



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL



Secretaría de Investigación y Posgrado
Centro Mexicano para la Producción más
Limpia (CMP+L)

*“Desarrollo de un sistema de adsorción e intercambio
iónico para la remoción de microplásticos en el agua
embotellada comercial de la Ciudad de México”*

Para obtener el grado de:
*Maestra en Ingeniería en Producción más
Limpia*

Presenta:

Lic. Xochitl Velásquez Betancourt

Directores de tesis:

*Dr. Jorge Gabriel Vázquez Arenas
Dra. Fabiola Sagrario Sosa Rodríguez*

CDMX 13 de enero del 2026



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

SIP-13 BIS
REP 2017

**ACTA DE REGISTRO DE TEMA DE TESIS
Y DESIGNACIÓN DE DIRECTOR DE TESIS**

Ciudad de México, a de del

El Colegio de Profesores de Posgrado del en su Sesión
(Unidad Académica)

No. celebrada el día del mes de del , conoció la solicitud presentada por el (la) alumno (a)

Apellido Paterno:	Velásquez	Apellido Materno:	Betancourt	Nombre (s):	Xochitl
-------------------	-----------	-------------------	------------	-------------	---------

Número de registro:

del Programa Académico de Posgrado:

Referente al registro de su tema de tesis; acordando lo siguiente:

1.- Se designa al aspirante el tema de tesis titulado:

Objetivo general del trabajo de tesis:

2.- Se designa como Directores de Tesis a los profesores:

Director: 2° Directora:
No aplica:

3.- El Trabajo de investigación base para el desarrollo de la tesis será elaborado por el alumno en:

que cuenta con los recursos e infraestructura necesarios.

4.- El interesado deberá asistir a los seminarios desarrollados en el área de adscripción del trabajo desde la fecha en que se suscribe la presente, hasta la aprobación de la versión completa de la tesis por parte de la Comisión Revisora correspondiente.

Director(a) de Tesis

Dr. Jorge Gabriel Vázquez Arenas

2° Directora de Tesis (en curso)

Dra. Fabiola Sagrario Sosa Rodríguez

Aspirante

Xochitl Velásquez Betancourt

Presidente del Colegio

Dr. Raúl Hernández Altamirano



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

SIP-14
REP 2017

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de México siendo las 17:00 horas del día 13 del mes de enero del 2026 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores del Posgrado del Centro Mexicano para la Producción más Limpia para examinar la tesis titulada:

“Desarrollo de un sistema de adsorción e intercambio iónico para la remoción de microplásticos en el agua embotellada comercial de la Ciudad de México”

Apellido Paterno:	Velásquez	Apellido Materno:	Betancourt	Nombre (s):	Xochitl
-------------------	-----------	-------------------	------------	-------------	---------

Número de registro: A 2 4 0 6 7 1

Alumna del Programa Académico de Posgrado: Maestría en Ingeniería en Producción más Limpia

Una vez que se realizó un análisis de similitud de texto, utilizando el software antiplagio, se encontró que el trabajo de tesis tiene 3 % de similitud. Se adjunta reporte de software utilizado.

Después que esta Comisión revisó exhaustivamente el contenido, estructura, intención y ubicación de los textos de la tesis identificados como coincidentes con otros documentos, concluyó que en el presente trabajo SI NO SE CONSTITUYE UN POSIBLE PLAGIO.

JUSTIFICACIÓN DE LA CONCLUSIÓN:

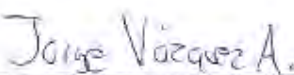





El trabajo se realizó en tiempo y forma.

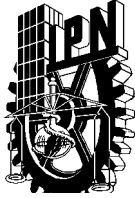
“Es responsabilidad del alumno como autor de la tesis la verificación antiplagio, y del Director o Directores de tesis el análisis del % de similitud para establecer el riesgo o la existencia de un posible plagio.”

Finalmente, y posterior a la lectura, revisión individual, así como el análisis e intercambio de opiniones, los miembros de la Comisión manifestaron APROBAR SUSPENDER NO APROBAR la tesis por UNANIMIDAD o MAYORÍA en virtud de los motivos siguientes:

La tesis cumple con los requerimientos señalados por las condiciones normativas vigentes

COMISIÓN REVISORA DE TESIS

 Dr. Jorge Gabriel Vázquez Arenas Director de Tesis	 Dra. Fabiola Sagrario Sosa Rodríguez 2º. Directora de Tesis	 Dra. Selene Montserrat García Solares
 Dr. Gabriel Pineda Flores	 Dr. Manuel de Atocha Hernández Cortázar	 Dr. Raúl Hernández Altamirano PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA DE AUTORIZACIÓN DE USO DE OBRA PARA DIFUSIÓN

En la Ciudad de México el día 13 del mes de enero del año 2026, el que suscribe **Xochitl Velásquez Betancourt**, alumno del programa **Maestría en Ingeniería en Producción más Limpia** con número de registro A240671 adscrito al Centro Mexicano para la Producción más Limpia, manifiesta que es autor intelectual del presente trabajo de tesis bajo la dirección del Dr. Jorge Gabriel Vázquez Arenas y la Dra. Fabiola Sagrario Sosa Rodríguez y cede los derechos del trabajo intitulado **“Desarrollo de un sistema de adsorción e intercambio iónico para la remoción de microplásticos en el agua embotellada comercial de la Ciudad de México”** al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expresado del autor y/o director(es). Este puede ser obtenido escribiendo a las siguiente(s) dirección(es) de correo. xochitl.velasquez99@gmail.com, jgvazquez@ipn.mx y fssosa@gmail.com. Si el permiso se otorga, al usuario deberá dar agradecimiento correspondiente y citar la fuente de este.

Xochitl Velásquez Betancourt

Agradecimientos

A Dios, por acompañarme y guiarme en cada etapa de este camino; por abrirme las puertas y permitirme llegar a este país para continuar con mi formación académica.

Al Instituto Politécnico Nacional, por brindarme la oportunidad de cursar la maestría y por el respaldo académico que hizo posible el desarrollo del presente trabajo.

A mis compañeros y amigos que conocí en este trayecto, por su apoyo, motivación y por hacer de esta etapa una experiencia más enriquecedora, tanto en lo académico como en lo personal.

A mi familia, por su apoyo constante, su paciencia y su confianza durante todo este proceso. Gracias por estar conmigo en cada paso.

Índice general

Índice de figuras	8
Índice de tablas	10
Resumen	11
Abstract	12
Introducción	13
1 Antecedentes	14
1.1 Problemática del agua a nivel mundial y nacional	14
1.2 Características y procesos de tratamiento del agua embotellada	16
1.2.1 Características del agua embotellada	16
1.2.2 Métodos de tratamiento para la generación de agua embotellada	20
1.3 Presencia de microplásticos en el agua embotellada	21
1.3.1 Mecanismos de incorporación de micro y nanoplásticos en agua potable	22
1.3.2 Tipos de microplásticos	23
1.4 Métodos analíticos para la identificación de microplásticos en agua	26
1.5 Métodos de remoción de micro y nanoplásticos en agua potable	29
1.6 Criterios para la evaluación cualitativa de la eficiencia técnica y económica en la remoción de microplásticos	31
2 Estado del Arte	32
3 Marco teórico	40
3.1 Técnicas espectrofotometría de detección de microplásticos	40
3.1.1 Espectrofotometría infrarroja: Fundamentos	40
3.1.2 Espectrofotometría Raman: Fundamentos	44
3.1.3 Comparativa entre la espectrofotometría FTIR y Raman	48
3.2 Remoción por adsorbentes: carbón activado	49
3.2.1 Fundamentos de adsorción	50
3.2.2 Mecanismos de adsorción de microplásticos	51
3.2.3 Factores que afectan la adsorción en carbón activado	51
4 Planteamiento del problema y objetivos	54

4.1	Justificación	54
4.2	Hipótesis	54
4.3	Objetivos	54
4.3.1	Objetivo General	54
4.3.2	Objetivos Específicos	54
5	<i>Materiales y métodos</i>	55
5.1	Materiales, reactivos y equipos	55
5.2	Procedimiento experimental para la extracción e identificación	56
5.2.1	Preparación de la muestra y extracción de los microplásticos	56
5.2.2	Identificación de microplásticos	56
5.3	Control de calidad: validación de equipos y preparación del blanco	59
5.4	Evaluación de materiales adsorbentes	60
5.4.1	Preparación de Materiales	60
5.4.2	Procedimiento para Análisis Cualitativo con Muestras Reales	60
5.5	Procedimiento para la evaluación de la eficiencia técnica	61
5.6	Procedimiento para la evaluación de la eficiencia económica	61
6	<i>Resultado y discusión</i>	63
6.1	Identificación de microplásticos en el agua embotellada	63
6.1.1	Caracterización física	63
6.1.2	Caracterización química	65
6.2	Validación de los equipos a utilizar	69
6.2.1	Validación del espectrofotómetro FTIR y el microscopio óptico	70
6.3	Análisis químico mediante micro-Raman	72
6.4	Evaluación de materiales adsorbentes	76
6.4.1	Indicadores de eficiencia técnica	79
6.4.2	Indicadores de eficiencia económica	81
7	<i>Conclusiones</i>	86
8	<i>Perspectivas futuras</i>	87
9	<i>Referencias</i>	88
10	<i>Anexos</i>	95

10.1	Espectros IR del envase, tapa y etiqueta del agua embotellada	95
10.2	Modelos de adsorción de microplásticos	96
10.2.1	Isotermas de adsorción	96
10.3	Cinética de adsorción	98
10.3.1	cinética de pseudo-primer orden	98
10.3.2	cinética de pseudo-segundo orden	99
10.3.3	cinética de Elovich	99

Índice de figuras

Figura 1: Monitor de Sequía en México (2003–2022). Datos obtenidos de [2]. Las categorías de sequía severa, extrema y excepcional corresponden a niveles de intensidad definidos por el Monitor de Sequía en México. El “número de sequías” corresponde a un acumulado anual de afectación reportado por dicho monitoreo.	14
Figura 2: Planta de purificación de agua con sistema de embotellado Adaptado de [17]	20
Figura 3 Abundancia de microplásticos en el agua embotellada y del grifo. Adaptado de [16] .	21
Figura. 4: Incorporación de microplásticos (MP) al agua potable mediante la fragmentación de plásticos más grandes y el descargue directo de microplásticos primarios a las aguas superficiales.	23
Figura 5:Esquema de la clasificación de los microplásticos de acuerdo con su forma y origen. .	25
Figura 6: Región infrarroja en el espectro electromagnético. Reproducida de [68].....	40
Figura 7: Transformación de Fourier de un interferograma infrarrojo de polietileno a su espectro infrarrojo incluyendo la corrección de fondo. Adaptado de [69].....	41
Figura 8: formas de dispersión de la luz. adaptada de [75]	44
Figura 9: Representación energética de la dispersión Rayleigh,Raman Stokes y Raman anti-Stokes. Adaptado de [74]......	45
Figura 10: funcionamiento del espectrofotómetro Raman. Adaptado de [76].....	46
Figura 11: Diagrama de proceso para la identificación de microplásticos en agua embotella	58
Figura 12: diagrama de proceso del tratamiento para el análisis cualitativo de los microplásticos	60
Figura 13: Diagrama de proceso para la evaluación de la eficiencia técnica y económica del sistema.....	62
Figura 14 Tomas fotográficas de los microplásticos utilizando el microscopio binocular LABOMED a aumento 4x/0.1	63
Figura 15: tomas micrografía de los posibles microplásticos encontrados en el agua embotellada con el microscopio trilocular SEELANG serie OSL-528, 500X - 1500X, a aumento de 20x/0.4	64
Figura 16: Espectro IR del filtro de éster de celulosa con referencia del mismo filtro.	65
Figura 17: espectro IR de las 3 marcas de agua embotellada. De arriba hacia abajo, marca E, C y B.....	66
Figura 18: Espectro IR de la primera prueba del agua desionizada.....	67
Figura 19: Repetición de la medición del agua desionizada (3 días).....	68
Figura 20: espectro IR del filtro de éster de celulosa.....	69
Figura 21: Espectros IR, en orden descendente, de la línea base, del filtro de esteres mixtos de celulosa y la validación del estándar.....	70

Figura 22: micrografías a 5x de la solución estándar de microplásticos sin filtro y con el filtro de éster de celulosa	71
Figura 23: Espectro Raman del filtro de esteres mixto de celulosa.....	72
Figura 24: micrografías tomadas por el microscopio acoplado al Raman utilizadas para la selección de partículas y la realización de las mediciones puntuales	73
Figura 25: espectro Raman del estándar de microplásticos	73
Figura 26: Espectro Raman del control negativo.....	74
Figura 27: Espectro Raman de las marcas B, C, E y el agua desionizada	75
Figura 28: micrografías de la adhesión de los microplásticos al carbón activado.....	78

Índice de tablas

Tabla 1: Límites máximos permisibles de las propiedades organolépticas, físicas, metales, metaloides, compuestos inorgánicos y orgánicos sintéticos en el agua embotellada	17
Tabla 2: límites máximos permisibles para las propiedades microbiológicas	18
Tabla 3: límites máximos permisibles para la concentración de subproductos de desinfección ..	19
Tabla 4: límites máximos permisibles de radiactividad en el agua para consumo humano	19
Tabla 5: Cuadro resumen de los métodos analíticos más empleados en el análisis de plásticos en agua y otras matrices	27
Tabla 6: Ventajas y desventajas de los métodos fisicoquímicos para la remoción de MPs en agua	30
Tabla 7: Revisión bibliográfica sobre los métodos de remoción estudiados para microplásticos.	33
Tabla 8: Bandas de absorción IR y asignación vibracional de polímeros más comunes en MP ..	43
Tabla 9: Bandas Raman características y asignación vibracional de polímeros comúnmente identificados como microplásticos	47
Tabla 10: comparativa de los diferentes tipos de configuraciones instrumentales para el análisis de microplásticos mediante espectroscopia FTIR y Raman.	49
Tabla 11: Comparación entre los mecanismos de adsorción de fisisorción y quimisorción	50
Tabla 12: especificaciones de los materiales, reactivos y equipos utilizados para la extracción, remoción e identificación de los microplásticos en el agua embotellada y la validación de los equipos.	55
Tabla 13: comparativa de las diferentes proporciones de carbón y resina evaluadas	77
Tabla 14: Carga inicial de partículas visiblemente contables por marca	79
Tabla 15: Eficiencia técnica de remoción por marca y configuración del medio adsorbente	80
Tabla 16: Eficiencia técnica promedio por configuración del medio adsorbente	81
Tabla 17: Materiales empleados y costos asociados al sistema de adsorción	82
Tabla 18: Costo total del proceso por configuración	82
Tabla 19: Volumen de agua tratada en función del tiempo de operación	83
Tabla 20: Eficiencia económica del sistema expresada como costo unitario de tratamiento (\$/L)	83
Tabla 21: Costos de remoción por marca	84

Resumen

La presencia de microplásticos en agua destinada al consumo humano ha motivado estudios orientados a su análisis y a la evaluación de alternativas físicas para su retención. Bajo esta premisa, en este trabajo se explora la identificación morfológica de partículas con tamaño y forma coincidentes con los reportados para microplásticos en agua embotellada, así como la evaluación del comportamiento de un sistema adsorbente conformado por carbón activado y una resina de intercambio iónico.

El estudio se llevó a cabo utilizando muestras de agua embotellada de tres marcas comerciales de la Ciudad de México como sistema de análisis, además de un blanco con agua desionizada y una solución estándar de microplásticos. Las muestras fueron sometidas a procesos de filtración y analizadas mediante microscopía óptica, FTIR y micro-Raman, con el fin de observar la presencia de partículas y explorar su caracterización química.

A partir del análisis microscópico se observaron fibras y fragmentos de tamaño micrométrico, con rangos acordes a los reportados en la literatura para microplásticos. No obstante, los análisis espectroscópicos estuvieron dominados por la señal del filtro soporte bajo las condiciones experimentales empleadas, lo que limitó la identificación química directa de las partículas en las muestras reales. En la evaluación cualitativa del sistema adsorbente se identificaron diferencias en el arrastre y la retención de partículas en función de la proporción de carbón y resina, observándose una mayor estabilidad del medio cuando ambos materiales se emplearon simultáneamente. En este contexto, el estudio aporta información cualitativa sobre el desempeño del sistema adsorbente y evidencia consideraciones metodológicas relevantes para el diseño de investigaciones futuras enfocadas al estudio de microplásticos en agua para consumo humano.

Abstract

The presence of microplastics in water intended for human consumption has motivated studies focused on their analysis and on the evaluation of physical alternatives for their retention. Under this premise, this work explores the morphological identification of particles with size and shape consistent with those reported for microplastics in bottled water, as well as the assessment of the behavior of an adsorbent system composed of activated carbon and an ion-exchange resin.

The study was conducted using bottled water samples from three commercial brands from Mexico City as the analytical system, in addition to a deionized water blank and a microplastic standard solution. The samples were subjected to filtration processes and analyzed by optical microscopy, FTIR, and micro-Raman spectroscopy, in order to observe the presence of particles and to explore their chemical characterization.

Microscopic analysis revealed fibers and fragments of micrometric size, within ranges consistent with those reported in the literature for microplastics. However, the spectroscopic analyses were dominated by the signal of the supporting filter under the experimental conditions employed, which limited the direct chemical identification of particles in the real samples. In the qualitative evaluation of the adsorbent system, differences in particle transport and retention were observed as a function of the activated carbon–resin proportion, with greater stability of the medium when both materials were used simultaneously. In this context, the study provides qualitative information on the performance of the adsorbent system and highlights methodological considerations relevant for the design of future investigations focused on the study of microplastics in water intended for human consumption.

Introducción

En el presente siglo, la contaminación plástica se ha consolidado como una problemática ambiental de alcance global, afectando los ecosistemas terrestres y marinos, sino también a las fuentes de agua, particularmente aquellas destinadas al consumo humano. Este aspecto resulta crítico si se considera que únicamente alrededor del 0.007 % del agua disponible en el planeta corresponde a agua dulce accesible para uso humano.

A esta limitada disponibilidad, se suma que una proporción significativa del agua utilizada retorna al ambiente sin recibir un tratamiento adecuado, lo que favorece la incorporación y dispersión de contaminantes emergentes. Entre estos, los microplásticos han cobrado especial relevancia debido a su persistencia, tamaño reducido y potencial impacto en la salud humana y en los ecosistemas acuáticos. La exposición humana a microplásticos, principalmente por ingestión e inhalación, ha sido asociada en estudios recientes con posibles efectos adversos, como respuestas inflamatorias y estrés oxidativo, así como con el transporte de otros contaminantes químicos y biológicos, lo que plantea un riesgo potencial para la salud pública.

Bajo esta premisa, el presente proyecto tiene como objetivo sentar bases para el análisis y la posible aplicación de procesos orientados a la reducción de microplásticos en muestras de agua embotellada de tres marcas comerciales de la Ciudad de México, en presentaciones de 1, 2 y 5 litros, mediante la evaluación de la capacidad de retención de un sistema de adsorción conformado por carbón activado y una resina de intercambio iónico. El primero de estos materiales forma parte de las etapas finales comúnmente empleadas en los procesos de purificación de agua, mientras que el segundo corresponde a una tecnología más avanzada que ha sido poco evaluada en la remoción de microplásticos.

Para este propósito, se eligió este tipo de muestra debido a su tratamiento previo, el cual permite trabajar con una carga relativamente baja de contaminantes y aproximarse a condiciones reales de consumo sin recurrir a agua desionizada.

Asimismo, este trabajo busca identificar las principales limitantes técnicas y metodológicas asociadas a la detección, retención y análisis de microplásticos, con el fin de generar información que contribuya a evaluar la viabilidad de estos enfoques y a orientar el desarrollo de estrategias futuras en el tratamiento de agua para consumo humano. Es importante señalar que el análisis realizado se limita a una evaluación cualitativa, por lo que los resultados obtenidos deben interpretarse dentro de este contexto.

1 Antecedentes

1.1 Problemática del agua a nivel mundial y nacional

Se estima que 2.5% del agua total del planeta es agua dulce. De esta proporción, 0.3% está disponible en forma líquida como agua superficial, un 30% como agua subterránea y el resto, se encuentra en estado sólido en los glaciares de los polos y en los picos de montañas elevadas. Por lo que, un 30.3% del agua dulce esta asequible para consumo humano [1]. En este contexto, fenómenos como las sequías, cuya intensidad y frecuencia han aumentado debido al cambio climático, contribuyen a la disminución de los recursos hídricos disponibles para diversos usos, como el consumo humano.

Este panorama global se refleja a nivel local en México, donde los efectos del cambio climático han ocasionado una disminución de las precipitaciones anuales, en especial, en la Ciudad de México (CDMX) y el Estado de México (EDOMEX), con reducciones de 13 y 28 mm, respectivamente. En otras regiones del país, las precipitaciones han mostrado un aumento. Además, las sequías se han intensificado en las últimas dos décadas, lo que ha afectado disponibilidad del agua para sus diferentes usos.

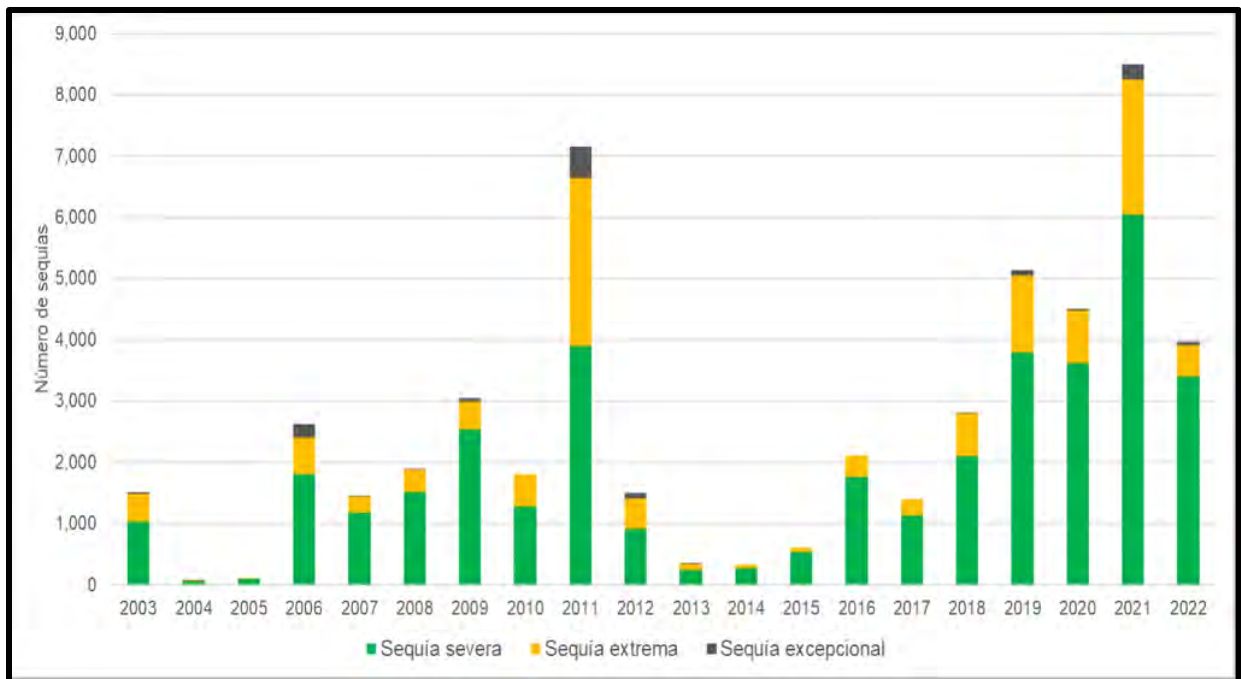


Figura 1: Monitor de Sequía en México (2003–2022). Datos obtenidos de [2]. Las categorías de sequía severa, extrema y excepcional corresponden a niveles de intensidad definidos por el Monitor de Sequía en México. El “número de sequías” corresponde a un acumulado anual de afectación reportado por dicho monitoreo.

En la Figura 1 se presenta el monitoreo de las sequías ocurridas en el país durante el periodo 2003–2022. Los años 2011 y 2021 concentran los mayores valores de registros de afectación por sequía dentro del periodo analizado. En 2011 se reportaron registros correspondientes a las categorías de sequía severa, extrema y excepcional. De manera similar, en 2021 se reportaron cerca de 9,000 registros acumulados. En este último año, aproximadamente el 71% correspondió a sequía severa, el 26% a sequía extrema y el 3% a sequía excepcional. [2,3].

Además de la escasez, la problemática del agua involucra la contaminación de las fuentes de aguas. Datos recopilados por las Naciones Unidas (ONU) estiman que, a nivel mundial, el 80% de las aguas residuales regresan a los ecosistemas sin haber sido tratadas ni reutilizadas, lo que contribuye a una situación en la que alrededor de 1,800 millones de personas utilizan una fuente de agua potable contaminada con heces, poniéndolas en riesgo de contraer cólera, disentería, tifoidea y polio [4]. Las fuentes de contaminación son variadas y abarcan desde las aguas residuales domésticas, que contienen patógenos, materia orgánica, detergentes y productos químicos de uso cotidiano, hasta las aguas residuales industriales con metales pesados, solventes, productos petroquímicos y otros contaminantes que pueden impactar a los ecosistemas acuáticos.

Además de los contaminantes convencionales, en las fuentes de agua se han identificado los denominados contaminantes emergentes (CEs) o contaminantes de preocupación emergente (CPEs), un grupo que engloba sustancias o materiales cuya presencia ambiental y efectos potenciales sobre los ecosistemas y la salud humana aún no han sido plenamente evaluados y que, en muchos casos, carecen de una regulación específica. Estos contaminantes suelen caracterizarse por su persistencia, su recalcitrancia frente a los procesos convencionales de tratamiento y por presentarse en concentraciones bajas, lo que dificulta su detección y remoción en matrices acuosas [5]. Dentro de este grupo se incluyen fármacos, disruptores endocrinos y microplásticos, entre otros. Estos últimos, en particular, se han reportado de manera creciente en cuerpos de agua y, debido a su tamaño reducido y a su naturaleza polimérica, pueden eludir los sistemas tradicionales de tratamiento, lo que representa un riesgo potencial tanto para los ecosistemas acuáticos como para la salud humana [6].

Ante la problemática de escasez global de agua dulce, agravada por la presencia de microplásticos y otros contaminantes persistentes que los sistemas convencionales de tratamiento no son capaces de remover de manera eficiente, el consumo de agua embotellada se ha consolidado como una alternativa aparentemente segura en varias regiones del mundo. Esta percepción se ve influida no solo por el tamaño de los microplásticos, sino también por su composición polimérica y los aditivos asociados.

1.2 Características y procesos de tratamiento del agua embotellada

México es uno de los países donde el agua embotellada se ha establecido como una alternativa para obtener agua potable segura. De acuerdo con datos de la Euromonitor, en 2019 se consumieron 5,000 millones de litros de agua embotellada, con ventas que alcanzaron los 60,100 millones de pesos, lo que proyectó un incremento del 9 % entre 2019 y 2024 [7], posicionando al país como el mayor consumidor de agua embotellada a nivel mundial, a pesar de los costos ambientales y económicos asociados a su producción y consumo, como el mayor precio por litro respecto al agua de la llave —que puede ser entre 100 y 1,000 veces superior— y la generación anual de aproximadamente 722,000 toneladas de residuos plásticos tipo PET[8]. En este contexto, resulta fundamental comprender las características del agua embotellada y los métodos empleados para garantizar su calidad, los cuales se detallan a continuación.

1.2.1 Características del agua embotellada

Para que el agua embotellada pueda ser comercializada en México esta debe cumplir con las características descritas en la *Norma Oficial Mexicana NOM-201-SSA1-2015, Productos y servicios. Agua y hielo para consumo humano, envasados y a granel. Especificaciones sanitarias* [9]. Esta norma tiene como objetivo asegurar la calidad del agua embotellada al establecer los límites permisibles de compuestos orgánicos e inorgánicos, propiedades físicas y organolépticas, microbiológicas, radiactividad, así como la concentración de los productos y residuos de desinfección de interés. A continuación, se describen los parámetros y sus límites máximos permisibles establecidos por esta norma.

1.2.1.1 Propiedades organolépticas y composición química

Para evaluar la calidad del agua embotellada, los análisis iniciales se enfocan en las propiedades organolépticas (color) y físicas (turbidez). Estos parámetros sirven como indicadores generales de calidad, ya que el color indica la presencia de compuestos orgánicos disueltos, provenientes de la descomposición de materia orgánica, así como de metales pesados y minerales disueltos en el agua. La turbidez, en cambio, está asociada con la concentración de partículas suspendidas, que pueden presentar un riesgo a la salud [10] .

Por otra parte, el análisis de compuestos inorgánicos como los metales y metaloides en agua se realizan debido a los riesgos específicos de estos compuestos que pueden ocasionar en la salud humana al ingerirlos en concentraciones fuera de lo establecido. Un ejemplo es el arsénico (As), un compuesto cancerígeno que también puede causar desenlaces adversos durante el embarazo y mortalidad infantil [11] .

También se establece los límites permisibles para compuestos orgánicos sintéticos, los cuales pueden provenir de la migración desde los envases, la contaminación de la fuente de agua o los procesos de purificación. Estos compuestos se incluyen en la norma debido a los riesgos para la salud que representan. Entre los compuestos contemplados se encuentran las dioxinas y furanos, bifenilos policlorados, halometanos, hidrocarburos poliaromáticos y pesticidas fosforados, entre otros.

Tabla 1: Límites máximos permisibles de las propiedades organolépticas, físicas, metales, metaloides, compuestos inorgánicos y orgánicos sintéticos en el agua embotellada

Especificación	Límite máximo permisible
<i>Propiedades organolépticas y físicas</i>	
Color	15 (Pt/Co)
Turbiedad	3,0 (UNT)
<i>Metales, metaloides y compuestos inorgánicos</i>	
	<i>mg/L</i>
Antimonio	0,005
Arsénico	0,01
Bario	0,70
Borato como B	5,00
Cadmio	0,003
Cromo total	0,05
Cobre	1,00
Cianuro	0,07
Fluoruros como F⁻	0,70 ⁽⁵⁾
	2,0 ⁽⁶⁾
Manganeso	0,40
Mercurio	0,001
Níquel	0,02
Nitrógeno de nitratos	10,00
Nitrógeno de nitritos	0,06
Plomo	0,01
Selenio	0,01
<i>Compuestos orgánicos sintéticos</i>	
	<i>mg/L</i>
Compuestos orgánicos halogenados absorbibles fijos	0,0005
Compuestos orgánicos no halogenados	0,01
Compuestos orgánicos halogenados absorbibles purgables	0,001
Carbono Orgánico Purgable	0,01
Sustancias activas al azul de metileno	0,5

Nota: ⁽⁵⁾ No aplica para aguas minerales naturales, ⁽⁶⁾ Aplica para aguas minerales naturales. Adaptado de [9].

1.2.1.2 Propiedades microbiológicas

Otras propiedades que se evalúan son las microbiológicas del agua, debido al riesgo de enfermedades asociadas a la presencia de microorganismos patógenos. Entre los análisis realizados se incluyen los de coliformes totales, enterococos fecales y esporas de *Clostridium* sulfito reductores, utilizados para detectar posible contaminación fecal en el agua, y *Pseudomonas aeruginosa* en agua mineral natural, debido a que su presencia implica un riesgo de infección para las personas con el sistema inmunológico comprometido. La tabla 2 muestra los máximos permisibles de estos microorganismos en el agua embotellada dependiendo del método de conteo empleado.

Tabla 2: límites máximos permisibles para las propiedades microbiológicas

Especificación.	Límite máximo permisible (1)		
	(NMP/100 mL)	UFC/100 mL	Organismos/100mL
Coliformes Totales	<1,1	CERO	Ausencia
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> (2)	<1,1	CERO	No aplica
Enterococos fecales (3)	<1,1	CERO	Ausencia
Esporas de <i>Clostridium</i> sulfito reductores (2, 3)	<1,1	CERO	No aplica

Notas: (1) La unidad a informar será de acuerdo con el método utilizado, (2) Especificaciones sólo para agua mineral natural, (3) La autoridad sanitaria establecerá los casos en que se realizará la determinación de estas especificaciones. Datos obtenidos de [9]

1.2.1.3 Desinfección y subproductos

Como parte del proceso de purificación, el agua se somete a métodos de desinfección para prevenir enfermedades gastrointestinales. Entre los desinfectantes más utilizados se encuentra el cloro, debido a su alta eficacia y bajo costo. Sin embargo, su concentración debe regularse para evitar la formación de subproductos de desinfección, principalmente compuestos organoclorados, los cuales pueden resultar tóxicos para la salud humana.

La normativa define la dosificación máxima del cloro utilizado como desinfectante, estableciendo una concentración de cloro residual libre de hasta 1.5 mg/L. Asimismo, establece las concentraciones máximas permitidas de los subproductos de desinfección, las cuales dependen del tipo de agente desinfectante empleado y se presentan en las Tablas 3.

Tabla 3: límites máximos permisibles para la concentración de subproductos de desinfección

Desinfectante Utilizado	Especificación.	Límite máximo permisible (mg/l).
Cloro	Formaldehído	0,9
	Bromodichlorometano	0,06
	Bromoformo	0,1
	Dibromoclorometano	0,1
	Cloroformo	0,2
Ozono	Formaldehído	0,9
	Bromato	0,01

Nota: En aguas minerales naturales, los subproductos de desinfección deberán estar ausentes.

Datos obtenidos de [9]

1.2.1.4 Radiactividad

En el caso del agua mineral, se realizan análisis de radiactividad beta y gamma debido a que su fuente puede estar en contacto con formaciones geológicas que contienen elementos radiactivos de origen natural como el potasio-40. El método empleado para estas determinaciones es el recuento por centelleo líquido, una técnica sensible que permite cuantificar la actividad radiactiva mediante la detección de destellos de luz generados por la interacción de las partículas radiactivas con un medio centellador[9]. Los límites máximos permisibles se especifican en la tabla 4.

Tabla 4: límites máximos permisibles de radiactividad en el agua para consumo humano

Especificación.	Límite máximo permisible (bq/l)
Radiactividad beta total ⁽⁷⁾	1,85
Radiactividad alfa total ⁽⁷⁾	0,56

Nota: ⁽⁷⁾ Aplica para aguas minerales naturales. Datos obtenidos de [9]

Aunque la normativa mexicana regula varios contaminantes de interés como los mencionados con anterioridad, en la actualidad no contempla aquellos de preocupación emergente como los fármacos, pesticidas modernos o microplásticos, los cuales han sido identificados de forma relativamente reciente en fuentes de agua [12–14] y su inclusión en los marcos regulatorios se ha visto limitada por la falta de criterios estandarizados para su definición, cuantificación y evaluación de riesgos [15,16]. Esta situación, desde la perspectiva de los microplásticos, pone de manifiesto la necesidad de continuar generando información científica que permita, en el futuro, su consideración dentro de los límites de calidad del agua potable.

1.2.2 Métodos de tratamiento para la generación de agua embotellada

A diferencia del agua potable convencional, regulada por la NOM-127-SSA1-2021 para garantizar su salubridad al llegar a los consumidores, la producción de agua embotellada requiere la aplicación de procesos avanzados que no solo garanticen el cumplimiento de los límites establecidos en la NOM-201-SSA1-2015, sino que también optimicen las propiedades organolépticas del producto final antes de su envasado bajo condiciones controladas, lo que permite atender tanto exigencias comerciales como la diferenciación en el mercado.

