



Universidad Católica de Santa María

Escuela de Postgrado Doctorado en Ciencias Ambientales

Determinación de microplásticos en sedimentos fluviales de la cuenca baja del río Chili, Arequipa, Perú 2025

Tesis presentada por:

Abril Ramirez, Ricardo Alonso

ORCID: 0000-0003-2345-4649

Para optar el grado académico de Doctor en Ciencias Ambientales

Asesor:

Dr. Jiménez Pacheco, Hugo Guillermo

ORCID: 0009-0001-5177-1126

Arequipa – Perú

2026

UCSM-ERP

UNIVERSIDAD CATÓLICA DE SANTA MARÍA
ESCUELA DE POSTGRADO
DICTAMEN APROBACIÓN DE BORRADOR DE TESIS

Arequipa, 30 de Junio del 2026

Dictamen: 009284-C-EPG-2026

Visto el borrador del expediente 009284, presentado por:

2022002311 - ABRIL RAMIREZ RICARDO ALONSO

Titulado:

**DETERMINACIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN SEDIMENTOS FLUVIALES DE LA CUENCA BAJA DEL
RÍO CHILL, AREQUIPA, PERÚ 2025**

Nuestro dictamen es:

APROBADO

**29228284 - DAVILA DEL CARPIO GONZALO HERMILIO
DICTAMINADOR**



**29440909 - MOLINA RODRIGUEZ FREDY NICOLAS
DICTAMINADOR**



**44810251 - TERAN HILARES RULY
DICTAMINADOR**



**45615621 - GOYZUETA MAMANI LUIS DANIEL
DICTAMINADOR**



**46389079 - LOPEZ RAMOS DIEGO RODRIGO
DICTAMINADOR**



Determinación de microplásticos en sedimentos fluviales de la cuenca baja del río Chili, Arequipa

INFORME DE ORIGINALIDAD

10%

INDICE DE SIMILITUD

10%

FUENTES DE INTERNET

5%

PUBLICACIONES

3%

TRABAJOS DEL ESTUD

FUENTES PRIMARIAS

1 repositorio.untels.edu.pe

Fuente de Internet

2 hdl.handle.net

Fuente de Internet

3 repositorio.ucsm.edu.pe

Fuente de Internet

4 Submitted to Universidad Católica de Santa María

Trabajo del estudiante

5 repositorio.upt.edu.pe

Fuente de Internet

6 repositorio.unsaac.edu.pe

Fuente de Internet

7 www.coursehero.com

Fuente de Internet

8 dspace.unach.edu.ec

Fuente de Internet

9 e-spacio.uned.es

Fuente de Internet

10 repositorioinstitucional.uabc.mx

Fuente de Internet

11 rodin.uca.es

Fuente de Internet

12 www.slideshare.net

Fuente de Internet

13 Submitted to Universidad San Ignacio de Loyola

Trabajo del estudiante

14 alicia.concytec.gob.pe

Fuente de Internet

15 repositorio.ana.gob.pe

Fuente de Internet

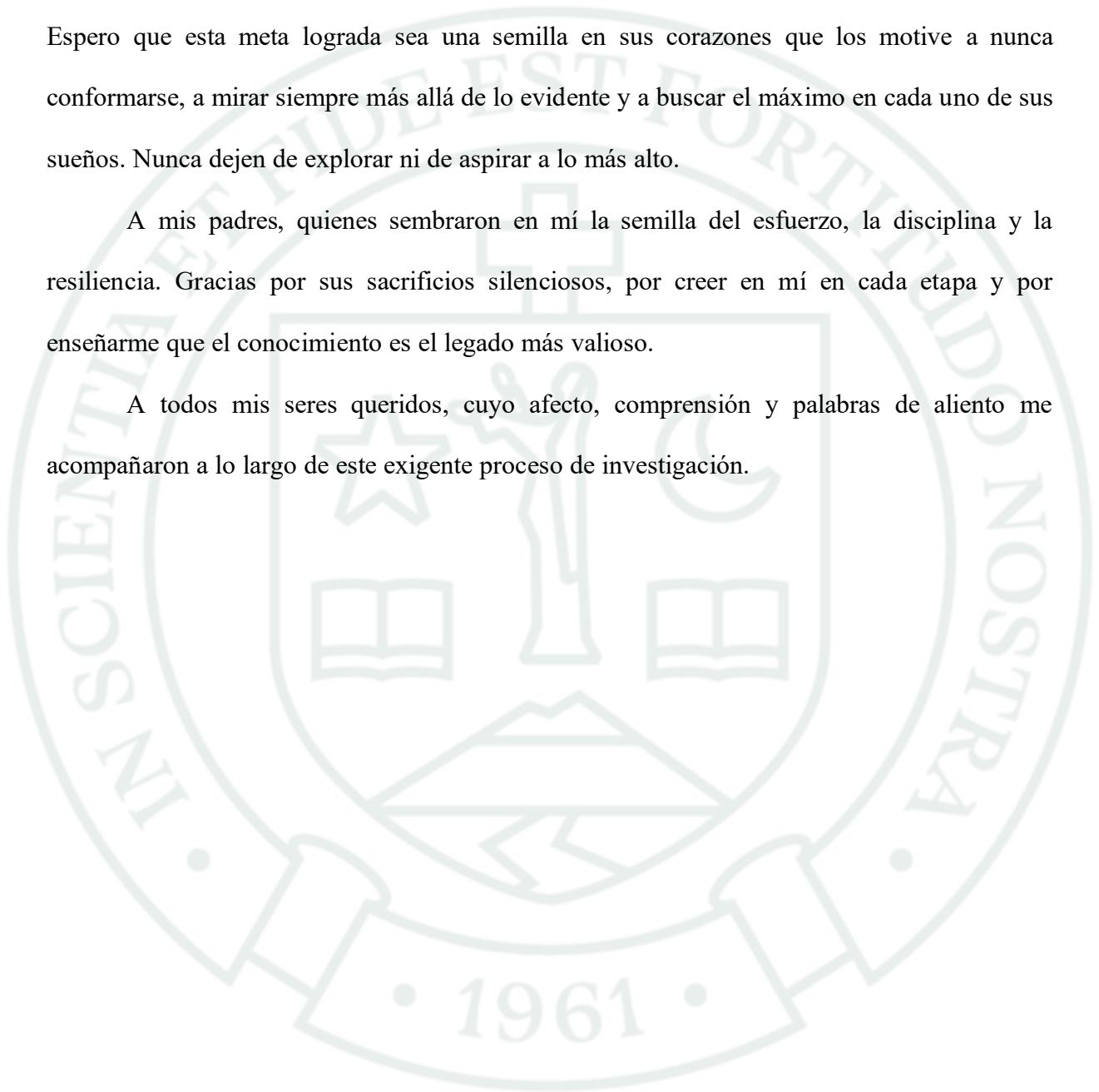
Dedicatoria

A mi amada familia, el verdadero motor de mi vida y la fuerza detrás de cada uno de mis actos.

A mis pequeños, la luz de mis días y la razón principal de mi constante superación. Espero que esta meta lograda sea una semilla en sus corazones que los motive a nunca conformarse, a mirar siempre más allá de lo evidente y a buscar el máximo en cada uno de sus sueños. Nunca dejen de explorar ni de aspirar a lo más alto.

A mis padres, quienes sembraron en mí la semilla del esfuerzo, la disciplina y la resiliencia. Gracias por sus sacrificios silenciosos, por creer en mí en cada etapa y por enseñarme que el conocimiento es el legado más valioso.

A todos mis seres queridos, cuyo afecto, comprensión y palabras de aliento me acompañaron a lo largo de este exigente proceso de investigación.



