urbanización; así como los principales hallazgos en términos de las características de los MPs hallados en ambos tipos de muestras y en los distintos sitios de muestreo.

2 Marco teórico

2.1 Origen y destino de los residuos plásticos

Los plásticos abarcan una gran variedad de materiales sintéticos o semisintéticos que, combinados con aditivos, pueden moldearse, extruirse o prensarse en objetos sólidos para obtener un rendimiento óptimo o simplemente para reducir costos. Su ciclo de vida comprende desde la extracción de hidrocarburos y su conversión a polímeros, pasando por la manufactura de objetos plásticos y aditivos, su distribución por minoristas y uso por los consumidores finales y, por último, el final de su vida.

Aunque a todos se les conoce comúnmente como plásticos, según sus propiedades definidas por el proceso de producción, los plásticos se dividen en termoplásticos y termoestables. Cerca del 75 % de los plásticos son termoplásticos (Trafton, 2020) y la plasticidad que les da su nombre permite que sean moldeados repetidamente cuando se aplica calor. En cambio, una vez formados los materiales termoestables, no se pueden volver a moldear por fusión. Precisamente por su plasticidad, la industria del reciclaje de plásticos se enfoca principalmente en los termoplásticos, ya que son más fácilmente reciclables. Aun así, menos del 10 % es reciclado y el resto termina en rellenos sanitarios, incinerado o liberado en el ambiente (OECD, 2022a).

Actualmente las industrias de los empaques y embalaje, de la construcción y de los automotores (incluyendo equipo de transporte y material para el mantenimiento de barcos) representan en conjunto más del 60 % del uso total de plásticos (OECD, 2022b). En la Tabla 2.1 se muestra el volumen de producción y principales sectores en los que se usaron los distintos polímeros en 2019. Como puede observarse, el polipropileno (PP) representó el 16 % del volumen total y principalmente se utilizó en los sectores arriba mencionados, además de usarse en productos de consumo y del sector eléctrico/electrónico, entre otros. Otros polímeros usados en los sectores del empaque, embalaje, construcción y automotores son, el poliacrilonitrilo (PAN), tereftalato de polietileno (PET), poliamida (PA), polietileno de alta densidad

(HDPE), polietileno de baja densidad (LDPE), polietileno lineal de baja densidad (LLDPE) y el cloruro de polivinilo (PVC). Otro sector importante son los polímeros usados en ropa y textiles, y en 2019 se usaron PET y PA entre otros polímeros para producirlos.

Tabla 2.1. Volumen de producción de los polímeros y sus usos en 2019. Modificado de (OECD, 2022b).

Polímero ¹	Volumen de producción (Mt) ²	%	Categoría de usos
PP	72.8	16 %	Construcción, Productos de consumo, eléctrico/electrónico, otros, embalaje, vehículos
Fibras (PAN, PET, PA)	60.4	13 %	Textil, vehículos, otros textiles, otros
HDPE	55.5	12 %	Construcción, productos de consumo, eléctrico/electrónico, otros, empaque/embalaje, vehículos
LDPE, LLDPE	54.3	12 %	Construcción, productos de consumo, eléctrico/electrónico, otros, empaque/embalaje, vehículos
PVC	51.4	11 %	Construcción, productos de consumo, eléctrico/electrónico, otros, empaque/embalaje, vehículos
PET	24.9	5 %	Empaque/embalaje
PS	21.1	5 %	Construcción, productos de consumo, eléctrico/electrónico, otros, empaque/embalaje
PUR	18.0	4 %	Construcción, productos de consumo, eléctrico/electrónico, otros, empaque/embalaje, vehículos
SA	8.9	2 %	Construcción, productos de consumo, eléctrico/electrónico, otros, vehículos
Otros	92.2	20 %	Ropa, construcción, productos de consumo, eléctrico/electrónico, otros, empaque/embalaje, neumáticos, vehículos
TOTAL	459.7	100 %	

¹ HDPE = polietileno de alta densidad; LDPE = polietileno de baja densidad; LLDPE = polietileno lineal de baja densidad; PA = Poliamida; PAN = poliácridonitrilo; PET = tereftalato de polietileno; PP = polipropileno; PS = poliestireno; PUR = poliuretano; PVC = cloruro de polivinilo; SA significa ABS, ASA, SAN, donde ABS = Acrilonitrilo butadieno estireno; ASA = acrilato de acrilonitrilo estireno; SAN = estireno acrilonitrilo.

² La cifra no incluye la aplicación de equipos de protección personal (mascarillas y otras protecciones vinculadas a la pandemia de COVID-19) ya que su uso fue insignificante en 2019.

La producción anual global de plásticos alcanzó 460 millones de toneladas (Mt) en 2019 y, aunque la pandemia provocó una disminución en la producción de plástico, se espera que se triplique para 2060, según dos reportes de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OECD, 2022b, 2022a). Los desechos plásticos anuales a escala global alcanzaron ese mismo año 353 Mt; es decir, se desechó el equivalente al 76.7 % del volumen producido. Casi dos tercios de todos los desechos plásticos provienen de usos cuya vida es menor a 5 años: empaques (40 %), productos de consumo (12 %) y textiles (11 %). De estos desechos,

únicamente 55 Mt entraron a los circuitos del reciclaje, que a su vez generan desechos y pérdidas en los procesos, por lo que solo se recicló el 9 % de los desechos plásticos. El resto de los desechos plásticos fue incinerado (19 %), fue a dar a los rellenos sanitarios (~50 %) o terminó en tiraderos clandestinos, quemado a cielo abierto o liberado al ambiente (22 %). Se calcula que el volumen de desechos plásticos mal gestionados representó 82 Mt, de los cuales aproximadamente 6 Mt terminaron en cuerpos de agua y 13 Mt en ecosistemas terrestres (OECD, 2022a).

Aunque estos datos son globales, diversos factores explican la contribución que tiene cada país a la contaminación de ecosistemas terrestres y acuáticos por plásticos. Por ejemplo, Ritchie (2021) muestra que la contaminación oceánica por plásticos está determinada por tres factores. En primer lugar, el volumen de plástico producido por cada país, en donde claramente los países ricos con sus mayores niveles de consumo producen más desechos plásticos. De acuerdo con los datos estimados por el autor, un ejemplo claro son los 0.34 kg/día per cápita en Estados Unidos comparativamente con los 0.09 kg/día per cápita en México. En segundo lugar, el volumen de desechos plásticos mal gestionados, en donde los países de medianos y bajos ingresos suelen carecer de sistemas de gestión eficientes; nuevamente es evidente si comparamos los datos del autor para dichos volúmenes de Estados Unidos (0.81 kg/persona/año, o 267,469 ton en 2019) y México (3.38 kg/persona/año, o 430,614 toneladas en 2019). Por último, la probabilidad de que los desechos plásticos mal gestionados lleguen a redes de ríos y después al océano; probabilidad que está determinada por el clima, la topografía y el uso del suelo (Ritchie, 2021). Además de coincidir con los factores arriba mencionados, Lebreton et al. (2017) apuntan a que las diferencias en las concentraciones de plásticos entre los ríos muestreados también se explican por los niveles de urbanización e industrialización dentro de las áreas de captación y la presencia de barreras artificiales como diques y represas.

Otros autores han manifestado que estos factores explican de la misma manera el origen de los MPs primarios o secundarios en ambientes terrestres (De Souza Machado et al., 2018; Peng et al., 2017; Rillig, 2012). Sin embargo, las vías de

distribución en ambientes terrestres están relacionadas con procesos ambientales particulares y ciertas prácticas humanas.

Con base en lo anterior, se puede decir que un alto porcentaje de los residuos plásticos, incluyendo los MPs, terminan contaminando primariamente ecosistemas terrestres y están compuestos principalmente por termoplásticos usados en la industria de los empaques, el transporte, la construcción y los textiles, preponderantemente PP, PAN, PA, PET HDPE, LDPE, PS, entre otros. La mayoría de ellos provienen de residuos mal gestionados que fueron generados en zonas urbanas e industrializadas de países en vías de desarrollo o con economías emergentes.

2.2 Ubicuidad y persistencia de los microplásticos en el ambiente

Desde que en 2009 se definió a los MPs como todas aquellas partículas menores a 5 mm (Arthur et al., 2009), en función del tamaño se han ido construyendo otras categorías de estudio como los nanoplásticos, los mesoplásticos y los macropásticos, entre otros; así como han cambiado las definiciones. Algunas de las definiciones son arbitrarias, pero diversos autores han demostrado que el tamaño está relacionado con ciertos fenómenos físicos en los ambientes en los que se les encuentran. Por ejemplo, definiciones anteriores de los nanoplásticos no habían tomado en cuenta que presentan propiedades coloidales en sistemas acuosos con tamaños que van desde 1 nm hasta 1000 nm cuando son el resultado de la degradación de objetos plásticos industriales y, por el contrario, no se parecen a los nanomateriales producidos por el ser humano (Gigault et al., 2018). Por otro lado, Isobe et al. (2014) descubrieron que, en el ambiente marino, el tamaño y cantidad de los mesoplásticos (5 mm a <10 mm) se incrementaba hacia las aguas costeras, mientras que los MPs se volvían más dominantes a medida que se alejaban de la costa. Según los autores, los mesoplásticos son transportados selectivamente a tierra mediante una combinación de la deriva de Stokes y la velocidad terminal, dependiendo del tamaño de los fragmentos. Una vez en la costa, estos se degradan en MPs y posteriormente se esparcen hacia alta mar. En la Tabla

2.2 se muestra una clasificación de los residuos plásticos en función de los tamaños, según han sido propuestas por distintos autores y sus métodos de identificación.

Tabla 2.2. Clases de residuos plásticos según su tamaño, así como los métodos de identificación. Elaboración propia.

Clases	Rango de tamaño	Métodos de identificación	Fuente de la definición
Nanoplásticos	<1000 nm	Microscopía electrónica Técnicas fluorescentes,	Gigault et al., 2018
Microplásticos	1 µm a <5000 µm	Espectroscopía de infrarrojo, microscopía	Arthur et al., 2009
Mesoplásticos	5 mm a <10 mm	Espectroscopía de infrarrojo e imagen	Andrady, 2011; UNEP, 2015
Macroplásticos	>10mm	Visibles al ojo	Hartmann et al., 2019

Los MPs se encuentran en todos los compartimentos ambientales del planeta, tal como otros contaminantes persistentes como los bifenilos policlorados (Rochman, 2018). Incluso, la manera en que los MPs circulan de forma cíclica en el planeta con distintos tiempos de residencia atmosféricos, oceánicos, criosféricos y terrestres, los asemeja a los ciclos biogeoquímicos (Brahney et al., 2021). Los datos sobre la magnitud de la contaminación plástica en ecosistemas terrestres siguen siendo escasos; pero ya hay llamados a reconocer que se le considere uno de los temas centrales en estudios de cambio global, puesto que su ubicuidad influye, a través de las cascadas ecológicas, en todos los ecosistemas y biota del planeta, incluyendo al ser humano (Alava et al., 2023; Malizia y Monmany-Garzia, 2019).

Como ya se mencionó arriba, los residuos plásticos mal gestionados son la principal fuente de MPs y estos provienen mayoritariamente de actividades humanas en ambientes terrestres. Aunque se ha citado sin mucho fundamento que el 80 % de los MPs se originan en ambientes terrestres (Jambeck et al., 2015), un estudio reciente apunta a que este porcentaje es conservador. Según un reporte de la OECD, solo 1 % de los desechos mal gestionados están relacionados con actividades marinas y de los 22 Mt de plásticos que se liberaron al ambiente en 2019, el 12 % fueron MPs, de los cuales el 4 % se originaron en actividades del transporte (desgaste de neumáticos y marcas viales), 3 % del polvo, 3 % de lodos de plantas tratadoras de aguas residuales (PTAR) y 2 % de otras fuentes (OECD, 2022a).

Una vez originados en tierra, los ríos y arroyos tienen un papel central en la distribución de los macroplásticos y MPs hacia otros compartimentos ambientales, incluyendo los de tierras bajas, de agua dulce y marinos. Otras vías de distribución hacia el océano son el transporte atmosférico, la basura en las playas y directamente en el mar por actividades como la acuicultura, el transporte marítimo y las actividades pesqueras (GESAMP, 2016).

Respecto al papel de los ríos en la distribución de los MPs, Lebreton et al. (2017) propusieron un modelo global de aportes de plástico desde los ríos a los océanos basado en la gestión de los desechos, la densidad de población y la información hidrológica de las cuencas hidrográficas. Los autores estimaron de manera conservadora que entre 1.15 y 2.41 Mt de desechos plásticos ingresaron desde los ríos al océano cada año, y más del 74 % de las emisiones se produjeron entre mayo y octubre. También hallaron que, de los 20 ríos que aportan más contaminantes a los océanos, quince se ubican en Asia, los cuales representaron el 67 % de la descarga global anual, aunque estos países solo cubren el 2.2 % de la superficie continental y representan el 21 % de la población mundial. De acuerdo con los autores, esto se debe al rápido crecimiento económico e industrialización que han tenido varios países asiáticos y que no ha estado acompañado de un buen manejo de sus desechos, así como a la alta densidad poblacional que caracteriza a varios de ellos. Xu et al. (2021) también reconocen la importancia de los sistemas hidrológicos como vías de transporte y acumulación de MPs en ecosistemas terrestres, de agua dulce y marinos, especialmente cuando se trata de ríos urbanos. Mediante un análisis de escala multidimensional, los autores encontraron concentraciones que van desde 300 MPs/m³ hasta 4000 MPs/m³ (0.3 – 4.0 n/L) en el río Fenghua que atraviesa una megaciudad en el este de China cuyos patrones de distribución se asociaron con factores estacionales y niveles de urbanización.

Jambeck et al. (2015) por su parte se enfocaron en los desechos de poblaciones costeras. Los autores calcularon los desechos plásticos que llegan a los océanos con base en datos del volumen de desechos sólidos per cápita generados por año, el porcentaje que representan los desechos plásticos y el porcentaje de desechos

plásticos mal-gestionados en poblaciones costeras (dentro de una franja de 50 km desde la costa). Así, los autores concluyeron que en 2010 llegaron a los océanos aproximadamente de 4.8 a 12.7 Mt de desechos plásticos generados por quienes habitan las costas de 192 países; esto es, entre el 1.7 y 4.6 % del total de residuos plásticos generados en esos países. Los autores listaron además los 20 países más contaminantes, de los cuales 11 son asiáticos, el resto son del norte de África y los Estados Unidos.

Los MPs se encuentran en todo tipo de ecosistemas y matrices ambientales debido a sus complejos movimientos entre compartimentos bióticos y abióticos. Los procesos ambientales que ocurren en los ecosistemas terrestres influyen en la distribución y persistencia de los MPs, aunque son todavía poco conocidos (Malizia y Monmany-Garzia, 2019). En los ecosistemas terrestres, las dos principales vías de distribución de los MPs son los sistemas hídricos y los atmosféricos (B. He et al., 2020).

Las dinámicas espaciales y temporales de la contaminación por MPs y plásticos en general, están estrechamente relacionadas con los regímenes hídricos de las cuencas hidrológicas (Matjašič et al., 2023). Debido a que los escurrimientos se rigen por la gravedad, es de suponerse que la contaminación plástica será de mayor densidad río abajo que río arriba y aumentará en la corriente principal debido a las aportaciones de carga contaminante de los tributarios; así como será influenciada por el tipo de actividades humanas que se realizan en las tierras adyacentes (B. He et al., 2020). Dependiendo de su densidad, algunos de los MPs se mantendrán flotando en la superficie o en la columna de agua, mientras que otros se decantarán al sedimento (Ballent et al., 2016). Estos últimos no necesariamente se mantendrán en el fondo de los cuerpos de agua dulce, serán transportados junto con los sedimentos río abajo, hacia las costas y finalmente al océano, o serán resuspendidos y transportados por las fuerzas hidráulicas (Ballent et al., 2016; W. Li et al., 2022).

Por otro lado, se ha demostrado que la atmósfera juega un papel importante como transporte y reservorio de MPs que en algún momento se depositan en sitios

remotos. Como lo han apuntado Brahney et al. (2020), los MPs son transportables por el viento debido a la baja densidad del plástico (0.65 a 1.8 g cm⁻³) respecto de las partículas del suelo (~2.65 g cm⁻³). Entre estos, las fibras suelen ser los MPs más fácilmente transportados por los vientos a grandes distancias debido a su relativamente alta relación área/volumen que aumenta las fuerzas de arrastre y reduce su velocidad de deposición (Brahney et al., 2020; S. L. Wright et al., 2020).

Los MPs se consideran contaminantes persistentes no solo porque se degradan lentamente, también porque existe un gran reservorio de macroplásticos en todos los compartimentos ambientales que constituyen su fuente. Estos seguirán degradándose lentamente, generando fragmentos cada vez más pequeños hasta progresivamente convertirse en MPs secundarios generados por la exposición al oxígeno, la temperatura, la radiación UV y la abrasión, pero la degradación completa (mineralización) ocurre solo a un ritmo muy lento (Andrady, 2017).

Los MPs son tan omnipresentes a escala global, que el Grupo de Trabajo del Antropoceno (AWG, por sus siglas en inglés), perteneciente a la Comisión Internacional de Estratigrafía (ICS, por sus siglas en inglés), están considerando a estos como marcadores estratigráficos para definir el inicio del Antropoceno. Este último es la unidad cronoestratigráfica propuesta para nombrar al periodo de la historia geológica del planeta que se ha caracterizado por complejos cambios bióticos, geoquímicos y climáticos provocados por el ser humano; los cuales ya no ocurren dentro de los rangos evidentes durante el Holoceno, la época geológica que representa los últimos 11,700 años (Crutzen, 2002). Como parte de la definición de criterios, los MPs y las partículas esféricas de carbono, un tipo de ceniza solo producida por la combustión a altas temperaturas de carbón y otros combustibles, se están considerando como marcadores estratigráficos de la aparición de partículas antropogénicas. El AWG también está considerando la presencia de marcadores que indican cambios geoquímicos como los isótopos de plutonio, Carbono-14 (¹⁴C), el delta-N-15 (o $\delta^{15}\text{N}$, una medida de la relación de los dos isótopos estables de nitrógeno, ¹⁵N:¹⁴N y en donde la presencia del isótopo N-15 indica la presencia de desechos humanos), y metales pesados; así como cambios

biológicos, como las tendencias poblacionales de especies introducidas (neobiota) (Malizia y Monmany-Garzia, 2019; Waters y Turner, 2022).

2.3 Microplásticos en ecosistemas terrestres

Es claro que las principales fuentes de desechos plásticos en ambientes terrestres incluyen basureros a cielo abierto, ríos y sus cuencas hidrográficas, vertederos industriales, basura en zonas costeras, entre otros (Jambeck et al., 2015; Johnston et al., 2018), pero todavía no se comprenden muy bien su prevalencia, distribución, vías de transporte, su destino y sus impactos ambientales (Boyle & Örmeci, 2020; De Souza Machado et al., 2018; Dissanayake et al., 2022; D. He et al., 2020).

Aunque los sistemas ribereños y el océano tienen un rol importante en transportar y acumular MPs, se ha calculado que la descarga anual en ambientes terrestres representa de 4 a 23 veces más que los liberados en los océanos (Horton et al., 2017). También hay evidencias de que el océano es una fuente de reemisión de MPs hacia la tierra, a través de procesos de transferencia a la atmósfera y su posterior deposición (Allen et al., 2020). Por ejemplo, los modelos atmosféricos usados por Brahney et al. (2021) evidenciaron que en el oeste de Estados Unidos los MPs atmosféricos provienen principalmente de fuentes secundarias de reemisión, incluidas las carreteras (84 %), el océano (11 %) y el polvo del suelo agrícola (5 %) y no tanto de las zonas urbanas cercanas (hasta 0.3 %). Así, la fuerza mecánica del oleaje, turbulencias y el viento genera el estallido de burbujas que forman aerosoles que transportan las partículas de baja densidad que se encuentran en la superficie del océano, entre ellas MPs, y que luego son transportadas a la atmósfera a través de corrientes convectivas ascendentes (Allen et al., 2020). Los autores encontraron que, en los rangos de tamaño considerados en su estudio (0.3 a 70 μm), la tasa de deposición se redujo rápidamente conforme se movieron tierra adentro, llegando a ser significativamente bajo en las zonas remotas (Brahney et al., 2021). Sin embargo, los volúmenes de reemisión desde los océanos también están determinados por la carga contaminante que estos poseen. En ese sentido, se ha encontrado que las aguas del mar Mediterráneo y del océano

Pacífico norte presentan de 2 a 3 veces mayor concentración de fibras que otras cuencas oceánicas (Van Seville et al., 2015)

La mayoría de los MPs depositados en sitios remotos parecen estar relacionados con patrones atmosféricos de gran escala y no con las emisiones de ciudades cercanas (Brahney et al., 2020). Por ejemplo, se ha evaluado la magnitud de transporte de MPs que representan sistemas atmosféricos como las tormentas de polvo de regiones áridas y semiáridas, como las que atraviesan el Golfo Pérsico (Abbasi et al., 2022), o el monzón de verano de Asia oriental (X. Wang et al., 2021). Las lluvias estacionales en megalópolis (Jia et al., 2022; Shruti et al., 2022) son ejemplos de deposición de escala local.

Por otro lado, los polímeros de los que están hechas las llantas, frenos, señales de tránsito, pinturas y superficies de rodamiento de calles y carreteras también son fuente de resuspensión de MPs en los ecosistemas terrestres (Evangelidou et al., 2022, 2020; Piñón-Colin et al., 2020; Su et al., 2020; Thorpe y Harrison, 2008). Diversos estudios han estimado las partículas de desgaste de llantas y frenos (TWP y BWP, por sus siglas en inglés) y han demostrado la preponderancia de los TWP, en las muestras de polvo de calles y carreteras (Evangelidou et al., 2020, 2022; Goßmann et al., 2021). Sin embargo, la mayoría de los estudios que estiman la masa de MPs han excluido los polímeros termoestables como los elastómeros (SAPEA, 2019), a pesar de que las TWP son la fuente dominante de MPs en el ambiente y por lo tanto una amenaza para los ecosistemas. Por ejemplo, Goßmann et al. (2021) encontraron que la concentración de TWP (5 g/kg) superó por mucho la de MPs "tradicionales" (0.3 g/kg) por kilogramo de polvo de la carretera (peso seco); y de estos, la proporción de TWP provenientes de autos respecto de las de camiones fue 6 a 1. La manera en que son resuspendidos es a través del movimiento de las llantas, el frenado, la turbulencia que genera fuerza mecánica suficiente para vencer la inercia y cohesión de las partículas localizadas a orilla del camino (Goßmann et al., 2021; Su et al., 2020; Thorpe y Harrison, 2008).

Junto con los suelos urbanos, los suelos agrícolas son los más expuestos a la contaminación plástica, ya sea a través del uso de biosólidos, la irrigación con aguas

residuales, o de la práctica de acolchado (Brahney et al., 2021). Dependiendo de si el tratamiento es primario, secundario o terciario, en los biosólidos o lodos queda atrapado desde el 16.5 hasta el 99.9 % de los MPs que se encontraban en las aguas residuales (Tang y Hadibarata, 2021). Del 45 al 75 % de los biosólidos producidos por PTARs en China, Europa, Estados Unidos o Australia son usados como fertilizantes en tierras agrícolas (Brahney et al., 2021; De Bhowmick y Sarmah, 2022). Incluso los fertilizantes orgánicos son una vía de entrada de MPs al ambiente. Weithmann et al. (2018) encontraron que, dependiendo del pretratamiento, los fertilizantes orgánicos de desechos orgánicos fermentados y de compostaje, como los aplicados en la agricultura y la jardinería, son una fuente de MPs al medio ambiente. Los autores analizaron dos tipos de plantas productoras de fertilizantes orgánicos, unas plantas de compostaje (plantas A: tratamiento aeróbico) y otras de biodigestión (plantas B: tratamiento anaeróbico), en las que se siguió un pretratamiento más riguroso en las plantas A (separación de materiales ajenos a la materia vegetal mediante cedazos de diferente tamaño) que en la planta B. Por ello, se encontraron hasta 146 partículas por kilogramo (peso seco) en el fertilizante orgánico de las plantas tipo B, en contraste con los menos de 25 partículas por kilogramo (peso seco).

En el caso de las aguas residuales, Yang et al. (2022) encontraron que las aguas residuales provenientes de zonas rurales contuvieron más altos porcentajes de partículas esféricas (44 %) que las aguas residuales industriales (25 %) y urbanas (35 %). Puesto que este tipo de partículas provienen de productos farmacéuticos, cosméticos y de uso industrial, los autores dedujeron que las esferas podrían provenir de las necesidades diarias de los habitantes y de los materiales plásticos que fácilmente se degradan, como los plásticos reciclados. Esto se refuerza con el hallazgo de que los MPs negros predominaron en las aguas residuales de zonas rurales (64 %) e industriales (66 %), por encima de los provenientes de zonas urbanas (51 %), considerando que los MPs negros generalmente se fabrican con materiales reciclados, lo que conduce a menor pureza y calidad inferior. Por su parte, Pérez-Reverón et al. (2022) compararon la abundancia de MPs en aguas residuales recicladas y agua desalinizada usadas en la irrigación de dos tipos de

suelos, franco arenoso y franco arcilloso. Los autores encontraron mayor concentración de MPs en los suelos irrigados con aguas residuales (hasta 40.0 ± 19.0 partículas·L⁻¹) que en los irrigados con agua desalinizada (2.0 ± 2.0 partículas·L⁻¹).

Por otro lado, el acolchado se usa para conservar la humedad y el calor del suelo y con ello incrementar la productividad agrícola y controlar las malezas. El uso del plástico en la agricultura inició con la introducción del celofán en 1948 en Estados Unidos para cubrir pequeños invernaderos, convirtiéndose con el tiempo en acolchado. Por ejemplo, en 2011, 4270 km² de la superficie agrícola europea estaba cubierta por acolchado; esto es, cuatro veces la superficie cubierta por invernaderos o seis veces la cubierta por túneles (Scarascia-Mugnozza et al., 2011). Actualmente, el mayor usuario de acolchado en el mundo es China. El acolchado con película plástica se ha aplicado ampliamente en casi el 13 % de las tierras de cultivo de China, lo que representa el 60 % de la película plástica utilizada para el acolchado de tierras agrícolas en todo el mundo (Sun et al., 2020). Si bien el acolchado tiene los beneficios arriba mencionados, los procesos de meteorización y la abrasión de las partículas del suelo van convirtiendo las películas de plástico en MPs, con la posibilidad de que vayan liberando aditivos químicos, adsorban agroquímicos, o cambien con el tiempo la estructura del suelo (Steinmetz et al., 2016).

Los suelos pueden ser uno de los más grandes reservorios de plásticos de acuerdo con Bläsing y Amelung (2018), en cuya revisión encontraron que en compostas están presentes entre 2.38 y 1200 mg de plástico kg⁻¹; en lodos de PTAR varía entre 1000 y 24000 partículas de plástico kg⁻¹. Mientras que en las aguas residuales sin tratar y tratadas que se usan en el riego se han llegado a encontrar de 1000 a 627 000 y de 0 a 125 000 partículas de plástico m⁻³, respectivamente. Incluso cuando se usa agua de lagos (0.82-4.42 partículas de plástico m⁻³) o de ríos (0–13 751 partículas de plástico km⁻²) la concentración de partículas plásticas es significativa.

Las partículas muy pequeñas o fibras originadas en carreteras, rellenos sanitarios, tiraderos a cielo abierto, campos agrícolas regados con aguas residuales o

abonados con lodos de PTAR, de parcelas agrícolas con presencia de filmes degradados, son resuspendidas por el aire y luego ingresan a los sistemas terrestres y al suelo a través de la deposición atmosférica. Ya en el suelo, la fauna geofágica (como las lombrices de tierra y otros anélidos) y mesofauna que inadvertidamente ingiere meso y MPs, contribuye a generar MPs secundarios y a incorporarlos a capas más profundas del suelo. También los organismos excavadores o que hacen madrigueras verticales (incluyendo mamíferos como los conejos), favorecen la incorporación de meso y MPs depositados en la superficie (Rillig, 2012; Rillig et al., 2017).

Aún falta mucho por estudiar acerca de prevalencia, distribución, vías de transporte y destino de los MPs en los ecosistemas terrestres. Existe todavía un desequilibrio de estudios de contaminación plástica entre los ecosistemas marinos y los continentales; los ecosistemas terrestres son la fuente de plásticos menos estudiada (Malizia y Monmany-Garzia, 2019).

Aunque desde 1969 ya existían reportes de la interacción entre basura plástica y organismos marinos (Ryan, 2015), los primeros registros de la presencia de MPs en ecosistemas marinos fueron publicados en la revista Science a inicios de los 1970s. Estos estudios registraron la presencia de pellets de plástico en todas las muestras de arrastres superficiales y de pellets de poliestireno en aguas costeras del Atlántico Norte (Carpenter et al., 1972; Carpenter y Smith, 1972). Si bien otros autores habían registrado fibras sintéticas en ambientes oceánicos antes y después de los estudios de Carpenter y colegas (Ryan, 2015), estos contaminantes no llamaron mucho la atención hasta la publicación de Thompson et al. (2004), capturando nuevamente el interés en los MPs al demostrar que partículas y fibras plásticas microscópicas son contaminantes marinos ubicuos. A partir de entonces hubo un aumento rápido de estudios de MPs en ecosistemas marinos, de tal manera que para 2020 se habían acumulado 2882 publicaciones sobre MPs en ecosistemas marinos. Mientras que los estudios de MPs en suelos y ecosistemas terrestres comenzaron hasta 2012, cuando se publicó el estudio de Rillig (2012) quien advirtió del escaso conocimiento acerca del efecto de estos contaminantes en ecosistemas terrestres.

A partir de ese año y hasta 2020 se acumularon apenas 877 estudios de MPs en ambientes terrestres (D. He et al., 2020).

2.4 Relación entre microplásticos y gradientes de urbanización

Varios autores han demostrado que existe una relación entre el nivel de urbanización y la abundancia de MPs en distintos compartimentos ambientales como los suelos (Su et al., 2020; Zhou et al., 2021), sedimentos de cuerpos de agua dulce (Sekudewicz et al., 2021; Yin et al., 2020), agua de ríos (de Carvalho et al., 2022; Dikareva y Simon, 2019; Xu et al., 2021), flotando en la atmósfera y depositados (Dehghani et al., 2017; Dris et al., 2015; S. L. Wright et al., 2020). No obstante, Brahney et al. (2020) encontraron que los MPs atmosféricos de la costa del Pacífico en los Estados Unidos provienen principalmente de fuentes de reemisión y menos del 1% proviene de los centros urbanos cercanos (Evangeliou et al., 2022).

La contaminación por MPs en los sedimentos en cuerpos de agua dulce fueron analizados por (Yin et al., 2020) a orillas del lago Dongting Oriental en China. Los autores encontraron de 180 a 693 partículas/kg, con una abundancia promedio de 403 partículas/kg. Aunque hallaron MPs en todas las muestras, los sedimentos del área urbana presentaron menor abundancia que las muestras del área rural. Estos resultados se deben, explican los autores, a que en los sitios rurales existían en el pasado granjas de caña que surtían a la industria papelera, y a que existen regulaciones laxas en el manejo de los residuos. Además de que en uno de los sitios hay condiciones hidrodinámicas especiales que hacen que el agua circule más lentamente y se acumulen más MPs.

Dikareva y Simon (2019) identificaron los pequeños arroyos como la interfase principal entre la tierra, donde se usa plástico, y la red de drenaje hidrológico. Los autores analizaron la abundancia y morfología de los MPs en función de un gradiente de urbanización, encontrando en los arroyos concentraciones similares a las halladas en sistemas mayores (hasta 303 partículas m^{-3} en agua y 80 partículas kg^{-1} en sedimento). Sin embargo, no encontraron relación entre la densidad

poblacional o la combinación de desbordamiento de aguas pluviales y la abundancia de MPs, aunque hallaron cierta relación entre uso de suelo residencial y abundancia de MPs. Los autores sugieren que factores a escala local pueden ser más importantes que los procesos a escala de cuenca para determinar la contaminación por MPs en pequeños arroyos. Algo similar hallaron Piñón-Colin et al. (2020) al evaluar la abundancia de MPs en la escorrentía pluvial de distintos sitios en Tijuana. La zona industrial contenía más MPs (mediana de 191 partículas L⁻¹) que el resto de las zonas analizadas con usos residenciales o mixtos y diferentes densidades poblacionales (27 a 112 hab/ha). Sin embargo, la zona residencial de Altabrisa, con la mediana más alta (158 partículas L⁻¹) no fue la más densamente poblada (63 hab/ha). En este caso, los autores consideraron que factores locales, como las descargas de aguas residuales de lavadoras en las calles de esta zona podrían explicar la mayor abundancia de MPs respecto a otras zonas más densamente pobladas.

Los ecosistemas de agua dulce juegan un papel importante en el transporte y la acumulación de MPs. La interacción de estos ecosistemas y las actividades humanas que se desarrollan en ellos fueron evaluados por De Carvalho et al. (2022). En su investigación los autores analizaron la interacción entre urbanización y episodios de inundación y su efecto en la contaminación de ríos (agua superficial). La concentración de MPs aumentó entre 5 y 8 veces durante los episodios de inundación, impulsada por la descarga del río y fue más significativa río abajo, donde evidentemente el caudal fue más voluminoso. También encontraron mayor contenido de polímeros degradados durante los periodos de inundación, con lo que concluyeron que la urbanización modula las características de la contaminación por MPs durante inundaciones.

A pesar de que se esperaría que, por tener mayor actividad humana, las zonas urbanas presentarían más contaminantes, estos se encuentran ampliamente distribuidos en ecosistemas terrestres a lo largo de los continentes. Así, Liu et al. (2023), encontraron que los suelos de áreas verdes urbanas y de áreas naturales adyacentes de distintos ecosistemas del mundo presentaron niveles semejantes de

diversos contaminantes, incluyendo MPs. Los autores calcularon la importancia relativa de factores socioeconómicos y ambientales para explicar la acumulación de contaminantes en el suelo. Los factores socioeconómicos incluyeron tamaño y densidad de la población, índice de desarrollo humano (IDH), producto interno bruto (PIB) y los factores ambientales fueron clima, cubierta vegetal y suelo. En el caso del análisis de MPs y con base en los factores mencionados, los autores compararon pares de ecosistemas similares a lo largo del mundo, hallando en promedio de 916.2 partículas kg^{-1} suelo (rango de 166.7 a 3482.3 partículas kg^{-1}), las cuales fueron predominantemente polipropileno y poliéster, con fibras como forma dominante. También encontraron proporciones similares de forma y tipo de polímero en áreas naturales y áreas verdes urbanas. Los autores explican estas similitudes por la facilidad con que las corrientes atmosféricas transporten los MPs generados en las urbes y los distribuyan por todo el globo (Y. R. Liu et al., 2023).

En el caso de suelos de zonas riparias, un estudio a gran escala a lo largo del Yangtze, en China, encontró una correlación positiva entre la contaminación por MPs y la densidad poblacional, así como con el nivel de precipitación pluvial, aunque negativamente relacionada con la elevación de la zona de muestreo (Zhou et al., 2021).

En cuanto a la evaluación de MPs en organismos terrestres considerando gradientes de urbanización, son escasos los estudios. En un análisis de los nidos de dos especies de gaviotas que prosperan tanto en hábitats urbanos y no urbanos, Lato et al. (2021) encontraron que en los sitios urbanos hubo una mayor frecuencia y abundancia de MPs que en el sitio con menor urbanización. Sin embargo, de los dos sitios urbanos analizados, los nidos provenientes del de menor densidad poblacional mostraron los valores más altos de frecuencia y abundancia de MPs. Por ello, los autores sugieren que otros factores, además de la urbanización, podrían tener un rol importante para explicar la presencia y abundancia de MPs en nidos de esa región. En lo que respecta a la ingestión de MPs, un estudio que analizó los tractos gastrointestinales de zorzales (Aves: Passeriformes) que murieron por colisión con infraestructura antropogénica, encontró que la especie

que suele alimentarse en hábitats con mayor impacto antropogénico (prados podados, tierras de cultivo, pastizales) contenían un mayor número de MPs que la especie que utilizaba hábitats de bosque o arbustos (Deoniziak et al., 2022). Un estudio en el que se analizaron los tractos gastrointestinales de las ocho especies de aves rapaces del centro de Florida encontró que el número promedio de MPs por especie de ave fue de 11.9 ± 2.8 , y el número promedio de MPs por gramo de tracto gastrointestinal fue de 0.3 ± 0.1 , donde el 86 % fueron fibras. Los autores encontraron significativamente más MPs por gramo de tejido del tracto gastrointestinal en la especie que consume presas terrestres (*Buteo lineatus*), como pequeños mamíferos, serpientes y anfibios, que en la especie que se alimenta de peces (*Pandion haliaetus*). Si bien, según los autores, esto puede deberse a diferencias en las estrategias de alimentación, el rango hogareño de *P. haliaetus* (13 km^2) es más amplio que el de *B. lineatus* ($0.9 \text{ a } 1.3 \text{ km}^2$), lo que hace que a la primera se le observe alimentarse en cuerpos de agua urbanos o semiurbanos, mientras que el hábitat del segundo son zonas boscosas y suburbanas (Carlin et al., 2020).

En un análisis que comparó la abundancia de MPs en excretas de pequeños mamíferos de sitios urbanos, periurbanos y rurales en Inglaterra, la prevalencia fue mayor en los sitios urbanos (66 %) que en los periurbanos (19.4 %) y rurales (13.8 %); sin embargo, no encontraron diferencia estadística significativa (Thrift et al., 2022). Se han realizado otros pocos estudios que evalúan la presencia de MPs en fauna terrestre, pero no se compara la prevalencia por nivel de urbanización.

Con base en estudios que evalúan la abundancia de MPs en diversos compartimentos ambientales como en organismos, podemos decir que la relación entre urbanización y abundancia de MPs es compleja. Es decir, la sola presencia de actividades humanas no se traduce en mayores niveles de contaminación, entrando en juego factores socioeconómicos locales y procesos ambientales a diferentes escalas, influyendo así en lo que se ha venido a conocer como el ciclo del plástico (Bank y Hansson, 2019; Brahney et al., 2020).

2.5 Impactos ambientales en ecosistemas y en organismos terrestres

Existe poca información acerca del impacto directo de los MPs en los ecosistemas, los organismos y en la salud humana, y esta proviene principalmente de estudios de laboratorio, experimentales in situ o in vitro (Multisanti et al., 2022). No obstante, como apunta Prata et al. (2021), su ubicuidad y persistencia debe ser razón suficiente para sospechar de efectos potenciales en factores bióticos y abióticos de los ecosistemas que, a su vez, pueden conducir a cambios globales irreversibles. Los efectos de los MPs en factores abióticos, como los cambios en las propiedades de las matrices y las funciones de los ecosistemas, tendrían un impacto negativo en los organismos.

Algunos de los factores abióticos que les dan sus características a los suelos son, su composición química, la humedad, la forma y densidad de las partículas que les dan estructura. En ese sentido, el tipo de polímero, el tamaño y la morfología de los MPs podrían ser importantes para identificar los impactos. Por ejemplo, un estudio que incluyó muestreo de campo a pequeña escala y simulaciones de laboratorio encontró que los MPs más abundantes en los suelos agrícolas de tipo molisoles del noreste de China eran los compuestos por polietileno de baja densidad (LDPE). Vale decir que en este país se usa de manera muy intensiva el acolchado plástico en la agricultura precisamente con LDPE. Asimismo, los autores hallaron un peso promedio de 0.27 mg Kg^{-1} y una abundancia promedio de $107 \text{ partículas Kg}^{-1}$, También se observó que $>96 \%$ de los MPs fueron transportados por la pérdida de agua y suelo superficial y $<4 \%$ restante fue transportado al interior del suelo por la infiltración del agua y posiblemente la acción de organismos del suelo (S. Zhang et al., 2020).

Con base en una revisión bibliográfica, Sarker et al. (2020) afirmó que los MPs tienen un efecto en las propiedades físicas y químicas del suelo. Los MPs distorsionan la estructura, su densidad y su capacidad de retener agua provocando efectos en la biota del suelo, como las lombrices de tierra (De Souza Machado et al., 2018). De la misma manera, los MPs en forma de fibras podrían afectar el proceso de formación del suelo, su estabilización y la desintegración de sus

agregados, lo cual incluso podría tener repercusiones en la evolución microbiana (Rillig et al., 2019). Un estudio experimental hecho en dos tipos de suelos arcillosos demostró que la concentración de micropelículas plásticas incrementó la tasa de evaporación, al crear canales que facilitaron el movimiento del agua, esto ocurrió principalmente en los suelos con mayor contenido de MPs y con longitud de 2 mm. Por el contrario, hubo menos desecación en los suelos con menor contenido y cuyas películas medían entre 5 y 10 mm. Así mismo, estas generan mayor cuarteamiento por desecación en la superficie del suelo (Wan et al., 2019). Estos cambios en el contenido de humedad del suelo pueden tener efectos perjudiciales en el crecimiento de las plantas.

La estructura de las comunidades puede verse modificada por la contaminación con MPs. Debido a la facilidad con la que se forman biopelículas en su superficie, los MPs crean micronichos en los que no solo modifican la composición de la biota del suelo (bacterias, hongos, arqueas, algas, y otros microbios), también facilitan la transferencia de genes entre dichos organismos. Ello tiene efectos negativos en la estructura del suelo (Cheng et al., 2021). Por ejemplo, en un estudio experimental se encontró que los MPs y nanoplásticos de poliestireno afectaron la composición de las comunidades microbianas en la raíz y en la rizosfera del suelo. Los mayores cambios ocurrieron en las endófitas de la raíz durante la germinación de las semillas, comparativamente con los microorganismos de la rizósfera. Los nanoplásticos disminuyeron la riqueza y diversidad de la comunidad fúngica, mientras que los MPs incrementaron la diversidad de la comunidad bacteriana endofítica de la raíz. Otro hallazgo importante fue que los nanoplásticos hicieron más vulnerables las redes tróficas en las comunidades bacterianas (Jiang et al., 2023).

En cuanto a la clase de polímero que contamina el suelo, otro estudio experimental sometió a las comunidades bacterianas de la rizósfera del frijol común (*Phaseolus vulgaris*) a dosis de 0.5 %, 1.0 % y 2.5 % de MPs de LDPE y de un plástico biodegradable compuesto de polibutileno-adipato-co-tereftalato (PBAT) mezclado con ácido poliláctico (PLA). La presencia de los MPs de las dos clases de polímeros

produjo mayor diversidad alfa que en el grupo control. Sin embargo, las muestras con la dosis más elevada de MPs (2.5 %) de LDPE y bioplástico tuvieron una diversidad alfa menor que las sujetas a concentraciones de 0.5 y 1.0 % (Meng et al., 2023). Los autores concluyeron que la dosis de MPs y no el tipo de polímero, derivado del petróleo o biodegradable, es el factor que más contribuyó a cambios en las comunidades bacterianas de la rizosfera. De manera similar, Marchant et al. (2023) compararon MPs biodegradables (PLA) vs. derivados del petróleo (HDPE) en comunidades de agua dulce y sus funciones ecosistémicas asociadas. A diferencia del estudio de laboratorio anterior, este se realizó en 40 pozas artificiales de agua dulce al aire libre, que fueron sometidas a diferentes tipos de polímeros, distintas concentraciones y diferentes concentraciones de nutrientes. Sin embargo, los autores no encontraron que los tipos de polímeros o las dosis tuvieran un efecto en las comunidades de fitoplancton y de microorganismos degradadores de hojas, pero consideraron que posiblemente los efectos negativos de la exposición a MPs aún no sean evidentes a escala ecosistémica.

Aunque los estudios de laboratorio muestran que la contaminación de los suelos con MPs tiene efectos nocivos en las plantas, se desconocen los mecanismos subyacentes. Pero ya hay algunas evidencias de que un mecanismo podría ocurrir mediante la interferencia con la absorción de energía. Por ejemplo, en un estudio de campo en el que se sometió a granos de dos subespecies de arroz (*Oryza sativa* L. II Y900 y XS123) a la exposición de MPs de PS, los resultados mostraron que estos inhibieron el 29.63 % de las vías metabólicas relacionadas con la acumulación de sustancias y el 43.25 % de las vías metabólicas relacionadas con el gasto de energía en los granos Y900; por el contrario, estas mismas vías se incrementaron en los granos de la subespecie XS123. Por otro lado, la expresión de genes que codifican proteínas involucradas en el ciclo del ácido tricarbóxico en los granos Y900 se inhibió, pero se mejoró en los granos XS123 (Wu et al., 2022). Al igual que con los impactos en comunidades, aun no hay consenso en cuanto a los efectos metabólicos de la contaminación por MPs. Así, Opitz et al. (2021) encontraron que existen efectos mínimos en el balance energético del mejillón gigante (*Choromytilus chorus*) dadas las concentraciones actuales de MPs en los ecosistemas marinos.

No obstante, los autores si encontraron consecuencias histopatológicas en los mejillones sometidos a las distintas concentraciones de MPs (100, y 1000 partículas L⁻¹) comparado con el grupo control (0 partículas L⁻¹).

Los MPs pueden generar cambios en el hábitat que pueden afectar en mayor medida a organismos especialistas. Por ejemplo, Carson et al. (2011) compararon los sedimentos de dos playas hawaianas, unos de los cuales tenía desde 3.3 hasta 30 % de su peso en partículas plásticas, lo que hizo que estos sedimentos fuesen menos densos y por lo tanto más permeables y se calentaran más lentamente, alcanzando una temperatura máxima menor que los sedimentos de la playa menos contaminada. Estos resultados, según los autores, podrían tener efectos potenciales en organismos que ovopositan en las playas y en los que la temperatura de los nidos determina el sexo de los embriones, como es el caso de las tortugas marinas.

En resumen, los MPs pueden tener efectos negativos sobre los ecosistemas terrestres de varias maneras: alterando las propiedades físicas y químicas del suelo, reduciendo su capacidad de retención de agua y nutrientes; afectando a la actividad biológica del suelo, inhibiendo el crecimiento y la reproducción de microorganismos, lombrices o insectos; o acumulándose en la cadena trófica, entrando en el organismo de plantas y animales, causando daños en sus tejidos, órganos o sistemas. Además, los MPs pueden actuar como vectores de contaminantes orgánicos e inorgánicos, como pesticidas, metales pesados, antibióticos o bacterias patógenas, aumentando el riesgo de exposición y toxicidad para los seres vivos.

2.6 Impactos potenciales en los lagomorfos, sus hábitats y sus comunidades

Como herbívoros, las liebres y los conejos desempeñan un importante papel ecológico, ya que alteran directamente las comunidades de vegetación a través del forrajeo y la dispersión de semillas. Se les considera ingenieros de los ecosistemas que habitan, porque al excavar desde concavidades hasta madrigueras (bioturbación) y biodepositar (heces y orina), alteran las propiedades físicas del

suelo, lo que influye indirectamente en la estructura y propagación de la vegetación y de otros organismos (Davidson y Lightfoot, 2008; Parsons et al., 2016). Estos comportamientos pueden tener un efecto importante en la dispersión de los MPs en los suelos, horizontalmente a través de las heces y verticalmente a través de la bioturbación (Delibes-Mateos et al., 2008). Ello también favorece que algunos MPs se adhieran a tallos y hojas de los que se alimentan. Al estar en contacto directo con la tierra, su pelaje puede atrapar MPs, que posteriormente pueden ser ingeridos durante el acicalamiento.

Por otro lado, como ya se mencionó arriba, la contaminación con MPs puede afectar la estructura física y química del suelo con consecuencias directas en la biota y las plantas, y efectos indirectos en las poblaciones de herbívoros que se alimentan de ellas. En el caso de los lagomorfos la densidad poblacional es un factor muy importante en los ecosistemas, ya que representan el mayor volumen de biomasa disponible para los grandes depredadores en el ápice de las pirámides tróficas (Aranda et al., 2002; Martínez-Calderas et al., 2016).

De acuerdo con un estudio realizado en el centro-norte de México, en donde se pueden encontrar dos de las tres especies del presente estudio, *Sylvilagus audubonii* y *Lepus californicus*, además de la liebre *Lepus callotis*, la abundancia relativa y la distribución de las especies de lagomorfos están relacionadas con las condiciones del hábitat. Para las liebres fue importante el tipo de vegetación, mientras que el conejo mostró ser más adaptable, pero la cobertura vegetal limitó su densidad. Los autores estimaron la densidad poblacional en función del número de indicios de grupos fecales frescos (grupos de pellas), encontrándolos en 57.3 % de los sitios muestreados, con un promedio de $209,820 \pm 239,372$ indicios por km^2 de liebres y $99,000 \pm 126,397.3$ indicios por km^2 en el caso del conejo desértico (Martínez-Calderas et al., 2016). Aunque el estudio se realizó en otra región de México, este estimó la densidad en una amplia zona geográfica ($86,492.6 \text{ km}^2$) y con un muestreo robusto (238 parcelas de $10 \times 100 \text{ m}$). Como resultado, este estudio arroja una estimación fiable de la densidad poblacional de los lagomorfos en ambientes áridos y semiáridos del centro-norte de México.

El estudio de Martínez-Calderas et al. (2016) da indicios de qué tan expuestos están los lagomorfos a la contaminación plástica, puesto que encontraron que tanto *L. californicus* como *S. audubonii* se han beneficiado de las actividades antrópicas, ya que la liebre ha prosperado gracias a la ampliación de los agostaderos, mientras que el conejo se ha beneficiado del abandono de tierras de cultivo. Como se discutió arriba, existe una estrecha relación entre actividades humanas y la contaminación de los suelos con MPs (M. Liu et al., 2018a; Y. R. Liu et al., 2023; Su et al., 2020). Con base en lo anterior, cabría suponer que las especies de lagomorfos que prosperan mejor en ambientes antropizados, como *L. californicus* y *S. audubonii*, seguramente están más expuestos a MPs. Así lo constató Thrift et al. (2022), quien encontró mayor prevalencia de MPs en las muestras de excretas de pequeños mamíferos colectadas en zonas urbanas que en las muestras de sitios periurbanos y de los rurales. Por su parte, *Sylvilagus bachmani* parece ser más exigente en cuanto a los hábitats. Según la literatura, prefiere hábitats riparios del chaparral o praderas semisecas con alta cobertura de pastos en el norte de la península de Baja California (Lorenzo et al., 2013). Pero siempre está la posibilidad de que la deposición atmosférica de MPs contamine las hojas de las plantas, frutos y semillas de las que se alimentan (K. Liu et al., 2020).