Para cumplir con estos estándares, la producción de agua embotellada incluye procesos de purificación previos al envasado, como se muestra en la Figura 2. Este proceso inicia con una filtración con carbón activado y arena, con el fin de retener partículas y mejorar las propiedades organolépticas del agua. Luego, se emplea un sistema de intercambio iónico (suavizador) para eliminar iones de calcio y magnesio, acoplado a unos filtros pulidores que remueven los residuos generados en esta fase. El tratamiento continúa con la aplicación de ósmosis inversa para remover contaminantes y sales disueltas. Por último, se realiza la desinfección con luz ultravioleta entre los 250 y 274 nanómetros (nm) para inhibir la reproducción de microorganismos. Tras la purificación, el agua se almacena temporalmente en tanques antes del embotellado.



Figura 2: Planta de purificación de agua con sistema de embotellado *Adaptado* de [17]

Pese a que estos procesos logran eliminar la mayoría de los contaminantes presentes en el agua, no están diseñados para remover de manera eficiente contaminantes emergentes como los microplásticos, los cuales pueden persistir en el agua tratada.

1.3 Presencia de microplásticos en el agua embotellada

Diversos estudios han documentado la presencia de microplásticos (MP), definidos como partículas de material polimérico menores a 5 mm, en el agua embotellada. En el sudeste asiático se han identificado principalmente fibras y fragmentos de tereftalato de polietileno (PET), poliestireno (PS) y polietileno (PE) [18,19]. En Irán, además de estas formas, también se encontraron partículas de poliamida (PA) [20], mientras que estudios en China reportan el predominio de fibras y fragmentos de celulosa [21,22]. En este mismo estudio se indica que la celulosa constituye más del 70 % de las partículas detectadas, mientras que los polímeros PET, PE y PP se encuentran en proporciones menores al 7 %. La literatura señala que estos polímeros pueden tener como origen procesos asociados al embotellado y al contacto con el envase, mientras que la elevada presencia de celulosa se ha vinculado a la degradación de fibras naturales o sintéticas presentes en las fuentes de agua empleadas para la producción.

En cuanto a la abundancia, la concentración de microplásticos en agua embotellada presenta variaciones entre regiones y metodologías analíticas. Datos reportados en China indican valores promedio de 65.62 ± 44.65 partículas/L en agua embotellada en envases de PET y 87.94 ± 46.38 partículas/L en envases de vidrio, comparados con 49.67 ± 21.43 partículas/L en agua de grifo [22]. Investigaciones basadas en métodos espectroscópicos de mayor resolución han cuantificado concentraciones mayores al incluir partículas pequeñas no detectadas por técnicas convencionales. Por ejemplo, un análisis reciente que empleó microscopía Raman automatizada reportó concentraciones que oscilan entre 19 y 1,154 partículas/L en diferentes marcas, con valores dentro del rango típicamente descrito en la literatura ($\approx 100\text{--}1000$ partículas/L) [23].

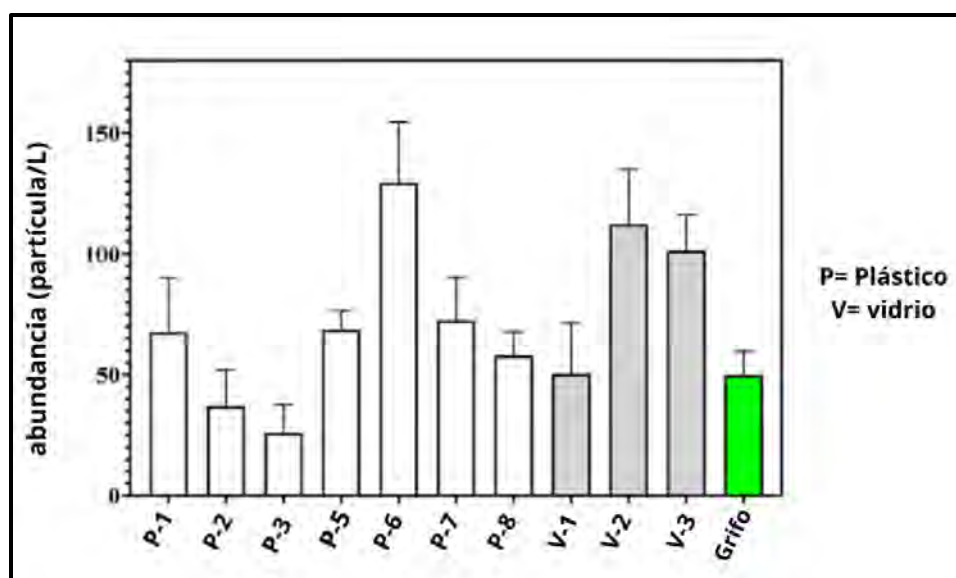


Figura 3 Abundancia de microplásticos en el agua embotellada y del grifo. Adaptado de [16]

Los tamaños de las partículas también muestran un patrón consistente entre estudios. Diversos trabajos indican que la mayoría de microplásticos presentes en agua embotellada son menores a 100 μm , con una alta recurrencia de partículas entre 5 y 20 μm . El estudio basado en Raman de alta resolución detectó que más del 98 % de las partículas identificadas tenían diámetros inferiores a 20 μm y aproximadamente 94 % eran menores a 10 μm . Estas observaciones complementan resultados previos que ya mostraban una predominancia de partículas pequeñas, aunque muchas normativas y metodologías de vigilancia mantienen límites de detección cercanos a 20 μm [18,23].

1.3.1 Mecanismos de incorporación de micro y nanoplásticos en agua potable

Los microplásticos se pueden integrar al agua potable de dos formas, una es mediante el vertido de los microplásticos fabricados con ese tamaño específico en el agua provenientes de aguas residuales industriales o municipales, ya sea tratadas o no tratadas. La otra vía es mediante la degradación de los plásticos más grandes debido a los factores ambientales del medio acuático[24]. Este tipo de microplásticos llegan a las aguas continentales ya sea por su descarga directa o arrastrados por el agua lluvia proveniente de comunidades o ciudades que carecen de sistemas eficaces de gestión de residuos sólidos.

La contaminación de los recursos hídricos con microplásticos resulta en la presencia de estos en el agua potable. Las plantas de tratamiento recolectan el agua de estas fuentes y la someten a distintas etapas de procesamiento, como tamizado, coagulación, floculación, filtración y desinfección. Aunque estos procesos pueden reducir la cantidad de microplásticos presentes en el agua, no son diseñados para remover partículas menores a 100 micrómetros (μm). Además, factores como la baja densidad de polímeros como el polietileno y el polipropileno, hacen que floten, evitando ser capturados en la sedimentación; las fibras plásticas, que se alinean con los flujos de agua y atraviesan los filtros; y la composición química inerte de materiales como el cloruro de polivinilo, que dificulta su adhesión a los flóculos durante la coagulación, contribuyen a que los microplásticos atraviesen los sistemas de tratamiento y se incorporen en el agua potable [25].

Además de la contaminación directa en las aguas continentales, los micro y nanoplásticos también pueden llegar al agua potable debido a la contaminación generadas por los envases de plásticos empleados en el proceso de embotellado. Por ejemplo, un estudio realizado en Alemania, en el cual se evaluaron varios tipos de envases, descubrió la presencia de microplásticos en cada uno de ellos, siendo las botellas de plástico reutilizables las que mostraron los mayores niveles promedio de partículas en las muestras (18 ± 88 partículas/L) [26]. En la Figura 4 se presenta un resumen de los mecanismos de incorporación mencionados.

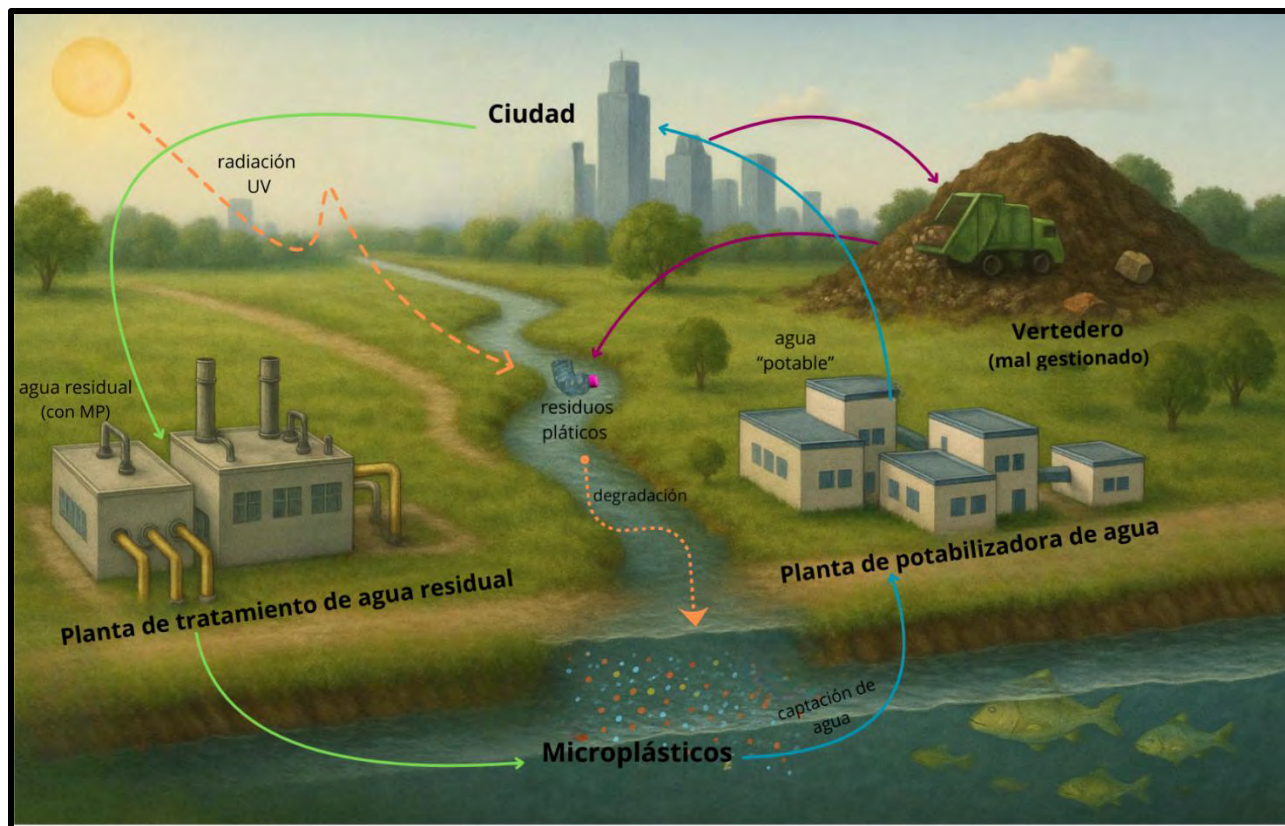


Figura. 4: Incorporación de microplásticos (MP) al agua potable mediante la fragmentación de plásticos más grandes y el descargue directo de microplásticos primarios a las aguas superficiales.

1.3.2 Tipos de microplásticos

Los cuerpos de agua contienen una amplia variedad de microplásticos, que se clasifican según su origen en: microplásticos primarios y secundarios. Los microplásticos primarios son partículas producidas de manera intencional en tamaños micrométricos presentes en productos cosméticos, de cuidado personal y del hogar, con incorporación directa a sistemas acuáticos. Por otro lado, los microplásticos secundarios se generan por la degradación progresiva de los macroplásticos, como botellas, cuerdas o bolsas, al exponerlos a condiciones ambientales adversas, como la luz solar y el movimiento de las olas, que los fragmentan hasta alcanzar dimensiones micrométricas [27].

Otra forma de clasificarlos es de acuerdo con su forma. En este sentido, Crawford [27] subdivide los microplásticos según su forma y tamaño, agrupándolos de la siguiente forma: pellets y microesferas, fragmentos y microfragmentos, fibras y microfibras, películas y micropelículas, espumas y microespumas. Para fines prácticos, se tomarán como referencia la forma principal de cada categoría, sin considerar subdivisiones adicionales por tamaño (por ejemplo, microfibras).

A partir de una síntesis conceptual de las definiciones presentadas por Crawford [27] y Dris [28], los pellets pueden definirse como pequeñas piezas plásticas, esféricas o cilíndricas, con diámetros que oscilan entre 1 y 5 mm, fabricadas con ese tamaño específico para ser utilizadas en procesos de extrusión destinados a la producción de plásticos de mayor tamaño. Otro concepto que surge de esta misma síntesis es el de microesferas, definidas como pequeñas piezas esféricas de plástico con un diámetro que oscila entre 1 mm y 1 μm , utilizadas en productos de cuidado personal, en su mayoría exfoliantes, debido a su capacidad abrasiva sobre la piel.

Dentro de la clasificación propuesta por Crawford se encuentran los fragmentos, definidos como pequeños trozos de plástico de forma irregular que van desde 5 mm hasta 1 μm . Estos fragmentos, por lo general, provienen de la descomposición de plásticos más grandes debido a la acción de factores abióticos adversos, como la exposición a la radiación solar, que provoca rupturas en la cadena principal del polímero [27].

Las fibras, junto con los fragmentos, son uno de los tipos de microplásticos más comunes. Estas se originan del desgaste de fibras sintéticas, en especial las fibras de poliéster, durante el proceso de lavado. La mayoría de las fibras tienen un diámetro de 10 a 20 μm [28].

Las espumas, por su parte, están compuestas por materiales plásticos con una estructura similar a la de una esponja. Se fabrican a partir de poliestireno expandido (EPS) o extruido (XPS). El EPS se utiliza comúnmente en la producción de embalajes y accesorios de construcción, mientras que el XPS se emplea para propósitos de aislamiento térmico [29].

El último grupo corresponde a las películas, que son láminas plásticas o componentes en forma de película utilizados para empaques. Estas se fabrican a partir de polímeros como el polietileno (PE) y el polipropileno (PP), materiales termoplásticos ampliamente empleados en la industria del envasado debido a su flexibilidad, resistencia y facilidad de procesamiento [30].

En el siguiente esquema (Fig. 5) se muestran las dos formas de clasificar los microplásticos.

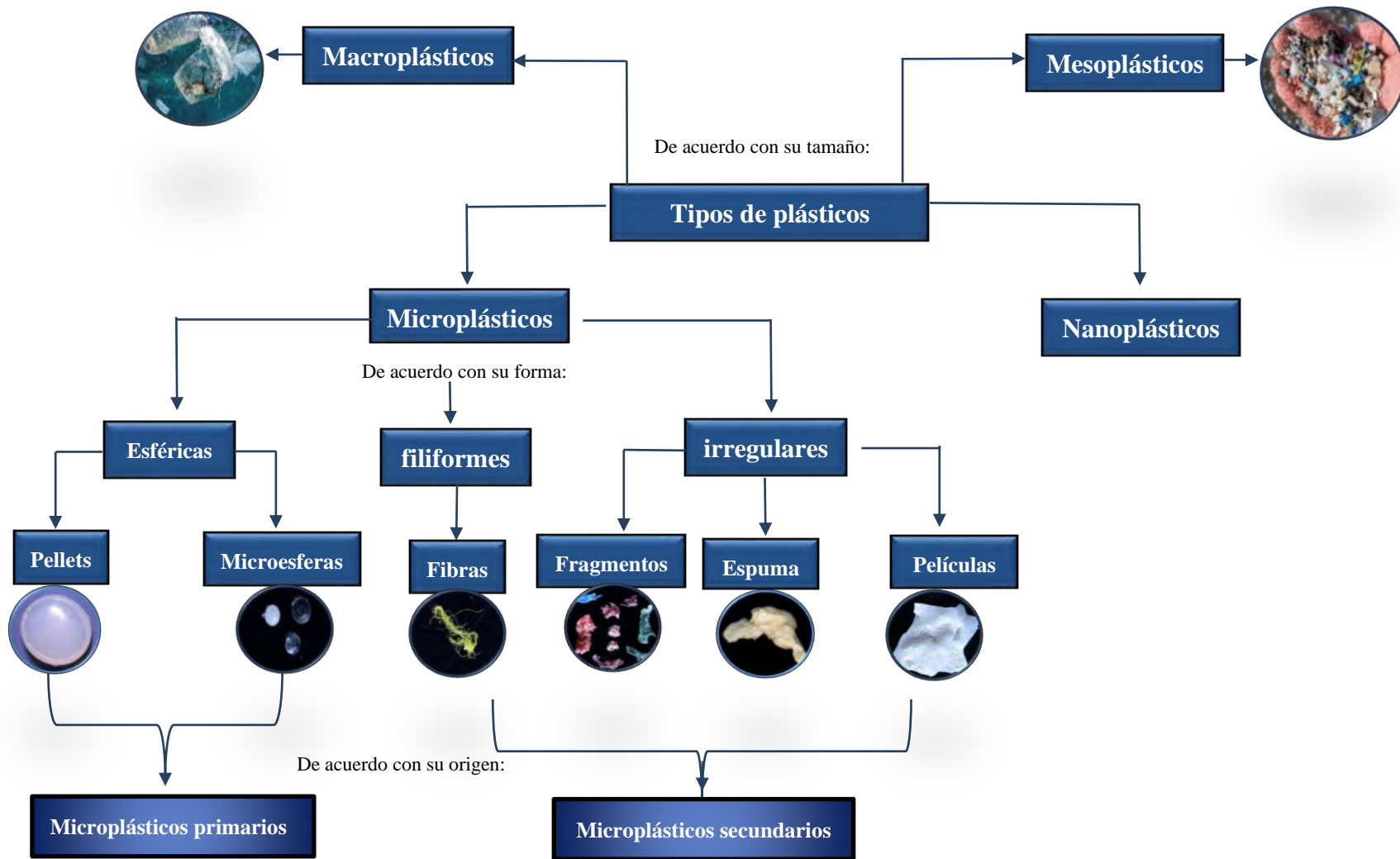


Figura 5: Esquema de la clasificación de los microplásticos de acuerdo con su forma y origen.

1.4 Métodos analíticos para la identificación de microplásticos en agua

En la identificación de microplásticos en muestras de agua, se han implementado diversos métodos analíticos que permiten tanto su detección como la caracterización química de los polímeros presentes. Estas técnicas se aplican según el tamaño de las partículas, la complejidad de la matriz de la muestra y el tipo de información requerida sobre los microplásticos. Entre los métodos utilizados se encuentran la espectroscopía de infrarrojo (incluyendo FTIR), la espectroscopía Raman, la microscopía electrónica de barrido acoplada a espectroscopía de energía dispersiva (SEM-EDS), y la cromatografía de gases por pirólisis acoplada a espectrometría de masas (Py-GC-MS).

Cada técnica posee características particulares que determinan su aplicabilidad. Por ejemplo, la espectroscopía Raman permite identificar partículas en matrices húmedas, dado que tiene baja interferencia con el agua, y complejas como organismos vivos, sin necesidad de pretratamiento, debido su alta resolución espacial [31]. Sin embargo, esta técnica experimenta interferencias de fluorescencia, lo que puede dificultar la interpretación de los espectros en muestras reales, como las contaminadas con sustancias orgánicas o microbiológicas, por lo que a veces requiere complementar los resultados con otras técnicas para garantizar una identificación confiable.

SEM-EDS proporciona información detallada sobre la morfología, topografía y composición elemental de las partículas, lo que resulta útil para estudios de caracterización estructural. No obstante, esta técnica no permite identificar de manera directa los grupos funcionales de los polímeros, por lo que generalmente se utiliza como técnica complementaria cuando se requiere análisis químico más específico [32].

Por su parte, la cromatografía de gases por pirólisis acoplada a espectrometría de masas permite la identificación de microplásticos mediante la descomposición térmica del polímero, que, al acoplarlo al espectrofotómetro de masas permite la identificación precisa de la estructura química. La ventaja de esta técnica es que quita la dependencia de los pretratamientos lo que permite el análisis directo de las muestras sólidas, obteniendo resultados más rápidos, además de permitir identificar una gran variedad de polímeros, copolímeros y aditivos, con la desventaja de ser una técnica destructiva a y requiere instrumental especializado, lo que puede limitar su aplicación a laboratorios con equipamiento avanzado.

En comparación, la espectroscopía de infrarrojo por transformada de Fourier (FTIR) se ha consolidado como una de las técnicas más empleadas en estudios de microplásticos, debido a su accesibilidad, rapidez y posibilidad de realizar análisis no destructivos. FTIR permite la caracterización de grupos funcionales presentes en los polímeros, y puede implementarse en distintas configuraciones según el tamaño de las partículas y el tipo de muestra. Esta flexibilidad ha facilitado su uso en estudios de microplásticos en aguas residuales, agua potable y muestras ambientales, convirtiéndola en una herramienta fundamental en la investigación de contaminación por plásticos.

A continuación, se presenta un resumen comparativo de los métodos analíticos más relevantes utilizados para el estudio de microplásticos en agua.

Tabla 5: Cuadro resumen de los métodos analíticos más empleados en el análisis de plásticos en agua y otras matrices.

Métodos analíticos para medir plásticos en agua						
Método	Sistema de análisis	Tipo de identificación	Técnica analítica	Ventajas	Desventajas	Referencia
Espectrofotometría de infrarrojo	espectroscopía de infrarrojo medio (MIR)	Cuantitativa Cualitativa	FT-MIR convencional, para MPs de hasta 1 mm por partícula, polvos o películas finas	Pocos tiempos de medición y no requiere una manipulación compleja de la muestra	No se pueden medir MPs tan pequeños o contaminados de manera tan directa como en otras técnicas	[33]
			Microscopía FT-MIR, para MPs con diámetros de pocas micras	Dado a la resolución espacial de 10 x 10 µm permite observar, incluso el proceso desgaste en la superficie del plástico	Manipulación más compleja de la muestra, lo que resulta en mayor tiempo de análisis que las técnicas convencionales	[34] [35]
			Reflectancia total atenuada (ATR), usada para aquellos MPs visibles	Analiza de manera rápida cualquier tipo de MPs de hasta 2 mm	La misma baja profundidad de penetración del haz de IR, con muestras contaminadas no permite el paso del haz IR, lo que ocasiona que el espectro este muy interferido por señales extrañas, por lo que la muestra requeriría una limpieza química (H2O2, HCl, NaOH, ETC) la cual puede destruir fácilmente la muestra.	
				La preparación de muestra es mínima y muchas pueden ser analizadas directamente		
	Debido a su profundidad de penetración muy baja del haz IR, se obtienen mejores absorbancias y por lo tanto mayor compatibilidad con las bibliotecas de búsqueda					
	Menor interferencia con la humedad residual de los MPs					
espectroscopía de infrarrojo cercano (NIR)	Cualitativa (bajo comparación con espectros estándar)	-----	Realización de análisis en línea	Debido a la alta penetración pueden analizarse polímeros a pesar de estar contaminados	Las vibraciones no se pueden rastrear hasta sus vibraciones normales, por lo tanto, no se puede determinar la estructura química. Además, requiere mayor cantidad de muestra	

Espectrofotetría de Raman	-----	Cuantitativa Cualitativa	Micro espectroscopía Raman (μ -RM)	El acoplamiento de la espectroscopía Raman con microscopía óptica confocal y el uso de láseres en el rango visible permite alcanzar una resolución espacial del orden de 1 μ m o inferior (hasta \sim 300 nm), superior a la de la espectroscopía μ -FTIR.	Presenta interferencia debida a la fluorescencia en muestras reales, que puede ser causada por impurezas inorgánicas orgánicas (como sustancias húmicas) e impurezas (micro)biológicas en la matriz.	[26] · [38]
				Insensible al agua, lo que permite el análisis de MP en muestras acuosas y húmedas	Requieren mucho tiempo de análisis, especialmente cuando se deben analizar partículas menores de 10 μ m.	
					Se debe medir un número muy elevado de partículas para lograr resultados representativos	
			Espectroscopia de Raman convencional	Cobertura espectral más amplia Mejor resolución Menor interferencia del agua En circunstancias favorables se pueden realizar análisis de microplásticos en organismos vivos	Como ocurre con la microscopia de Raman, presenta interferencia por fluorescencia	[31,39]
Pirólisis	Pirolizador continuo (horno pirolizador)	Cuantitativa Cualitativa	Pirólisis de cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas (Py-GC/MS)	Permite el análisis directo de muestras sólidas, eliminando la necesidad de pretratamientos y reduciendo el tiempo de análisis.	Técnica destructiva	[40] · [41]
	Pirolizador de modo pulsado (pirolizador de destello)			Permite caracterizar una amplia variedad de microplásticos		
Microscopía electrónica de barrido	-----	semicuantitativo Cualitativa	Microscopía electrónica de barrido con espectroscopía de energía dispersiva (SEM-EDS)	Permite obtener imágenes detalladas de la morfología, topografía, estructura cristalina y composición química del microplástico.	La calidad del análisis depende de la muestra y su preparación ya que esto determinará la profundidad de la generación y el rango de rayos X.	[42] [36]
				Se pueden hacer análisis a escala nanométrica	Dificultad para detectar de forma precisa los polímeros ya que contienen elementos ligeros (H, O, C) debido a que tienen rayos x de baja energía.	

1.5 Métodos de remoción de micro y nanoplásticos en agua potable

Diversos métodos se han investigado para la remoción de microplásticos en agua, entre los que destacan la coagulación-floculación, la filtración, la adsorción y los procesos de oxidación avanzada.

Uno de los métodos estudiados es el uso de coagulantes y floculantes. Los microplásticos se comportan como coloides con cargas superficiales que dificultan su agregación. La adición de coagulantes, como sales de aluminio o hierro, neutraliza estas cargas y favorece la formación de flóculos mediante mecanismos fisicoquímicos, los cuales pueden mejorar su tamaño y estabilidad con el uso de floculante [43]. La eficiencia de este proceso presenta variaciones según las condiciones de pH, el tiempo de sedimentación, el tipo y concentración del coagulante, y el tamaño y tipo de polímero presente en el agua [44,45].

Otro método explorado es la oxidación avanzada, que emplea radicales hidroxilos ($\text{HO}\cdot$) como agentes altamente oxidantes para la degradación de contaminantes [46]. En el contexto de la remoción de microplásticos, la oxidación avanzada tiene la ventaja de ser un proceso de eliminación, al reducir los microplásticos a sus componentes más simples (CO_2 y H_2O), a diferencia de otros métodos que solo los separan de la matriz. Sin embargo, presenta el inconveniente de un bajo porcentaje de eliminación, en algunos casos menor al 20%. Además, tiende a fragmentar los microplásticos, dando la impresión de eliminación, aunque sigan presentes en el agua, lo que podría aumentar el riesgo de toxicidad al interactuar con otros contaminantes [47].

Frente a estos métodos, la filtración y la adsorción se destacan debido a su capacidad para retener partículas sin fragmentarlas, como ocurre en la oxidación avanzada, y porque no dependen de la presencia de otros contaminantes para su efectividad, a diferencia de la coagulación. La adsorción se basa en la adhesión de las partículas a superficies porosas, donde las interacciones físicas, como fuerzas de Van der Waals, y fenómenos de adhesión contribuyen a la retención. La filtración, por su parte, permite la separación mecánica de partículas de diferentes tamaños mediante barreras físicas, que impiden el paso de los contaminantes.

Estas técnicas pueden aplicarse en diferentes etapas del tratamiento de agua potable, dependiendo de las características de la muestra y del tamaño de las partículas presentes. La combinación de adsorción y filtración proporciona un mecanismo complementario de separación, en el que la retención mecánica y la interacción superficial se unen para aumentar la eficiencia de remoción de partículas de distintas dimensiones y propiedades. Durante el proceso, la integridad de los microplásticos se mantiene, lo que facilita su posterior análisis o caracterización cuando es necesario.

El funcionamiento de estas técnicas se basa en principios fisicoquímicos establecidos, y estudios previos han demostrado su aplicación en la remoción de microplásticos en agua. Esta información permite evaluar la efectividad de diferentes configuraciones y condiciones de operación, y sirve como referencia para seleccionar estrategias de remoción de microplásticos del agua. A continuación, se presenta un cuadro que resume las ventajas y desventajas de los métodos de remoción de microplásticos mencionados.

Tabla 6: Ventajas y desventajas de los métodos fisicoquímicos para la remoción de MPs en agua

Métodos fisicoquímicos para la remoción de microplásticos en agua potable			
Método	Ventajas	Desventajas	Referencia
Coagulación filtración	Bajos costos de operación	Los porcentajes de remoción varían según las características de los polímeros presentes, por lo que se requiere una caracterización inicial del agua, lo cual puede resultar impráctico cuando esta proviene de múltiples fuentes contaminadas con microplásticos.	[44,45]
	Método sencillo de aplicar		
	Se puede aplicar a grandes volúmenes de agua		
	% de remoción aceptables, la mayoría > 70%		
Filtración	Porcentajes de remoción por encima del 95%	Los porcentajes de remoción dependen del tamaño de poro del filtro; para retener microplásticos de menor tamaño se requieren poros cercanos a 1 µm o inferiores, lo que incrementa los costos de operación debido al mayor precio de los filtros y a la necesidad de cambios y limpiezas más frecuentes.	[25,39,48,49]
	Fáciles de instalar y utilizar		
Adsorción	Procesos simples y económicos	En el caso de la adsorción magnética, la tecnología es muy reciente y por lo tanto no hay muchos estudios que avalen su porcentaje de remoción en aguas reales	[50,51]
	Porcentajes de remoción superiores al 80 % para la mayoría de los adsorbentes.		
	En los adsorbentes magnéticos, el material puede recuperarse y reutilizarse sin afectar de forma significativa la eficiencia de remoción.	Los porcentajes de remoción varían dependiendo del tamaño y el polímero del que está compuesto los microplásticos	
oxidación avanzada	Involucra un proceso de eliminación, al reducir el contaminante en sus componentes más simples	Bajo porcentaje de remoción, < 20% en algunos casos.	[47,52]
		Riesgo de toxicidad debido a la fragmentación del MP al interactuar con otros contaminantes.	

En conjunto, los métodos revisados presentan distintas ventajas y limitaciones para la remoción de microplásticos en agua potable, las cuales dependen tanto de las características de las partículas como de las condiciones de operación. La información recopilada permite identificar criterios técnicos y económicos para la selección de estrategias de remoción y resalta la necesidad de evaluar combinaciones de procesos que optimicen la eficiencia del tratamiento sin generar efectos secundarios indeseables.

1.6 Criterios para la evaluación cualitativa de la eficiencia técnica y económica en la remoción de microplásticos

La revisión de los criterios empleados para la evaluación de la eficiencia técnica y económica en la remoción de microplásticos en agua para consumo humano resulta pertinente debido a dos factores clave. En primer lugar, la presencia de este tipo de partículas en agua embotellada ha sido ampliamente documentada en la literatura científica y discutida a lo largo del presente capítulo. Sin embargo, los valores reportados presentan una alta variabilidad en función de la marca, el lote, el tipo de envase y, de manera relevante, de la técnica analítica empleada para su detección y cuantificación. Estas diferencias metodológicas pueden dar lugar a órdenes de magnitud distintos en el número de partículas identificadas, lo que dificulta la comparación directa entre estudios y hace necesario interpretar los resultados dentro del contexto experimental específico de cada investigación [53–55].

En segundo lugar, desde un enfoque de gestión, tanto a nivel de consumo como industrial, la discusión en torno a los microplásticos no se limita a la confirmación de su presencia o ausencia en el agua, sino que se centra en la eficiencia técnica y la viabilidad económica de los métodos disponibles para su reducción. Este aspecto cobra especial relevancia considerando que aún persisten incertidumbres respecto a los posibles efectos de estas partículas en la salud humana, así como la ausencia de criterios estandarizados a nivel internacional para su monitoreo, clasificación y regulación [56]. En este contexto, la evaluación conjunta de indicadores técnicos y económicos permite comparar alternativas de tratamiento de manera objetiva, sin asumir conclusiones definitivas sobre el riesgo sanitario asociado.

Desde una perspectiva conceptual, la eficiencia técnica en procesos de remoción de microplásticos va más allá del porcentaje de partículas retenidas. Debe entenderse como el desempeño global del proceso frente a la variabilidad del material particulado y de las condiciones de operación. El tamaño y la forma de las partículas, así como su heterogeneidad, pueden influir en la retención; a la par, la estabilidad operativa y la compatibilidad con etapas posteriores condicionan el funcionamiento real del tratamiento. En este sentido, un método técnicamente eficiente es aquel que mantiene un desempeño consistente sin comprometer la continuidad del proceso ni generar efectos secundarios indeseables.

De manera complementaria, la eficiencia económica se relaciona con la viabilidad práctica de implementar un proceso de remoción en contextos reales. Este concepto no se limita al costo directo de insumos o materiales, sino que considera aspectos asociados a la operación del sistema, como la simplicidad del proceso, los requerimientos de mantenimiento, la durabilidad de sus componentes y la posibilidad de adaptación a distintos volúmenes de tratamiento. Bajo esta perspectiva, la eficiencia económica no puede analizarse de forma aislada de la eficiencia técnica, ya que ambas dimensiones se encuentran estrechamente vinculadas. Por ejemplo, una tecnología con mayor capacidad de retención puede implicar mayores costos o una mayor complejidad operativa, mientras que opciones más simples pueden presentar variaciones en su desempeño dependiendo de las características de las partículas tratadas [57].

En este sentido, la consideración conjunta de ambas dimensiones permite contextualizar las ventajas y limitaciones de los métodos descritos en la sección anterior y establecer un marco conceptual para la interpretación de los resultados que se presentan en capítulos posteriores.

2 Estado del Arte

En estudios recientes sobre remoción de microplásticos en distintas matrices de agua, se han aplicado diversos métodos que combinan principios fisicoquímicos y mecanismos de retención mecánica, adaptados según el tipo de microplástico y las características del agua tratada. Entre los casos reportados se incluyen aplicaciones en aguas residuales municipales y agua potable, donde se han evaluado la eficiencia de filtros, procesos de adsorción y sistemas combinados de tratamiento [25,48,58]. Además del uso de soluciones estandarizadas de microplásticos para tener análisis en condiciones controladas, con el fin de evaluar de manera reproducible los mecanismos de remoción al evitar las interferencias de contaminantes ambientales presentes en muestras reales.

Los tipos de microplásticos reportados incluyen polímeros como polietileno (PE), polipropileno (PP), poliestireno (PS), policloruro de vinilo (PVC), polietilentereftalato (PET) y fibras de nylon, con tamaños que varían desde fracciones de micras hasta varios cientos de micrómetros. y en diferentes formas, como fragmentos, fibras y partículas esféricas. La selección de estos microplásticos como modelos experimentales se debe a que representan contaminantes comunes en sistemas de agua y, al mismo tiempo, presentan características que desafían la eficiencia de los métodos de remoción, como su flotabilidad, densidad y tendencia a formar agregados [26,33,59,60] La variabilidad en el tamaño, forma y composición química de los microplásticos influye en la retención por los distintos sistemas de tratamiento, lo que hace necesario evaluar diferentes tecnologías y configuraciones. Estos estudios permiten establecer patrones de eficiencia y orientar la selección de tecnologías de tratamiento de agua, considerando las características particulares de los microplásticos y las condiciones de cada matriz acuosa.