Resumen

Esta investigación determinó la abundancia, morfología y composición química de microplásticos en sedimentos de la cuenca baja del río Chili, Arequipa, evaluando su distribución espacial frente a la presión antrópica urbana. El presente estudio buscó determinar la abundancia, morfología y composición polimérica de microplásticos en sedimentos del río Chili, evaluando su variación espacial y su relación con la presión antrópica y la dinámica fluvial mediante una investigación aplicada-explicativa y transversal con 18 muestras independientes (3 réplicas $\times$ 6 estaciones) distribuidas en un gradiente longitudinal pre-urbano, intra-urbano y post-urbano, procesadas mediante digestión con H_2O_2 al 30 %, separación densimétrica con NaCl ($1,2 \text{ g/cm}^3$), filtración $0,45 \text{ }\mu\text{m}$, identificación morfológica con estereomicroscopio ($40\text{--}100\times$) y caracterización química por μFTIR . Los resultados mostraron abundancias medianas por estación comprendidas entre 453 y 1 713 unidades/kg de sedimento seco con un gradiente ascendente aguas abajo confirmado por PERMANOVA ($f = 61,75$; $p = 0,0001$), predominio morfológico de fibras (32,97 %) y fragmentos (20,91 %), y composición polimérica confirmada de polietileno (93,67 %), polipropileno (90,76 %) y adhesivo de poliuretano (88,90 %). El análisis de correlación arrojó ρ de Spearman = -0,829 ($p = 0,058$) y τ_b de Kendall = -0,733 ($p = 0,056$), valores marginalmente superiores al umbral convencional $\alpha = 0,05$ y plenamente consistentes entre sí, poniendo en evidencia una correlación inversa fuerte entre densidad poblacional y abundancia mediana de microplásticos. Se concluye que el río Chili presenta contaminación de moderada a alta y opera bajo un modelo fuente-sumidero en el cual la densidad poblacional condiciona la generación inicial del contaminante mientras la hidrodinámica fluvial determina su acumulación final en los tramos bajos.

Palabras clave: microplásticos, río Chili, sedimentos fluviales.

Abstract

This study determined the abundance, morphology, and chemical composition of microplastics in sediments of the lower Chili River basin, evaluating their spatial distribution in relation to urban anthropogenic pressure. The research was conducted through an applied-explanatory, cross-sectional design, with 18 independent samples (3 replicates $\times$ 6 stations) distributed along a pre-urban, intra-urban, and post-urban longitudinal gradient and processed through oxidative digestion with 30 % H_2O_2 , density separation with saturated NaCl (1.2 g/cm^3), vacuum filtration through 0.45 μm membranes, morphological identification by stereomicroscopy (40–100 $\times$), and chemical characterization by μFTIR spectroscopy. Results showed station-level median abundances ranging from 453 to 1,713 particles/kg dry sediment, with a downstream-increasing gradient. confirmed by PERMANOVA ($f = 61.75$; $p = 0.0001$); morphological predominance of fibers (32.97 %) and fragments (20.91 %); and μFTIR -confirmed polymeric composition of polyethylene (93.67 %), polypropylene (90.76 %), and polyurethane adhesive (88.90 %). Spearman's ρ ($\rho = -0.829$; $p = 0.058$) and Kendall's τ_b ($\tau_b = -0.733$; $p = 0.056$) revealed a strong inverse correlation with p-values marginally above the conventional threshold of $\alpha = 0.05$, both coefficients exhibiting consistent magnitude and direction. This statistical consistency supports the source-sink model interpretation, in which population density operates as an explanatory factor for initial pollutant generation while fluvial hydrodynamics governs its final accumulation in the lower reaches of the basin.

Keywords: microplastics, Chili River, fluvial sediments.

INDICE

DEDICATORIA

RESUMEN

ABSTRACT

INTRODUCCIÓN..... 1

HIPÓTESIS..... 4

OBJETIVOS..... 5

CAPÍTULO I..... 6

MARCO TEÓRICO..... 6

1. Los plásticos: definición y clasificación..... 6

1.1. Por mecanismo de polimerización 8

1.2. Por propiedades térmicas 9

1.3. Clasificación por origen 10

a) Microplásticos primarios.....10

b) Microplásticos secundarios 11

1.4. Por densidad.....11

2. Tipos de plásticos relevantes en el ambiente 14

2.1. Bioplásticos: alcances y limitaciones 14

2.2. Aditivos en plásticos y su relevancia ambiental.....16

3. Definición de microplásticos	19
4. Clasificación de los microplásticos	20
4.1. Clasificación por origen	21
4.2. Clasificación por tamaño	21
4.3. Clasificación según la composición química de los microplásticos	24
5. Polímeros más frecuentes.....	25
6. Influencia de la composición química en el destino ambiental.....	26
7. Fuentes primarias de microplásticos en ambientes fluviales.....	26
8. Abundancia y distribución de microplásticos en ecosistemas fluviales.....	27
9. Transporte de microplásticos en ambientes fluviales.....	27
10. Formación y degradación de microplásticos	29
10.1. Microplásticos primarios.....	30
10.2. Microplásticos secundarios	30
11. Interacción de los microplásticos con sedimentos fluviales	31
12. Adsorción de contaminantes en microplásticos	32
13. Dinámica integrada en sistemas fluviales	33
14. Cuenca hidrográfica del río Chili.....	34
15. Densidad poblacional de los distritos de la ciudad de Arequipa cercanos a los puntos de muestreo de la presente investigación.	39
16. Distribución territorial y densidad.....	40

17. Síntesis de antecedentes investigativos	42
CAPÍTULO II.....	46
METODOLOGÍA.....	46
1. Tipo y diseño de investigación.....	51
2. Área de estudio.....	51
3. Estrategia de muestreo	55
4. Materiales e instrumentos	55
5. Conservación y transporte	58
6. Procesamiento y análisis en laboratorio de muestras de sedimentos	58
6.1. Secado	58
6.2. Digestión de materia orgánica	59
6.3. Separación densimétrica	59
6.4. Tamizado y selección de tamaño	59
6.5. Filtración.....	60
6.6. Identificación Morfológica.....	60
6.7. Identificación Química: Microscopía μ FTIR.....	60
7. Control de calidad.....	62
8. Parámetros in situ:.....	62
9. Aspectos éticos.....	63
10. Criterios para el manejo de los datos	63

CAPÍTULO III.....	64
--------------------------	-----------

RESULTADOS Y DISCUSIÓN	64
-------------------------------------	-----------

1. Sobre el análisis, muestreo y el tratamiento de la muestra	64
--	-----------

1.1. Análisis comparativo de la contaminación por microplásticos según estudios nacionales e internacionales.....	69
---	----