Aunque en este estudio no se identificaron las excretas a nivel de especie, es importante mencionar que la ingesta de MPs puede estar influenciada por el tipo de alimentos que prefiere cada especie, o por diferencias en su comportamiento. Por ejemplo, plantas con mayor superficie foliar, u hojas más rugosas podrían atrapar más contaminantes provenientes de la deposición, que vegetación con menor superficie foliar y hojas lisas. Como ya se mencionó, *S. audubonii* es capaz de adaptarse a alimentos de zonas perturbadas o antropizadas, y su dieta está basada en un conjunto poco diverso de hierbas como la malva del desierto; mientras que *S. bachmani* se alimenta principalmente de pastos, pero también de bayas y otro tipo de vegetación disponible en el chaparral denso y zonas riparias. Esta además es una especie que no cava sus propias madrigueras, sino que ocupa las construidas por otras especies (Chapman & Ceballos, 1990; Lorenzo et al., 2013). Por su parte,

la dieta de *L. californicus* consiste principalmente de vegetación del chaparral y menos del 10% es herbácea (Sosa-Burgos, 1991).

Aunque existe evidencia de que un porcentaje significativo de los MPs ingeridos por distintos organismos son excretados (Fueser et al., 2020; Lahive et al., 2022; Xiong et al., 2019), no se puede ignorar el riesgo de que los MPs sean transferidos a través de la cadena trófica, contribuyendo a procesos de bioacumulación y biomagnificación en sus depredadores. En ecosistemas antropizados, la depredación de especies sinantrópicas, como *L. californicus* y *S. audubonii*, aumentaría la ingestión de MPs por sus depredadores.

En este sentido, se han encontrado evidencias de que la liebre europea (*Lepus europaeus*), un lagomorfo que ha visto disminuir sus poblaciones desde 1960 debido a una enfermedad inflamatoria intestinal y a la pérdida de hábitat, ha presentado evidencia de distintos contaminantes en sus órganos y fluidos corporales (Capucci et al., 2020; Langhammer y Grimm, 2020). Por ejemplo, Hornek-Gausterer et al. (2021) detectaron seis tipos de plástico de uso común en muestras de heces e intestinales, asimismo hallaron numerosos MPs en los ganglios linfáticos de una de las cuatro liebres silvestres analizadas.

Los lagomorfos pueden cumplir la función de especies indicadoras de la prevalencia de MPs en zonas mediterráneas del noroeste de México. La ingesta de MPs que pueden llevar a procesos de bioacumulación y biomagnificación por organismos que desempeñan un papel clave en las relaciones ecológicas de los ecosistemas, como es el caso de los lagomorfos, podría tener un efecto perjudicial en las comunidades de vegetación de tipo mediterráneo y en las relaciones presa-depredador. Esto es particularmente importante porque los depredadores que se alimentan de los lagomorfos en nuestra zona de estudio se consideran indicadores de la integridad ecológica de los ecosistemas de tipo mediterráneo de Baja California (Mora, 2017), un ecosistema que ha sido reconocido como hotspot de biodiversidad (Myers et al., 2000).

2.7 Las heces fecales como método de análisis

McMahon et al. (1999) fue el primero en registrar la presencia de fragmentos plásticos en eyecciones fecales de un organismo, el león marino de Hooker. Desde entonces, la evaluación de eyecciones, heces fecales o excretas de diferentes especies de organismos es un método no invasivo cada vez más utilizado para monitorear la interacción entre fragmentos plásticos y organismos de distintos niveles tróficos, en ambientes marinos o terrestres (Pérez-Guevara et al., 2021).

Las excretas pueden actuar como transportadoras de MPs entre distintos ecosistemas y dispersoras de contaminación en los compartimentos ambientales cercanos. Por ejemplo, Beriot et al. (2021) calcularon que el número de MPs potencialmente transportados por un rebaño de 1000 ovejas pastando en 1 ha de tierra por año sería de $\sim 0.36 \times 10^6$ partículas·ha⁻¹·año⁻¹. Esto puede llegar a representar la mitad de los MPs provenientes de deposición atmosférica o de la aplicación de lodos en el suelo. Otro estudio muestra la misma tendencia de amplia y rápida distribución de contaminantes plásticos por efecto de la defecación de organismos que los ingirieron. De acuerdo con Franeker (2008) los petreles fulmares del Mar del Norte (Procellariidae) retornan de sus áreas de invernación con contenido plástico en sus estómagos, además de picos de calamares, que solo se encuentran en su rango de invernación y que tienen una consistencia dura similar a muchos plásticos. El autor calculó una tasa de desaparición de los plásticos en el contenido estomacal del 75 % al mes (seguramente plásticos blandos serían excretados más rápido). Con base en el tamaño poblacional de la especie (2 millones de individuos) y un estudio previo en el que encontraron un promedio de 35 partículas y 0.31 gramos de plástico por estómago, Franeker (2008) estimó que los fulmares boreales modifican y redistribuyen alrededor de 630 millones de partículas de plástico al año, lo que representa aproximadamente 6 toneladas de plástico. Con los músculos de su estómago, estas aves reducen el tamaño de las partículas de plástico a un rango milimétrico inferior antes de que pase a su intestino y con ello aceleran la descomposición de los desechos plásticos. Algunos de los MPs contaminan el ambiente terrestre, pero otros vuelven a entrar al medio marino,

ahora en un menor tamaño que los hace biodisponibles a eslabones inferiores de la cadena trófica.

La transferencia de los MPs a lo largo de la cadena trófica, provocando bioacumulación y biomagnificación en organismos de eslabones superiores, siempre ha sido una preocupación (Teuten et al., 2009). El análisis de excretas ha permitido estudiar estos procesos de manera más sencilla y menos invasiva. Es el caso del estudio de Huerta-Lwanga et al. (2017), quienes demostraron, analizando el suelo y las excretas de gusanos y gallinas, que había una transferencia de partículas plásticas desde el suelo en las que se alimentan las lombrices y hasta las gallinas que se alimentan de estos.

Las excretas también han sido útiles para analizar los procesos de ingestión/retención/excreción de MPs. Varios estudios han demostrado que la acumulación de los MPs es específica de cada especie y depende del tamaño de las partículas (Fueser et al., 2020; Lahive et al., 2022; Ory et al., 2018; Xiong et al., 2019). Por ejemplo, Lahive et al. (2022) utilizaron microfibras y nanoplásticos con trazadores inorgánicos (In, Pd) para cuantificar la ingestión en la lombriz de tierra (*Lumbricus terrestris*). Los autores encontraron que las lombrices expuestas a 500 µg MPs/g de suelo retuvieron aproximadamente 32 microfibras en sus tejidos; mientras que en concentraciones de 5000 µg MPs/g, las lombrices retuvieron entre 2 y 593 microfibras.

En la Tabla 2.3 puede observarse estudios en los que se analizaron excretas o heces fecales de distintas especies de vertebrados. Varios de estos estudios, tanto en especies marinas como terrestres, recurrieron a la recolección de muestras en campo, mientras que en otros se aprovechó además la tenencia de individuos en cautiverio (mixtos); también se han realizado estudios en condiciones controladas de laboratorio para la colecta de las heces.

Tabla 2.3. Estudios de campo que evaluaron la presencia y características de los microplásticos en vertebrados marinos y terrestres.

Especie y ubicación trófica	Tipo de estudio	Características del plástico	Referencia
Fauna marina			
Peces planctívoros <i>Seriola violácea</i> Nativa de la costa del Pacífico desde Costa Rica hasta Chile	Experimental	Gránulos (longitud X diámetro: 1.2 0.8 mm)	Ory et al., 2018
Tiburón ballena (<i>Rhincodon typus</i>) Tan-awan, Filipinas	Estudio de campo	Prevalencia: 47.5 % (n = 99). Abundancia: 2.8 microplásticos g ⁻¹ (>300µm); 96.6 5 son fragmentos	Yong et al., 2021
Tortugas marinas (no específica spp) Consumidor secundario Gran Canaria, España	Mixto (tortugas cautivas y varadas)	Filamentos, pellets esferoides y fragmentos de plástico	Ostiategui-Francia et al., 2017
Aves acuáticas (<i>Fulica atra</i> , <i>Anas platyrhynchos</i> y <i>Tadorna tadorna</i>) Consumidores primarios Humedales del centro de España	Estudio de campo	Fibras y fragmentos. Restos de objetos utilizados en campos agrícolas.	Gil-Delgado et al., 2017
Charrán común (<i>Sterna hirundo</i>) y Charrán rosado (<i>S. dougalli</i>) Consumidores secundarios Circumpolar, inverna en las costas tropicales y subtropicales	Estudio de campo	Prevalencia 87.5 % (n = 120) Fibras; azules (42.5 %), transparente, gris, rosa, negro y multicolor. Adultos: longitud promedio 2.3 ±1.2 mm; Pollos: 1.1 ±0.7 mm	Caldwell et al., 2022
Lobo marino (<i>Arctocephalus australis</i>) Consumidor secundario-terciario Norte de la Patagonia	Estudio de campo	Microfibras <1 mm	Perez-Venegas et al., 2018
Focas grises en cautiverio (<i>Halichoerus grypus</i>)	Mixto (focas cautivas y macarelas del Atlántico silvestres)	Prevalencia: 48 % (n = 15) Partículas de 1.5mm en las focas; 2mm en los peces, negros, transparentes, rojos y azules; Etileno propileno.	Nelms et al., 2018
Oso marino ártico (<i>Callorhinus ursinus</i>) Consumidor secundario-terciario Alaska, Siberia hasta Baja California	Estudio de campo	Prevalencia 55 %. Fragmentos en 55% (n = 44); fibras en 41% (n = /44),	Donohue et al., 2019
Fauna terrestre			

Especie y ubicación trófica	Tipo de estudio	Características del plástico	Referencia
Renacuajos (<i>Xenopus tropicalis</i>) Consumidor secundario	Experimental	Esferas de poliestireno (1 y 10µm) por 48 h	Hu et al., 2016
Golondrina (<i>Tachycineta bicolor</i>) Insectívoro Ontario, Canadá	Estudio de campo	Prevalencia: 90 % de los sacos fecales de pollos (10 días; n = 40). Fibras; >125µm	Sherlock et al., 2022
Gallos y gallinas (<i>Gallus gallus domesticus</i>) Omnívoro Campeche, México	Estudio de campo	Excretas de lombriz (14.8 ± 28.8 partículas g ⁻¹); n = 50. Heces de pollos (129.8 ± 82.3 partículas g ⁻¹); n = 20.	Huerta-Lwanga et al., 2017
Ovejas (<i>Ovis aries</i>) Consumidor primario Murcia, España	Estudio de campo	Prevalencia: 100 % en los 4 rebaños; Películas 997 ± 971 partículas·kg ⁻¹	Beriot et al., 2021
Liebre europea (<i>Lepus europaeus</i>) Alemania y Austria	Mixto (liebres en cautiverio y silvestres)	Prevalencia: 100 % (n = 6) 6 tipos diferentes de polímeros: PE, PP, PET, PS, PA y Pu	Hornek-Gausterer et al., 2021
7 spp. de pequeños mamíferos hedgehog europeo (<i>Erinaceus europaeus</i>), ratón de campo (<i>Apodemus sylvaticus</i>), Topillo agreste (<i>Microtus agrestis</i>), Rata parda (<i>Rattus norvegicus</i>). herbívoros, insectívoros y omnívoros Reino Unido	Estudio de campo	Prevalencia: 16.5 % (n = 261); 70 % <1 mm; Poliéster (27 %); plásticos 'biodegradables' 27 % (n = 12)	Thrift et al., 2022
Mascotas: Perros (<i>Canis familiaris</i>) y gatos (<i>Felis silvestris catus</i>) Consumidores secundarios Albany, NY	Estudio de campo	Prevalencia: 95 % (gatos), 100 % (perros) Concentraciones de PET en heces de gatos (<2,300 – 340,000 ng/g, mediana: 61,000 ng/g) y perros (7700 – 190,000 ng/g, mediana: 30,000 ng/g).	Zhang et al., 2019
Personas adultas (<i>Homo sapiens sapiens</i>) Japón, Rusia, Países Bajos, Reino Unido, Italia, Polonia, Finlandia y Austria	Estudio de campo	Prevalencia: 100 % (n = 8); mediana 20 MPs/ 10g (50 to 500 µm). 9 tipos de plásticos (PP, PET los más abundantes).	Schwabl et al., 2019
Hombres adultos (<i>Homo sapiens sapiens</i>) Omnívoro Beijing, China	Estudio de campo	Prevalencia: 23 de las muestras positivas (95.8 %). Abundancia: 1 partícula/g a 36 partícula/g (20 a 800µm) PP el más abundante	Zhang et al., 2021

Especie y ubicación trófica	Tipo de estudio	Características del plástico	Referencia
Infantes de 6 meses (<i>Homo sapiens sapiens</i>) Shanghái, China	Estudio de campo	PA el más prevalente 49.67 % (n = 12); 20–50 µm; 16 polímeros.	Liu et al., 2023

La mayoría de los estudios sobre los efectos físicos, tóxicos y ecológicos de los MPs se han realizado en especies y ambientes marinos, por lo que los estudios en especies y ambientes terrestres son importantes para comprender a cabalidad los procesos que ocurren en los ecosistemas y en la escala global.

2.8 Biodisponibilidad y deposición atmosférica

La presencia de un contaminante en algún compartimento ambiental no necesariamente se traduce en efectos nocivos en los organismos; por lo que ello demanda identificar qué concentraciones del contaminante representan un riesgo. La biodisponibilidad es un concepto usado en la ecotoxicología o toxicología ambiental que se refiere a la fracción de la cantidad total de una sustancia química presente en un compartimento ambiental específico que, dentro de un período de tiempo determinado, está disponible o puede estar disponible para su absorción por (micro)organismos o plantas, ya sea directamente en el entorno del organismo o de la planta, o por ingestión de alimentos (Peijnenburg y Jager, 2003). Establecer la dosis de exposición al contaminante y la transferencia de masa y absorción que es relevante a un organismo específico es una tarea complicada, ya que depende de diversos procesos complejos como la biología del organismo, las propiedades del contaminante, las propiedades del compartimento ambiental específico y hasta de factores climatológicos, entre otros (Anderson y Hillwalker, 2008). Además, el monitoreo de las fracciones biodisponibles no es, en sí mismo, el propósito final de la evaluación, sino más bien se trata de evaluar los riesgos adversos a nivel de especie, comunidad, población o ecosistema.

Entonces, la fracción biodisponible de MPs, de sus aditivos plastificantes y de otras sustancias que estos han adsorbido previamente y que es relevante para los organismos y los ecosistemas a los que pertenecen, depende de una multiplicidad

de factores. Un ejemplo es el estudio de Chang et al. (2023), en el que se observó que el envejecimiento del poliestireno (PS) modificó el comportamiento de adsorción y desorción de MPs cargados con tetrabromobisfenol A (TBBPA), un contaminante presente en los suelos. Los autores hallaron que, después de un proceso de envejecimiento de 96 h, los MPs de PS aumentaron su capacidad de adsorción de TBBPA en 76.3 %, e incluso la sola presencia de MPs de PS aumentó la capacidad de sorción del TBBPA en el sistema suelo MPs-PS y alteró significativamente la distribución del contaminante en partículas del suelo. Los autores, al simular el intestino de lombrices de tierra, observaron una desorción de TBBPA de más del 50 % en los MPs de PS envejecidos. El estudio de C. N. Tang et al. (2023) es otro ejemplo, en este caso de biodisponibilidad condicionada por el clima. En este, los autores encontraron que, si bien el monzón provocó el aumento de la concentración de MPs en la columna de agua, esto no se tradujo en un incremento de su ingestión por los principales grupos taxonómicos del zooplancton. Sin embargo, los autores encontraron que aumentó la presencia de microfibras y fragmentos en la columna de agua, principalmente los de menor tamaño, durante el monzón, y hallaron una correlación positiva entre el tamaño de los fragmentos en la columna del agua y los hallados en el zooplancton.

Aunque los ríos, la escorrentía subsuperficial y la infiltración se encuentran entre las principales vías de transporte de MPs en ambientes terrestres (K. Liu et al., 2020; Rillig et al., 2017), existen evidencias sólidas de que la vía más importante es el viento y otros fenómenos meteorológicos que facilitan la reemisión/deposición de MPs que pueden viajar grandes distancias (Brahney et al., 2021; Jambeck et al., 2015; Johnston et al., 2018; S. L. Wright et al., 2020), incluso a lugares remotos y que la hidrodinámica oceánica también contribuye a esa reemisión (Brahney et al., 2020). Por ello se puede inferir que buena parte de los MPs ingeridos por organismos terrestres provienen de la ingestión inadvertida de partículas que directamente se depositaron sobre su alimento, fue absorbido por éste, o indirectamente lo contaminaron a través de su transferencia desde eslabones inferiores de la cadena trófica, contribuyendo a procesos de biomagnificación.

Las plantas son un repositorio obvio de la deposición atmosférica de MPs. Además de cubrir la mayor parte de la superficie terrestre, la estructura foliar y de tallos de las plantas ha evolucionado para capturar la lluvia, el rocío y la niebla para dirigirla hacia las raíces, o también para captar la mayor cantidad de luz solar posible. Esto hace que las plantas sean perfectas trampas de todo tipo de material particulado, incluyendo los MPs (K. Liu et al., 2020), tanto que se ha observado que actúan como filtro que los atrapa antes de que lleguen a otras superficies que están por debajo de ellas (M. Klein et al., 2023). Los MPs pueden depositarse directamente en su follaje y tallos (Khalid et al., 2020; Ullah et al., 2021) o, una vez depositados en el suelo, ser absorbidos y acumulados por las raíces, e incluso traslocados a otros tejidos (Bosker et al., 2019; L. Li et al., 2019).

Las plantas entonces se convierten en el primer eslabón contaminado por MPs del que se alimentan los herbívoros, por lo que medir la deposición atmosférica es importante para comprender la fracción biodisponible de MPs en ecosistemas terrestres para consumidores primarios.

La manera de medir los constituyentes atmosféricos depende de si estos son sedimentables (deposición seca y húmeda) o no sedimentables (aerosoles y gases) (Dämmgen et al., 2005). El flujo de gases se rige por procesos difusivos y reacciones en la superficie y su densidad puede medirse mediante la tasa de flujo (Erisman y Draaijers, 1995), o el gradiente de potencial (Dämmgen et al., 1997). El flujo de partículas grandes, con diámetro aerodinámico $>100 \mu\text{m}$, se rige por fuerzas gravitacionales, por lo que se utiliza un enfoque de superficie subrogada o sustituta para medir su densidad. Este enfoque parte del supuesto de que la densidad de flujo de masa (el material particulado) en el sistema receptor que se está estudiando es igual a la densidad de flujo de masa en un sistema subrogado (los colectores de muestras), lo cual se representaría con la siguiente ecuación de Dämmgen et al. (2005):

Ecuación 2.1

$$F_{c,receptor}(A) = F_{c,subrogado}(A) = \frac{1}{t} \cdot \frac{m(A)}{a}$$

En donde

$F_{c, receptor}(A)$ es la densidad de flujo de un constituyente atmosférico A en el sistema receptor;

$F_{c, subrogado}(A)$ es la densidad de flujo de un constituyente atmosférico A en el sistema subrogado;

t es el tiempo de exposición de la superficie subrogada;

$m(A)$ es la masa de A colectada en el sistema subrogado,

a es el área de la superficie subrogada.

Dämmgen et al. (2005) hace notar que este enfoque da por sentado que las propiedades sedimentantes del sistema subrogado son representativas en el tiempo de las propiedades del sistema receptor. En la práctica, la deposición total medida en superficies con cubierta vegetal generalmente excede la de las superficies de los muestreadores que miden material seco y húmedo. Esto se debe a turbulencias que facilitan la deposición sobre la vegetación de pequeñas partículas (<100 μm), aerosoles y gases, así como por factores como las propiedades fisicoquímicas de los colectores, su forma, material del que están hechos, etc. Sin embargo, el autor concede que los valores del sistema subrogado serán representativos de los del sistema receptor, si lo que se quiere medir son partículas “pesadas” (>100 μm), ya que su movimiento vertical solo está gobernado por fuerzas gravitacionales.

Las superficies sustitutas que colectan partículas sedimentantes tanto sólidas como líquidas se conocen como colectores a granel. En principio, la deposición “a granel” (bulk deposition en inglés) se define como la suma de la deposición húmeda y de partículas sedimentantes (secas) capturadas por un colector de muestras del aire ambiental, o la deposición total de material en un colector continuamente abierto y que también puede contener la contribución de partículas que fueron resuspendidas por el viento del suelo y la vegetación circundante (Dämmgen et al., 2005).

Hay diversos estudios que han analizado la deposición a granel de MPs en distintos compartimentos ambientales y tanto al aire libre como en interiores. Por ejemplo,

estudios comparativos mostraron una mayor abundancia de MPs en interiores en comparación con espacios al aire libre (Amato-Lourenço et al., 2022; Dris et al., 2016; Liao et al., 2021; Zhao et al., 2023). Otros estudios han mostrado que la deposición está relacionada con la alta densidad poblacional de las urbes, así como con la gestión que se hace de los desechos (Jia et al., 2022; M. Klein & Fischer, 2019; Z. Liu et al., 2022; S. L. Wright et al., 2020). Esos mismos factores y otros particulares a las zonas de estudio explican por qué se han hallado, en la mayoría de los casos, más MPs en la deposición de zonas urbanas que en las rurales (Kernchen et al., 2022; M. Klein et al., 2023).

3 Descripción del área de estudio

El área de estudio se encuentra en el noroeste de la península de Baja California, en la franja fronteriza con California, Estados Unidos. Los sitios de muestreo urbano y periurbano se encuentran en el municipio de Tijuana y el sitio rural se encuentra en el municipio de Tecate. Estos municipios tienen una población de 1,922,523 y 108,440 habitantes, respectivamente (INEGI, 2021a).

Debido a su cercanía con los Estados Unidos, Tijuana posee una economía orientada a la exportación que se refleja en 540 plantas maquiladoras repartidas en más de 40 parques industriales, siendo la ciudad con el mayor número de maquiladoras en México (INEGI, 2021b). El sector industrial produce bienes en un amplio rango de áreas como las de plásticos, equipo médico, aeroespacial, juguetes, automotriz, muebles, electrónicos, manufactura metálica, herramientas, cables y otros (IMPLAN, 2019). La región Tijuana-San Diego también es considerada la frontera más transitada del mundo, lo que en 2019 representó más de 56 millones de cruces entre peatones, camiones y vehículos individuales (Smart Border Coalition, 2020).

Por su parte, el municipio de Tecate también es adyacente a la frontera por lo que su economía igualmente se ha orientado a la industria de exportación. Concentra el 10.8 % de las maquiladoras del estado (101 plantas), ubicadas principalmente en 4 parques industriales. El sector maquilador se concentra en las áreas de la madera, metalmecánica, alimentos, bebidas, tabaco, automotriz y equipo médico. Las actividades económicas del municipio en la zona rural son la agricultura y la ganadería. Otras actividades económicas están relacionadas con el perfil turístico que se ha incentivado en el municipio a partir de 2012 con su inscripción en el Programa Pueblos Mágicos (Secretaría de Turismo, 2019). Así, pueden encontrarse centros recreativos, sitios de importancia histórico cultural, servicios de hospedaje y de alimentación, tanto en la zona urbana como en la rural.

3.1 Geología y geomorfología

La geología superficial de la zona se caracteriza por la presencia de areniscas, conglomerados, sustratos mixtos de arenisca-conglomerado y aluvión en el cauce del río Tijuana y sus afluentes, el río Tecate-Alamar, y arroyos Las Palmas y Las Calabazas (Figura 3.1). En Tecate predominan roca ígnea extrusiva, diorita, granito, arena-conglomerado y aluviones.

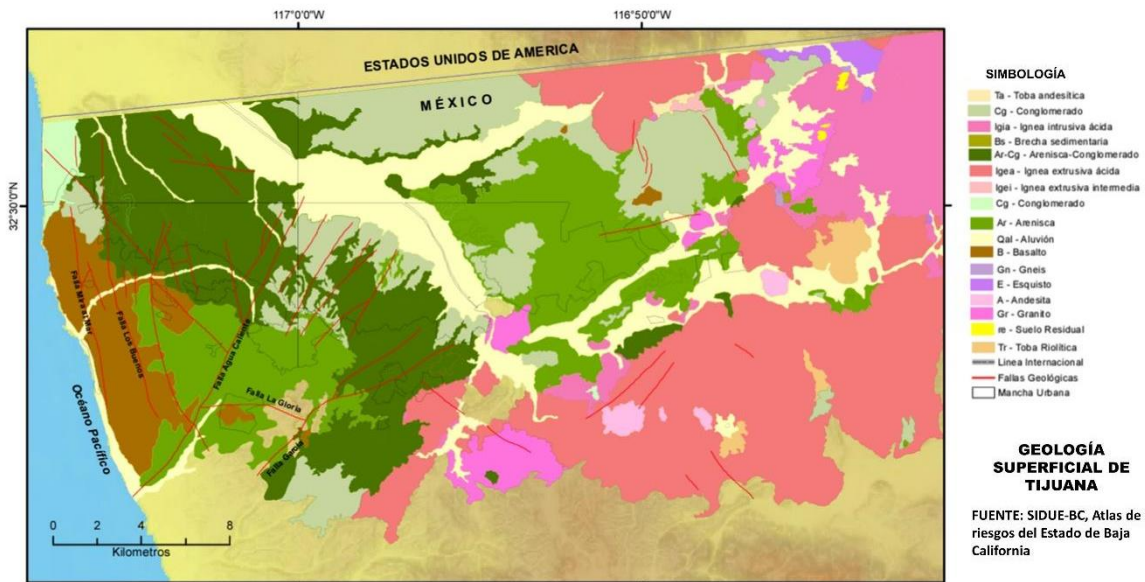


Figura 3.1. Geología superficial de Tijuana, B.C. (DEPC, 2014).

Los sitios de muestreo se encuentran dentro de la cuenca binacional del río Tijuana, específicamente en 3 de las 12 subcuencas que la componen, ocho de las cuales se encuentran del lado mexicano (Figura 3.2). Estas subcuencas corren río abajo desde sureste al oeste, iniciando con la subcuenca La Ciénega (predominantemente rural) que alimenta la subcuenca Las Palmas (zona mixta rural, suburbana y urbana) y esta, a su vez, la subcuenca río Tijuana (urbana).

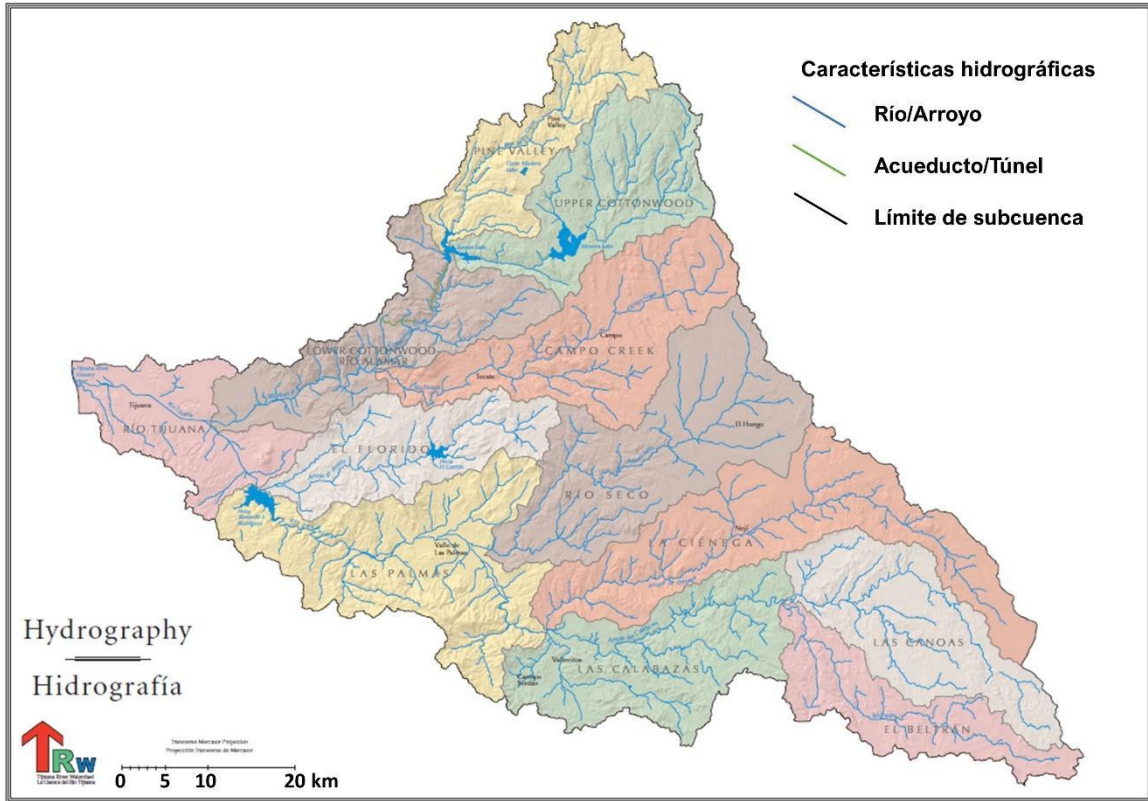


Figura 3.2. Hidrografía de la cuenca del río Tijuana. (R. D. Wright et al., 2005).

En el atlas de la cuenca del río Tijuana (R. D. Wright et al., 2005) se identifican 4 tipos de paisajes con base en las geoformas. Un área amplia de terreno suave a moderadamente ondulado ubicado en el extremo este. En la frontera oeste de este paisaje en forma de arco desde Pine Valley hasta Valle de las Palmas, se encuentra otro paisaje muy diseccionado y escarpado que se combina con terreno plano suavemente ondulado, originado por antiguas mesas marinas que posteriormente se elevaron, y que está delimitado al sureste por un cañón y valle dissectado. En esta antigua meseta marina disectada por el Cañón del Álamo, se encuentran las tierras comunales Kumiai en donde se colectaron las muestras de zona rural, mientras que más abajo en una terraza aluvial del Valle de las Palmas, se recolectaron las muestras de los sitios periurbanos. El último paisaje de la cuenca lo constituye, aguas abajo, el cañón rocoso en donde se construyó la Presa Abelardo L. Rodríguez y el valle del río Tijuana delimitado por un conjunto de terrazas marinas. El

parteaguas norte de este paisaje está delimitado por mesetas marinas, como la mesa de Otay en donde se recolectaron las muestras urbanas (Figura 3.3).

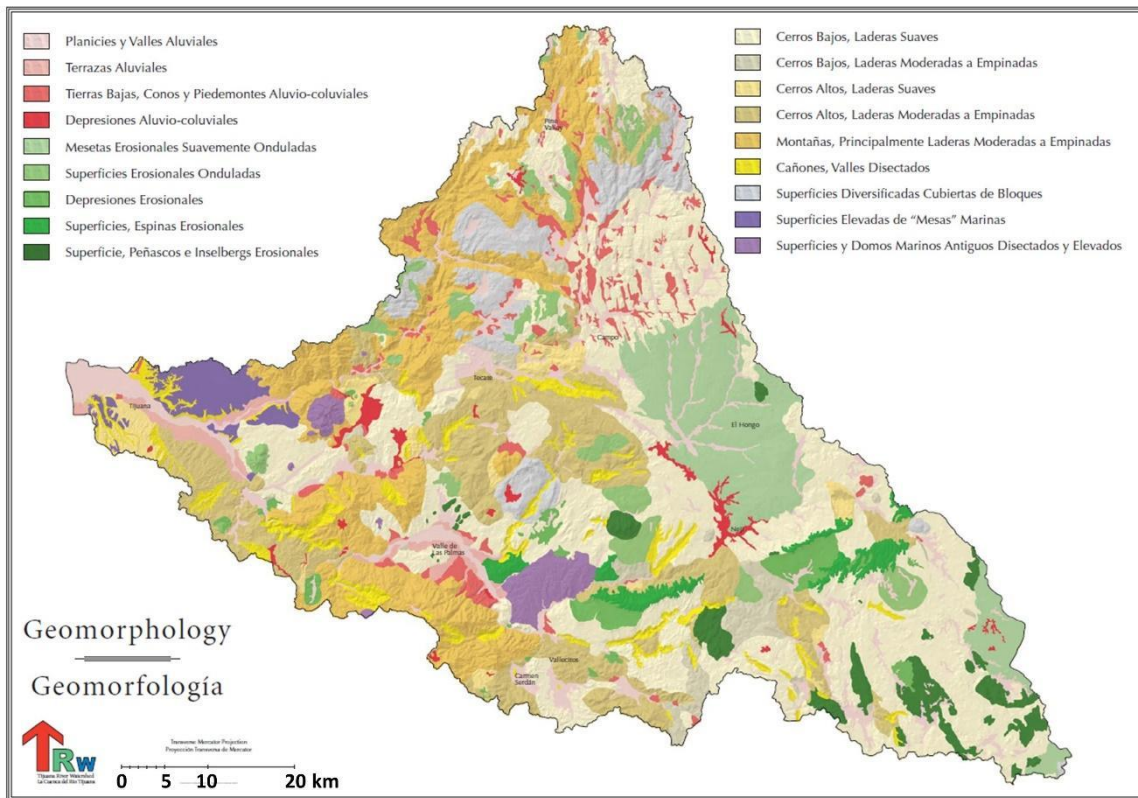


Figura 3.3. Geomorfología de la cuenca del río Tijuana. (R. D. Wright et al., 2005).

3.2 Clima

El clima en la región es de tipo Bsh, según la clasificación climática de Köppen; es decir, un clima seco (B), de tipo estepario (s), cálido (h), con una temperatura media anual de entre 16 y 18 °C que se clasifica como Mediterráneo. El verano es cálido y el invierno húmedo, con una precipitación media anual de entre 200 y 300 mm (INEGI, 2017). Durante la estación seca (abril a septiembre), los vientos soplan constantemente a lo largo de la costa desde el noroeste, y durante la estación húmeda (octubre a marzo) la precipitación húmeda genera flujos hacia la costa (Conil y Hall, 2006).

Un fenómeno meteorológico importante en esta región son los vientos Santa Ana, los cuales son vientos cálidos, secos, que corren cuesta abajo del este o del noreste

desde los desiertos al este de Sierra Nevada hasta la costa del sur de California y el norte de Baja California. Los vientos Santa Ana están relacionados con incendios forestales, así como con cambios en la temperatura, la humedad y la distribución y deposición de contaminantes atmosféricos (Raphael, 2003; SPABC, 2012). En la Figura 3.4 pueden observarse los gradientes de temperatura y precipitación para la zona.

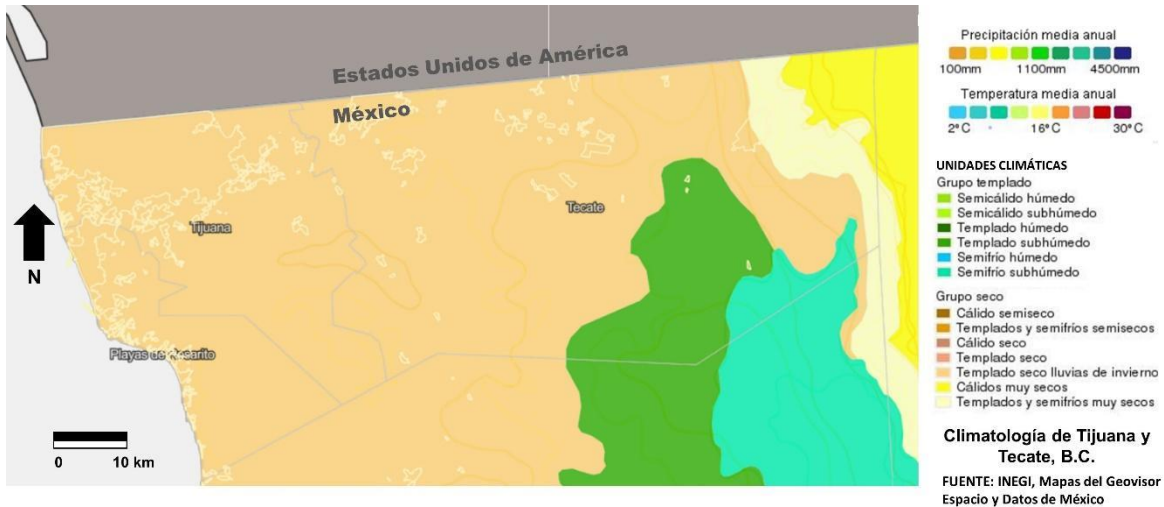


Figura 3.4. Climatología de Tijuana y Tecate, Baja California. (INEGI, 2000).

3.3 Vegetación

La flora nativa del noroeste de Baja California está compuesta por matorral costero en valles bajos costeros, chaparral en colinas tierra adentro, y vegetación riparia en cauces y arroyos. Las zonas perturbadas por ganadería, incendios o deforestación están cubiertas por plantas herbáceas anuales y pastos de origen europeo. La vegetación de origen antropogénico está constituida por cultivos agrícolas de riego y agostaderos (Figura 3.5).

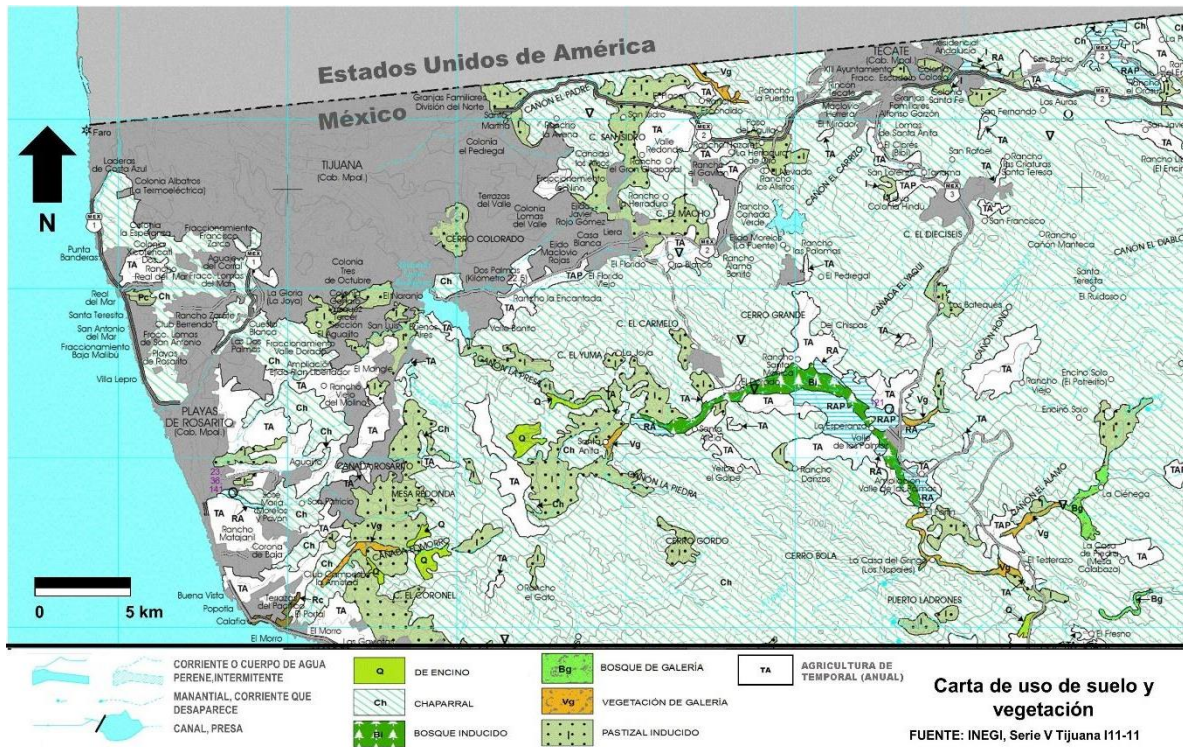


Figura 3.5. Uso de suelo y vegetación. (INEGI, 2016).

El matorral costero es parcialmente caducifolio y está formado por una capa quebrada a continua de arbustos de 0.5 a 2 m de alto, con un sotobosque de plantas anuales europeas y efímeras de primavera en valles bajos costeros y algunas laderas rocosas. Por su parte, el chaparral es una asociación de arbustos esclerófilos perennifolios de raíz profunda de hasta 3 m de altura; la vegetación herbácea está casi ausente. La vegetación riparia se caracteriza por la presencia de especies arbóreas y arbustivas que crecen en zonas de mayor humedad, como surcos y cauces formados por la erosión hídrica. La vegetación riparia está representada por especies como *Platanus racemosa* (aliso) y *Malosma laurina* (lentisco), *Rhamnus crocea* y *Rhus integrifolia*. Por último, los pastizales están constituidos principalmente por especies exóticas anuales de invierno originarias del Mediterráneo europeo, y algunas especies nativas del género *Hermizonia spp.* Generalmente forman una capa herbácea continua de entre 0.5 a 1.5 m de altura (Farley et al., 2012; Minnich, 1983; Ojeda-Revah y Alvarez, 2000).

El chaparral es un tipo de vegetación bien adaptado al fuego; sin embargo, está siendo reemplazado por una cubierta de especies de hierbas y pastos exóticos debido a incendios que se repiten con intervalos cada vez más cortos (≤ 10 años), de origen principalmente antropogénico y magnificados por los vientos Santa Ana (Pratt, 2022; Syphard et al., 2019). Varios incendios ocurrieron en el área de estudio durante los periodos de muestreo.

Todos estos tipos de vegetación, matorral costero, vegetación riparia, chaparral, incluyendo el bosque templado (no representado en nuestro estudio), forman parte del ecosistema mediterráneo del noroeste de Baja California. Estos están cada vez más amenazados por procesos de fragmentación que trastocan las funciones ambientales provocados por el crecimiento industrial y urbano. También el turismo y la agricultura cambian el uso del suelo y/o la cubierta vegetal (Farley et al., 2012; Ojeda-Revah et al., 2008). Varios autores han identificado a la región mediterránea, junto con la selva baja caducifolia de la región del Cabo, como las más ricas en endemismos vegetales (Villaseñor y Elias, 1995). Incluso Myers et al. (2000) clasifican a esta región como parte de los *hotspots* de biodiversidad global: la Provincia Florística de California. En su estudio, Riemann y Ezcurra (2005) identificaron 134 especies endémicas de distribución restringida o local, hallando además que las áreas con mayor número de especies endémicas no protegidas se encuentran en los ecosistemas de tipo mediterráneo del noroeste peninsular.

3.4 Fauna

La región mediterránea bajacaliforniana forma parte del distrito faunístico dieguense y de la provincia florística de California (Alaniz-García, 2002). La gran diversidad florística abundante en endemismos se ve reflejada en comunidades faunísticas igualmente importantes, por lo que Wilson consideró a la región como una de las 18 áreas de gran diversidad en el planeta en su aclamado libro *The diversity of life* (Wilson, 1992). Las lagartijas sin patas (familia Anniellidae) que únicamente habitan las californias, son un ejemplo.

La Tabla 3.1 muestra el número de especies de tetrápodos (anfibios, reptiles, aves y mamíferos, con excepción de murciélagos) que habitan el mediterráneo de Baja California; la cual compiló Mellink (2002) para definir la frontera sur de esta región bioclimática. De estas especies, hay 4 especies endémicas: un reptil y tres mamíferos. Según el autor, se han descrito 54 subespecies endémicas del mediterráneo Bajacaliforniano (1 anfibio, 13 reptiles, 7 aves y 33 mamíferos), de las cuales 27 se encuentran en pequeñas áreas aisladas como islas y pequeños bosques de coníferas en las Sierras de Juárez y San Pedro Mártir. El resto son subespecies geográficamente aisladas, con distribución amplia dentro del área de distribución de la especie y subespecies endémicas que no muestran un patrón uniforme de distribución. Entre estas últimas se encuentran dos subespecies de *Sylvilagus bachmani*, *S. b. rosaphagus* y *S. b. howelli* (Mellink, 2002). El primero habita las planicies costeras del noroeste de la península de Baja California, mientras que el segundo las áreas montañosas del norte (Lorenzo et al., 2013).

Tabla 3.1. Tetrápodos¹ de la región mediterránea de Baja California. Tomado de Mellink, 2002.

	Anfibios	Reptiles	Aves	Mamíferos	Total
Total de especies	9	43	113	38	203
Especies mediterráneas	7	6	6	6	25
Especies con subespecies mediterráneas	1+1?	7	23	15	46+1?
Especies desérticas ²	0	8	8	5	21
De distribución amplia	0	22	76	12	110

¹ Solo se incluyen tetrápodos terrestres nativos que se reproducen en el noroeste de Baja California, al norte de los 30 N. Se excluyen murciélagos y las especies que se reproducen solo a altitudes superiores a los 500 m sobre el nivel del mar.

² Solo si se reproducen en la región Mediterránea de Baja California.

Una revisión de los registros con “grado de investigación” en la plataforma de ciencia ciudadana *Naturalista*, arrojó 313 especies de fauna terrestre nativa observadas en el territorio de los municipios de Tijuana y Tecate. La plataforma únicamente captura observaciones de artrópodos (arañas, alacranes e insectos), moluscos (caracoles, babosas y almejas) y vertebrados (peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos). En la Tabla 3.2 puede notarse que las 2 clases de animales más observadas, contando especies nativas e introducidas, son las aves con 140 especies (39 %) y los insectos

con 115 especies (31 %). Sin embargo, los insectos registrados pertenecen a una diversidad más amplia de familias (60), que las aves (46).

La calidad ambiental de los sitios muestreados puede medirse también por la cantidad de especies registradas que han sido introducidas (no nativas) y las especies nativas que se encuentran en riesgo. En los registros de Naturalista, aunque la clase insectos son más abundantes, resaltan los moluscos con más registros de especies introducidas que nativas (63 % del total); las siguientes clases con más registros de especies introducidas son los insectos (22 %), los arácnidos (21 %) y los mamíferos (15 %). El caso más extremo es el de los peces dulceacuícolas, en donde el 100 % de las especies observadas son introducidas, por lo que hasta el momento no hay registros de especies nativas en esta plataforma de ciencia ciudadana. Miller et al. (2009) únicamente registró seis especies autóctonas de peces de agua dulce en toda la península de Baja California.

Por otra parte, de las especies registradas en Naturalista, una alta proporción de los anfibios (3 de 7) y reptiles (16 de 38) se encuentra registrada en alguna categoría de amenaza, según la NOM-059-SEMARNAT-2010, el libro rojo de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés), o la lista de California. Evidentemente, el número de especies en la zona de estudio es mucho mayor, pero los registros realizados por científicos ciudadanos y curados por expertos son una buena aproximación a un listado de fauna del sitio de estudio.

Siete especies de aves rapaces se encuentran en alguna categoría de amenaza en México o en California, según la NOM-059-SEMARNAT-2010.

Tabla 3.2. Diversidad de especies de fauna terrestre registradas en la plataforma Naturalista en el territorio de los municipios de Tijuana y Tecate. Fuente: Elaboración propia.

Clase	Familias	Especies nativas	%	Especies introducidas	Especies en alguna categoría de riesgo
Moluscos	7	3	1 %	5	1
Arañas, alacranes y parientes	13	15	5 %	4	SD
Insectos	60	90	29 %	25	3
Peces	2	0	0 %	4	SD
Anfibios	5	7	2 %	1	3
Reptiles	15	38	12 %	2	16
Aves	46	132	42 %	8	11
Mamíferos	16	28	9 %	5	2
TOTAL	164	313	100 %	54	36

SD: sin datos

En el caso de los mamíferos, existen registros de *Ammospermophilus leucurus* (juancito), *Otospermophilus beecheyi* (ardillón de California), *Neotamias obscurus* (chichimoco de Baja California), especies de la familia de las ardillas y parientes cuya distribución se limita a las Californias. *Lynx Rufus* (lince americano) y *Puma concolor* (puma) son felinos de amplia distribución, pero cuyos hábitats cada vez están más fragmentados, por lo que son especies especialmente protegidas en California. Cabe mencionar además que son depredadores de las especies de conejos y liebre presentes en la zona de estudio. *Ovis canadensis* (borrego cimarrón) y *Scapanus latimanus* (topo pata ancha) son 2 especies registradas en la NOM 059 como sujetas a protección especial y amenazada, respectivamente.

En Baja California se distribuyen 20 de las 140 especies de murciélagos que existen en México. León-Tapia y Hortelano-Moncada (2016) registraron 12 especies en el municipio de Tecate, que representan el 67 % de las especies reportadas para áreas áridas y semiáridas, en donde representan el segundo orden más diverso en el estado.

El acelerado crecimiento urbano en los municipios de Tijuana y Tecate está provocando el deterioro o destrucción de hábitats de varias especies.

3.5 Descripción de los sitios de muestreo

Se seleccionaron cinco sitios de muestreo para recolectar muestras de excretas. Los sitios ubicados en el municipio de Tijuana son UABC Otay (UN), La Pechuga (PE), Valle de las Palmas (VP) y el llano cercano al relleno sanitario de Tijuana (LLA); mientras que en el municipio de Tecate se ubica el sitio en las tierras comunales Kumiai (KU). Estos sitios de muestreo abarcan las diferentes áreas de interés para este estudio y que se describen abajo: Urbano, periurbano, y rural. Las principales características se muestran en la Tabla 3.3 y su ubicación geográfica en la Figura 3.6.