Entre los métodos de remoción evaluados destacan los sistemas de filtración con carbón activado granular, arena de sílice y membranas de microfiltración, así como procesos de adsorción con biocarbón y combinaciones de tecnologías en dispositivos de tratamiento en el punto de uso (POU). Estos métodos han demostrado ser efectivos en la retención y eliminación de microplásticos, logrando porcentajes de remoción que oscilan entre 60 % y 100 %, dependiendo de la combinación de materiales, el tamaño y tipo de microplástico, la configuración del sistema y las condiciones operativas. La selección del material y el diseño de los sistemas de filtración, incluyendo el tamaño de poro de las membranas y el área de contacto con el adsorbente, tienen un impacto significativo en la eficiencia de retención, mientras que la combinación de distintas tecnologías permite capturar partículas que podrían escapar de métodos individuales.

La eficiencia de los métodos se ha evaluado mediante diversas técnicas analíticas, incluyendo microscopía estereoscópica, microscopía electrónica de barrido ambiental (ESEM) y espectroscopía FTIR, que permiten identificar y cuantificar los microplásticos presentes antes y después del tratamiento. Estos estudios evidencian que la selección de materiales y configuraciones de filtración, así como la combinación de distintas tecnologías, influye directamente en la efectividad de la remoción y proporciona información útil para diseñar estrategias de tratamiento más eficientes.

En la siguiente tabla se resumen los resultados obtenidos en estos y otros estudios revisados, incluyendo tipo de agua, tipo de microplástico, método de remoción, condiciones de operación, técnica analítica utilizada y referencia bibliográfica.

Tabla 7: Revisión bibliográfica sobre los métodos de remoción estudiados para microplásticos

ESTADO DEL ARTE					
Tipo de agua residual	Tipo de microplástico	Método de remoción	Condiciones de operación	Método o técnica analítica para medir el microplástico	Referencia
<p>Solución de MPS Agua del grifo</p> <p>Agua del río Jiuxiang en Nanjing, China</p> <p>Sobrenadante de lodo de una planta municipal de tratamiento de aguas residuales en Nanjing, China.</p>	<p>poliestireno (PS) (aprox. 100 nm, 500 nm, 1,0 μm y 5,0 μm)</p> <p>polimetilmetacrilato (PMMA) y policloruro de vinilo (PVC) de aprox. 500 nm</p> <p>polietileno (PE, tamaño medio de 2,0-10 μm)</p>	<p>coagulación a base de almidón éterificado (St- CTA) asistido por ácido polisilícico (PSA)</p>	<p>Condiciones de mezclado: antes de añadir los coagulantes, 300 rpm x 5.0 min; después, 50 rpm x 12.0 min</p> <p>dosis óptimas de St-CTA (1,0 mg/l); PAC (6,0 mg/l); PSA (10,0 mg/l) [MPs] = 8.0 mg/L</p> <p>%remoción: para MPs de 500 nm 90.46 \pm 0.89 con St-CTA, 90.68 \pm 0.24 con PAC; los 100 nm 88.03 \pm 3.00 con St- CTA, 90.49 \pm 1.18 con PAC; 1.0 μm 96.85 \pm 0.98 con St-CTA, 98.22 \pm 0.11 con PAC; 5.0 μm 97.07 \pm 0.33 con St-CTA, 98.95 \pm 0.07 con PAC.</p>	<p>Medidor de turbidez aWGZ-3B (Shanghai Xinrui Instrument Co., Ltd.)</p> <p>Pentax Modelo K-m cámara digital equipada con un microscopio óptico (XTL-3400; Shanghai Caikon Optical Instrument Co., Ltd.)</p>	[61]
<p>Solución de PE</p>	<p>PE (<0.5 mm, 0.5 < d < 1 mm, 1 < d < 2 mm, 2 < d < 5 mm)</p>	<p>Coagulación con FeCl₃</p>	<p>pH de la solución: 6,7 con picos 8</p> <p>Tiempo de mezclado: 1 min a 300 r/min (278 S⁻¹); 100 r/min (18.9 S⁻¹) por 14 min</p> <p>Tiempo de sedimentación: 30 min</p> <p>Remoción de MPs: PE (d < 0.5 mm) sin PAM: 13.27 \pm 2.19%; 89.23 \pm 3.22%, 87.66 \pm 1.89%, 85.21 \pm 2.12%, 89.32 \pm 3.96%, y 90.91 \pm 1.01% con 3, 6, 9, 12, 15 mg L⁻¹ aniónico PAM, respectivamente.</p>	<p>microscopio óptico equipado con una cámara CCD (BX51, Olympus, Japón)</p>	[45]

Aguas residuales de la planta de tratamiento Viikinmäki, Helsinki	Poliéster (PES), polietileno (PE), polipropileno (PP), poliestireno (PS), poliuretano (PU), Policloruro de vinilo (PVC), poliamida (PA), acrilamida, poliacrilato, resinas alquídicas, Óxido de polifenileno (PPO) and Etilvinilacetato (EVA).	Filtro de disco (DF)	Tiempo de retención hidráulica (HRT) en el piloto: 4 min y el flujo ~ 20 m ³ / h. Área de filtración general son de 5.76 m ² tamaño de los poros de los filtros era de 10 o 20 µm % remoción MP: 40 para filtro de 10 µm y 98.5 para filtro de 20 µm	Microscopio estéreo (model EZ4 HD; Leica Microsystems GmbH, Wetzlar, Germany) con cámara HD integrada. Espectroscopia FTIR (Spectrum Spotlight 300, PerkinElmer, Waltham, MA, USA)	[25]
Aguas residuales de la planta de tratamiento Kakolanmäki, Turku		filtración rápida de arena (RSF)	filtros de arena compuestos por 1 m de grava con tamaño de grano de 3-5 mm y 0,5 m de cuarzo con tamaño de grano entre 0.1-0.5 mm. Remoción MP: 97.1%		
Aguas residuales de la planta de tratamiento Paroinen, Hämeenlinna		filtración de aire disuelto (DAF)	Tanque de flotación a 1 atm Dosificación de cloruro de polialuminio (PAX) de 40 mg/L Remoción MP: 95%		
Aguas residuales de la planta de tratamiento Kenkäveronniemi, Mikkeli		reactor de membrana (MBR).	área efectiva de la membrana de 8m ² tamaño nominal del poro de las membranas 0.4 µm. HRT variante entre 20 a 100 h y el flujo entre 40 y 90 l/h Remoción MP: 99.9%		
Suspensión del MP	Microesfera de poliestireno de 10 µm	filtración vía biocarbón	caudal de inyección de la suspensión: 180 ml/h. Tamaño de columna: 7x3 cm para el biocarbón; 10x3 cm para la arena Volumen del poro (ml): C300, 47.28; C400,46.14; C500, 44.49; Madera dura,34.89; arena de sílice, 31.40. Conductiva hidráulica (m/s): C300, 5.41×10^{-5} ; C400, 7.13×10^{-5} ; C500, 7.84×10^{-5} ; madera dura, 3.72×10^{-5} ; arena sílice, 1.34×10^{-3} % remoción MPs: > 95% para todos los tipos de biocarbón usados y 60-80% para la arena.	microscopio electrónico de barrido ambiental (ESEM)	[48]

<p>Agua corriente tratada municipalmente en Toronto, Canadá</p>	<p>Fragmentos teñidos de naranja para PVC ($79 \pm 32 \mu\text{m}$) y de rosa para PET ($100 \pm 33 \mu\text{m}$) y fibras de nylon ($826 \pm 157 \mu\text{m} \times 33 \pm 2 \mu\text{m}$) de color verde.</p>	<p>POU1: Filtración mediante carbón activado granular e intercambio iónico</p> <p>POU2: Filtración mediante carbón activado granular, intercambio iónico y membrana no tejida</p> <p>POU3: Filtración mediante carbón activado granular (GAC), intercambio iónico (IX) y microfiltración (MF)</p>	<p>Presión de bombeo del agua: 145KPa Temp. de operación del dispositivo: $0 \text{ }^\circ\text{C} - 29 \text{ }^\circ\text{C}$ (POU 1) $2 \text{ }^\circ\text{C} - 30 \text{ }^\circ\text{C}$ (POU 2) $0 \text{ }^\circ\text{C} - 60 \text{ }^\circ\text{C}$ (POU 3)</p> <p>Max capacidad de agua: 150 L para POU 1 y 2 1000 L para POU 3</p> <p>Remoción de MPs: 95-100%</p>	<p>Microscopio estereoscópico de zoom binocular OMAX 10x-80x</p>	<p>[62]</p>
<p>Agua natural simulada</p>	<p>Polietileno $\leq 270 \mu\text{m}$</p>	<p>Coagulación con hidróxido de magnesio magnético</p>	<p>Condiciones de mezclado: 300 rpm x 120s; 125 rpm x 150 s, y 5 min de sedimentación.</p> <p>Tiempo de remoción: 3h</p> <p>% remoción de MPs: MMHC-2 y MMHC-1 87.1% y 81.9%, respectivamente. as MMHC-3 66.3% y cerca del 70% para MHC. 92.6% con la dosis de Mg (OH)₂, Fe₃O₄ y PAM a 200 mg/L, 120 mg/L y 4 mg/L respectivamente.</p>	<p>Espectroscopia infrarroja de transformada de Fourier (Nicolet iS 10 FT-IR Spectrometer, Thermo Scientific, EE.UU.) difracción de rayos X (ZSX Primus II Rigaku Corporation, Japón) Mastersizer 2000 (Malvern, Reino Unido).</p>	<p>[63]</p>

Agua no tratada del río Han en Yangpyeong, Corea	Poliestireno (PS) de 4 diferentes tamaños (10, 20, 45, y 90 µm)	Coagulación sedimentación	Agitación de la solución a 160 rpm x 2 min; 60 rpm x 30 min Tiempo de reposo del sobrenadante: 1 h pH de la solución: 4.3, 6 y 8.5 Tamaño del poro del filtro: 0.4 µm. Remoción MP: 77.4 - 95.3% para los MPs >20 µm; 33.0- 41.1% para los MPs 10 µm.	Microtomografía de rayos X (Skyscan1172, Bruker) Espectrometría de masas (GC-MS, Agilent 7890 con 5795 MSD).	[58]
		Filtración de arena	Tamaño del grano de arena: 0.3-0.45 mm, coeficiente de uniformidad de la arena: < 2 Secado de la arena: 60°C x 24 h Caudal de bombeo de la solución: 300 ml/h Filtro de óxido de aluminio de 0.1 µm (Anodisc 47 mm, Whatman) Remoción MPs: completa para los MPs >45 µm; >80% para los de 10-20 µm		
		radiación UV y UV/H2O2	Tiempo de exposición: 6 horas Temp. De operación: 22 ± 1 °C Tamaño del filtro: 0.45 µm % remoción: total debido a la fragmentación de los MP		
Solución del MP	HDPE extraídos de un exfoliante facial	Degradación fotocatalítica usando un semiconductor de N-TiO2	Condiciones de operación Cámara cerrada a 25C x 20h con lámpara UV de 27 W y radiación constante de luz UV entre 400 nm y 800 nm. Pérdida de masa: 6.4% para la película con composición PE/N-TiO2 e y de 2.86% en el reactor Batch revestido	SEM Microscopio óptico ATR.FITR	[64]

<p>Aguas del Río Cherry</p> <p>Aguas residuales domesticas obtenida de la salida de lavadoras en la Universidad Normal de China Oriental (Shanghai, China)</p> <p>Agua natural de mar de la orilla norte de la bahía de Hangzhou, en el Mar de China Oriental.</p> <p>Agua ultrapura y agua de mar artificial</p>	<p>Polietileno (PE), polipropileno (PP), poliestireno (PS) y tereftalato de polietileno (PET)</p>	<p>Absorción por nano-Fe₃O₄ magnético.</p>	<p>Condiciones de agitación de las aguas: 180 rpm a 25 °C x 150 min Tiempo y concentración de tratamiento 1.3 g·L⁻¹ nano-Fe₃O₄ a 150 min</p> <p>Rango de remoción de los MPs de PE, PP, PS, y PET 79–94%, 80–90%, 81–93%, and 57–72%, respectivamente en agua pura.</p> <p>% remoción dependiendo de la forma del MPs: 86.87 ± 6.92%, 93.09 ± 6.63%, 99.56 ± 0.68%, and 99.35 ± 1.13% a partículas, fibras, películas y espumas, respectivamente.</p> <p>Intervalo de remoción de los MP en agua de mar artificial: PE, PP, PS, y PE 88–98%, 84–98%, 84–97%, and 77–95%, respectivamente.</p> <p>% Remoción de los MPs agua de río agua residual doméstica, y agua de mar: 81.33 ± 16.17%, 82.28 ± 5.77%, and 80.56 ± 17.35%, respectivamente.</p>	<p>Microscopio óptico (SMZ-171)</p> <p>Microscopio electrónico de barrido (SEM) (S-4800, Hitachi High-Technologies Corporation, Japón)</p>	<p>[50]</p>
<p>Agua residual de lavandería hospitalaria</p>	<p>fibras de PET con un diámetro aproximado de 40 μm y 3m de longitud.</p>	<p>Tratamiento UVC/H₂O₂</p>	<p>Dosis: 1800 mg L⁻¹ H₂O₂</p> <p>Tiempo de irradiación: 9 h (Luz UV de 31.8 mW cm⁻²) Temp. 18 ± 1 °C</p> <p>% remoción de MP del 15.2%</p>	<p>espectroscopia de transformada de Fourier</p> <p>microscopia electrónica de barrido</p>	<p>[47]</p>

Solución de PE Y PS	Variedad de tamaños de Poliestireno (PS) y polietileno (PE) (5 µm, 1 µm, y 700 nm)	Degradación fotocatalítica con una película de nanopartículas de TiO ₂	<p>Luz UV de 365 nm (3.05 mW cm⁻²) y 254 nm (4.95 mW cm⁻²)</p> <p>Película de nanopartículas TiO₂ fabricadas con agua (WT), etanol (ET) y triton X-100 (TXT) de 21.50, 21.19 y 34.69 nm</p> <p>Eficiencia de degradación después de 12h de irradiación para PS de 400-nm: 98.40%, 91.04%, y 69.25% para las películas de TXT, ET, y WT respectivamente a 365 nm.</p> <p>Eficiencia de degradación para PS de 1-µm y 700-nm: 93.49% and 95.30%, respectivamente, después 24 h irradiación bajo la luz UV de 365 nm.</p> <p>Eficiencia de degradación para el PS de 5-µm: 99.99% luego de 24h de irradiación bajo la luz UV de 254 nm</p>	Espectrofotometría de RAMAN Difracción de rayos X Espectrofotometría de masas	[65]
Solución de PS	Microesferas de poliestireno de 26 µm	Electrooxidación	<p>Ánodo: electrodo de diamante dopado de boro (BBD) Cátodo: electrodo de titanio</p> <p>Electrolito: 0.03 M Na₂SO₄</p> <p>Intensidad de corriente: 9 A</p> <p>Consumo eléctrico: 132 y 1080 Kwh.m⁻³ a 1 y 6 h</p> <p>Costo de operación: 11. 4\$/m³ a 1 h y 68.5 \$/m³ en 6h</p> <p>% MPs removidos: 58 ± 21% A 1 h y 84 ± 8% a 6 h</p>	Dispersión de luz dinámica Microscopia electrónica de barrido Espectroscopia infrarroja de transformada de Fourier	[47]

Aguas residuales doméstica (simuladas)	,PE (6.3 μm); Polimetilmetacrilato, PMMA (286.7 μm), Acetato de celulosa (CA) de colillas de cigarrillos y Polipropileno (PP) de mascarillas quirúrgicas desechables de 1–2 mm	Electrocoagulación	<p>Condiciones óptimas de operación: [electrolitos] 0.05 M; pH: 7.2; 10 V Tiempo de remoción: 6 h Energía consumida: 91.2 Kwh m- 3 a 0.05 M x 6h Tiempo de sedimentación: 16 h %remoción final: 93.2% (Al) y 71.6% (Fe) para PE, 91.7% (Al) y 58.6% (Fe) para PMMA, 98.2% (Al) y 85.4% (Fe) para CA, Y 98.4% (Al) and 82.7% (Fe) para PP, respectivamente.</p>	Microscopio metalográfico Microscopio electrónico de barrido	[66]
Solución del MP	HDPE extraídos de un exfoliante facial	Degradación fotocatalítica usando un semiconductor de N-TiO ₂	<p>Condiciones de operación Cámara cerrada a 25C x 20h con lámpara UV de 27 W y radiación constante de luz UV entre 400 nm y 800 nm.</p> <p>Pérdida de masa: 6.4% para la película con composición PE/N-TiO₂ e y de 2.86% en el reactor Batch revestido</p>	SEM Microscopio óptico ATR.FITR	[64]

La revisión bibliográfica evidencia que los métodos de remoción de microplásticos presentan ventajas y limitaciones asociadas a su principio de operación. La filtración y la adsorción destacan por sus altas eficiencias de remoción, mientras que los procesos de oxidación avanzada pueden inducir la fragmentación de las partículas. Con base en estos antecedentes, en la presente investigación se seleccionó la adsorción mediante carbón activado y resina, debido a su capacidad para retener microplásticos sin fragmentarlos y a su viabilidad de aplicación en sistemas de tratamiento de agua potable.

3 Marco teórico

3.1 Técnicas espectrofotometría de detección de microplásticos

La espectrofotometría comprende todas aquellas técnicas analíticas que emplean la interacción de la luz con la materia para identificar o determinar la concentración de un compuesto. En el análisis de microplásticos se utilizan principalmente dos técnicas espectroscópicas:

1. Espectrofotometría Infrarroja por Transformada de Fourier (FTIR)
2. Espectroscopía Raman

Estas técnicas permiten obtener información sobre la composición química de las partículas. A continuación, se describen los principios y aplicaciones en el análisis de microplásticos.

3.1.1 Espectrofotometría infrarroja: Fundamentos

La espectroscopía de infrarrojo (IR) se fundamenta en la absorción de radiación por las moléculas y abarca la región entre $12,500$ y 50 cm^{-1} . Se divide en tres segmentos:

- ❖ Infrarrojo cercano ($12,000\text{--}4,000\text{ cm}^{-1}$): las bandas de absorción provienen de las vibraciones de tensión del hidrógeno y son útiles para el análisis cuantitativo de grupos funcionales debido a los sobretonos y combinaciones de $-\text{CH}$, $-\text{NH}$ y $-\text{OH}$.
- ❖ Infrarrojo medio ($4,000\text{--}650\text{ cm}^{-1}$): la región más utilizada para análisis químico, que proporciona información cualitativa y cuantitativa sobre grupos funcionales y la estructura molecular.
- ❖ Infrarrojo lejano ($650\text{--}50\text{ cm}^{-1}$): permite estudiar transiciones rotacionales y modos vibracionales de redes cristalinas y moléculas grandes [67].

Esta distribución se ilustra en el espectro electromagnético mostrado en la figura siguiente:

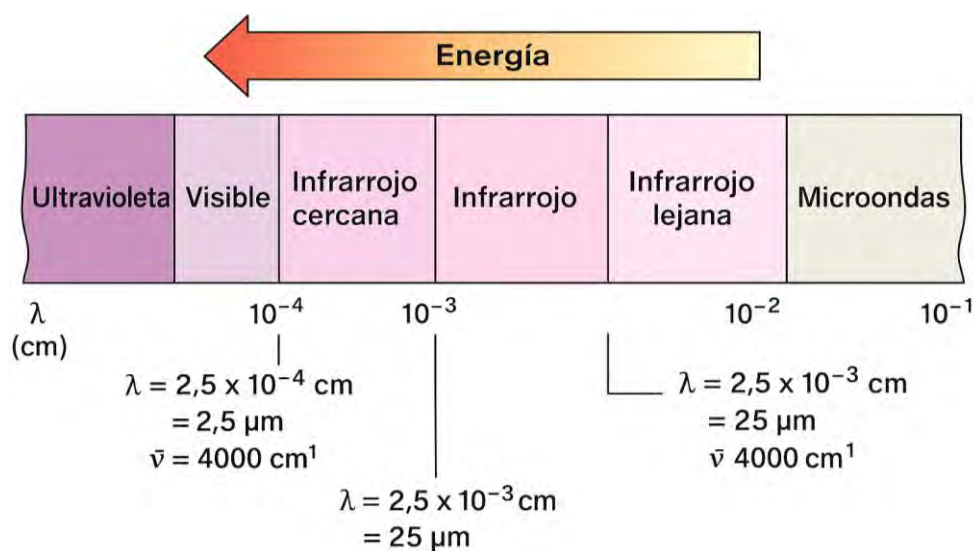


Figura 6: Región infrarroja en el espectro electromagnético. Reproducida de [68]

Para que ocurra la absorción, deben cumplirse dos condiciones:

1. la frecuencia de la radiación incidente debe coincidir con la frecuencia natural de vibración de los enlaces químicos. Estas vibraciones incluyen los estiramientos (simétricos y asimétricos) y las flexiones (como deformaciones en ángulo y en plano).
2. La molécula al absorber radiación debe presentar un cambio en su momento dipolar. Es decir, debe haber un cambio en la distribución de carga de la molécula que permita la interacción con la radiación infrarroja. Este fenómeno se observa en las moléculas polares, como el benceno, o apolares lineales, como el dióxido de carbono (CO_2) [67].

Una vez que se cumplen estas condiciones, el espectro de absorción obtenido muestra picos que se relacionan con las frecuencias de absorción propias de los diferentes grupos funcionales de la molécula. Cada grupo funcional presenta un patrón de absorción único, lo que permite su identificación de manera cualitativa y, en ciertos casos, cuantitativa.

Las mediciones se realizan con espectrómetro de infrarrojo por transformada de Fourier, el cual emplea un interferómetro para producir una señal única que contiene todas las frecuencias del infrarrojo, codificada. Luego, estas frecuencias se decodifican individualmente mediante la Transformada de Fourier, lo que permite realizar mediciones de forma más rápida. La precisión de esta identificación dependerá de la calidad de la medición del espectro; por lo tanto, el valor de la absorbancia, A , debe ser inferior a 2 y, para fines de cuantitativos, menor a 1 [69].

El funcionamiento descrito se ilustra en la figura siguiente:

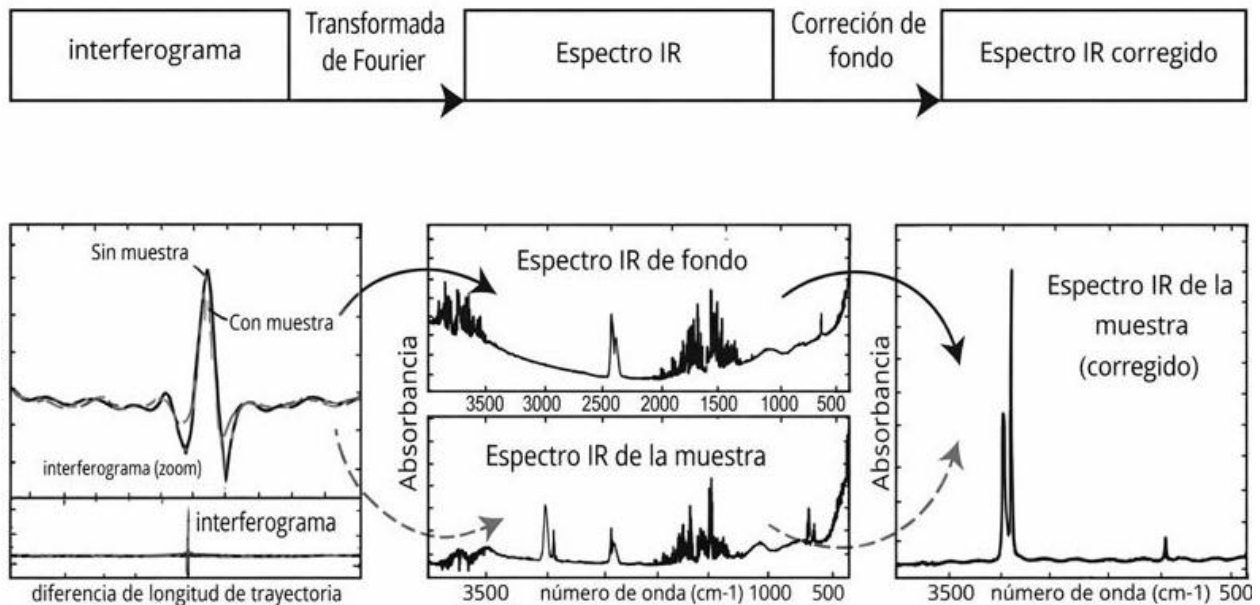


Figura 7: Transformación de Fourier de un interferograma infrarrojo de polietileno a su espectro infrarrojo incluyendo la corrección de fondo. Adaptado de [69]

3.1.1.1 Aplicaciones del FTIR en el análisis de microplásticos

Dependiendo del tamaño de las muestras y de los objetivos del estudio, se emplean distintas modalidades de FTIR que varían en resolución espacial y en los procedimientos necesarios de preparación de la muestra antes de su análisis. Las modalidades se describen a continuación.

La espectroscopia de infrarrojo medio por transformada de Fourier convencional (FT-MIR), se utiliza para analizar microplásticos de hasta 1 mm, aunque en algunos estudios se ha reportado su uso para tamaños entre 10–20 μm , polvos, películas finas e identificación de polímeros. Esta técnica resulta eficaz para análisis rápidos y no requiere preparación compleja de las muestras. Sin embargo, para analizar partículas más pequeñas con mayor resolución espacial, se emplean técnicas especializadas como la microscopía FT-MIR, que acopla un microscopio óptico al equipo y permite obtener detalles a escalas mucho menores [39].

La microscopía FT-MIR ofrece la ventaja de una resolución espacial de 10 x 10 μm , lo que permite observar incluso el desgaste en la superficie del plástico. Sin embargo, presenta la desventaja de una manipulación de la muestra más compleja, lo que conlleva a tiempos de análisis más largos en comparación con las técnicas convencionales. Además, implica un costo más elevado, ya que requiere un detector más sensible para evitar pérdidas de intensidad del haz de luz [69,70].

La espectroscopía FTIR con reflectancia total atenuada (ATR) es otra técnica muy utilizada para analizar microplásticos. Con ella, se pueden realizar análisis rápido de la superficie de microplásticos con diámetros de hasta 2 mm. Requiere una preparación mínima de la muestra, e incluso permite que muchas de ellas sean analizadas de forma directa. La baja profundidad de penetración del haz IR favorece mejores absorbancias, lo que mejora la compatibilidad de los espectros con las bibliotecas de búsqueda. Sin embargo, si la muestra presenta contaminación, el paso del haz se ve impedido, lo que genera interferencias en el espectro. En esos casos, sería necesaria una limpieza química (con H_2O_2 , HCl, NaOH, entre otros), procedimiento que podría destruir la muestra [69].

En cuanto al infrarrojo cercano (NIR), su uso para la caracterización de microplásticos es limitado debido a que los datos en esta región incluyen absorbancias de transiciones de tonos y combinaciones, lo que impide rastrear las vibraciones normales y determinar la estructura química de manera precisa. Así, cada modalidad de FTIR es útil para obtener información sobre la composición química de los microplásticos, al permite adaptar el análisis según las características de la muestra a estudiar.

3.1.1.1.1 Bandas características de IR para la identificación de microplásticos comunes

Los polímeros que constituyen los microplásticos presentan bandas características en el espectro infrarrojo que permiten su identificación mediante espectroscopía IR. Cada tipo de polímero, como polietileno (PE), polipropileno (PP), poliestireno (PS) o tereftalato de polietileno (PET) exhibe un patrón de absorción distintivo, derivado de las vibraciones de sus enlaces químicos, lo que funciona como una “huella digital” molecular.

En la práctica, estas bandas reflejan los modos de vibración de la molécula, que corresponden a las oscilaciones entre los átomos y enlaces químicos. Estos movimientos determinan la posición y la intensidad de los picos en el espectro, y permiten asignar cada banda a un tipo específico de

vibración. Estos son:

- ❖ Estiramientos (ν): cambios en la longitud del enlace, que pueden ser simétricos o asimétricos. Suelen producir picos más intensos y definidos y se observan sobre los 1500 cm^{-1}
- ❖ Flexiones o deformaciones (δ): cambios en los ángulos de los enlaces. Incluyen movimientos en el plano, como tijeras o balanceo (rocking), y fuera del plano, como cabeceo (wagging) y torsión (twisting). La intensidad y la posición de estas bandas dependen de la geometría molecular y de la disposición de los átomos en el espacio, en general se observan por debajo los 1500 cm^{-1} [71].

La Tabla 8 resume las principales bandas de absorción y sus asignaciones vibracionales para los polímeros más comunes presentes en microplásticos. Esta información sirve como referencia para la identificación de los materiales mediante espectroscopía FTIR, facilitando la comparación de los espectros experimentales con los valores reportados en la literatura.

Tabla 8: Bandas de absorción IR y asignación vibracional de polímeros más comunes en MP

Polímero	Bandas IR (cm^{-1})	Intensidad	Asignación vibracional	Referencia
PE (Polietileno)	3000–2800	Fuerte	$\nu_{\text{as}}(\text{CH}_2)$, $\nu_{\text{s}}(\text{CH}_2)$	[72,73]
	1457	Media	$\delta(\text{CH}_2)$	[72]
	~720	Media	$\rho(\text{CH}_2)$	[73]
PP (Polipropileno)	3000–2800	Fuerte	$\nu_{\text{as}}(\text{CH}_3)$, $\nu_{\text{s}}(\text{CH}_3)$, $\nu(\text{CH}_2)$	[72,73]
	1446	Media	$\delta(\text{CH}_2)$	[72]
	1369	Media	$\delta_{\text{s}}(\text{CH}_3)$	[72]
PS (Poliestireno)	3000–2840	Media	$\nu(=\text{C}-\text{H})_{\text{arom}}$	[72,73]
	1592, 1484	Media	$\nu(\text{C}=\text{C})_{\text{arom}}$	[72,73]
	1438	Media	$\nu(\text{C}=\text{C})_{\text{arom}}$	[72]
	~750, ~690	Fuerte	$\gamma(\text{C}-\text{H})_{\text{arom}}$ (monosust.)	[73]
PET (Polietileno tereftalato)	2962, 2900	Media	$\nu(\text{CH})$	[72]
	1714	Fuerte	$\nu(\text{C}=\text{O})$	[72,73]
	1334	Media	$\delta(\text{CH}_2)$	[72]
	1280–1222	Fuerte	$\nu_{\text{as}}(\text{C}-\text{O}-\text{C})$	[72]
PVC (Policloruro de vinilo)	3000–2800	Media	$\nu(\text{CH})$	[72,73]
	1427	Media	$\delta(\text{CH}_2)$	[72]
	1330–1250	Media	$\delta(\text{CH}-\text{Cl})$	[72]
	600–700	Fuerte	$\nu(\text{C}-\text{Cl})$	[72]
PC (Policarbonato)	3525	Variable/Débil	$\nu(\text{O}-\text{H})$	[72]
	3000–2800	Media	$\nu(\text{CH})$	[72]
	1797–1716	Fuerte	$\nu(\text{C}=\text{O})$	[72,73]
PTFE (Politetrafluoroetileno)	1240–1120	Muy fuerte	$\nu_{\text{as}}(\text{CF}_2)$, $\nu_{\text{s}}(\text{CF}_2)$	[72]

Nota: ν = vibración de estiramiento (*stretching*), δ = deformación angular (*bending*), ρ = balanceo (*rocking*), γ = flexión fuera del plano (*out-of-plane bending*); los subíndices “s” y “as” indican modos simétrico y asimétrico, respectivamente.

Las bandas de absorción observadas en el espectro IR, que se enlistan en la tabla anterior, permiten

diferenciar los distintos polímeros presentes en microplásticos, ya que cada material posee un patrón característico de vibraciones. PE y PP muestran bandas fuertes en $3000\text{--}2800\text{ cm}^{-1}$ correspondientes a estiramientos de enlaces C–H, diferenciándose mediante las bandas medias en 1457 cm^{-1} para PE (flexión de CH_2) y en $1446\text{--}1369\text{ cm}^{-1}$ para PP (flexión de CH_2 y flexión simétrica de CH_3). En contraste, el PS se diferencia del PET y del PC por el patrón característico de su anillo aromático monosustituido, identificado por las bandas a 1592 , 1484 y 1438 cm^{-1} (vibraciones C=C) y, de manera clave, por las intensas absorciones entre $750\text{--}690\text{ cm}^{-1}$ (deformaciones fuera del plano de C–H aromático monosustituido). Este patrón distintivo del PS contrasta con el de los anillos aromáticos en el PET y el PC, cuyos espectros están dominados por sus grupos funcionales carbonílicos (banda intensa $\sim 1720\text{ cm}^{-1}$) y, en el caso del PET, por la banda del éster C–O–C en $1280\text{--}1222\text{ cm}^{-1}$, o por el grupo carbonato en el PC. Mientras que el PVC y PTFE presentan bandas únicas correspondientes a enlaces C–Cl en $600\text{--}700\text{ cm}^{-1}$ y C–F en $1240\text{--}1120\text{ cm}^{-1}$, respectivamente. Así, el conjunto de bandas espectrales permite la identificación sistemática de estos polímeros en mezclas de microplásticos [72,73].

3.1.2 Espectrofotometría Raman: Fundamentos

La espectroscopía Raman es una técnica analítica no destructiva que se basa en la dispersión inelástica de un haz láser al interactuar con una muestra. Durante este proceso, el fotón incidente puede transferir energía a la molécula o recibirla de ella, de modo que el fotón dispersado presenta una energía diferente a la del fotón original, esta interacción produce un desplazamiento en la energía del fotón dispersado, asociado a las vibraciones moleculares del material [74], fenómeno conocido como *desplazamiento Raman* (Raman shift en inglés).

3.1.2.1 Tipos de dispersión de la luz

Cuando un haz láser incide sobre una muestra pueden producirse dos tipos de dispersión:

- ❖ La dispersión elástica, o dispersión de Rayleigh, la cual ocurre cuando el fotón dispersado conserva la misma energía que el fotón incidente.
- ❖ La dispersión inelástica, responsable del efecto Raman, que se presenta cuando el fotón dispersado experimenta un cambio energético asociado a las vibraciones moleculares del material [75].

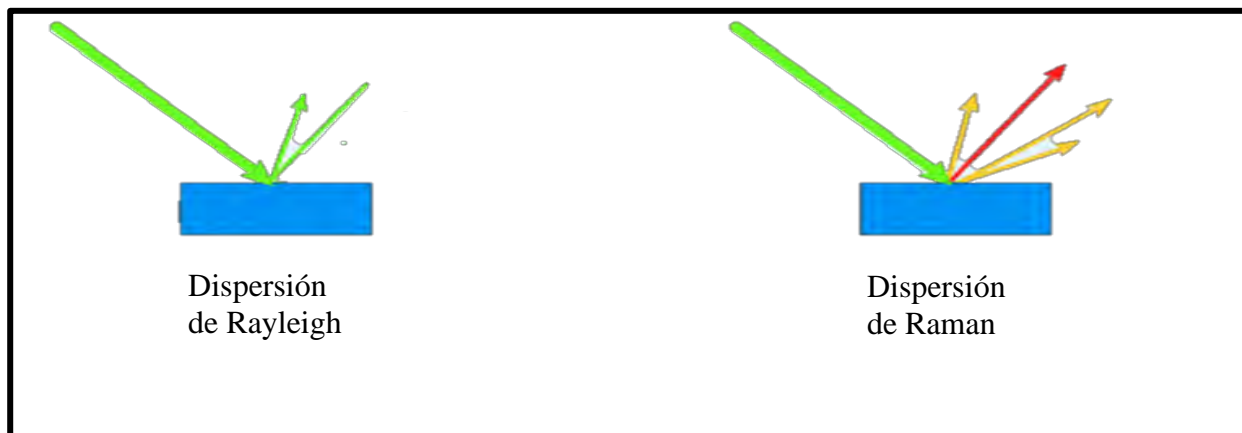


Figura 8: formas de dispersión de la luz. adaptada de [75]

En la dispersión Raman pueden observarse dos tipos de transiciones inelásticas:

- ❖ La dispersión Stokes que ocurre cuando el fotón dispersado pierde energía respecto al fotón incidente, al pasar de un estado fundamental a un estado vibracional excitado de la molécula.
- ❖ La dispersión anti-Stokes que se presenta cuando el fotón dispersado gana energía al provenir de un nivel vibracional excitado y retornar al estado fundamental [74].