1.2. Análisis de ordenación multivariada y bondad de ajuste	80
---	----

1.3. Comparación con sistemas andinos y urbanos.....	84
--	----

1.4. Gradiente de contaminación y dinámica fluvial:.....	90
--	----

1.5. Predominancia de fibras como indicador urbano	91
--	----

1.6. Relación entre contaminación por microplásticos y densidad poblacional ..	95
--	----

2. Análisis de la dinámica espacial e integración con los análisis multivariados	99
---	-----------

2.1. Relación con la correlación de Spearman.....	99
---	----

2.2. Coherencia con PERMANOVA	100
-------------------------------------	-----

2.3. Aporte del análisis SIMPER.....	100
--------------------------------------	-----

3. Caracterización química por espectroscopía μFTIR	101
---	------------

4. Síntesis de los resultados	106
--	------------

CAPÍTULO IV	110
--------------------------	------------

CONCLUSIONES	110
---------------------------	------------

CAPITULO V.....	112
------------------------	------------

RECOMENDACIONES.....	112
REFERENCIAS	114
ANEXOS.....	138



ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1 <i>CLASIFICACIÓN POR TAMAÑO DE RESIDUOS PLÁSTICOS</i>	8
TABLA 2 <i>CLASIFICACIÓN TÉCNICA Y AMBIENTAL DE MATERIALES POLIMÉRICOS</i>	10
TABLA 3 <i>MICROPLÁSTICOS COMÚNMENTE HALLADOS EN RÍOS</i>	13
TABLA 4 <i>ADITIVOS COMÚNMENTE USADOS EN LA FABRICACIÓN DE PLÁSTICOS</i>	18
TABLA 5 <i>DENSIDAD POBLACIONAL Y SUPERFICIE POR DISTRITO INFLUENCIADO POR EL RIO CHILI EN LA CIUDAD DE AREQUIPA</i>	42
TABLA 6 <i>CUADRO DE COHERENCIA: DETERMINACIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN SEDIMENTOS FLUVIALES DE LA CUENCA BAJA DEL RÍO CHILI, AREQUIPA, PERÚ</i>	48
TABLA 7 <i>DESCRIPCIÓN DE LA UBICACIÓN DE CADA ESTACIÓN DE MUESTREO Y LOS DISTRITOS INFLUENCIADOS</i>	54
TABLA 8 <i>DESCRIPCIÓN DEL EQUIPAMIENTO USADO EN EL MUESTREO EN CAMPO</i>	56
TABLA 9 <i>DESCRIPCIÓN DE LOS MATERIALES USADOS EN EL PROCESAMIENTO DE LAS MUESTRAS EN LABORATORIO</i>	57
TABLA 10 <i>DESCRIPCIÓN DE LOS MATERIALES E INSTRUMENTOS USADOS EN LA IDENTIFICACIÓN Y CONTROL DE CALIDAD</i>	58
TABLA 11 <i>CARACTERÍSTICAS DE PUNTOS DE MUESTREO DE SEDIMENTOS FLUVIALES EN LA CUENCA BAJA DEL RÍO CHILI</i>	65
TABLA 12 <i>ABUNDANCIA DE MICROPLÁSTICOS IDENTIFICADOS POR MORFOLOGÍA (UNIDADES/KG) POR ESTACIÓN DE MUESTREO</i>	67
TABLA 13 <i>ANÁLISIS COMPARATIVO DE LA ABUNDANCIA Y TIPO DE MICROPLÁSTICOS EN SEDIMENTOS FLUVIALES DE LA CUENCA BAJA DEL RIO CHILI</i>	71
TABLA 14 <i>RESULTADOS TRANSFORMADOS (RAÍZ CUADRADA) PARA ANÁLISIS ESTADÍSTICO (PROMEDIO $\pm$ DESVIACIÓN ESTÁNDAR)</i>	75

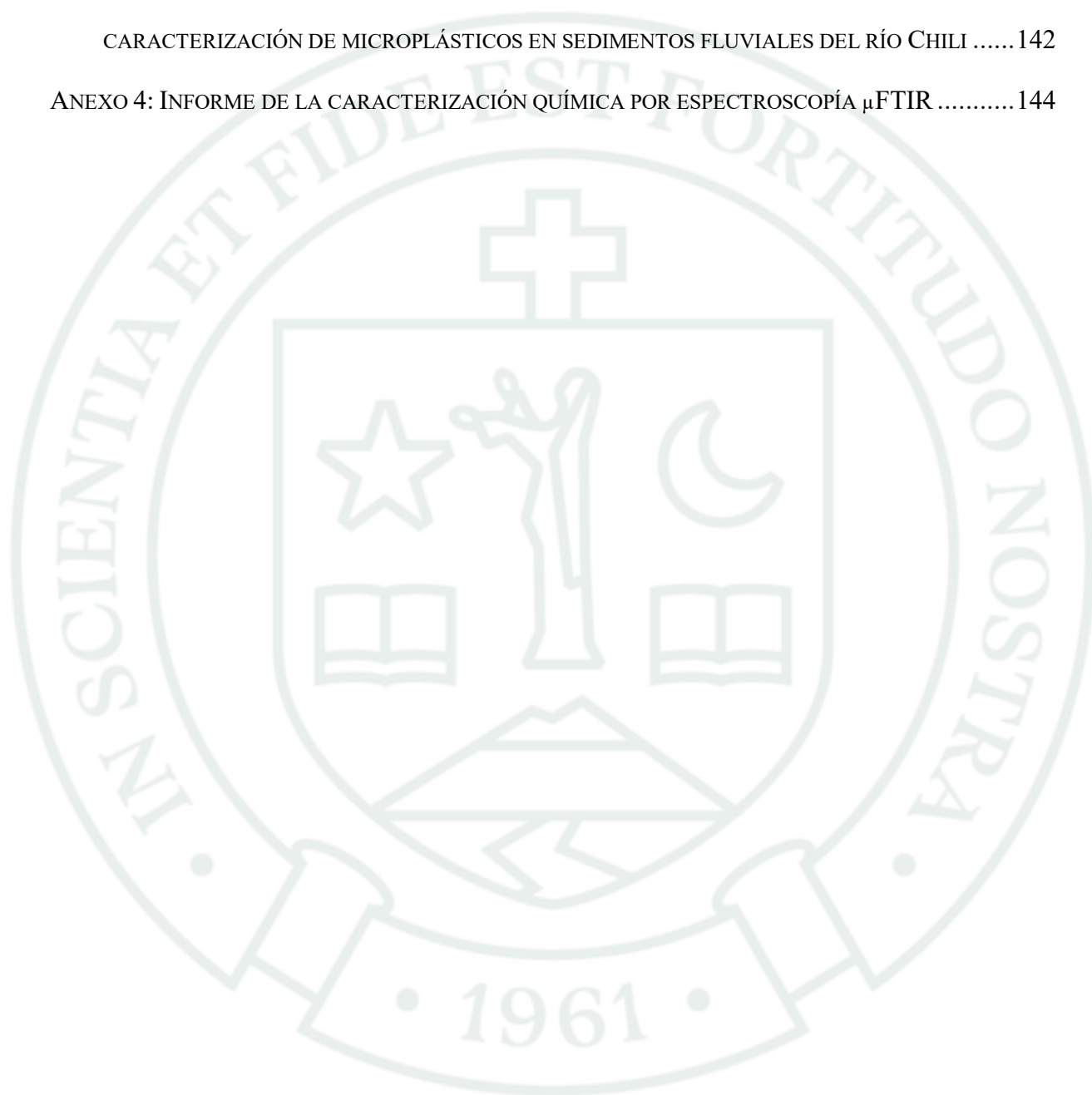
TABLA 15 RESULTADOS DEL ANÁLISIS <i>PERMANOVA</i> PARA LA COMPARACIÓN DE LA ABUNDANCIA DE MICROPLÁSTICOS ENTRE LAS ESTACIONES DE MUESTREO UTILIZANDO DATOS TRANSFORMADOS POR RAÍZ CUADRADA	76
TABLA 16 RESULTADOS DE LAS COMPARACIONES POR PARES DE <i>PERMANOVA</i> ENTRE ESTACIONES DE MUESTREO.....	78
TABLA 17 RESULTADOS <i>SIMPER</i> (MORFOLOGÍAS CONTRIBUYENTES) MEDIANTE EL AJUSTE DE <i>BRAY CURTIS</i>	86
TABLA 18 RELACIÓN ENTRE LOS HALLAZGOS ESTADÍSTICOS DEL ANÁLISIS <i>SIMPER</i> Y LAS ACTIVIDADES HUMANAS IDENTIFICADAS EN CADA ESTACIÓN DE MUESTREO CONTRASTADAS CON ANTECEDENTES BIBLIOGRÁFICOS.....	86
TABLA 19 RELACIÓN ENTRE ESTACIONES DE MUESTREO (E), DENSIDAD POBLACIONAL Y ABUNDANCIA DE MICROPLÁSTICOS.....	96
TABLA 20 ANÁLISIS DE CORRELACIÓN ENTRE ABUNDANCIA DE MICROPLÁSTICOS Y DENSIDAD POBLACIONAL	97