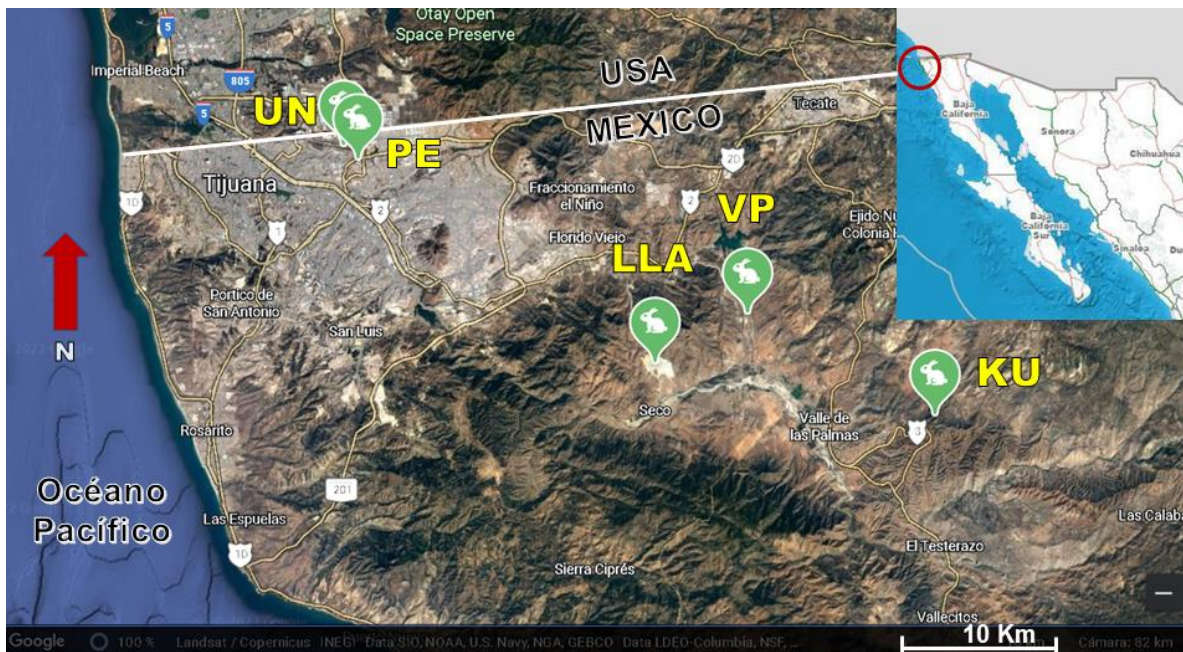


Figura 3.6. Ubicación de los sitios de muestreo en Tijuana y Tecate, Baja California, México.

Los sitios de muestreo se distribuyeron, aproximadamente en una línea que corre de oeste a este sureste y cuyos extremos (sitios UN y KU) se encuentran a 49.4 Km de distancia entre sí. Los sitios de muestreo de excretas y deposición se ubican en un área comprendida entre las coordenadas 32.5326354° Norte 116.9653764° Oeste y 32,3731666° Norte 116,5365147° Oeste, y a lo largo de un gradiente altitudinal que va de los 144 a los 622 msnm.

Tabla 3.3. Características de los sitios de muestreo.

Sitios urbanos				
Sitios	Superficie y altitud	Coordenadas geográficas	Cobertura del suelo	Características generales
UN	98.2 ha 160 msnm	32.5326354° N 116.9653764° O	59.2 % del área edificada, incluyendo edificios, estacionamientos, campos deportivos, áreas verdes. 40.8 % terrenos baldíos.	Este sitio es el campus de la Universidad Autónoma de Baja California con 32,000 estudiantes. En el terreno baldío quedan restos de vegetación nativa (arbustos y pastos), con charcas vernaes en época de lluvias. Está rodeado por zonas industriales y residenciales y por el Aeropuerto Internacional de Tijuana. Vialidades con alto tráfico (>35000 vehículos por día) (IMPLAN y ITDP, 2018).
PE	139 ha Msnm	32.5266121° N 116.9525969° O	75 % de terrenos baldíos y 25 % de área edificada	El sitio se encuentra entre dos vías de alto tráfico (>30240 y >24097 vehículos por día) (IMPLAN Tijuana, 2019). El terreno baldío tiene restos de vegetación nativa (compuesta por arbustos y pastos) y vegetación riparia debido a una fuga de un tanque de agua
Sitios periurbanos				
VP	137 ha 300 msnm	32.4306294° N 116.6727754° O	Un campus Universitario rodeado principalmente por ranchos y granjas	El sitio está aproximadamente a 36 km al E del centro de Tijuana. Las tierras de cultivo y los invernaderos usan métodos de acolchado. Otra actividad económica importante es la extracción de arena que produce un flujo constante de camiones que transportan arena por caminos no pavimentados (78 camiones por día) en las cercanías de los sitios de muestreo. Las muestras fueron recolectadas en los alrededores del Campus Valle Las Palmas de la UABC (5000 estudiantes). A unos dos kilómetros al norte del campus se encuentra un fraccionamiento habitacional con aproximadamente 1000 habitantes.
LLA	33 ha 325 msnm	32.4038937° N 116.7393678° O	El área está cubierta principalmente por pastizales	Este sitio se encuentra a 6.7 km al oeste del sitio VP. Está rodeado al este por un fraccionamiento habitacional, al norte por una maquiladora y al oeste por el principal relleno sanitario municipal. Hay tránsito continuo de camiones recolectores de basura por los caminos sin pavimentar de la zona.
Sitio rural				
KU	27 ha 620 msnm	32.3731666° N 116.5365147° O	El sitio tiene vegetación nativa constituida por arbustos y pastizales (chaparral)	Se encuentra en las tierras comunales de la comunidad indígena Kumiai de Juntas de Nejí y se encuentra aproximadamente a 51 km al SE de Tijuana. El ganado (vacuno, caprino y caballar) pasta de manera extensiva en la zona. Las muestras se recolectaron en el borde noroeste del área de Kumiai, que está cerca de una carretera secundaria.

3.5.1 Sitios urbanos

Sitio UN

El sitio UN está ubicado en el campus Otay de la Universidad Autónoma de Baja California. Este sitio se encuentra en la Mesa de Otay (160 msnm) adyacente a la frontera con Estados Unidos, tiene un área aproximada de 98.2 ha, de las cuales 59.2 % está ocupada por edificios, estacionamientos, calles y jardines. El resto de la superficie está ocupada por campos deportivos y terrenos baldíos. Algunos remanentes de vegetación nativa se conservan en los terrenos baldíos, en donde, además, durante la temporada de lluvias se forman charcas vernaes ofreciendo hábitat temporal a la vida silvestre (Figura 3.7).



Figura 3.7. Comparativo de (A) época de estiaje y (B, C y D) temporada de lluvias con formación de charcas vernaes en el campus universitario del sitio UN.

El campus universitario está rodeado por áreas industriales y residenciales, y colinda al norte con el Aeropuerto Internacional de Tijuana (Figura 3.8). Al sur y este del campus se localizan vialidades de alto tránsito vehicular (>35 000 vehículos por

día). En la intersección de estas vialidades (Boulevard Tecnológico y Av. Universidad) existe un aforo de 2,619 y 3,219 en las horas de máxima demanda matutina (7:00 a 8:00 h) y vespertina (17:00 a 18:00 h), respectivamente (IMPLAN y ITDP, 2018). Las muestras fueron recolectadas principalmente en las áreas verdes al este del área de edificaciones y en los campos deportivos.

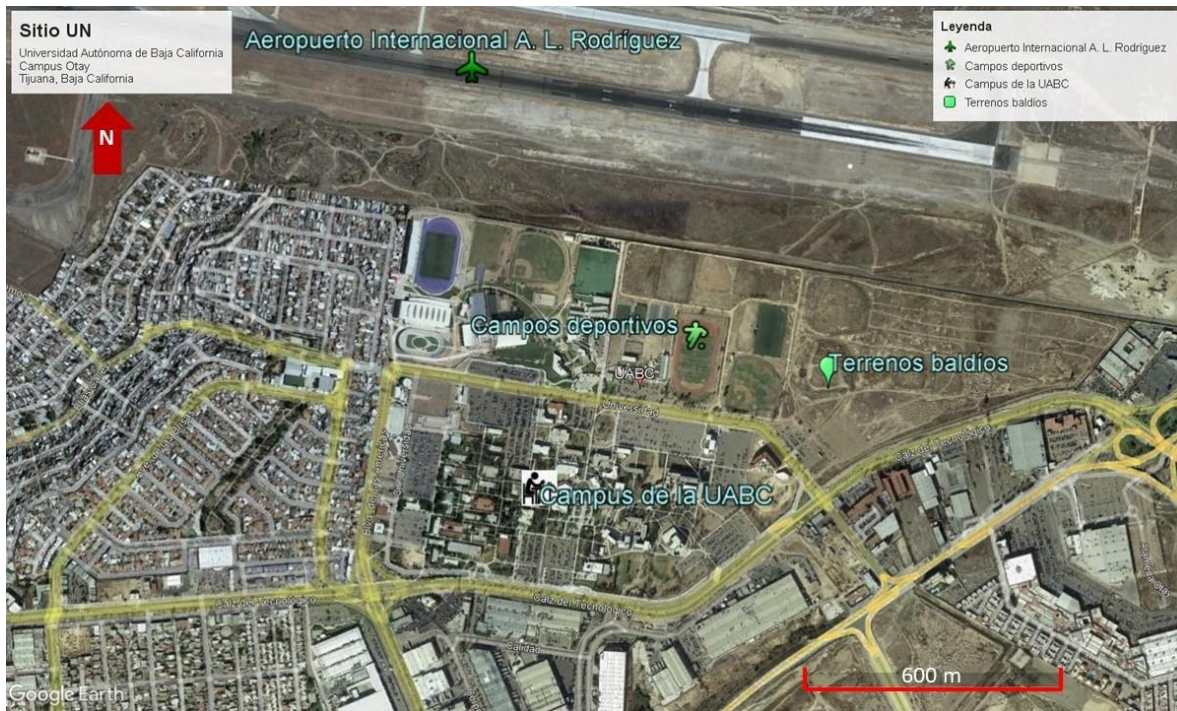


Figura 3.8. Mapa del sitio UABC Otay (UN).

Sitio PE

Está ubicado en la misma Mesa de Otay y se le conoce como La Pechuga porque las vialidades que delimitan el área le dan forma de una pechuga de pollo desde una vista aérea (Figura 3.9). La mayor parte del área (175 ha) son terrenos baldíos (75 %). El área construida está formada principalmente por edificaciones comerciales y residenciales. El consulado de Estados Unidos y una clínica de rehabilitación (CRIT de Teletón) se encuentran en el extremo sur. El sitio está localizado entre 2 vialidades de alto tráfico, el Blvr. Lázaro Cárdenas Pte. corre hacia el sur (>30,240 vehículos por día) y el Blvr. Lázaro Cárdenas Ote. que corre hacia el norte (>24.097 vehículos por día) (IMPLAN Tijuana, 2019). Este sitio se encuentra a aproximadamente 1,120m al sureste del sitio UN. Por razones de seguridad, las

muestras fueron recolectadas en la parte norte de la Pechuga, en la zona adyacente a la zona residencial. Los terrenos baldíos contienen remanentes de vegetación nativa y cerca de la zona donde se recolectaron las muestras existe vegetación riparia debido a que un tanque de almacenamiento del organismo operador de agua, En este caso la Comisión Estatal de Servicios Públicos de Tijuana (CESPT) había tenido fugas en meses anteriores.

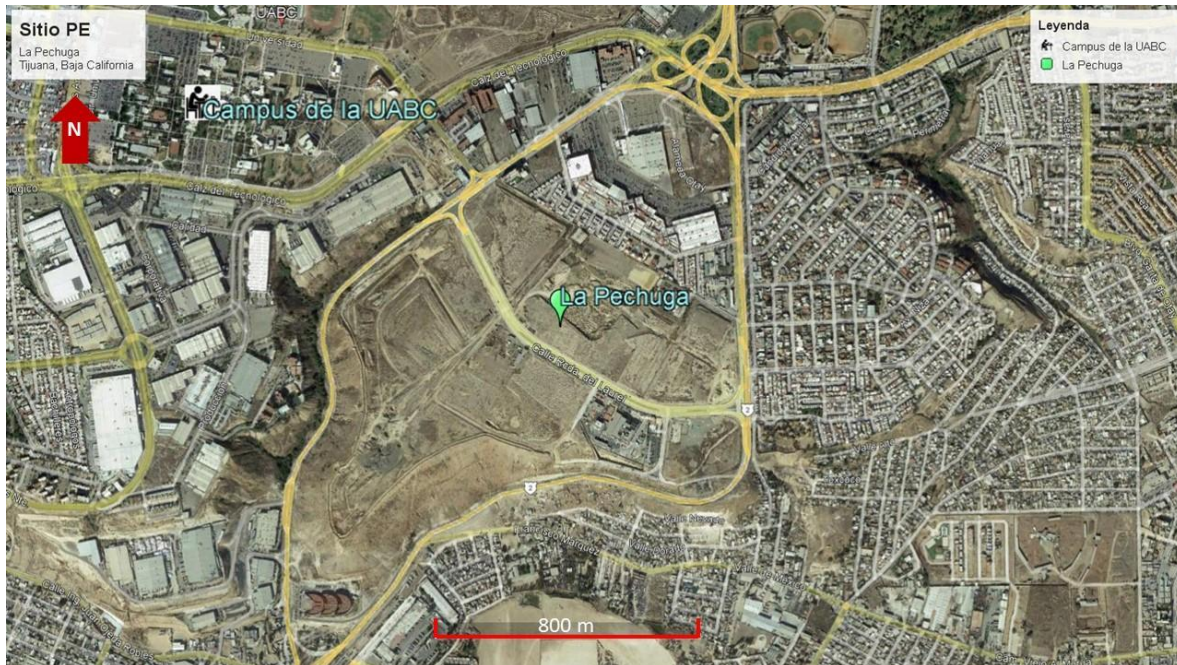


Figura 3.9. Mapa del sitio la Pechuga (PE).

3.5.2 Sitios periurbanos

Sitio VP

El sitio VP está ubicado en Valle de las Palmas que se encuentra a 300 msnm y aproximadamente a 36 km al este del centro de Tijuana ($32^{\circ}26'07.39''$). Su área aproximada es de 137 ha cuya superficie es ocupada principalmente por ranchos ganaderos y granjas. Los principales productos cultivados son pastos, aceitunas, avena y cebada forrajera. Las frutas y hortalizas son producidas en grandes invernaderos, o a cielo abierto usando métodos de acolchado plástico. Otra actividad económica importante es la extracción de arena extraída del cauce del arroyo Las Palmas, ubicado al sur de esta zona. La extracción de arena produce un

constante tránsito de camiones con tolvas de gran capacidad (hasta 60 ton) que transitan por caminos sin pavimentar cercanos a los sitios de muestreo (Figura 3.10). Un fraccionamiento habitacional, localizado a aproximadamente 2 km al norte del campus, tenía aproximadamente 1,000 habitantes cuando se tomaron las muestras. Los ranchos y granjas que rodean el campus universitario se encuentran comunicadas por medio de caminos de terracería. La densidad de tránsito en estos caminos se considera baja (<10,000 vehículos por día), pero en la principal vialidad (actualmente pavimentada casi en su totalidad). (Álvarez-Andrade y Ravelo-García, 2020) realizaron un aforo que arrojó un tránsito de 2,338 camiones de carga de arena por mes.



Figura 3.10. Mapa del sitio en donde se ubica la unidad UABC Valle de las Palmas (VP).

Sitio LLA

El sitio LLA se encuentra en un llano ubicado a 6.7 km al oeste del sitio VP ($32^{\circ}24'12.16''$), abarcando un área aproximada de 33 ha. Al este del sitio se encuentra un área residencial y al oeste se localiza el principal relleno sanitario del municipio de Tijuana (Figura 3.11). En la parte norte hay una empresa maquiladora y al sur se encuentran terrenos baldíos cubiertos con remanentes de vegetación nativa. Una vialidad pavimentada conecta esta área con la carretera Tijuana-Tecate

que se encuentra al norte; adicionalmente hay otros cuatro caminos de terracería que atraviesan la zona. Tanto las vialidades pavimentadas como las de terracería son de baja densidad vehicular (<10,000 vehículos por día). Sin embargo, camiones de basura continuamente están transitando por uno de los caminos de terracería que conecta con la vialidad principal.

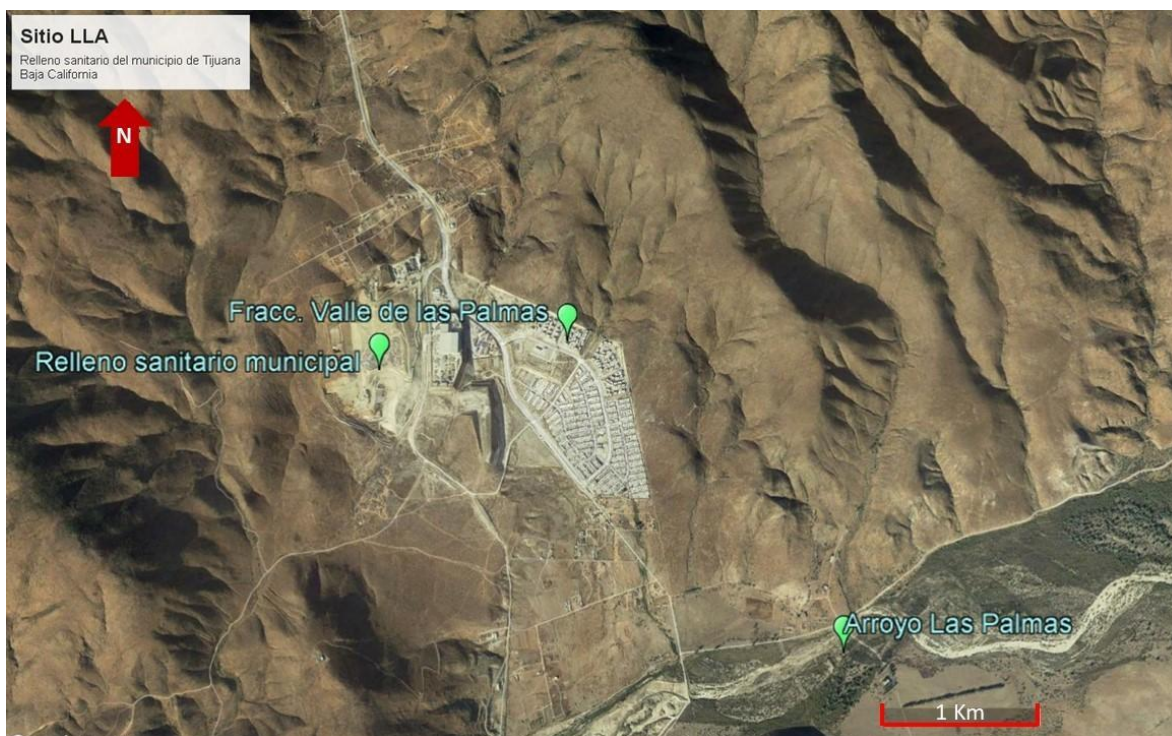


Figura 3.11. Mapa del sitio el llano entre el relleno sanitario del municipio de Tijuana al oeste y el fraccionamiento Valle de las Palmas al este (LLA).

3.5.3 Sitio rural

Sitio KU

El sitio KU se localiza en el municipio de Tecate, en las tierras comunales de la comunidad Kumiai de Juntas de Nejí, una de las etnias nativas de Baja California. Este se ubica aproximadamente a 51 km al sureste de Tijuana ($32^{\circ}21'50.44''$) y se extiende sobre aproximadamente 27 ha (620 msnm). Al sitio se llega por un tramo de carretera abandonada, a la altura del kilómetro 30.7 de la carretera Tecate-Ensenada (Figura 3.12). Se caracteriza por tener vegetación de chaparral, aunque en algunas zonas se nota la falta de follaje por el extenso ramoneo del ganado (ganado vacuno, caballar y caprino) que se come los brotes de las plantas, lo que

provoca una menor densidad vegetal. Las muestras fueron recolectadas en el extremo oeste de las tierras Kumiai que se encuentran cercanas a la carretera en desuso.

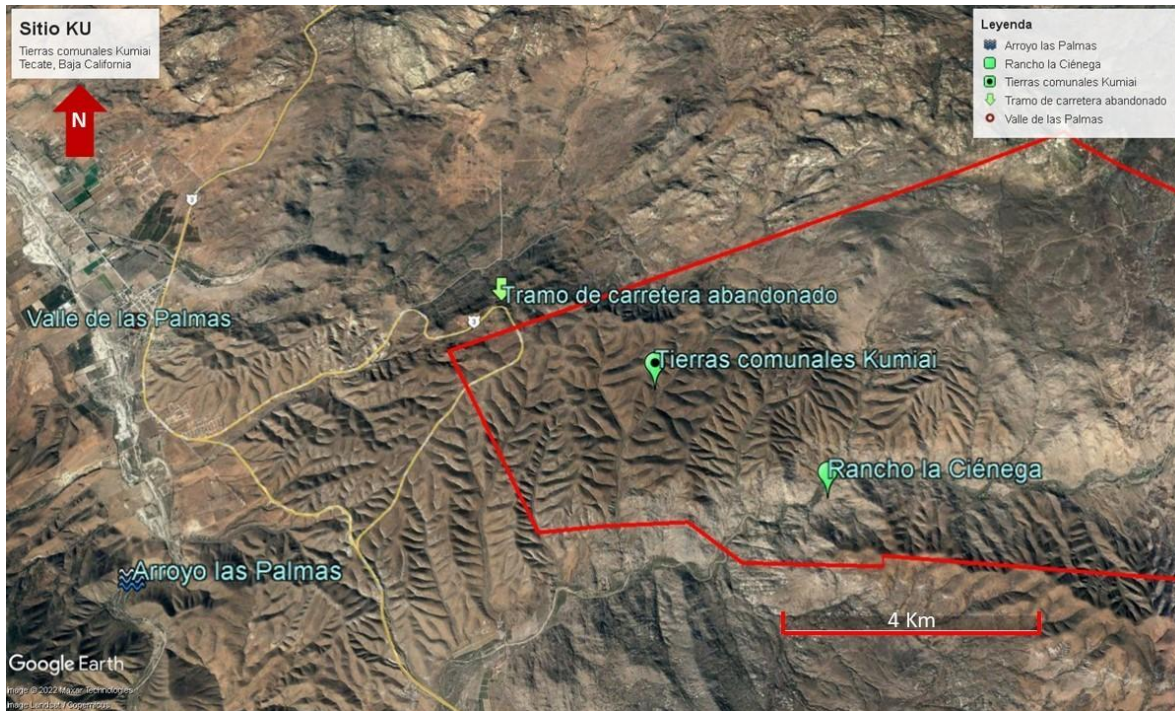


Figura 3.12. Mapa del sitio KU ubicado en las tierras comunales Kumiai.

4 Metodología

4.1 Muestreo de excretas

Se recolectaron 105 muestras con el propósito de cuantificar la presencia de MPs en excretas de lagomorfos. Las excretas fueron recolectadas de 5 sitios representativos de áreas con diferentes grados de perturbación antropogénica: Urbanas, periurbanas y rurales. Las muestras se recolectaron en diferentes fechas entre septiembre de 2018 y agosto de 2020 (Tabla 4.1).

Tabla 4.1. Fechas de colecta de las muestras de excretas.

Sitio	n	Fechas de colecta		
UN	17	08/10/18	28/02/19	05/03/19
			09/04/19	
PE	15	15/11/19	27/01/20	
VP	16	15/01/18	27/09/18	11/10/18
LLA	23	03/07/19	03/09/19	
KU	34	24/11/18	08/11/19	01/08/20

Los lagomorfos excretan pellas (*fecal pellets*, en inglés) en cúmulos de número variable también llamadas grupos fecales, que son relativamente fáciles de observar (Figura 4.1). El método de muestreo fue mediante transectos de entre 700 m y 2.3 km, recolectando a mano todas las pellas de cada letrina encontrada a lo largo de los recorridos. La mayoría de las excretas estaban deshidratadas al momento de la recolección. Estas fueron transportadas en contenedores de vidrio previamente enjuagados con agua desionizada y filtrada (filtro de fibra de vidrio Whatman 696), en los que se anotaron la fecha, hora y ubicación geográfica de cada muestra. La ubicación geográfica fue registrada con un GPS. Las muestras se almacenaron en los frascos en un lugar fresco y seco hasta procesarlos.

Las pellas de liebres y conejos se identificaron con base en el *Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México* de Aranda Sánchez (2016). El tamaño de las pellas varió dependiendo del contenido de humedad, la especie y el tamaño de los individuos (determinado por la edad). Las pellas de conejos adultos (*S. audubonii* y *S. bachmani* en el área de estudio) tienen forma redondeada irregular y de aproximadamente 1cm de diámetro. Mientras que las pellas de liebres adultas (*L. californicus*) son generalmente redondas aplanadas y de entre 1.0 y 1.5 cm de



Figura 4.1. Letrinas contiguas en las que pueden observarse diversas pellas de liebre.

diámetro (Figura 4.1). Las pellas de liebres juveniles son de menor tamaño y por lo tanto difíciles de diferenciar de pellas de conejos adultos (Aranda Sánchez, 2016; Arias-del Razo et al., 2012). En este estudio no se intentó identificar las pellas a nivel de especie.

4.2 Muestreo de deposición atmosférica

Se recolectaron 44 muestras de deposición en los mismos sitios en donde se tomaron las muestras de excretas con excepción del Sitio LLA, en donde no se encontró alguna edificación cercana que tuviera las mismas condiciones que los demás sitios, además de no reunir las condiciones de seguridad necesarias para preservar los recipientes recolectores de deposición. Durante el muestreo, se perdieron tres recipientes: dos fueron sustraídos y uno se quebró durante su manipulación. Los recolectores consistieron en recipientes redondos de vidrio refractario con diámetros de entre 21 y 25.5 cm y una profundidad de 20 cm.

Los recolectores fueron ubicados en el techo de edificaciones de un piso de altura (aproximadamente 2.5 m de altura) En el Sitio rural (KU), los recipientes se colocaron sobre rocas ubicadas en laderas y en la parte alta de una colina. En todos

los casos, excepto por el Sitio PE, se colocaron dos recipientes por sitio a una distancia de entre 200 y 780 m de las zonas de muestreo de excretas. En el sitio PE, el recipiente se ubicó a menos de 30 m de distancia de donde se recolectaron las excretas. En la zona rural, los recolectores se colocaron a una mayor distancia (2.7 km) de donde se muestrearon las excretas, pero con condiciones similares de uso de suelo.

Se midió la deposición a granel (bulk deposition, en inglés), por lo que se capturó tanto la sedimentación húmeda de partículas provocada por lluvia, gotas de niebla y rocío, como la seca, provocada por la fuerza de gravedad. Los recipientes se dejaron descubiertos a lo largo de cada estación del año (89 días en promedio), en un periodo que inició en junio de 2019 y terminó en junio de 2021. El periodo de recolección de muestras en el Sitio KU fue entre abril de 2021 y marzo de 2022 (Tabla 4.2).

Tabla 4.2. Fechas de colecta de las muestras de deposición. No se incluyeron las fechas de las muestras perdidas.

Sitio	n	Fechas de colecta
UN	15	30/08/2019, 04/12/2019, 19/03/2020, 25/09/2020, 18/12/2020, 26/03/2021, 16/06/2021
PE	7	13/12/2019, 19/03/2020, 11/06/2020, 16/10/2020, 12/01/2021, 26/03/2021, 24/06/2021
VP	14	18/09/2019, 03/12/2019, 25/03/2020, 12/06/2020, 25/09/2020, 18/12/2020, 26/03/2021, 17/06/2021
KU	8	08/06/2021, 14/09/2021, 29/09/2021, 09/03/2022

Después de cada periodo, los recipientes fueron inmediatamente cubiertos con papel aluminio y sustituidos por refractarios previamente lavados y enjuagados usando fibra natural y agua desionizada y filtrada (filtro Whatman 696). Los recipientes limpios también se mantuvieron totalmente cubiertos con papel aluminio hasta ser colocados en su respectivo sitio de muestreo (Figura 4.2).



Figura 4.2. Colocación de recipientes refractarios para recolectar deposición de MPs en techos de edificaciones de una planta.

4.3 Extracción de microplásticos de muestras de excretas

Las heces fecales de los lagomorfos son bolitas compactas (pellas) que están constituidas mayormente de material vegetal fibroso, restos de semillas trituradas, así como algunos restos de quitina de insectos. Son de color marrón claro a oscuro o verdoso, dependiendo del contenido de humedad y del tiempo que han estado expuestos a factores de meteorización.

En la fecha en que se procesaron las muestras en laboratorio, no se encontró en la literatura algún método estandarizado para extraer MPs de heces fecales, así como tampoco métodos de extracción de matrices biológicas que contuvieran altas concentraciones de materia vegetal. Por ello, se utilizó un método de separación por diferencia de densidad, aun cuando este método puede tener algunas limitaciones para separar plásticos de alta densidad (Liu et al., 2018; Monteiro y Pinto da Costa, 2022). La técnica de flotación por densidad no es suficiente para

separar los MPs, ya que las densidades de algunos desechos vegetales en las pellas, tal como He et al. (2018) encontró para los materiales orgánicos del suelo, suelen estar entre 1.0 y 1.4 g/cm³, son similares a varios tipos de plástico como el tereftalato de polietileno (PET) y el nylon. Por esta razón, se requirió una revisión más minuciosa bajo el microscopio para discriminar los MPs de otras partículas orgánicas. A pesar de las limitaciones antes descritas, el método de separación por densidad de NaCl tiene la ventaja de ser económico, el peligro químico es bajo y no representa riesgo ambiental.

De cada muestra se tomaron de dos a tres submuestras con un peso promedio de 0.85 g (10.5 pellas en promedio) con el propósito de hacer repeticiones. Como pretratamiento, las pellas se lavaron con agua desionizada filtrada (filtro de fibra de vidrio Whatman 696) usando el chorro de una piseta, para descartar contaminación externa y asegurarse que los MPs provienen del tracto digestivo. Las submuestras se dejaron remojar por unos minutos en agua desionizada y filtrada. Posteriormente, las pellas se trituraron en un mortero para desmenuzarlas.

A cada submuestra se le aplicó una solución filtrada (filtro Whatman 696) de 200 mL de solución salina (densidad de NaCl = 130 g/L) que se depositó en vasos de precipitado tapados con papel aluminio. La mezcla previamente agitada, se dejó reposar durante 24 h a temperatura ambiente (Figura 4.3).

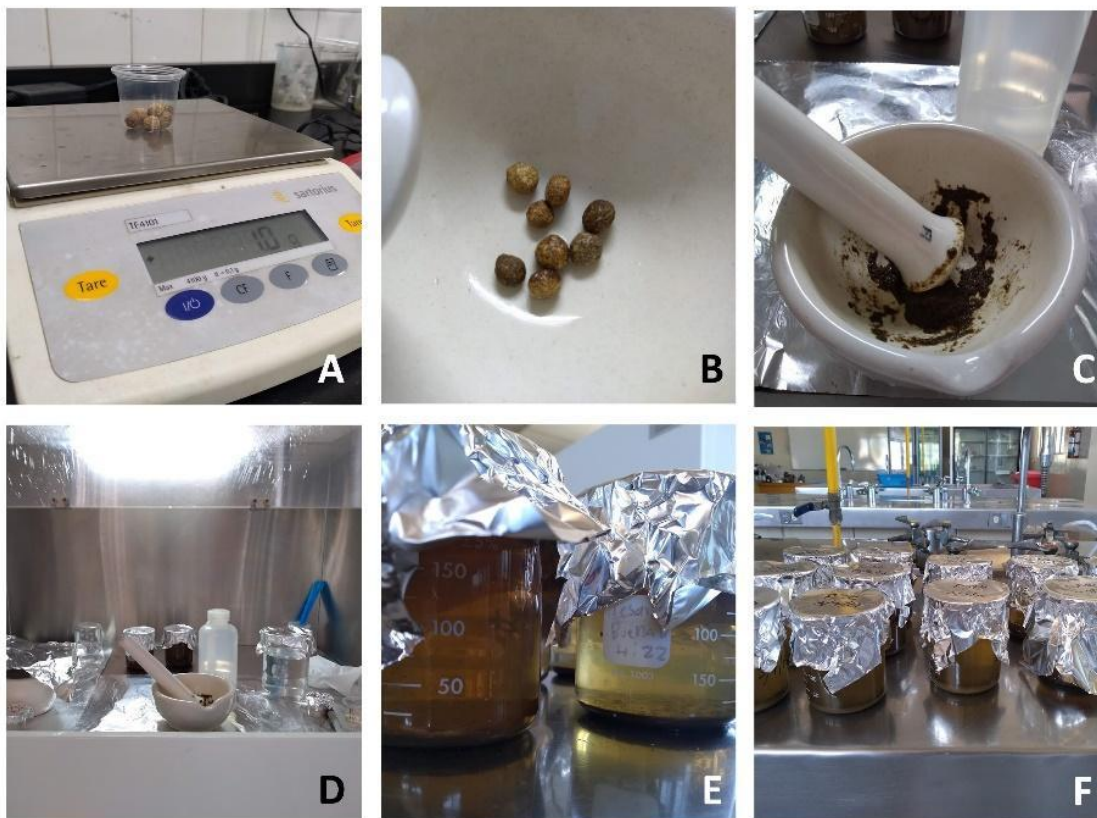


Figura 4.3. Procedimiento de extracción: Selección de la submuestra (A), molienda en mortero B y C), control de calidad en campana de flujo laminar (D), mezcla en solución de alta densidad (E) y reposo (F).

Cuando las muestras se decantaron, las partículas de plástico flotaron en la superficie de la solución, junto con algunas fibras naturales, y los materiales más densos permanecieron en la parte inferior del vaso de precipitado. Posteriormente, la solución resultante se filtró usando un filtro Whatman de fibra de vidrio grado 696 de 12.5 cm de diámetro. Una vez filtradas las submuestras, los filtros se depositaron en recipientes de vidrio con tapa y se dejaron secando en horno de un día para otro a 30 °C. A continuación, los filtros se montaron en placas de vidrio cuadradas de 15X15 cm, previamente lavadas con agua desionizada y filtrada y secadas en el horno para evitar su contaminación. Se dibujó una cuadrícula sobre los vidrios cuadrados con líneas cada 5 cm para facilitar el conteo (Figura 4.4).

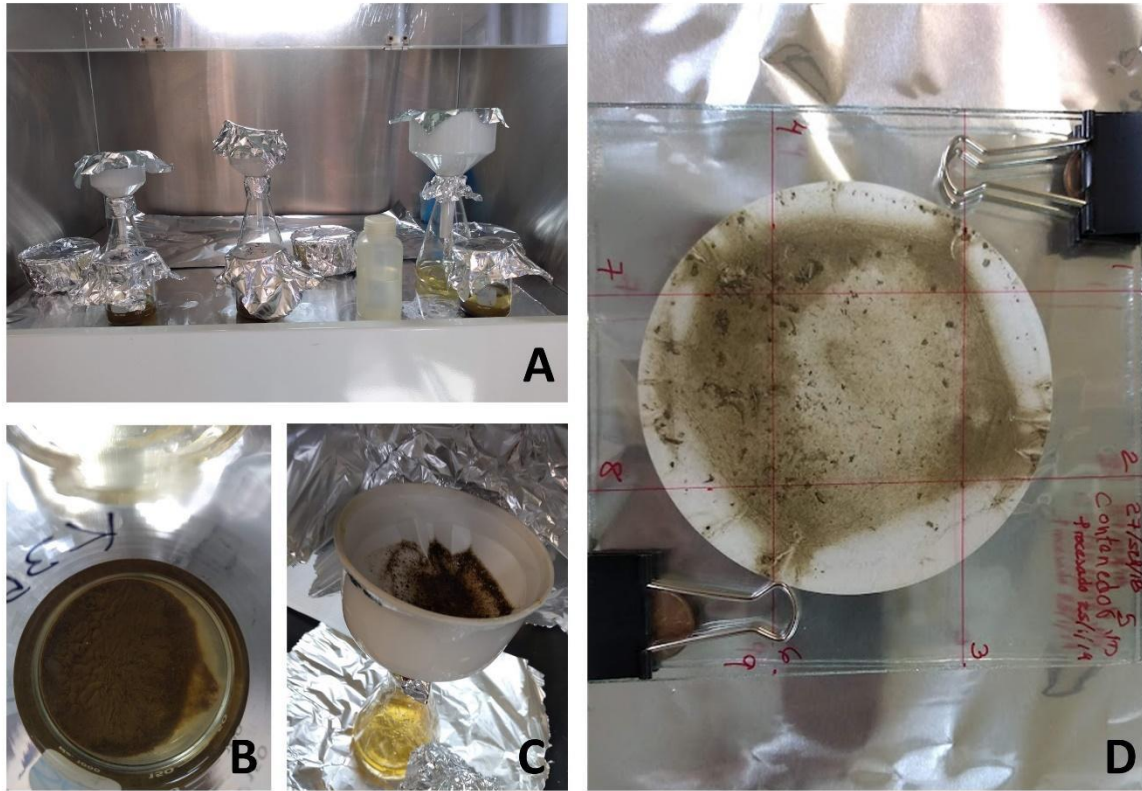


Figura 4.4. Filtrado de submuestras (A, B y C) y montaje de filtros en placas de vidrio (D).

4.4 Extracción de microplásticos de muestras de deposición

Dentro de una campana de flujo laminar, los recipientes refractarios se humedecieron con agua desionizada filtrada (filtro de fibra de vidrio Whatman 696), dejándolos remojar por unos minutos para ablandar las partículas adheridas a las paredes. Posteriormente, usando el chorro de una piseta se enjuagó de manera abundante el recipiente. El líquido resultante se filtró con un filtro Whatman 696, este último se puso a secar en el horno a 30 °C por unas horas dentro de un recipiente de vidrio con tapa a (Figura 4.5). Al igual que con los filtros de las muestras de excretas, los filtros se montaron en placas de vidrio de 15X15 cm, previamente marcadas con cuadrícula cada 5 cm.

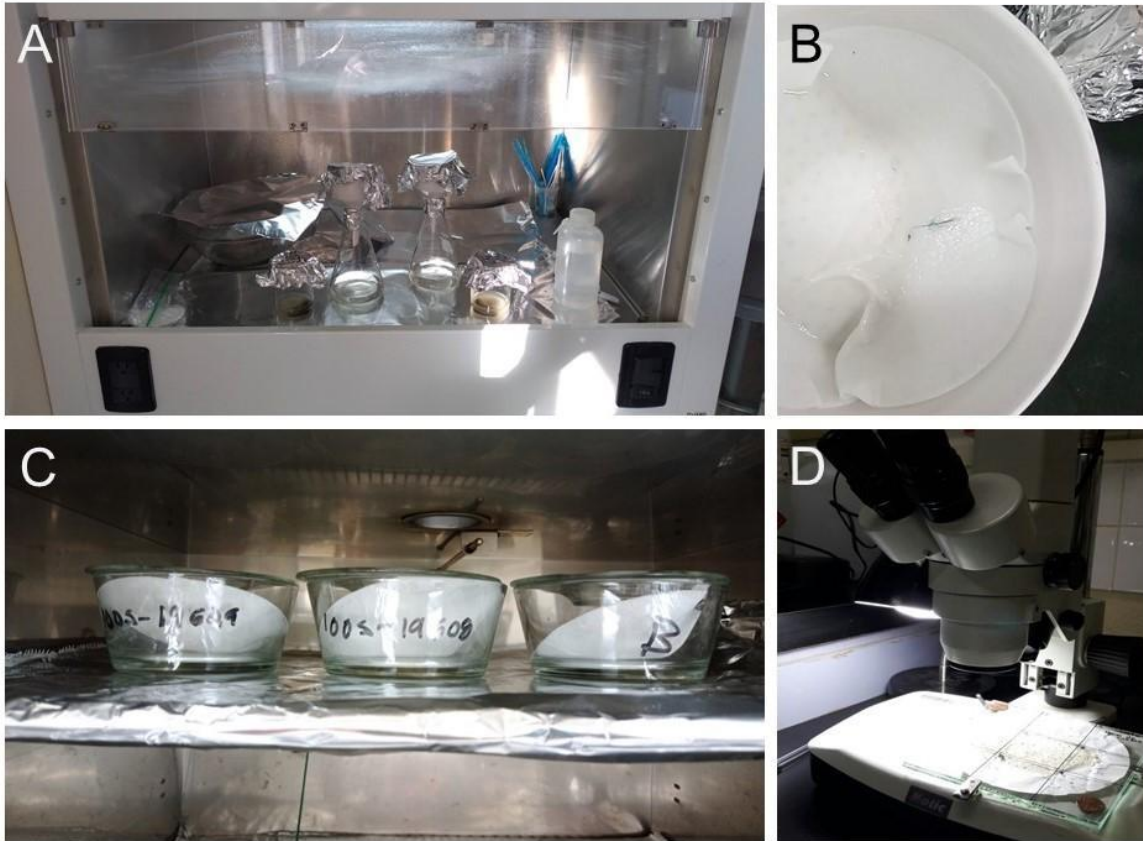


Figura 4.5. Procesamiento de muestras de deposición en la campana de flujo lamina, incluyendo remojo de refractarios y filtrado de contenido (A y B), colocación de filtros en recipientes de vidrio para su secado en horno (C) y montaje de filtros en placas de vidrio para caracterización de muestras (D).

4.5 Cuantificación, caracterización e identificación de microplásticos

Para realizar el conteo y caracterización visual, se utilizó un microscopio estereoscópico (Motic Digital DM143, Sistema NTSC con lentes W10×20). Los MPs se clasificaron en función de su morfología en fibras, fragmentos, películas y esferas. También se les clasificó por color, agrupando bajo un mismo color las diferentes tonalidades de un solo color primario. Mediante el software del microscopio Moticonnect® se midió la longitud de las partículas. Los datos de cuantificación y caracterización de los MPs de cada muestra se capturaron en archivos Excel para excretas y deposición.

La identificación de los MPs se realizó mediante espectroscopia infrarroja con transformada de Fourier con reflectancia total atenuada (FTIR ATR) (Thermo

Scientific Nicolet iS5). Las medidas se tomaron en modo reflexión en el rango de 400 a 4000 cm^{-1} , con 30 escaneos a una resolución de 10 cm^{-1} . La identificación de polímeros se realizó comparando las bandas de los grupos químicos funcionales específicos con los de la biblioteca de espectros de polímeros AIST (2022). Para facilitar el manejo y tener una mayor certidumbre en la identificación, se seleccionaron partículas mayores a 1 mm para el análisis por FTIR-ATR (Figura 4.6). En un archivo Excel se registraron las características morfológicas de las partículas identificadas con FTIR ATR.

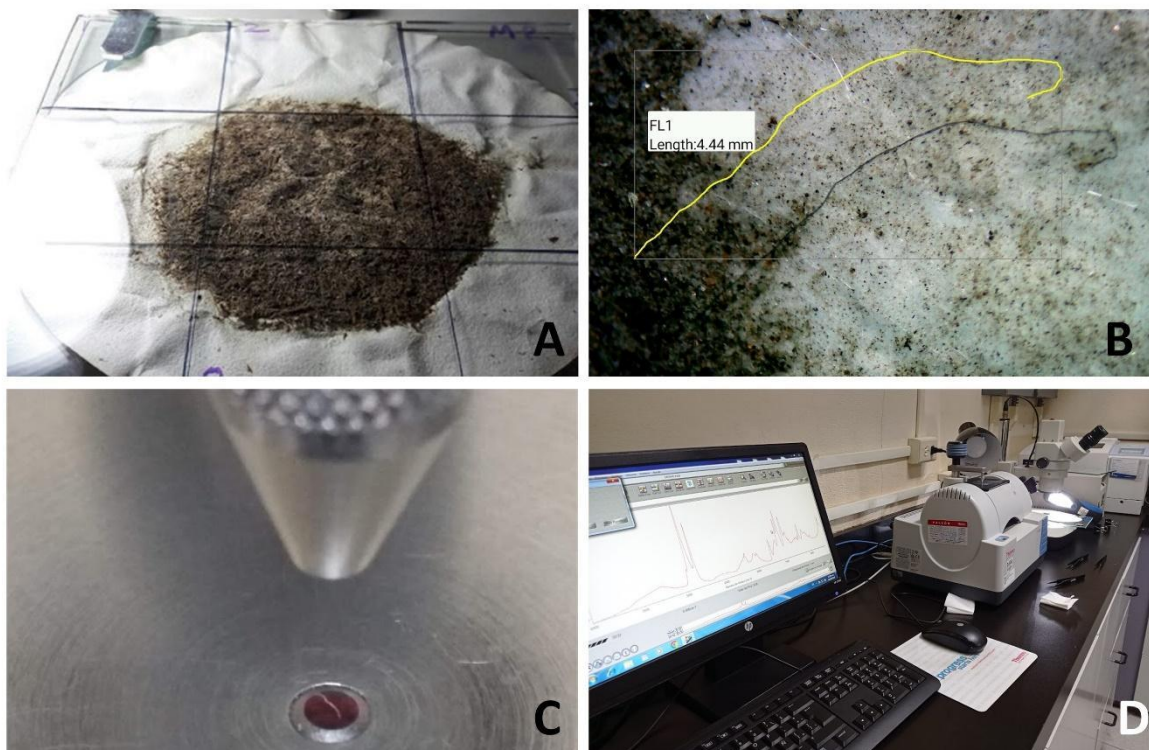


Figura 4.6. Identificación, cuantificación y medición con microscopio estereoscópico (A y B) y caracterización química con IR-ATR (C y D).

4.6 Control de calidad

Se prepararon controles para garantizar la calidad de los procedimientos y del análisis estadístico. Se efectuó al menos un blanco en cada una de las fases de procesamiento de muestras en laboratorio. Con base en el número de MPs presentes en los blancos, se determinó que tres MPs por muestra es el límite

superior, lo cual coincide con lo reportado en la literatura (Prata, Reis, et al., 2021). Los MPs capturados en los blancos de laboratorio eran fibras.

Para minimizar el riesgo de contaminación aérea y de superficies, cada jornada en el laboratorio inició con una limpieza completa de superficies con etanol al 40 % de volumen y el piso con líquido limpiador. Se usó ropa de algodón, así como batas de laboratorio de algodón durante el trabajo en laboratorio. En todas las ocasiones se limpió la superficie de la ropa con un rodillo atrapa pelusas. Con excepción de las pisetas, se usó material de vidrio y metal durante todo el proceso para descartar contaminación de las muestras.

Antes de usarse, el material también se lavó 3 veces con agua desionizada y filtrada (filtro Whatman 696) y la cristalería se secó en la incubadora con el fin de controlar su contaminación. Con el mismo fin, tanto el pretratamiento como el procesamiento de las muestras se realizaron en la campana de flujo laminar. Durante la preparación de la solución salina filtrada, del agua desionizada filtrada y las etapas de lavado de cristalería, se usó papel aluminio nuevo para tapar los recipientes y la cristalería.

4.7 Tratamiento estadístico de los datos

Para el análisis estadístico se utilizó software como Excel®, Minitab® y Origin®. Con el fin de caracterizar los datos de abundancia, morfología, color y tamaño, se utilizó la estadística descriptiva por sitio de muestreo y nivel de urbanización (urbano, periurbano y rural) para las muestras de excretas. Se analizó la distribución de frecuencias para todos los grupos de datos por número y longitud, confirmándose que no se ajustan a una distribución normal. Así mismo, se elaboraron gráficas de caja en las que los datos tampoco mostraron una distribución normal, por lo que se realizó una prueba de normalidad.

Con base en la prueba de Kolgomorov-Smirnov se encontró un valor-p <0.01. El valor p de las pruebas para los datos del número de MPs hallados por muestra y para su longitud resultó menor que el nivel de significancia ($\alpha = 0.05$), con lo cual se rechaza la hipótesis nula de que la distribución sigue una distribución normal y, por lo tanto, se concluyó que los datos no se ajustan a una distribución normal.

Se utilizó estadística inferencial no paramétrica, como la prueba de Mann-Whitney como prueba de hipótesis. Se utilizó la prueba de Turkey para identificar valores atípicos. La prueba de tabulación cruzada y Chi-cuadrada se usó para evaluar si algunas variables están asociadas ($\alpha = 0.05$ y una confiabilidad del 95 %).

En el caso de los datos de deposición, se calculó la tasa de deposición diaria mediante la ecuación 4.1, la cual se basa en la ecuación de Dämmgen et al. (2005) para la medición de la deposición total, húmeda y seca.

Ecuación 4.1

$$T_d = \frac{MP}{A * t}$$

En donde:

T_d es la tasa de deposición;

MP es el número de microplásticos;

A es el área del colector en m^2 ;

t es el número de días que el colector estuvo captando la muestra.

Para identificar y determinar la importancia de datos atípicos se utilizó la prueba de Turkey, un algoritmo en el que se establecen los umbrales inferior y superior multiplicando el rango intercuartílico por 1.5 con el fin de definir un rango de confianza. Con base en el resultado, se descartó un dato atípico para los sitios VP y KU.

5 Resultados y discusión

5.1 Dispersión y distribución de microplásticos en excretas

Las Figuras 5.1a y 5.1b muestran la distribución de frecuencias de los datos de abundancia (MPs/g) y los de longitud de los MPs hallados en excretas. En ambas figuras se muestra una distribución asimétrica positiva. El 85 % de las muestras tuvieron una abundancia de entre 0 y 10 MPs/g (Figura 5.1a) mientras que para la distribución de longitudes de los MPs identificados, el 71 % de los datos de longitud se encontraron dentro de los intervalos que van de 0.02 a 1 mm (Figura 5.1b) La distribución asimétrica que muestran los datos de abundancia y longitud indican que estos no se ajustan a una distribución normal.