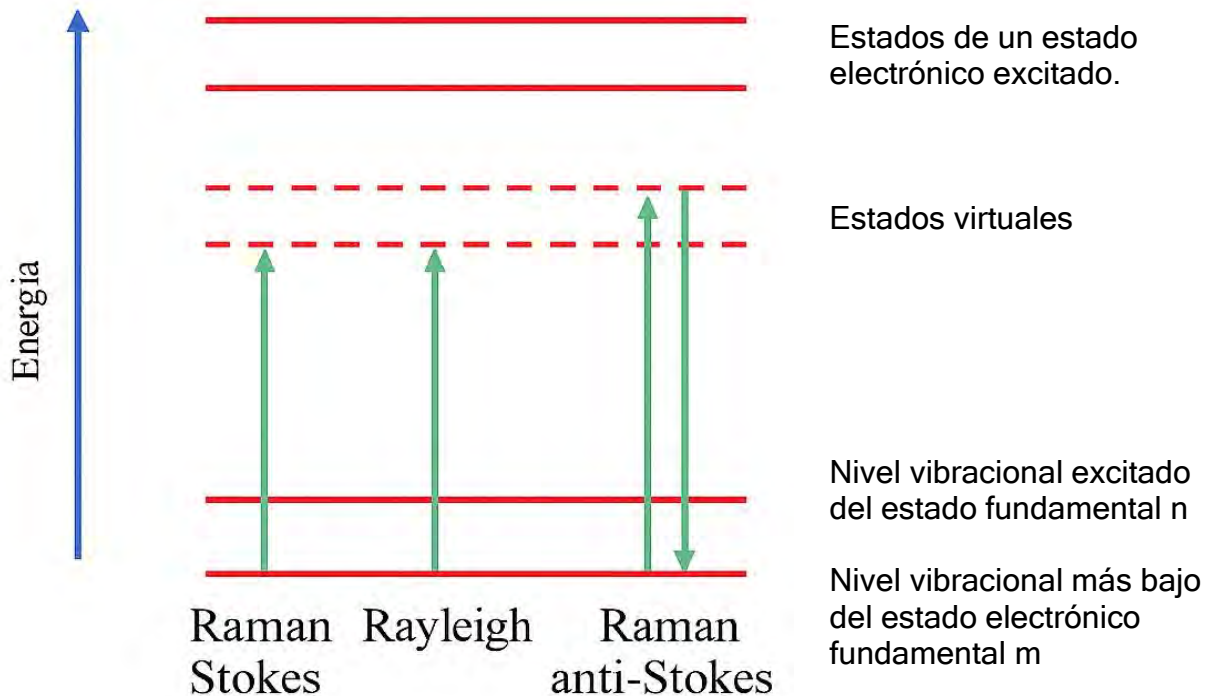


Figura 9: Representación energética de la dispersión Rayleigh, Raman Stokes y Raman anti-Stokes. Adaptado de [74].

3.1.2.2 Funcionamiento del espectrofotómetro Raman

Un espectrofotómetro Raman emplea un láser monocromático que incide sobre la muestra y genera luz dispersada, predominando la dispersión Rayleigh (elástica) y, en menor proporción, la dispersión Raman (inelástica), que contiene la información vibracional del material. Para registrar esta señal, el sistema óptico incorpora filtros que eliminan la componente Rayleigh y permiten el paso de la dispersión Raman hacia el espectrómetro, donde una red de difracción separa las contribuciones Stokes y anti-Stokes. Estas señales corresponden a interacciones vibracionales asociadas a la ganancia o pérdida de energía del fotón incidente y proporcionan información sobre los enlaces químicos y la estructura molecular del material. Finalmente, la radiación dispersada es detectada por un detector CCD, generando un espectro Raman expresado como desplazamiento en número de onda, característico de cada compuesto analizado [76].

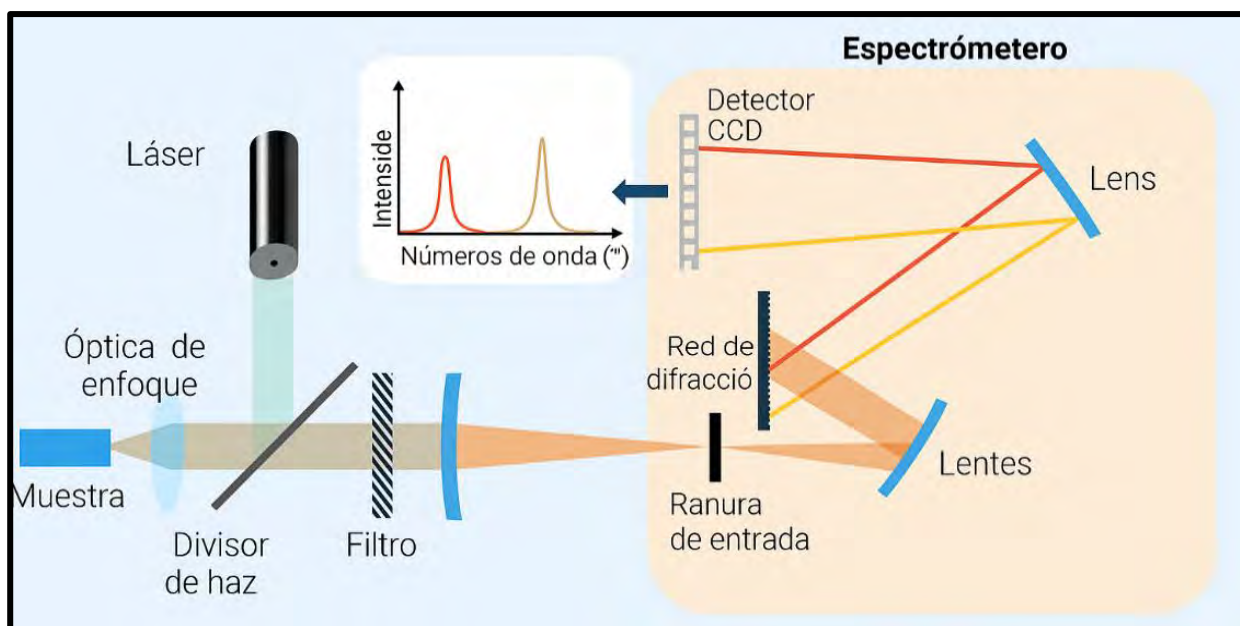


Figura 10: funcionamiento del espectrofotómetro Raman. Adaptado de [76]

3.1.2.3 Aplicaciones del Raman en el análisis de microplásticos

En los últimos cinco años, la espectroscopía Raman ha sido utilizada en estudios orientados al análisis de microplásticos en distintas matrices ambientales y biológicas, en función de su resolución espacial, que permite realizar análisis localizados, y su aplicabilidad a un amplio rango de tamaños de partícula [77]. Estas características están directamente determinadas por la configuración instrumental empleada durante el análisis.

En este sentido, en el análisis de microplásticos, la configuración micro-Raman, permite realizar el análisis de partículas y la adquisición de espectros aun cuando estas presentan material adherido o se encuentran inmersos en matrices heterogéneas [77,78]. Además, con el micro-Raman se pueden obtener imágenes 3D al restringir la señal Raman al plano focal, lo que permite el análisis de materiales estructurados en capas y la obtención de información tridimensional de microplásticos mediante el uso de un arreglo confocal.

Otra configuración mencionada en la literatura es la Coherent Anti-Stokes Raman Scattering (CARS), la cual ha sido empleada en estudios de microplásticos en muestras biológicas. No obstante, esta técnica requiere sistemas ópticos y fuentes láser más complejas, lo que limita su aplicación en análisis rutinarios de microplásticos y la sitúa principalmente en contextos de investigación especializada [77].

3.1.2.3.1 Bandas características de IR para la identificación de microplásticos comunes

Los polímeros que constituyen los microplásticos presentan bandas Raman características que permiten su identificación, ya que cada tipo de polímero exhibe un patrón espectral distintivo que funciona como una huella digital. La identificación de los materiales se realiza a partir de la posición de las bandas Raman, expresadas en número de onda (cm^{-1}), comparadas con los valores reportados en la literatura especializada [79,80]. Por esta razón, la posición de los picos Raman se adopta como el criterio principal para la identificación de los polímeros, independientemente de la intensidad de las señales.

En la espectroscopía Raman, las bandas observadas se originan a partir de cambios en la polarizabilidad del enlace durante la vibración molecular, lo que confiere sensibilidad a enlaces no polares y a estructuras ricas en enlaces C–C y C–H, características predominantes en muchos polímeros sintéticos que conforman los microplásticos.

Bajo este criterio de identificación, la interpretación de los espectros Raman se apoya en la distribución de las bandas características a lo largo del espectro, las cuales están vinculadas tanto a la cadena principal del polímero como a los grupos laterales presentes en su estructura. Las bandas localizadas a números de onda bajos suelen estar relacionadas con vibraciones del esqueleto polimérico, mientras que aquellas ubicadas a números de onda más altos se asocian principalmente a vibraciones de enlaces C–H. Esta distribución espectral permite diferenciar polímeros con estructuras químicas similares y facilita la selección de picos diagnósticos para su identificación [79–82].

En la Tabla 9 resume las principales bandas Raman y sus asignaciones vibracionales para los polímeros más comunes presentes en microplásticos, y se utiliza como referencia para la interpretación de los espectros experimentales obtenidos en este estudio.

Tabla 9: Bandas Raman características y asignación vibracional de polímeros comúnmente identificados como microplásticos

Polímero	Bandas Raman (cm⁻¹)	Asignación vibracional	Referencias
PE	2880–2845	$\nu_{as}(\text{CH}_2)$, $\nu_s(\text{CH}_2)$	[79–82]
	1440–1460	$\delta(\text{CH}_2)$ bending	[79–81]
	~1295	$\tau(\text{CH}_2)$ twisting	[79,81]
	~1128–1130	$\nu_s(\text{C–C})$	[79,80]
	~1060–1065	$\nu_{as}(\text{C–C})$	[79,82]
PP	2950–2960	$\nu_{as}(\text{CH}_3)$	[79–81]
	2880–2890	$\nu(\text{CH}_2)$	[79,81]
	1455–1460	$\delta(\text{CH}_3)$ asimétrico	[79,80]
	~1330	$\delta(\text{CH}) + \tau(\text{CH}_2)$	[79–81]
	~1168–1170	$\nu(\text{C–C})$ backbone	[80,81]
PS	~810–845	$\rho(\text{CH}_2)$ rocking	[79,82]
	~3050–3060	$\nu(\text{C–H})$ aromático	[79,82]
	~1600	$\nu(\text{C=C})$ aromático	[79,80]
	~1000–1002	$\nu(\text{C–C})$ anillo fenilo	[79,82]
PET	~750–690	$\gamma(\text{C–H})$ fuera del plano	[79,82]
	~3080	$\nu(\text{C–H})$ aromático	[79,80]
	~2960	$\nu(\text{CH}_2)$	[79,81]
	~1725–1730	$\nu(\text{C=O})$ (éster)	[79,82]
	~1615–1620	$\nu(\text{C=C})$ aromático	[61,62]
	~1285–1290	$\nu(\text{C–C}) + \nu(\text{C–O})$	[79,81]
	~1095–1100	$\nu(\text{C–O–C})$	[79,82]
PVC	~2910–2920	$\nu(\text{C–H})$	[79,80]
	~1430	$\delta(\text{CH}_2)$	[79,81]
	~690–700	$\delta(\text{C–Cl})$	[79,82]
	~630–640	$\nu(\text{C–Cl})$	[79,82]

PC	2800–3100	$\nu(\text{C-H})$	[79,81]
	~1770–1720	$\nu(\text{C=O})$ (carbonato)	[79,80]
	~1230	$\nu(\text{C-O-C})$	[79]
	~890	$\nu(\text{O-C-O})$	[79]
	~1590	$\nu(\text{C=C})$ aromático	[79,80]
PA	~2900	$\nu(\text{C-H})$	[79,80]
	~1635–1640	$\nu(\text{C=O})$ amida I	[79,80]
	~1440	$\delta(\text{CH}_2)$	[79,81]
	~1300	$\tau(\text{CH}_2)$	[79]
PTFE	~1240–1120	$\nu_{\text{as}}(\text{CF}_2), \nu_{\text{s}}(\text{CF}_2)$	[79,82]

Nota: ν = vibración de estiramiento (*stretching*), δ = deformación angular (*bending*), ρ = balanceo (*rocking*), γ = flexión fuera del plano (*out-of-plane bending*); los subíndices “s” y “as” indican modos

Así, aunque un espectro Raman puede presentar bandas en la región de 2800–3000 cm^{-1} asociadas a estiramientos C–H, comunes a varios polímeros, la presencia de la banda característica alrededor de 1725–1730 cm^{-1} , atribuida al estiramiento $\nu(\text{C=O})$, permite diferenciar PET de polímeros como el PE, que no presentan dicha señal. Esta banda particular constituye un criterio diagnóstico para la identificación del PET mediante espectroscopía Raman.

3.1.3 Comparativa entre la espectrofotometría FTIR y Raman

Si bien tanto la espectroscopía FTIR como la espectroscopía Raman se utilizan para la identificación de microplásticos, ambas técnicas presentan ventajas y limitaciones que condicionan su selección en función de las características de la muestra y de los objetivos del análisis. En términos generales, el FTIR ofrece una identificación robusta de polímeros comunes y es menos susceptible a problemas de fluorescencia; además, de manera general, permite tiempos de análisis más cortos en comparación con la espectroscopía Raman, lo que lo hace adecuado para estudios rutinarios.

No obstante, la resolución espacial del FTIR limita el análisis de partículas de tamaño micrométrico reducido. Por su parte, la espectroscopía Raman permite analizar partículas de menor tamaño, incluidas aquellas transparentes, con mínima preparación de muestra y de manera puntual; sin embargo, puede verse afectada por fenómenos de fluorescencia y presenta un mayor costo instrumental.

En cuanto a las configuraciones instrumentales, tanto la espectroscopía FTIR como la espectroscopía Raman cuentan con diversas modalidades de análisis, las cuales pueden variar en función del tamaño de partícula a analizar, los costos del equipo y las características propias de la muestra, como su susceptibilidad a la fluorescencia. Estas configuraciones permiten ampliar el rango de aplicación de cada técnica, aunque también introducen compromisos entre resolución espacial, tiempo de análisis y complejidad operativa. Asimismo, cada técnica ofrece ventajas particulares en términos de preparación de muestra, resolución espacial y aplicabilidad a distintos tipos de microplásticos.

Estas consideraciones se resumen en la Tabla 10, donde se comparan las principales configuraciones de FTIR y la microscopía Raman, en función del tamaño de partícula medible, la inmunidad a la fluorescencia de la muestra y el costo relativo del equipo.

Tabla 10: comparativa de los diferentes tipos de configuraciones instrumentales para el análisis de microplásticos mediante espectroscopia FTIR y Raman.

Tamaño de microplástico	FTIR + ATR	FTIR + Small Spot ATR	Microscopía FTIR	Microscopía Raman
Tamaño de partícula medible				
5 mm	↕			
1 mm	↕	↕		
500 μm	↕	↕		
100 μm		↕	↕	
10 μm			↕	↕
1 μm				↕
Inmunidad a la fluorescencia de la muestra	Sí	Sí	Sí	No
Costo relativo	Bajo	Medio	Alto	Muy alto

Adaptado de [83]

La Tabla muestra que FTIR-ATR suele ser apropiado para el análisis de partículas en el rango de 5 mm a 500 μm, mientras que para resoluciones menores a 100 μm resulta más adecuado el uso de microscopía FTIR en la mayoría de los casos. No obstante, cuando se requiere analizar partículas en el rango de 1 a 10 μm, la técnica más apropiada es la microscopía Raman, la cual generalmente implica un mayor costo instrumental y puede presentar limitaciones asociadas a la fluorescencia de la muestra. Este fenómeno es particularmente relevante en polímeros que contienen estructuras aromáticas o aditivos, como polipropileno, PET y policarbonato, así como en microplásticos que han sufrido procesos de envejecimiento ambiental [77].

3.2 Remoción por adsorbentes: carbón activado

Los procesos de tratamiento de aguas que emplean adsorbentes como carbón activado, zeolita, alúmina activa o hidróxidos de hierro se fundamentan en la capacidad de estos materiales para retener especies químicas en su superficie. Este comportamiento se asocia a su estructura porosa, su elevada área superficial y la presencia de grupos funcionales que favorecen la interacción con distintas sustancias [84]. Dentro de estos materiales, el carbón activado (CA) es uno de los adsorbentes con mayor uso.

El CA es un material poroso e hidrofóbico obtenido mediante procesos de carbonización y activación térmica o química de diversas materias primas, como carbón mineral, madera, cáscaras

de coco o lignito. Su estructura porosa presenta una superficie interna de 500 a 1500 m²/g, lo que posibilita la retención de contaminantes orgánicos, olores, sabores y compuestos volátiles en fase líquida y gaseosa. Además, su hidrofobicidad y la posibilidad de modificar sus propiedades según el precursor y el método de activación permiten su uso en el tratamiento de agua, purificación de aire, recuperación de solventes y decoloración en la industria alimentaria y farmacéutica [84,85]. Debido a estas características, se ha estudiado la utilización del carbón activado como material adsorbente para la remoción de microplásticos en agua [86].

3.2.1 Fundamentos de adsorción

La remoción por adsorción implica la transferencia de átomos, iones o moléculas desde una fase fluida hacia la superficie del material sólido. El proceso puede producirse por dos rutas diferenciadas:

- ❖ **Fisiorción:** Resultado de fuerzas físicas débiles, como las fuerzas de Van der Waals, entre la superficie del adsorbente y las moléculas del adsorbato.
- ❖ **Quimisorción:** Implica la formación de enlaces químicos más fuertes y específicos con sitios activos de la superficie del adsorbente [46,87].

Las diferencias fundamentales entre ambos mecanismos se resumen en la tabla 11.

Tabla 11: Comparación entre los mecanismos de adsorción de fisiorción y quimisorción

Característica	Fisiorción	Quimisorción
Tipo de Fuerza	Fuerzas de Van der Waals (débiles)	Formación de enlaces químicos (fuertes)
Energía Involucrada	Baja (< 40 kJ/mol)	Alta (> 40 kJ/mol)
Capas Formadas	Múltiples capas	Monocapa
Reversibilidad	Reversible	Generalmente irreversible
Especificidad	No específica	Altamente específica
Energía de Activación	Baja o nula	Alta
Dependencia de la temp.	Favorecida a bajas temperaturas	Favorecida a altas temperaturas
Ejemplo	Condensación de vapores	Adsorción de O ₂ en carbón; HCl en Fe

Por otro lado, desde una perspectiva cinética, el proceso de adsorción puede describirse en cuatro etapas. Primero, el *transporte advectivo* mueve el adsorbato desde la fase original hasta la capa límite del adsorbente mediante flujo advectivo, dispersión axial o difusión. Luego, en la *transferencia de película*, el adsorbato atraviesa dicha capa y alcanza la superficie del material. A continuación, ocurre la *transferencia de masa*, momento en que el adsorbato se une a la superficie del adsorbente. Finalmente, tiene lugar la *difusión intrapartícula*, mediante la cual el adsorbato se difunde a través de los poros del adsorbente, donde quedará retenido [88].

3.2.2 Mecanismos de adsorción de microplásticos

La adsorción de nano y microplásticos (MNP) en carbón activado se explica a partir de dos mecanismos físicos: la adsorción superficial y el llenado de poros. Sobre estos mecanismos actúan diversas interacciones que definen la afinidad que gobierna la adhesión entre el polímero y el adsorbente, como las interacciones electrostáticas, las interacciones hidrofóbicas y las fuerzas de van der Waals. A continuación, se presentan estos dos mecanismos y las interacciones asociadas.

3.2.2.1 Adsorción superficial

La adsorción superficial ocurre cuando las dimensiones del microplástico exceden el diámetro de los microporos presentes en el carbón activado; en esta situación, solo una fracción limitada de MNP puede ingresar en estas cavidades y que, como consecuencia, el llenado de poros aporta poco al proceso global [88,89].

Este comportamiento corresponde a un fenómeno de exclusión por tamaño, en el que la geometría del poro impide el ingreso de la partícula y el material actúa como un tamiz molecular. La retención se restringe así a la superficie externa y a poros de mayor apertura, coherente con la descripción de carbones granulares que pueden discriminar partículas según su tamaño [89]. Dentro de este mecanismo pueden intervenir diversas interacciones:

- ❖ interacción hidrofóbica, asociada al carácter apolar de muchos MNPs y la superficie del carbón
- ❖ interacción electrostática, cuando existe diferencia de carga entre el polímero y el adsorbente;
- ❖ fuerzas de van der Waals, presentes en zonas de contacto cercano o confinamiento superficial.

3.2.2.2 Llenado de poros (*pore filling*)

El llenado de poros ocurre cuando el tamaño del MNP son compatibles con la porosidad del adsorbente. En los casos en que el acceso sí es posible, principalmente para nanoplasticos o fragmentos submicrométricos, la retención puede producirse debido al confinamiento geométrico y a fuerzas de van der Waals que actúan en el interior del poro. Cuando el tamaño del microplástico supera el diámetro del poro, el ingreso se imposibilita y este mecanismo deja de intervenir. Este escenario, descrito en sistemas donde la microporosidad disponible es menor que el tamaño típico de los MNP constituye, nuevamente, un caso de exclusión por tamaño, lo que desplaza la adsorción hacia la superficie externa [88,89].

3.2.3 Factores que afectan la adsorción en carbón activado

La adsorción de microplásticos mediante carbón activado esta influenciada por las características estructurales del adsorbente, las condiciones del medio y las propiedades intrínsecas del los microplásticos a capturar.

3.2.3.1 Características del adsorbente

La capacidad del carbón activado para retener microplásticos depende de un conjunto de propiedades estructurales y superficiales que determinan la accesibilidad a la superficie interna, la densidad de sitios disponibles y el tipo de interacciones que pueden establecerse con los MNP. Entre los factores más relevantes se encuentran la estructura porosa, la distribución de tamaños de poro, el área superficial específica, el tamaño de partícula y la naturaleza de los grupos funcionales presentes en la superficie.

3.2.3.1.1 Estructura porosa, área superficial y distribución de poros

El carbón activado presenta una red jerárquica de microporos, mesoporos y, en menor proporción, macroporos. Esta arquitectura regula la accesibilidad del microplástico a los sitios disponibles. Los microporos concentran la mayor parte del área superficial; los mesoporos facilitan la difusión interna; los macroporos actúan como vías de entrada [89].

El área superficial característica de este material puede superar los 600 m²/g, lo que incrementa la cantidad de sitios accesibles para la retención de microplásticos. La relación entre área superficial, volumen de poro y distribución de tamaños suele reflejarse directamente en la eficiencia del proceso: por ejemplo, carbones granulares con áreas cercanas a 680 m²/g han mostrado eficiencias superiores al 95 %, mientras que materiales con áreas más moderadas, del orden de 480 m²/g, también alcanzan valores próximos al 90–100 % cuando presentan una distribución equilibrada de micro y mesoporos. Estas variaciones dependen en gran medida del método de activación, que modifica la proporción de poros accesibles y la estructura interna del adsorbente [86].

3.2.3.1.2 Tamaño de partícula del carbón activado

El tamaño de partícula influye en la superficie expuesta y en las distancias de transporte hacia los poros internos. Partículas de menor tamaño suelen presentar una mayor relación área-volumen, lo que incrementa la accesibilidad hacia los sitios activos del adsorbente. Este comportamiento se observa en carbones con tamaños entre 0.5 y 1 mm, donde la capacidad de adsorción supera los 200 mg/g, mientras que partículas más grandes, entre 1.1 y 2.5 mm, mantienen eficiencias cercanas al 95 %. Aun así, el tamaño de partícula actúa de manera conjunta con la porosidad y la química superficial, por lo que no constituye un factor determinante por sí solo [86].

3.2.3.1.3 Grupos funcionales de la superficie

La superficie del carbón activado contiene grupos funcionales oxigenados y nitrogenados, como hidroxilos, carbonilos, carboxilos y aminas, que modifican la polaridad, la carga superficial y el carácter hidrofílico del material, influyendo en la interacción con los microplásticos; por ejemplo, incrementos en grupos oxigenados como –OH o –COOH aumentan la hidrofilia y reducen la adsorción de polímeros apolares como PE y PP, mientras que en carbones parcialmente oxidados estos mismos grupos favorecen la formación de puentes de hidrógeno con microplásticos que presentan funcionalidades polares generadas por degradación, modulando así la disponibilidad de sitios activos y el tipo de interacciones que predominan durante la adsorción [89].

3.2.3.2 Condiciones del medio

Las propiedades fisicoquímicas del medio acuoso influyen en la adsorción de microplásticos al modificar la estabilidad de las partículas, la carga superficial del sistema y la disponibilidad de los sitios activos del adsorbente.

3.2.3.2.1 Temperatura

La temperatura influye en la adsorción de microplásticos al modificar el equilibrio y la cinética del proceso. En materiales a base de carbono, se ha descrito que la adsorción suele presentar un carácter exotérmico, por lo que aumentos en la temperatura pueden ocasionar una disminución en la capacidad de remoción. Este comportamiento contrasta con otros adsorbentes de distinta naturaleza, en los que el proceso puede ser endotérmico y favorecerse con temperaturas más elevadas. Estas diferencias reflejan que la influencia de la temperatura depende de las propiedades

específicas del sistema adsorbente–microplástico [88,89].

3.2.3.2.2 Presencia de iones

La presencia de sales en el agua modifica la interacción entre los microplásticos y la superficie del carbón activado, ya que la fuerza iónica influye en la estabilidad de las partículas y en los mecanismos de retención. En medios con NaCl, los cationes pueden disminuir la adsorción por apantallamiento de cargas y competencia por sitios disponibles, aunque altas salinidades pueden favorecer la agregación y facilitar su captura.

Por su parte, los aniones, de mayor densidad de carga, como fosfatos o nitratos, tienden a producir efectos más notorios al modificar la carga superficial de las partículas y alterar la afinidad entre el adsorbente y el polímero [88,89].

3.2.3.2.3 Carga superficial y pH del medio

El pH afecta la ionización de los grupos del carbón activado y la carga de los microplásticos. De esta forma, en medios ácidos, la protonación del adsorbente disminuye la repulsión con microplásticos cargados negativamente, mientras que en medios alcalinos la carga negativa de la superficie puede generar repulsión. Estas variaciones alteran la interacción electrostática y la estabilidad coloidal. La adsorción suele ser mayor cerca de la neutralidad, disminuyendo en condiciones ácidas o básicas por cambios en la carga y disponibilidad de sitios activos [88,89].

3.2.3.2.4 Materia orgánica disuelta (DOM)

La presencia de materia orgánica disuelta influye en la adsorción al interactuar con la superficie del carbón activado y con los microplásticos. Sustancias como el ácido húmico pueden ocupar sitios activos del adsorbente y competir con el polímero por la superficie disponible. Además, la DOM puede asociarse a las partículas de microplástico y alterar su potencial zeta, lo que modifica las interacciones electrostáticas e hidrofóbicas que intervienen en la retención. Estos procesos suelen reducir la cantidad de microplásticos adsorbidos, ya sea por competencia directa por los sitios o por cambios en el estado superficial de las partículas [88–90].

3.2.3.3 Propiedades intrínsecas del microplástico

El tamaño, la forma, la química superficial y la concentración inicial de los microplásticos determinan la accesibilidad a la estructura porosa y la magnitud de las interacciones con el carbón activado.

- Los microplásticos de mayor tamaño quedan restringidos a la superficie del adsorbente.
- Los nanoplásticos pueden difundir hacia mesoporos y microporos.
- Las modificaciones superficiales derivadas de degradación ambiental influyen en la afinidad con los grupos funcionales del carbón.
- La concentración inicial regula la ocupación progresiva de sitios activos.

Ejemplo de este comportamiento son las partículas de PE y PP altamente hidrofóbicas que interactúan con superficies carbonosas poco oxigenadas, mientras que microplásticos con grupos oxigenados muestran mayor afinidad por carbones con funcionalidades polares [89].

4 Planteamiento del problema y objetivos

4.1 Justificación

La creciente crisis mundial relacionada con la obtención de agua potable segura ha evidenciado la necesidad de mejorar los procesos de potabilización y purificación del agua, especialmente en relación con los contaminantes emergentes como los microplásticos, que representan un riesgo para la salud pública y los ecosistemas. Este tipo de contaminante no puede ser tratado eficazmente por las plantas de tratamiento convencionales, ya que no fueron diseñadas para su remoción, lo que plantea la necesidad de desarrollar e implementar métodos innovadores y eficaces.

Actualmente, aunque no existen métodos analíticos y de tratamiento estandarizados para detectar y eliminar microplásticos, se han evaluado algunos métodos de tratamiento con potencial de aplicación. Entre ellos se encuentran los sistemas de filtración, que pueden ser combinados con otras técnicas como la adsorción con carbón activado y el uso de resina de lecho mixto, con el fin de optimizar el proceso de remoción. Esta alternativa es simple de aplicar, relativamente económica y, dependiendo de su desempeño, podría constituir una opción viable para su escalamiento industrial.

4.2 Hipótesis

La configuración carbón activado–resina de intercambio iónico favorece la retención de microplásticos en agua embotellada mediante mecanismos de retención mecánica y adhesión superficial; en consecuencia, la presencia de partículas en micrografías posteriores al tratamiento será menor en comparación con las micrografías previas.

4.3 Objetivos

4.3.1 Objetivo General

Desarrollar y evaluar un sistema de adsorción e intercambio iónico a escala de laboratorio para la remoción de microplásticos en agua embotellada, caracterizando su eficiencia y comparando su desempeño frente a tecnologías convencionales.

4.3.2 Objetivos Específicos

1. Caracterizar las propiedades físicas (forma, tamaño, color) y analizar las señales químicas asociadas a la composición polimérica de los microplásticos presentes en el agua embotellada mediante microscopía óptica y espectroscopía FTIR.
2. Validar el desempeño del microscopio óptico y del espectrómetro FTIR para la identificación de microplásticos, mediante el análisis de una solución estándar de microplásticos y filtros control, a fin de asegurar la confiabilidad de las observaciones y la interpretación de los resultados.
3. Evaluar la remoción de microplásticos mediante una comparación visual de su presencia antes y después del tratamiento con carbón activado y resina de intercambio iónico, a partir del análisis de micrografías.

5 Materiales y métodos

5.1 Materiales, reactivos y equipos

Para la realización de los diferentes experimentos requeridos para el análisis de microplásticos en agua se requieren diversos materiales, reactivos y equipos los cuales se enlistan en la siguiente tabla.

Tabla 12: especificaciones de los materiales, reactivos y equipos utilizados para la extracción, remoción e identificación de los microplásticos en el agua embotellada y la validación de los equipos.

Categoría	Descripción	Detalles / Marca / Modelo
Materiales	Filtros de ésteres mixtos de celulosa	Poros 0.22 μm , \varnothing 47 mm, MF-Millipore™
	Placas Petri	Vidrio
	Embudo Büchner	Cerámica
	Varilla de agitación	Vidrio
	Soporte universal	Metálico
	Pinzas	Metálicas
	Vasos precipitados	100, 250 y 500 mL
	Termómetro	—
	Cono Imhoff	NALGENE®, 1000 mL, policarbonato
	Agua embotellada	Ciel, Epura, Bonafont, presentaciones de 1 y 5 L
	Resina de lecho mixto	
Carbón activado granular de concha de coco	Carbotecnia, Micro 4, 600 m^2/g , min, 0.58 - 0.66 g/cm^3 , 12x40 10.0 / 5.0, radio de poro de 0.78 nm	
Material de referencia	Estándar de microplásticos	Microplastic solution®, EasyMP (100 mL) [Ethanol 20% + Tween 20 (0.05%)]; Concentration: ~5,000 n/mL, fragmentos transparentes de 20 polímeros (PE, PP, PVC, PET, PS, TPU, PA6, PMMA, PC, PTFE, ABS, PA66, CA, PLA, SBR, PVDF, PSU, PA12, POM, PBAT) de diámetro de 10-100 μm .
Reactivos	Peróxido de hidrógeno (H_2O_2)	30% p/p, JT Baker® 2186-01, BAKER ANALYZED™ ACS Reagent Grade
	Agua desionizada	0.05 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Equipos	Espectrofotómetro FTIR	Bruker ALPHA II (compacto)
	Microscopio binocular	LABOMED WESCO serie CXRII, 4x–1000x, cámara digital 5 MP
	Microscopio compuesto biológico- metalográfico	SEELANG serie OSL-528, 500X - 1500X, ocular USB de 5MP
	Desionizador de agua	RiOs-Di® 3UV
	Placa calentadora	JOANLAB® modelo HSC-19T
	Espectrofotómetro Raman	i-Raman Plus B&W Tek Micro Raman spectrometer laser de excitación de 785 nm, Potencia del haz 409 mW, lentes de 10x, 20x y 50x

5.2 Procedimiento experimental para la extracción e identificación

El protocolo para una correcta detección de microplásticos en agua embotellada requiere de dos etapas: aislamiento de partículas con eliminación de interferentes orgánicos, e identificación de su composición polimérica, dicho proceso se describe en [91].

5.2.1 Preparación de la muestra y extracción de los microplásticos

Para lograr una caracterización adecuada de los microplásticos presentes en el agua, es necesario someter las muestras a un proceso de digestión que elimine la materia orgánica residual, la cual puede interferir con su espectro. Los pasos realizados para este procedimiento fueron los siguiente:

4. Preparar el montaje para la filtración y filtrar por separado el peróxido de hidrógeno al 30 % y el agua desionizada con un filtro de éster mixto de celulosa (0.22 μm , 47 mm; MF-Millipore™).
5. Realizar la digestión del agua de la botella añadiéndole 10 ml del peróxido de hidrógeno (H_2O_2) prefiltrada. 30% (JT Baker® 2186-01 Peróxido de hidrógeno, 30%, BAKER ANALYZED™ ACS Reagent Grade) y calentado a 65 °C durante 1 h en una placa calefactora con agitación manual cada 10 min.
6. Filtrar el agua tras la digestión con papel de éster mixto de celulosa y, una vez completada la filtración, transferirlo a una placa de Petri de vidrio con pinzas, dejar secar a temperatura ambiente y almacenar para análisis posteriores.

5.2.2 Identificación de microplásticos

Una vez completada la etapa de digestión y filtración, los microplásticos retenidos en el filtro de ésteres mixtos de celulosa requieren ser sometidos a un proceso de identificación, el cual incluye la evaluación de sus características físicas y químicas. Esta etapa es fundamental para confirmar la naturaleza polimérica de las partículas aisladas y distinguirlas de otros posibles materiales presentes en la muestra.