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1 DIFERENTES MORFOLOGÍAS DE MICROPLÁSTICOS IDENTIFICADAS MEDIANTE MICROSCOPIA ESTEREOSCÓPICA: (A, B) FIBRAS, (C) ESPUMAS, (D, E) FRAGMENTOS Y (F) PELLETS.....	23
FIGURA 2 MAPA DE LA RED HIDROGRÁFICA DEL RÍO CHILI.....	35
FIGURA 3 MAPA GENERAL DE LOS RÍOS SITUADOS EN LA CIUDAD DE AREQUIPA	36
FIGURA 4 MAPA QUE DESCRIBE LA DENSIDAD POBLACIONAL POR DISTRITO SEGÚN PLAN DE DESARROLLO 2016-2021	39
FIGURA 5 UBICACIÓN GEOGRÁFICA DE LOS SEIS PUNTOS DE MUESTREO DE LA PRESENTE INVESTIGACIÓN EN EL RÍO CHILI.....	53
FIGURA 6 MICROPLÁSTICOS IDENTIFICADOS EN EL PRESENTE ESTUDIO POR MORFOLOGÍA MEDIANTE MICRO ESTEREOSCOPIA A: FIBRAS 1, B: FIBRAS 2, C: FILMES, D: PELLETS, FRAGMENTOS Y MICROESFERAS 1, E: PELLETS, FRAGMENTOS Y MICROESFERAS 2 (100 X).....	74
FIGURA 7 GRÁFICO SHEPARD PLOT (VALIDACIÓN NMDS) NON-METRIC MULTIDIMENSIONAL SCALING.....	81
FIGURA 8 GRÁFICO SHEPARD PLOT (VALIDACIÓN NMDS BRAY-CURTIS SIMILARITY INDEX).....	82
FIGURA 9 GRÁFICO CORRELACIÓN DE SPEARMAN	98
FIGURA 10 ESPECTRO μ FTIR DE POLIETILENO IDENTIFICADO EN MICROPLÁSTICOS HALLADOS SEDIMENTOS DE LA CUENCA BAJA DEL RÍO CHILI.....	104
FIGURA 11 ESPECTRO μ FTIR DE POLIPROPILENO IDENTIFICADO EN MICROPLÁSTICOS HALLADOS SEDIMENTOS DE LA CUENCA BAJA DEL RÍO CHILI.....	105
FIGURA 12 ESPECTRO μ FTIR DE ADHESIVO DE POLIURETANO IDENTIFICADO EN MICROPLÁSTICOS HALLADOS SEDIMENTOS DE LA CUENCA BAJA DEL RÍO CHILI	105

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO 1: FICHA DE MUESTREO DE SEDIMENTOS FLUVIALES	138
ANEXO 2: FOTOGRAFÍAS DE ESTACIONES DE MUESTREO CON UBICACIONES GPS Y ALTITUD ..	139
ANEXO 3: PROTOCOLO ESTANDARIZADO PARA LA EXTRACCIÓN, DIGESTIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN SEDIMENTOS FLUVIALES DEL RÍO CHILI	142
ANEXO 4: INFORME DE LA CARACTERIZACIÓN QUÍMICA POR ESPECTROSCOPÍA μ FTIR	144



INTRODUCCIÓN

La contaminación por microplásticos se ha consolidado como una de las principales preocupaciones ambientales globales. Su presencia ha sido documentada en todos los ecosistemas acuáticos, donde estas partículas persisten y se acumulan debido a su reducido tamaño y resistencia a la degradación (Rochman, 2020; Thompson et al., 2009). Además, actúan como vectores de contaminantes orgánicos adsorbidos (Agboola & Benson, 2021; Li et al., 2023) y pueden ingresar a las cadenas tróficas; la evidencia más reciente muestra que los micro y nanoplásticos y sus aditivos atraviesan barreras biológicas y alcanzan tejidos humanos, asociándose a disrupción endocrina, estrés oxidativo y respuestas inmunológicas anómalas (Landrigan et al., 2023; Llorca & Farré, 2021; Medley et al., 2023; Vincoff et al., 2024). Esta condición los consolida como contaminantes emergentes cuya caracterización es una prioridad para la salud pública ambiental (Castañeta et al., 2020).

En los sistemas fluviales, el transporte y la distribución de los microplásticos dependen de la interacción entre el flujo hidráulico, las características del sedimento y la actividad antrópica, y se manifiestan con mayor intensidad en la zona hiporreica, espacio de intercambio entre aguas superficiales y subterráneas bajo el lecho del río (Frei et al., 2019; Nasim et al., 2024). El sedimento opera así como un reservorio activo cuya acumulación y enterramiento están condicionados por la hidrodinámica, la porosidad del sustrato y los procesos de intercambio en la interfase agua-sedimento (Adomat et al., 2026; Arbeloa et al., 2026; Arbeloa & Marzadri, 2025; Arnon et al., 2025; Barrantes et al., 2025); por ello, el estudio de microplásticos en sedimentos se ha convertido en una herramienta clave para dimensionar la presión antrópica que recibe un sistema fluvial (Horton et al., 2016; Pittroff et al., 2024; Vermaire et al., 2017).

En el Perú, investigaciones recientes ya evidencian la presencia de microplásticos en cuerpos de agua continentales, como el tramo bajo del río Rímac en Lima, la cuenca del río

Chili en Arequipa y quebradas altoandinas de Junín (Canchari & Iannacone, 2023; Gamboa et al., 2025; Huamán & Gamboa, 2023). No obstante, persisten vacíos de información sistematizada sobre la dinámica de retención a largo plazo y la caracterización de los sedimentos como reservorios bajo presión antrópica en cuencas de alta montaña (Blettler et al., 2018), donde los umbrales de deposición y movilización de partículas aún no han sido plenamente establecidos (Bai et al., 2021).

La presente investigación responde, en primer lugar, a la necesidad de generar conocimiento sobre la situación actual y real de la contaminación por microplásticos en la cuenca baja del río Chili. Se trata de un sistema fluvial de alta montaña que atraviesa el área metropolitana de Arequipa y abastece captaciones de agua para uso humano e industrial, pero que carece de un registro sistematizado de la abundancia, morfología y composición polimérica de estas partículas en sus sedimentos. Sin esa información base es imposible conocer el estado real del contaminante en el gradiente longitudinal del río, dimensionar la presión antrópica que recibe ni establecer referencias para futuras investigaciones y decisiones de gestión.

En segundo lugar, la investigación busca conocer los riesgos asociados al tipo y clase de microplásticos presentes y a su presencia misma sobre la población. La morfología y el polímero de cada partícula condicionan su capacidad de transportar aditivos y contaminantes adsorbidos y su potencial de ingreso a los sistemas de abastecimiento de agua y a las cadenas tróficas (Agboola & Benson, 2021; Vincoff et al., 2024). Por ello, identificar las morfologías y polímeros predominantes en los sedimentos permitirá valorar la exposición potencial de la población arequipeña a estos contaminantes emergentes y anticipar sus posibles implicancias para la salud (Llorca & Farré, 2021; Medley et al., 2023).

En concordancia con los hallazgos en sistemas fluviales urbanos, el estudio se plantea además diferenciar las zonas de emisión de origen urbano de aquellas áreas que actúan como

sumideros, con base en la dinámica de transporte y sedimentación identificada como el principal control geofísico en la cuenca baja (Amrutha et al., 2022; Drummond et al., 2022; Enders et al., 2019; Xia et al., 2023).



HIPÓTESIS

La abundancia, morfología y composición polimérica de los microplásticos en los sedimentos fluviales del río Chili varían significativamente entre las estaciones de muestreo y podrían estar asociadas a la presión antrópica, mediada por la densidad poblacional, y a la dinámica de transporte-sedimentación.



OBJETIVOS

Objetivo General

Determinar la relación entre la presión antrópica, definida mediante el indicador de densidad poblacional (Hab/km²) y la dinámica de transporte-sedimentación con las características de abundancia, morfología y composición polimérica de los microplásticos presentes en los sedimentos de la cuenca baja del río Chili, Arequipa, Perú.

Objetivos Específicos

- Cuantificar la abundancia de microplásticos en sedimentos de seis estaciones de muestreo ubicadas a lo largo del río Chili, con el fin de analizar su variación espacial para determinar el nivel relativo de impacto y degradación ambiental en la cuenca baja.
- Analizar las características morfológicas (forma, tamaño y color) de los microplásticos identificados para inferir sus posibles fuentes de origen y los procesos de transformación física, química y biológica a los que han sido sometidos por factores ambientales en el entorno fluvial.
- Identificar y determinar la composición química de los polímeros mediante espectroscopía μ FTIR, empleando esta técnica por su capacidad para diferenciar con precisión materiales sintéticos de partículas naturales, con el propósito de confirmar la naturaleza química de los polímeros predominantes.
- Evaluar la relación entre la carga de microplásticos, la densidad poblacional y los factores hidrodinámicos para identificar patrones de emisión y zonas de acumulación (sumideros) a lo largo del gradiente fluvial de la zona de estudio.