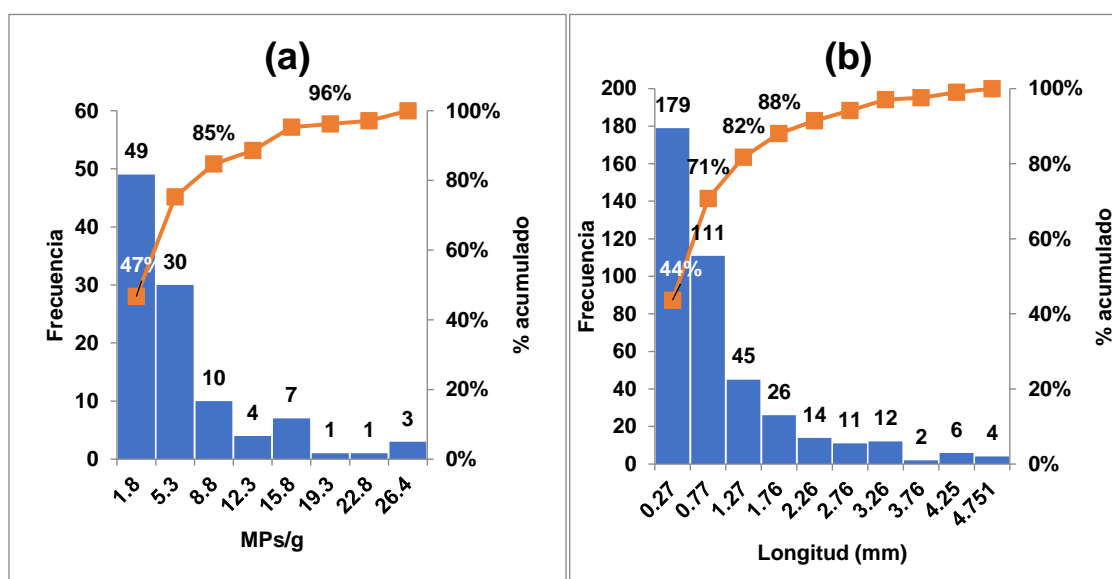


Figura 5.1. Frecuencia absoluta, relativa y acumulada de los datos (a) número de MPs/g y (b) longitud de los MPs hallados en excretas.

Para comprobar que las concentraciones y longitudes de MPs no se ajustan a una distribución normal se realizó la prueba de Kolmogórov-Smirnov, mediante el software Minitab® 16.1.0. (2010).

Como puede observarse en las Figura I.1 del Anexo I, mediante la Prueba de Kolmogórov-Smirnov se encontró un valor- $p = 0.01$. El valor- p de las pruebas para

los datos del número de MPs hallados por gramo de excretas, así como para su longitud resultó menor que el nivel de significancia ($\alpha = 0.05$), rechazándose así la hipótesis nula de que la distribución sigue una distribución normal y se concluye que los datos no se ajustan a una distribución normal. Por lo cual, se utilizaron pruebas no paramétricas para el análisis de los datos y la prueba de la hipótesis.

5.2 Prevalencia y abundancia de microplásticos en excretas

5.2.1 Prevalencia de microplásticos en excretas

Se encontraron MPs en el 49 % de las 105 muestras de excretas de lagomorfos (positivos a plástico >3 MPs), con un rango de abundancia de entre 0 y 28.1 MPs/g y una mediana de 3.9 MPs/g (Tabla 5.1). El mayor porcentaje de muestras positivas a MPs (71 %) se encontró en el sitio UN, seguido por el sitio VP (56 %) y el sitio KU (44 %). Cuarenta y tres por ciento de las muestras del sitio LLA y el 33 % de las muestras del sitio PE fueron positivas. Thrift et al. (2022) no encontraron MPs en 5 muestras de heces del conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*). Sin embargo, encontraron una prevalencia del 16.5 % de muestras positivas en el total de heces analizadas de cuatro de las siete especies de pequeños mamíferos estudiadas en el Reino Unido.

Tabla 5.1. Porcentaje de muestras positivas y estadísticas descriptivas de abundancia (MPs/g) en heces de lagomorfos por sitio de muestreo.

Nivel de urbanización	Sitio	No. de muestras (n)	Positivos (%)	Abundancia (MPs/g)					
				Media	Mediana	DE	CV	MIN	MAX
Urbano	UN	17	71	9.4	9.2	6.9	0.73	0	21.8
	PE	15	33	3.0	2.5	2.5	0.82	0	8.6
Periurbano	VP	16	56	9.9	5.1	9.9	1.0	1.4	28.1
	LLA	23	43	4.6	3.6	4.3	0.93	0.0	14.3
Rural	KU	34	44	3.4	3.2	2.9	0.83	0.0	8.8
TOTAL		105	49	5.6	3.9	6.1	1.1	0.0	28.1

Aunque el sitio UN mostró la mayor proporción de muestras positivas para MPs, la prueba de tabulación cruzada mostró que no existen diferencias entre la prevalencia

de MPs en los diferentes sitios según su nivel de urbanización ($X^2 = 5.580$, $GL = 4$, $\rho = 0.233$). Esto es similar a los resultados reportados por Thrift et al. (2022), quienes no encontraron diferencias en la proporción de muestras positivas entre ubicaciones urbanas, periurbanas y rurales. En contraste, Hornek-Gausterer et al. (2021) encontraron al menos una partícula en cada muestra fecal recolectada del recto de cuatro especímenes silvestres de la liebre parda europea (*Lepus europaeus*) capturados en Alemania y Austria. Estos resultados son inferiores a los obtenidos en este estudio, probablemente debido a diferencias climáticas entre las áreas de muestreo. La mayor precipitación pluvial en el Reino Unido y Alemania probablemente tiene un efecto de “lavado” de la superficie de las hojas de la vegetación que constituye el alimento de conejos y liebres. También podrían considerarse las diferencias de los tipos de vegetación; sin embargo, tanto la liebre europea como los lagomorfos del presente estudio habitan vegetación baja y poco densa, con predominancia de pastos como la estepa y el chaparral modificado, por lo que es difícil que los MPs queden atrapados en vegetación mediana a alta lejos del alcance de los lagomorfos. Otro factor es la cantidad de basura plástica que se observó en todos los sitios de muestreo de este estudio debido a la gestión inadecuada de los residuos sólidos y factores culturales.

Si bien nuestros resultados de prevalencia y abundancia son más altos que los mencionados en estudios anteriores, la abundancia de MPs puede haber sido subestimada debido al uso de la solución de NaCl como método de separación.

5.2.2 Abundancia de microplásticos en excretas

La mediana más alta de abundancias de MPs fue encontrada en el sitio UN (9.2 MPs/g), seguida por el sitio VP (5.1 MPs/g). El resto de los sitios de muestreo (PE, LLA y KU), mostraron valores de medianas de abundancia muy similares (2.5, 3.6 y 3.2 MPs/g, respectivamente), aunque están ubicados en diferentes niveles de urbanización.

Al comparar la abundancia de MPs entre los sitios PE, LLA y KU (Tabla 5.2) mediante la prueba U de Mann-Whitney ($\alpha = 0.05$) no se encontró diferencia estadística significativa entre las medianas (MW: PE = LLA, $\rho = 0.4023$; PE = KU, ρ

= 0.7685; LLA = KU, $\rho = 0.5409$). Aunque el Sitio PE está rodeado de zonas urbanizadas, en este sitio existe poca actividad humana, debido a que es un terreno privado baldío cercado y las vialidades más cercanas están aproximadamente a 300 m de distancia. Así, las características de este sitio son comparables a un sitio rural o periurbano. Además, no se observaron tiraderos clandestinos de basura en este sitio durante el muestreo. La presencia de MPs en el sitio PE puede deberse a la deposición atmosférica y al desprendimiento de fibras de la ropa.

Tabla 5.2. Resultados de pruebas de Mann-Whitney para probar que la hipótesis nula de que las medianas entre sitios urbanos, periurbanos y rurales son iguales (nivel de significancia de 0.05).

URBANO VS. PERIURBANO			URBANO VS. RURAL		
Prueba de Mann-Whitney e IC: PE, LLA			Prueba de Mann-Whitney e IC: PE, KU		
	N	Mediana		N	Mediana
PE	15	2.500	PE	15	2.500
LLA	23	3.636	KU	34	3.167
La estimación del punto para ETA1-ETA2 es -0.642			La estimación del punto para ETA1-ETA2 es 0.000		
95.1 El porcentaje IC para ETA1-ETA2 es (-2.853,1.113)			95.0 El porcentaje IC para ETA1-ETA2 es (-2.222,1.223)		
W = 264.0			W = 361.0		
Prueba de ETA1 = ETA2 vs. ETA1 no es = ETA2 es significativa en 0.4030			Prueba de ETA1 = ETA2 vs. ETA1 no es = ETA2 es significativa en 0.7696		
La prueba es significativa en 0.4023 (ajustado por empates)			La prueba es significativa en 0.7685 (ajustado por empates)		
PERIURBANO VS. RURAL					
Prueba de Mann-Whitney e IC: LLA, KU					
	N	Mediana		N	Mediana
LLA	23	3.636	KU	34	3.167
La estimación del punto para ETA1-ETA2 es 0.623					
95.0 El porcentaje IC para ETA1-ETA2 es (-1.121,2.520)					
W = 705.0					
Prueba de ETA1 = ETA2 vs. ETA1 no es = ETA2 es significativa en 0.5419					
La prueba es significativa en 0.5409 (ajustado por empates)					

Por el contrario, cuando se comparan los sitios urbanos (Sitios UN y PE), la mediana del sitio PE es significativamente diferente a la del sitio UN (MW: PE \neq UN, $\rho = 0.0119$). Esto indica que la abundancia en el sitio UN es mucho más alta que la abundancia observada en el sitio PE, lo cual podría deberse a un mayor número de fuentes potenciales de MPs en el sitio UN, tales como la resuspensión de MPs

debido al tráfico vehicular, actividades deportivas, deposición de MPs y MPs secundarios debido a la fragmentación de artículos de plásticos. De manera similar, también se encontró diferencia significativa entre las medianas de ambos sitios periurbanos VP y LLA (MW: VP \neq LLA, $p = 0.0412$). En la Tabla 5.3 se muestran los valores p de las pruebas de Mann-Whitney.

Las actividades intensivas que ocurren en el sitio VP, ubicado en la periferia de Tijuana, lo hacen muy diferente del sitio LLA. Cerca del sitio VP conviven diariamente alrededor de 5,000 personas del campus Valle de las Palmas de la UABC, lo cual puede explicar la presencia de fibras en las muestras. El polvo acumulado en las calles y caminos periurbanos y rurales es fuente de diversos contaminantes, entre los que se encuentran los MPs. El tránsito constante de tractocamiones que acarrear arena contribuye a la trituración, resuspensión y deposición, tanto de MPs originados localmente como de aquellos transportados a largas distancias y que terminan depositándose en todo tipo de superficies, incluyendo la vegetación. Como lo apuntaron Su et al. (2020), el polvo que se acumula en los caminos puede convertirse en una fuente de contaminación a pesar de que las calles se barran o se realicen otros procesos de limpieza.

Además, algunas de las muestras se recolectaron cerca de los contenedores de basura del campus. De la misma manera, algunas parcelas agrícolas en los alrededores del área de muestreo usan acolchado con polietileno. La falta de servicios de recolección de basura en las inmediaciones de este sitio de muestreo, han generado varios tiraderos clandestinos en la zona. Un estudio reciente realizado por Yin et al. (2020) encontraron que las concentraciones de MPs en los sedimentos de un lago eran más altas en áreas rurales que en las urbanas. argumentaron que esta diferencia se debía al tratamiento deficiente de las aguas residuales y al mal manejo de los residuos sólidos, práctica común en áreas rurales de los países en desarrollo. En otros estudios de sedimentos en cuerpos de agua dulce han encontrado resultados variados en cuanto a la naturaleza de los sitios muestreados, que apuntan a que existen diversas variables, más allá de la densidad poblacional

y la provisión de servicios públicos que pueden explicar la abundancia de MPs en los cuerpos de agua dulce (S. Klein et al., 2015; Y. Xu et al., 2021).

Resultados similares encontraron Klein y Fischer (2019), para el caso de deposición atmosférica en el área metropolitana de Hamburgo, Alemania, quienes hallaron altas concentraciones en los sitios de muestreo rurales, que podrían deberse a las actividades agrícolas y a la cercanía a carreteras. La abundancia de MPs en zonas rurales se correlacionaba significativamente con la dirección del viento. Por el contrario, Su et al. (2020) encontraron una gran variación en la abundancia de MPs (de 20.6 a 529.3 partículas/kg) en muestras de polvo acumulado en calles. Esta abundancia estuvo correlacionada con la densidad poblacional de los sitios de muestreo de áreas urbanas y rurales de Victoria, Australia.

Tabla 5.3. Pruebas de Mann-Whitney para probar la H0: UN = PE (sitios urbanos) y H0: VP = LLA (sitios periurbanos) que las medianas son iguales ($\alpha = 0.05$).

URBANO VS. URBANO			PERIURBANO VS. PERIURBANO		
Prueba de Mann-Whitney e IC: PE, UN			Prueba de Mann-Whitney e IC: VP, LLA		
	N	Mediana		N	Mediana
PE	15	2.500	VP	16	5.10
UN	17	9.232	LLA	23	3.64
La estimación del punto para ETA1-ETA2 es -5.811			La estimación del punto para ETA1-ETA2 es 1.94		
95.0 El porcentaje IC para ETA1-ETA2 es (-11.140,-1.688)			95.3 El porcentaje IC para ETA1-ETA2 es (0.03,5.39)		
W = 180.5			W = 392.0		
Prueba de ETA1 = ETA2 vs. ETA1 no es = ETA2 es significativa en 0.0120			Prueba de ETA1 = ETA2 vs. ETA1 no es = ETA2 es significativa en 0.0412		
La prueba es significativa en 0.0119 (ajustado por empates)			La prueba es significativa en 0.0412 (ajustado por empates)		

Como puede observarse en la Tabla 5.4, excluyendo del análisis los datos del sitio PE, se encontró un valor $\rho = 0.0030$ al comparar las medianas de los sitios UN y KU (urbano vs. rural), un valor $\rho = 0.0311$ al comparar las medianas de los sitios VP y KU (periurbano y rural), y un valor $\rho = 0.0200$ al comparar las medianas de los sitios UN y LLA (urbano vs. periurbano). Estos valores fueron menores que el nivel de significancia $\alpha = 0.05$, a un nivel de confianza del 95 %, por lo que se concluye que las medianas (MPs/g) son significativamente diferentes entre los sitios urbanos y

rurales, entre los periurbanos y rurales y entre los urbanos y periurbanos. Por lo tanto, se prueba la hipótesis de trabajo de que muestras de excretas de sitios con mayores niveles de urbanización tienen más abundancia de MPs que los sitios con un menor grado de urbanización.

Tabla 5.4. Resultados de pruebas U de Mann-Whitney para probar la hipótesis nula de que las medianas entre sitios UN (urbano), VP (periurbano) y KU (rural) son iguales ($\alpha = 0.05$).

URBANO VS. RURAL			PERIURBANO VS. PERIURBANO		
Prueba de Mann-Whitney e IC: UN, KU			Prueba de Mann-Whitney e IC: VP, KU		
	N	Mediana		N	Mediana
UN	17	9.232	VP	16	5.103
KU	34	3.167	KU	34	3.167
La estimación del punto para ETA1-ETA2 es 5.247			La estimación del punto para ETA1-ETA2 es 2.572		
95.1 El porcentaje IC para ETA1-ETA2 es (1.699,9.713)			95.1 El porcentaje IC para ETA1-ETA2 es (0.303,5.394)		
W = 590.5			W = 512.0		
Prueba de ETA1 = ETA2 vs. ETA1 no es = ETA2 es significativa en 0.0031			Prueba de ETA1 = ETA2 vs. ETA1 no es = ETA2 es significativa en 0.0314		
La prueba es significativa en 0.0030 (ajustado por empates)			La prueba es significativa en 0.0311 (ajustado por empates)		
URBANO VS. PERIURBANO					
Prueba de Mann-Whitney e IC: UN, LLA					
	N	Mediana			
UN	17	9.232			
LLA	23	3.636			
La estimación del punto para ETA1-ETA2 es 4.202					
95.1 El porcentaje IC para ETA1-ETA2 es (0.474,9.231)					
W = 434.0					
Prueba de ETA1 = ETA2 vs. ETA1 no es = ETA2 es significativa en 0.0200					
La prueba es significativa en 0.0200 (ajustado por empates)					

5.3 Caracterización de los microplásticos hallados en excretas

5.3.1 Morfología de los microplásticos

Las fibras fueron la forma predominante encontrada en casi todos los sitios de muestreo, excepto en el Sitio VP, en donde 53 % de los MPs hallados fueron fragmentos (Figura 5.2a). El porcentaje total de fibras en todos los sitios fue de 57 %, seguido de fragmentos (35 %) y en menor porcentaje películas (5 %) y esferas (3 %) (Figura 5.2b). El rango porcentual de fibras estuvo entre el 38 y el 67 % en los

diferentes sitios de muestreo, lo que no sorprende dado que las fibras son la forma predominante que ha sido encontrada en diferentes compartimentos ambientales (Chen et al., 2020; Dris et al., 2016; Horn et al., 2019; Piñón-Colin et al., 2020, 2018; Sutton et al., 2016; Yin et al., 2020).

Por otra parte, el rango porcentual de los fragmentos hallados en los sitios fue de entre 24 y 53 %, encontrándose el porcentaje más alto en el Sitio VP (53 %) y el más bajo en los Sitios UN y LLA (24 % cada uno). Los rangos porcentuales de películas y esferas estuvieron entre 0 y 9 %, y 0 y 6 %, respectivamente.

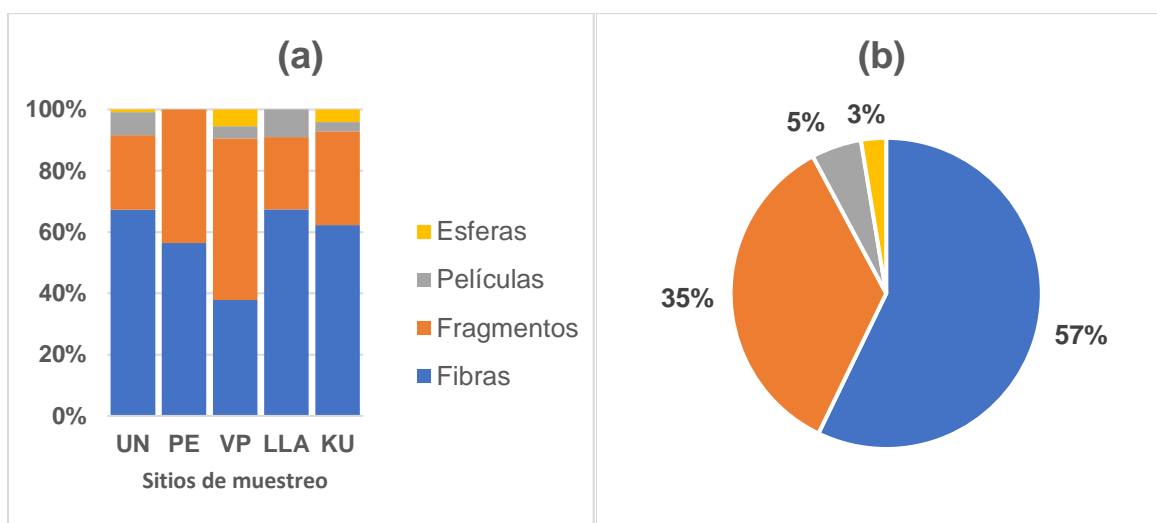


Figura 5.2. Formas de MPs halladas en excretas (a) Porcentaje por sitio de muestreo y (b) Porcentaje total de formas de MPs encontrados en las muestras.

La prueba de Chi-cuadrada mostró una asociación entre la forma de los MPs y el sitio de muestreo ($\chi^2 = 48.13$, GL = 12, $p = 0.00$). Por ejemplo, las fibras fueron la forma predominante encontrada en casi todos los sitios de muestreo, excepto en el sitio VP.

La Tabla 5.5 muestra los resultados del análisis la tabulación cruzada. Este análisis contrasta los valores encontrados (conteo) con los esperados (conteo esperado), tal como pueden observarse en la primera y segunda fila de la celda de cada sitio de muestreo, respectivamente; así como los residuos estandarizados, que son los residuos sin procesar divididos entre la raíz cuadrada de los conteos esperados (tercera fila de la tabla de cada sitio de muestreo). El conteo esperado es la

frecuencia que se esperaría en una celda, en promedio, si las variables *Forma de los MPs* y *Sitio de muestreo* fueran independientes, por lo que si el valor encontrado (conteo) es mayor al valor esperado se infiere una asociación positiva entre las variables analizadas que se ve reflejado en un residuo estandarizado. El valor de este último será más grande, mientras más fuerte sea la asociación entre las variables (resaltado en verde/negritas); y viceversa, un valor menor indicaría menor asociación (resaltado en amarillo/cursivas). Con base en la tabulación, se puede inferir una asociación positiva (mayor frecuencia que la esperada) entre los sitios UN y LLA con las fibras y una asociación negativa con los fragmentos (menor frecuencia que la esperada), como muestran los residuos estandarizados. Por su parte, el sitio VP presenta una asociación positiva con los fragmentos y negativa con las fibras. En el caso de películas, estas se asocian más con el sitio PE, mientras que las esferas se asocian con todos los sitios, con excepción del sitio VP.

Tabla 5.5. Tabulación cruzada de las variables forma de los MPs y sitio de muestreo. Se muestra el valor encontrado, el esperado y los residuos estandarizados.

Sitio	Fibras	Fragmentos	Películas	Esferas	Total
UN	72 61.176 1.384	26 37.45 -1.871	8 5.583 1.023	1 2.791 -1.072	107
PE	22 22.298 -0.063	17 13.65 0.907	0 2.035 -1.426	0 1.017 -1.009	39
VP	48 72.611 -2.888	67 44.45 3.382	5 6.626 -0.632	7 3.313 2.026	127
LLA	60 50.885 1.278	21 31.15 -1.819	8 4.643 1.558	0 2.322 -1.524	89
KU	61 56.03 0.664	30 34.3 -0.734	3 5.113 -0.934	4 2.557 0.903	98
Total	263	161	24	12	460

Contenido de la celda (por fila):
 Conteo
 Conteo esperado
 Residuos estandarizados

El mayor porcentaje de fragmentos encontrados en el Sitio VP puede deberse a la gran cantidad de partículas resuspendidas debido al tránsito vehicular en los caminos de terracería cercanos y a los fuertes vientos característicos de la zona. La presencia de películas y esferas fue baja en todos los sitios de muestreo.

Las microperlas (microbeads), algunas de las cuales tienen una forma esférica, se han asociado con las aguas residuales porque provienen principalmente de productos cosméticos (Campanale et al., 2022; Duis y Coors, 2016; Godoy et al., 2019; Leslie, 2014); sin embargo, también se utilizan ampliamente para granallado industrial (Thompson, 2015). En consonancia con nuestros hallazgos en los sitios VP y KU, Yang et al. (2022) encontraron que las aguas residuales provenientes de zonas rurales contuvieron mayor porcentaje de partículas esféricas (44 %) que las aguas residuales industriales (25 %) y urbanas (35 %). Los autores dedujeron que las esferas podrían provenir de las necesidades diarias de los habitantes y de los materiales plásticos que fácilmente se degradan, como los plásticos reciclados.

Por su parte, Abbasi et al. (2019) encontraron que las esferas plásticas eran la forma dominante en muestras de sedimentos de calle y el polvo resuspendido. La presencia de esferas en el sitio VP puede estar relacionada con una corriente de aguas residuales que fluye cerca de los sitios de muestreo (<100 m) y la resuspensión del polvo de los caminos de terracería. Diversos estudios experimentales han encontrado que MPs como las nano y microesferas pueden ser absorbidos por las raíces, brotes y hojas de las plantas (L. Li et al., 2019), o se adhieren a los poros de las semillas (Bosker et al., 2019).

El otro sitio donde se encontraron esferas fue el Sitio KU (4 MPs). Si bien no se ha identificado una fuente evidente en este sitio, el origen más probable podría ser la deposición atmosférica favorecida por los vientos Santa Ana, así como por la dirección de los vientos dominantes en la cuenca del río Tijuana con orientación NO-SE, que favorecen el acarreo de contaminantes desde el área urbana de Tijuana e incluso desde más allá de la frontera (Jauregui-Ostos, 1981). Los factores anteriores se suman a un mal manejo de los desechos plásticos en zonas cercanas al sitio de muestreo. Este último factor coincide con el estudio

5.3.2 Tamaño de los microplásticos

El porcentaje de MPs por rango de tamaño se muestran en la Figura 5.3b. La media calculada fue de 0.93 mm \pm 0.99 (mediana 0.60 mm, rango 0.02 – <5 mm). Los resultados indican que la mayoría de los MPs encontrados en muestras de excretas tenían una longitud inferior a 1 mm, siendo los porcentajes más altos aquellos menores de 0.5 mm (43 %) y los comprendidos entre 0.5 y <1 mm (31 %), seguidos de los de tamaño entre 1 y <2 mm (17 %). Un pequeño porcentaje (9 %) de MPs tenía entre 2 y <5 mm de longitud.

Por sitios de muestreo, el rango porcentual de MPs menores a 1 mm fue de entre 63 y 74 %. Se encontraron los porcentajes más altos en el sitio rural (Sitio KU) y en el sitio urbano (Sitio UN), ambos con un 74 %; mientras que el porcentaje más bajo se encontró en el sitio periurbano LLA (Figura 5.3a).

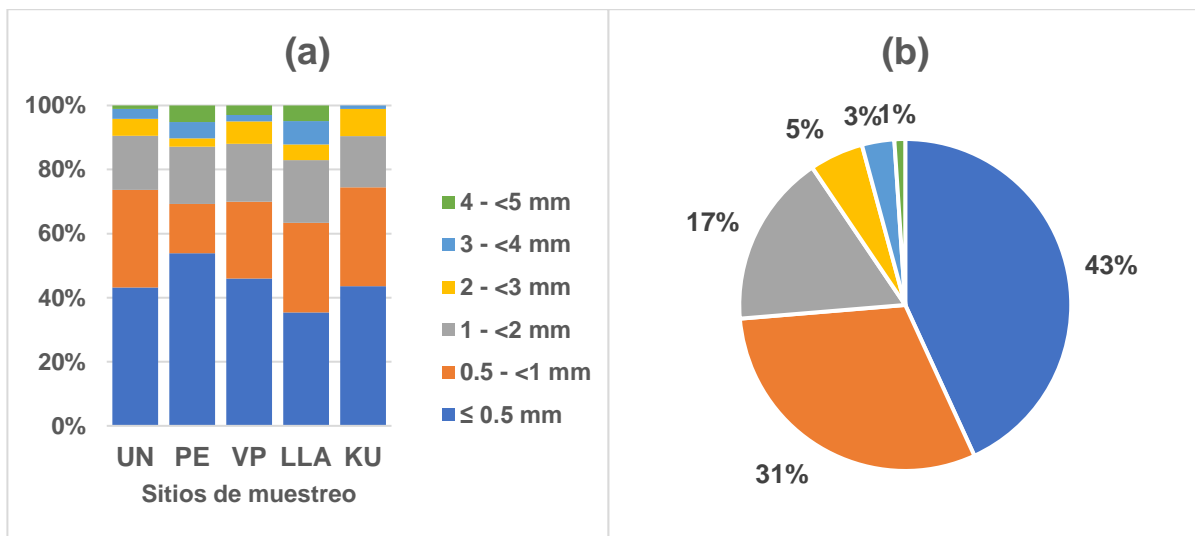


Figura 5.3. Tamaño de los MPs hallados en excretas (a) Porcentaje por sitio de muestreo y (b) Porcentaje total de MPs por rangos de tamaño.

La predominancia de MPs pequeños (<1 mm) en las muestras de excretas puede deberse a que provienen de la deposición atmosférica que contaminó las plantas de las que se alimentan las liebres y conejos. Según Thorpe y Harrison (2008), el material particulado que se encuentra en el aire tiende a tener un tamaño límite superior de 100 μ m (0.1 mm) mientras que las fibras suspendidas en el aire pueden ser significativamente más largas, alcanzando una longitud de 1650 μ m (1.65 mm)

en sitios al aire libre (Gasperi et al., 2018). En un estudio realizado por Wright et al., (2020) para evaluar el transporte atmosférico en el centro de Londres, se encontró que el tamaño más común de los MPs de deposición atmosférica no fibrosos era de 0.1 mm y el de los fibrosos de 0.4 mm. Por su parte, Liu et al. (2022) hallaron que aproximadamente el 70 % de los MPs encontrados en muestras de deposición atmosférica medían entre 0.05 y 0.5 mm. Esto respalda los hallazgos de este estudio, de que la deposición atmosférica y la resuspensión son la principal fuente de MPs en el sitio VP, en donde 75 % de los fragmentos (la forma más abundante en ese sitio) y 100 % de las esferas, midieron menos de 0.5 mm de longitud (Figura 5.4c). Los MPs más largos encontrados en las excretas pueden provenir de fuentes locales. El mayor porcentaje de MPs de más de 2 mm (17 %) se registró en el sitio LLA y estuvo representado por 25 % de las fibras encontradas en las muestras de ese sitio. Estos MPs pueden provenir del relleno sanitario municipal local, que se ubica al oeste del sitio de muestreo (Figura 5.4d).

En el resto de los sitios, en donde las fibras representaron entre 56 y 67 % de todos los MPs hallados, puede observarse que al menos dos tercios de las fibras fueron \geq 0.5 mm (Figura 5.4a, b y e). Con base en esta heterogeneidad de tamaños puede pensarse que la fuente de los MPs es principalmente local.

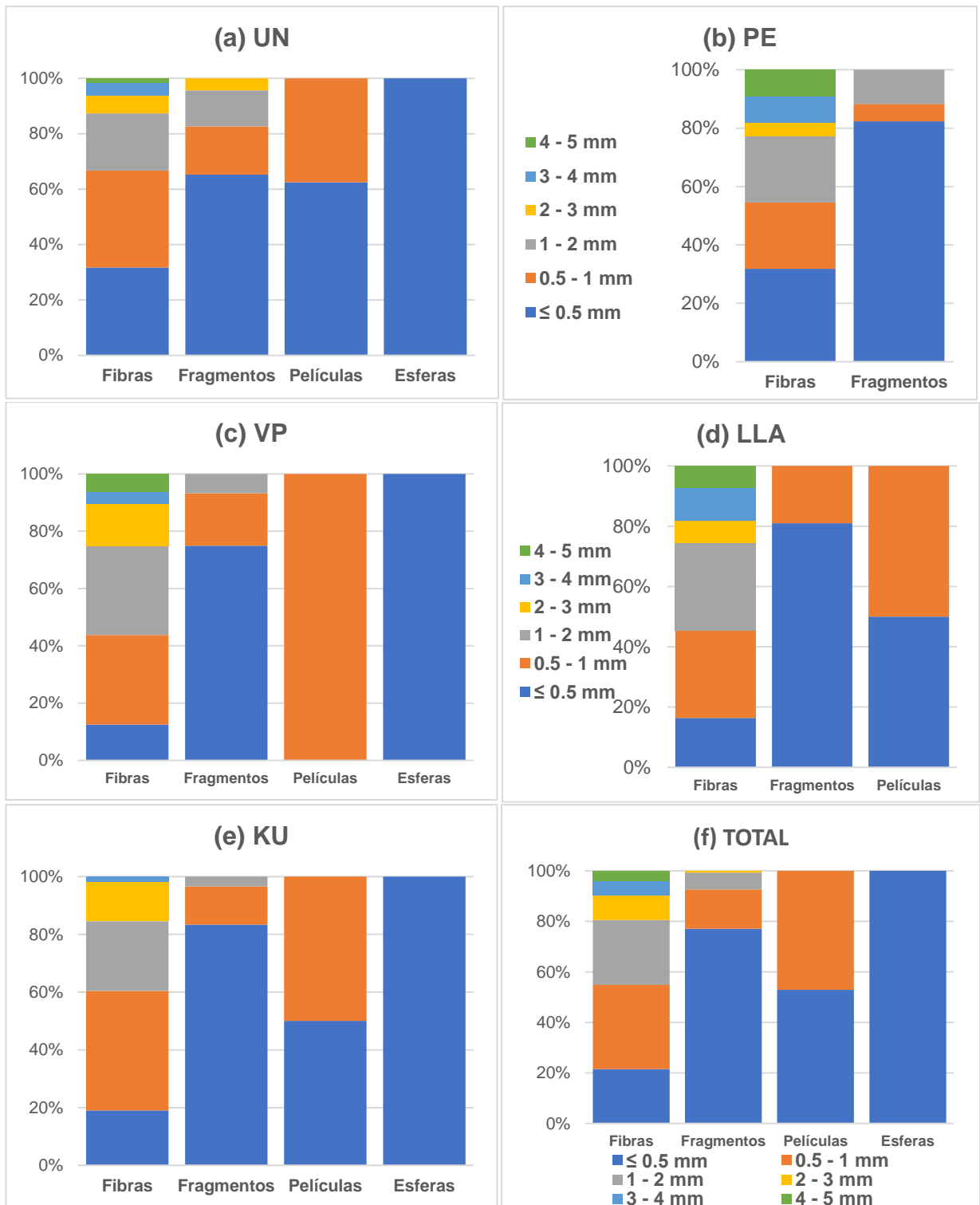


Figura 5.4. Tamaño de los MPs por tipo de forma en cada uno de los sitios; (a) Sitio UN, (b) Sitio PE, (c) Sitio VP, (d) Sitio LLA, (e) Sitio KU, (f) Total, considerando todos los sitios.

Las variables longitud de los MPs y forma también fueron sometidas a la prueba de Chi-cuadrada, encontrándose evidencia de asociación entre forma y tamaño ($\chi^2 = 86.064$, GL = 5, $p = 0.00$). Con base en el conteo real, el esperado y el residual estandarizado (Tabla 5.6), que indica la magnitud y dirección de la diferencia entre los conteos real y esperado, puede inferirse que las fibras se asocian con tamaños superiores a 0.5 mm, mientras que los fragmentos se asociaron con tamaños inferiores a 0.5 mm.

Tabla 5.6. Tabulación cruzada de las variables forma y longitud de los MPs hallados en excretas. Se muestra el valor real, el esperado y la fracción residual.

Tamaño	Fibras	Fragmentos	Total
0.5	53	104	157
	101.37	55.63	
	-4.804	6.485	
1	82	21	103
	66.5	36.5	
	1.9	-2.565	
2	63	9	72
	46.49	25.51	
	2.422	-3.269	
3	24	1	25
	16.14	8.86	
	1.956	-2.64	
4	14	0	14
	9.04	4.96	
	1.65	-2.227	
5	10	0	10
	6.46	3.54	
	1.394	-1.882	
Total	246	135	381

Contenido de la celda (por fila):
 Conteo
 Conteo esperado
 Residuos estandarizados

5.3.3 Color de los microplásticos

El negro, azul y blanco fueron los colores más abundantes de MPs encontrados en las muestras de excretas, con un 24 %, 22 % y 22 % respectivamente, seguidos del transparente (11 %), gris (7 %), rojo (6 %), café (3 %), naranja (2 %) y otros colores (verde, beige, plata, rosa, amarillo, morado y multicolor) que engloban sólo el tres

por ciento. En total, se encontraron 14 colores distintos, pero en la Figura 5.5 se muestran, además de blanco y transparente, 7 colores y se englobaron en la categoría “otros” a todos aquellos que estuvieron representados por 5 % o menos de los MPs hallados en todos los sitios.

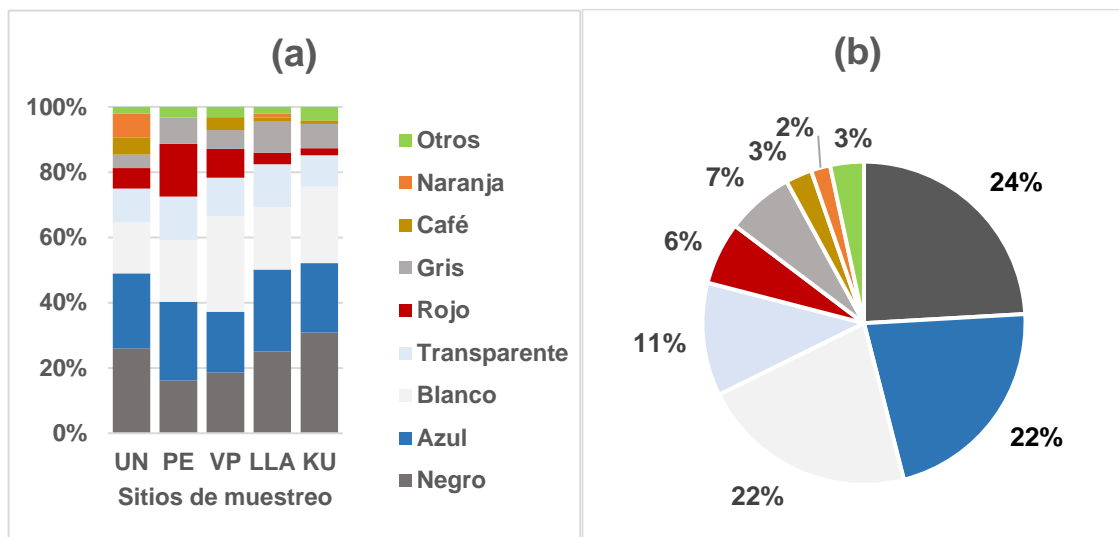


Figura 5.5. Color de los MPs hallados en excretas (a) Porcentaje por sitio de muestreo y (b) Porcentaje total de MPs por color.

Son escasos los estudios que han evaluado la presencia de MPs en organismos terrestres, menos frecuentes aún son los que además los buscaron en heces fecales y también registraron sus colores o tonos. En un estudio en el que se evaluó la presencia de MPs en heces fecales de pequeños mamíferos del Reino Unido se encontró que 52.2 % de los polímeros identificados en 4 de las 7 especies fueron negros y 16 % de tono claro (Thrift et al., 2022). Otros estudios han encontrado prevalencia de tonos claros, como los transparentes que representaron 74 y 75.5 % de los MPs hallados en cada una de las especies de zorzales de Polonia (Deoniziak et al., 2022). O, por el contrario, las fibras negras fueron la mayoría (29.4 %) en egagrópias (regurgitaciones) del búho de campanario (*Tyto alba*) en la Lombardía en el norte de Italia (Nessi et al., 2022).

Los MPs negros, azules y blancos se encuentran entre los tonos más comúnmente encontrados en diferentes compartimentos ambientales. Por ejemplo, Liu et al. (2018) encontraron que los MPs de color negro fueron los más abundantes en

suelos poco profundos de entre 0 y 3cm (39.39 %), mientras que los MPs transparentes lo fueron en los suelos profundos de 3 a 6cm (46.30 %) de tierras agrícolas periurbanas en China. Por su parte, Shruti et al. (2019) halló que en los sedimentos de agua dulce del río Atoyac, México, los MPs blancos fueron los predominantes (49 %). El 51 % restante de los MPs fueron azules (16 %), cafés (5 %) y de otros colores (30 %). En un estudio más cercano geográficamente a nuestra área de estudio, el negro (59 %) y el azul (25 %) fueron los colores más abundantes en las fibras identificadas en las playas arenosas de la Península de Baja California (Piñón-Colin et al., 2018). Mientras tanto, el blanco representó el 68 % de los MPs encontrados en las aguas superficiales del mar de Bohai, en China (W. Zhang et al., 2017). Los colores negro, azul y transparente fueron los MPs más frecuentes que se encontraron en muestras de deposición atmosférica en una ciudad del valle de Lanzhou en China; de estos, los MPs transparentes representaron alrededor del 50 % del total (Z. Liu et al., 2022). El negro fue el color preponderante entre los MPs atmosféricos hallados en el noroeste del Océano Pacífico (Ding et al., 2022). El número de colores identificados en todos estos estudios osciló entre 2 y 10.

Es importante mencionar que el color puede ser un indicador de la fuente de donde se originan los MPs. En el caso de los ríos, algunos autores han encontrado que los MPs de color son más frecuentes cuando estos reciben influencia de poblaciones humanas en altas concentraciones, de actividades típicas de las urbes, de zonas industriales y de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR); esto se debe a que los bienes de consumo plásticos de colores brillantes se diseñan principalmente para atraer la atención de las poblaciones humanas que se concentran en las urbes (Shruti et al., 2019; W. Wang et al., 2017). En cambio, los MPs sin color (blancos y transparentes), son típicos de aguas y sedimentos costeros o cuerpos de agua en los que se usan artes de pesca (W. Wang et al., 2017) y cajas refrigerantes de poliestireno.

Sin embargo, la diversidad de colores encontrada en distintos organismos no necesariamente se explica por los colores hallados en los compartimentos ambientales que habitan. Así, Deoniziak et al. (2022), hallaron que la mayoría de

los MPs (75 %) encontrados en dos especies de zorzales (Aves: Passeriformes) eran transparentes, mientras que los MPs coloridos representaban entre 65 % y 90 % de los encontrados en los ríos de la región de Podlasie en donde habitan estas aves, en Polonia. Los autores concluyeron que las zonas de alimentación de estas aves no eran cercanas a los ríos y que, por lo tanto, las fuentes de contaminación eran distintas, para aves y ríos.

Puesto que fueron la forma predominante, la mayoría de los MPs de colores fueron fibras. La mayoría de las fibras fueron negras (34 %) y azules (32 %). Aunque se encontraron fragmentos de todos los colores, 57 % fueron blancos, 53 % de las películas fueron transparentes y 58 % de las esferas fueron blancas (Figura 5.6). Las fibras tienden a ser principalmente negras, azules y grises, mientras que los fragmentos tienden a ser blancos ($\chi^2 = 189.667$, $DF=7$, $p=0.00$).

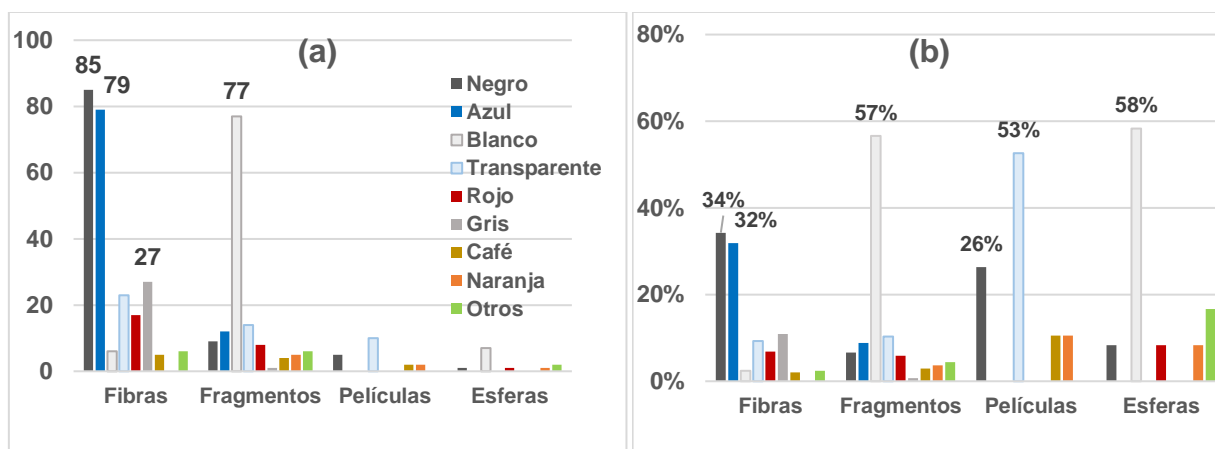


Figura 5.6. Número (a) y porcentaje (b) de MPs de colores según su forma.

5.3.4 Identificación de los microplásticos

Se analizaron cincuenta y dos partículas mediante ATR-FTIR para determinar su composición química. Esto fue equivalente a un 41 % del total de MPs (partículas >1 mm). En la Figura 5.7 se muestra el porcentaje total por tipo de los polímeros identificados en las excretas, así como por sitio de muestreo. La poliamida (PA), polietileno (PE), poliacrilamida (PAM), ácido poliacrílico (PAA), polipropileno (PP) y poliestireno (PS) fueron los tipos de polímeros identificados en las muestras de excretas. La poliamida (PA) fue el polímero más abundante identificado en las heces

(54 %), seguido del PE (27 %) (Figura 5.7a). Los otros polímeros identificados fueron PAA (8 %), PAM (6 %), PS (4 %) y PP (2 %).

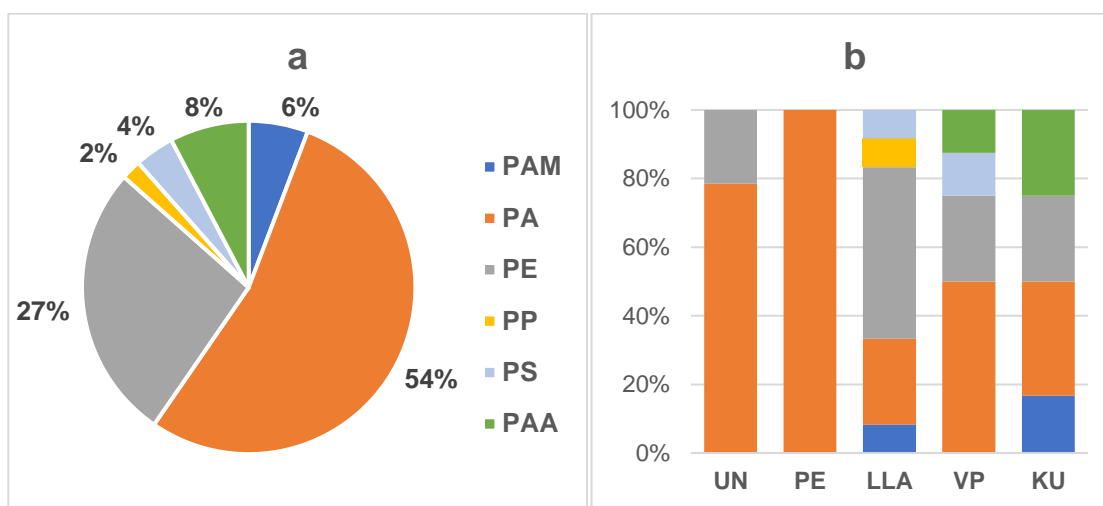


Figura 5.7. Tipos de polímeros encontrados en las muestras de excretas; (a). Porcentaje total y (b) por sitio de muestreo.

Cabe señalar que la diversidad de polímeros encontrada en las zonas periurbanas y rurales es mayor que en la zona urbana. En los sitios urbanos (Sitios UN y PE), solo se encontraron PA y PE, mientras que en los sitios periurbanos como el Sitio LLA se identificaron cinco polímeros diferentes (PE, PA, PAM, PP, PS), y en los demás sitios (sitios VP y KU) se encontraron cuatro polímeros (Figura 5.7b). Esto puede indicar una mayor diversidad en las fuentes de alimento de los lagomorfos en áreas periurbanas y rurales que podrían correlacionarse con vegetación con diferentes texturas y superficie foliar. Estas características pueden dar lugar a diferentes tipos de MPs depositados atrapados en la vegetación.

Otros factores podrían ser los diferentes hábitos de alimentación de los lagomorfos. Por ejemplo, *S. audubonii* es una especie generalista que se adapta a ambientes antropizados en los que existe una variedad reducida de hierbas; mientras que *S. bachmani* prefiere hábitats riparios del chaparral o praderas semisecas más comunes en los sitios periurbanos y rurales y que poseen alta cobertura de pastos, pero también de bayas y otro tipo de vegetación del chaparral denso. Por su parte, la dieta de *L. californicus* consiste principalmente de vegetación del chaparral y menos del 10% es herbácea (Lorenzo et al., 2015). Thrift et al. (2022) identificaron

al poliéster (PES) como el tipo de polímero más común (26.7 %) que se encuentra en las heces de cuatro de las siete especies de pequeños mamíferos examinadas, ninguna de las cuales era exclusivamente herbívora. El PE fue el segundo tipo de polímero más común (13.3 %) en al menos una de las especies herbívoras (ratón de madera *Apodemus sylvaticus* o el meteorito agreste *Microtus agrestis*) coincidiendo con nuestro estudio, donde el PE fue el segundo tipo de polímero más abundante con un 27 %. Por otro lado, Hornek-Gausterer et al. (2021) encontraron seis tipos diferentes de polímeros en las excretas, ganglios linfáticos y muestras intestinales de la liebre europea (*Lepus europaeus*), cinco de los cuales coinciden con los encontrados en este estudio (PE, PP, PET, PS y PA). La mayor diversidad de polímeros encontrados en los sitios periurbanos indica que pueden existir más fuentes potenciales de MPs en estas áreas. Es común encontrar en las áreas periurbanas de los países en desarrollo fuentes de contaminación por MPs, como los vertederos y los asentamientos informales o marginales que generalmente carecen de infraestructura de tratamiento de aguas residuales (Massone et al., 1998). Algunos de los espectros de polímeros de las muestras se muestran en la Figura 5.8.

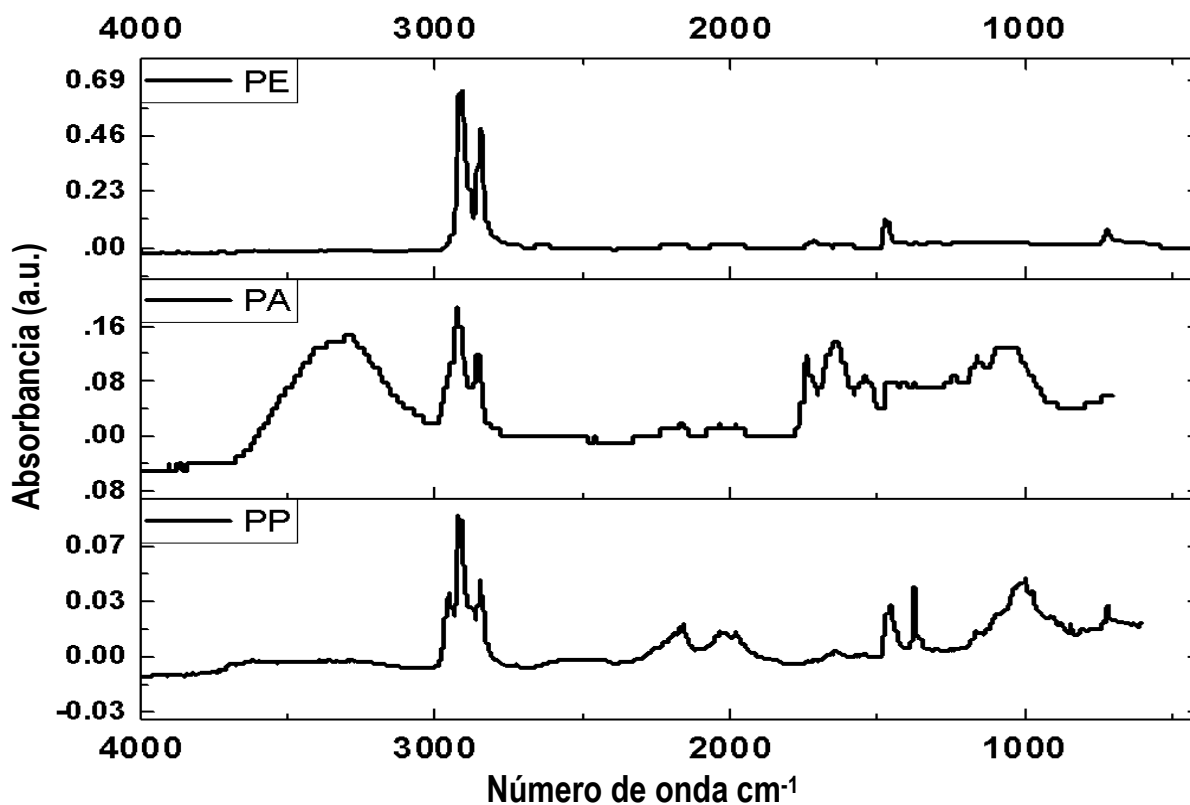


Figura 5.8. Tipos de polímeros identificados en excretas de lagomorfos. Polietileno (a), poliamida (b), y polipropileno (c).