El procedimiento de identificación se lleva a cabo mediante un enfoque secuencial, que consiste en una caracterización física preliminar, seguida de una caracterización química mediante técnicas espectroscópicas. La caracterización física permitió la selección de partículas de interés con base en su morfología y tamaño aparente, mientras que la caracterización química proporciona información sobre la composición química de las partículas seleccionadas.

Dado que no existe una técnica única capaz de identificar de manera inequívoca todos los tipos de microplásticos presentes en muestras ambientales, se emplearon técnicas complementarias, con el fin de fortalecer la confiabilidad de los resultados obtenidos. En este sentido, se utilizó inicialmente la espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR-ATR) y, de manera complementaria, la espectroscopía micro-Raman, según se describe en los apartados siguientes.

5.2.2.1 Caracterización física

1. Realizar la observación de las partículas mediante el microscopio binocular LABOMED, modelo WESCO serie CXRII, con aumento de 4X, y con el microscopio compuesto biológico-metalográfico SEELANG serie OSL-528, 500X - 1500X, acoplados a una cámara digital de 5 MP para el registro fotográfico.

2. Evaluar las características morfológicas de cada partícula encontradas (forma, color, textura superficial y tamaño) para su clasificación preliminar como posible microplástico.

5.2.2.2 Caracterización química mediante FTIR

1. Realizar el análisis mediante un espectrofotómetro FTIR compacto marca Bruker, modelo ALPHA II, empleando el modo de reflectancia total atenuada (ATR) para obtener los espectros de absorción infrarroja.

2. Identificar los grupos funcionales presentes en las muestras a partir de las bandas características observadas en los espectros y comparar los resultados obtenidos con información reportada en la literatura científica para determinar el tipo de polímero correspondiente.

5.2.2.3 caracterización química mediante micro-Raman

La identificación química de los microplásticos mediante espectroscopía micro-Raman se realizó como técnica complementaria al análisis FTIR, con el objetivo de obtener información vibracional puntual de partículas individuales retenidas sobre el filtro.

El procedimiento para la identificación mediante micro-Raman es el siguiente:

1. Colocar el filtro de ésteres mixtos de celulosa, previamente secado y almacenado en una caja de Petri de vidrio, en la platina del microscopio acoplado al sistema micro-Raman.
2. Localizar partículas individuales sobre el filtro mediante observación microscópica, seleccionando aquellas de interés para el análisis espectroscópico.
3. Adquirir los espectros Raman empleando un sistema micro-Raman con longitud de onda de excitación de 785 nm, utilizando objetivos de 10×, 20× y 50×, según el tamaño de la partícula analizada.
4. Realizar las mediciones mediante análisis puntual, empleando tiempos de adquisición de 90 y 120 s y un total de 8 acumulaciones, ajustando las condiciones para optimizar la calidad del espectro obtenido.
5. Repetir el procedimiento para el filtro de ésteres mixtos de celulosa, la solución estándar de microplásticos y las muestras de agua desionizada y embotellada, con el fin de comparar sus respuestas espectrales.
6. Identificar los grupos funcionales presentes a partir de las bandas características observadas en los espectros Raman y comparar las posiciones de las bandas con valores reportados en la literatura científica para la clasificación de las partículas analizadas.



Figura 11: Diagrama de proceso para la identificación de microplásticos en agua embotella

5.3 Control de calidad¹: validación de equipos y preparación del blanco

La validación del espectrofotómetro FTIR y del microscopio óptico se realiza con el objetivo de asegurar que los instrumentos proporcionen resultados confiables, precisos y reproducibles en la identificación de los polímeros presentes en las muestras. En el caso del espectrofotómetro FTIR, la validación permite confirmar su capacidad para detectar los grupos funcionales característicos de diversos polímeros y garantizar que los espectros obtenidos sean consistentes y comparables con los reportados en la bibliografía. Por su parte, la validación del microscopio óptico se centra en determinar el límite de tamaño que el equipo es capaz de detectar con precisión.

La realización de la validación del espectrofotómetro FTIR Bruker ALPHA II se hace de la siguiente forma:

1. Preparar el sistema de filtración y colocar el filtro de éster mixto de celulosa en el embudo Büchner. Verter 1 mL de la solución estándar de microplásticos (Microplastic Solution® EasyMP) sobre el filtro. Una vez finalizada la filtración, retirar el filtro con pinzas, transferirlo a una caja de Petri de vidrio y dejarlo secar a temperatura ambiente.
2. Realizar el análisis con el espectrofotómetro FTIR compacto marca Bruker, modelo ALPHA II, empleando el modo de reflectancia total atenuada (ATR) para obtener los espectros de absorción infrarroja.
3. Identificar los grupos funcionales presentes en las muestras a partir de las bandas características observadas en los espectros. Comparar las bandas obtenidas con la información reportada en la literatura científica y utilizar los datos proporcionados por el proveedor para verificar los polímeros que contiene la solución estándar.

Mientras que para el microscopio óptico se realiza de la siguiente forma:

1. Preparar el sistema de filtración y colocar el filtro de éster mixto de celulosa en el embudo Büchner. Verter 1 mL de la solución estándar (Microplastic Solution® EasyMP) sobre el filtro. Una vez finalizada la filtración, retirar el filtro con pinzas, transferirlo a una caja de Petri de vidrio y dejarlo secar a temperatura ambiente.
2. Colocar el portaobjeto calibrado y luego el filtro en el microscopio, realizar las observaciones con los objetivos de 5×, 10×, 20× y 50×, capturar las imágenes correspondientes y establecer la escala en ImageJ para medir el tamaño de las partículas.
3. Verificar el tamaño mínimo de partícula detectable conforme a lo reportado en el estándar de microplásticos EasyMP.

En el caso del blanco se realiza el mismo procedimiento que para el agua embotellada, descrita en el apartado 5.2 con el agua desionizada.

¹ Adicionalmente se realizó la espectroscopía IR del envase y la tapa con el fin de documentar su composición polimérica. Los espectros correspondientes se presentan en el Anexo 8.1.

5.4 Evaluación de materiales adsorbentes

Para realizar la evaluación de los materiales se requiere de 2 pasos: la preparación de los medios filtrantes y análisis de su desempeño con soluciones estándar y muestras reales.

5.4.1 Preparación de Materiales

1. Lavar el carbón activado y la resina con abundante agua desionizada para eliminar finos, polvo superficial y posibles impurezas asociadas al manejo.
2. Secar el carbón activado en la placa calefactora a 105 °C durante un periodo de 3 a 4 h, hasta obtener un material libre de humedad residual
3. Colocar los materiales directamente en los conos Imhoff en las diferentes proporciones establecidas (100 %, 50:50 y 75:25) para su uso posterior en el tratamiento.
4. Acondicionar el sistema de tratamiento vertiendo de 1 a 3 litro de agua desionizada por cada proporción.

5.4.2 Procedimiento para Análisis Cualitativo con Muestras Reales

1. Verter 2 L de agua embotellada, correspondientes a cada marca, a través de cada material o mezcla de materiales dispuestos en el sistema de tratamiento. Posteriormente, verter el agua tratada a través del filtro de éster de celulosa (0.22 µm). Una vez que ha pasado la totalidad del volumen, retirar el filtro de éster de celulosa con pinzas y colocarlo en una caja de Petri de vidrio para su posterior análisis.

Nota: Después de completar el tratamiento de dos muestras (4 L de agua embotellada en total), se hace pasar entre 1 y 2 L de agua desionizada a través del sistema, con el fin de limpiar los materiales antes de introducir una nueva muestra y evitar el arrastre de partículas remanentes.

2. Realizar las observaciones microscópicas del filtro, con el fin de identificar cambios cualitativos en la presencia, morfología o abundancia aparente de partículas retenidas.

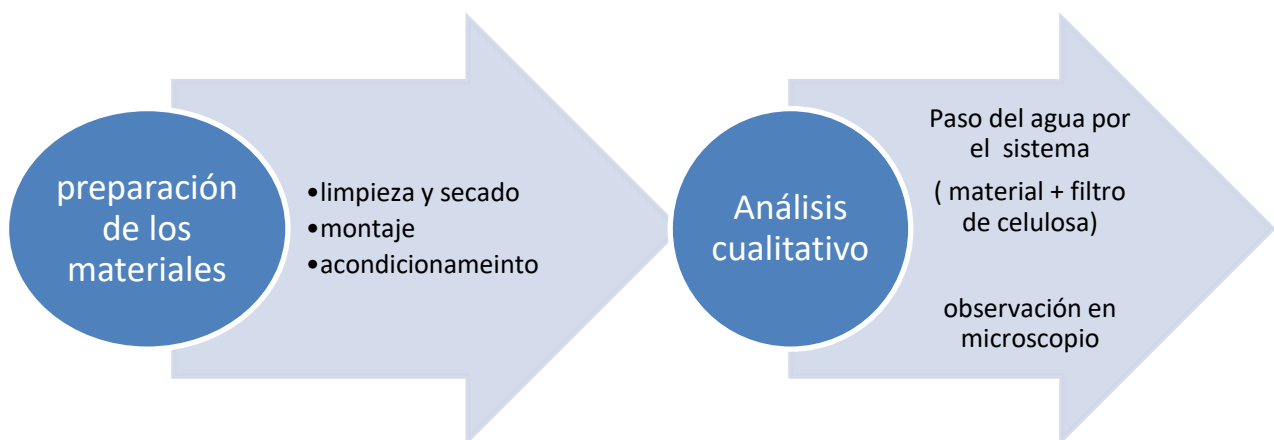


Figura 12: diagrama de proceso del tratamiento para el análisis cualitativo de los microplásticos

5.5 Procedimiento para la evaluación de la eficiencia técnica

La evaluación de la eficiencia técnica del sistema de filtración se realiza con base en el conteo de partículas visiblemente contables retenidas antes y después del tratamiento. Este procedimiento permite cuantificar el desempeño del sistema bajo un criterio uniforme para todas las configuraciones del medio adsorbente y marcas de agua embotellada evaluadas. Los cálculos se efectúan a partir de los valores obtenidos experimentalmente y se expresan mediante indicadores de eficiencia definidos de manera consistente para todo el estudio.

1. Contar el número de partículas visiblemente contables presentes en cada filtro antes y después del tratamiento, utilizando las micrografías obtenidas.
2. Normalizar el número de partículas contadas expresándolo como partículas por litro de agua tratada.
3. Calcular la eficiencia global de remoción (EGR) a partir de la diferencia entre el número inicial y final de partículas, utilizando la siguiente expresión:

$$EGR = \frac{MP_{\text{inicial}} - MP_{\text{final}}}{MP_{\text{inicial}}} \times 100 \text{ (Ecuación 1)}$$

4. Calcular la eficiencia de remoción por marca (ERM_m), considerando los valores iniciales y finales correspondientes a cada marca evaluada, de acuerdo con la expresión:

$$ERM_m = \frac{MP_{\text{inicial},m} - MP_{\text{final},m}}{MP_{\text{inicial},m}} \times 100 \text{ (Ecuación 2)}$$

5. Repetir los cálculos anteriores para cada configuración del medio adsorbente.

5.6 Procedimiento para la evaluación de la eficiencia económica

La evaluación de la eficiencia económica del sistema de filtración se realiza mediante un análisis de costos enfocado en los materiales empleados para la construcción del sistema. Este procedimiento permite estimar el costo del tratamiento y relacionarlo con el volumen de agua tratada y con la eficiencia de remoción obtenida para cada marca evaluada. Los indicadores económicos se calculan a partir de los costos registrados y de los resultados de eficiencia técnica, siguiendo un esquema de cálculo uniforme para todas las configuraciones del medio adsorbente

1. Registrar el costo unitario de cada material empleado en la construcción del sistema de filtración.
2. Calcular el costo total del sistema de filtración (CT) para cada configuración del medio adsorbente, considerando únicamente el costo de los materiales.
3. Estimar el volumen total de agua tratada en función del tiempo de operación del sistema, asumiendo un flujo constante de $0.33 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$.
4. Calcular el costo unitario de tratamiento por litro (CT_L), relacionando el costo total del sistema

con el volumen de agua tratada, utilizando la siguiente expresión:

$$CT_L = \frac{C_{operativos} + C_{capital}}{V_{tratado}} \quad (\text{Ecuación 3})$$

Nota: en este estudio $C_{operativos}$ considera únicamente el costo de los materiales, y $C_{capital}$ no se incluye.

5. Calcular el costo de remoción por marca ($CRTM_m$), relacionando el costo del proceso con la eficiencia de remoción obtenida para cada marca, de acuerdo con:

$$CRTM_m = \frac{CT_p}{\left(\frac{MP_{inicial,m} - MP_{final,m}}{MP_{inicial,m}}\right)} \quad (\text{Ecuación 4})$$



Figura 13: Diagrama de proceso para la evaluación de la eficiencia técnica y económica del sistema

La metodología descrita define de manera sistemática los procedimientos para la extracción, identificación y análisis de microplásticos en agua embotellada, así como para la evaluación del desempeño de materiales adsorbentes mediante indicadores técnicos y económicos. La secuencia de preparación de muestras, caracterización microscópica y espectroscópica, validación instrumental y análisis de costos permite generar datos comparables bajo condiciones controladas.

La aplicación de estos procedimientos proporciona la base experimental y analítica necesaria para la presentación de resultados y su discusión posterior, asegurando la correspondencia entre los datos obtenidos, los indicadores calculados y las configuraciones del sistema de filtración evaluadas.

6 Resultado y discusión

Los resultados experimentales de la evaluación del sistema de adsorción e intercambio iónico aplicado al tratamiento de agua embotellada se presentan junto con su discusión, a partir de los análisis realizados sobre las muestras estudiadas.

6.1 Identificación de microplásticos en el agua embotellada

Se realizó una prueba preliminar por triplicado de las marcas de agua embotella, marca B, C, E, De manera paralela se incluyó un blanco con agua desionizada para familiarizarse con el procedimiento y evaluar posibles interferencias.

6.1.1 Caracterización física

La imagen de la Figura 14 corresponde a la prueba 1 con la muestra de la marca E, obtenida con un aumento de 4x. En ella se puede distinguir la presencia de microplásticos con un tamaño aproximado de 1 mm de longitud. También se realizaron observaciones a aumentos de 10x y 100x. Sin embargo, la resolución no fue adecuada para lograr un enfoque claro, lo que indica la necesidad de utilizar un microscopio con mayor capacidad de resolución para un análisis detallado.

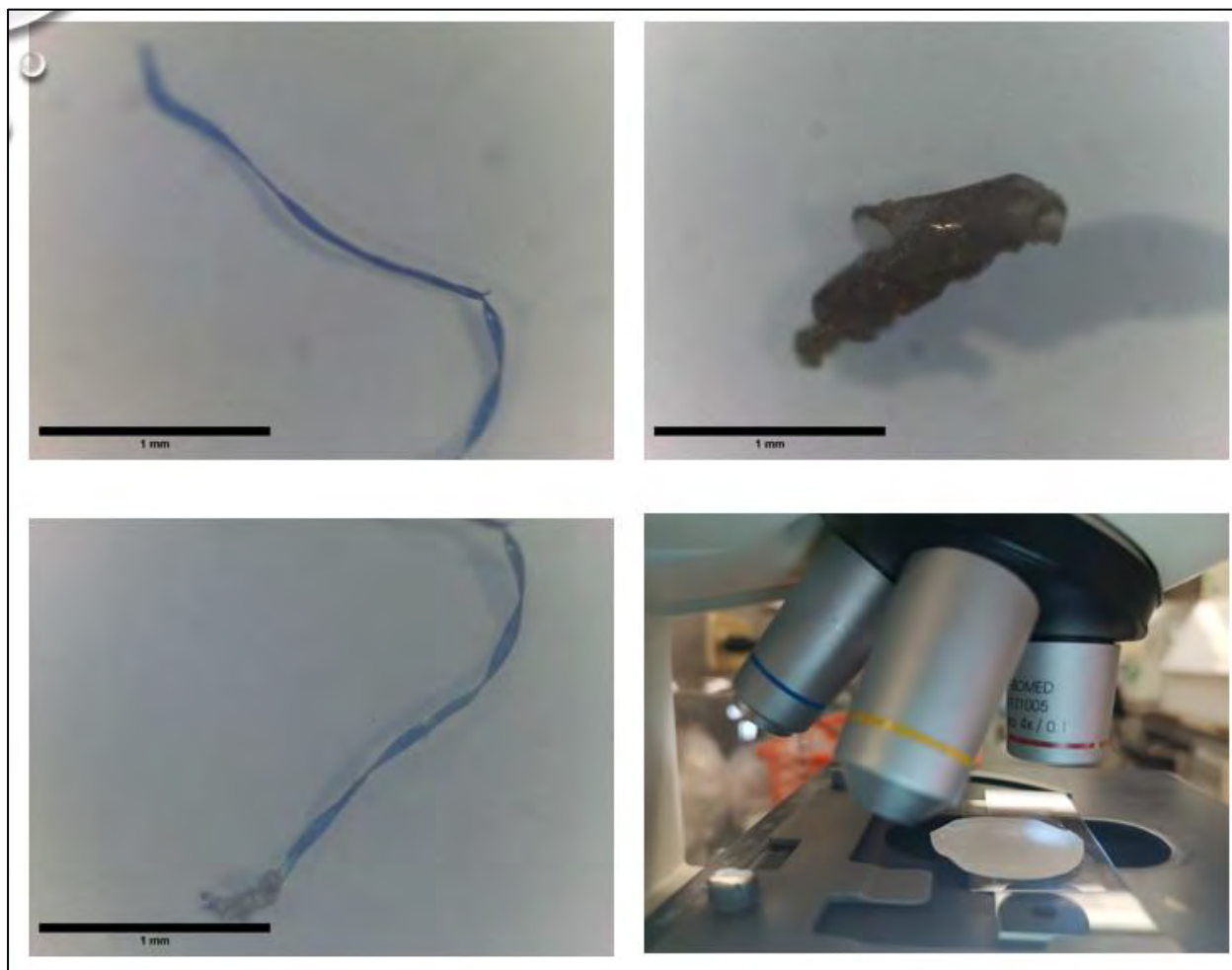


Figura 14 Tomas fotográficas de los microplásticos utilizando el microscopio binocular LABOMED a aumento 4x/0.1

Por ello se realizaron tomas adicionales con el microscopio SEELANG serie OSL-528, con la misma marca, a fin de identificar posibles microplásticos presentes. Cabe destacar que debido a que el filtro de éster de celulosa no permitió una iluminación adecuada con la lámpara del microscopio desde abajo, fue necesario utilizar luz incidente desde arriba para capturar las partículas de manera clara. En la ilustración 2, obtenida a un aumento de 20×, se aprecian estructuras que podrían corresponder a polímeros, lo cual requiere confirmación mediante técnicas espectrofotométricas.

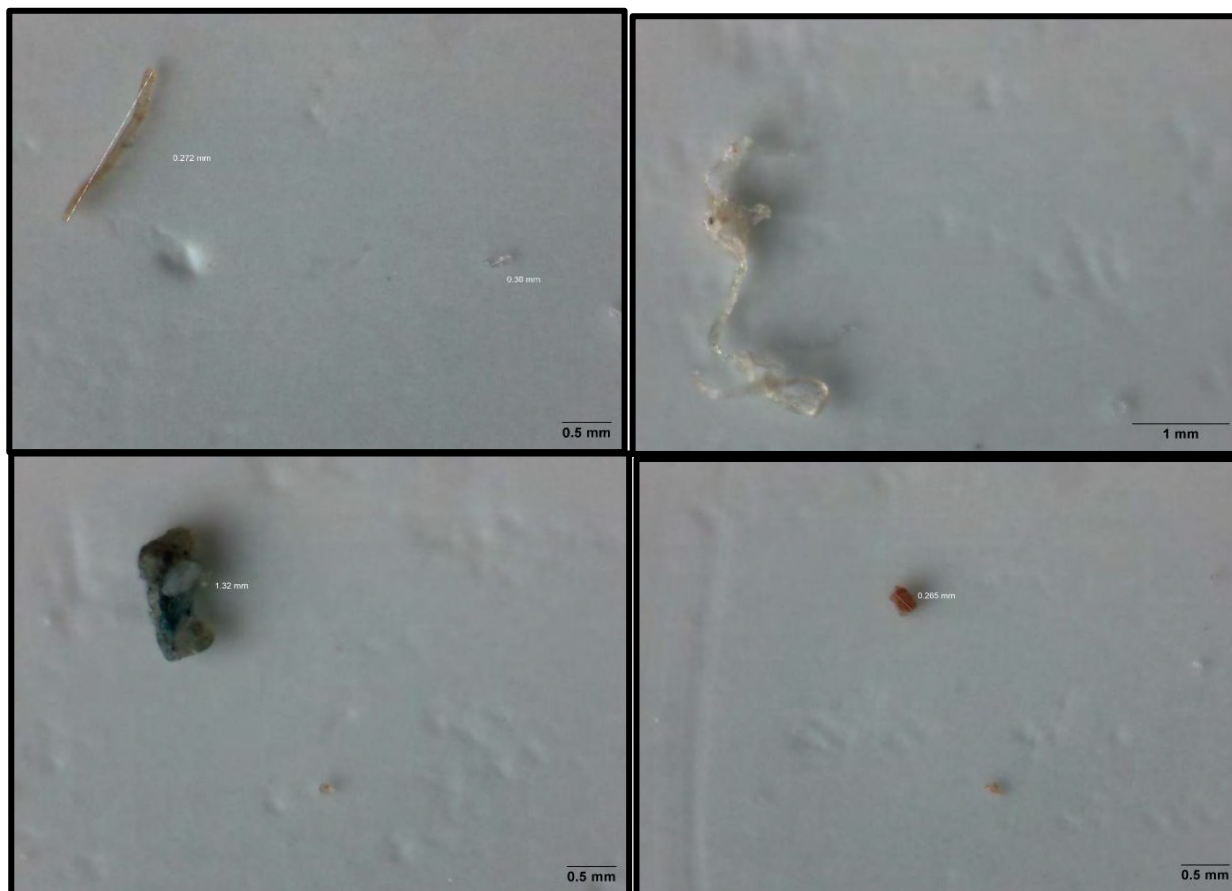


Figura 15: tomas micrografía de los posibles microplásticos encontrados en el agua embotellada con el microscopio trilocular SEELANG serie OSL-528, 500X - 1500X, a aumento de 20x/0.4

Se observan fibras y fragmentos de distintos colores, entre ellos negro, rojo y tonos transparentes-amarillentos, los cuales probablemente presentan ese color debido a procesos de degradación y oxidación. Estos hallazgos concuerdan con lo reportado en la literatura, donde se indica que las formas dominantes de microplásticos son precisamente los fragmentos y las fibras [18,19]. La visualización de las partículas transparentes fue más compleja debido al bajo contraste óptico con el filtro; los reflejos de este se confunden con las partículas. En contraste, las partículas coloreadas presentaban mayor contraste, facilitando su identificación incluso con luz transmitida.

En cuanto al tamaño, la mayoría de las partículas supera las 100 μm , con rangos que oscilan entre 200, 800 e incluso 1000 μm , mientras que las partículas más pequeñas detectadas miden aproximadamente 40 μm . Aunque se esperaban observar partículas de menor tamaño, como se ha

reportado en la literatura, esto podría deberse a las limitaciones del microscopio, al efecto camuflaje del filtro sobre las partículas más pequeñas, o a pérdidas durante la transferencia de las muestras a la placa para la captura de imágenes.

6.1.2 Caracterización química

6.1.2.1 Medición inicial por FTIR: agua embotellada

Las primeras mediciones FTIR se realizaron directamente sobre los filtrados de las marcas B, C y E. En esta etapa inicial del trabajo no se contaba aún con el espectro experimental del filtro; No obstante, entre los resultados proporcionados por el laboratorio se incluyó un archivo etiquetado como “*filtro nuevo referencia*”

Dado al nombre del archivo y los comentarios dadas por el laboratorio, se asumió que dicho espectro correspondía al espectro del filtro. No obstante, análisis posteriores confirmaron que se trataba únicamente de la línea base generada por el instrumento (una línea recta cercana al 100 % de transmitancia) y no al espectro real del filtro empleado. Esa interpretación inicial llevó a suponer que la señal del filtro había sido corregida, cuando en realidad su aporte permanecía presente en las mediciones.

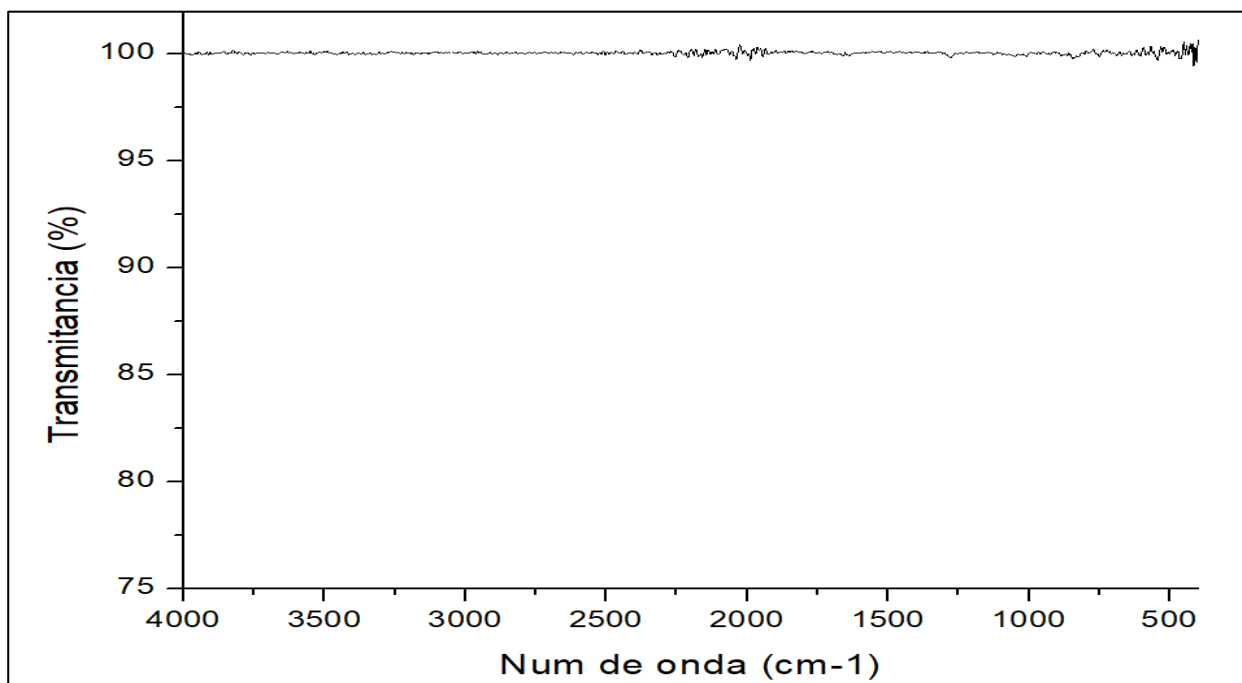


Figura 16: Espectro IR del filtro de éster de celulosa con referencia del mismo filtro.

Bajo esa premisa incorrecta, se realizó la interpretación de los espectros de las muestras de agua embotellada. Al haber la posible de la presencia de mezcla de polímeros, se consideró razonable que los espectros no coincidieran exactamente con los espectros de polímeros vírgenes y que presentaran desplazamientos o superposiciones de bandas. Esta interpretación llevó a analizar los espectros con la expectativa de identificar señales compuestas, lo que abrió la posibilidad de adjudicar algunas bandas a la presencia de polímeros comunes en envases plásticos. Como resultado, los espectros de la figura 17 fueron inicialmente asociados a la presencia del PP o PET.

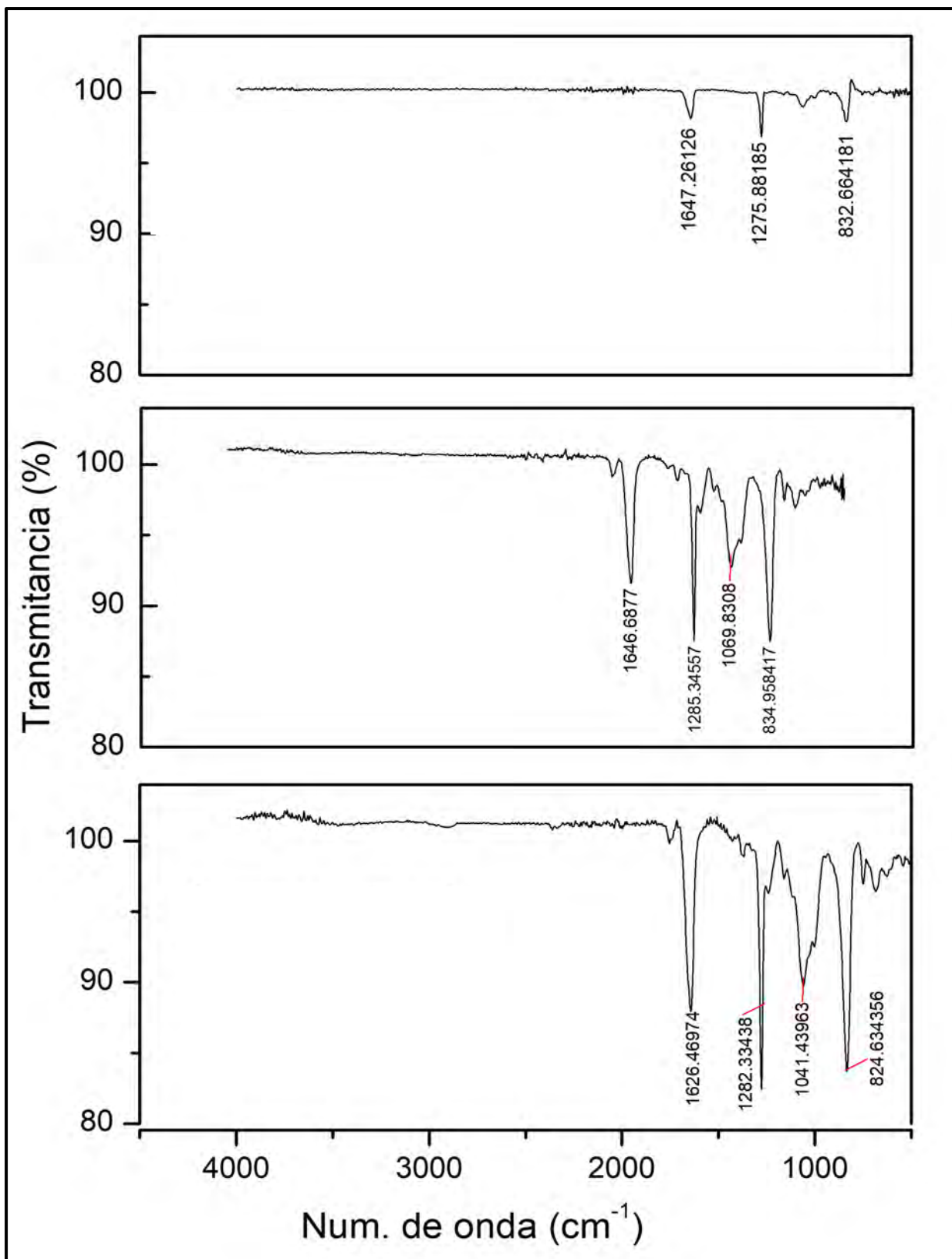


Figura 17: espectro IR de las 3 marcas de agua embotellada. De arriba hacia abajo, marca E, C y B.

6.1.2.2 Medición inicial por FTIR: agua desionizada

Posteriormente se obtuvo el espectro IR del agua desionizada, utilizado como blanco en el procedimiento. Dado que el agua desionizada debería estar libre de sólidos, no se esperaba la presencia de bandas atribuibles a polímeros. Sin embargo, el espectro mostró picos definidos que sugerían la presencia de ellos. El espectro IR de la primera muestra tomada de agua desionizada se observa a continuación:

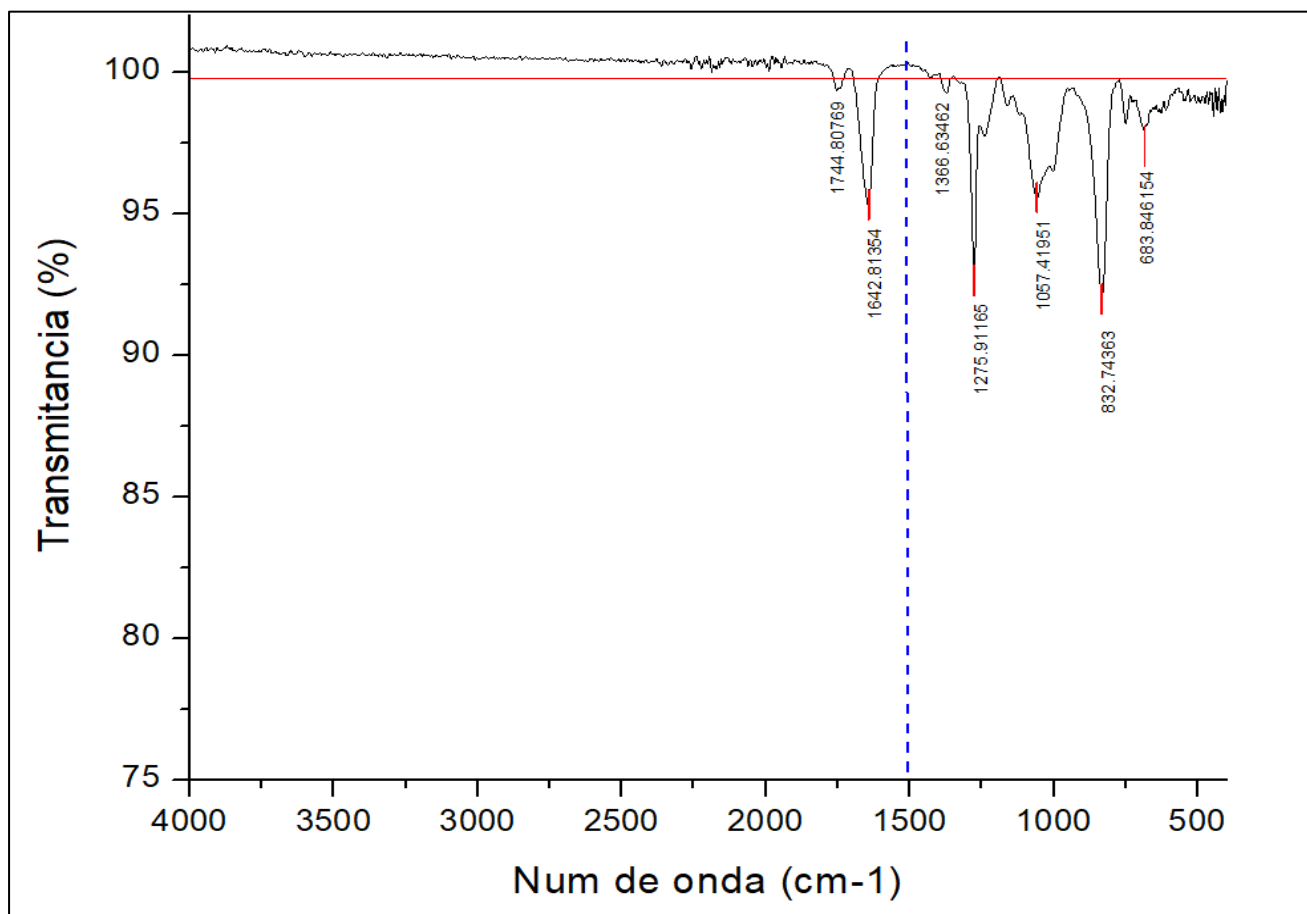


Figura 18: Espectro IR de la primera prueba del agua desionizada.