CAPÍTULO I

MARCO TEÓRICO

1. Los plásticos: definición y clasificación

Los plásticos constituyen un grupo amplio de materiales poliméricos, en su mayoría de origen sintético o semisintético, derivados principalmente de hidrocarburos fósiles como el petróleo y el gas natural, aunque recientemente también se han desarrollado alternativas a partir de fuentes renovables.

Su uso intensivo en la vida cotidiana responde a una combinación de propiedades técnicas y comerciales favorables; Su uso intensivo en la vida cotidiana responde a una combinación de propiedades técnicas y comerciales favorables: bajo costo de producción, alta versatilidad, ligereza, resistencia mecánica y durabilidad, elevada resistencia a la corrosión química y ambiental, baja conductividad eléctrica y gran capacidad para ser moldeados en formas complejas mediante procesos industriales automatizados. Estas características, si bien los hacen indispensables para la industria moderna, también contribuyen a su persistencia cuando son liberados al entorno (Lu, 2023; Ordóñez & Lizcano, 2024; Thompson et al., 2009).

La contaminación por microplásticos (partículas plásticas de tamaño inferior a 5 mm) se ha convertido en un problema ambiental global crítico debido a su ubicuidad y efectos potenciales sobre los ecosistemas. Diversos estudios señalan que estos contaminantes se clasifican según su origen en fuentes primarias y secundarias; las primeras corresponden a microplásticos fabricados deliberadamente en tamaños microscópicos para aplicaciones específicas, tales como microesferas en productos de higiene personal, agentes abrasivos industriales o pellets de pre producción empleados como materia prima, mientras que las segundas se originan a partir de la fragmentación y degradación de objetos plásticos de

mayor tamaño (como botellas, bolsas o redes de pesca) debido a la acción de factores físicos, químicos y biológicos en el ambiente, tales como la radiación UV y la abrasión mecánica.

Asimismo, su presencia ha sido evidenciada en ambientes marinos, fluviales y terrestres, confirmando su compleja dispersión (Duis & Coors, 2016; Nworie, 2020; Yang et al., 2020).

La producción global de plásticos ha experimentado un crecimiento acelerado y documentado en las últimas décadas. Según datos de la OCDE reportados por Amariei y Rosal, la producción se duplicó entre los años 2000 y 2019, pasando de 234 millones de toneladas a 460 TM anuales. Para el año 2023, la producción total alcanzó aproximadamente 413,8 TM, de las cuales el 90,4 % (374,2 TM) fueron de origen fósil. (Amariei & Rosal, 2025). Se estima que, desde el inicio de su producción masiva en 1950 hasta la fecha, se han fabricado un total acumulado de 8300 millones de TM de plásticos vírgenes, de los cuales cerca de 6300 TM ya se han convertido en residuos (Geyer et al., 2017). Este volumen masivo de producción no solo refleja su utilidad industrial, sino que explica su omnipresencia como residuo ambiental y precursor directo de microplásticos en cuerpos de agua (Pilapitiya & Ratnayake, 2024; Mendoza et al., 2020).

Desde el punto de vista del análisis, la clasificación de los plásticos resulta fundamental para comprender su comportamiento en el medio ambiente. Varios criterios permiten clasificarlos según su estructura, propiedades térmicas, origen, densidad o tamaño; este último criterio es esencial para diferenciar los residuos macroscópicos de las partículas microscópicas que son objeto de este estudio. En la Tabla 1 se detallan estas categorías según sus dimensiones.

Tabla 1*Clasificación por tamaño de residuos plásticos*

Tipo de plástico	Rango de tamaño	Referencia
Megaplásticos	> 1 m	Castellón-Mena et al., 2024
Macroplásticos	> 2,5 cm	Pazos, 2021
Mesoplásticos	0,5 cm – 2,5 cm	Castellón-Mena et al., 2024
Microplásticos	1 μ m – 5 mm	Pazos, 2021
Nanoplásticos	< 1 μ m	Pazos, 2021

Nota. Elaboración propia con base en las citas referenciadas.

1.1. Por mecanismo de polimerización

De acuerdo con su formación, los polímeros pueden clasificarse en dos grandes categorías. Por un lado, los polímeros de adición se generan mediante reacciones en cadena a partir de monómeros con enlaces dobles o triples que se abren y se enlazan sucesivamente, dando lugar a cadenas lineales o ramificadas sin la formación de subproductos; ejemplos representativos son el polietileno, el polipropileno, el policloruro de vinilo y el poliestireno. Por otro lado, los polímeros de condensación se forman mediante reacciones de crecimiento en etapas, donde los monómeros polifuncionales reaccionan liberando subproductos como agua, amoníaco o cloruro de hidrógeno, lo que da lugar a estructuras moleculares más complejas, rígidas y con mayor estabilidad térmica en comparación con los polímeros de adición; ejemplos representativos de este grupo son el tereftalato de polietileno, las

poliamidas (como el Nylon 6) y el policarbonato (Alberto, 2013; Alvarez & Pereyra, 2020; Singh, 2023; Vijayakumar et al., 2021).. Esta distinción influye directamente en la resistencia del material frente a distintos procesos de degradación ambiental.

1.2.Por propiedades térmicas

El comportamiento frente al calor permite otra clasificación fundamental. En este sentido, los termoplásticos presentan la capacidad de ablandarse al ser calentados y endurecerse nuevamente al enfriarse, lo que permite su reciclaje y reprocesamiento (Ngo, 2020). Estos materiales, están formados por polímeros lineales o ramificados, las clases y características de estos polímeros se consolidan en la Tabla 2, donde se presentan ejemplos comunes frecuentemente identificados en sedimentos fluviales (polietileno, polipropileno, poliestireno, tereftalato de polietileno y policloruro de vinilo) y se contrastan con las propiedades de los plásticos termoestables, los cuales, debido a su red rígida de conexiones inter catenarias, experimentan transformaciones irreversibles durante su fabricación y forman estructuras reticuladas tridimensionales que no pueden fundirse nuevamente (Alshammari et al., 2021; Singh, 2023; Singh, 2024).

Ejemplos destacados incluyen las resinas epoxi, el poliuretano, la baquelita y el caucho vulcanizado. Desde el punto de vista ambiental, los materiales termoestables tienden a persistir durante más tiempo en el entorno, ya que su estructura altamente reticulada reduce significativamente su susceptibilidad a procesos de reciclaje y degradación química o biológica (Kloxin & Bowman, 2013; Ngo, 2020; Rajawasam et al., 2023; Singh, 2023; Vijayakumar et al., 2021).

Tabla 2*Clasificación técnica y ambiental de materiales poliméricos*

Clasificación	Mecanismo o Propiedad	Ejemplos Representativos	Relevancia/Persistencia Ambiental
Adición	Crecimiento en cadena; cadenas lineales o ramificadas sin subproductos.	Polietileno (PE), polipropileno (PP), policloruro de vinilo (PVC), poliestireno (PS)	Mayor facilidad para el reciclaje mecánico; susceptible a fragmentación física.
Condensación	Crecimiento en etapas; estructuras complejas con liberación de subproductos.	Tereftalato de polietileno (PET), Poliamidas, Policarbonato (PC)	Mayor estabilidad térmica; resistencia química variable según el grupo funcional.
Termoplásticos	Reversibilidad térmica; permite ablandamiento y endurecimiento cíclico.	PE, PP, PS, PET, PVC	Alta tasa de recuperación; predominante en la carga de microplásticos secundarios.
Termoestables	Irreversibilidad térmica; estructura reticulada tridimensional permanente.	Resinas epoxi, Poliuretano, Baquelita	Alta persistencia ambiental; extremadamente difícil de reciclar o degradar.

Nota: Elaboración propia con información de Alberto (2013), Vijayakumar et al. (2021), Alshammari et al. (2021) y Singh (2024).