5.4 Dispersión y distribución de datos de deposición

De la misma manera que los datos de MPs en excretas, los datos de tasa de deposición se distribuyen de una manera asimétrica positiva. Así, el 87 % de las tasas de deposición registradas estuvieron entre 2 y 15 MPs/m²/día (Figura 5.9a). Los datos de longitud de los MPs presentaron igualmente una distribución asimétrica, con el 70 % de los MPs midiendo entre 0.03 y 1.33 mm (Figura 5.9b).

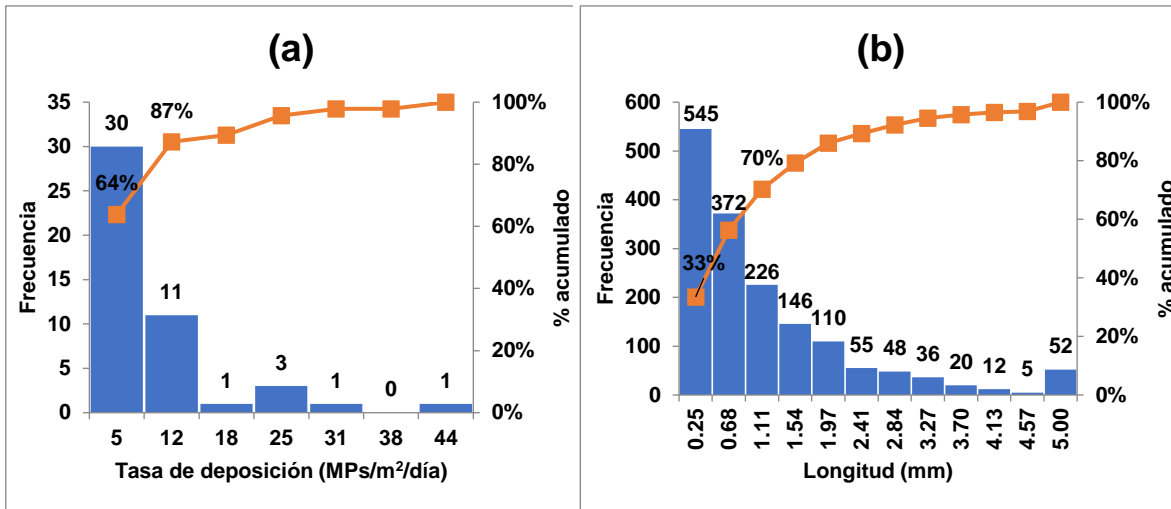


Figura 5.9. Frecuencia absoluta, relativa y acumulada de los datos de (a) la tasa de deposición (MPs/día/m²) y (b) la longitud de las partículas halladas en muestras de deposición atmosférica.

Los gráficos anteriores permiten afirmar que los datos no presentan una distribución normal, por lo que para corroborar lo anterior, se realizó una prueba de normalidad. Como puede observarse en las Figuras I.2a y I.2b del Anexo I, mediante la Prueba de Kolmogórov-Smirnov se encontró un valor- $p < 0.01$. Esto es, el valor p de las pruebas para los datos del número de MPs hallados por muestra, para la tasa de deposición y para la longitud de estos resultó menor que el nivel de significancia ($\alpha = 0.05$), por lo que se rechaza la hipótesis nula de que la distribución de dichos datos sigue una distribución normal y, por lo tanto, se concluye que los datos no siguen una distribución normal.

Las pruebas de normalidad ayudaron a identificar la naturaleza de los datos y a verificar que se cumplen las condiciones requeridas para usar ciertos métodos de análisis estadísticos y evitar errores de procesamiento de datos (Chia et al., 2022). Como en el caso de los datos de MPs hallados en excretas, el análisis de datos de deposición requerirá el uso de métodos no paramétricos.

5.5 Tasa de deposición de microplásticos

Se hallaron un total de 1641 MPs en las 44 muestras recolectadas, que representaron el 100 % positivas a la presencia de estos contaminantes, con un promedio de 37 y una mediana de 26 MPs por muestra.

En los sitios de muestreo, la mediana de la tasa de deposición atmosférica de MPs fue de 6.3 MPs/m² día (promedio de 7.8 MPs/m² día), con un rango de 3.8 a 7.3 MPs/m² día. La mediana de tasa de deposición más alta fue en el sitio PE (7.3 MPs/m² día, promedio 7.1 ± 2.5 MPs/m² día) y la más baja fue el sitio KU (3.8 MPs/m² día; promedio 7.3 ± 8.1 MPs/m² día). El rango de la tasa de deposición de todas las muestras estuvo entre 2.2 y 26.6 MPs/m² día. Los sitios UN y KU presentaron tasas de deposición con mayor dispersión, ya que tuvieron los valores de desviación estándar más elevados, 7.5 y 8.1 respectivamente. Las tasas de deposición en el sitio periurbano VP y en el sitio rural KU fueron más altas de lo esperado (Tabla 5.7); sin embargo, no se encontró diferencia significativa entre las tasas de deposición de los diferentes sitios (Kruskal-Wallis: H = 0.63, GL = 3, Valor- ρ = 0.889).

Tabla 5.7. Estadísticas descriptivas de la tasa de deposición (MPs/m²/día).

Sitio	n	Media	MIN	MAX	Mediana	Rango	DE
UN	15	9.5	2.3	26.5	7.0	24.2	7.5
PE	7	7.1	3.8	10.0	7.3	6.2	2.5
VP	14	6.6	2.3	11.9	5.6	9.6	3.2
KU	8	7.3	2.2	26.6	3.8	24.5	8.1
TOTAL	44	7.8	2.2	26.6	6.3	24.5	5.9

DE: Desviación estándar

Durante el periodo en que se recolectaron las muestras, ocurrieron incendios forestales en la zona rural y el clima produjo condiciones favorables para la resuspensión y transferencia de fibras a largas distancias. Sin embargo, las condiciones climáticas y los incendios no son suficientes para explicar una deposición elevada en el sitio rural. Otra condición que puede explicar las tasas de deposición en los sitios periurbanos y rurales son los vientos predominantes en dirección oeste-este que son capaces de transportar partículas desde la zona urbana de Tijuana hacia estos sitios (Bei et al., 2013; Jauregui-Ostos, 1981).

La baja tasa de deposición de MPs en sitios urbanos (UN y PE), comparativamente con VP y KU, puede deberse a que la mayoría de las muestras (75 %) se recolectaron durante el periodo de confinamiento de la pandemia de Covid-19, que

restringió las actividades escolares, pero también impuso restricciones a las personas y actividades en general alrededor de estos sitios. El número de pasajeros en el aeropuerto de Tijuana disminuyó 81 % de mayo de 2019 a mayo de 2020 (Secretaría de Desarrollo Económico de Tijuana, 2020), lo que se tradujo en menos vuelos hacia o desde el aeropuerto ubicado a 200 m del Sitio UN, lo que ocasionó menos turbulencia y, por lo tanto, menos resuspensión de partículas de plástico. Otros estudios han encontrado una alta variabilidad de las tasas de deposición atmosférica en sitios urbanos, por ejemplo, Dris et al. (2016) encontraron que la deposición atmosférica osciló entre 2 y 355 partículas/m² día con una deposición atmosférica promedio de 110 ± 96 partículas/m² día en el área urbana de París. Liu et al. (2022) encontraron una tasa de deposición de MPs promedio de 354 MP/m² por día en la ciudad de Lanzhou, China. El clima y las características de los sitios y métodos de muestreo pueden explicar las diferencias entre los resultados reportados de las áreas urbanas de París y Lanzhou con nuestro estudio. Los sitios de muestreo urbano en nuestro estudio se encontraban en un campus universitario y un sitio poco urbanizado, mientras que los de los otros estudios se encontraban en sitios con mayor densidad de población.

A los datos de la tasa de deposición también se les aplicó la prueba U de Mann-Whitney para comparar medianas de los diferentes sitios, encontrándose que no hay diferencia significativa entre las medianas de los distintos sitios de muestreo, con excepción de los dos sitios urbanos UN y PE. Se encontró que existe diferencia significativa entre las medianas de las tasas de deposición de UN (18 MPs/m²/día) y PE (7 MPs/m²/día) con un 95.91 % de confianza ($\rho = 0.041$). La comparación de las medianas de muestras de excretas de estos mismos sitios (UN y PE) también mostraron diferencias significativas. La prueba hecha a los datos agrupados por nivel de urbanización (urbano, periurbano y rural) tampoco mostró diferencias significativas.

5.6 Caracterización de los microplásticos de deposición atmosférica

5.6.1 Morfología de los microplásticos

Las fibras fueron la forma más predominante encontrada en la deposición atmosférica, comprendiendo el 71.6 % del total de MPs, seguidas de fragmentos (23.1 %), esferas (3.5 %) y películas (1.8 %) (Figura 5.10b). El rango porcentual de fibras en los sitios UN, PE y VP estuvo entre 56 y 70 %, mientras que el sitio KU tuvo 95 % de fibras (Figura 5.10a). Los MPs fibrosos han representado la mayoría de los MPs encontrados en estudios de deposición atmosférica en todo el mundo, tanto en áreas rurales como urbanas. Por ejemplo, Wright et al. (2020) encontraron que el 92 % de los MPs eran fibras en muestras de deposición del centro de Londres.

Los fragmentos fueron la segunda forma más común, con un rango de entre el 24 y 34 % de todas las muestras, excepto en KU, donde solo el 4 % de los MPs encontrados fueron fragmentos. Las películas solo representaron del 1 al 3 % y las esferas del 2 al 7 % de los MPs encontrados en las muestras de deposición, excepto en el Sitio KU, donde no se encontraron esferas (Figura 5.10a).

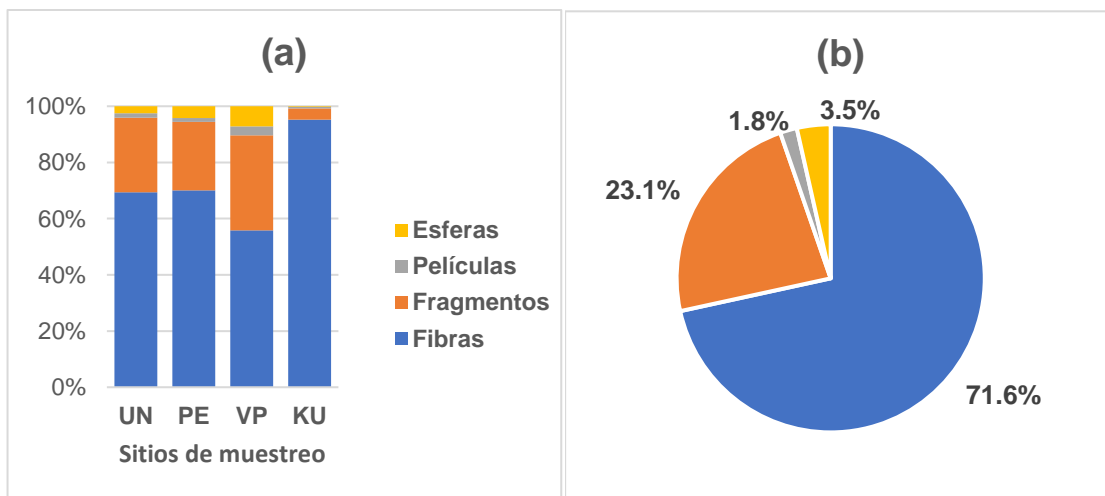


Figura 5.10. Formas de MPs encontrados en deposición (a) Porcentaje por sitio de muestreo y (b) Porcentaje total por la forma de MPs encontrados en las muestras.

El alto porcentaje de fibras en el sitio rural KU, podría indicar que la mayoría de los MPs encontrados en las muestras de deposición provienen de fuentes distantes, debido a que los recipientes recolectores de deposición se ubicaron en sitios a

mayor altitud (500 msnm). Además, los vientos predominantes durante el día en el área de estudio son de oeste a este (Bei et al., 2013; Conil y Hall, 2006; Jauregui-Ostos, 1981), lo que facilita el transporte de los MPs desde el sur de California (EE. UU.) y las zonas urbanas y periurbanas de Tijuana al sitio rural KU.

Un estudio que soporta la hipótesis del transporte de largo alcance es el de Brahney et al. (2021), quienes modelaron el transporte de MPs en el oeste de EE. UU. y descubrieron que el ciclo global plástico está más influenciado por fuentes de plásticos mal gestionados, que por emisiones recientes. En el estudio encontraron que las fuentes oceánicas y de carreteras contribuyeron con aproximadamente el 11 y el 84 % de la deposición de plástico en el modelo, respectivamente. El polvo de origen agrícola también fue una fuente importante (5 %). Otras fuentes potenciales de fibras en el sitio rural (KU) podrían ser las actividades de una pequeña casa de campo ubicada aproximadamente a 270 m de distancia del sitio de ubicación de los colectores de deposición atmosférica. Así mismo, en la zona se realizan actividades al aire libre, algunas con vehículos todo terreno. La mayoría de las personas que practican estas actividades usan prendas deportivas tipo *dry fit* que pueden desprender MPs fibrosos.

5.6.2 Tamaño de los microplásticos de deposición atmosférica

La Figura 5.11 muestra los porcentajes de los rangos de tamaño de los MPs encontrados en muestras de deposición atmosférica. La mayoría de los MPs midieron menos de 1 mm de largo, siendo los menores de 0.5 mm los más abundantes (36 %), seguidos de los MPs de entre 0.5 y <1 mm (24 %) y los de entre 1 y <2 mm (23 %). El porcentaje de MPs que miden entre 2 y <5 mm fue de solo el 17 % (Figura 5.11b).

Por su parte, el rango porcentual de MPs menores a 1 mm estuvo entre 52 y 68 % en los diferentes sitios de muestreo. El sitio periurbano (VP) tuvo el porcentaje más alto de MPs menores de 1 mm de largo con un 44 % (Figura 5.11a), mientras que el sitio rural (Sitio KU) tuvo el porcentaje más bajo (24 %).

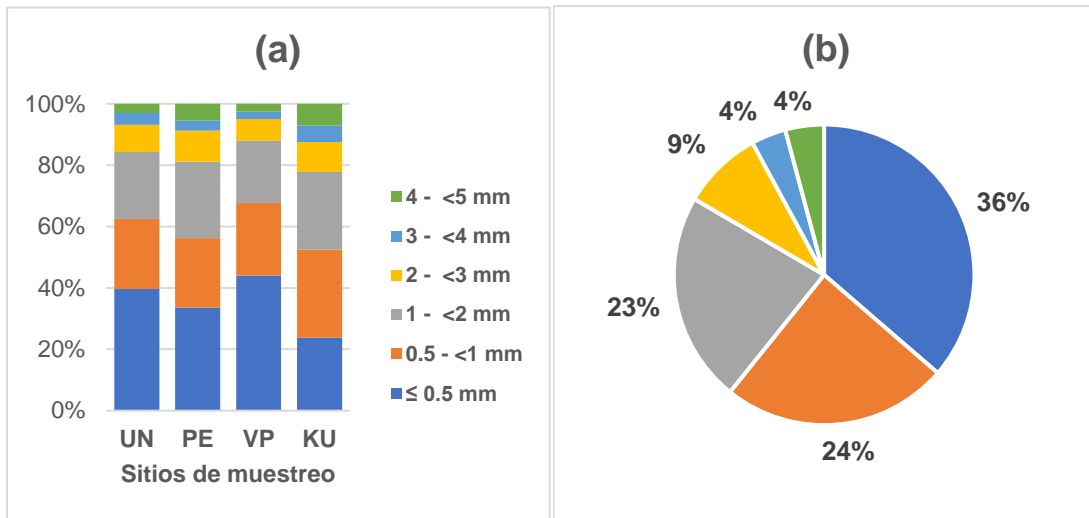


Figura 5.11. Tamaño de MPs encontrados en la deposición (a) Porcentaje por sitio de muestreo y (b) Porcentaje total por rangos de tamaño de MPs encontrado en las muestras.

El tamaño promedio de los MPs de deposición atmosférica fue de $1.13 \text{ mm} \pm 1.14$ (mediana de 0.76 mm, rango de 0.03 a 5.07 mm), que es superior a la media calculada para los MPs encontrados en las excretas de $0.93 \text{ mm} \pm 0.99$ (mediana de 0.60 mm, rango de 0.02 a 5 mm) (Tabla 5.8).

Tabla 5.8. Estadísticas descriptivas del tamaño de los MPs hallados en muestras de deposición.

Nivel de urbanización	Sitio	Media	Mediana	MIN	MAX	DE
Urbano	UN	1.05	0.71	0.04	5.07	1.08
	PE	1.24	0.86	0.04	5.00	1.24
Periurbano	VP	0.94	0.64	0.03	5.00	1.01
Rural	KU	1.42	0.95	0.07	5.00	1.26
TOTAL		1.13	0.76	0.03	5.07	1.14

DE: desviación estándar

Al comparar las medianas de ambos grupos de muestras, excretas y deposición atmosférica, puede observarse que existe una diferencia significativa entre los tamaños de los MPs de excretas y los de deposición (Prueba de Mann-Whitney, $\alpha = 0.05$ $p = 0.0023$). Como puede observarse en la Tabla 5.9, la mediana del tamaño de los MPs provenientes de muestras de deposición es mayor que la mediana del tamaño de las muestras de excretas, aunque la diferencia es pequeña (0.16 mm).

Esta diferencia puede deberse a distintas razones, incluyendo el efecto degradador de la acción química y física del sistema digestivo de los lagomorfos.

Tabla 5.9. Resultado de la prueba de Mann-Whitney para probar la hipótesis nula de que las medianas de los datos de tamaño de excretas y deposición son iguales. La prueba demuestra que son diferentes.

Prueba de Mann-Whitney e IC: DEP-LONG, EXC-LONG		
	N	Mediana
DEP-LONG	1627	0.7600
EXC-LONG	410	0.6000

La estimación del punto para ETA1-ETA2 es 0.1000
95.0 El porcentaje IC para ETA1-ETA2 es (0.0400,0.1700)
W = 1690410.0
Prueba de ETA1 = ETA2 vs. ETA1 no es = ETA2 es significativa en 0.0023
La prueba es significativa en **0.0023** (ajustado por empates)

También se puede deber a que los MPs más pequeños pasen inadvertidos más fácilmente ante los ojos de los lagomorfos. Aunque no se han hecho estudios en organismos terrestres o de mayor tamaño, varios autores han demostrado que el tamaño de los MPs es un factor importante que determina su biodisponibilidad y que los organismos los ingieran. Esto generalmente se debe a que las partículas están dentro de la categoría de tamaño de las presas de las que se alimentan (Lehtiniemi et al., 2018) o, porque debido a su forma y tamaño quedan atrapados en el alimento de organismos más grandes (Dissanayake et al., 2022).

Una vez ingeridos, el nivel de retención de los MPs por parte de los individuos aún no está bien establecido (K. J. Chen et al., 2021; O'Connor et al., 2022; Santana et al., 2017); sin embargo, se sabe que la mayoría se excretan en las heces (Duis y Coors, 2016). El que se hayan encontrado MPs más pequeños en las excretas puede ser resultado de tiempos de egestión más lentos para MPs de menor tamaño. Algunos estudios han sugerido que la tasa de egestión de MPs depende de su forma y el tamaño; por ejemplo, Xiong et al. (2019) encontraron que, en los peces dorados, las fibras y los fragmentos tienen los tiempos de egestión más altos y bajos, respectivamente. Por su parte, Huerta-Lwanga et al. (2016) afirmó que la egestión de MPs por *Lumbricus terrestris* fue selectiva por tamaño, ya que el 90 % de los

MPs en las heces eran menores a 50 μm . Los autores llegaron a la conclusión de que las partículas más pequeñas eran retenidas más tiempo por las lombrices.

La prueba de Chi-cuadrada mostró una asociación entre la forma de los MPs y el tamaño ($\chi^2 = 573.606$, GL = 15, $\rho = 0.00$). Como es de esperarse y con base en el conteo real, el conteo esperado y el residual estandarizado, que indica la magnitud y dirección de la diferencia entre los conteos real y esperado, las fibras tienden a tener un tamaño mayor a 0.5 mm, mientras que los fragmentos tienden a tener un tamaño menor a 0.5 mm. Las esferas también suelen ser menores a 0.5 mm. La tabulación cruzada puede observarse en la Tabla 5.10.

Tabla 5.10. Tabulación cruzada de las variables forma y longitud de los MPs hallados en muestras de deposición. Se muestra el valor real, el esperado y la fracción residual.

Longitud (mm)	Fibras	Fragmentos	Filmes	Esferas	Total
0.5	227 426.65 -9.666	307 137.73 14.423	14 10.9 0.938	44 16.72 6.673	592
1	328 286.83 2.431	61 92.6 -3.284	7 7.33 -0.122	2 11.24 -2.756	398
2	355 265.93 5.462	7 85.85 -8.51	7 6.8 0.078	0 10.42 -3.228	369
3	138 101.62 3.609	2 32.8 -5.378	1 2.6 -0.991	0 3.98 -1.995	141
4	59 43.96 2.268	2 14.19 -3.236	0 1.12 -1.06	0 1.72 -1.312	61
5	67 49.01 2.57	0 15.82 -3.978	1 1.25 -0.225	0 1.92 -1.386	68
Total	1174	379	30	46	1629

Contenido de la celda (por fila):
 Conteo
 Conteo esperado
 Residuos estandarizados

Puede observarse en la Figura 5.12 que tal como lo muestra la tabulación cruzada, las fibras están asociadas con tamaños mayores, ya que 81 % mide más de 0.5 mm; mientras que casi todos los fragmentos y esferas son menores a 5 mm (81 y

96 % respectivamente). Esto coincide con lo hallado para excretas con la misma prueba.

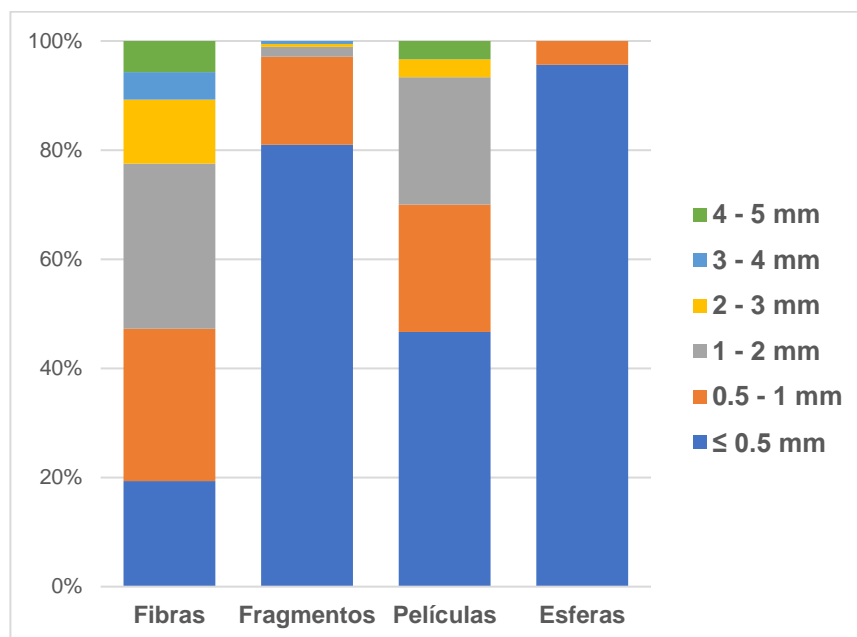


Figura 5.12. Tamaño de los MPs por tipo de forma, considerando todos los sitios.

5.6.3 Color de los microplásticos de deposición

Los MPs de colores más abundantes encontrados en las muestras de deposición fueron azul (37 %), rojo (15 %), negro (12 %), transparente (10 %), gris (10 %) y blanco (9 %). Otros colores identificados tuvieron porcentajes más bajos, café, 3 %; naranja 1 %, y otros 3 % (beige, dorado, plateado, amarillo, morado, multicolor). Los colores más comunes encontrados en MPs tanto de excretas como de deposición fueron azul y negro, la suma de los porcentajes de ambos colores es 46 y 49 %, respectivamente (Figura 5.13). Sin embargo, en las muestras de excretas, los MPs del color negro fueron predominantes en dos de los sitios (sitios UN y KU) y en la misma proporción en otros dos sitios (sitios VP y LLA). En cambio, en las muestras de deposición, los MPs azules son desde 60 % y hasta 450 % más abundantes que el negro.

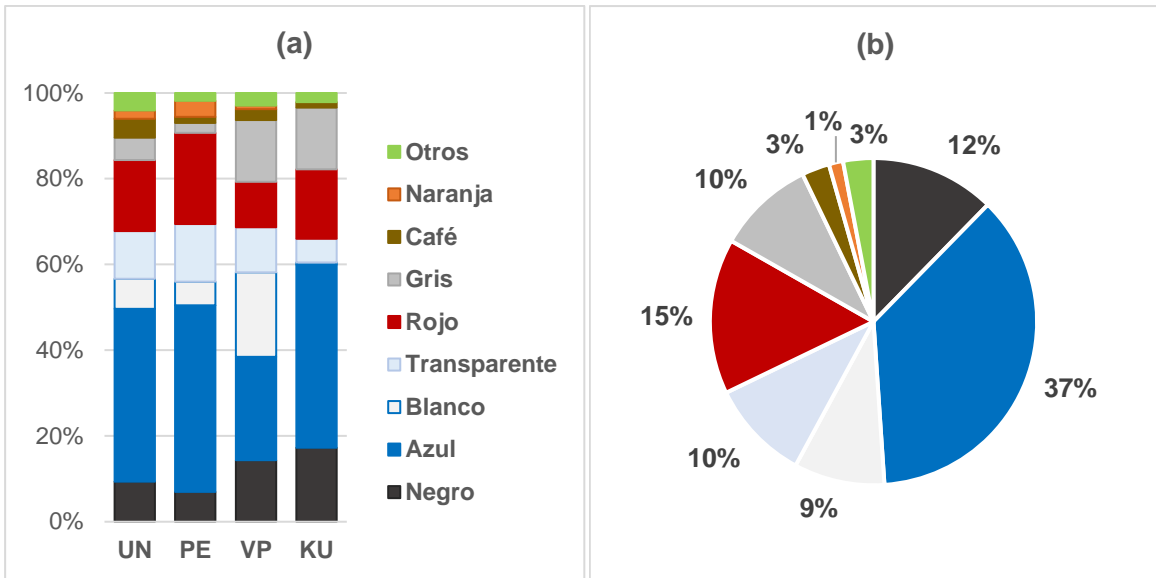


Figura 5.13. Colores de MPs encontrados en la deposición atmosférica (a) porcentaje por sitio de muestreo y (b) porcentaje total de colores de MPs encontrados en las muestras.

Se encontró que existe una asociación entre las variables color y forma de los MPs ($\chi^2 = 427.072$, $DF=7$, $p=0.00$). En la tabulación cruzada se observa que las fibras de muestras de deposición tienden a ser principalmente negras, azules y transparentes, mientras que los fragmentos tienden a ser blancos. Debido a los bajos valores de películas y esferas en las muestras, no se incluyeron en el análisis (Tabla 5.11).

Tabla 5.11. Tabulación cruzada de las variables forma y color de los MPs hallados en muestras de deposición. Se muestra el valor encontrado, el esperado y los residuos estandarizados.

Color	Fibras	Fragmentos	Total
Negro	176	8	184
	141.81	42.19	
	2.871	-5.264	
Azul	497	100	597
	460.11	136.89	
	1.72	-3.153	
Blanco	19	119	138
	106.36	31.64	
	-8.471	15.53	
Transparente	128	16	144
	110.98	33.02	
	1.615	-2.962	
Rojo	205	46	251
	193.45	57.55	
	0.831	-1.523	
Gris	105	27	132
	101.73	30.27	
	0.324	-0.594	
Café	30	11	41
	31.6	9.4	
	-0.284	0.522	
Anaranjado	3	19	22
	16.96	5.04	
	-3.389	6.214	
Total	1163	346	1509

Contenido de la celda (por fila):
 Conteo
 Conteo esperado
 Residuos estandarizados

La Figura 5.14 muestra la asociación entre colores y formas. Como ya se había mencionado, las fibras están asociadas a los colores azul (42 %), negro (15 %) y transparente (11 %), mientras que los fragmentos con el blanco (31 %), las películas son transparentes (62 %) y las esferas se asocian principalmente con el gris (45 %). La asociación entre color y forma en las muestras de excretas es muy semejante a la de deposición, las partículas de las muestras de excretas están asociadas casi por igual al color negro y al azul, coincide que los fragmentos también están asociados al blanco y las películas son transparentes.

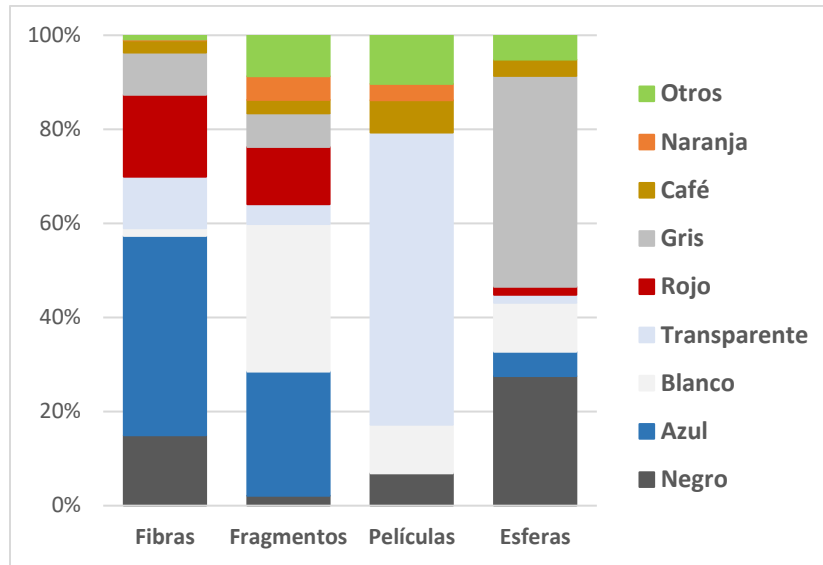


Figura 5.14. Asociación entre los colores de los MPs de deposición y la forma.

5.6.4 Identificación de los microplásticos en la deposición

Se identificaron 85 partículas de MPs por su composición química. Según su porcentaje total, los tipos de polímeros identificados en las muestras de deposición fueron PA (36 %), PE (31 %), PET (19 %), PP (7 %), PS (2 %), PAM (2 %) y poliacrilonitrilo (PAN, 2 %) (Figura 5.15b).

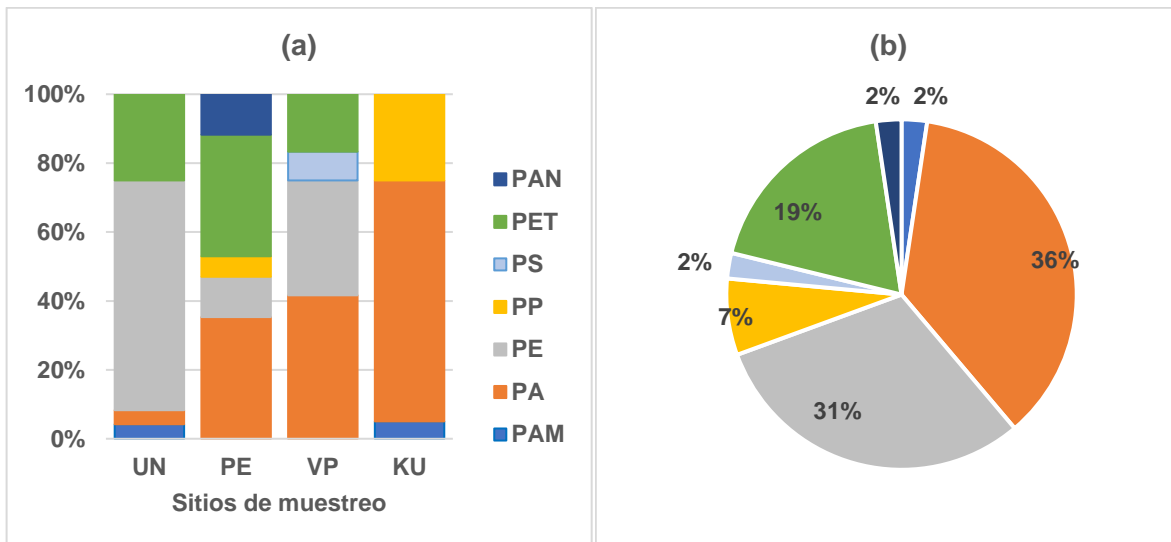


Figura 5.15. Tipos de polímeros encontrados en las muestras de deposición; (a) por sitio de muestreo y (b) porcentaje total.

A diferencia de los polímeros encontrados en las heces, la diversidad de polímeros encontrada en la deposición atmosférica fue mayor en los sitios urbanos (Sitios UN y PE) que en las áreas periurbanas y rurales. Esto sugiere que existen más fuentes de deposición atmosférica en sitios urbanos. Con la excepción del Sitio VP donde los polímeros más comunes encontrados fueron PA y PE, lo que coincide con los MPs encontrados en las heces, todos los demás sitios mostraron diferencias en los polímeros identificados (Figura 5.15a). Sin embargo, al igual que con las heces, los polímeros más comúnmente encontrados fueron PA y PE. Esto contrasta con el estudio realizado por Dris et al. (2016), donde solo el 17 % de las fibras identificadas eran sintéticas englobando PET y PA. Otros de los polímeros encontrados en las muestras de deposición fueron PET, PAM, PAA y PS (Figura 5.16).

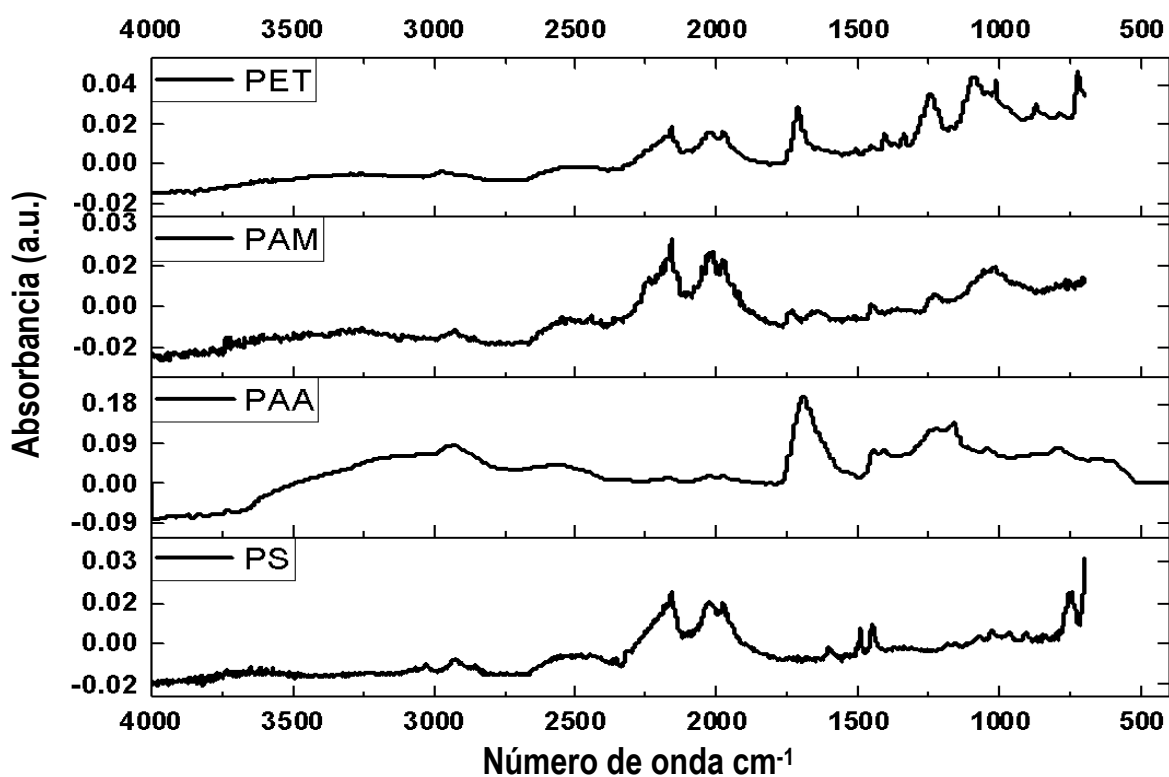


Figura 5.16. Tipos de polímeros identificados en muestras de deposición. Tereftalato de polietileno (a), poliacrilamida (b), ácido poliacrílico (c) y poliestireno (d).

6 Conclusión

En este estudio se reporta la primera evidencia de la presencia de MPs en heces de lagomorfos recolectadas en sitios con distintos gradientes de urbanización (urbanos, periurbanos y rurales). El porcentaje de muestras positivas en heces fue del 49 % y el rango de las medianas de MPs en heces fue de entre 2.5 y 9.2 MPs/g con una mediana promedio de 3.9 MPs/g. Aunque no hubo diferencia significativa en la proporción de muestras positivas entre sitios con diferentes niveles de urbanización, la abundancia mediana de MPs/g de heces fue significativamente mayor en los sitios urbanos que en los sitios rurales (MW: UN = KU, $\rho = 0.0030$, $\alpha = 0.05$) y periurbanos (MW: VP = KU, $\rho = 0.0311$, $\alpha = 0.05$; UN = LLA, $\rho = 0.0200$, $\alpha = 0.05$). Fue interesante también encontrar diferencias significativas entre ambos sitios urbanos, así como entre los dos sitios periurbanos, lo cual parece obedecer a las distintas actividades humanas que se realizan en tales sitios. Los sitios urbanos también difirieron en la forma de los MPs.

Los resultados de los MPs en excretas mostraron que las fibras fueron la forma más abundante en todos los sitios, con excepción del sitio VP, lo que indica que probablemente provienen de textiles. Sin embargo, debido a la facilidad con la que pueden transportarse por aire o por procesos de resuspensión, las fibras pueden proceder de la deposición atmosférica. El tamaño medio de los MPs encontrados en las heces y la deposición atmosférica fue de 0.6 y 0.76 mm, respectivamente. El efecto del sistema digestivo de los lagomorfos podría explicar la diferencia de tamaño (0.16 mm) en las fibras. Sin embargo, el alimento de conejos y liebres puede verse contaminado por pequeñas fibras y fragmentos transportados por el viento, que por su tamaño tienden a mantenerse suspendidos más tiempo en el aire. Los resultados han demostrado que la deposición puede ser la principal fuente de MPs en las heces, ya que más del 70 % de todas las partículas midieron 1mm o menos. Otras posibles fuentes son el desprendimiento de fibras de la ropa en las cercanías, la resuspensión de partículas de las calles y los MPs del suelo. La agricultura y las actividades al aire libre en las áreas periurbanas y rurales también pueden ser fuentes importantes de MPs.

Los colores más abundantes hallados en las excretas fueron el negro, azul y blanco, lo cual coincide con lo reportado en otros estudios de distintos compartimentos ambientales, incluyendo los pocos estudios de animales terrestres en los que se registró el color. Sin embargo, en las muestras de deposición el rojo fue el segundo color más abundante después del azul y seguido por el negro. El que los colores hallados en las excretas de animales no necesariamente coincidan con los hallados en los compartimentos ambientales que habitan los organismos puede explicarse porque las zonas de alimentación estén ubicadas en otros sitios, o porque los organismos tengan la capacidad de descartar alimentos contaminados con ciertos colores más visibles. No obstante, hubo varias coincidencias en los tipos de polímeros encontrados en ambos grupos de muestras. En primer lugar, la PA y el PE fueron los polímeros más abundantes tanto en las muestras de excretas como en las de deposición. En segundo lugar, en ambos grupos de muestras se encuentran los mismos 5 tipos de polímeros (PA, PE, PP, PS y PAM). Sin embargo, 81 % de los MPs de excretas analizados pertenecieron a uno de 2 tipos de polímeros, PA o PE; mientras que 86 % de los MPs analizados de deposición fueron PA, PE o PET. En las muestras de excretas no se hallaron polímeros de PET o PAN y en las de deposición no se halló PAA.

Referencias

- Abbasi, S., Keshavarzi, B., Moore, F., Turner, A., Kelly, F. J., Dominguez, A. O., & Jaafarzadeh, N. (2019). Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, Iran. *Environmental Pollution*, *244*, 153–164. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.039>
- Abbasi, S., Rezaei, M., Ahmadi, F., & Turner, A. (2022). Atmospheric transport of microplastics during a dust storm. *Chemosphere*, *292*. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.133456>
- AIST. (2022). *Spectral Database for Organic Compounds SDBS*. Spectral Database for Organic Compounds SDBS; National Institute of Advanced Industrial Science and Technology (AIST), Japan. https://sdb.sdb.aist.go.jp/sdb/cgi-bin/cre_index.cgi
- Alaniz-García, J. (2002). Fauna of the municipality of Tecate. In P. Gangster, F. Cuamea-Velazquez, J. L. Castro-Ruiz, & A. Villegas (Eds.), *Tecate, Baja California: realities and challenges in a Mexican border community*. San Diego State University and Institute for Regional Studies of the Californias.
- Alava, J. J., Jahnke, A., Bergmann, M., Aguirre-Martínez, G. V., Bendell, L., Calle, P., Domínguez, G. A., Faustman, E. M., Falman, J., Kazmiruk, T. N., Klasios, N., Maldonado, M. T., McMullen, K., Moreno-Báez, M., Öberg, G., Ota, Y., Price, D., Shim, W. J., Tirapé, A., ... Weis, J. (2023). A Call to Include Plastics in the Global Environment in the Class of Persistent, Bioaccumulative, and Toxic (PBT) Pollutants. *Environmental Science & Technology*, *57*(22), 8185–8188. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c02476>
- Allen, S., Allen, D., Moss, K., Le Roux, G., Phoenix, V. R., & Sonke, J. E. (2020). Examination of the ocean as a source for atmospheric microplastics. *PLoS ONE*, *15*(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0232746>
- Álvarez-Andrade, A., & Ravelo-García, A. (2020). Edificación sustentable y emisiones de CO₂: análisis del transporte de arena en Tijuana y Tecate, B.C. *Revista de Ciencias Tecnológicas*, *3*(1), 63–70. <https://doi.org/10.37636/recit.v3i16370>

- Amato-Lourenço, L. F., dos Santos Galvão, L., Wiebeck, H., Carvalho-Oliveira, R., & Mauad, T. (2022). Atmospheric microplastic fallout in outdoor and indoor environments in São Paulo megacity. *Science of The Total Environment*, 821, 153450. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.153450>
- Anderson, K. A., & Hillwalker, W. E. (2008). Bioavailability. In S. E. Jørgensen & B. D. Fath (Eds.), *Encyclopedia of Ecology: Vol. 1 (Five volume set)* (pp. 348–357). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00375-X>
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–1605. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2011.05.030>
- Andrady, A. L. (2017). The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 119(1), 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>
- Aranda, M., Rosas, O., Ríos, J. D. J., & García, N. (2002). Análisis comparativo de la alimentación del Gato Montés (*Lynx rufus*) en dos diferentes ambientes de México. *Acta Zoológica Mexicana (N.S.)*, 109(87), 99–109. <https://doi.org/10.21829/azm.2002.87871803>
- Aranda Sánchez, J. M. (2016). Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México. In *Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México* (Primera). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). <https://doi.org/10.5962/bhl.title.113211>
- Arias-del Razo, I., Hernández, L., Laundré, J. W., & Velasco-Vázquez, L. (2012). The landscape of fear: Habitat use by a predator (*Canis latrans*) and its main prey (*Lepus californicus* and *Sylvilagus audubonii*). *Canadian Journal of Zoology*, 90(6), 683–693. <https://doi.org/10.1139/Z2012-036>
- Arthur, C., Baker, J., Bamford, H., Barnea, N., Lohmann, R., McElwee, K., Morishige, C., & Thompson, R. (2009). Summary of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris. In C. Arthur, J. Baker, & H. Bamford (Eds.), *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris. Sept 9-11, 2008* (Issue

January, pp. 2–12). National Oceanic and Atmospheric Administration: University of Washington Tacoma. <https://marinedebris.noaa.gov/proceedings-international-research-workshop-microplastic-marine-debris>

Avio, C. G., Gorbi, S., & Regoli, F. (2016). Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat. *Marine Environmental Research*, *128*, 2–11. <https://doi.org/10.1016/J.MARENRES.2016.05.012>

Ballent, A., Corcoran, P. L., Madden, O., Helm, P. A., & Longstaffe, F. J. (2016). Sources and sinks of microplastics in Canadian Lake Ontario nearshore, tributary and beach sediments. *Marine Pollution Bulletin*, *110*(1), 383–395. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2016.06.037>

Bank, M. S., & Hansson, S. V. (2019). The Plastic Cycle: A Novel and Holistic Paradigm for the Anthropocene. In *Environmental Science and Technology* (Vol. 53, Issue 13, pp. 7177–7179). American Chemical Society. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02942>

Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, 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. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>

Bei, N., Li, G., Zavala, M., Barrera, H., Torres, R., Grutter, M., Gutiérrez, W., García, M., Ruiz-Suarez, L. G., Ortinez, A., Gutiérrez, Y., Alvarado, C., Flores, I., & Molina, L. T. (2013). Meteorological overview and plume transport patterns during Cal-Mex 2010. *Atmospheric Environment*, *70*, 477–489. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.01.065>

Beriot, N., Peek, J., Zornoza, R., Geissen, V., & Huerta Lwanga, E. (2021). Low density-microplastics detected in sheep faeces and soil: A case study from the intensive vegetable farming in Southeast Spain. *Science of the Total Environment*, *755*, 142653. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142653>

- Bläsing, M., & Amelung, W. (2018). Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. *Science of the Total Environment*, 612, 422–435. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.086>
- Bosker, T., Bouwman, L. J., Brun, N. R., Behrens, P., & Vijver, M. G. (2019). Microplastics accumulate on pores in seed capsule and delay germination and root growth of the terrestrial vascular plant *Lepidium sativum*. *Chemosphere*, 226, 774–781. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.163>
- Boyle, K., & Örmeci, B. (2020). Microplastics and nanoplastics in the freshwater and terrestrial environment: A review. *Water (Switzerland)*, 12(9). <https://doi.org/10.3390/w12092633>
- Brahney, J., Hallerud, M., Heim, E., Hahnenberger, M., & Sukumaran, S. (2020). Plastic rain in protected areas of the United States. *Science*, 368(6496), 1257–1260. <https://doi.org/10.1126/science.aaz5819>
- Brahney, J., Mahowald, N., Prank, M., Cornwell, G., Klimont, Z., Matsui, H., & Prather, K. A. (2021). Constraining the atmospheric limb of the plastic cycle. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118(16), 1–10. <https://doi.org/10.1073/pnas.2020719118>
- Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., & Thompson, R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Sources and sinks. *Environmental Science and Technology*, 45(21), 9175–9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>
- Caldwell, A., Brander, S., Wiedenmann, J., Clucas, G., & Craig, E. (2022). Incidence of microplastic fiber ingestion by Common Terns (*Sterna hirundo*) and Roseate Terns (*S. dougallii*) breeding in the Northwestern Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 177. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113560>
- Campanale, C., Galafassi, S., Savino, I., Massarelli, C., Ancona, V., Volta, P., & Uricchio, V. F. (2022). Microplastics pollution in the terrestrial environments: Poorly known diffuse sources and implications for plants. *Science of the Total Environment*, 805. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.150431>

- Capucci, L., Cavadini, P., & Lavazza, A. (2020). Rabbit Hemorrhagic Disease Virus and European Brown Hare Syndrome Virus (Caliciviridae). In *Encyclopedia of Virology: Volume 1-5, Fourth Edition* (Vols 1–5, pp. 724–729). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809633-8.20998-9>
- Carlin, J., Craig, C., Little, S., Donnelly, M., Fox, D., Zhai, L., & Walters, L. (2020). Microplastic accumulation in the gastrointestinal tracts in birds of prey in central Florida, USA. *Environmental Pollution*, 264, 114633. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114633>
- Carpenter, E. J., Anderson, S. J., Harvey, G. R., Miklas, H. P., & Peck, B. B. (1972). Polystyrene Spherules in Coastal Waters. *Science*, 178(4072), 749–750. <https://doi.org/DOI: 10.1126/science.178.4062.749>
- Carpenter, E. J., & Smith, JR. K. L. (1972). Plastics on the Sargasso Sea Surface. *Science*, 175(4027), 1240–1241. <https://doi.org/DOI: 10.1126/science.175.4027.1240>
- Carson, H. S., Colbert, S. L., Kaylor, M. J., & McDermid, K. J. (2011). Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1708–1713. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.032>
- Chang, J., Liang, J., Fang, W., Zhang, H., Zhang, Y., Zhao, H., Zhang, R., Zhang, P., & Zhang, G. (2023). Adsorption behaviors and bioavailability of tetrabromobisphenol A in the presence of polystyrene microplastic in soil: Effect of microplastics aging. *Environmental Pollution*, 334. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122156>
- Chapman, J. A., & Ceballos, G. (1990). The Cottontails. In J. A. Chapman & J. E. C. Flux (Eds.), *Rabbits, Hares and Pikas: Status Survey and Conservation Action Plan* (pp. 97–99). International Union for Conservation of Nature and Natural Resources.
- Chen, K. J., Chen, M. C., & Chen, T. H. (2021). Plastic ingestion by fish in the coastal waters of the Hengchun Peninsula, Taiwan: Associated with human activity but no evidence of biomagnification. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 213, 112056. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2021.112056>

- Chen, Q., Li, Y., & Li, B. (2020). Is color a matter of concern during microplastic exposure to *Scenedesmus obliquus* and *Daphnia magna*? *Journal of Hazardous Materials*, 383. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2019.121224>
- Cheng, Y., Song, W., Tian, H., Zhang, K., Li, B., Du, Z., Zhang, W., Wang, J., Wang, J., & Zhu, L. (2021). The effects of high-density polyethylene and polypropylene microplastics on the soil and earthworm *Metaphire guillelmi* gut microbiota. *Chemosphere*, 267, 129219. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129219>
- Chia, R. W., Lee, J. Y., Jang, J., & Cha, J. (2022). Errors and recommended practices that should be identified to reduce suspected concentrations of microplastics in soil and groundwater: A review. *Environmental Technology & Innovation*, 28, 102933. <https://doi.org/10.1016/J.ETI.2022.102933>
- Conil, S., & Hall, A. (2006). Local Regimes of Atmospheric Variability: A Case Study of Southern California. *Journal of Climate*, 19, 4308–4325.
- Crutzen, P. J. (2002). Geology of mankind. *Nature*, 415, 23. <https://doi.org/https://doi.org/10.1038/415023a>
- Dämmgen, U., Erisman, J. W., Cape, J. N., Grünhage, L., & Fowler, D. (2005). Practical considerations for addressing uncertainties in monitoring bulk deposition. *Environmental Pollution*, 134(3), 535–548. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.08.013>
- Dämmgen, U., Grünhage, L., & Jäger, H. J. (1997). Description, assessment and meaning of vertical fluxes of matter within ecotopes: a systematic consideration. *Environmental Pollution*, 96(2), 249–260.
- Davidson, A. D., & Lightfoot, D. C. (2008). Burrowing rodents increase landscape heterogeneity in a desert grassland. *Journal of Arid Environments*, 72(7), 1133–1145. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2007.12.015>
- De Bhowmick, G., & Sarmah, A. K. (2022). Microplastics contamination associated with land-application of biosolids: A perspective. *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 26. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2022.100342>

- De Carvalho, A. R., Riem-Galliano, L., ter Halle, A., & Cucherousset, J. (2022). Interactive effect of urbanization and flood in modulating microplastic pollution in rivers. *Environmental Pollution*, 309. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2022.119760>
- De la Parra, C., Rodríguez-Lepure, A. L., & Pachecho-Pedraza, A. (2010). *Diagnóstico de los residuos sólidos urbanos en Tijuana, Baja California*. http://server.cocef.org/Final_Reports_B2012/20103/20103_Final_Report_ES.pdf
- De Souza Machado, A. A., Kloas, W., Zarfl, C., Hempel, S., & Rillig, M. C. (2018). Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*, 24(4), 1405–1416. <https://doi.org/10.1111/gcb.14020>
- Dehghani, S., Moore, F., & Akhbarizadeh, R. (2017). Microplastic pollution in deposited urban dust, Tehran metropolis, Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(25), 20360–20371. <https://doi.org/10.1007/S11356-017-9674-1/TABLES/1>
- Delibes-Mateos, M., Delibes, M., Ferreras, P., & Villafuerte, R. (2008). Key role of European rabbits in the conservation of the western Mediterranean Basin hotspot. *Conservation Biology*, 22(5), 1106–1117. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00993.x>
- Deoniziak, K., Cichowska, A., Niedźwiecki, S., & Pol, W. (2022). Thrushes (Aves: Passeriformes) as indicators of microplastic pollution in terrestrial environments. *Science of The Total Environment*, 853, 158621. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.158621>
- DEPC. (2014). Atlas de riesgos de Baja California. Actualización e identificación de peligros. In Secretaría de Infraestructura y Desarrollo Urbano (SIDUE) Dirección Estatal de Protección Civil (DEPC) (Ed.), *News.Ge*. Gobierno de Baja California, Secretaría de Gobernación (SG).
- Devereux, R., Hartl, M. G. J., Bell, M., & Capper, A. (2021). The abundance of microplastics in cnidaria and ctenophora in the North Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 173. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2021.112992>

- Dikareva, N., & Simon, K. S. (2019). Microplastic pollution in streams spanning an urbanisation gradient. *Environmental Pollution*, 250, 292–299. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.105>
- Ding, J., Sun, C., He, C., Zheng, L., Dai, D., & Li, F. (2022). *Atmospheric microplastics in the Northwestern Pacific Ocean: Distribution, source, and deposition*. 829, 154337. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154337>
- Dissanayake, P. D., Kim, S., Sarkar, B., Oleszczuk, P., Sang, M. K., Haque, M. N., Ahn, J. H., Bank, M. S., & Ok, Y. S. (2022). Effects of microplastics on the terrestrial environment: A critical review. *Environmental Research*, 209. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2022.112734>
- Donohue, M. J., Masura, J., Gelatt, T., Ream, R., Baker, J. D., Faulhaber, K., & Lerner, D. T. (2019). Evaluating exposure of northern fur seals, *Callorhinus ursinus*, to microplastic pollution through fecal analysis. *Marine Pollution Bulletin*, 138, 213–221. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.036>
- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., & Tassin, B. (2015). Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*, 12(5), 592–599. <https://doi.org/10.1071/EN14167>
- Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., & Tassin, B. (2016). Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin*, 104(1–2), 290–293. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2016.01.006>
- Duis, K., & Coors, A. (2016). Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environmental Sciences Europe*, 28(2), 1–25. <https://doi.org/10.1186/s12302-015-0069-y>
- Erisman, J. W., & Draaijers, G. P. J. (1995). *Atmospheric deposition in relation to acidification and eutrophication*. Elsevier.
- Evangelidou, N., Grythe, H., Klimont, Z., Heyes, C., Eckhardt, S., Lopez-Aparicio, S., & Stohl, A. (2020). Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote

regions. *Nature Communications*, 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17201-9>

Evangelidou, N., Tichý, O., Eckhardt, S., Zwaafink, C. G., & Brahney, J. (2022). Sources and fate of atmospheric microplastics revealed from inverse and dispersion modelling: From global emissions to deposition. *Journal of Hazardous Materials*, 432, 128585. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2022.128585>

Farley, K. A., Ojeda-Revah, L., Atkinson, E. E., & Eaton-González, B. R. (2012). Changes in land use, land tenure, and landscape fragmentation in the Tijuana River Watershed following reform of the ejido sector. *Land Use Policy*, 29(1), 187–197. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.06.006>

Fossi, M. C., Baini, M., Panti, C., Galli, M., Jiménez, B., Muñoz-Arnanz, J., Marsili, L., Finoia, M. G., & Ramírez-Macías, D. (2017). Are whale sharks exposed to persistent organic pollutants and plastic pollution in the Gulf of California (Mexico)? First ecotoxicological investigation using skin biopsies. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 199, 48–58.