6.1.2.3 Repetición del blanco con agua desionizada

Debido a las inconsistencias observadas en el espectro del agua desionizada y a que el desionizador se encontraba fallando al momento de tomar la muestra, se repitió el blanco en días distintos una vez que el equipo fue reparado, manteniendo el mismo procedimiento de filtración y análisis. Las tres réplicas del blanco mostraron un el mismo patrón que el blanco anterior.

En esta segunda tanda de mediciones, el laboratorio remitió además el espectro experimental del filtro de ésteres mixtos de celulosa (0.22 μm), junto con los resultados del blanco repetido y del estándar. La comparación directa evidenció que las bandas principales del filtro coincidían con las observadas tanto en las réplicas del agua desionizada como en los espectros iniciales de agua embotellada.

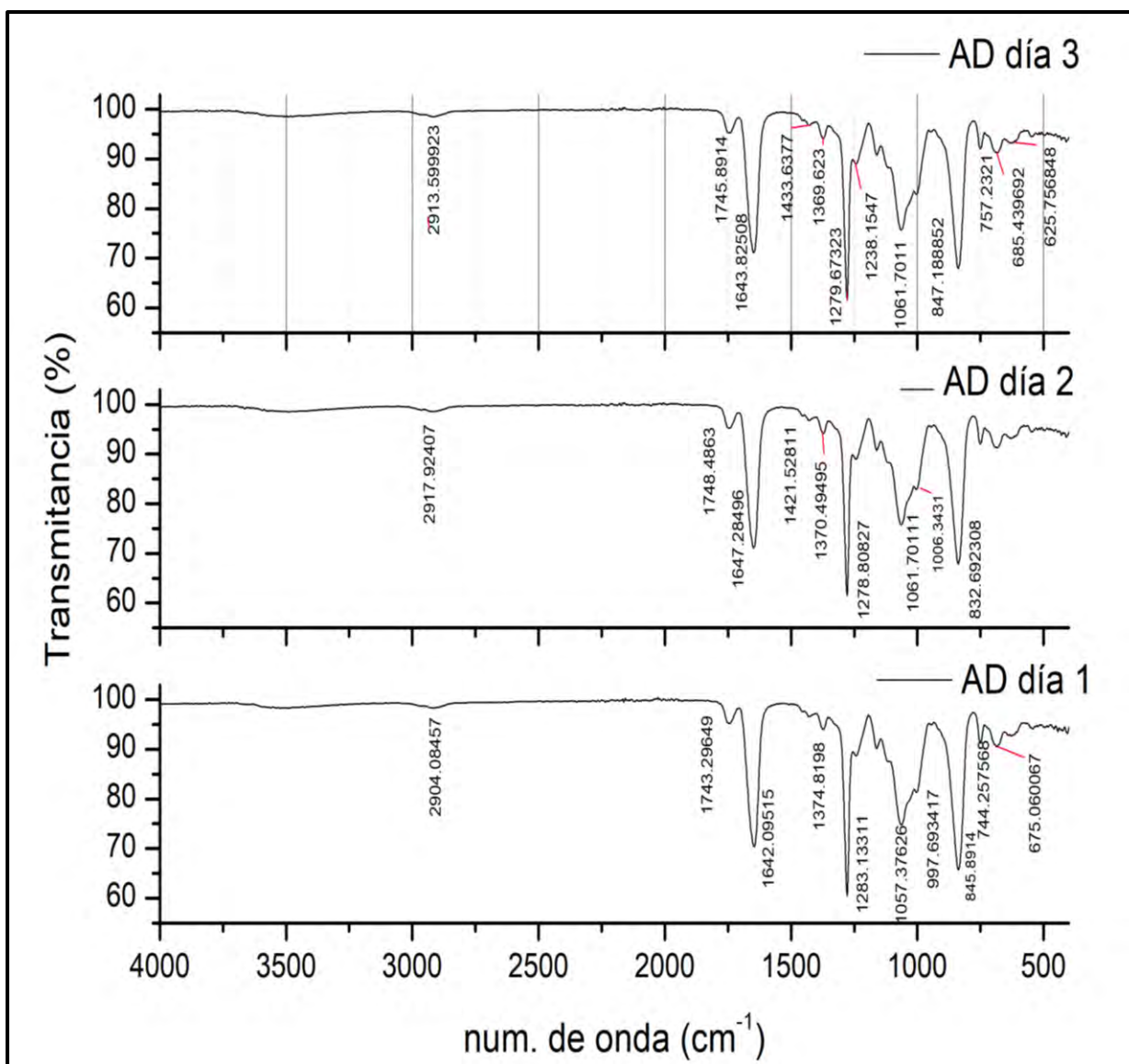


Figura 19: Repetición de la medición del agua desionizada (3 días)

A partir de esta coincidencia, se realizó una revisión retrospectiva de los espectros previamente obtenidos para las muestras de agua embotellada. La comparación confirmó que los espectros reproducían las mismas bandas del filtro. En consecuencia, se determinó que la señal dominante en todas las mediciones correspondía al material del filtro y no a microplásticos presentes en las muestras.

El espectro del filtro (Figura 20) presentó las bandas características siguientes:

- ❖ estiramiento C=O del grupo éster ($\sim 1740\text{--}1750\text{ cm}^{-1}$),
- ❖ vibraciones C–O y C–O–C en $1370\text{--}1270\text{ cm}^{-1}$ y $1150\text{--}1030\text{ cm}^{-1}$
- ❖ señales en torno a 830 cm^{-1}

Las cuales concuerdan con lo reportado para el espectro IR de la celulosa, con ligeras variaciones debido al tipo de celulosa analizada [92,93].

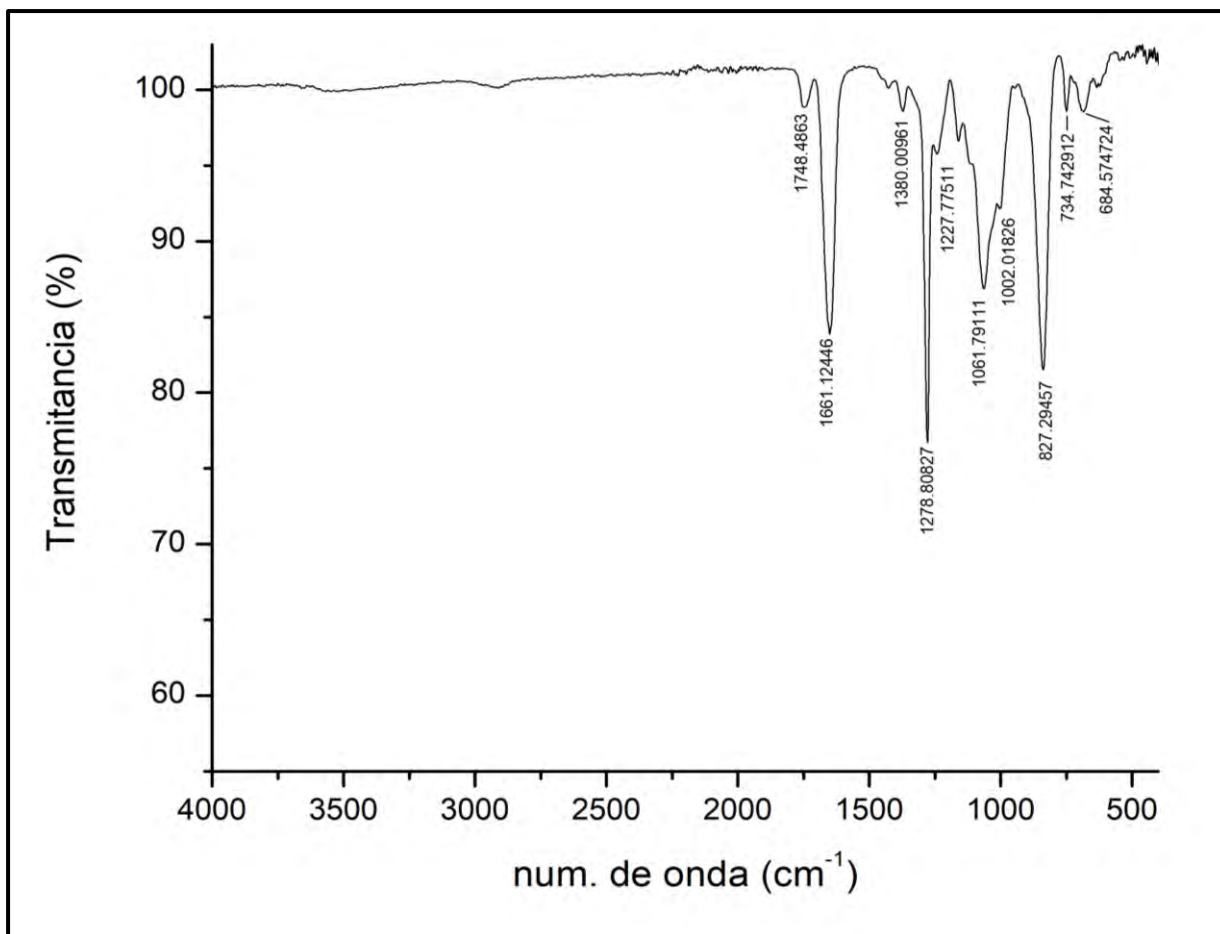


Figura 20: espectro IR del filtro de éster de celulosa

El análisis del espectro IR del filtro de éster de celulosa permite contextualizar la interpretación preliminar realizada en las primeras mediciones por FTIR de las muestras de agua. En particular, se observa que varias regiones espectrales dominadas por el filtro, asociadas a vibraciones C–O, C–O–C y deformaciones C–H, coinciden parcial o totalmente con bandas comúnmente utilizadas para la identificación de polímeros sintéticos como el PP y PET [94].

Dado que el análisis por FTIR registra la respuesta espectral global de todos los componentes con los que interactúa el haz infrarrojo, y considerando que en esta etapa inicial no se contaba con el espectro experimental del filtro, dichas coincidencias condujeron de manera razonable a una asignación preliminar de algunas señales a estos polímeros.

6.2 Validación de los equipos a utilizar

Las observaciones descritas en la sección anterior se confirmaron mediante pruebas de validación realizadas con una solución estándar de microplásticos, las cuales se describen a continuación. Estas pruebas tuvieron como objetivo evaluar la capacidad del espectrofotómetro FTIR y del sistema de observación óptica para detectar y caracterizar partículas poliméricas con tamaños comprendidos entre 10 y 100 μm .

6.2.1 Validación del espectrofotómetro FTIR y el microscopio óptico

Las validaciones se hicieron agregando 1 ml de la solución estándar sobre el filtro de éster de celulosa, esta solución presenta 7716 partículas/ml, por lo que se esperaba que la detección en IR no representara una dificultad significativa al ser una solución concentrada. Sin embargo, a los espectros infrarrojos obtenidos mostraron nuevamente bandas dominadas por el material del filtro, de manera similar a lo observado previamente en las muestras de agua desionizada y agua embotellada a pesar tratarse de una solución altamente concentrada y que el filtro tiene una retención base de 0.22 micras.

Los espectros IR correspondientes a la línea base, al filtro con referencia aire y a la validación del estándar se presentan en el Figura 21.

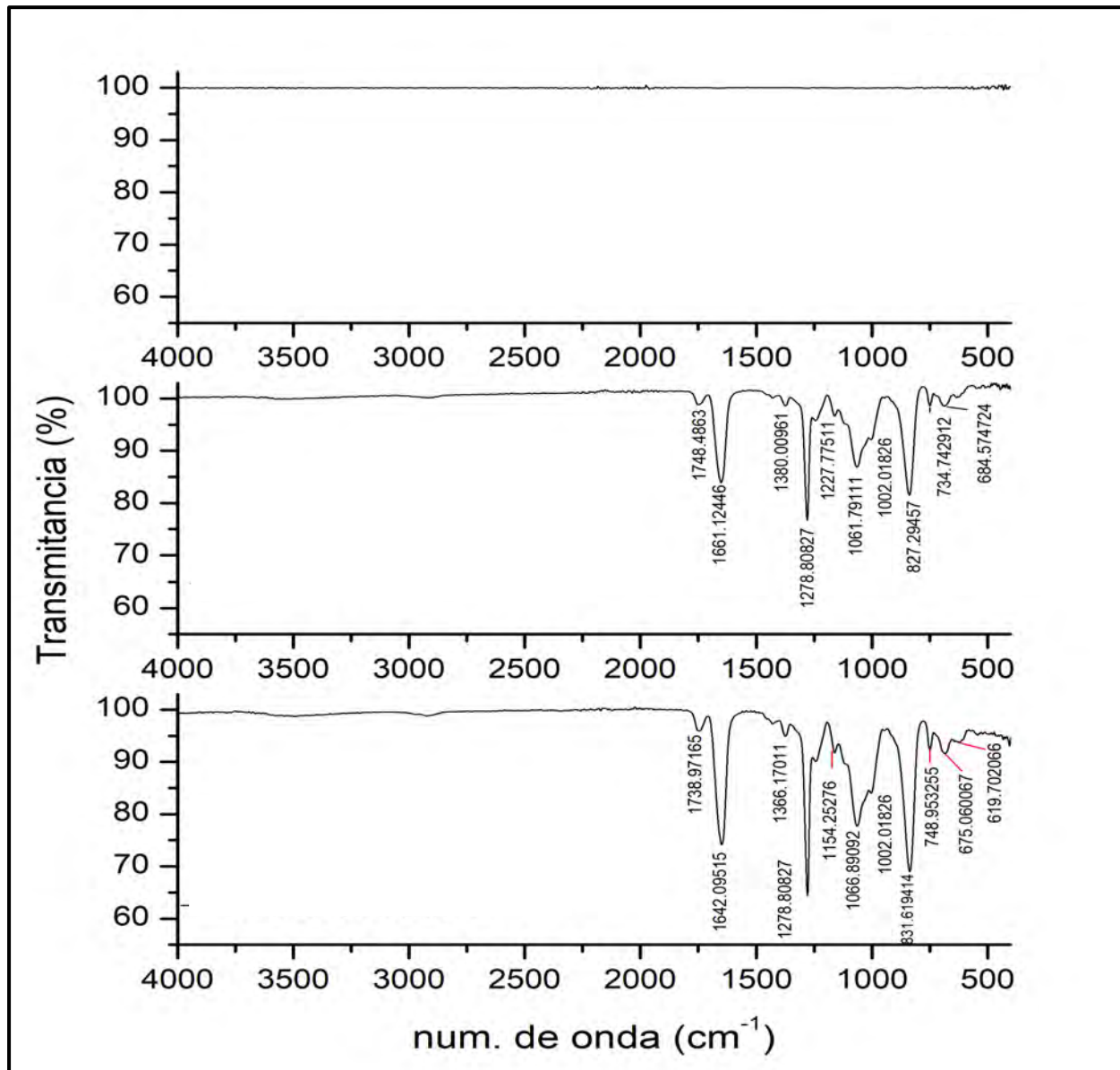


Figura 21: Espectros IR, en orden descendente, de la línea base, del filtro de esteres mixtos de celulosa y la validación del estándar

De forma complementaria, se realizaron observaciones microscópicas de la solución estándar depositada sobre el filtro utilizando un microscopio triocular SEELANG, serie OSL-528. pesar de la elevada concentración de partículas, de las 7,716 presentes solo fue posible identificar visualmente una, y con gran dificultad, debido a que se camuflaba con el fondo del filtro (Figura 22b). Este resultado confirmó que el filtro introduce interferencias que limitan tanto la visualización como la detección de partículas mediante FTIR convencional.

Con el fin de descartar problemas asociados a la solución estándar, se realizaron observaciones adicionales directamente en agua, sin emplear el filtro. En este caso, las partículas se pudieron identificar de manera clara, como se muestra en las tomas del microscopio (figura 22 a). De manera complementaria, se intentó depositar la solución directamente sobre la placa de detección del equipo, usando agua como línea base, pero únicamente se obtuvo el espectro correspondiente al agua.

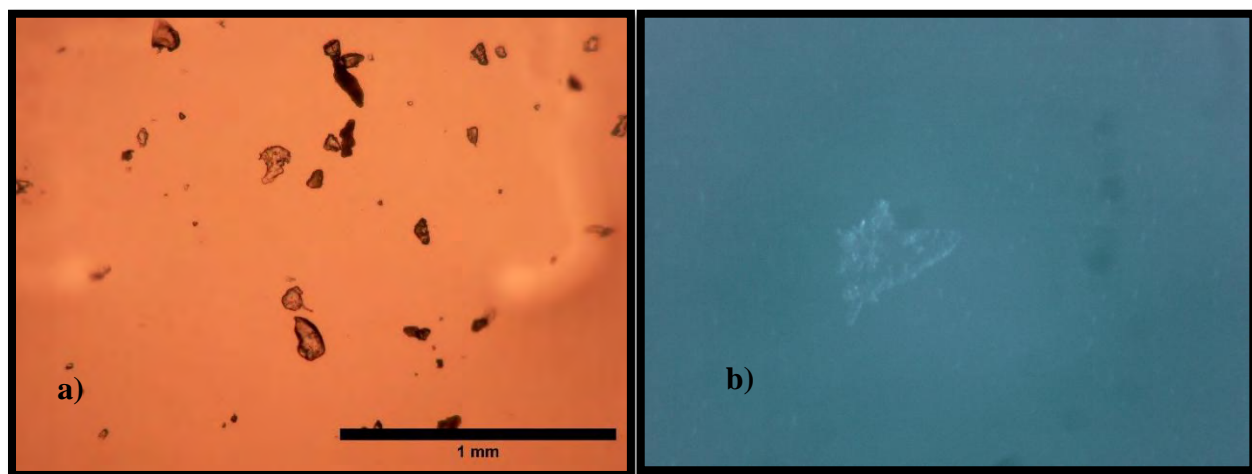


Figura 22: microfotografías a 5x de la solución estándar de microplásticos sin filtro y con el filtro de éster de celulosa

Estos resultados evidencian una limitación inherente del FTIR ATR al no permite la detección de microplásticos de este tamaño y transparencia, ya que el método ATR requiere un contacto directo entre la partícula y el cristal, condición que no siempre se cumple cuando las partículas se encuentran dispersas sobre el filtro, impidiendo la obtención de un espectro representativo.

Un análisis más detallado de la metodología reportada en el estudio que sirvió de base para este trabajo se identificó que el FTIR ATR contaba con un accesorio que permitía realizar micro FTIR, el cual acopla un microscopio al espectrofotómetro para localizar visualmente las partículas y dirigir el haz infrarrojo directamente hacia ellas. Aunque dicho estudio no indica explícitamente el uso de micro-FTIR, su metodología implica este tipo de análisis. Además, la cantidad de escaneos que emplearon permitió reducir, pero no eliminar, la interferencia del filtro, lo que podría explicar por qué ellos sí reportan lecturas, mientras que en este caso no se pudieron obtener ni siquiera de los microplásticos de mayor tamaño ($\approx 100 \mu\text{m}$), como los presentes en las muestras de agua embotellada.

A partir de estas limitaciones, se decidió repetir los análisis mediante micro-Raman, técnica que

permite identificar microplásticos de menor tamaño y partículas transparentes sin requerir contacto directo con ellas, superando así las limitaciones observadas con el FTIR, al posibilitar un análisis puntual y una mejor discriminación entre la señal del filtro y la de posibles polímeros sintéticos. Además, la elección del micro Raman se fundamentó en la disponibilidad del equipo, ya que no se contaba con acceso a un micro FTIR, lo que lo convirtió en la alternativa más viable para la caracterización de las partículas presentes tanto en la solución estándar como en las muestras reales.

6.3 Análisis químico mediante micro-Raman

El análisis espectroscópico mediante micro-Raman se realizó sobre el filtro de éster de celulosa, la solución estándar de microplásticos y las muestras de agua desionizada y embotellada depositadas sobre el filtro. Las mediciones se realizaron empleando una intensidad de láser de 8, variando el tiempo de exposición (90 y 120 s), el objetivo del microscopio (10×, 20× y 50×) y la zona analizada de cada muestra, con el fin de localizar partículas potencialmente retenidas sobre el filtro y optimizar la calidad de los espectros obtenidos.

6.3.1.1 Análisis del filtro de ésteres de celulosa

El filtro de éster mixto de celulosa fue analizado mediante micro-Raman en dos zonas distintas, etiquetadas como z1 y z2, con el objetivo de caracterizar su firma espectral y establecer una referencia para la interpretación de los espectros obtenidos en las muestras reales. La figura 23 muestra el espectro Raman correspondiente a la zona z1, obtenido utilizando un objetivo de 10× y un tiempo de exposición de 120 s.

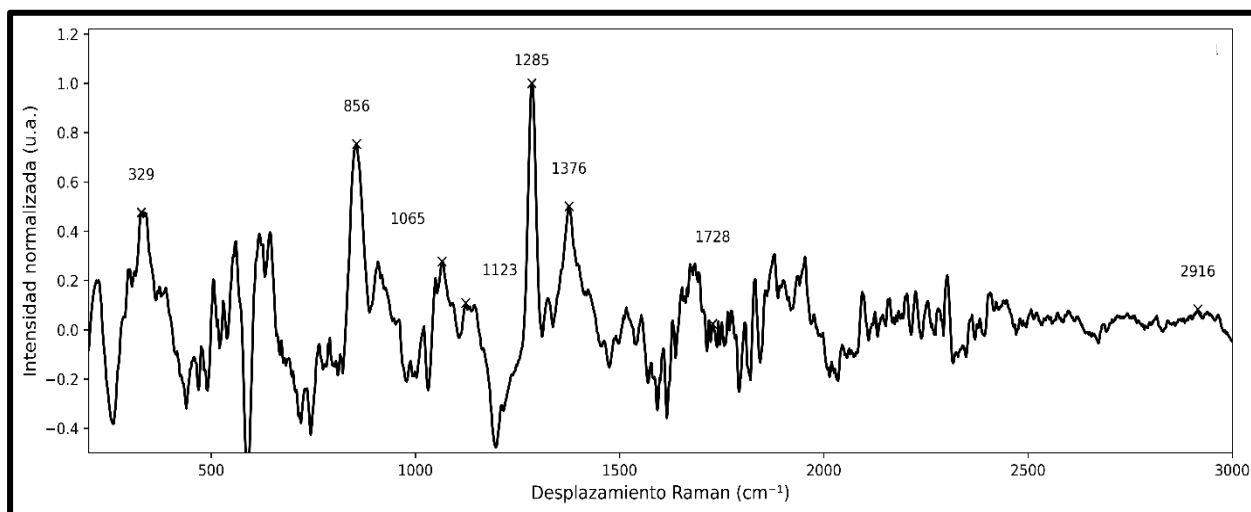


Figura 23: Espectro Raman del filtro de ésteres mixto de celulosa

El espectro presenta bandas características del material celulósico, destacando señales alrededor de 329 cm^{-1} , 856 cm^{-1} , 1065–1123 cm^{-1} , 1285 cm^{-1} y 1376 cm^{-1} , las cuales se asocian a vibraciones del esqueleto de la celulosa, enlaces C–O y C–O–C, así como deformaciones C–H. Asimismo, se observa una señal en torno a 1728 cm^{-1} , atribuible al estiramiento C=O del grupo éster, consistente con la naturaleza química del filtro. En la región de altos números de onda se identifica una banda débil alrededor de 2916 cm^{-1} , relacionada con estiramientos C–H. Esto concuerda con lo reportado en literatura para materiales celulósicos, como se reportan en [95].

6.3.1.2 Análisis del estándar de microplásticos

Los espectros Raman se adquirieron mediante micro-Raman ($\lambda = 785 \text{ nm}$), utilizando un objetivo $20\times$ y una adquisición de 90 s con 8 acumulaciones, realizando mediciones puntuales sobre partículas aisladas previamente seleccionadas por microscopía. Este enfoque permitió registrar la respuesta vibracional de partículas individuales, evitando la obtención de señales promedio asociadas a la naturaleza multicomponente del estándar.

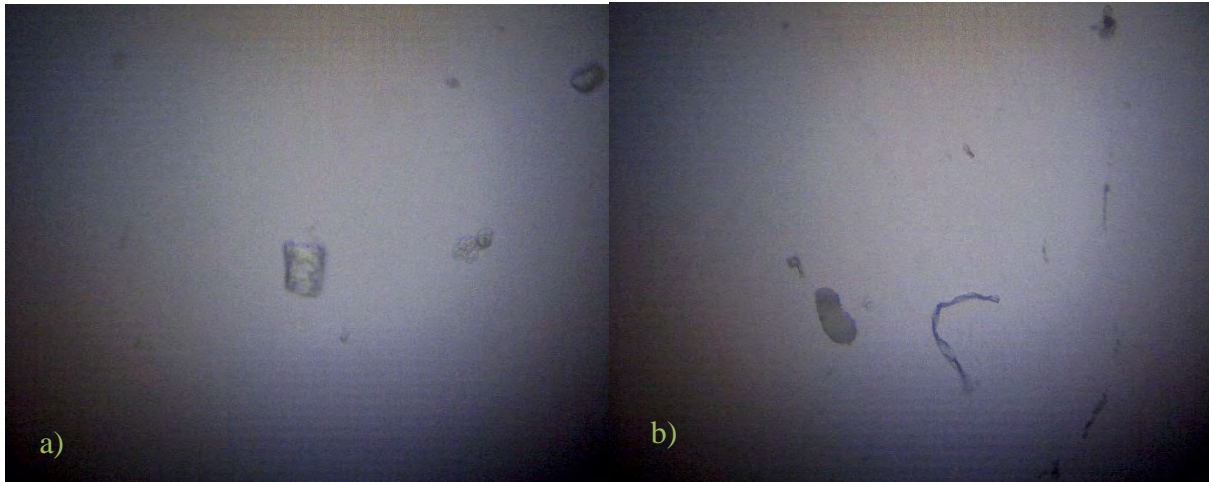


Figura 24: micrografías tomadas por el microscopio acoplado al Raman utilizadas para la selección de partículas y la realización de las mediciones puntuales

El espectro Raman obtenido para la partícula mostrada en la Ilustración 4a) del estándar de microplásticos se presenta en el figura 25.

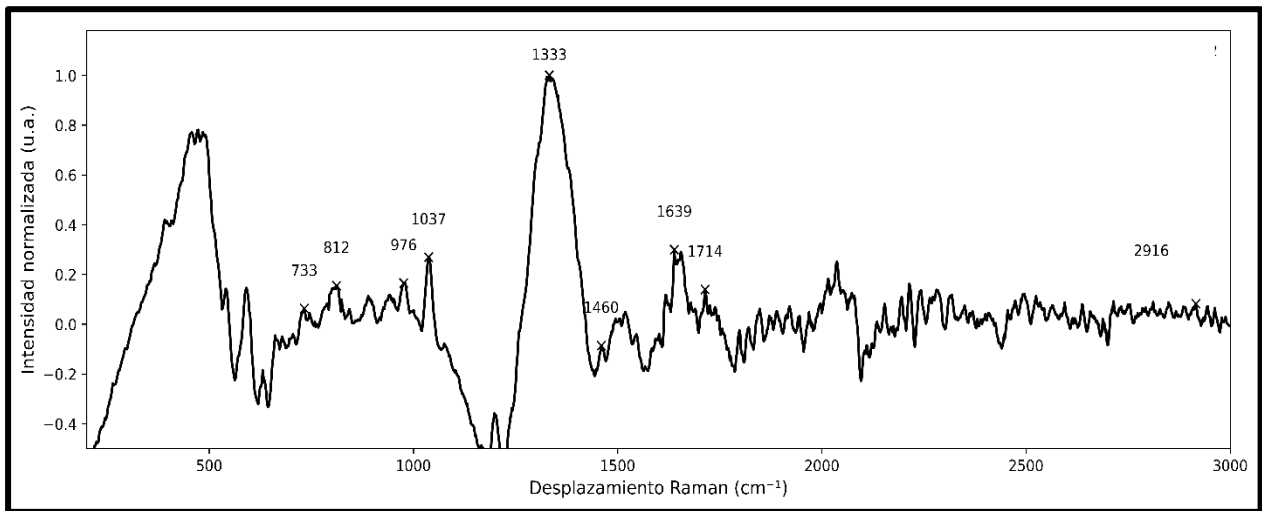


Figura 25: espectro Raman del estándar de microplásticos

En dicho espectro se observa una banda intensa alrededor de 1714 cm^{-1} , atribuida al estiramiento del grupo carbonilo ($\text{C}=\text{O}$), característica de polímeros que contienen funciones tipo éster. Adicionalmente, se identifican señales en $\sim 1639 \text{ cm}^{-1}$, así como en las regiones de $\sim 812 \text{ cm}^{-1}$ y $\sim 733 \text{ cm}^{-1}$, compatibles con vibraciones asociadas a estructuras aromáticas, como se presentó en la tabla 9.

La combinación de estas bandas permite clasificar la partícula analizada como un poliéster aromático. Considerando la composición del estándar empleado, los candidatos más probables para este patrón espectral son el polietilentereftalato (PET) o el poli(butileno adipato-co-tereftalato) (PBAT). No obstante, debido a la ausencia de una librería espectral para realizar un ajuste por coincidencia, la identificación se reporta de manera conservadora a nivel de familia polimérica, sin asignar un polímero específico de forma inequívoca.

6.3.1.3 Control negativo: agua desionizada sobre filtro de ésteres mixtos de celulosa

Como parte del análisis Raman, se evaluó un control negativo consistente en la comparación entre el espectro Raman del filtro de ésteres mixtos de celulosa y el espectro obtenido al depositar agua desionizada sobre el mismo filtro. La figura 26 presenta ambos espectros normalizados.

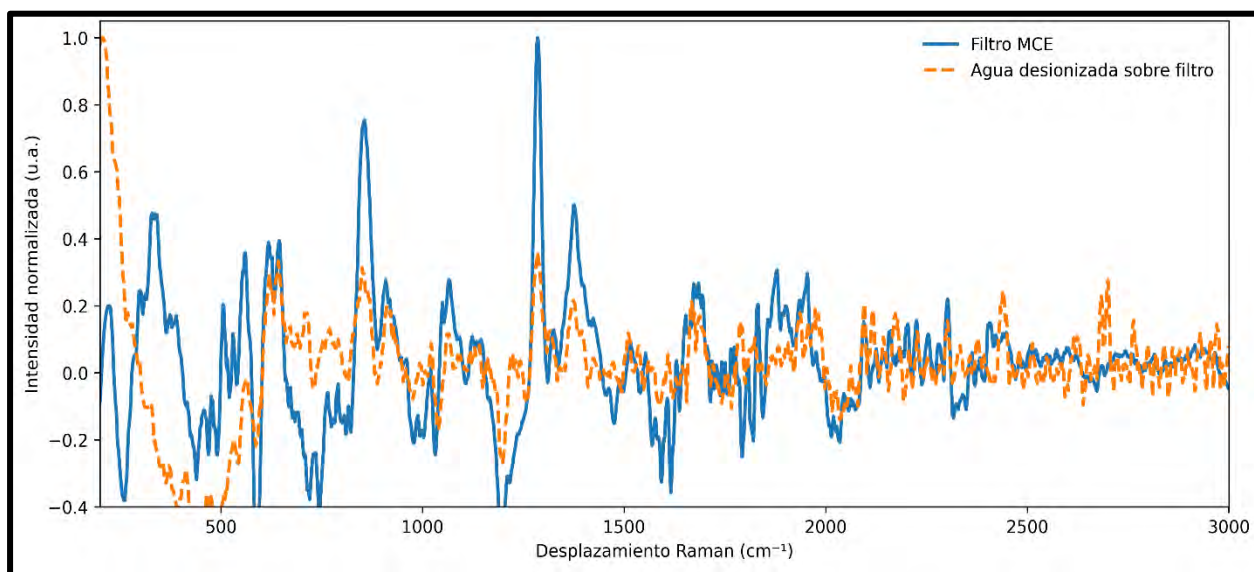


Figura 26: Espectro Raman del control negativo

Se observa que ambos espectros muestran un comportamiento espectral prácticamente idéntico a lo largo de todo el rango analizado, con coincidencia en las principales bandas características del filtro. No se detectan señales adicionales atribuibles al agua desionizada bajo las condiciones experimentales empleadas.

Este resultado confirma que la respuesta Raman está dominada por la señal del filtro, y que el agua desionizada no contribuye de manera significativa al espectro. Por lo tanto, cualquier señal adicional observada en los análisis Raman de muestras acuosas puede atribuirse a la presencia de partículas retenidas sobre el filtro, y no al medio acuoso.

6.3.1.4 Análisis de las muestras de agua embotellada

Con el objetivo de evaluar la respuesta espectral Raman de las muestras de agua embotellada y compararla con el comportamiento observado en el control negativo, se analizaron muestras de distintas marcas comerciales depositadas sobre el filtro de ésteres mixtos de celulosa. Este análisis permitió examinar si la presencia de posibles partículas retenidas sobre el filtro genera variaciones espectrales distinguibles respecto al control de agua desionizada y a la firma previamente caracterizada del propio filtro.

La figura 27 muestra los espectros Raman correspondientes a las muestras de agua embotellada (marcas C, E y B) depositadas sobre el filtro, junto con el control de agua desionizada, todos adquiridos bajo condiciones experimentales equivalentes y presentados en forma normalizada para facilitar su comparación.

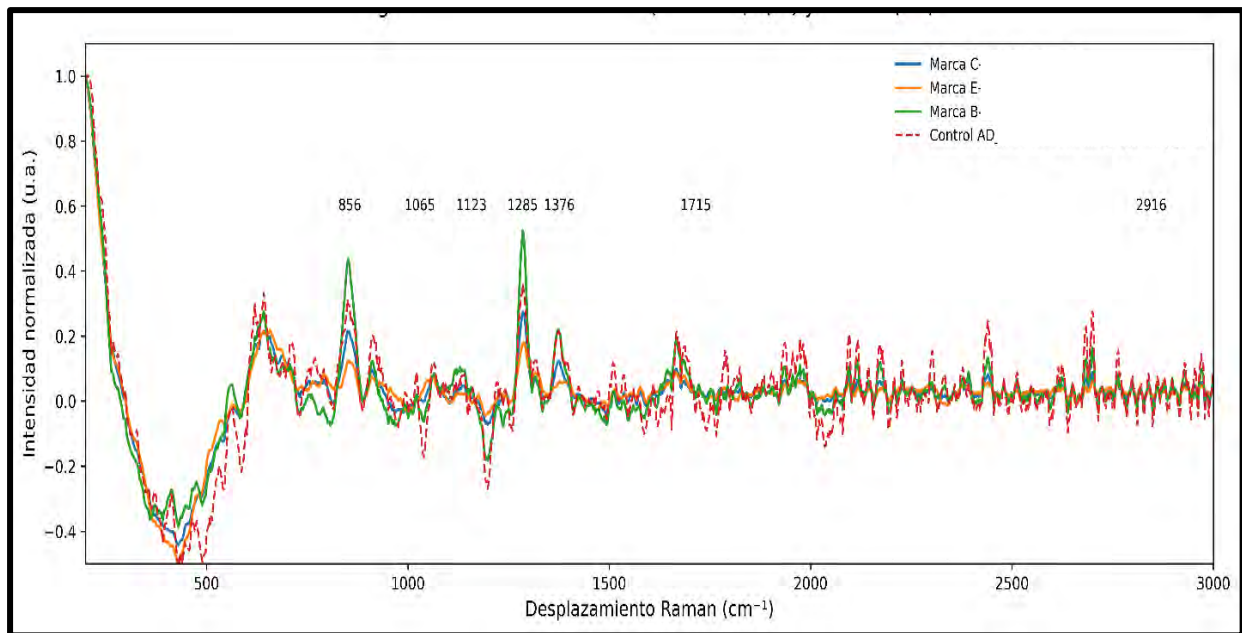


Figura 27: Espectro Raman de las marcas B, C, E y el agua desionizada

En todos los casos se observan bandas localizadas alrededor de 856 cm^{-1} , 1065 cm^{-1} , 1123 cm^{-1} , 1285 cm^{-1} , 1376 cm^{-1} , $\sim 1715\text{ cm}^{-1}$ y $\sim 2916\text{ cm}^{-1}$, las cuales coinciden con las señales previamente identificadas como características del filtro de ésteres mixtos de celulosa. No se detectan bandas adicionales ni desplazamientos significativos que permitan atribuir señales específicas a polímeros distintos del material del filtro.