1.3. Clasificación por origen

a) Microplásticos primarios

Esta categoría incluye microperlas en productos de cuidado personal y cosméticos, abrasivos industriales, fluidos de perforación y resinas plásticas sin procesar, como los pellets (Manrique Muñante & Gamboa Fuentes, 2019; Pazos, 2021). Una de las fuentes críticas de origen son las plantas de tratamiento de aguas residuales, las cuales a menudo no están diseñadas para eliminar la totalidad de estas partículas, liberándolas en los efluentes o acumulándolas en lodos que posteriormente pueden ser utilizados como fertilizantes

agrícolas. Asimismo, estos materiales pueden ingresar al ambiente por desbordamientos de alcantarillado debido a fuertes lluvias o por derrames accidentales durante el transporte o preprocesamiento industrial.

b) Microplásticos secundarios

Se originan a partir de la fragmentación de residuos plásticos más grandes debido a la exposición a condiciones ambientales, proceso que disminuye la integridad estructural del plástico a través de tres mecanismos principales (Alvarez & Pereyra, 2020; Pazos, 2021; Liro et al., 2024):

Degradación física: la acción mecánica del viento, las olas y la abrasión con sedimentos contribuye a la fragmentación de los plásticos; en ambientes fluviales, la erosión causada por las corrientes y la fricción constante en el lecho y las orillas desempeñan un papel significativo en la reducción del tamaño de los fragmentos.

Degradación química: la exposición a la radiación ultravioleta provoca la fotooxidación de la matriz del polímero, rompiendo los enlaces de sus cadenas y haciéndolos más frágiles. Esta degradación es más rápida en la superficie, bajo exposición solar directa, en comparación con ambientes sumergidos; además, la degradación termo-oxidativa y la presencia de aditivos (colorantes y estabilizantes) pueden acelerar la ruptura oxidativa de los plásticos.

Degradación biológica: ocurre por la acción de microorganismos sobre ciertos polímeros susceptibles. No obstante, en la mayoría de los ambientes la biodegradación y la hidrólisis suelen ser procesos menores en comparación con la fotodegradación.

1.4. Por densidad

La densidad de los polímeros plásticos constituye un factor preponderante en su destino dentro de los sistemas acuáticos. De forma general, los materiales de baja densidad tienden a permanecer en la superficie del agua, mientras que aquellos de mayor densidad

presentan una mayor probabilidad de sedimentarse. Sin embargo, este comportamiento no es estático, ya que procesos como la bioincrustación pueden modificar la densidad efectiva de las partículas, favoreciendo su hundimiento con el tiempo (Tursi et al., 2022).

Como se señaló previamente. Es posible afirmar que, los sedimentos fluviales funcionan como zonas de acumulación o “sumideros” de microplásticos, lo que los transforma en matrices clave para su estudio.

Esta característica que justifica el enfoque de investigaciones centradas en sedimentos, como la presente, ya que permiten obtener una visión más integrada de la contaminación a lo largo del tiempo.

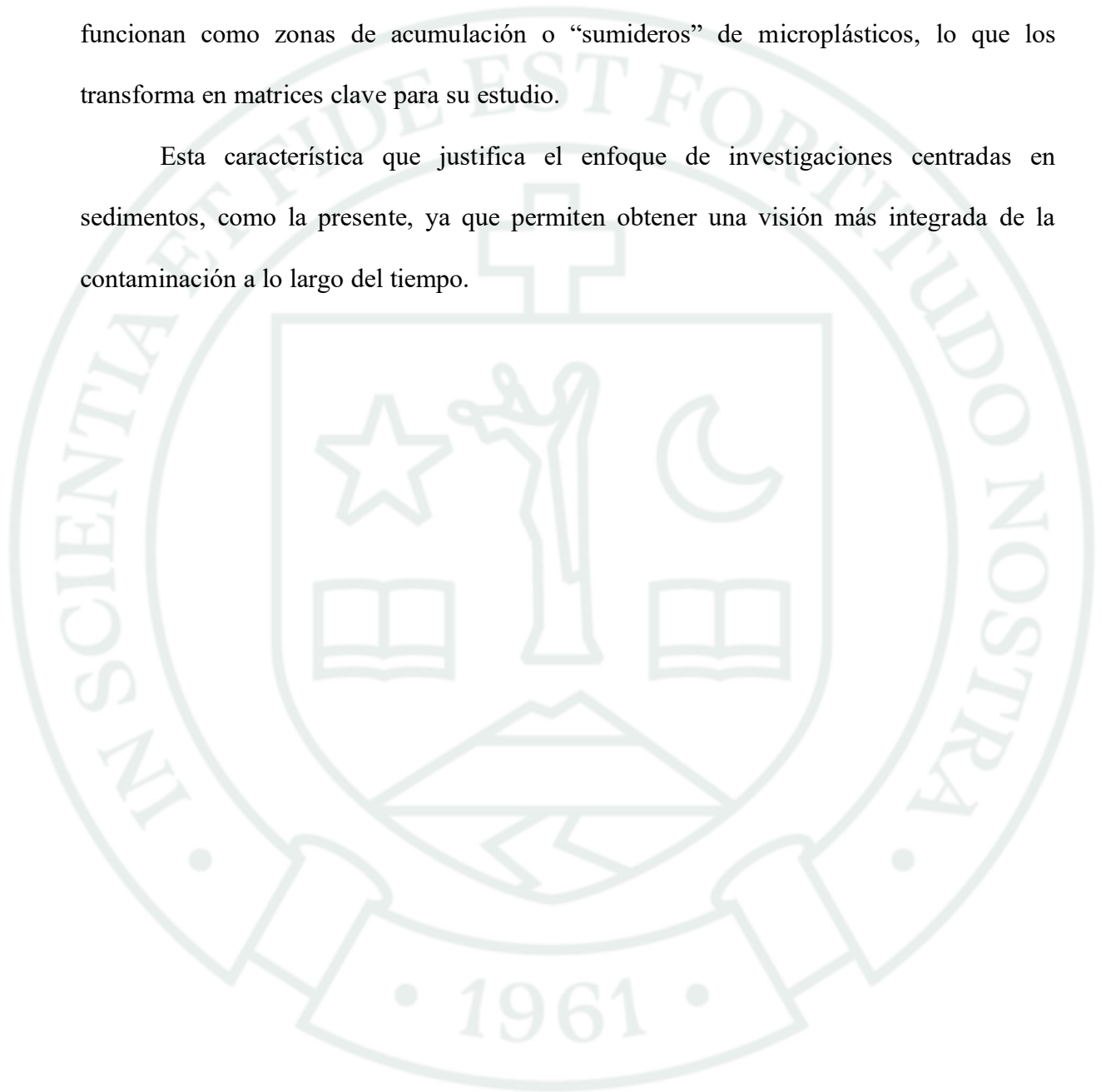


Tabla 3*Microplásticos comúnmente hallados en ríos*

Plástico	Abreviatura	Densidad (g/cm ³)	Ejemplos de uso	Prevalencia en sedimentos fluviales peruanos
Polietileno baja densidad	LDPE	0,91–0,94	Bolsas, películas	Común (Valdivia et al., 2024)
Polipropileno	PP	0,90–0,91	Envases, tapas	Muy alta (Canchari & Iannacone, 2024)
Poliestireno	PS	1,04–1,10	Espumas, envases desechables	Alta (Manrique Muñante & Gamboa Fuentes, 2019)
Polietileno alta densidad	HDPE	0,94–0,97	Botellas, tuberías	Común (Valdivia et al., 2024)
Tereftalato de polietileno	PET	1,30–1,40	Botellas de bebidas	Común (Huamán & Gamboa, 2023)
Cloruro de polivinilo	PVC	1,30–1,58	Tuberías, filmes	Menos frecuente en la superficie, se sedimenta (Huamán & Gamboa, 2023)
Policarbonato	PC	~1,20	Discos, botellas	Presente (Manrique Muñante & Gamboa Fuentes, 2019)
Polimetilmetacrilato	PMMA	1,18	Acrílicos	Hallazgo distintivo en la cuenca baja del Río Chili
Poliuretano	PUR / PU	1,02–1,20	Espumas aislantes, adhesivos, calzado	

Nota: Elaboración propia con base en citas referenciadas en la columna “Prevalencia en sedimentos fluviales peruanos”

En la presente Tabla 3 apreciamos que, estas clasificaciones y sus características físicas como la densidad, son importantes para el desarrollo de metodologías de extracción y la comprensión de la dinámica de los microplásticos en ríos, como los de Perú, donde el

polietileno (PE), el polipropileno (PP) y el poliestireno (PS) dominan debido a su producción masiva. Esta prevalencia confirma su papel como vectores de contaminantes en los sedimentos (Canchari & Iannacone, 2024).