Fossi, M. C., Marsili, L., Baini, M., Giannetti, M., Coppola, D., Guerranti, C., Caliani, I., Minutoli, R., Lauriano, G., Finoia, M. G., Rubegni, F., Panigada, S., Bérubé, M., Urbán Ramírez, J., & Panti, C. (2016). Fin whales and microplastics: The Mediterranean Sea and the Sea of Cortez scenarios. *Environmental Pollution*, 209(December 2015), 68–78. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.11.022>

Franeker, J. A. Van. (2011). Transporters of Microplastics. In NOAA Marine Debris Division NOAA Fisheries International Affairs (Ed.), *Fifth International Marine Debris Conference* (pp. 278–280). NOAA, UNEP.

Fueser, H., Mueller, M. T., & Traunspurger, W. (2020). Rapid ingestion and egestion of spherical microplastics by bacteria-feeding nematodes. *Chemosphere*, 261, 128162. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128162>

Gasperi, J., Wright, S. L., Dris, R., Collard, F., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Kelly, F. J., & Tassin, B. (2018). Microplastics in air: Are we breathing it in?

Current Opinion in Environmental Science and Health, 1, 1–5.
<https://doi.org/10.1016/J.COESH.2017.10.002>

GESAMP. (2016). *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment* (P. J. Kershaw & C. M. Rochman, Eds.; Vol. 93). International Maritime Organization. www.imo.org

Gigault, J., Halle, A. ter, Baudrimont, M., Pascal, P. Y., Gauffre, F., Phi, T. L., El Hadri, H., Grassl, B., & Reynaud, S. (2018). Current opinion: What is a nanoplastic? In *Environmental Pollution* (Vol. 235, pp. 1030–1034). Elsevier Ltd.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.024>

Gil-Delgado, J. A., Guijarro, D., Gosálvez, R. U., López-Iborra, G. M., Ponz, A., & Velasco, A. (2017). Presence of plastic particles in waterbirds faeces collected in Spanish lakes. *Environmental Pollution*, 220, 732–736.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.054>

Godoy, V., Martín-Lara, M. A., Calero, M., & Blázquez, G. (2019). Physical-chemical characterization of microplastics present in some exfoliating products from Spain. *Marine Pollution Bulletin*, 139(December 2018), 91–99.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.026>

Goßmann, I., Halbach, M., & Scholz-Böttcher, B. M. (2021). Car and truck tire wear particles in complex environmental samples – A quantitative comparison with “traditional” microplastic polymer mass loads. *Science of the Total Environment*, 773.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145667>

Hartmann, N. B., Hüffer, T., Thompson, R. C., Hassellöv, 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., & Wagner, M. (2019). Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environmental Science and Technology*, 53(3), 1039–1047.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297>

He, B., Wijesiri, B., Ayoko, G. A., Egodawatta, P., Rintoul, L., & Goonetilleke, A. (2020). Influential factors on microplastics occurrence in river sediments. *Science of The*

Total Environment, 738, 139901.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.139901>

He, D., Bristow, K., Filipović, V., Lv, J., & He, H. (2020). Microplastics in terrestrial ecosystems: A scientometric analysis. *Sustainability (Switzerland)*, 12(20), 1–15.
<https://doi.org/10.3390/su12208739>

He, D., Luo, Y., Lu, S., Liu, M., Song, Y., & Lei, L. (2018). Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, 109, 163–172. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.006>

Horn, D., Miller, M., Anderson, S., & 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(July 2018), 231–237.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.039>

Hornek-Gausterer, R., Oberacher, H., Reinstadler, V., Hartmann, C., Liebmann, B., Lomako, I., Scharf, S., Posautz, A., & Kübber-Heiss, A. (2021). A preliminary study on the detection of potential contaminants in the European brown hare (*Lepus europaeus*) by suspect and microplastics screening. *Environmental Advances*, 4(February), 100045. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2021.100045>

Horton, A. A., Walton, A., Spurgeon, D. J., Lahive, E., & Svendsen, C. (2017). Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of The Total Environment*, 586, 127–141.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>

Hu, L., Su, L., Xue, Y., Mu, J., Zhu, J., Xu, J., & Shi, H. (2016). Uptake, accumulation and elimination of polystyrene microspheres in tadpoles of *Xenopus tropicalis*. *Chemosphere*, 164, 611–617. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.002>

Huerta-Lwanga, E., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., Van Der Ploeg, M., Besseling, E., Koelmans, A. A., & Geissen, V. (2016). Microplastics in the Terrestrial Ecosystem: Implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae).

Environmental Science & Technology, 50, 2685–2691.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05478>

Huerta-Lwanga, E., Mendoza Vega, J., Ku Quej, V., de los Angeles Chi, J., Sanchez del Cid, L., Chi, C., Escalona Segura, G., Gertsen, H., Salánki, T., Van Der Ploeg, M., Koelmans, A. A., & Geissen, V. (2017). Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain. *Scientific Reports*, 7(14071), 1–7.
<https://doi.org/10.1038/s41598-017-14588-2>

IMPLAN. (2019). *Programa Sectorial de Resiliencia Urbana para el Municipio de Tijuana, BC. PSRU T 2019-2024*. XXII Ayuntamiento de Tijuana.
https://implan.tijuana.gob.mx/pdf/atlas/Sectorial-Resiliencia-Tijuana_Periodico-34-CXXVI-201989-SECCION II.pdf

IMPLAN and ITDP. (2018). Estudio de Movilidad en Bicicleta de Tijuana. In *Instituto Metropolitano de Planeación de Tijuana*.

IMPLAN Tijuana. (2019). *Plan integral de movilidad urbana sustentable para la zona metropolitana de Tijuana - Tecate - Playas de Rosarito 2019-2040 (PIMUS)* (p. 338). Gobierno del Estado de Baja California, XXII Ayuntamiento de Tijuana, Secretaría de Movilidad Urbana Sustentable.

INEGI. (2000). *Espacio y datos de México*. Geovisor Espacio y Datos de México.
<https://www.inegi.org.mx/app/mapa/espacioydatos/>

INEGI. (2016). Carta de uso de suelo y vegetación. 1:250 000- Serie V, I11-11. In *Carta 1:50,000*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
<http://www3.inegi.org.mx/sistemas/biblioteca/ficha.aspx?upc=702825211585>

INEGI. (2017). *Anuario estadístico y geográfico de Baja California 2017*.
https://www.datatur.sectur.gob.mx/ITxEF_Docs/BCN_ANUARIO_PDF.pdf

INEGI. (2021a). Panorama sociodemográfico de Baja California. In *Censo de Población y Vivienda 2020*.

- INEGI. (2021b, August). *Industria maquiladora de exportación*. Subsistema de Información Económica, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/programas/indmaq/>
- Isobe, A., Kubo, K., Tamura, Y., Kako, S., Nakashima, E., & Fujii, N. (2014). Selective transport of microplastics and mesoplastics by drifting in coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 89(1–2), 324–330. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.09.041>
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768–771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>
- Jauregui-Ostos, E. (1981). Climatología de difusión de la ciudad de Tijuana, B.C. *Investigaciones Geográficas*, 1(11), 55–91. <https://doi.org/https://doi.org/10.14350/rig.58936>
- Jia, Q., Duan, Y., Han, X., Sun, X., Munyaneza, J., Ma, J., & Xiu, G. (2022). Atmospheric deposition of microplastics in the megalopolis (Shanghai) during rainy season: Characteristics, influence factors, and source. *Science of The Total Environment*, 847, 157609. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.157609>
- Jiang, M., Li, S., Li, H., Jian, S., Liu, F., & Li, X. (2023). Reprogramming of microbial community in barley root endosphere and rhizosphere soil by polystyrene plastics with different particle sizes. *Science of the Total Environment*, 866. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161420>
- Johnston, P., Ng, E.-L., Eldridge, S. M., Huerta Lwanga, E., Chen, D., Hu, H.-W., & Geissen, V. (2018). An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems. *Science of The Total Environment*, 627, 1377–1388. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.341>
- Kernchen, S., Löder, M. G. J., Fischer, F., Fischer, D., Moses, S. R., Georgi, C., Nölscher, A. C., Held, A., & Laforsch, C. (2022). Airborne microplastic concentrations and deposition across the Weser River catchment. *Science of the Total Environment*, 818. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151812>

- Khalid, N., Aqeel, M., & Noman, A. (2020). Microplastics could be a threat to plants in terrestrial systems directly or indirectly. *Environmental Pollution*, 267, 115653. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115653>
- Klein, M., Bechtel, B., Brecht, T., & Fischer, E. K. (2023). Spatial distribution of atmospheric microplastics in bulk-deposition of urban and rural environments – A one-year follow-up study in northern Germany. *Science of The Total Environment*, 901, 165923. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.165923>
- Klein, M., & Fischer, E. K. (2019). Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany. *Science of the Total Environment*, 685, 96–103. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.05.405>
- Klein, S., Worch, E., & Knepper, T. P. (2015). *Occurrence and Spatial Distribution of Microplastics in River Shore Sediments of the Rhine-Main Area in Germany*. 49. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00492>
- Lahive, E., Cross, R., Saarloos, A. I., Horton, A. A., Svendsen, C., Hufenus, R., & Mitrano, D. M. (2022). Earthworms ingest microplastic fibres and nanoplastics with effects on egestion rate and long-term retention. *Science of the Total Environment*, 807, 151022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151022>
- Langhammer, M., & Grimm, V. (2020). Mitigating bioenergy-driven biodiversity decline: A modelling approach with the European brown hare. *Ecological Modelling*, 416. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108914>
- Lato, K. A., Thorne, L. H., Furst, M., & Brownawell, B. J. (2021). Microplastic abundance in gull nests in relation to urbanization. *Marine Pollution Bulletin*, 164. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2021.112058>
- Lebreton, L. C. M., Van Der Zwet, J., Damsteeg, J. W., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, 8. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>
- Lehtiniemi, M., Hartikainen, S., Näkki, P., Engström-Öst, J., Koistinen, A., & Setälä, O. (2018). Size matters more than shape: Ingestion of primary and secondary

microplastics by small predators. *Food Webs*, 17.
<https://doi.org/10.1016/J.FOOWEB.2018.E00097>

León-Tapia, M. Á., & Hortelano-Moncada, Y. (2016). Richness of insectivorous bats in a chaparral area in the municipality of Tecate, Baja California, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(3), 1055–1061.
<https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.07.005>

Leslie, H. A. (2014). Review of Microplastics in Cosmetics. *IVM Institute for Environmental Studies*, 476(July), 33.

Li, L., Luo, Y., Peijnenburg, W. J. G. M., Li, R., Yang, J., & Zhou, Q. (2019). Confocal measurement of microplastics uptake by plants. *MethodsX*, 7, 100750.
<https://doi.org/10.1016/j.mex.2019.11.023>

Li, W., Zu, B., Hu, L., Lan, L., Zhang, Y., & Li, J. (2022). Migration behaviors of microplastics in sediment-bearing turbulence: Aggregation, settlement, and resuspension. *Marine Pollution Bulletin*, 180, 113775.
<https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2022.113775>

Liao, Z., Ji, X., Ma, Y., Lv, B., Huang, W., Zhu, X., Fang, M., Wang, Q., Wang, X., Dahlgren, R., & Shang, X. (2021). Airborne microplastics in indoor and outdoor environments of a coastal city in Eastern China. *Journal of Hazardous Materials*, 417, 126007. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2021.126007>

Liu, K., Wang, X., Song, Z., Wei, N., & Li, D. (2020). Terrestrial plants as a potential temporary sink of atmospheric microplastics during transport. *Science of the Total Environment*, 742, 140523. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140523>

Liu, M., Lu, S., Song, Y., Lei, L., Hu, J., Lv, W., Zhou, W., Cao, C., Shi, H., Yang, X., & He, D. (2018a). Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China. *Environmental Pollution*, 242, 855–862.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.051>

Liu, M., Lu, S., Song, Y., Lei, L., Hu, J., Lv, W., Zhou, W., Cao, C., Shi, H., Yang, X., & He, D. (2018b). Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs

- of Shanghai, China. *Environmental Pollution*, 242, 855–862.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.051>
- Liu, S., Lin, G., Liu, X., Yang, R., Wang, H., Sun, Y., Chen, B., & Dong, R. (2023). Detection of various microplastics in placentas, meconium, infant feces, breastmilk and infant formula: A pilot prospective study. *Science of the Total Environment*, 854.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158699>
- Liu, Y. R., van der Heijden, M. G. A., Riedo, J., Sanz-Lazaro, C., Eldridge, D. J., Bastida, F., Moreno-Jiménez, E., Zhou, X. Q., Hu, H. W., He, J. Z., Moreno, J. L., Abades, S., Alfaro, F., Bamigboye, A. R., Berdugo, M., Blanco-Pastor, J. L., de Los Ríos, A., Duran, J., Grebenc, T., ... Delgado-Baquerizo, M. (2023). Soil contamination in nearby natural areas mirrors that in urban greenspaces worldwide. *Nature Communications*, 14(1), 1706. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-37428-6>
- Liu, Z., Bai, Y., Ma, T., Liu, X., Wei, H., & Meng, H. (2022). Distribution and possible sources of atmospheric microplastic deposition in a valley basin city (Lanzhou, China). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 233, 113353.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113353>
- Lorenzo, C., Cortés-Calva, P., Ruiz-Campos, G., & Álvarez-Castañeda, S. T. (2013). Current Distributional Status of Two Subspecies of *Sylvilagus bachmani* on the Baja California Peninsula, Mexico. *Western North American Naturalist*, 73(2), 219–223.
<https://doi.org/10.3398/064.073.0211>
- Lorenzo, C., Rioja-Paradela, T. M., & Carrillo-Reyes, A. (2015). State of knowledge and conservation of endangered and critically endangered lagomorphs worldwide. *Therya*, 6(1), 11–30. <https://doi.org/10.12933/THERYA-15-225>
- Maes, T., van Diemen de Jel, J., Vethaak, A. D., Desender, M., Bendall, V. A., van Velzen, M., & Leslie, H. A. (2020). You Are What You Eat, Microplastics in Porbeagle Sharks From the North East Atlantic: Method Development and Analysis in Spiral Valve Content and Tissue. *Frontiers in Marine Science*, 7(May), 1–17.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00273>

- Mai, L., Bao, L.-J., Wong, C. S., & Zeng, E. Y. (2018). Microplastics in the Terrestrial Environment. In E. Y. Zeng (Ed.), *Microplastic Contamination in Aquatic Environments. An Emerging Matter of Environmental Urgency* (pp. 365–378). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813747-5.00012-6>
- Malizia, A., & Monmany-Garzia, A. C. (2019). Terrestrial ecologists should stop ignoring plastic pollution in the Anthropocene time. *Science of the Total Environment*, 668, 1025–1029. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.044>
- Marchant, D. J., Martínez Rodríguez, A., Francelle, P., Jones, J. I., & Kratina, P. (2023). Contrasting the effects of microplastic types, concentrations and nutrient enrichment on freshwater communities and ecosystem functioning. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 255. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.114834>
- Martínez-Calderas, J. M., Palacio-Núñez, J., Martínez-Montoya, J. F., Clemente-Sánchez, F., Sánchez-Rojas, G., & Olmos-Oropeza, G. (2016). Abundancia relativa y distribución de lagomorfos en el centro-norte de México. *Agroproductividad*, 9(9), 67–72. <https://revista-agroproductividad.org/index.php/agroproductividad/article/view/820/684>
- Massone, H. E., Martinez, D. E., Cionchi, J. L., & Bocanegra, E. (1998). Suburban areas in developing countries and their relationship to groundwater pollution: A case study of Mar del Plata, Argentina. *Environmental Management*, 22(2), 245–254. <https://doi.org/10.1007/s002679900100>
- Matjašič, T., Mori, N., Hostnik, I., Bajt, O., & Kovač Viršek, M. (2023). Microplastic pollution in small rivers along rural–urban gradients: Variations across catchments and between water column and sediments. *Science of The Total Environment*, 858, 160043. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.160043>
- McMahon, C. R., Holley, D., & Robinson, S. (1999). The diet of itinerant male Hooker's sea lions, *Phocarctos hookeri*, at sub-Antarctic Macquarie Island. *Wildlife Research*, 26(6), 839–846. <https://doi.org/10.1071/WR98079>
- Md Amin, R., Sohaimi, E. S., Anuar, S. T., & Bachok, Z. (2020). Microplastic ingestion by zooplankton in Terengganu coastal waters, southern South China Sea. *Marine*

Pollution Bulletin, 150, 110616.
<https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2019.110616>

Mellink, E. (2002). El límite sur de la región mediterránea de Baja California, con base en sus tetrápodos endémicos. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)*, 85, 11–23.
https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0065-17372002000100002

Meng, F., Harkes, P., van Steenbrugge, J. J. M., & Geissen, V. (2023). Effects of microplastics on common bean rhizosphere bacterial communities. *Applied Soil Ecology*, 181. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104649>

Miller, R. R., Minckley, W. L., Norris, S. M., & Schmitter Soto, J. J. (2009). *Peces dulceacuícolas de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Minnich, R. A. (1983). Fire Mosaics in Southern California and Northern Baja California. *Science*, 219(4590), 1287–1294.

Monteiro, S. S., & Pinto da Costa, J. (2022). Methods for the extraction of microplastics in complex solid, water and biota samples. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, 33, 2214–1588. <https://doi.org/10.1016/J.TEAC.2021.E00151>

Mora, F. (2017). Nation-wide indicators of ecological integrity in Mexico: The status of mammalian apex-predators and their habitat. *Ecological Indicators*, 82, 94–105.
<https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2017.06.030>

Mrosovsky, N., Ryan, G. D., & James, M. C. (2009). Leatherback turtles: The menace of plastic. *Marine Pollution Bulletin*, 58(2), 287–289.
<https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2008.10.018>

Multisanti, C. R., Merola, C., Perugini, M., Aliko, V., & Faggio, C. (2022). Sentinel species selection for monitoring microplastic pollution: A review on one health approach. *Ecological Indicators*, 145, 109587.
<https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2022.109587>

- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, *403*(6772), 853–858. <https://www.nature.com/articles/35002501>
- Nelms, S. E., Galloway, T. S., Godley, B. J., Jarvis, D. S., & Lindeque, P. K. (2018). Investigating microplastic trophic transfer in marine top predators. *Environmental Pollution*, *238*, 999–1007. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.016>
- Nessi, A., Winkler, A., Tremolada, P., Saliu, F., Lasagni, M., Ghezzi, L. L. M., & Balestrieri, A. (2022). Microplastic contamination in terrestrial ecosystems: A study using barn owl (*Tyto alba*) pellets. *Chemosphere*, *308*. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2022.136281>
- O'Connor, J. D., Lally, H. T., Koelmans, A. A., Mahon, A. M., O'Connor, I., Nash, R., O'Sullivan, J. J., Bruen, M., Heerey, L., & Murphy, S. (2022). Modelling the transfer and accumulation of microplastics in a riverine freshwater food web. *Environmental Advances*, *8*, 100192. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100192>
- OECD. (2022a). Global Plastics Outlook. Economic drivers, environmental impacts and policy options. In *Global Plastics Outlook*. OECD. <https://doi.org/10.1787/DE747AEF-EN>
- OECD. (2022b). Global Plastics Outlook. Policy scenarios to 2060. In *Global Plastics Outlook*. OECD. <https://doi.org/10.1787/AA1EDF33-EN>
- Ojeda-Revah, L., & Alvarez, G. (2000). La reforestación de Tijuana, Baja California como un mecanismo de reducción de riesgos naturales. *Estudios Fronterizos*, *1*(2), 9–31. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0187-69612000000200001&script=sci_arttext
- Ojeda-Revah, L., Bocco, G., Ezcurra, E., & Espejel, I. (2008). Land-cover/use transitions in the binational Tijuana River watershed during a period of rapid industrialization. *Applied Vegetation Science*, *11*(1), 107–116. <https://doi.org/10.1111/J.1654-109X.2008.TB00209.X>

- Opitz, T., Benítez, S., Fernández, C., Osóres, S., Navarro, J. M., Rodríguez-Romero, A., Lohrmann, K. B., & Lardies, M. A. (2021). Minimal impact at current environmental concentrations of microplastics on energy balance and physiological rates of the giant mussel *Choromytilus chorus*. *Marine Pollution Bulletin*, 162. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111834>
- Ory, N. C., Gallardo, C., Lenz, M., & Thiel, M. (2018). Capture, swallowing, and egestion of microplastics by a planktivorous juvenile fish. *Environmental Pollution*, 240, 566–573. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.093>
- Ostiategui-Francia, P., Usategui-Martín, A., & Liria-Loza, A. (2017). Microplastics Presence in Sea Turtles. *Fate and Impact of Microplastics in Marine Ecosystems*, 34–35. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-812271-6.00035-1>
- Parsons, M. A., Barkley, T. C., Rachlow, J. L., Johnson-Maynard, J. L., Johnson, T. R., Milling, C. R., Hammel, J. E., Leslie, I., & Perring, M. (2016). Cumulative effects of an herbivorous ecosystem engineer in a heterogeneous landscape. *Ecosphere*, 7(3). <https://doi.org/10.1002/ECS2.1334>
- Peijnenburg, W. J. G. M., & Jager, T. (2003). Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: Matrix issues. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56(1), 63–77. [https://doi.org/10.1016/S0147-6513\(03\)00051-4](https://doi.org/10.1016/S0147-6513(03)00051-4)
- Peng, J., Wang, J., & Cai, L. (2017). Current understanding of microplastics in the environment: Occurrence, fate, risks, and what we should do. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13(3), 476–482. <https://doi.org/10.1002/IEAM.1912>
- Pérez-Guevara, F., Kuttralam-Muniasamy, G., & Shruti, V. C. (2021). Critical review on microplastics in fecal matter: Research progress, analytical methods and future outlook. *Science of the Total Environment*, 778, 146395. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.146395>
- Pérez-Reverón, R., González-Sálamo, J., Hernández-Sánchez, C., González-Pleiter, M., Hernández-Borges, J., & Díaz-Peña, F. J. (2022). Recycled wastewater as a

potential source of microplastics in irrigated soils from an arid-insular territory (Fuerteventura, Spain). *Science of the Total Environment*, 817. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.152830>

Perez-Venegas, D. J., Seguel, M., Pavés, H., Pulgar, J., Urbina, M., Ahrendt, C., & Galbán-Malagón, C. (2018). First detection of plastic microfibers in a wild population of South American fur seals (*Arctocephalus australis*) in the Chilean Northern Patagonia. *Marine Pollution Bulletin*, 136, 50–54. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.08.065>

Piñón-Colin, T. de J., Rodríguez-Jiménez, R., Pastrana-Corral, M. A., Rogel-Hernández, E., & Wakida, F. T. (2018). Microplastics on sandy beaches of the Baja California Peninsula, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 131, 63–71. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.03.055>

Piñón-Colin, T. de J., Rodríguez-Jiménez, R., Rogel-Hernández, E., Álvarez-Andrade, A., & Wakida, F. T. (2020). Microplastics in stormwater runoff in a semiarid region, Tijuana, Mexico. *Science of The Total Environment*, 704(135411), 135411. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135411>

Plee, T. A., & Pomory, C. M. (2020). Microplastics in sandy environments in the Florida Keys and the panhandle of Florida, and the ingestion by sea cucumbers (Echinodermata: Holothuroidea) and sand dollars (Echinodermata: Echinoidea). *Marine Pollution Bulletin*, 158, 111437. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2020.111437>

Prata, J. C., da Costa, J. P., Lopes, I., Andrady, A. L., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2021). A One Health perspective of the impacts of microplastics on animal, human and environmental health. *Science of the Total Environment*, 777. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146094>

Prata, J. C., Reis, V., da Costa, J. P., Mouneyrac, C., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2021). Contamination issues as a challenge in quality control and quality assurance in microplastics analytics. *Journal of Hazardous Materials*, 403, 123660. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123660>

- Pratt, R. B. (2022). Vegetation-type conversion of evergreen chaparral shrublands to savannahs dominated by exotic annual herbs: causes and consequences for ecosystem function. *American Journal of Botany*, *109*(1), 9–28. <https://doi.org/10.1002/AJB2.1777>
- Qi, Y., Yang, X., Pelaez, A. M., Huerta Lwanga, E., Beriot, N., Gertsen, H., Garbeva, P., & Geissen, V. (2018). Macro- and micro- plastics in soil-plant system: Effects of plastic mulch film residues on wheat (*Triticum aestivum*) growth. *Science of the Total Environment*, *645*, 1048–1056. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.229>
- Raphael, M. N. (2003). The Santa Ana Winds of California. *Earth Interactions*, *7*(8), 1–13.
- Riemann, H., & Ezcurra, E. (2005). Plant endemism and natural protected areas in the peninsula of Baja California, Mexico. *Biological Conservation*, *122*(1), 141–150. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.07.008>
- Rillig, M. C. (2012). Microplastic in Terrestrial Ecosystems and the Soil? *Environmental Science & Technology*, *46*(12), 6453–6454. <http://10.0.3.253/es302011r>
- Rillig, M. C., De Souza Machado, A. A., Lehmann, A., & Klümper, U. (2019). Evolutionary implications of microplastics for soil biota. *Environmental Chemistry*, *16*(1), 3–7. <https://doi.org/10.1071/EN18118>
- Rillig, M. C., Ziersch, L., & Hempel, S. (2017). Microplastic transport in soil by earthworms. *Scientific Reports*, *7*(1362), 1–6. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-01594-7>
- Ritchie, H. (2021, May 1). *Where does the plastic in our oceans come from?* Our World in Data. <https://ourworldindata.org/ocean-plastics>
- Rochman, C. M. (2018). Microplastics research-from sink to source. In *Science* (Vol. 360, Issue 6384, pp. 28–29). American Association for the Advancement of Science. <https://doi.org/10.1126/science.aar7734>

- Ryan, P. G. (2008). Seabirds indicate changes in the composition of plastic litter in the Atlantic and south-western Indian Oceans. *Marine Pollution Bulletin*, 56(8), 1406–1409. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.05.004>
- Ryan, P. G. (2015). A Brief History of Marine Litter Research. In M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter* (p. 447). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3>
- Santana, M. F. M., Moreira, F. T., & Turra, A. (2017). Trophic transference of microplastics under a low exposure scenario: Insights on the likelihood of particle cascading along marine food-webs. *Marine Pollution Bulletin*, 121(1–2), 154–159. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.061>
- SAPEA. (2019). *A scientific perspective on microplastics in nature and society*. <https://doi.org/10.26356/microplastics>
- Sarker, A., Deepo, D. M., Nandi, R., Rana, J., Islam, S., Rahman, S., Hossain, M. N., Baroi, A., & Kim, J.-E. (2020). A review of microplastics pollution in the soil and terrestrial ecosystems: A global and Bangladesh perspective. *Science of the Total Environment*, 733, 139296. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139296>
- Scarascia-Mugnozza, G., Sica, C., & Russo, G. (2011). Plastic materials in European agriculture: Actual use and perspectives. *Journal of Agriculture Engineering*, 3, 15–28.
- Schwabl, P., Köppel, S., Königshofer, P., Bucsics, T., Trauner, M., Reiberger, T., & Liebmann, B. (2019). Detection of Various Microplastics in Human Stool: A Prospective Case Series. *Annals of Internal Medicine*, 171(7), 453–457. <https://doi.org/10.7326/M19-0618>
- Secretaría de Desarrollo Económico de Tijuana. (2020). *Tijuana En Números*.
- Secretaría de Desarrollo Económico de Tijuana. (2021). *Tijuana en Números* (Issue 6 de Julio).
- Secretaría de Turismo. (2019, June 24). *Tecate, Baja California*. Programa Pueblos Mágicos. <http://www.sectur.gob.mx/gobmx/pueblos-magicos/tecate-baja-california/>

- Sekudewicz, I., Dąbrowska, A. M., & Syczewski, M. D. (2021). Microplastic pollution in surface water and sediments in the urban section of the Vistula River (Poland). *Science of the Total Environment*, 762. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.143111>
- SEMARNAT. (2020). *Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos*.
- Sherlock, C., Fernie, K. J., Munno, K., Provencher, J., & Rochman, C. (2022). The potential of aerial insectivores for monitoring microplastics in terrestrial environments. *Science of the Total Environment*, 807. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150453>
- Shruti, V. C., Jonathan, M. P., Rodríguez-Espinosa, P. F., & Rodríguez-González, F. (2019). Microplastics in freshwater sediments of Atoyac River basin, Puebla City, Mexico. *Science of the Total Environment*, 654, 154–163. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.054>
- Shruti, V. C., Kutralam-Muniasamy, G., Pérez-Guevara, F., Roy, P. D., & Martínez, I. E. (2022). Occurrence and characteristics of atmospheric microplastics in Mexico City. *Science of the Total Environment*, 847. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.157601>
- Smart Border Coalition. (2020). *Smart Border Coalition*. Regional Crossing Statistics 2015-2019. <https://smartbordercoalition.com/blog/facts-and-figuresm/storage/files/Crossing Stats, 2015-2019.pptx.pdf>
- Sosa-Burgos, L. M. (1991). *Ecology of two coexisting populations of lagomorphs in the Mojave Desert, Lepus californicus and Sylvilagus audubonii* [University of California, Los Angeles]. <https://www.proquest.com/openview/d00cbe3a79cda069651735cbfcc8a493/1?pq-origsite=gscholar&cbl=18750&diss=y>
- SPABC. (2012). *Programa Estatal de Acción ante el Cambio Climático de Baja California (PEACC-BC)* (p. 234). Secretaría de Protección al Ambiente de Baja California, Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

- Steinmetz, Z., Wollmann, C., Schaefer, M., Buchmann, C., David, J., Tröger, J., Muñoz, K., Frör, O., & Schaumann, G. E. (2016). Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation? *Science of the Total Environment*, 550, 690–705. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.153>
- Su, L., Nan, B., Craig, N. J., & Pettigrove, V. (2020). Temporal and spatial variations of microplastics in roadside dust from rural and urban Victoria, Australia: Implications for diffuse pollution. *Chemosphere*, 252, 126567. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126567>
- Sun, D., Li, H., Wang, E., He, W., Hao, W., Yan, C., Li, Y., Mei, X., Zhang, Y., Sun, Z., Jia, Z., Zhou, H., Fan, T., Zhang, X., Liu, Q., Wang, F., Zhang, C., Shen, J., Wang, Q., & Zhang, F. (2020). An overview of the use of plastic-film mulching in China to increase crop yield and water-use efficiency. *National Science Review*, 7(10), 1523–1526. <https://doi.org/10.1093/NSR/NWAA146>
- Sutton, R., Mason, S. A., Stanek, S. K., Willis-Norton, E., Wren, I. F., & Box, C. (2016). Microplastic contamination in the San Francisco Bay, California, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 109(1), 230–235. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.077>
- Syphard, A. D., Brennan, T. J., & Keeley, J. E. (2019). Drivers of chaparral type conversion to herbaceous vegetation in coastal Southern California. *Diversity and Distributions*, 25(1), 90–101. <https://doi.org/10.1111/DDI.12827>
- Tang, C. N., Kuwahara, V. S., Leong, S. C. Y., Moh, P. Y., & Yoshida, T. (2023). Effect of monsoon on microplastic bioavailability and ingestion by zooplankton in tropical coastal waters of Sabah. *Marine Pollution Bulletin*, 193. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115182>
- Tang, K. H. D., & Hadibarata, T. (2021). Microplastics removal through water treatment plants: Its feasibility, efficiency, future prospects and enhancement by proper waste management. *Environmental Challenges*, 5, 100264. <https://doi.org/10.1016/J.ENVC.2021.100264>
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Bjorn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D.,

- Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhavong, K., ... Takada, H. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2027–2045. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>
- Thompson, R. C. (2015). Microplastics in the Marine Environment: Sources, Consequences and Solutions. In M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Eds.), *Marine anthropogenic litter* (pp. 185–200). Springer Open. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01360>
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McConigle, D., & Russell, A. E. (2004). Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science*, 304(5672), 838. <http://10.0.4.102/science.1094559>
- Thorpe, A., & Harrison, R. M. (2008). Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Science of The Total Environment*, 400(1–3), 270–282. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2008.06.007>
- Thrift, E., Porter, A., Galloway, T. S., Coomber, F. G., & Mathews, F. (2022). Ingestion of plastics by terrestrial small mammals. *Science of The Total Environment*, 842, 156679. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.156679>
- Trafton, A. (2020, July 22). Chemists make tough plastics recyclable New method for producing thermoset plastics allows them to be broken down more easily after use. *MIT News*.
- Ullah, R., Tsui, M. T. K., Chen, H., Chow, A., Williams, C., & Ligaba-Osena, A. (2021). Microplastics interaction with terrestrial plants and their impacts on agriculture. *Journal of Environmental Quality*, 50(5), 1024–1041. <https://doi.org/10.1002/JEQ2.20264>
- UNEP. (2015). Plastics and microplastics Factsheet. In *UNEP Caribbean Environmental programme*. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.029>

- UNEP. (2021). *From pollution to solution. A global assessment of marine litter and plastic pollution* (United Nations Environmental Programme (UNEP), Ed.). United Nations Environmental Programme (UNEP).
- Van Sebille, E., Wilcox, C., Lebreton, L., Maximenko, N., Hardesty, B. D., Van Franeker, J. A., Eriksen, M., Siegel, D., Galgani, F., & Law, K. L. (2015). A global inventory of small floating plastic debris. *Environmental Research Letters*, *10*(12). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/124006>
- Vázquez Morillas, A., Velasco Pérez, M., Espinosa Valdemar, R. M., Morales Contreras, M., Hernández Islas, S., Ordaz Guillén, M. Y. L., & Almeida Filgueira, H. J. (2016). Generación, legislación y valorización de residuos plásticos en Iberoamérica. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, *32*(Especial Residuos Sólidos), 63–76. <https://doi.org/10.20937/RICA.2016.32.05.05>
- Villaseñor, J. L., & Elias, T. (1995). Análisis de especies endémicas para identificar áreas de protección en Baja California. In E. Linares, P. Dávila, F. Chiang, R. Bye, & T. Elias (Eds.), *Conservación de plantas en peligro de extinción: Diferentes enfoques* (1st ed., Issue October 1995, pp. 43–50). Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. https://www.researchgate.net/publication/320715926_Analisis_de_especies_endemicas_para_identificar_areas_de_proteccion_en_baja_California_Mexico
- Wakkaf, T., El Zrelli, R., Kedzierski, M., Balti, R., Shaiek, M., Mansour, L., Tlig-Zouari, S., Bruzard, S., & Rabaoui, L. (2020). Microplastics in edible mussels from a southern Mediterranean lagoon: Preliminary results on seawater-mussel transfer and implications for environmental protection and seafood safety. *Marine Pollution Bulletin*, *158*, 111355. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2020.111355>
- Wan, Y., Wu, C., Xue, Q., & Hui, X. (2019). Effects of plastic contamination on water evaporation and desiccation cracking in soil. *Science of The Total Environment*, *654*, 576–582. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.11.123>
- Wang, W., Ndungu, A. W., Li, Z., & Wang, J. (2017). Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China.

- Science of the Total Environment*, 575, 1369–1374.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2016.09.213>
- Wang, X., Liu, K., Zhu, L., Li, C., Song, Z., & Li, D. (2021). Efficient transport of atmospheric microplastics onto the continent via the East Asian summer monsoon. *Journal of Hazardous Materials*, 414.
<https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2021.125477>
- Waters, C. N., & Turner, S. D. (2022). Defining the onset of the Anthropocene. Twelve sites are considered for defining the Anthropocene geological epoch. *Science*, 378(6621), 704–706. <https://doi.org/10.1126/science.ade1051>
- Weithmann, N., Möller, J. N., Löder, M. G. J., Piehl, S., Laforsch, C., & Freitag, R. (2018). Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment. *Science Advances*, 4. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aap8060>
- Wilson, E. O. (1992). *The diversity of life* (1st ed.). Belknap Press of Harvard University Press.
- Wong, J. K. H., Lee, K. K., Tang, K. H. D., & Yap, P. S. (2020). Microplastics in the freshwater and terrestrial environments: Prevalence, fates, impacts and sustainable solutions. In *Science of the Total Environment* (Vol. 719, p. 137512). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137512>
- Wright, R. D., Vela, R., & Ganster, Paul. (2005). *Tijuana River Watershed atlas. Atlas de la Cuenca del Río Tijuana* (San Diego State University (SDSU) & El Colegio de la Frontera Norte (EL COLEF), Eds.). San Diego State University Press e Institute for Regional Studies of the Californias. <https://trnerr.org/wp-content/uploads/2015/11/Tijuana-River-Watershed-Atlas.pdf>
- Wright, S. L., Ulke, J., Font, A., Chan, K. L. A., & Kelly, F. J. (2020). Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport. *Environment International*, 136, 105411.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105411>

- Wu, X., Hou, H., Liu, Y., Yin, S., Bian, S., Liang, S., Wan, C., Yuan, S., Xiao, K., Liu, B., Hu, J., & Yang, J. (2022). Microplastics affect rice (*Oryza sativa* L.) quality by interfering metabolite accumulation and energy expenditure pathways: A field study. *Journal of Hazardous Materials*, *422*, 126834. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126834>
- Xiong, X., Tu, Y., Chen, X., Jiang, X., Shi, H., Wu, C., & Elser, J. J. (2019). Ingestion and egestion of polyethylene microplastics by goldfish (*Carassius auratus*): influence of color and morphological features. *Heliyon*, *5*(12). <https://doi.org/10.1016/J.HELIYON.2019.E03063>
- Xu, X. Y., Wong, C. Y., Tam, N. F. Y., Liu, H. M., & Cheung, S. G. (2020). Barnacles as potential bioindicator of microplastic pollution in Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, *154*, 111081. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2020.111081>
- Xu, Y., Ka, F., Chan, S., Johnson, M., Stanton, T., & He, J. (2021). Microplastic pollution in Chinese urban rivers: The influence of urban factors. *Resources, Conservation & Recycling*, *173*, 105686. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105686>
- Yang, F., Li, D., Zhang, Z., Wen, L., Liu, S., Hu, E., Li, M., & Gao, L. (2022). Characteristics and the potential impact factors of microplastics in wastewater originated from different human activity. *Process Safety and Environmental Protection*, *166*, 78–85. <https://doi.org/10.1016/J.PSEP.2022.07.048>
- Yin, J., Li, J. Y., Craig, N. J., & Su, L. (2022). Microplastic pollution in wild populations of decapod crustaceans: A review. *Chemosphere*, *291*, 132985. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.132985>
- Yin, L., Wen, X., Du, C., Jiang, J., Wu, L., Zhang, Y., Hu, Z., Hu, S., Feng, Z., Zhou, Z., Long, Y., & Gu, Q. (2020a). Comparison of the abundance of microplastics between rural and urban areas: A case study from East Dongting Lake. *Chemosphere*, *244*, 125486. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125486>
- Yin, L., Wen, X., Du, C., Jiang, J., Wu, L., Zhang, Y., Hu, Z., Hu, S., Feng, Z., Zhou, Z., Long, Y., & Gu, Q. (2020b). Comparison of the abundance of microplastics between

rural and urban areas: A case study from East Dongting Lake. *Chemosphere*, 244, 125486. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125486>

Yong, M. M. H., Leistenschneider, C., Miranda, J. A., Paler, M. K., Legaspi, C., Germanov, E., Araujo, G., Burkhardt-Holm, P., & Erni-Cassola, G. (2021). Microplastics in fecal samples of whale sharks (*Rhincodon typus*) and from surface water in the Philippines. *Microplastics and Nanoplastics*, 1(1), 1–9. <https://doi.org/10.1186/s43591-021-00017-9>

Yonkos, L. T., Friedel, E. A., Perez-Reyes, A. C., Ghosal, S., & Arthur, C. D. (2014). Microplastics in four estuarine rivers in the Chesapeake Bay, U.S.A. *Environmental Science and Technology*, 48(24), 14195–14202. <https://doi.org/10.1021/es5036317>

Zhang, J., Wang, L., & Kannan, K. (2019). Polyethylene Terephthalate and Polycarbonate Microplastics in Pet Food and Feces from the United States. *Environmental Science and Technology*, 53(20), 12035–12042. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03912>

Zhang, N., Li, Y. Bin, He, H. R., Zhang, J. F., & Ma, G. S. (2021). You are what you eat: Microplastics in the feces of young men living in Beijing. *Science of the Total Environment*, 767, 144345. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144345>

Zhang, S., Liu, X., Hao, X., Wang, J., & Zhang, Y. (2020). Distribution of low-density microplastics in the mollisol farmlands of northeast China. *Science of The Total Environment*, 708, 135091. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135091>

Zhang, W., Zhang, S., Wang, J., Wang, Y., Mu, J., Wang, P., Lin, X., & Ma, D. (2017). Microplastic pollution in the surface waters of the Bohai Sea, China. *Environmental Pollution*, 231, 541–548. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.058>

Zhao, X., Zhou, Y., Liang, C., Song, J., Yu, S., Liao, G., Zou, P., Tang, K. H. D., & Wu, C. (2023). Airborne microplastics: Occurrence, sources, fate, risks and mitigation. In *Science of the Total Environment* (Vol. 858). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159943>

Zhou, Y., He, G., Jiang, X., Yao, L., Ouyang, L., Liu, X., Liu, W., & Liu, Y. (2021). Microplastic contamination is ubiquitous in riparian soils and strongly related to elevation, precipitation and population density. *Journal of Hazardous Materials*, 411. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125178>

Anexos

Anexo I. Pruebas de normalidad

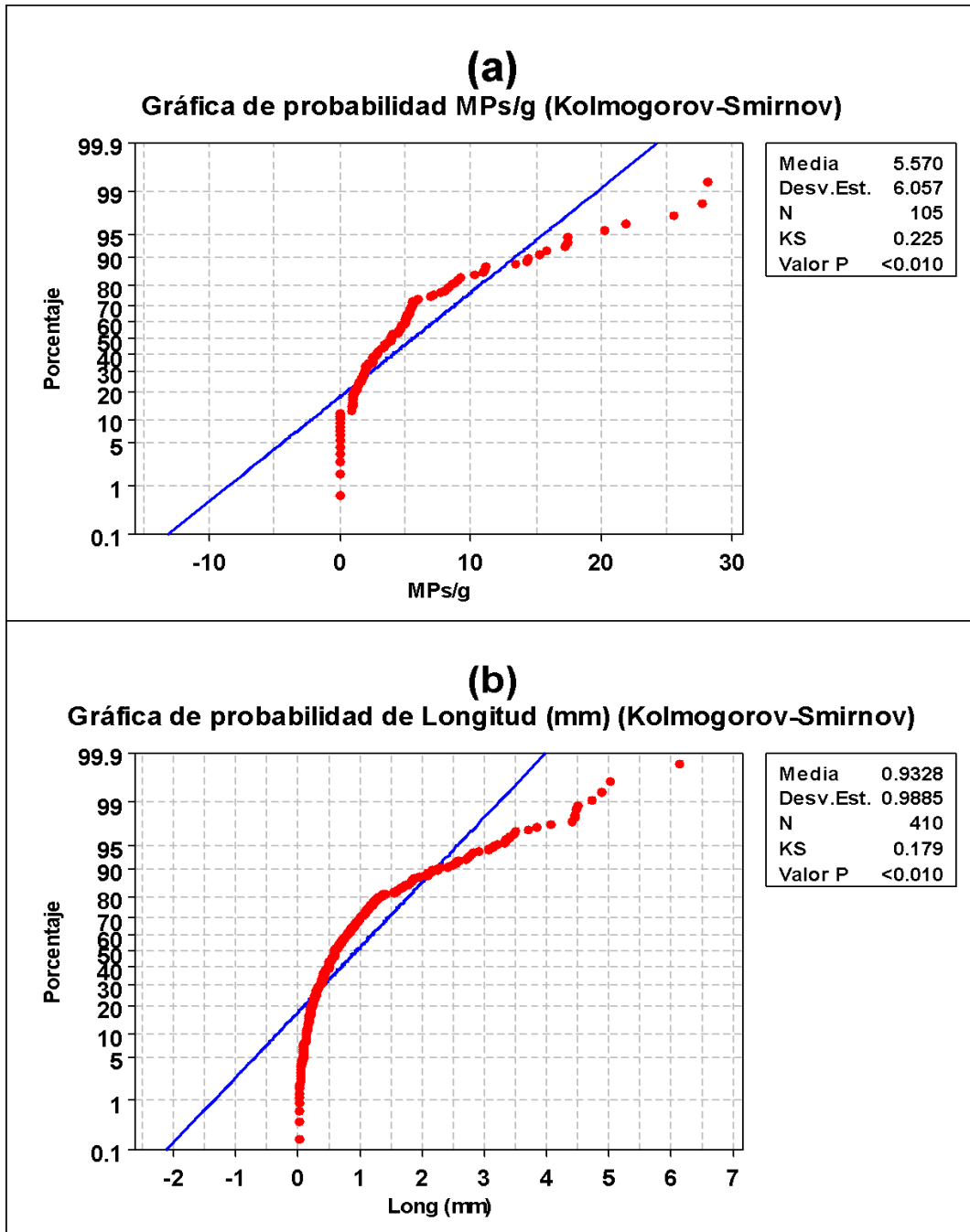


Figura I. 1. Gráficas de probabilidad (Prueba de Kolmogórov-Smirnov) para los datos de (a) abundancia MPs/g, y (b) longitud de los MPs hallados en las muestras de excretas.