Las diferencias observadas entre las distintas marcas de agua embotellada y el control se limitan principalmente a variaciones en la intensidad relativa de las señales, atribuibles a factores experimentales como la heterogeneidad superficial del filtro, el enfoque del láser o el nivel de ruido, sin que se evidencie una firma vibracional diferenciable asociada a microplásticos.

Bajo las condiciones experimentales empleadas, la señal Raman de las muestras acuosas depositadas sobre el filtro estuvo dominada por el material filtrante, lo que limitó la identificación directa de microplásticos. Esta limitación se asocia a la deposición directa de la muestra sin una etapa previa de selección de partículas, particularmente relevante cuando las concentraciones de microplásticos son bajas, como en el caso del agua embotellada. Lo anterior no invalida la evidencia obtenida sobre la presencia de microplásticos, pero pone de manifiesto las restricciones del análisis Raman sobre filtros poliméricos y la necesidad de emplear metodologías complementarias y optimizar el diseño experimental para mejorar la sensibilidad analítica.

6.4 Evaluación de materiales adsorbentes

Para evaluar el desempeño de los materiales adsorbentes (carbón activado y resina), se prepararon conos Imhoff con distintas proporciones. Se evaluaron las siguientes configuraciones: 100 % resina, 100 % carbón, 50:50 carbón–resina, 25:75 carbón–resina y 75:25 carbón–resina.

Las mezclas se prepararon en proporción masa/masa (w/w), tomando como referencia la masa total utilizada en la condición de 100 % carbón, la cual fue de 767 g. Con base en ello, la masa de carbón para cada proporción se calculó como fracción de dicha masa total: 575.25 g para 75 %, 383.5 g para 50 % y 191.75 g para 25 %. La masa restante hasta completar 767 g correspondió a la resina para cada mezcla.

Una vez que se montó el sistema, se hicieron pasar 2 L de agua embotellada de cada marca a través de cada una de las proporciones del medio adsorbente, manteniendo las mismas condiciones de operación para todos los ensayos. Este procedimiento permitió asegurar la comparabilidad entre las distintas configuraciones del sistema, al someterlas a un volumen constante de agua bajo un mismo esquema experimental.









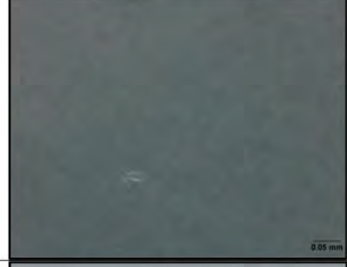
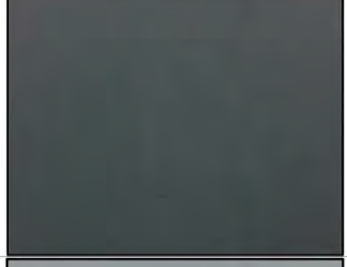
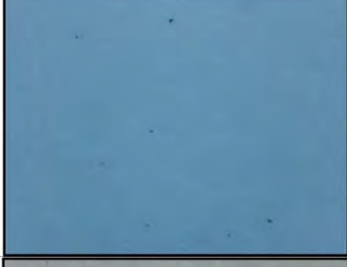
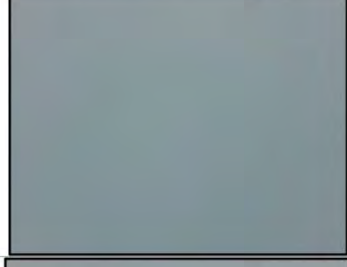
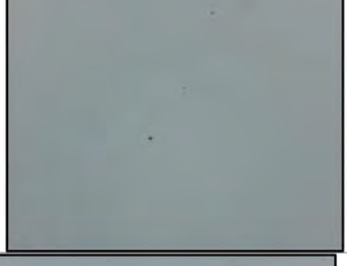
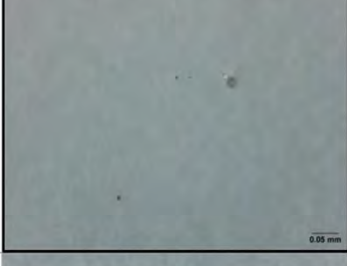
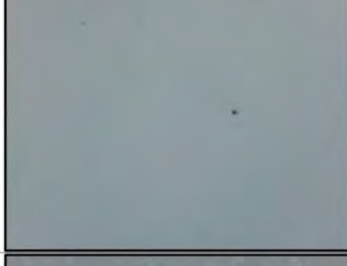
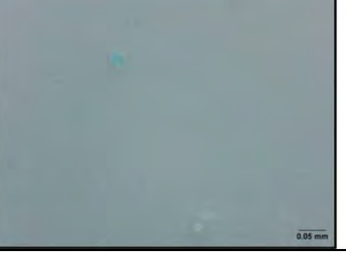
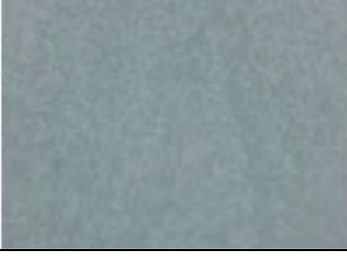

Las partículas retenidas fueron capturadas mediante filtros de éster de celulosa, los cuales se emplearon para su análisis por microscopía antes y después del tratamiento. Posteriormente, se realizaron las micrografías con un aumento de 20X, seleccionando diversas zonas del filtro con el fin de observar la distribución y características generales de las partículas retenidas. Este procedimiento permitió contar con un registro visual representativo del material presente en los filtros para cada condición evaluada, el cual se muestra en la Tabla 13.

A partir del análisis visual de las micrografías, se observó que, en las configuraciones extremas, correspondientes a 100 % carbón y 100 % resina, visualmente no se registraban cambios significativos en la cantidad de fragmentos y fibras retenidas en los filtros. Cabe destacar que, en el caso del medio compuesto únicamente por carbón activado, se identificó la presencia de partículas finas arrastradas a lo largo del sistema, lo que sugiere un mayor desplazamiento del material durante el paso del agua.

Este comportamiento puede explicarse considerando que el carbón activado está constituido por partículas de tamaño reducido y geometría irregular, así como al hecho de que, en esta configuración, el material es retenido principalmente por la zeolita ubicada en la base del sistema, cuyo tamaño de partícula es considerablemente mayor que a las de carbón. Como consecuencia, las partículas más finas tienden a desplazarse con mayor facilidad a través del medio, favoreciendo su arrastre y posterior retención en el filtro.

Al incorporar resina en el medio adsorbente, se observa una reducción en el arrastre de partículas, asociada a una mejor interacción entre los materiales que conforman el sistema. La presencia de la resina favorece el sostenimiento del carbón activado y limita el desplazamiento de fragmentos finos, incluidos los posibles microplásticos presentes en las muestras de agua embotellada, como se observa en las proporciones 50:50, 25:75 y 75:25, promoviendo una distribución más uniforme del material dentro del cono Imhoff.

Tabla 13: comparativa de las diferentes proporciones de carbón y resina evaluadas

Proporción	Marca B	Marca C	Marca E	Evaluación visual
Antes				Se observa una variedad de partículas, principalmente fibras y fragmentos transparentes con tamaños mayores a 100 µm. En algunos casos, se identificaron partículas con tonalidades amarillentas, las cuales podrían estar relacionadas con procesos de oxidación del material.
100% Carbón				En algunas tomas aún se percibe la presencia residual de fibras y fragmentos en las marcas B y E. En contraste, en la marca C no se observaron partículas de este tipo, apreciándose únicamente partículas de carbón, lo cual podría estar relacionado con un empacquetamiento no uniforme del material adsorbente.
100% resina				Se observó la presencia de fibras y fragmentos con tamaños menores a 100 µm en una proporción similar respecto a la observada antes del tratamiento.
50% Carbón				se observan solo algunas partículas dispersas de carbón, no se ven microplásticos
75% Carbón				se observan únicamente algunas partículas de carbón dispersas y un fragmento aislado en la marca C, sin evidenciarse una presencia significativa de fibras u otros fragmentos.
25% Carbón				se observa la presencia de un fragmento en la marca E y de una esfera de resina en la marca B; en la marca C no se detectaron partículas en esta proporción.

Adicionalmente a lo observado en la Tabla 13, en algunas configuraciones se identificó un lavado parcial de las partículas previamente retenidas en los filtros. Este comportamiento se presentó en la proporción de 100 % carbón y en la proporción 50:50 correspondiente a la marca C.

De acuerdo con el procedimiento experimental, se estableció que, tras el paso de 4 L de agua embotellada, se hiciera circular entre 1 y 2 L de agua desionizada con el objetivo de minimizar el arrastre de partículas retenidas. No obstante, en los casos mencionados, esta etapa no resultó suficiente para evitar el lavado observado, lo que hizo necesario repetir el paso de la muestra para dicha marca.

Esta situación permitió, de manera adicional, obtener micrografías (figura 28) en las que se aprecia la interacción entre los microplásticos y el carbón activado en la configuración de 100 % carbón, observación que es consistente con los mecanismos de adsorción descritos en el marco teórico, particularmente aquellos asociados a interacciones hidrofóbicas, fuerzas de Van der Waals y atrapamiento físico en la estructura porosa del carbón activado.

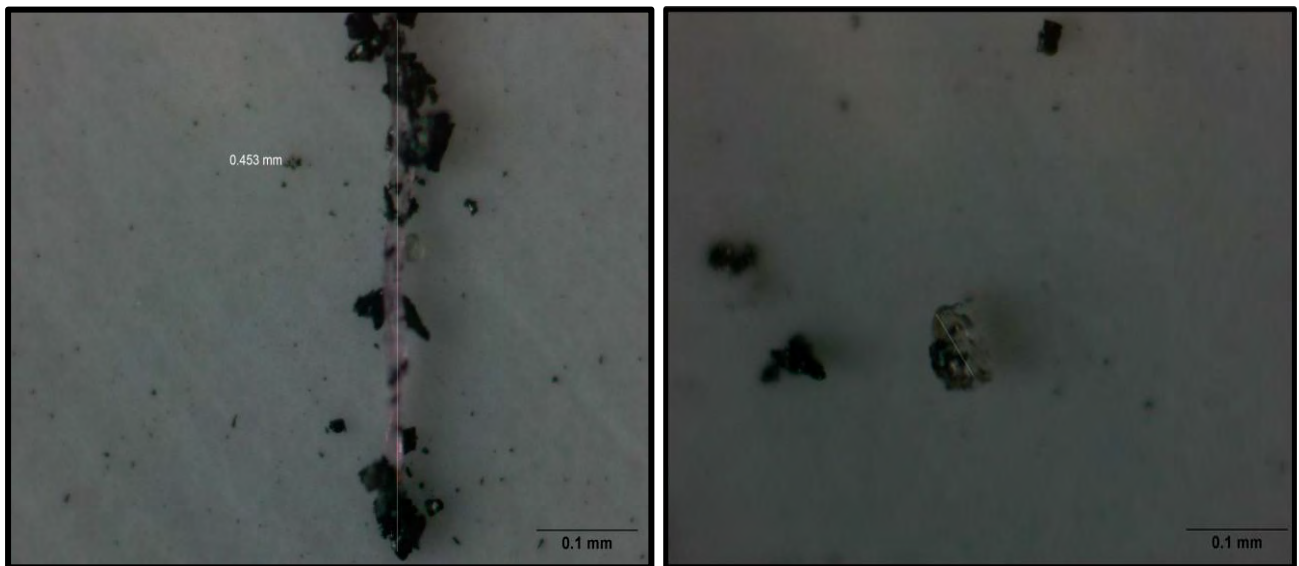


Figura 28: micrografías de la adhesión de los microplásticos al carbón activado

En conjunto, las observaciones visuales obtenidas permitieron identificar diferencias en el comportamiento del sistema asociadas a la proporción de los materiales adsorbentes, particularmente en lo referente al arrastre y la retención de partículas a lo largo del proceso de filtración. Debido a las limitaciones experimentales presentadas durante el análisis mediante FTIR y Raman, derivadas del uso de filtros de éster de celulosa, no fue posible profundizar en la caracterización química de las partículas retenidas. No obstante, el análisis microscópico proporcionó información cualitativa relevante sobre la interacción entre los materiales adsorbentes y las partículas presentes en el agua embotellada, delimitando el alcance de esta etapa del estudio.

A partir de estas observaciones cualitativas, se procedió a evaluar de manera cuantitativa el desempeño del sistema mediante indicadores de eficiencia técnica, con el objetivo de comparar las distintas configuraciones del medio adsorbente y analizar su comportamiento frente a diferentes calidades iniciales de agua embotellada.

Es importante señalar que, en este trabajo, el análisis se centró en partículas visiblemente contables, es decir, aquellas que pudieron ser identificadas mediante observación microscópica bajo las condiciones experimentales empleadas. Esta denominación responde a las limitaciones inherentes al método de observación, particularmente al uso de filtros de éster de celulosa y a la naturaleza transparente o semitransparente de algunas partículas, lo que dificulta su diferenciación inequívoca respecto al propio material del filtro.

En este contexto, no puede descartarse la presencia de partículas que, por su similitud óptica con el filtro o por su tamaño, no hayan sido detectadas, así como la posible identificación de partículas ajenas al agua embotellada, provenientes del propio sistema de tratamiento. No obstante, desde un punto de vista práctico, las partículas visiblemente contables representan material particulado ajeno al agua que es retenido durante el proceso de adsorción, por lo que su reducción constituye un indicador válido para evaluar el desempeño del sistema dentro del alcance metodológico del presente estudio.

6.4.1 Indicadores de eficiencia técnica

Con el fin de complementar las observaciones cualitativas obtenidas durante la evaluación de los materiales adsorbentes, se analizaron indicadores de eficiencia técnica basados en la reducción de partículas visiblemente contables antes y después del tratamiento. Estos indicadores permiten evaluar de manera comparativa el desempeño del sistema de filtración frente a distintas configuraciones del medio adsorbente y diferentes calidades iniciales de agua embotellada, bajo condiciones experimentales constantes.

6.4.1.1 Carga inicial de partículas por marca

Con base en los resultados obtenidos antes del tratamiento (Tabla 14), se observaron diferencias en la carga inicial de partículas visiblemente contables entre las marcas de agua embotellada evaluadas. La Marca C presentó la menor carga inicial, con un promedio de 1.8 partículas/L, seguida de la Marca E con 2.2 partículas/L. En contraste, la Marca B mostró la mayor carga inicial, con un valor de 3.6 partículas/L, aproximadamente el doble de lo observado para la Marca C.

Tabla 14: Carga inicial de partículas visiblemente contables por marca

Marca	Partículas visiblemente contables (antes)	Volumen de la botella (L)	Partículas por litro (part/L)
B	18	5	3.6
C	9	5	1.8
E	11	5	2.2

Nota: el conteo corresponde al realizado previo al tratamiento mediante observación microscópica.

Los resultados presentes sugieren que la Marca C tiene una mejor calidad aparente inicial al mostrar una menor presencia de partículas visiblemente contables, mientras que la Marca B corresponde a la condición menos favorable. Las diferencias observadas entre marcas pueden estar asociadas a diversos factores, tales como el tipo de tratamiento previo al embotellado, la fuente de abastecimiento, la presentación analizada, la vida de anaquel y las condiciones de almacenamiento y transporte. No obstante, debido a que no se cuenta con información detallada sobre los procesos

internos de cada productor, estas variables no pueden confirmarse dentro del alcance del presente trabajo y se consideran únicamente como posibles explicaciones.

Estas diferencias en la carga inicial de partículas entre marcas constituyen el punto de partida para evaluar el desempeño del sistema de filtración, ya que permiten analizar cómo responde cada configuración del medio adsorbente frente a distintas condiciones iniciales de calidad del agua.

6.4.1.2 Eficiencia global de remoción y eficiencia por marca

A partir de las diferencias observadas en la carga inicial de partículas por marca, los valores de eficiencia global de remoción y de eficiencia por marca se presentan en la Tabla 15. En conjunto, la eficiencia global de remoción mostró un valor promedio de 81.7 %, lo que indica que el sistema de filtración evaluado fue capaz de reducir de manera consistente la carga de partículas visiblemente contables, independientemente de la marca analizada.

Tabla 15: Eficiencia técnica de remoción por marca y configuración del medio adsorbente

Marca	Eficiencia 100 C (%)	Eficiencia 100 R (%)	Eficiencia 50 C-R (%)	Eficiencia 75 C-R (%)	Eficiencia 25 C-R (%)	Promedio por marca (%)
B	66.7	100.0	100.0	100.0	94.4	92.2
C	66.7	22.2	77.8	88.9	100.0	71.1
E	72.7	81.8	100.0	100.0	54.5	81.8

Con base en los resultados presentados en la Tabla 15, se observa una variabilidad significativa tanto entre configuraciones del medio filtrante como entre marcas, lo que resalta la necesidad de evaluar ambos factores de forma conjunta. Aunque el sistema muestra una reducción consistente de partículas visiblemente contables, el desempeño no es uniforme para todas las combinaciones de marca y configuración.

Respecto a las diferencias observadas entre marcas, los resultados indican que una menor carga inicial de partículas no garantiza necesariamente una mayor eficiencia porcentual de remoción. Por ejemplo, la Marca C, a pesar de presentar la menor concentración inicial de partículas, muestra eficiencias promedio inferiores a las de la Marca B. Este comportamiento se explica por la naturaleza del indicador de eficiencia, el cual es sensible a la relación entre los valores iniciales y finales. En sistemas con concentraciones iniciales bajas, pequeñas variaciones en el número de partículas remanentes pueden reflejarse en reducciones porcentuales menores, sin que ello implique un desempeño inferior del sistema de tratamiento.

La variabilidad observada tanto entre marcas como entre configuraciones del medio adsorbente hace necesario analizar de manera comparativa el desempeño de cada configuración, con el fin de identificar aquellas que presentan un comportamiento más estable y eficiente.

6.4.1.3 Comparación entre configuraciones del medio adsorbente

En este contexto, la comparación entre configuraciones del medio adsorbente, resumida en la Tabla 16, muestra que los sistemas con medios combinados presentan las mayores eficiencias promedio de remoción. En particular, las configuraciones 50 C-R y 75 C-R alcanzaron eficiencias promedio

de 92.6 % y 96.3 %, respectivamente, superando a las configuraciones de un solo medio (100 C y 100 R).

Tabla 16: Eficiencia técnica promedio por configuración del medio adsorbente

Configuración del medio	Eficiencia promedio (%)
100 C	68.7
100 R	68.0
50 C–R	92.6
75 C–R	96.3
25 C–R	83.0
Promedio general	81.7

El mejor desempeño observado en las configuraciones con medios combinados sugiere que la combinación de distintos materiales adsorbentes favorece la retención de partículas mediante mecanismos complementarios, como la retención mecánica en los intersticios del medio y posibles interacciones superficiales entre las partículas y los materiales. En conjunto, estos mecanismos reducen la probabilidad de arrastre de partículas a través del sistema.

En contraste, las configuraciones que emplean un solo tipo de medio muestran una mayor variabilidad en las eficiencias de remoción entre marcas. Esto puede deberse a una mayor sensibilidad del sistema a factores como la distribución de tamaños de las partículas, la canalización del flujo o la posible liberación de finos del propio material, lo que influye en la cuantificación final de partículas visiblemente contables.

En conjunto, este análisis permite integrar las diferencias iniciales entre marcas con el desempeño observado del sistema, evidenciando el papel de la configuración del medio adsorbente en la eficiencia y estabilidad del proceso de remoción.

6.4.2 Indicadores de eficiencia económica

Con el fin de complementar la evaluación técnica del sistema de tratamiento, se analizaron indicadores de eficiencia económica orientados a estimar el costo asociado al tratamiento del agua embotellada bajo las distintas configuraciones del medio adsorbente. Estos indicadores permiten comparar el desempeño económico del sistema considerando exclusivamente los costos de los materiales empleados, dentro del alcance metodológico del presente estudio.

6.4.2.1 Base de cálculo del costo del sistema

Con el propósito de estimar los indicadores de eficiencia económica del sistema de filtración, fue necesario determinar en primera instancia el costo total asociado a la construcción del sistema para cada una de las configuraciones del medio adsorbente evaluadas. Este paso resulta fundamental, ya que el costo total del sistema constituye la base de cálculo a partir de la cual se derivan indicadores posteriores, como el costo unitario de tratamiento por litro y el costo por partícula removida. Asimismo, la estimación del costo total permite establecer un punto de referencia común para comparar las distintas configuraciones del medio adsorbente bajo un mismo marco económico, aislando el efecto de la composición del medio sobre el desempeño del sistema.

Para ello, se identificaron los materiales y consumibles empleados en la construcción y operación del sistema, así como sus costos unitarios, con el fin de estimar el costo asociado a cada configuración. Los costos individuales considerados y su contribución al costo total del sistema se presentan en la Tabla 17.

Tabla 17: Materiales empleados y costos asociados al sistema de adsorción

Material	Contenido	Unidad	Costo (\$)	Costo unitario (\$)	100 C	100 R	50 C-R	75 C-R	25 C-R
Papel filtro Whatman 1441-125	100	pz	910	9.1 \$/pz	12.5	12.5	12.5	12.5	12.5
Costal de grava	25	kg	220	113.6 \$/kg	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Gravilla	25	kg	230	108.7 \$/kg	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Carbón activado	12.3	kg	1290	9.5 \$/g	1.402	–	0.384	0.575	0.192
Cono Imhoff	1	pz	1450	1450 \$/pz	1	1	1	1	1
Resina aniónica-catiónica	25	kg	5000	5.0 \$/g	–	1.402	0.384	0.192	0.575

6.4.2.2 Costo total del proceso de filtración

A partir de los costos individuales de los materiales, se estimó el costo total del proceso de filtración para cada configuración del medio adsorbente, como se muestra en la Tabla 18.

Tabla 18: Costo total del proceso por configuración

Material	100 C	100 R	50 C-R	75 C-R	25 C-R
Papel filtro	113.75	113.75	113.75	113.75	113.75
Grava	56.82	56.82	56.82	56.82	56.82
Gravilla	54.35	54.35	54.35	54.35	54.35
Carbón activado	13.37	–	3.66	5.48	1.83
Cono Imhoff	1450.00	1450.00	1450.00	1450.00	1450.00
Resina	–	7.01	1.92	0.96	2.88
Costo total (\$)	1688.28	1681.93	1680.49	1681.36	1679.62

6.4.2.3 Volumen tratado en función del tiempo de operación

Dado que el costo del sistema de filtración se distribuye sobre el volumen total de agua tratada a lo largo de su vida útil, fue necesario estimar el volumen de tratamiento en función del tiempo de operación del sistema. Esta estimación permite relacionar el costo total del sistema con la cantidad de agua efectivamente tratada, lo cual resulta indispensable para el cálculo de indicadores económicos como el costo unitario por litro. Para este fin, se consideró un flujo de operación constante de 0.33 L/min, el cual se asumió representativo del funcionamiento del sistema bajo las condiciones experimentales evaluadas.

Los volúmenes de agua tratados para cada intervalo de tiempo considerado se presentan en la Tabla 19.

Tabla 19: Volumen de agua tratada en función del tiempo de operación

Tiempo de operación	Volumen tratado (L)
1 año	173,448
2 años	346,896
3.5 años (promedio)	607,068
5 años	867,240

6.4.2.4 Costo unitario de tratamiento (\$/L)

Una vez estimado el volumen total de agua tratada en función del tiempo de operación del sistema (Tabla 19), se procedió al cálculo del costo unitario de tratamiento, expresado como el costo por litro de agua tratada. Este indicador permite integrar el costo total del sistema de filtración con el volumen acumulado de agua tratada, proporcionando una medida directa del costo asociado al tratamiento bajo las distintas configuraciones del medio adsorbente y horizontes temporales considerados.

Los valores obtenidos para cada configuración del medio adsorbente y periodo de operación se presentan en la Tabla 20.

Tabla 20: Eficiencia económica del sistema expresada como costo unitario de tratamiento (\$/L)

Tiempo de operación	Volumen tratado (L)	100 C	100 R	50 C-R	75 C-R	25 C-R
1 año	173,448	0.0097337	0.0096970	0.0096887	0.0096937	0.0096837
2 años	346,896	0.0048668	0.0048485	0.0048444	0.0048469	0.0048419
3.5 años (promedio)	607,068	0.0027810	0.0027706	0.0027682	0.0027696	0.0027668
5 años	867,240	0.0019467	0.0019394	0.0019377	0.0019387	0.0019367

Los resultados muestran que el costo por litro tratado disminuye progresivamente conforme aumenta el tiempo de operación del sistema, pasando de valores cercanos a 0.0097 \$/L para un año de operación hasta aproximadamente 0.00194 \$/L para una vida útil de cinco años. Este comportamiento refleja que el costo inicial asociado a los materiales del sistema se distribuye sobre un mayor volumen de agua tratada conforme aumenta el tiempo de operación, lo cual es característico de sistemas de filtración de operación continua.

Dado que el costo unitario por litro tratado no muestra diferencias marcadas entre configuraciones, resulta necesario analizar si estas configuraciones presentan diferencias cuando el costo se relaciona directamente con la cantidad de partículas removidas.

6.4.2.5 Costo de remoción por marca

Con el fin de complementar el análisis económico del sistema, se evaluó el comportamiento del costo del tratamiento en función de la marca de agua embotellada analizada. Este análisis permite comparar el desempeño económico del proceso considerando las diferencias en la carga inicial de partículas visiblemente contables y las eficiencias de remoción obtenidas para cada marca bajo las distintas configuraciones del medio adsorbente.

En la Tabla 21 se presentan los valores del costo de remoción por marca ($CRTM_m$) obtenidos para cada configuración del medio adsorbente.

Tabla 21: Costos de remoción por marca

Marca	100 C	100 R	50 C-R	75 C-R	25 C-R	Promedio
B	0.0040557	0.0026936	0.0026900	0.0026927	0.0028482	0.0029963
C	0.0040557	0.0121213	0.0034600	0.0030293	0.0026899	0.0050713
E	0.0017382	0.0015392	0.0012600	0.0012589	0.0023057	0.0016200

Los resultados muestran que el costo de remoción por marca ($CRTM_m$) presenta diferencias entre marcas y configuraciones del medio adsorbente. En promedio, la Marca E exhibe los valores más bajos de $CRTM_m$, seguida de la Marca B, mientras que la Marca C presenta los valores más elevados. Este comportamiento no implica necesariamente una menor calidad del agua de la Marca C, sino que refleja la sensibilidad del indicador económico a la carga inicial de partículas y a la eficiencia de remoción alcanzada en cada tratamiento.

En sistemas con una carga inicial baja de partículas, como ocurre con la Marca C, la remoción de un número reducido de partículas puede traducirse en valores más altos de $CRTM_m$, aun cuando el desempeño técnico del sistema sea adecuado. Por el contrario, marcas con una mayor carga inicial de partículas, como la Marca B, permiten distribuir el costo del tratamiento sobre una mayor eficiencia de remoción, lo que se refleja en valores menores del indicador.

Al analizar las configuraciones del medio adsorbente, se observa que los sistemas con medios combinados, particularmente 50 C-R y 75 C-R, tienden a presentar valores más bajos de $CRTM_m$ para la mayoría de las marcas. Este comportamiento es consistente con las mayores eficiencias de remoción obtenidas en dichas configuraciones, lo que sugiere un uso más eficiente del costo del proceso bajo las condiciones evaluadas.

En conjunto, el $CRTM_m$ permite comparar el comportamiento económico del sistema de filtración entre marcas considerando explícitamente la eficiencia de remoción alcanzada. No obstante, este indicador debe interpretarse siempre junto con los valores absolutos de partículas removidas y las condiciones iniciales del agua tratada, a fin de evitar interpretaciones basadas únicamente en el valor numérico del costo de remoción.

El análisis conjunto de los indicadores de eficiencia técnica y económica permite discutir el desempeño del sistema de filtración desde una perspectiva integrada, en la cual la selección del medio adsorbente no puede evaluarse únicamente en función de los porcentajes de remoción ni del costo del tratamiento de forma aislada. Bajo este enfoque, la comparación entre configuraciones del medio filtrante muestra que aquellas que emplean combinaciones de materiales tienden a presentar un comportamiento más favorable al considerar simultáneamente la eficiencia de remoción y el costo del proceso.

Desde el punto de vista técnico, las configuraciones con medios combinados mostraron mayores eficiencias de remoción y una menor variabilidad entre marcas, lo que sugiere una mayor estabilidad del proceso frente a diferencias en la carga inicial de partículas. Este comportamiento se refleja también en los indicadores económicos, ya que dichas configuraciones mantienen costos unitarios de tratamiento comparables a los de los sistemas con un solo medio, al tiempo que presentan valores más bajos del costo de remoción por marca.

En este sentido, la tendencia observada en las configuraciones con medios combinados es consistente con lo reportado en la literatura, donde se ha documentado que la combinación de pre-filtración y adsorción puede favorecer la remoción de microplásticos en agua al integrar mecanismos complementarios de retención física y adsorción superficial. En particular, se ha observado que los sistemas que emplean procesos combinados presentan mayores eficiencias de remoción en comparación con tratamientos individuales, lo que respalda el uso de configuraciones con medios adsorbentes mixtos para la retención de partícula [96]. No obstante, dado que estos estudios se enfocan principalmente en la eficiencia de remoción, la interpretación desde el punto de vista económico debe realizarse con cautela según el alcance metodológico de cada investigación.

En este contexto, los resultados obtenidos sugieren que la identificación del “mejor” sistema de tratamiento depende del equilibrio entre eficiencia de remoción y costo del proceso, más que del desempeño máximo en un solo indicador. Configuraciones con costos similares pueden presentar diferencias relevantes en su eficiencia técnica, lo que resalta la importancia de evaluar ambos aspectos de manera conjunta al comparar alternativas de tratamiento.

Finalmente, es importante señalar que la discusión presentada se circunscribe al alcance metodológico del estudio, el cual considera partículas visiblemente contables y costos asociados exclusivamente a los materiales del sistema. La inclusión de costos operativos completos, así como la evaluación de la remoción en función del tamaño y del tipo de polímero, permitiría profundizar en el análisis técnico-económico del sistema y fortalecer la comparación con otros estudios reportados en la literatura.

7 Conclusiones

1. El filtro de ésteres mixtos de celulosa (MCE) presentó interferencias significativas en las técnicas FTIR-ATR y Raman, incluso al emplear micro-Raman, debido a sus propias señales espectroscópicas. En consecuencia, este tipo de filtro no resulta adecuado para la identificación espectroscópica de microplásticos, aunque sí permite, con ciertas limitantes, la observación visual del material particulado retenido.
2. Las configuraciones con medios adsorbentes mixtos de carbón activado y resina presentaron un mejor desempeño en la retención de partículas visiblemente contables en comparación con los sistemas de un solo material, tanto desde una evaluación visual como a partir de los indicadores de eficiencia técnica. Este comportamiento sugiere un efecto complementario entre los materiales que favorece la remoción de partículas, aun cuando no se observaron diferencias relevantes entre las distintas proporciones mixtas evaluadas.
3. La evaluación visual evidenció que, tras el tratamiento, los fragmentos constituyeron el tipo de partícula predominante en las muestras remanentes, seguidos por las fibras, observándose en general tamaños menores a 100 μm . En contraste, antes del tratamiento se identificaron partículas de mayor tamaño en todas las muestras de agua analizadas, lo que refleja una reducción visual tanto en la cantidad como en el tamaño del material particulado remanente después del proceso.
4. La evaluación visual puso en evidencia la importancia de la correcta compactación del medio adsorbente, ya que una disposición inadecuada del material favoreció el arrastre de partículas, particularmente en configuraciones con alto contenido de carbón activado.
5. La evaluación de la eficiencia económica, basada en los costos de los materiales del sistema de adsorción, mostró que el costo unitario de tratamiento por litro disminuye conforme aumenta el volumen total de agua tratada, sin diferencias relevantes entre las configuraciones del medio adsorbente. No obstante, al relacionar el costo del tratamiento con la eficiencia de remoción obtenida para cada marca, se observó que los indicadores económicos son sensibles a la carga inicial de partículas y al desempeño del sistema, lo que evidencia que el costo asociado a la remoción varía entre marcas aun cuando el costo por litro tratado se mantiene constante.
6. Si bien las limitaciones analíticas asociadas al uso de filtros de ésteres mixtos de celulosa impidieron la identificación inequívoca de la naturaleza polimérica de todas las partículas retenidas, el enfoque metodológico empleado permitió evaluar de manera consistente el desempeño técnico y económico del sistema frente a material particulado ajeno al agua. En este sentido, la integración de indicadores de eficiencia técnica y económica proporciona un marco válido para analizar sistemas de remoción orientados a microplásticos y constituye una aproximación representativa de cómo podría estructurarse su evaluación bajo condiciones analíticas más robustas.

8 Perspectivas futuras

1. Optimizar el protocolo de identificación de microplásticos mediante la selección de filtros con baja respuesta espectral y el uso de microscopía espectroscópica dirigida (micro-FTIR o micro-Raman), de modo que las partículas se localicen y caractericen de forma puntual antes de adquirir el espectro, reduciendo interferencias del filtro y mejorando el límite de detección.
2. Una vez superadas las limitaciones asociadas con el filtro soporte, replicar la metodología empleada utilizando estándares de microplásticos con composición y tamaño conocidos, con el objetivo de cuantificar de manera controlada las partículas retenidas y estimar porcentajes de remoción. Esto permitiría establecer un ejercicio de benchmarking entre las distintas configuraciones del sistema, facilitando la comparación de su desempeño bajo condiciones homogéneas y reproducibles.
3. Considerando que la identificación y evaluación de microplásticos a la escala experimental empleada representa un reto técnico significativo, futuros trabajos podrían complementarse con enfoques integrales orientados a la reducción de la contaminación plástica desde su origen. Estos enfoques pueden incluir mejoras en la gestión de residuos, la disminución del uso de plásticos de un solo uso y la evaluación de materiales alternativos o compostables, como estrategias paralelas a los procesos de remoción en agua potable.