Sin embargo, la identificación de poliuretano en la cuenca baja del Río Chili representa un hallazgo crítico, ya que este polímero técnico se asocia a escorrentías urbanas y actividades industriales, confirmando el papel de los sedimentos como vectores de contaminantes complejos en entornos metropolitanos.

2. Tipos de plásticos relevantes en el ambiente

Múltiples investigaciones coinciden en que ciertos polímeros aparecen con mayor frecuencia en el ambiente, particularmente en sistemas fluviales. Entre ellos destacan el polietileno (PE), el polipropileno (PP), el poliestireno (PS) y el tereftalato de polietileno (PET), los cuales, son muy utilizados en envases, embalajes y productos de consumo masivo (Hassen et al., 2025; Pazos, 2021).

La mayor presencia de estos materiales no solo responde a su elevada producción, sino también a su persistencia y facilidad de fragmentación, lo que favorece su transformación en microplásticos.

2.1. Bioplásticos: alcances y limitaciones

Como respuesta a la problemática ambiental asociada a los plásticos convencionales, se ha promovido el desarrollo de bioplásticos. Sin embargo, este término abarca materiales con características diversas, ya que pueden ser biodegradables, de origen biológico o ambas cosas a la vez. Esta ambigüedad conceptual puede generar interpretaciones erróneas respecto a su impacto ambiental.

En la práctica, la efectividad de estos materiales como solución a la contaminación está condicionada a procesos de biodegradación que requieren parámetros técnicos estrictos,

típicamente presentes en entornos de compostaje industrial pero ausentes en ecosistemas naturales (Afshar et al., 2023; Thompson et al., 2009).

Estas condiciones específicas incluyen:

Temperatura: La degradación efectiva ocurre mayoritariamente en rangos de 50°C a 60°C (Thompson et al., 2009; Wang et al., 2024). Estas temperaturas elevadas suelen coincidir con la temperatura de transición vítrea (T_g) que es el umbral térmico en el que los materiales amorfos (como polímeros y plásticos) pasan de un estado rígido, duro y frágil (vítreo) a un estado flexible, blando o viscoso (gomoso). Por esta razón, polímeros como el ácido poliláctico, que se sitúa entre 55-62°C, se ablandan y sea más accesible para la hidrólisis microbiana (Cucina et al., 2021; Wang et al., 2024).

Humedad y Oxigenación: Se requiere una disponibilidad constante de agua y una alta concentración de oxígeno para sostener procesos aeróbicos de descomposición microbiana (Afshar et al., 2023).

Consorcios Microbianos: Es necesaria una abundancia y actividad específica de microorganismos y enzimas que no se encuentran en densidades suficientes en entornos abiertos (Afshar et al., 2023; Wang et al., 2024).

Tiempo de Retención: Los estándares industriales (como ISO 14855) asumen periodos de hasta 12 semanas bajo estas condiciones controladas para lograr la mineralización (Thompson et al., 2009; Wang et al., 2024).

En ambientes naturales, como la cuenca baja del río Chili, predomina un régimen térmico mesofílico o ambiental, muy alejado de los niveles termofílicos necesarios para la degradación de bioplásticos comerciales (Wang et al., 2024). La ausencia de estas condiciones específicas conlleva a que materiales etiquetados como "biodegradables" persistan en el ecosistema fluvial de manera similar a los plásticos convencionales (Bocci et al., 2025; Haider et al., 2018). Bajo estas condiciones subóptimas, los bioplásticos sufren

una fragmentación incompleta, dando origen a microplásticos biodegradables (Lara-Topete et al., 2024).

Estos fragmentos no solo mantienen la ubicuidad y los riesgos físicos de los microplásticos tradicionales, sino que su comportamiento ambiental y degradación efectiva en condiciones lógicas naturales son significativamente limitados (Bocci et al., 2025; Ribba et al., 2022).

2.2. Aditivos en plásticos y su relevancia ambiental

Los plásticos no están compuestos únicamente por polímeros base, sino que incorporan una variedad de aditivos en su fabricación, los cuales se utilizan para mejorar sus propiedades físicas y químicas. Entre estos se incluyen plastificantes, estabilizantes, retardantes de llama y pigmentos, los que pueden representar una fracción significativa del material final.

Una característica crítica de estos compuestos es que la mayoría no se encuentran químicamente unidos a la matriz polimérica mediante enlaces covalentes, lo cual facilita su migración, volatilización o lixiviación al medio ambiente durante todo el ciclo de vida del plástico (Vincoff et al., 2024). En el caso de los microplásticos, su elevada relación superficie/volumen favorece estos procesos de lixiviación, incrementando la exposición de los organismos a sustancias potencialmente tóxicas.

Diversas investigaciones académicas han vinculado la exposición a estos aditivos con efectos adversos severos en la salud humana. Algunos de los aditivos más importantes que se reportan en bibliografía se observan en la Tabla 4.

Se ha documentado que compuestos como los ftalatos y bisfenoles actúan como potentes disruptores endocrinos que alteran los sistemas hormonales y metabólicos (Llorca & Farré, 2021; Sahoo et al., 2024). De la misma manera, la evidencia científica asocia la presencia de aditivos en el organismo con respuestas inmunológicas anómalas, estrés

oxidativo y genotoxicidad (Vincoff et al., 2024). De especial preocupación es el potencial carcinogénico de más de 150 aditivos identificados en polímeros comunes, los cuales pueden inducir daños en el ADN y promover vías de expresión oncogénica (Sousa, 2024; Vincoff et al., 2024). De esta forma, los microplásticos no solo representan un problema físico, sino también un vector químico de compuestos peligrosos dentro de los ecosistemas fluviales. Como se indicó anteriormente, en la Tabla 4 se detallan las funciones, tipos y ejemplos de los aditivos más recurrentes en la industria plástica.