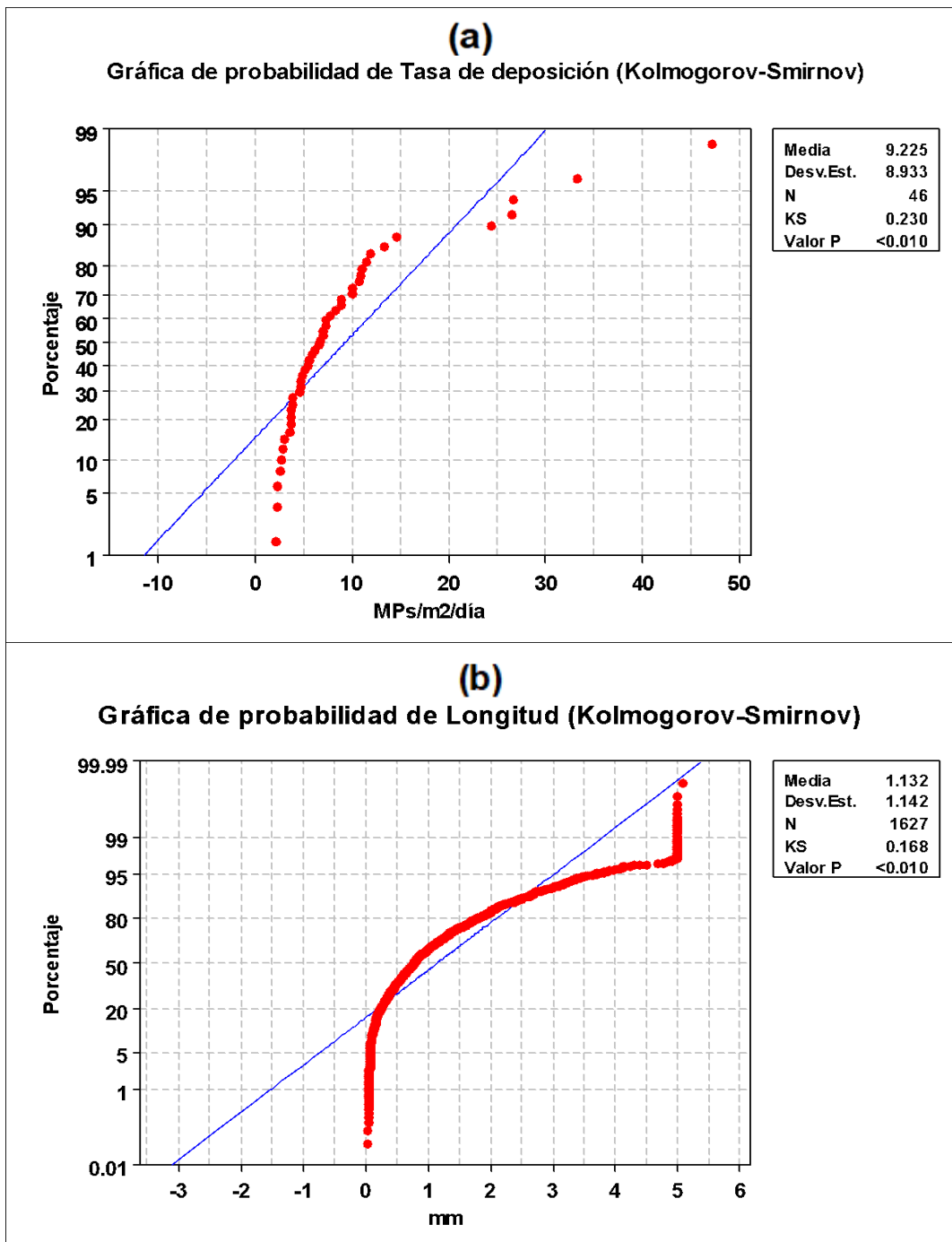


Figura I. 2. Prueba de Kolmogórov-Smirnov para los datos de (a) la tasa de deposición y (b) longitud de los MPs hallados en las muestras de deposición.

Anexo II. Espectros de infrarrojo de MPs encontrados en excretas

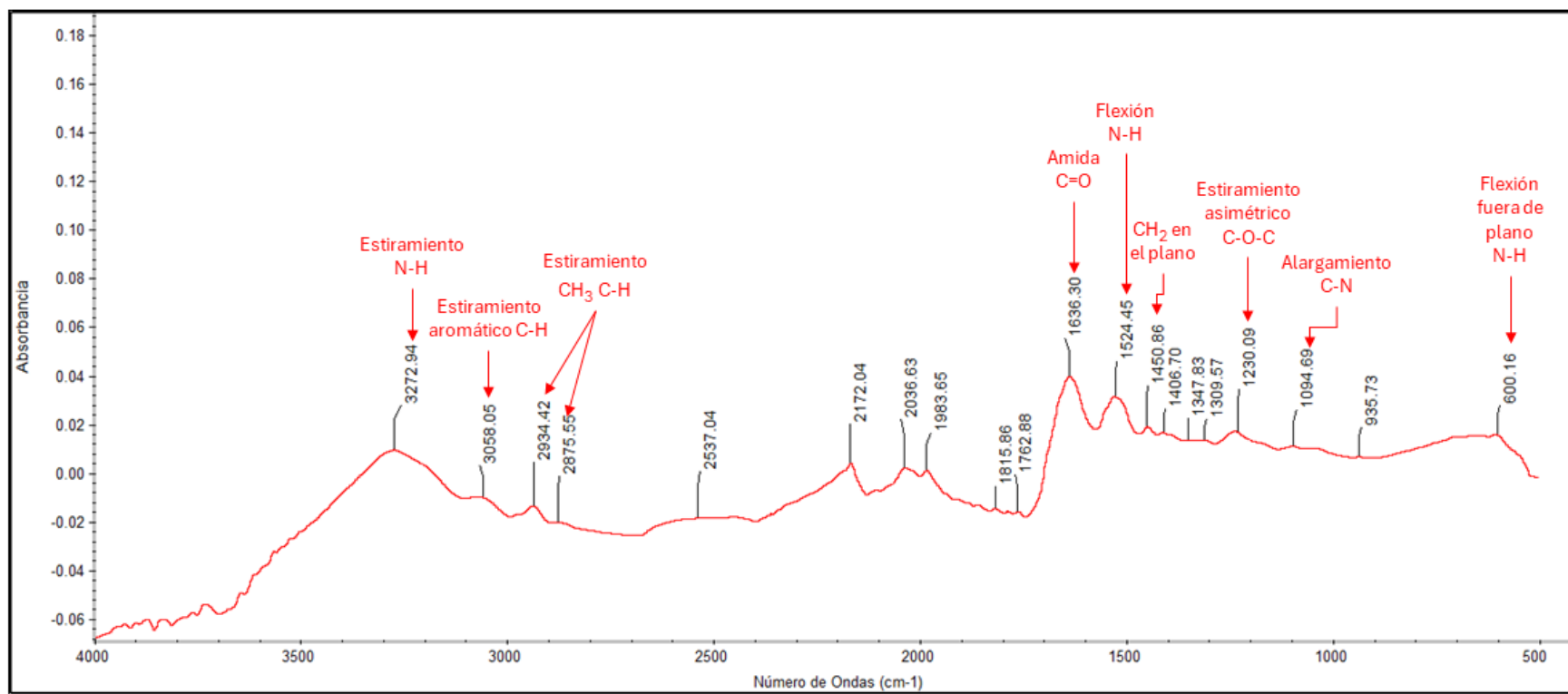


Figura II. 1. Fibra gris hallada en una muestra de excretas e identificada por su espectro infrarrojo como una poliamida (PA).

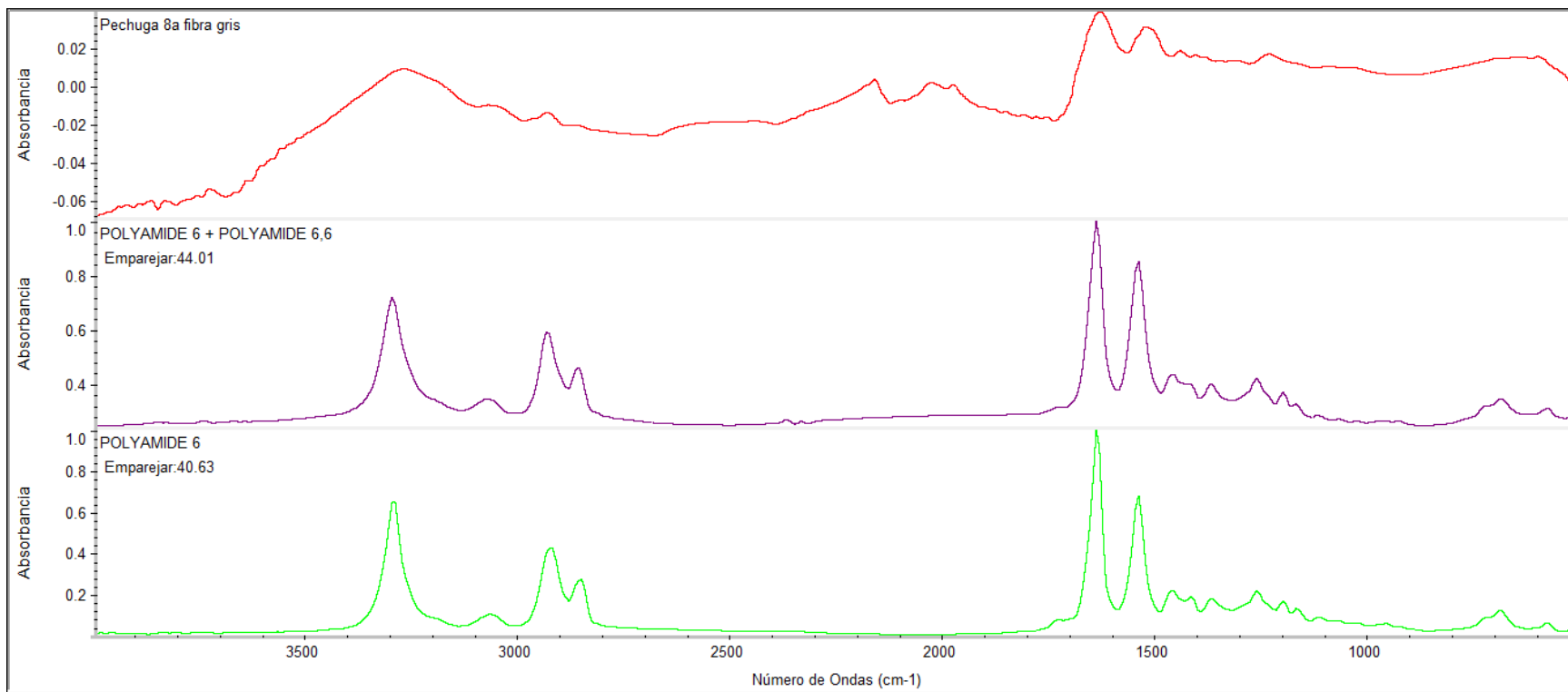


Figura II. 2. Espectro de referencia de una PA.

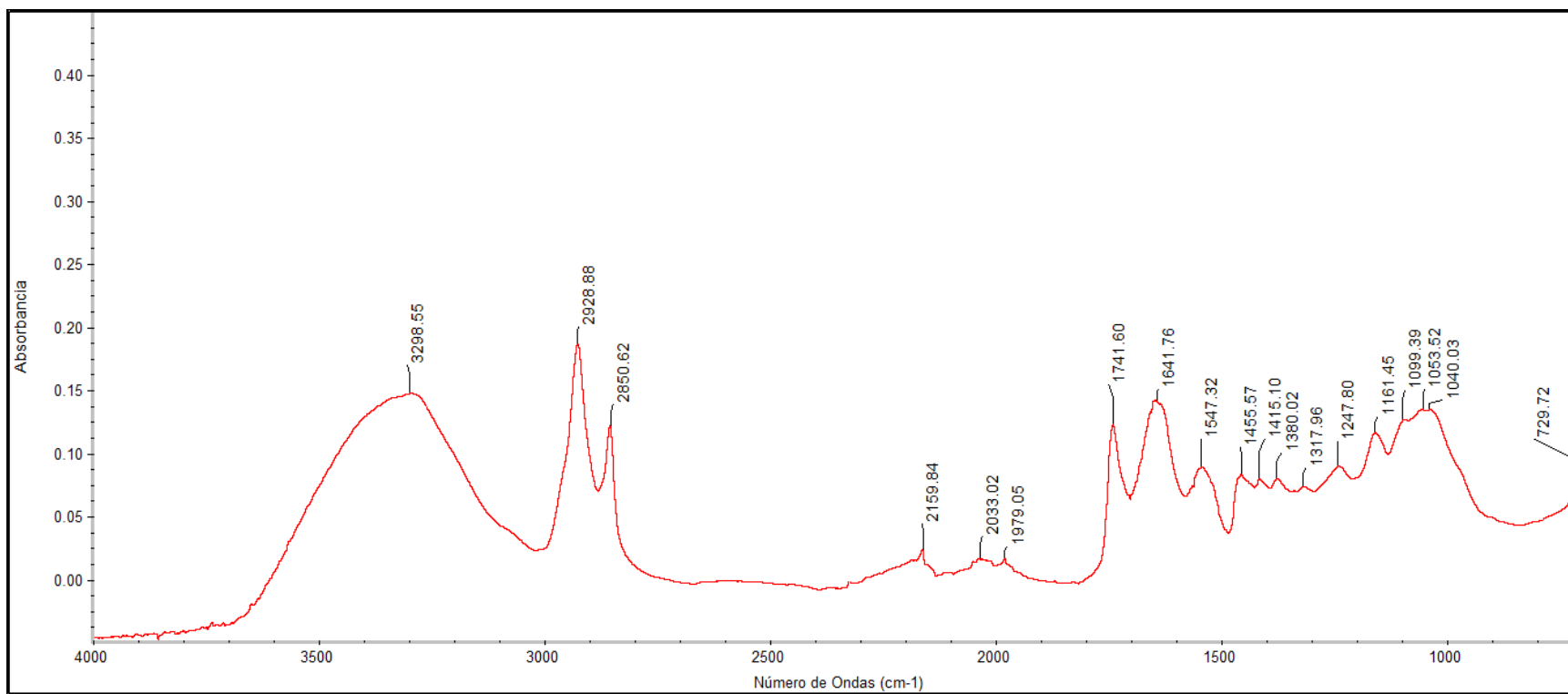


Figura II. 3. Fragmento amarillo hallado en una muestra de excretas e identificado por su espectro infrarrojo como una poliamida (PA).

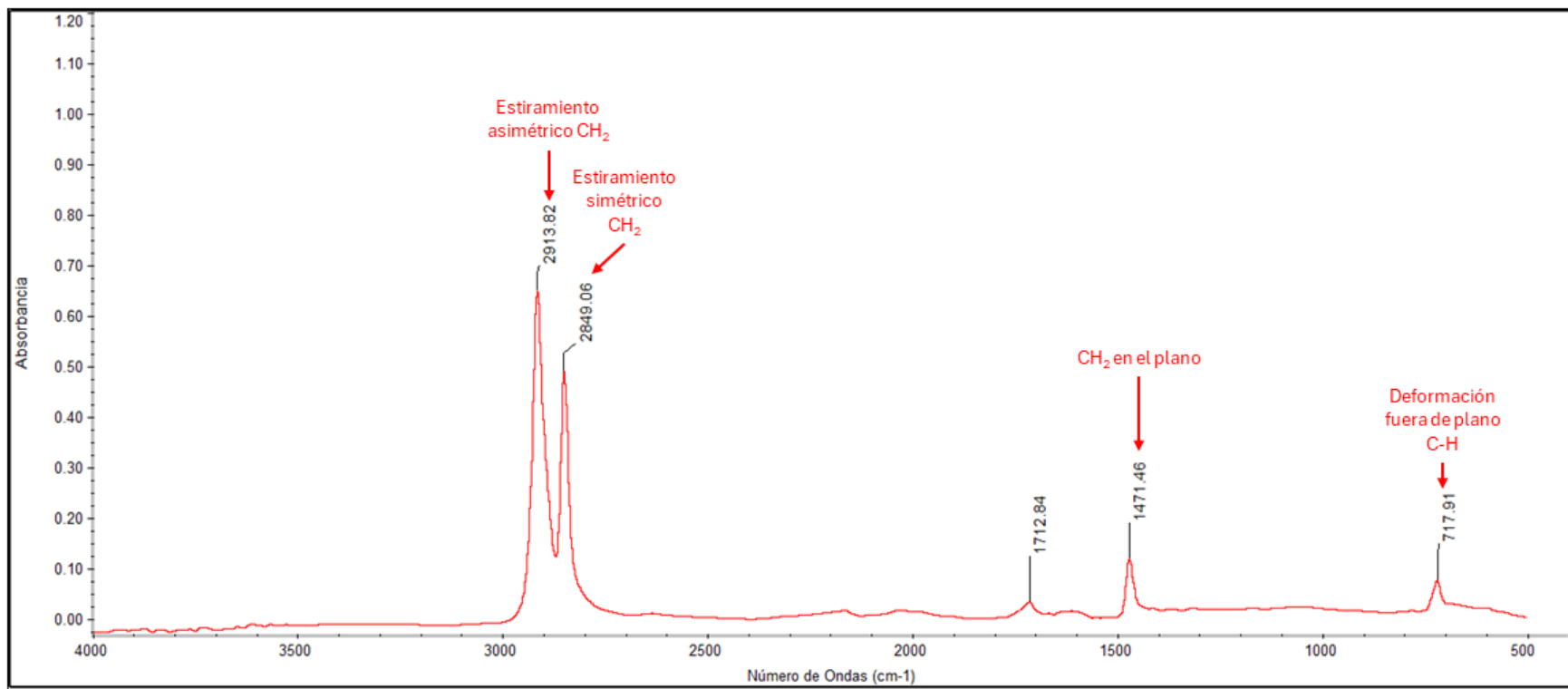


Figura II. 4. Fragmento blanco hallado en una muestra de excretas e identificado por su espectro infrarrojo como un polietileno (PE).

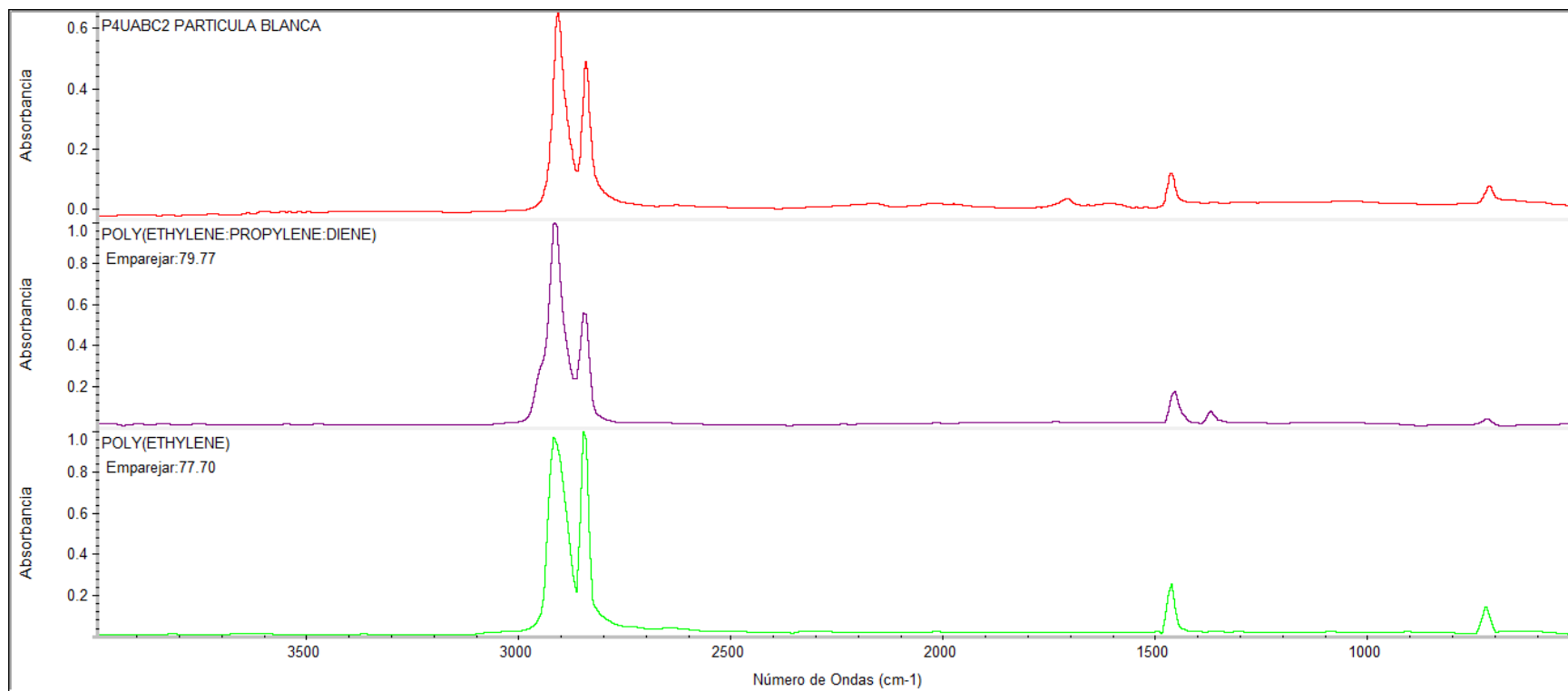


Figura II. 5. Espectro de referencia del PE.

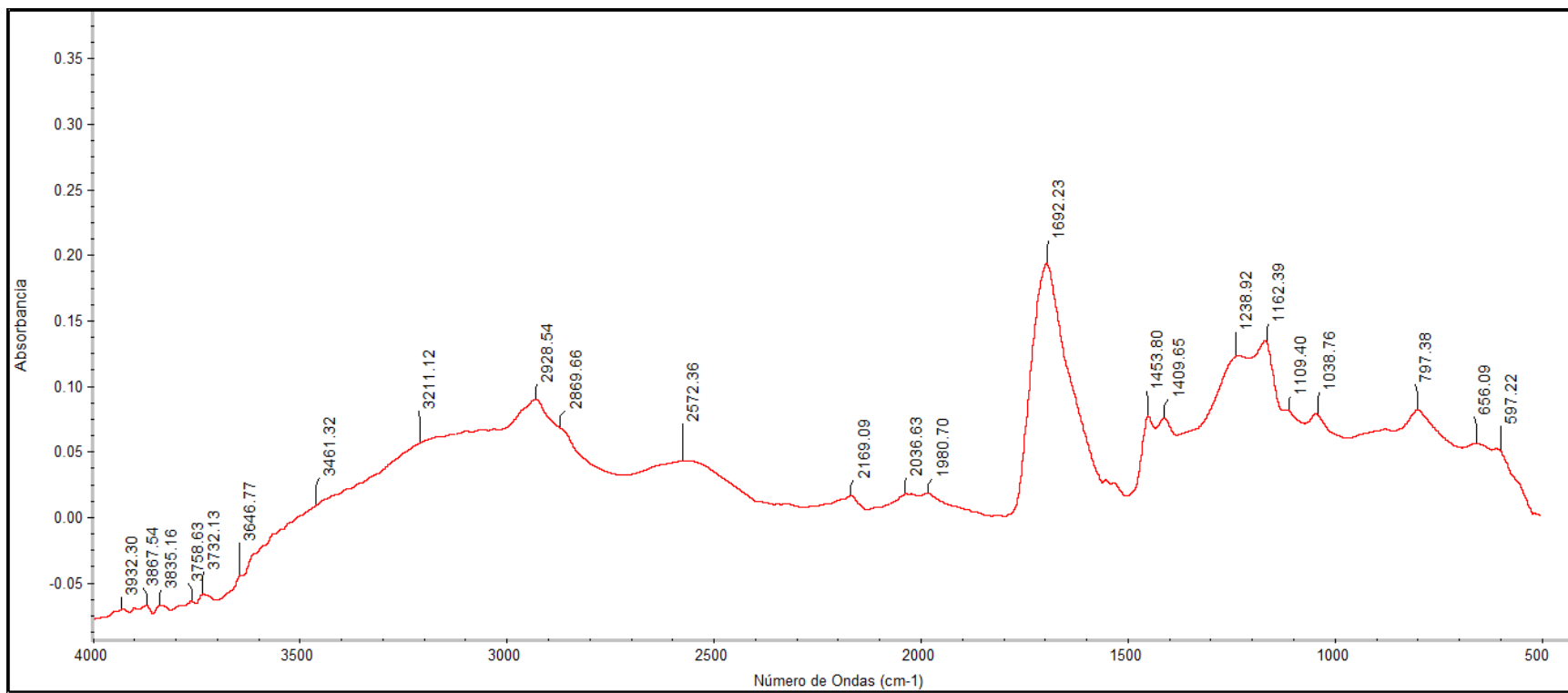


Figura II. 6. Fibra negra hallada en una muestra de excretas e identificada por su espectro infrarrojo como ácido poliacrílico (PAA).

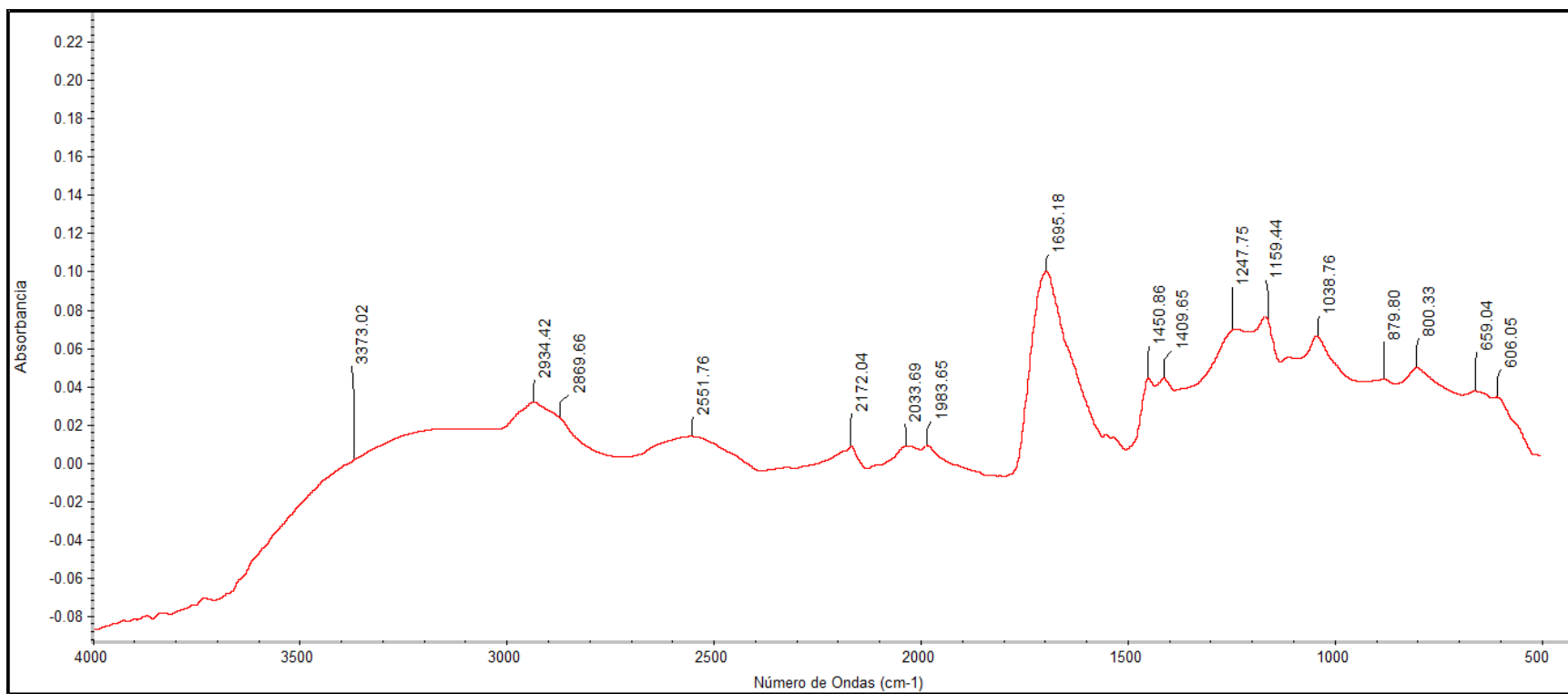


Figura II. 7. Fibra negra hallada en una muestra de excretas e identificada por su espectro infrarrojo como poliacrilamida (PAM).

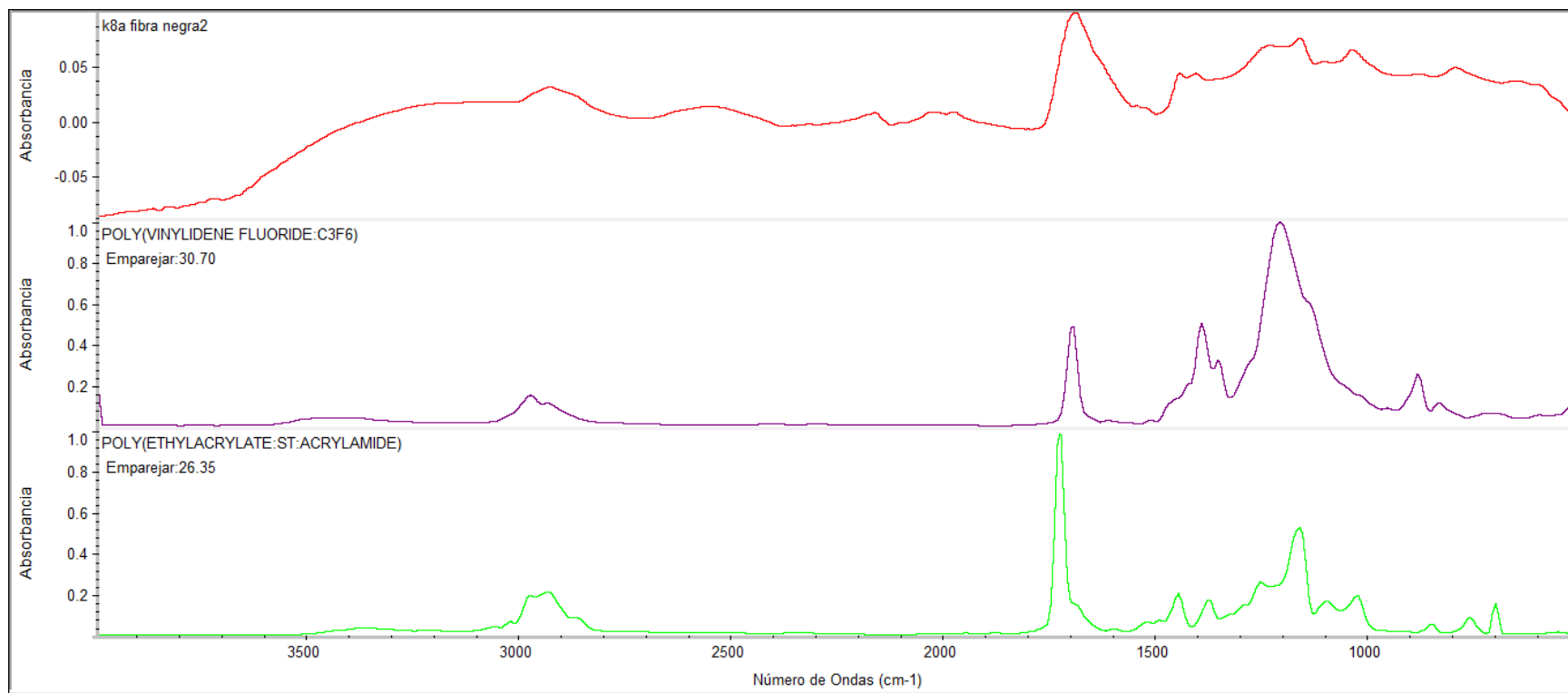


Figura II. 8. Espectro de referencia de la PAM.

Anexo III. Espectros de infrarrojo de MPs encontrados en deposición

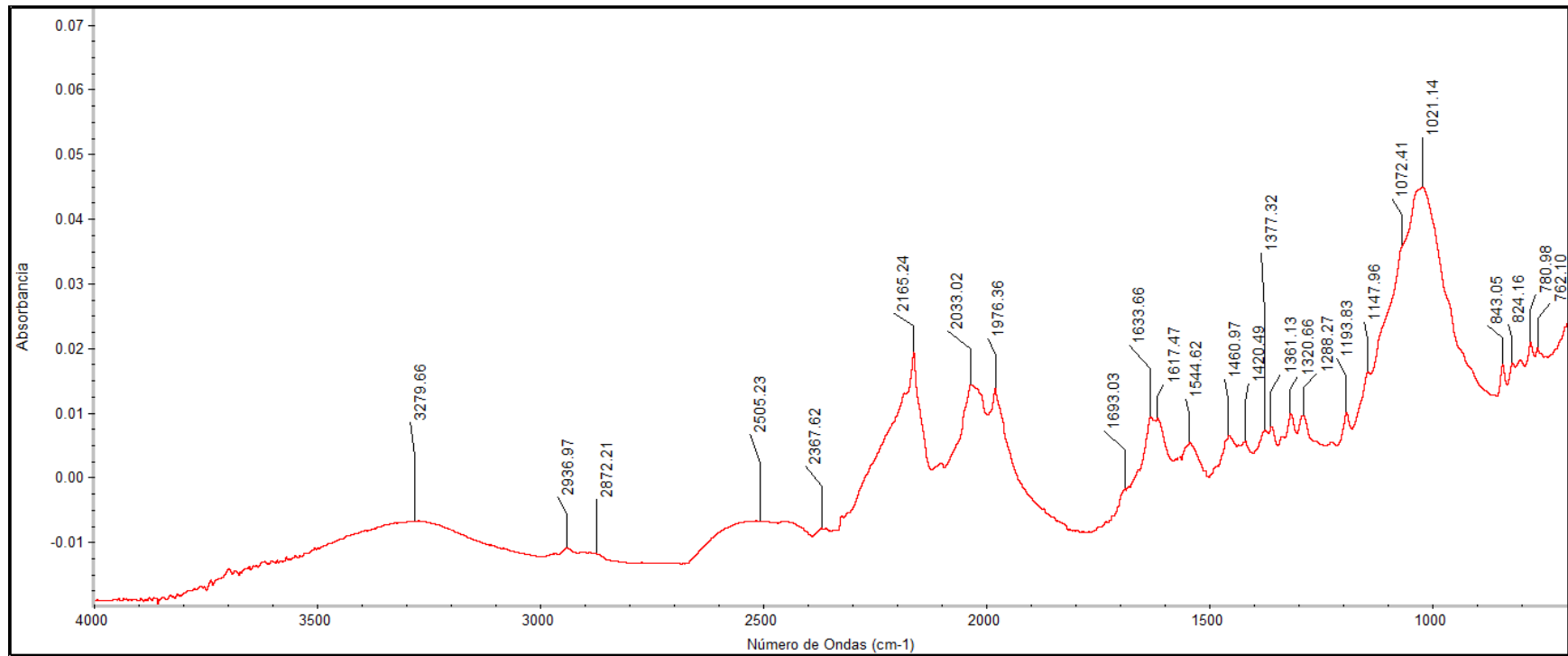


Figura III. 1. Fibra azul hallada en muestra de deposición e identificada por su espectro infrarrojo como una poliamida (PA).

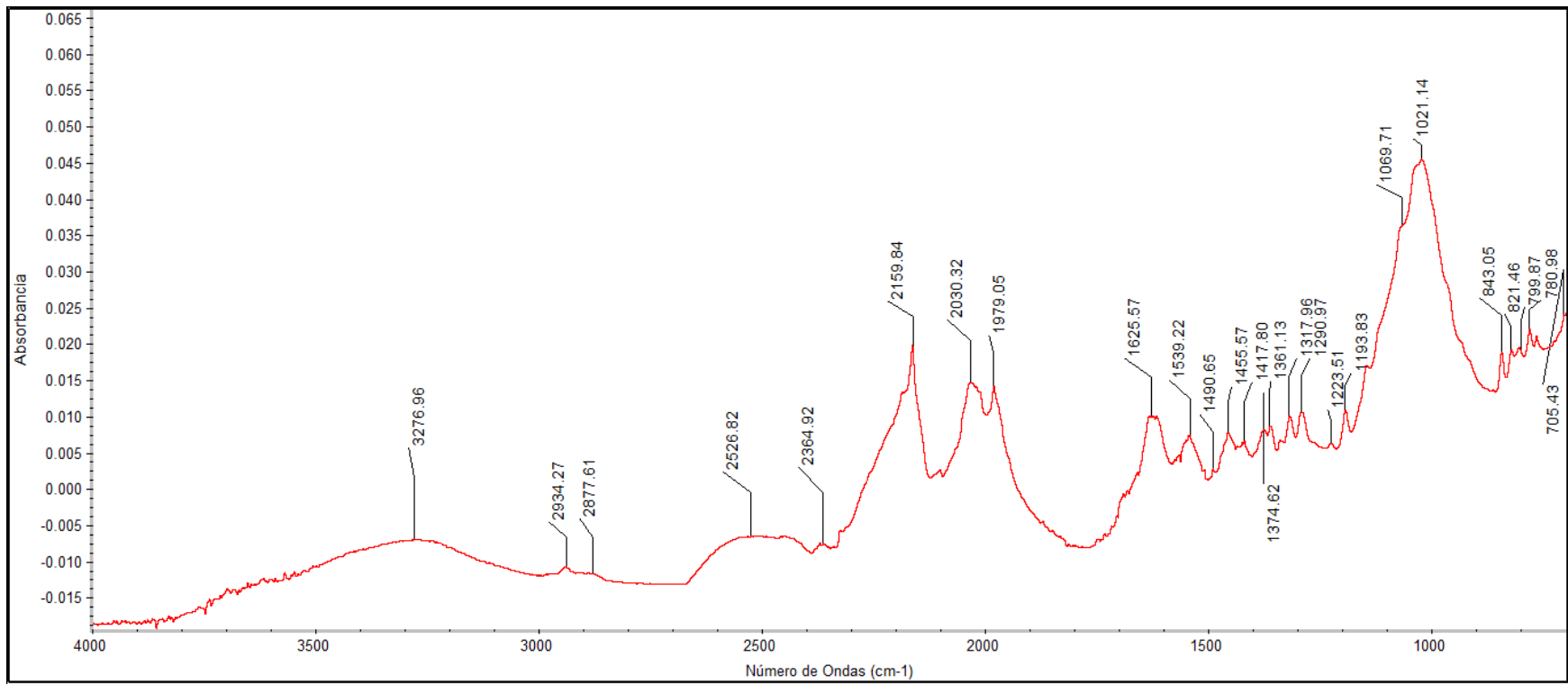


Figura III. 2. Fibra transparente hallada en muestra de deposición e identificada por su espectro infrarrojo como una poliamida (PA).

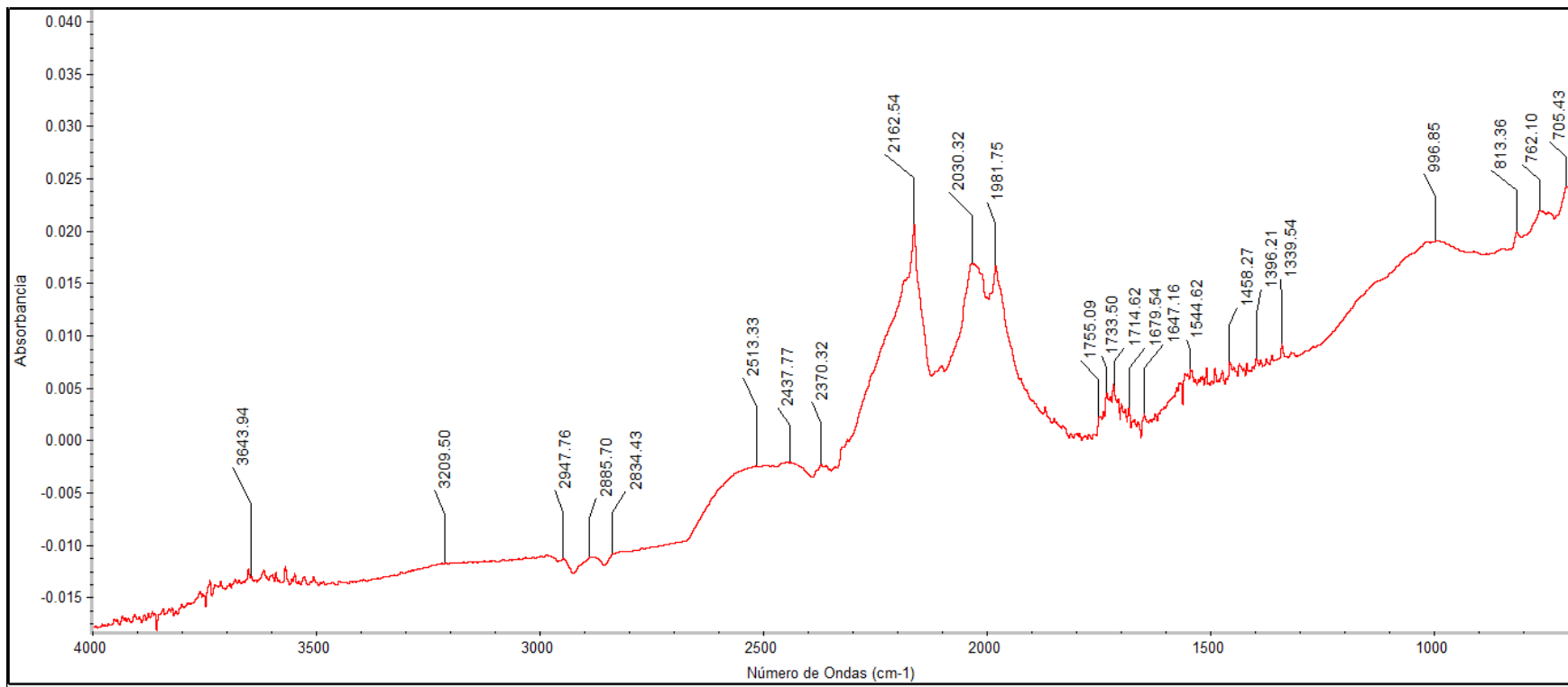


Figura III. 3. Película café hallada en una muestra de deposición e identificada por su espectro infrarrojo como una poliamida (PA).

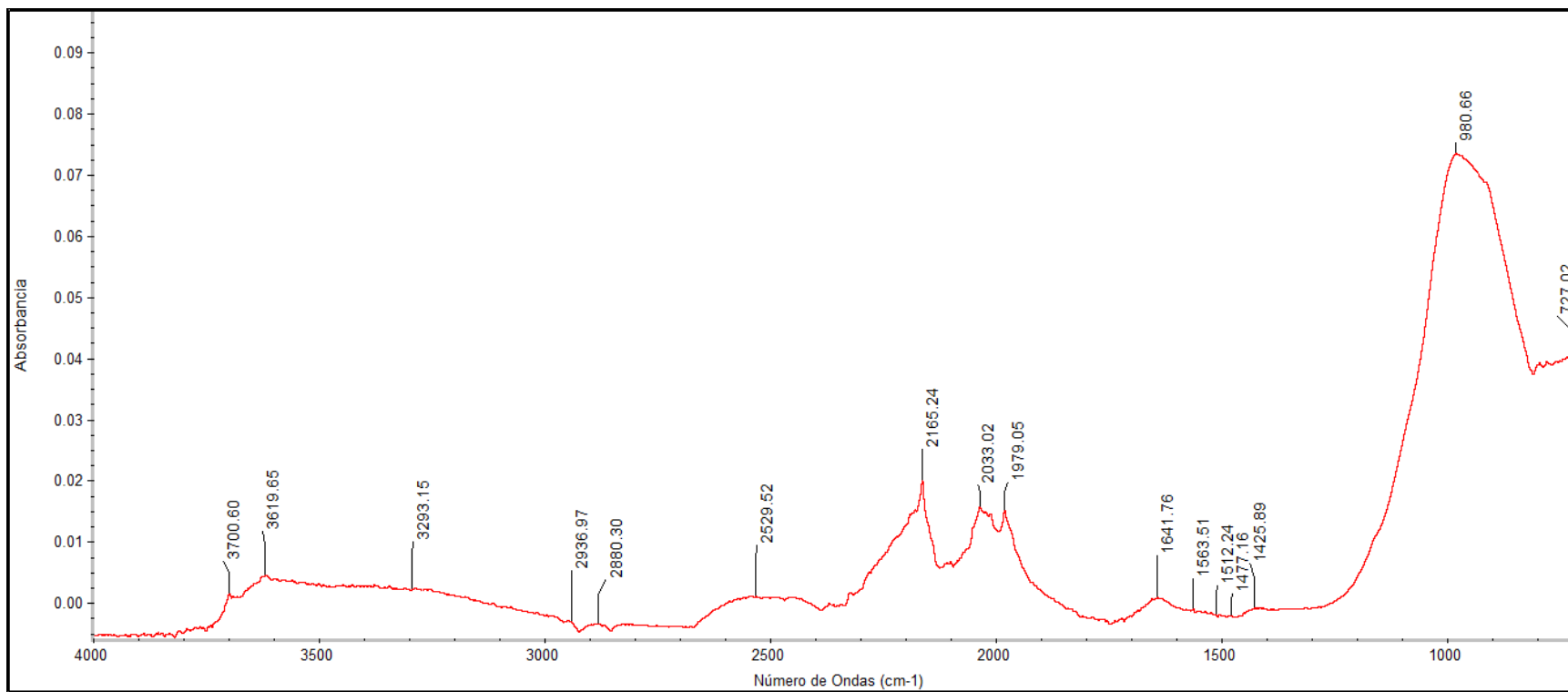


Figura III. 4. Fragmento café hallado en una muestra de deposición e identificado por su espectro infrarrojo como una poliamida (PA).

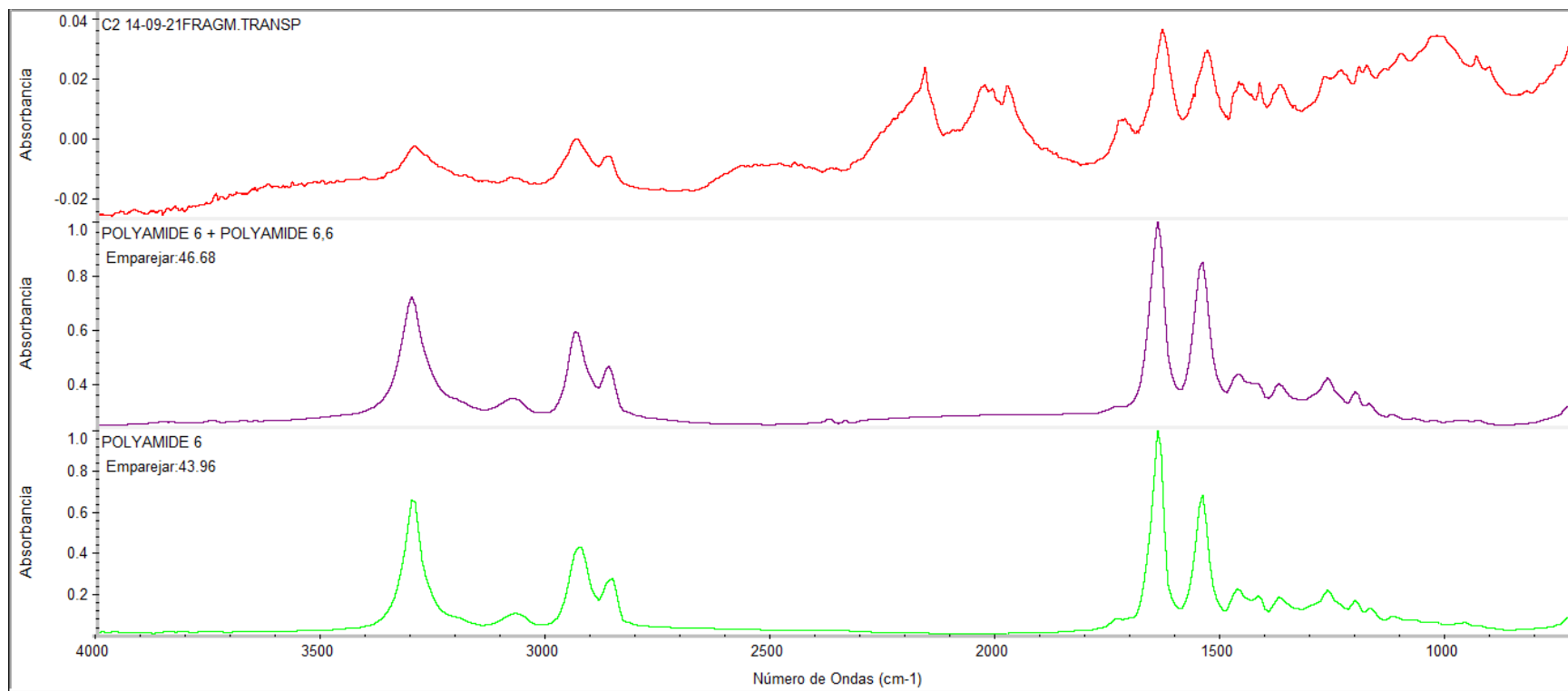


Figura III. 5. Espectro de referencia para la poliamida (PA).