9 Referencias

- [1] Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). *Perspectivas del medio ambiente mundial GEO 4: medio ambiente para el desarrollo*. PNUMA; 2007.
- [2] Instituto Mexicano para la Competitividad (IMCO). *Aguas en México ¿escasez o mala gestión?* 2023.
- [3] Arenas Ortiz IE, Martínez López B, Icayc Boletín, Dominguez C. *Sequía 2020-2021: La segunda más severa del registro reciente*. 2021.
- [4] Organización de las Naciones Unidas (ONU). *Water Quality and Wastewater*. 2018.
- [5] United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA). *Aquatic Life Criteria for Contaminants of Emerging Concern Part I: General Challenges and Recommendations*. Washington, DC: 2008.
- [6] Stapleton MJ, Hai FI. *Microplastics as an emerging contaminant of concern to our environment: a brief overview of the sources and implications*. *Bioengineered* 2023;14. <https://doi.org/10.1080/21655979.2023.2244754>.
- [7] Calvillo A. *La aberración del agua embotellada*. 2024.
- [8] *Tecnología del plástico. Agua embotellada, un negocio redondo en México*. *Aditivos Para Bioplásticos* 2017.
- [9] *Comité Consultivo Nacional de Normalización de Regulación y Fomento Sanitario. NOM-201-SSA1-2015: Productos y servicios. Agua y hielo para consumo humano, envasados y a granel. Especificaciones sanitarias*. 2015.
- [10] Leandro M, Azario R, Metzler C, Garcia M del C. *Higiene y Sanidad Ambiental*. *Higiene y Sanidad Ambiental* 2004;4:4–72.
- [11] *organización mundial de la salud. Arsénico 2022*. <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/arsenic> (accessed February 17, 2025).
- [12] Eriksen M, Mason S, Wilson S, Box C, Zellers A, Edwards W, et al. *Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes*. *Mar Pollut Bull* 2013;77:177–82. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2013.10.007>.
- [13] Han M, Niu X, Tang M, Zhang BT, Wang G, Yue W, et al. *Distribution of microplastics in surface water of the lower Yellow River near estuary*. *Science of The Total Environment* 2020;707:135601. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.135601>.
- [14] Yang J, Monnot M, Sun Y, Asia L, Wong-Wah-Chung P, Doumenq P, et al. *Microplastics in different water samples (seawater, freshwater, and wastewater): Methodology approach for characterization using micro-FTIR spectroscopy*. *Water Res* 2023;232:119711. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2023.119711>.
- [15] *Directive (EU) 2019/904 of the European Parliament and of the Council of 5 June 2019 on the reduction of the impact of certain plastic products on the environment*. 2019.
- [16] *Portantino A. California Senate Bill No. 1422, Chapter 902: California Safe Drinking Water Act: microplastics*. EE.UU: California State Legislature.; 2018.
- [17] *Agua inmaculada. Procesos de purificación una parte muy importante* 2025.
- [18] Kankanige D, Babel S. *Smaller-sized micro-plastics (MPs) contamination in single-use PET-bottled water in Thailand*. *Science of the Total Environment* 2020;717. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137232>.
- [19] Praveena SM, Shamsul Ariffin NI, Nafisyah AL. *Microplastics in Malaysian bottled water brands: Occurrence and potential human exposure*. *Environmental Pollution* 2022;315. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120494>.
- [20] Makhdoumi P, Amin AA, Karimi H, Pirsahab M, Kim H, Hossini H. *Occurrence of*

- microplastic particles in the most popular Iranian bottled mineral water brands and an assessment of human exposure. *Journal of Water Process Engineering* 2021;39. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101708>.
- [21] Zhou X jun, Wang J, Li H yan, Zhang H min, Hua-Jiang, Zhang DL. Microplastic pollution of bottled water in China. *Journal of Water Process Engineering* 2021;40. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101884>.
- [22] LI H, ZHU L, MA M, WU H, AN L, YANG Z. Occurrence of microplastics in commercially sold bottled water. *Science of the Total Environment* 2023;867. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161553>.
- [23] Hagelskjær O, Hagelskjær F, Margenat H, Yakovenko N, Sonke JE, Le Roux G. Majority of potable water microplastics are smaller than the 20 µm EU methodology limit for consumable water quality. *PLOS Water* 2025;4:e0000250. <https://doi.org/10.1371/journal.pwat.0000250>.
- [24] Free CM, Jensen OP, Mason SA, Eriksen M, Williamson NJ, Boldgiv B. High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Mar Pollut Bull* 2014;85:156–63. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.001>.
- [25] Talvitie J, Mikola A, Koistinen A, Setälä O. Solutions to microplastic pollution – Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. *Water Res* 2017;123:401–7. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.005>.
- [26] Schymanski D, Goldbeck C, Humpf H-U, Fürst P. Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water. *Water Res* 2018;129:154–62. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.11.011>.
- [27] Crawford CBlair, Quinn Brian. *Microplastic pollutants*. Elsevier; 2017.
- [28] Dris R, Gasperi J, Tassin B. Sources and Fate of Microplastics in Urban Areas: A Focus on Paris Megacity. In: Wagner M, Lambert S, editors. *Freshwater Microplastics*, vol. 58, 2018, p. 69–82. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5>.
- [29] EPSOLE. Poliestireno expandido versus poliestireno extruido: ¿cuáles son las diferencias entre ellos? 2024. <https://epssole.com/es/poliestireno-expandido-vs-extruido/> (accessed April 23, 2025).
- [30] Jadhav EB, Sankhla MS, Bhat RA, Bhagat DS. Microplastics from food packaging: An overview of human consumption, health threats, and alternative solutions. *Environ Nanotechnol Monit Manag* 2021;16:100608. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100608>.
- [31] Smith R, Wright KL, Ashton L. Raman spectroscopy: an evolving technique for live cell studies. *Analyst* 2016;141:3590–600. <https://doi.org/10.1039/C6AN00152A>.
- [32] Girão AV, Caputo G, Ferro MC. Application of Scanning Electron Microscopy–Energy Dispersive X-Ray Spectroscopy (SEM-EDS), 2017, p. 153–68. <https://doi.org/10.1016/bs.coac.2016.10.002>.
- [33] De Frond H, Thornton Hampton L, Kotar S, Gesulga K, Matuch C, Lao W, et al. Monitoring microplastics in drinking water: An interlaboratory study to inform effective methods for quantifying and characterizing microplastics. *Chemosphere* 2022;298:134282. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134282>.
- [34] Cordeiro RDM, Cardoso V V., Carneiro RN, Almeida CMM. Validation of an FT-IR microscopy method for the monitorization of microplastics in water for human consumption in Portugal: Lisbon case study. *Environmental Science and Pollution Research* 2024. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33966-8>.

- [35] Dronjak L, Exposito N, Rovira J, Florencio K, Emiliano P, Corzo B, et al. Screening of microplastics in water and sludge lines of a drinking water treatment plant in Catalonia, Spain. *Water Res* 2022;225:119185. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119185>.
- [36] Shruti VC, Kuttralam-Muniasamy G, Pérez-Guevara F, Roy PD, Elizalde-Martínez I. First evidence of microplastic contamination in ready-to-use packaged food ice cubes. *Environmental Pollution* 2023;318:120905. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120905>.
- [37] Morgado V, Gomes L, Bettencourt da Silva RJN, Palma C. Validated spreadsheet for the identification of PE, PET, PP and PS microplastics by micro-ATR-FTIR spectra with known uncertainty. *Talanta* 2021;234:122624. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2021.122624>.
- [38] Prata JC, da Costa JP, Fernandes AJS, da Costa FM, Duarte AC, Rocha-Santos T. Selection of microplastics by Nile Red staining increases environmental sample throughput by micro-Raman spectroscopy. *Science of The Total Environment* 2021;783:146979. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146979>.
- [39] Asamoah BO, Salmi P, Rätty J, Ryymin K, Talvitie J, Karjalainen AK, et al. Optical Monitoring of Microplastics Filtrated from Wastewater Sludge and Suspended in Ethanol. *Polymers (Basel)* 2021;13:871. <https://doi.org/10.3390/polym13060871>.
- [40] Sefiloglu FÖ, Stratmann CN, Brits M, van Velzen MJM, Groenewoud Q, Vethaak AD, et al. Comparative microplastic analysis in urban waters using μ -FTIR and Py-GC-MS: A case study in Amsterdam. *Environmental Pollution* 2024;351:124088. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124088>.
- [41] Kusch P. Application of Pyrolysis-Gas Chromatography/Mass Spectrometry (Py-GC/MS), 2017, p. 169–207. <https://doi.org/10.1016/bs.coac.2016.10.003>.
- [42] Pérez-Guevara F, Roy PD, Elizalde-Martínez I, Kuttralam-Muniasamy G, Shruti VC. Human exposure to microplastics from urban decentralized pay-to-fetch drinking-water refill kiosks. *Science of The Total Environment* 2022;848:157722. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157722>.
- [43] Rahman AMNAA, Rusli A, Abdullah MK, Shuib RK, Hamid ZAA, Ku Ishak KM, et al. A review of microplastic surface interactions in water and potential capturing methods. *Water Science and Engineering* 2024;17:361–70. <https://doi.org/10.1016/j.wse.2023.11.008>.
- [44] Li C, Busquets R, Moruzzi RB, Campos LC. Preliminary study on low-density polystyrene microplastics bead removal from drinking water by coagulation-flocculation and sedimentation. *Journal of Water Process Engineering* 2021;44:102346. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102346>.
- [45] Ma B, Xue W, Ding Y, Hu C, Liu H, Qu J. Removal characteristics of microplastics by Fe-based coagulants during drinking water treatment. *Journal of Environmental Sciences* 2019;78:267–75. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.10.006>.
- [46] Tchobanoglous G, Burton F, Stensel D, Tsuchihashi R. *wastewater engineering treatment and resource recovery*. 5th ed. McGraw-Hill Education,; 2014.
- [47] Easton T, Koutsos V, Chatzisyneon E. Removal of polyester fibre microplastics from wastewater using a UV/H₂O₂ oxidation process. *J Environ Chem Eng* 2023;11:109057. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.109057>.
- [48] Wang Z, Sedighi M, Lea-Langton A. Filtration of microplastic spheres by biochar: removal efficiency and immobilisation mechanisms. *Water Res* 2020;184. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116165>.

- [49] Han G, Oh S, Yeo SJ, Lee J, Lim H. Eco-friendly polycaprolactone-bound diatomite filter for the removal of metal ions and micro/nanoplastics from water. *Science of the Total Environment* 2023;905. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166956>.
- [50] Shi X, Zhang X, Gao W, Zhang Y, He D. Removal of microplastics from water by magnetic nano-Fe₃O₄. *Science of The Total Environment* 2022;802:149838. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149838>.
- [51] Tang Y, Zhang S, Su Y, Wu D, Zhao Y, Xie B. Removal of microplastics from aqueous solutions by magnetic carbon nanotubes. *Chemical Engineering Journal* 2021;406:126804. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126804>.
- [52] Uheida A, Mejía HG, Abdel-Rehim M, Hamd W, Dutta J. Visible light photocatalytic degradation of polypropylene microplastics in a continuous water flow system. *J Hazard Mater* 2021;406:124299. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124299>.
- [53] Mason SA, Welch VG, Neratko J. Synthetic Polymer Contamination in Bottled Water. *Front Chem* 2018;6. <https://doi.org/10.3389/fchem.2018.00407>.
- [54] Qian N, Gao X, Lang X, Deng H, Bratu TM, Chen Q, et al. Rapid single-particle chemical imaging of nanoplastics by SRS microscopy. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 2024;121. <https://doi.org/10.1073/pnas.2300582121>.
- [55] Koelmans AA, Mohamed Nor NH, Hermsen E, Kooi M, Mintenig SM, De France J. Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Res* 2019;155:410–22. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054>.
- [56] Mintenig SM, Löder MGJ, Primpke S, Gerdt G. Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources. *Science of The Total Environment* 2019;648:631–5. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.178>.
- [57] Gao W, Zhang Y, Mo A, Jiang J, Liang Y, Cao X, et al. Removal of microplastics in water: Technology progress and green strategies. *Green Analytical Chemistry* 2022;3:100042. <https://doi.org/10.1016/j.greeac.2022.100042>.
- [58] Na S-H, Kim M-J, Kim J-T, Jeong S, Lee S, Chung J, et al. Microplastic removal in conventional drinking water treatment processes: Performance, mechanism, and potential risk. *Water Res* 2021;202:117417. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117417>.
- [59] Kanhai LDK, Officer R, Lyashevskaya O, Thompson RC, O'Connor I. Microplastic abundance, distribution and composition along a latitudinal gradient in the Atlantic Ocean. *Mar Pollut Bull* 2017;115:307–14. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2016.12.025>.
- [60] Microplastics in drinking-water. 2019.
- [61] Hu P, Su K, Sun Y, Li P, Cai J, Yang H. Efficient removal of nano- and micro- sized plastics using a starch-based coagulant in conjunction with polysilicic acid. *Science of The Total Environment* 2022;850:157829. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157829>.
- [62] Cherian AG, Liu Z, McKie MJ, Almuhtaram H, Andrews RC. Microplastic Removal from Drinking Water Using Point-of-Use Devices. *Polymers (Basel)* 2023;15:1331. <https://doi.org/10.3390/polym15061331>.
- [63] Zhang Y, Zhao J, Liu Z, Tian S, Lu J, Mu R, et al. Coagulation removal of microplastics from wastewater by magnetic magnesium hydroxide and PAM. *Journal of Water Process Engineering* 2021;43:102250. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102250>.
- [64] Ariza-Tarazona MC, Villarreal-Chiu JF, Barbieri V, Siligardi C, Cedillo-González EI. New strategy for microplastic degradation: Green photocatalysis using a protein-based porous N-TiO₂ semiconductor. *Ceram Int* 2019;45:9618–24.

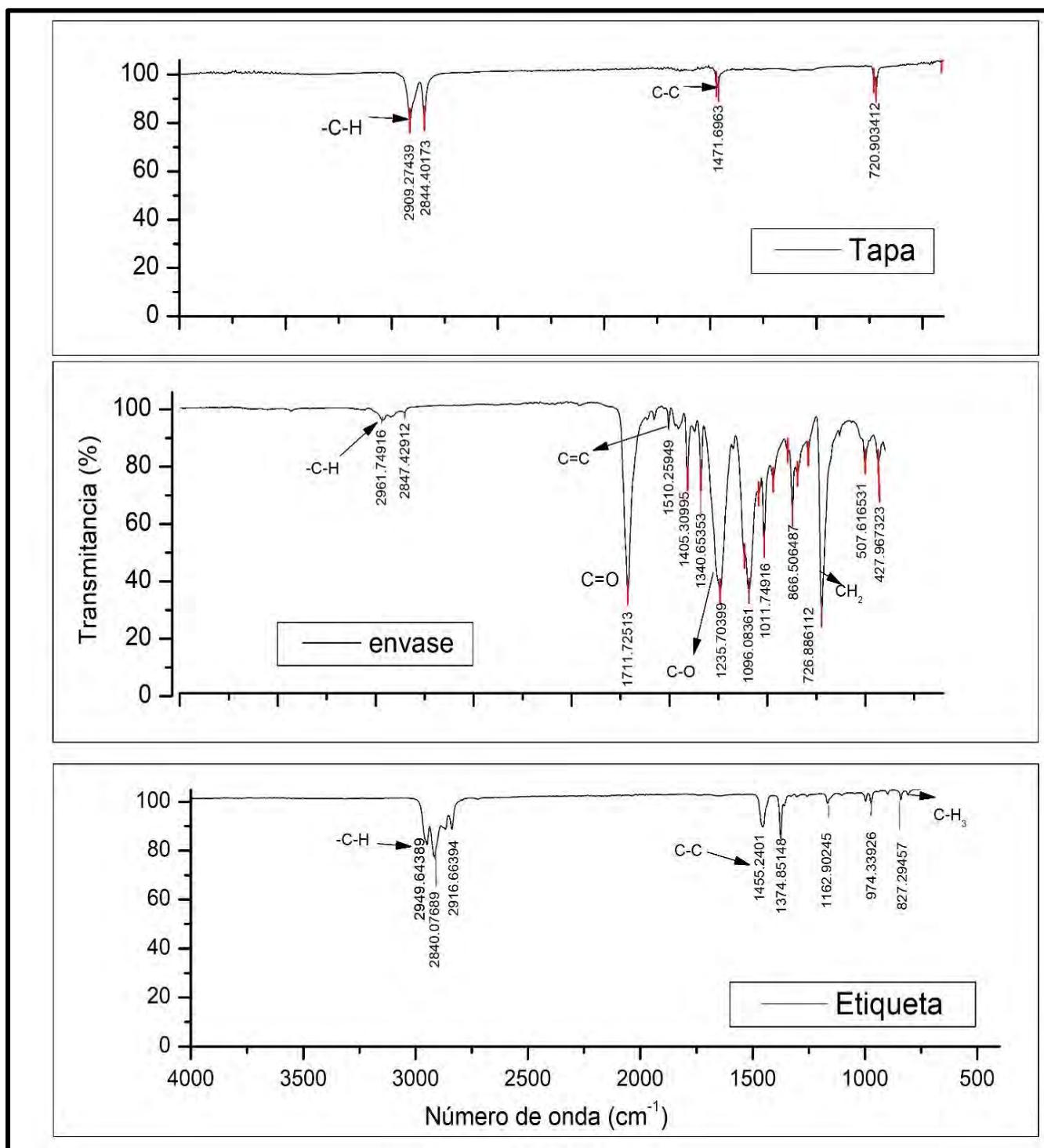
- <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2018.10.208>.
- [65] Nabi I, Bacha A-U-R, Li K, Cheng H, Wang T, Liu Y, et al. Complete Photocatalytic Mineralization of Microplastic on TiO₂ Nanoparticle Film. *IScience* 2020;23:101326. <https://doi.org/10.1016/j.isci.2020.101326>.
- [66] Shen M, Zhang Y, Almatrafi E, Hu T, Zhou C, Song B, et al. Efficient removal of microplastics from wastewater by an electrocoagulation process. *Chemical Engineering Journal* 2022;428:131161. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.131161>.
- [67] Ponce P, Escobedo M, Lara R, Nuñez D. Espectroscopía de infrarrojo Análisis e interpretación de compuestos . primera. 2023.
- [68] McMurry J. *Química Orgánica* . 7th ed. 2008.
- [69] Renner G, Schmidt T, Schram J. Characterization and Quantification of Microplastics by Infrared Spectroscopy. In: Rocha Santos T, Duarte A, editors. *Characterization and Analysis of Microplastics*, vol. 75, 2017.
- [70] Schymanski D, Oßmann BE, Benismail N, Boukerma K, Dallmann G, von der Esch E, et al. Analysis of microplastics in drinking water and other clean water samples with micro-Raman and micro-infrared spectroscopy: minimum requirements and best practice guidelines. *Anal Bioanal Chem* 2021;413:5969–94. <https://doi.org/10.1007/s00216-021-03498-y>.
- [71] Silverstein RM, Webster FX, Kiemle DJ. *Spectrometric Identification of Organic Compounds*. 7th ed. 2005.
- [72] Xu J-L, Hassellöv M, Yu K, Gowen AA. Microplastic Characterization by Infrared Spectroscopy. *Handbook of Microplastics in the Environment*, Cham: Springer International Publishing; 2020, p. 1–33. https://doi.org/10.1007/978-3-030-10618-8_21-1.
- [73] Coates J. *Interpretation of Infrared Spectra, A Practical Approach*. 2000.
- [74] Smith E, Dent G. *Modern Raman Spectroscopy– A Practical Approach*. John Wiley & Sons Ltd; 2005.
- [75] BRUKER. *Raman Basics: Guide to Raman Spectroscopy* n.d.
- [76] BRUKER. *Inside the Optics of Raman Spectroscopy* n.d.
- [77] Claro PR, Nolasco MM, Araújo C. Characterization of Microplastics by Raman Spectroscopy. In: Rocha-Santos TAP, Duarte s AC, editors. *Characterization and Analysis of Microplastics*, vol. 75, 2017, p. 119–51. <https://doi.org/10.1016/bs.coac.2016.10.001>.
- [78] Pittroff M, Müller YK, Witzig CS, Scheurer M, Storck FR, Zumbülte N. Microplastic analysis in drinking water based on fractionated filtration sampling and Raman microspectroscopy. *Environmental Science and Pollution Research* 2021;28:59439–51. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12467-y>.
- [79] Socrates G. *Infrared And Raman Characteristic Group Frequencies Tables And Charts*. 3rd ed. n.d.
- [80] Jin N, Song Y, Ma R, Li J, Li G, Zhang D. Characterization and identification of microplastics using Raman spectroscopy coupled with multivariate analysis. *Anal Chim Acta* 2022;1197:339519. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2022.339519>.
- [81] Wang P, Zhan K, Wang X, Peng Y, Liu S. Comparison of NIR and Raman spectrometries as quantitative methods to monitor polyethylene content in recycled polypropylene. *Polym Test* 2023;119:107938. <https://doi.org/10.1016/j.polymertesting.2023.107938>.
- [82] Sobhani Z, Al Amin M, Naidu R, Megharaj M, Fang C. Identification and visualisation of microplastics by Raman mapping. *Anal Chim Acta* 2019;1077:191–9. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2019.05.021>.

- [83] Thermo Scientific. Guide to the identification of microplastics by FTIR and Raman spectroscopy . 2018.
- [84] Gabelman A. Adsorption basic: part 2 2017.
- [85] Çeçen F. Activated Carbon. Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology, Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc.; 2014, p. 1–34.
<https://doi.org/10.1002/0471238961.0103200902011105.a01.pub3>.
- [86] Anuwa-Amarh NA, Dizbay-Onat M, Venkiteshwaran K, Wu S. Carbon-Based Adsorbents for Microplastic Removal from Wastewater. *Materials* 2024;17:5428.
<https://doi.org/10.3390/ma17225428>.
- [87] Aljamali NM, Aldujaili RAB, Alfatlawi IO. Physical and Chemical Adsorption and its Applications. *International Journal of Thermodynamics and Chemical Kinetics* 2021;7.
- [88] García-Rollán M, Sanz-Santos E, Belver C, Bedia J. Key adsorbents and influencing factors in the adsorption of micro- and nanoplastics: A review. *J Environ Manage* 2025;383:125394. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.125394>.
- [89] Wang B, Liu W, Zhang M. Application of carbon-based adsorbents in the remediation of micro- and nanoplastics. *J Environ Manage* 2024;349:119522.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119522>.
- [90] Ramirez Arenas L, Ramseier Gentile S, Zimmermann S, Stoll S. Nanoplastics adsorption and removal efficiency by granular activated carbon used in drinking water treatment process. *Science of The Total Environment* 2021;791:148175.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148175>.
- [91] Shruti VC, Kutralam-Muniasamy G, Pérez-Guevara F, Roy PD, Elizalde-Martínez I. First evidence of microplastic contamination in ready-to-use packaged food ice cubes. *Environmental Pollution* 2023;318:120905. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120905>.
- [92] Contreras Q. HJ, Trujillo P. HA, Arias O. G, Pérez C. JL., Delgado F. E. Espectroscopía ATR-FTIR de celulosa: aspecto instrumental y tratamiento matemático de espectros. *E-Gnosis* 2010.
- [93] Hospodarova V, Singovszka E, Stevulova N. Characterization of Cellulosic Fibers by FTIR Spectroscopy for Their Further Implementation to Building Materials. *Am J Analyt Chem* 2018;09:303–10. <https://doi.org/10.4236/ajac.2018.96023>.
- [94] Peltzer MA, Simoneau C. Report of an interlaboratory comparison from the European Reference Laboratory for Food Contact Materials: ILC002 2013 –Identification of Polymeric Materials. 2013.
- [95] Leung MM-L, Ho Y-W, Lee C-H, Wang Y, Hu M, Kwok KWH, et al. Improved Raman spectroscopy-based approach to assess microplastics in seafood. *Environmental Pollution* 2021;289:117648. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117648>.
- [96] Lv B, Fan W, Li L, Jiao Y, Wang M, Xing B. Efficient removal of microplastics through a combined treatment process: Pre-filtration and adsorption. *J Environ Manage* 2025;396:128132. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.128132>.
- [97] Gabelman A. adsorption basic: part 1 2017.
- [98] Wang J, Guo X. Adsorption isotherm models: Classification, physical meaning, application and solving method. *Chemosphere* 2020;258:127279.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127279>.
- [99] Álvarez-Montero MA, Sanz-Santos E, Gómez-Avilés A, Belver C, Bedia J. Lignin-based activated carbon as an effective adsorbent for the removal of polystyrene nanoplastics: Insights from adsorption kinetics and equilibrium studies. *Sep Purif Technol*

- 2025;361:131380. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2024.131380>.
- [100] Laca A, Patiño Y, Sánchez-Condado A, Sol D, Laca A, Díaz M. Performance of activated carbon for polypropylene microplastic removal in wastewater. *Sustainable Chemistry for the Environment* 2025;9:100211. <https://doi.org/10.1016/j.scenv.2025.100211>.
- [101] Wang J, Guo X. Adsorption kinetic models: Physical meanings, applications, and solving methods. *J Hazard Mater* 2020;390:122156. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122156>.

10 Anexos

10.1 Espectros IR del envase, tapa y etiqueta del agua embotellada



10.2 Modelos de adsorción de microplásticos

En años recientes, el estudio de la adsorción de nanoplasticos de poliestireno, principalmente, en carbón activado ha emergido como una línea de investigación relevante, aunque la literatura especializada aún es limitada. Los trabajos publicados hasta la fecha han recurrido a modelos establecidos de cinética y equilibrio para describir los mecanismos de adsorción. Entre los modelos de equilibrio, las isotermas de Langmuir y Freundlich son las de uso más extendido, con una presencia significativa de modelos de tres parámetros como Toth, Sips y Redlich-Peterson.

En el ámbito de la cinética, los modelos de pseudo-primer orden y pseudo-segundo orden son los más frecuentes, con algunas aplicaciones del modelo de Elovich. En este apartado se describen los fundamentos teóricos de los modelos de equilibrio y cinética empleados en los estudios de adsorción revisados.

10.2.1 Isotermas de adsorción

Una isoterma de adsorción describe la relación entre la concentración de equilibrio de un adsorbato en solución y la cantidad adsorbida sobre un sólido a temperatura constante. Estas relaciones, expresadas como masa de adsorbato por masa de adsorbente, permiten determinar la capacidad máxima de adsorción, inferir mecanismos (electrostáticos, π - π , formación de puentes), y evaluar la eficiencia del material [97,98]

10.2.1.1 Isoterma de Langmuir

La isoterma de Langmuir es un modelo de adsorción clásico desarrollado inicialmente por Irving Langmuir (1916-1918) para describir la adsorción de gases sobre sólidos. Su uso se ha extendido a sistemas líquido-sólido, siendo estudiado en años recientes para modelar la adsorción MNP mediante carbón activado en agua [90,99,100].

El modelo se fundamenta en los siguientes supuestos:

- ❖ Superficie homogénea: Todos los sitios de adsorción son energéticamente equivalentes.
- ❖ Sin interacciones laterales: No existen fuerzas significativas entre las moléculas adsorbidas.
- ❖ Adsorción en monocapa: Las moléculas de adsorbato se disponen en una única capa sobre la superficie del adsorbente [97,98].

Matemáticamente, se expresa de dos formas equivalentes. La forma no lineal,

$$q_e = \frac{q_m \times K_L \times C_e}{1 + K_L \times C_e}$$

mientras que la forma linealizada,

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{C_e}{q_m} + \frac{1}{q_m \times K_L}$$

Donde:

K_L ($L \cdot mg^{-1}$): Es la relación entre la tasa de adsorción y la tasa de desorción.

q_m ($mg \cdot g^{-1}$): Es la capacidad máxima de adsorción estimada por el modelo de Langmuir

q_e ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$): cantidad de adsorbato adsorbido por masa de adsorbente en el equilibrio
 C_e ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$): Concentración de equilibrio del adsorbato en solución

Un derivado útil del modelo es el factor de separación (R_L)

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L \times C_0}$$

cuyo valor indica si la adsorción es favorable ($0 < R_L < 1$), lineal ($R_L = 1$) o desfavorable ($R_L > 1$). Cuando Langmuir no ajusta adecuadamente, se recurre a modelos como Freundlich o Toth.

10.2.1.2 Isoterma de Freundlich

La isoterma de Freundlich es modelo utilizado para describir la adsorción en superficies heterogéneas, donde la energía de adsorción varía con la cobertura superficial. Aunque inicialmente considerada empírica, en 1947, Halsey y Taylor demostraron que puede derivarse teóricamente a partir de la isoterma de Langmuir asumiendo que la energía de adsorción disminuye logarítmicamente con el incremento en la cobertura superficial. Esta derivación establece que el modelo es particularmente exacto cuando la fracción de cobertura superficial ronda el 50% [90,98]. Matemáticamente, se expresa de dos formas:

- ❖ **Forma no lineal:** $q_e = K_F \cdot C_e^{1/n}$
- ❖ **Forma linealizada:** $\log q_e = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_e$

donde K_F representa la capacidad de adsorción y, $1/n$ refleja la intensidad del proceso y el grado de heterogeneidad superficial.

10.2.1.3 Isoterma de Toth

La isoterma de Toth es una extensión de Langmuir para sistemas heterogéneos que conserva el concepto de monocapa, pero incorpora distribución energética no uniforme. La isoterma de Toth se representa mediante la siguiente ecuación:

$$q_e = \frac{K_T \times C_e}{(a_T + C_e^z)^{1/z}}$$

- ❖ K_T ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$): Constante relacionada con la capacidad de adsorción
- ❖ a_T ($\text{mg}^z\cdot\text{L}^{-z}$): Constante de Toth que aumenta con la temperatura
- ❖ z : describe el grado de heterogeneidad del sistema

Así, cuando $z = 1$, el sistema se reduce al modelo de Langmuir (homogéneo) y cuando $z \neq 1$, indica heterogeneidad superficial [98].

La aplicabilidad de los modelos de adsorción para micro y nanoplasticos en carbón activado muestra variaciones según las condiciones del medio y las características del adsorbente. En estudios con agua ultrapura, el modelo de Langmuir describió el equilibrio de adsorción de nanoplasticos de PS, mientras que, bajo las mismas condiciones, pero con un carbón de lignina activado con FeCl_3 , el modelo de Toth presentó un mejor ajuste [90,99]. En contraste, al evaluar

la adsorción en sistemas complejos como el agua natural del Lago Ginebra, los modelos de Langmuir y Freundlich no lograron representar adecuadamente el proceso. Mientras que, en agua residual utilizando carbón activado de cáscara de coco, el modelo de Freundlich mostró un ajuste representativo para la adsorción de microplásticos [90,100]

10.3 Cinética de adsorción

Además de los modelos en el equilibrio, los estudios de adsorción de microplásticos en carbón activado también analizan la cinética de adsorción, lo que permite determinar la velocidad de adsorción, evaluar el desempeño del adsorbente utilizado e identificar los mecanismos de transferencia de masa involucrados. Esta información resulta esencial para el diseño de sistemas de adsorción eficiente [101]. Los modelos cinéticos reportados para este fin son: las cinéticas de pseudo-primer orden, pseudo-segundo orden y Elovich.

10.3.1 cinética de pseudo-primer orden

El modelo de pseudo-primer orden (PFO), desarrollada por Lagergren en 1898, describe procesos donde la velocidad de adsorción es proporcional a la diferencia entre la capacidad de equilibrio y la capacidad instantánea. Se representa mediante la ecuación diferencial:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t)$$

cuya integración conduce a la forma no lineal:

$$q_t = q_e(1 - e^{-k_1 t})$$

Donde;

- ❖ q_t : Capacidad de adsorción en el tiempo t (mg/g) - cantidad de contaminante adsorbido por gramo de adsorbente en el tiempo t
- ❖ q_e : Capacidad de adsorción en el equilibrio (mg/g) - cantidad máxima adsorbible en condiciones de equilibrio
- ❖ k_1 : Constante de velocidad de pseudo-primer orden (min^{-1}) - indica la rapidez del proceso de adsorción.
- ❖ t : Tiempo de adsorción (min) - tiempo transcurrido desde el inicio del proceso.
- ❖ $\frac{dq_t}{dt}$: Velocidad instantánea de adsorción (mg/g·min)

La forma integrada no lineal es la recomendada para el ajuste de datos experimentales, ya que evita los errores asociados con la linealización de ecuaciones [101].

Este modelo es aplicable bajo las siguientes condiciones:

1. Alta concentración inicial del adsorbato ($C_0 \gg \beta\theta$)
2. Etapas iniciales del proceso de adsorción ($t \rightarrow 0$)
3. Adsorbentes con pocos sitios activos donde $m q_m \theta / V$ es despreciable

10.3.2 cinética de pseudo-segundo orden

El modelo de pseudo-segundo orden, ampliamente aplicado en estudios de adsorción, describe procesos donde la velocidad de adsorción es proporcional al cuadrado de los sitios activos disponibles. Este modelo se representa mediante la ecuación diferencial:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2$$

cuya integración conduce a la forma no lineal:

$$q_t = \frac{q_e^2 k_2 t}{1 + q_e k_2 t}$$

donde:

- ❖ q_t : Capacidad de adsorción en el tiempo t (mg/g)
- ❖ q_e : Capacidad de adsorción en el equilibrio (mg/g)
- ❖ k_2 : Constante de velocidad de pseudo-segundo orden (g/mg·min) - representa la velocidad del proceso considerando la interacción adsorbato-adsorbente
- ❖ t : Tiempo de adsorción (min)

La forma integrada no lineal es la recomendada para el ajuste de datos experimentales, al igual que en el modelo PFO, para evitar errores asociados a la linealización [101].

Este modelo es aplicable bajo las siguientes condiciones:

- ❖ Bajas concentraciones iniciales del adsorbato ($C_0 \approx \beta\theta$)
- ❖ Etapas finales del proceso de adsorción
- ❖ Adsorbentes con abundantes sitios activos

10.3.3 cinética de Elovich

El modelo de Elovich es una ecuación empírica desarrollada originalmente para sistemas gas-sólido, que ha sido extendida a sistemas líquido-sólido. A diferencia de los modelos PFO y PSO, el modelo de Elovich carece de fundamentación teórica y sus parámetros a y b no poseen significados físicos definidos. Sin embargo, se emplea frecuentemente en la literatura para describir adsorción en superficies heterogéneas. Matemáticamente se expresa de 2 formas:

Forma diferencial: $\frac{dq_t}{dt} = a e^{-bq_t}$

y su forma integrada: $q_t = \frac{1}{b} \ln(1 + abt)$

donde:

- ❖ a : Parámetro de velocidad inicial de adsorción (mg/g·min)
- ❖ b : Parámetro relacionado con la energía de activación (g/mg)

Los supuestos básicos del modelo de Elovich fueron:

- ❖ La energía de activación aumentaba con el tiempo de adsorción
- ❖ La superficie del adsorbente era heterogénea.

Si bien estos modelos se han utilizado para inferir mecanismos de adsorción de microplásticos en carbón activado [90,99,100], su aplicación responde a necesidades de diseño y operación, donde modelos como PFO y PSO permiten predecir velocidades de proceso y tiempos de retención. Cuando se utilizaba para microplásticos, estos modelos describen solo el comportamiento temporal pero no definen mecanismos específicos. Esto se evidencia en estudios donde el ajuste a PSO en nanoplasticos de poliestireno [99] fue interpretado inicialmente como indicio de quimisorción, mientras que la caracterización posterior por FTIR reveló que las interacciones π - π corresponden en realidad a procesos de fisorción. Paralelamente, en microplásticos de polipropileno [100], el ajuste a PFO se atribuyó a fisorción basándose únicamente en el modelo, conclusión que solo pudo verificarse posteriormente mediante imágenes de SEM. Esta secuencia metodológica demuestra que la identificación confiable de los mecanismos de adsorción debe fundamentarse en técnicas de caracterización específicas, y no inferirse exclusivamente mediante modelos cinéticos.