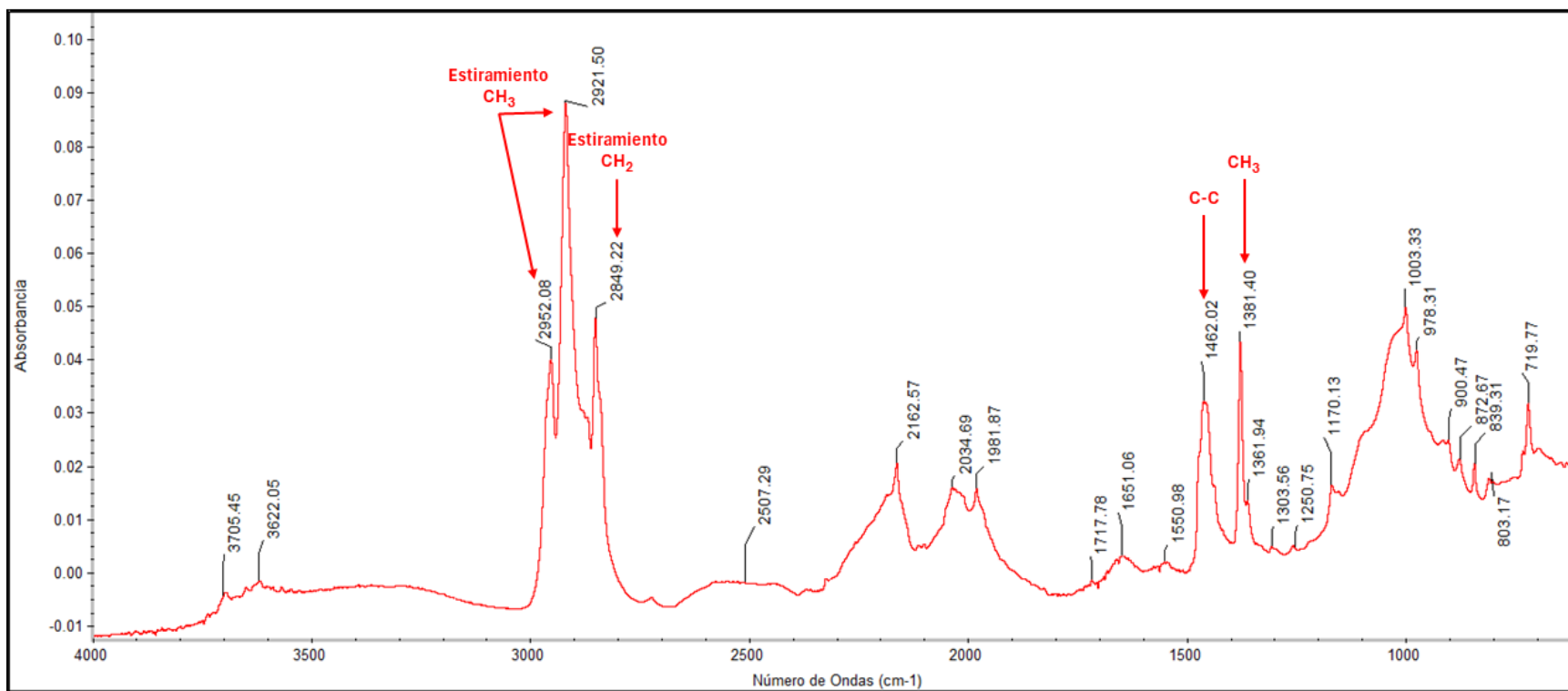


Figura III. 6. Fibra azul hallada en una muestra de deposición e identificada por su espectro infrarrojo como polipropileno (PP).

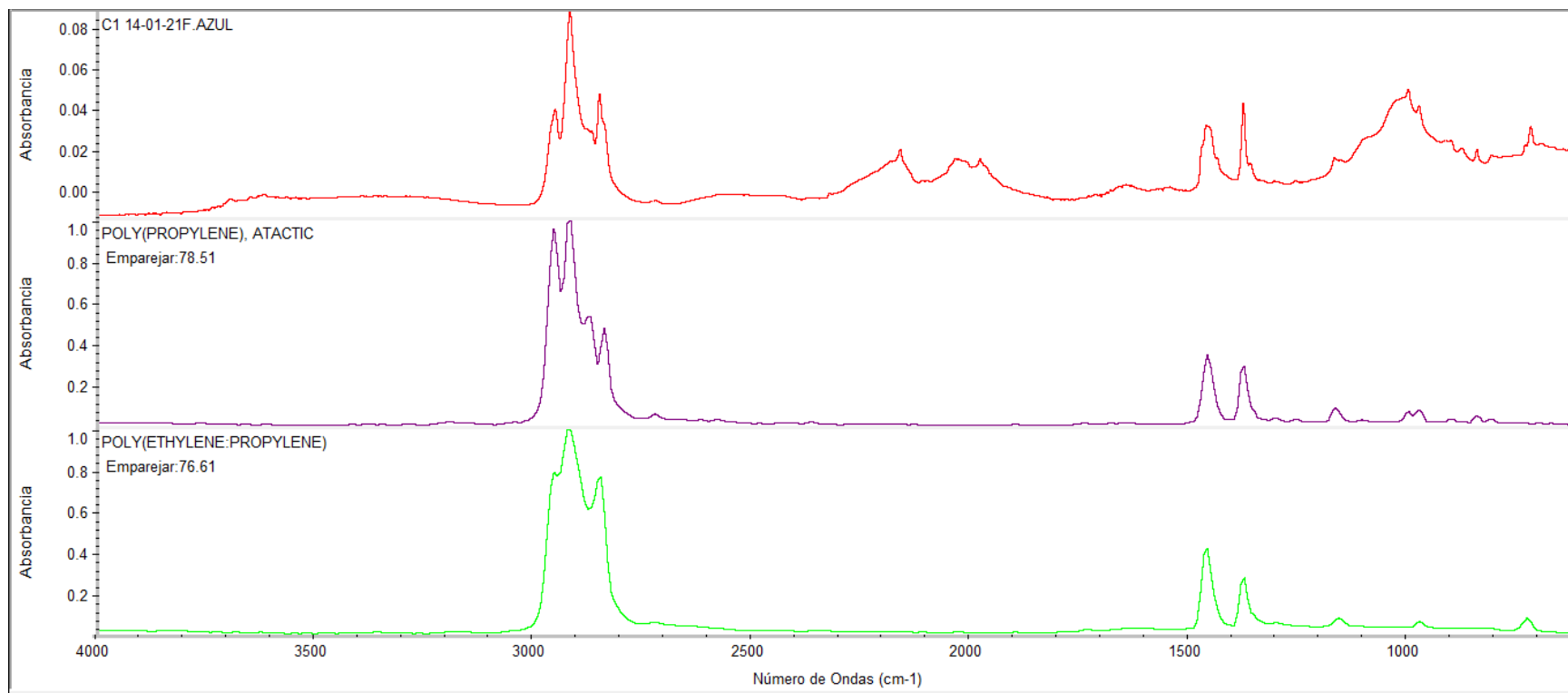


Figura III. 7. Espectro de referencia para el PP.

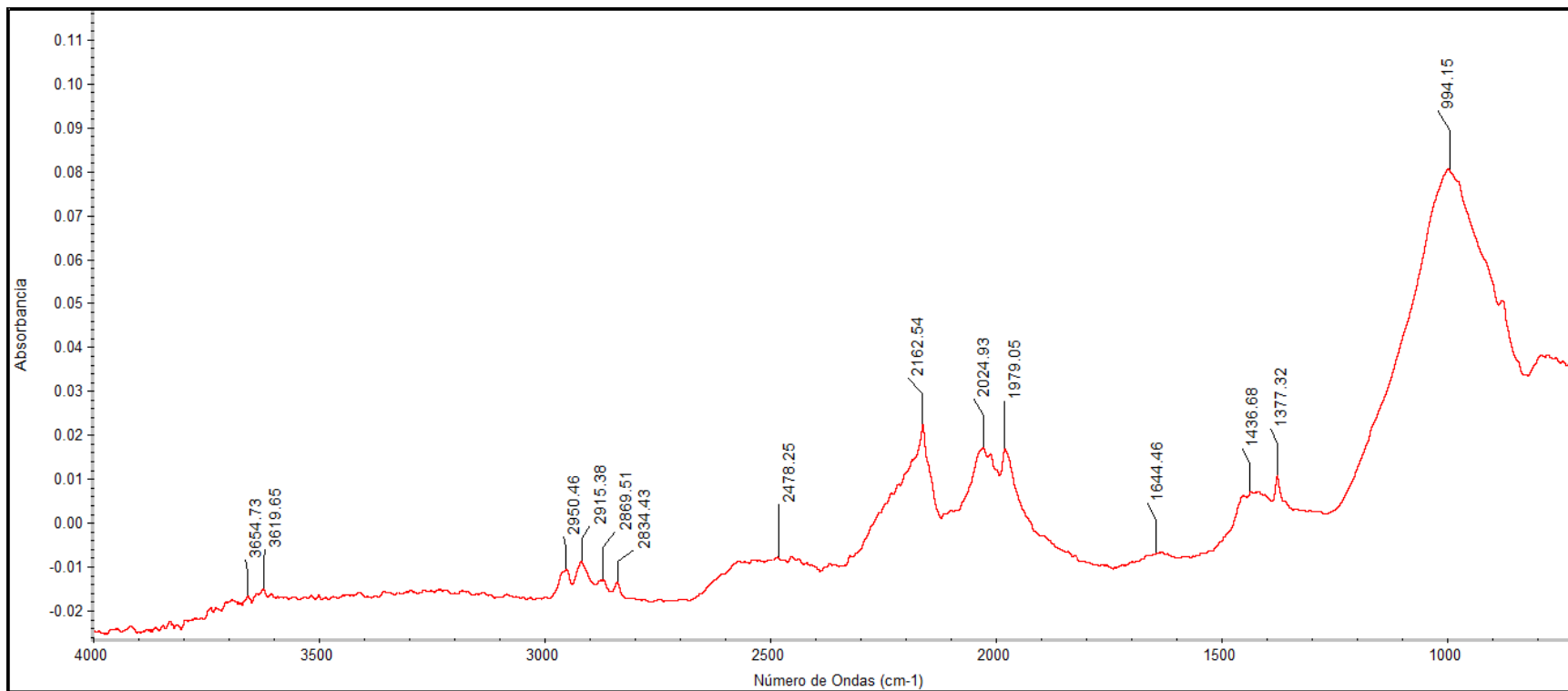


Figura III. 8. Fibra negra hallada en una muestra de deposición e identificada por su espectro infrarrojo como polipropileno (PP).

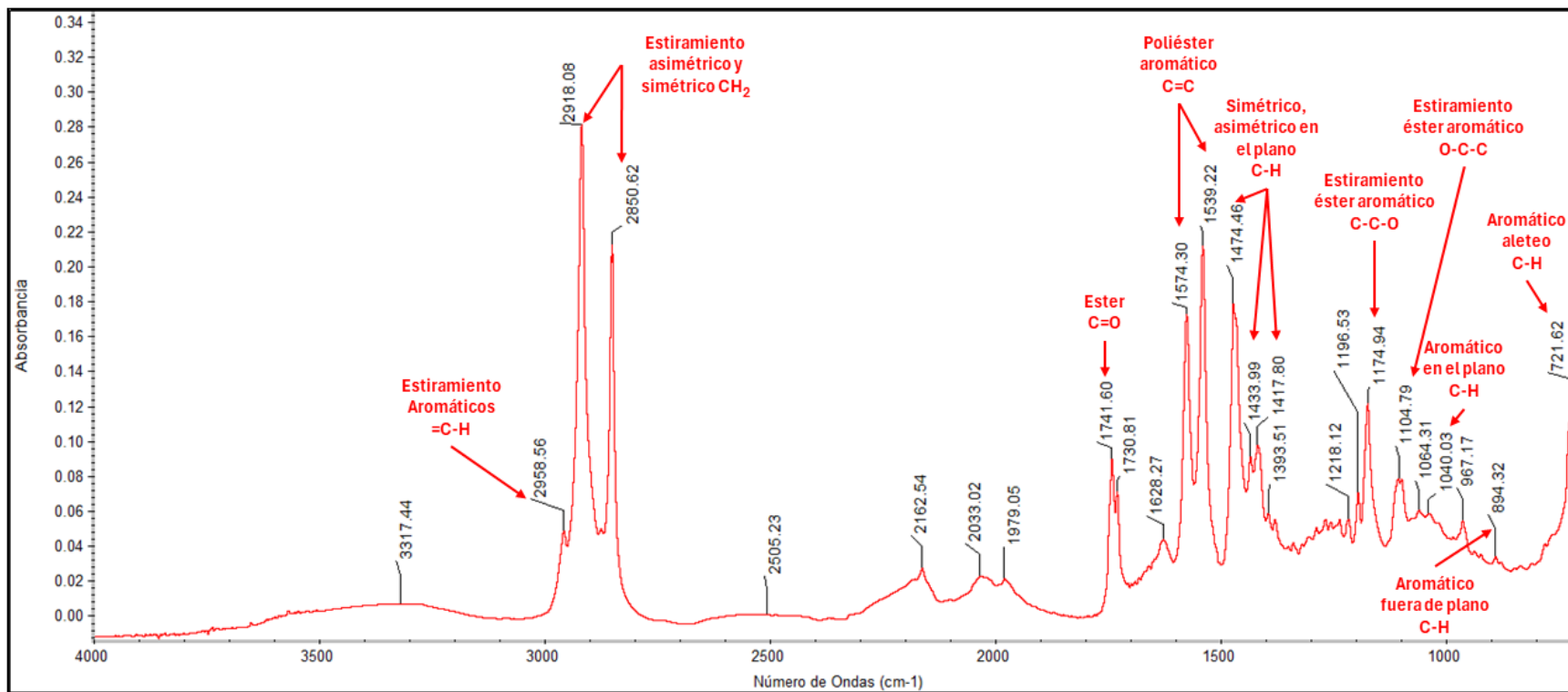


Figura III. 9. Fragmento blanco hallado en una muestra de deposición e identificado por su espectro infrarrojo como tereftalato de polietileno (PET).

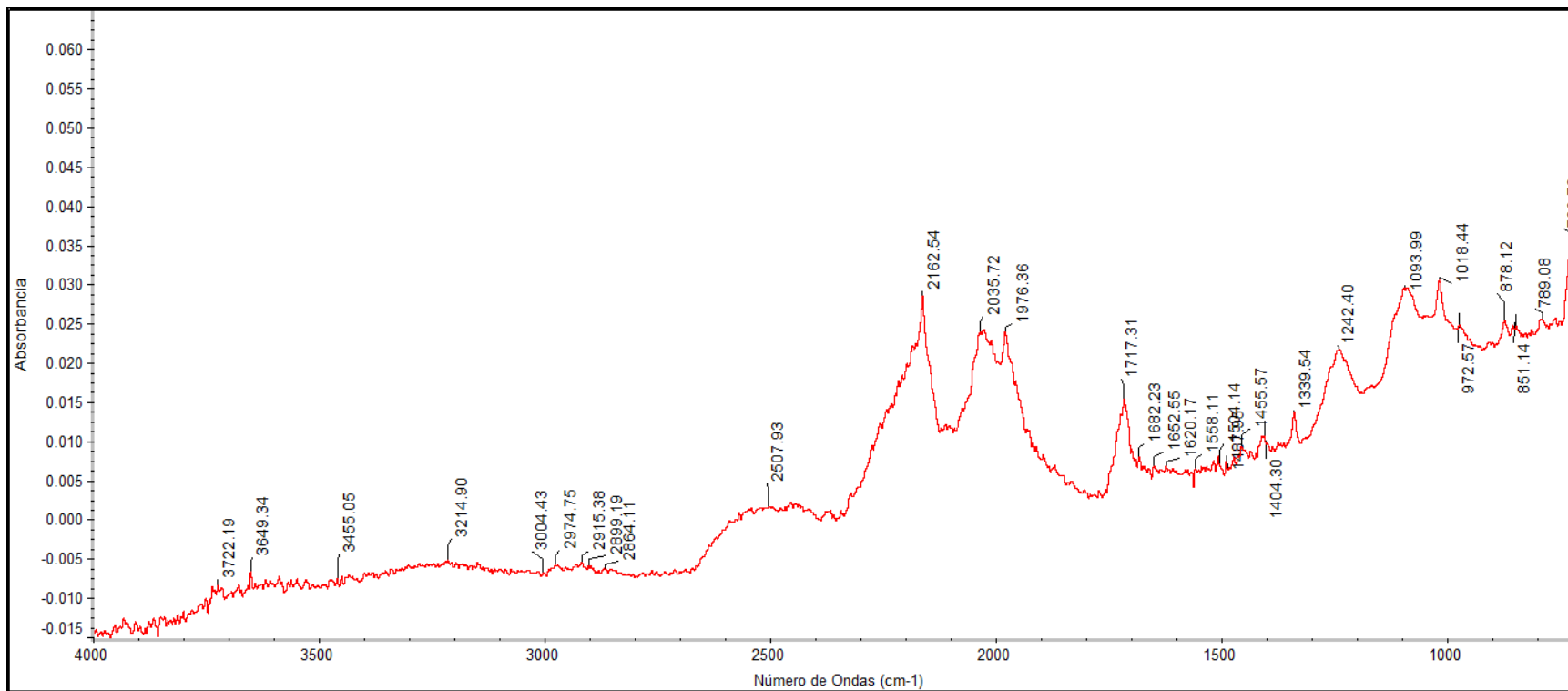


Figura III. 10. Fibra negra hallada en una muestra de deposición e identificada por su espectro infrarrojo como tereftalato de polietileno (PET).

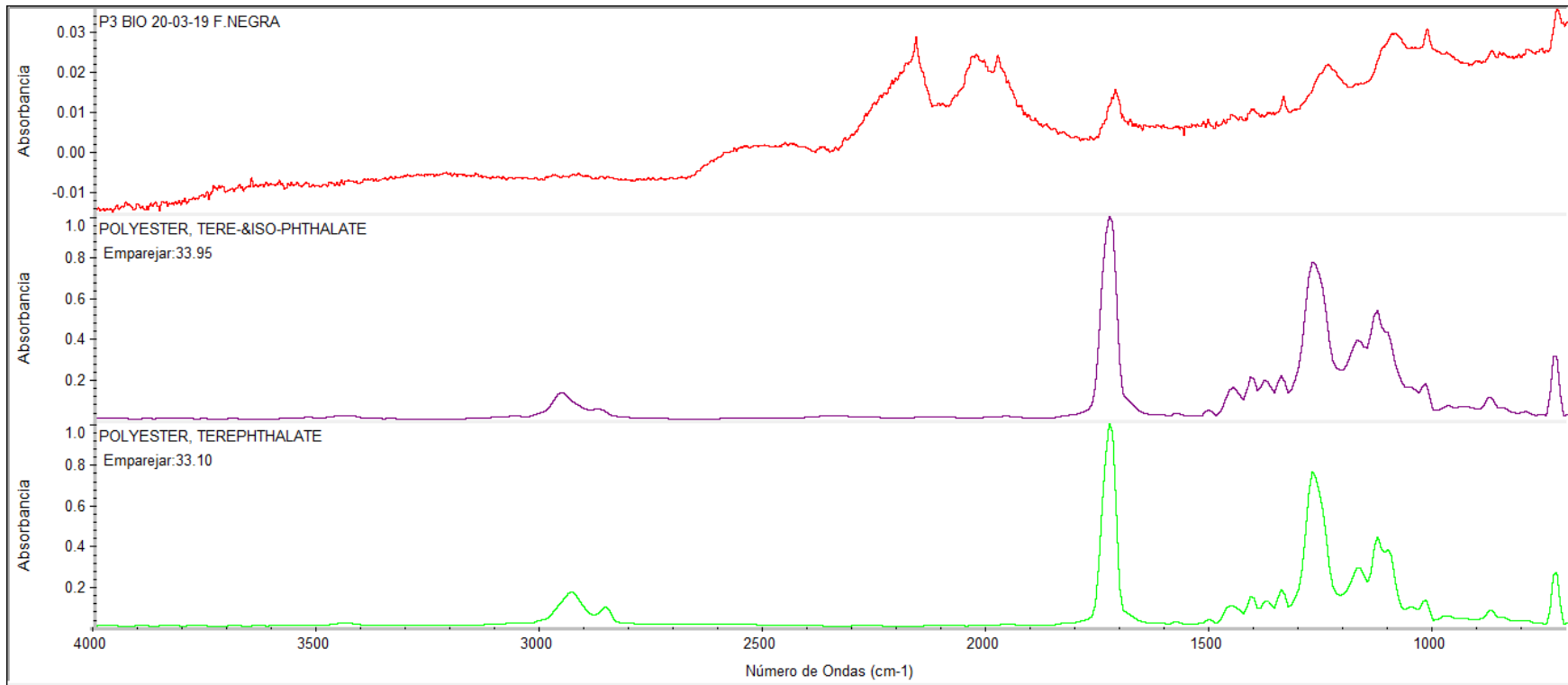


Figura III. 11. Fibra negra hallada en una muestra de deposición e identificada por su espectro infrarrojo como tereftalato de polietileno (PET) y sus espectros de referencia.

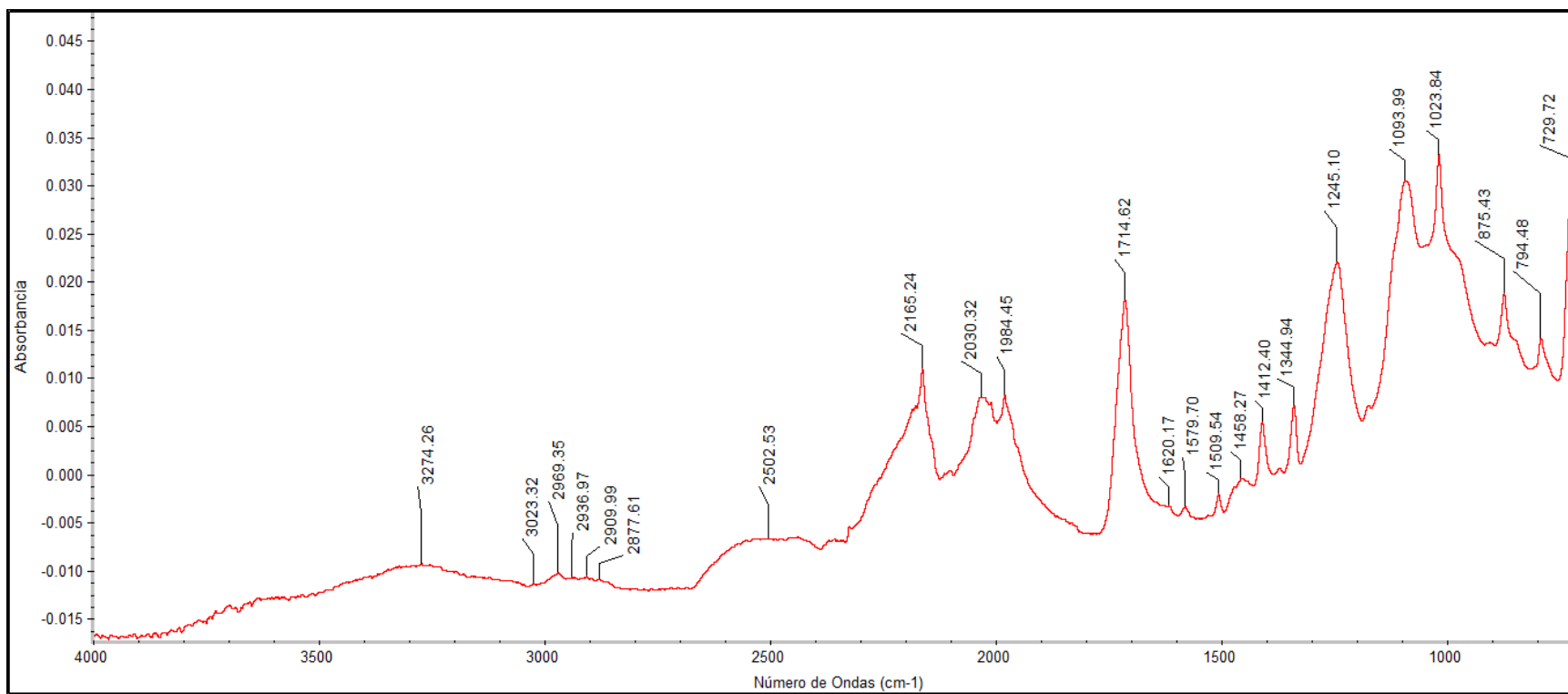


Figura III. 12. Fibra transparente hallada en una muestra de deposición e identificada por su espectro infrarrojo como tereftalato de polietileno (PET).

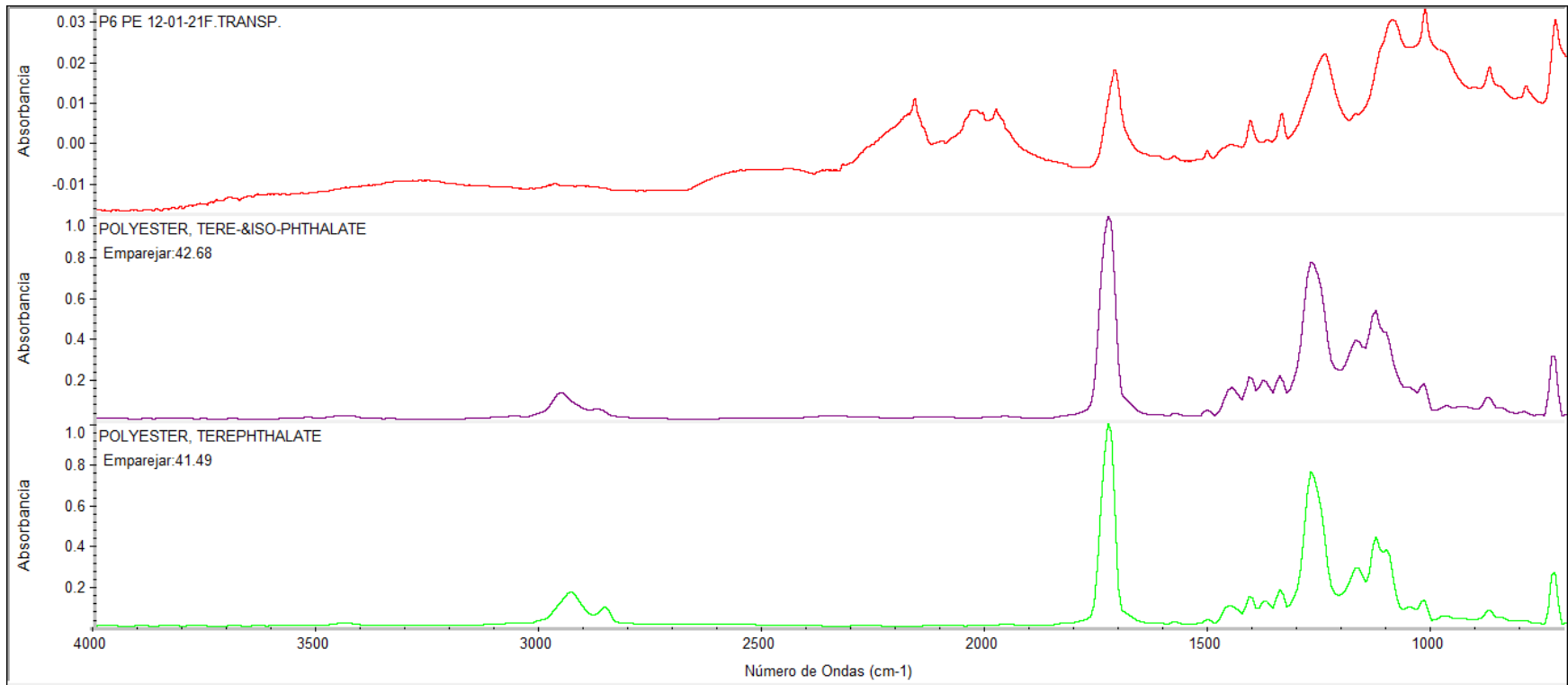


Figura III. 13. Espectro de referencia del PET.

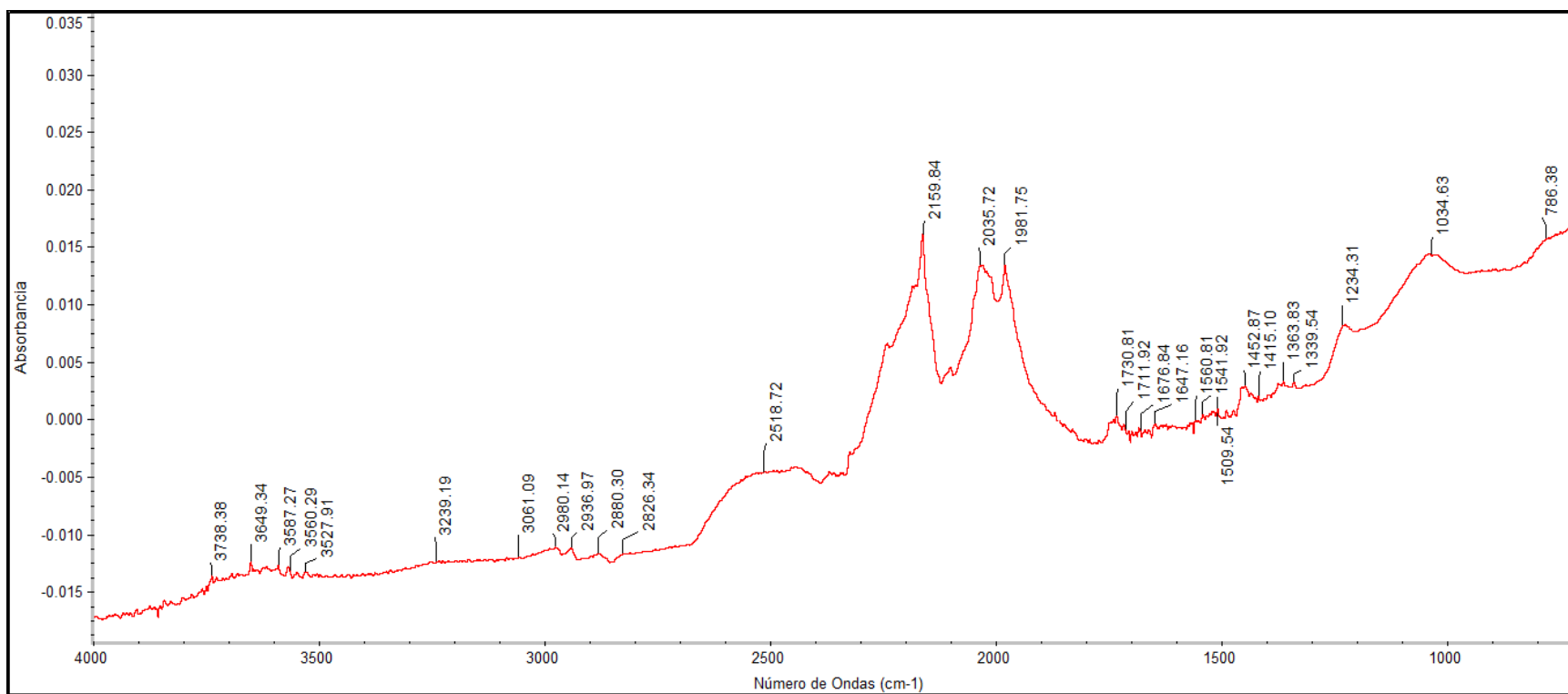


Figura III. 14. Fibra roja hallada en una muestra de deposición e identificada por su espectro infrarrojo como poliacrilonitrilo (PAN).

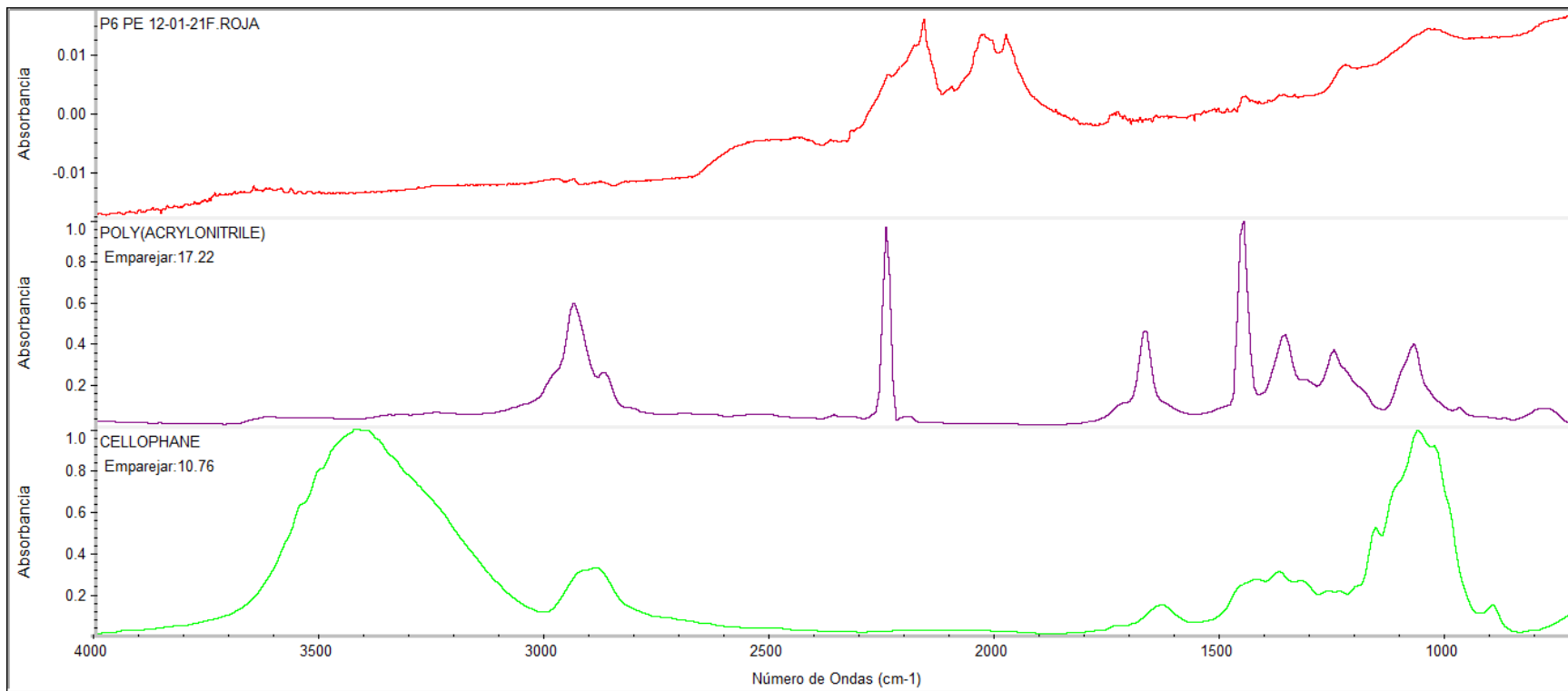


Figura III. 15. Espectro de referencia del PAN.

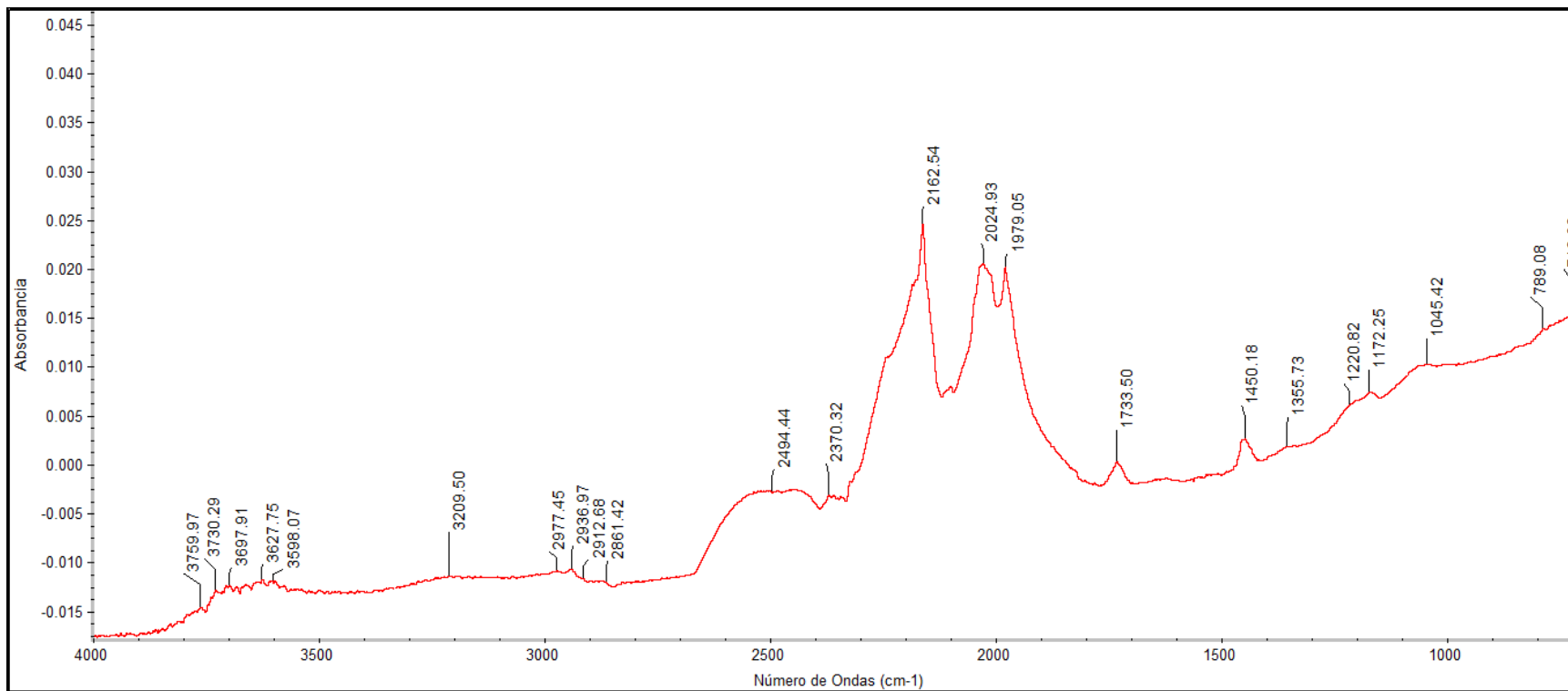


Figura III. 16. Fibra transparente hallada en una muestra de deposición e identificada por su espectro infrarrojo como poliacrilonitrilo (PAN).

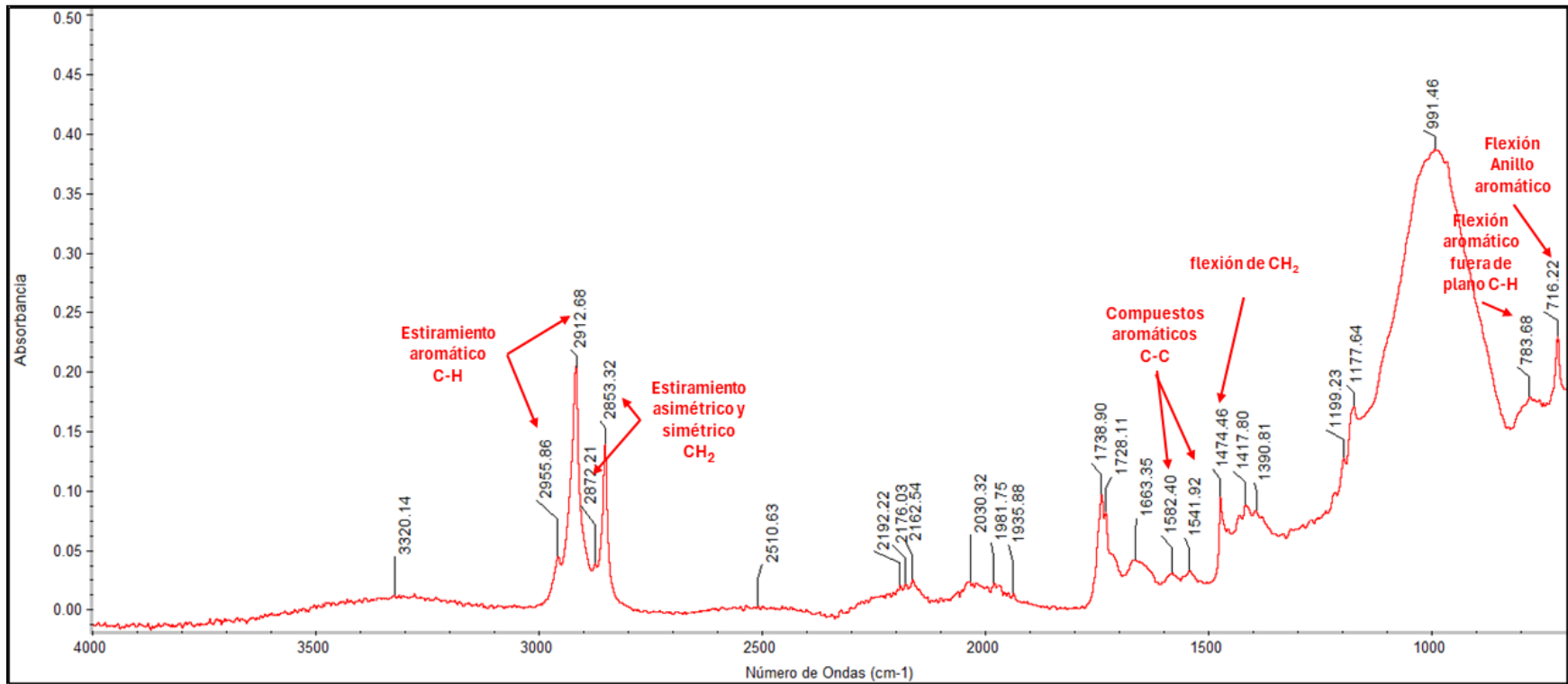


Figura III. 17. Fragmento blanco hallado en una muestra de deposición e identificado por su espectro infrarrojo como poliestireno (PS).

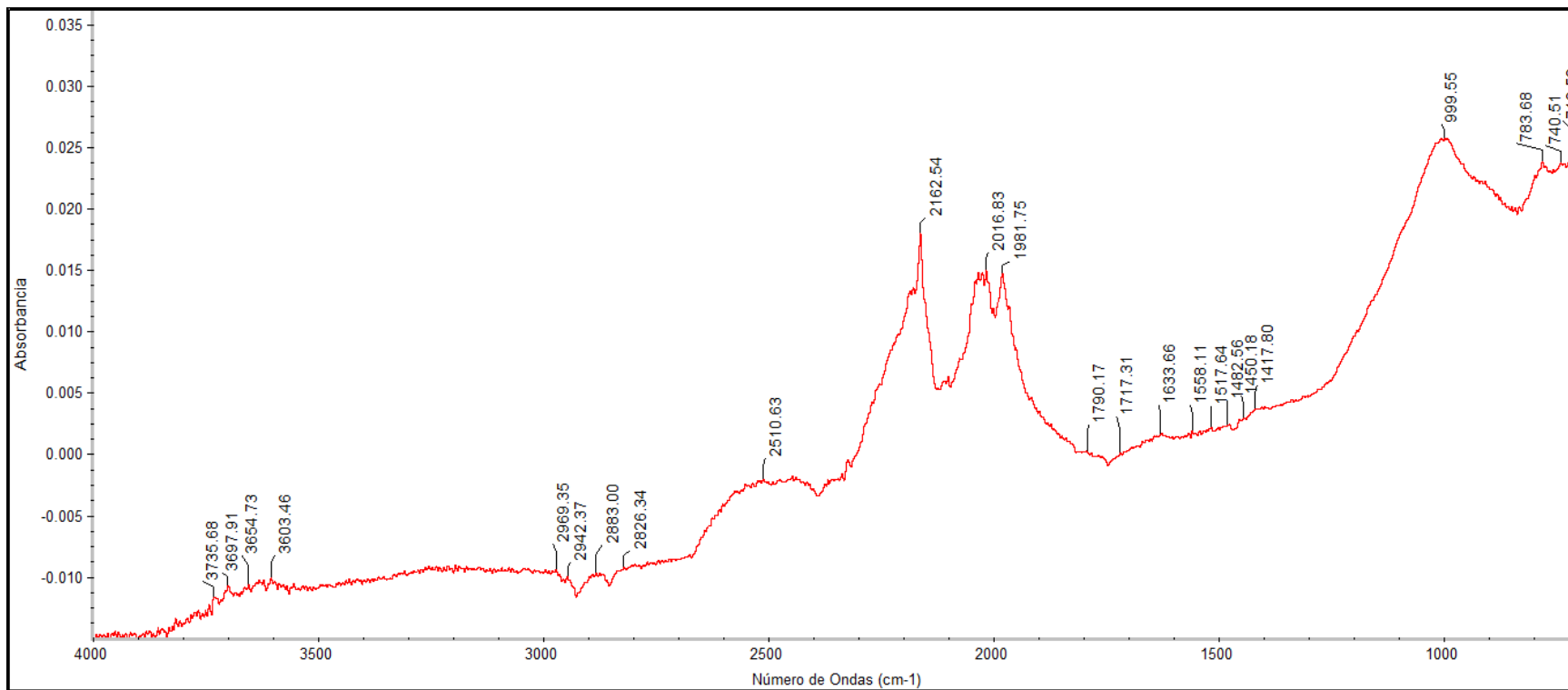


Figura III. 18. Fibra azul hallada en una muestra de deposición e identificada por su espectro infrarrojo como polietileno (PE).

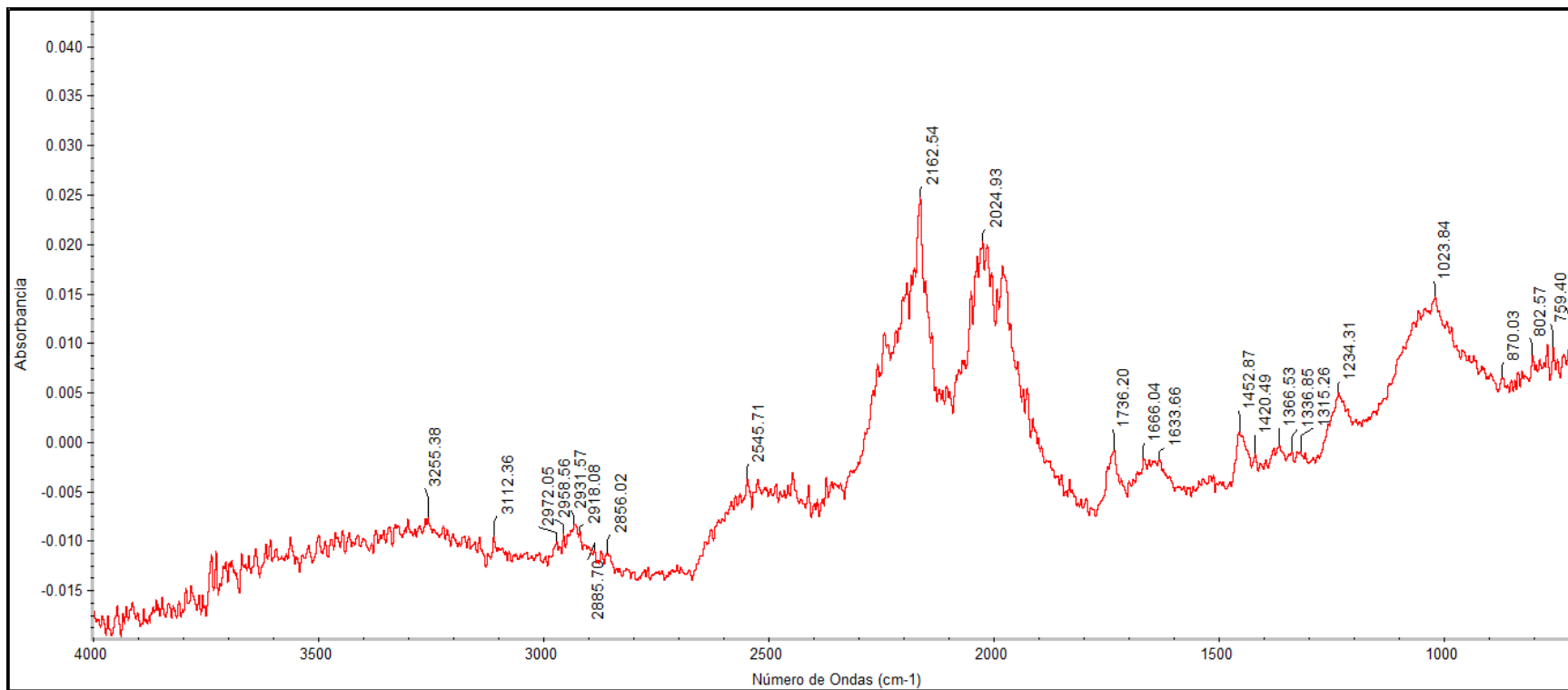


Figura III. 19. Fibra azul hallada en una muestra de deposición e identificada por su espectro infrarrojo como poliacrilamida (PAM).