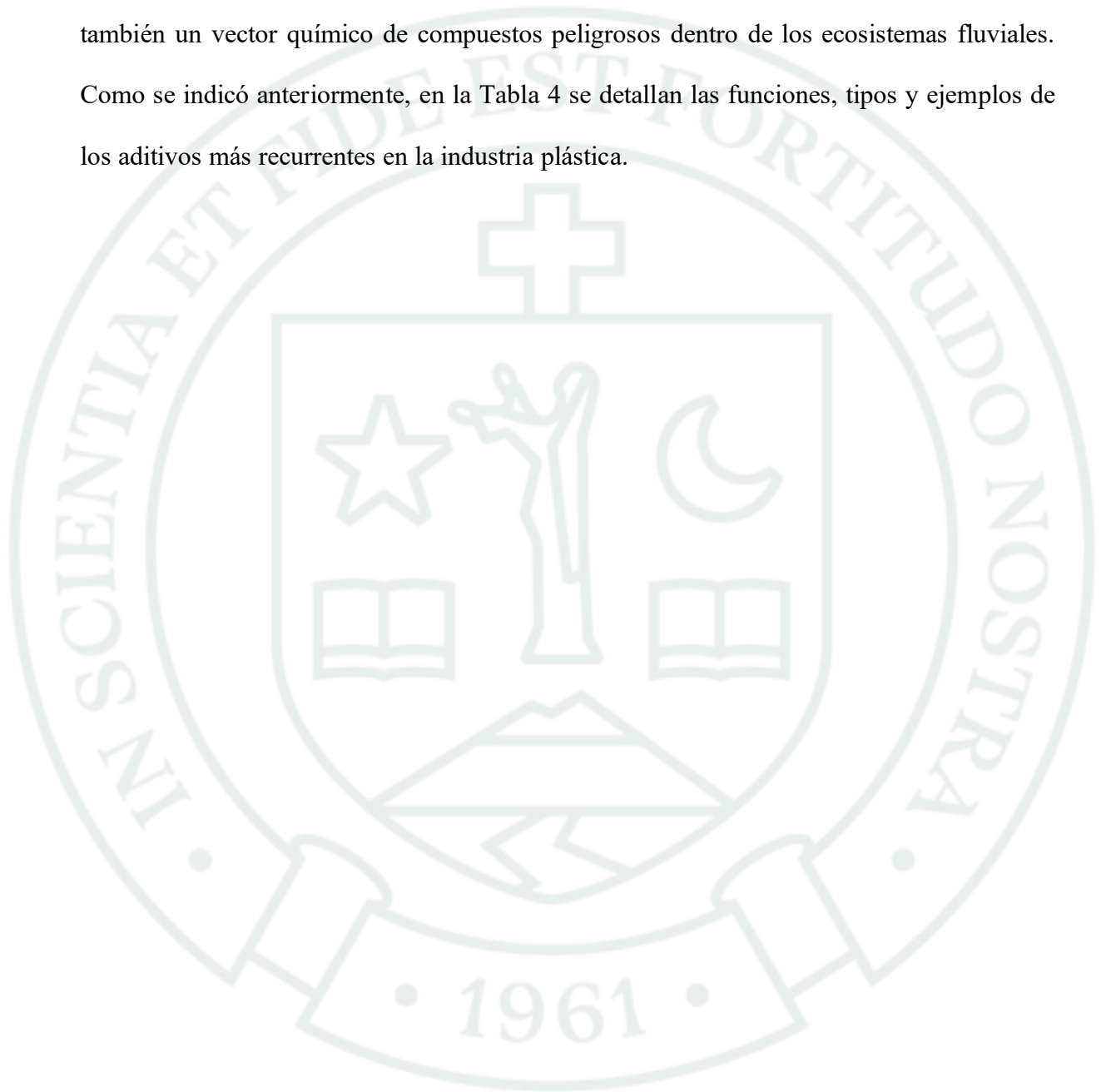


Tabla 4*Aditivos comúnmente usados en la fabricación de plásticos*

Función del aditivo	Tipos de aditivos	Ejemplos comunes	Referencia
Facilitan el procesado	Estabilizantes, lubricantes	Estabilizantes contra luz ultravioleta, ácido esteárico	Carli-Omont, 2021; Petrulionienė et al., 2023
Modifican propiedades mecánicas	Plastificantes, cargas reforzantes	Ftalatos como diftalato, negro de humo	Wahl, 2022; Julienne, 2019; Saad et al., 2023
Disminuyen costos	Cargas	Óxido de titanio	González-Calderón et al., 2020
Modifican propiedades superficiales	Agentes antiestáticos	Microfibras de carbono	Søgaard, 2014
Modifican propiedades ópticas	Pigmentos, colorantes	Óxidos de hierro, rodamina	Candian et al., 2008
Protección contra el envejecimiento	Estabilizantes contra luz ultravioleta, fungicidas	Antioxidantes como nonilfenol	Alvarez & Pereyra, 2020; Akoueson, 2022
Otros	Retardantes de llama, agentes espumantes	Hexabromociclododecano, pentano	Alvarez & Pereyra, 2020

Nota: Elaboración propia con base en citas referenciadas en la columna “Referencia”

Al fragmentarse en microplásticos y aumentar su relación superficie-volumen, estos compuestos pueden lixiviarse con mayor facilidad hacia el entorno, exponiendo a la biota

acuática a sus efectos tóxicos como disruptores endocrinos, carcinógenos o agentes que interfieren con procesos biológicos fundamentales (Alvarez & Pereyra, 2020).

Estas mezclas de contaminantes resultantes de la adsorción de contaminantes orgánicos persistentes y metales pesados, y de la liberación de aditivos, convierten a los microplásticos en vehículos de toxicidad que transportan y concentran sustancias peligrosas a lo largo de la cadena trófica (Castañeta et al., 2020).

3. Definición de microplásticos

De manera general, el consenso científico actual conceptualiza a los microplásticos como partículas poliméricas sólidas, de origen sintético u orgánico, cuyas dimensiones se sitúan predominantemente entre 1 μm y 5 mm (O'Callaghan et al., 2024; Prata et al., 2024). El límite superior de 5 mm (5000 μm) es el más aceptado operativamente, fundamentado en su comportamiento ambiental (como la facilidad de ingestión accidental por organismos) y en criterios históricos de visibilidad y monitoreo establecidos por organismos internacionales, mientras que el límite inferior de 1 μm suele determinarse por las capacidades de detección de las técnicas analíticas estándar, como la micro espectroscopía, marcando la transición hacia la escala nanométrica. No obstante, investigaciones recientes proponen ajustes a estos rangos (por ejemplo, límites de 0,1 μm a 1 mm) para alinear la terminología con el Sistema Internacional de unidades y reflejar mejor las variaciones en la toxicidad según el tamaño de la partícula.

En términos regulatorios y de política ambiental, la Agencia Europea de Sustancias y Mezclas Químicas consolidó en 2023, bajo el marco del reglamento REACH (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals por sus siglas en inglés) que en español, se traduce como el reglamento relativo al Registro, la Evaluación, la Autorización y la Restricción de las sustancias y mezclas Químicas, una definición técnica que describe a los microplásticos como materiales constituidos por partículas sólidas que contienen

polímeros, donde al menos el 1% en peso de dichas partículas presenta dimensiones de $1\ \mu\text{m} \leq x \leq 5\ \text{mm}$ (Jacob et al., 2024; Luederwald et al., 2024). Para el caso específico de las fibras plásticas, se establece un rango de longitud de $3\ \mu\text{m}$ a $15\ \text{mm}$, con una relación longitud-diámetro superior a 3 (Jacob et al., 2024).

Estas directrices, vigentes para el periodo 2024-2025, subrayan que estas partículas no son biodegradables en entornos abiertos y que su morfología (que incluye formas esféricas, angulares, irregulares y fibrosas) es un factor determinante en su transporte y destino ambiental (Catone et al., 2024; Medley et al., 2023).

En el extremo inferior de la clasificación se ubican los nanoplásticos, definidos generalmente como partículas plásticas con dimensiones menores a $1\ \mu\text{m}$ (Medley et al., 2023; Prata et al., 2024).

Aunque persiste un debate académico sobre si el umbral superior de los nanoplásticos debería limitarse estrictamente a $100\ \text{nm}$ para ser consistente con el marco general de nanomateriales, la literatura científica de 2023 y 2024 reafirma el límite de $1\ \mu\text{m}$ como el estándar más operativo para estudios de impacto ambiental (O'Callaghan et al., 2024; Zheng et al., 2024).

El interés científico en los nanoplásticos radica en su capacidad para atravesar barreras biológicas y experimentar translocación a nivel celular, procesos facilitados por su alta reactividad superficial, estabilidad química y resistencia intrínseca a la biodegradación (Medley et al., 2023; Zheng et al., 2024).

4. Clasificación de los microplásticos

La clasificación de los microplásticos puede tomarse desde distintos puntos de vista, cada uno dirigido a ordenar su diversidad en función de características específicas. Entre los criterios más utilizados se encuentran aquellos basados en el origen, el tamaño y la

morfología, los cuales permiten no solo describir estas partículas, sino también aproximarse a su comportamiento en el ambiente (Martínez et al., 2024).

4.1. Clasificación por origen

Desde esta perspectiva, los microplásticos se agrupan en primarios y secundarios, constituyendo una de las distinciones más empleadas en estudios ambientales (Alvarez & Pereyra, 2020).

Los **microplásticos primarios** son aquellos que se producen deliberadamente en tamaños microscópicos, destinados a usos específicos. Dentro de esta categoría se incluyen las microesferas usadas en productos cosméticos y de higiene personal, así como los pellets industriales empleados como insumo en la fabricación de plásticos (Castañeta et al., 2020).

En ciertos casos, también se consideran ciertas fibras sintéticas generadas en procesos industriales, aunque su clasificación no siempre resulta uniforme y puede cambiar según el enfoque adoptado (Li et al., 2023).

Los **microplásticos secundarios** se originan a partir de la fragmentación de materiales plásticos de mayor tamaño, como botellas, bolsas o envases. Esto ocurre como consecuencia de la acción combinada de factores físicos, químicos y biológicos en el ambiente (Contreras et al., 2022).

En términos generales, estos representan la principal fuente de microplásticos en los ecosistemas naturales.

4.2. Clasificación por tamaño

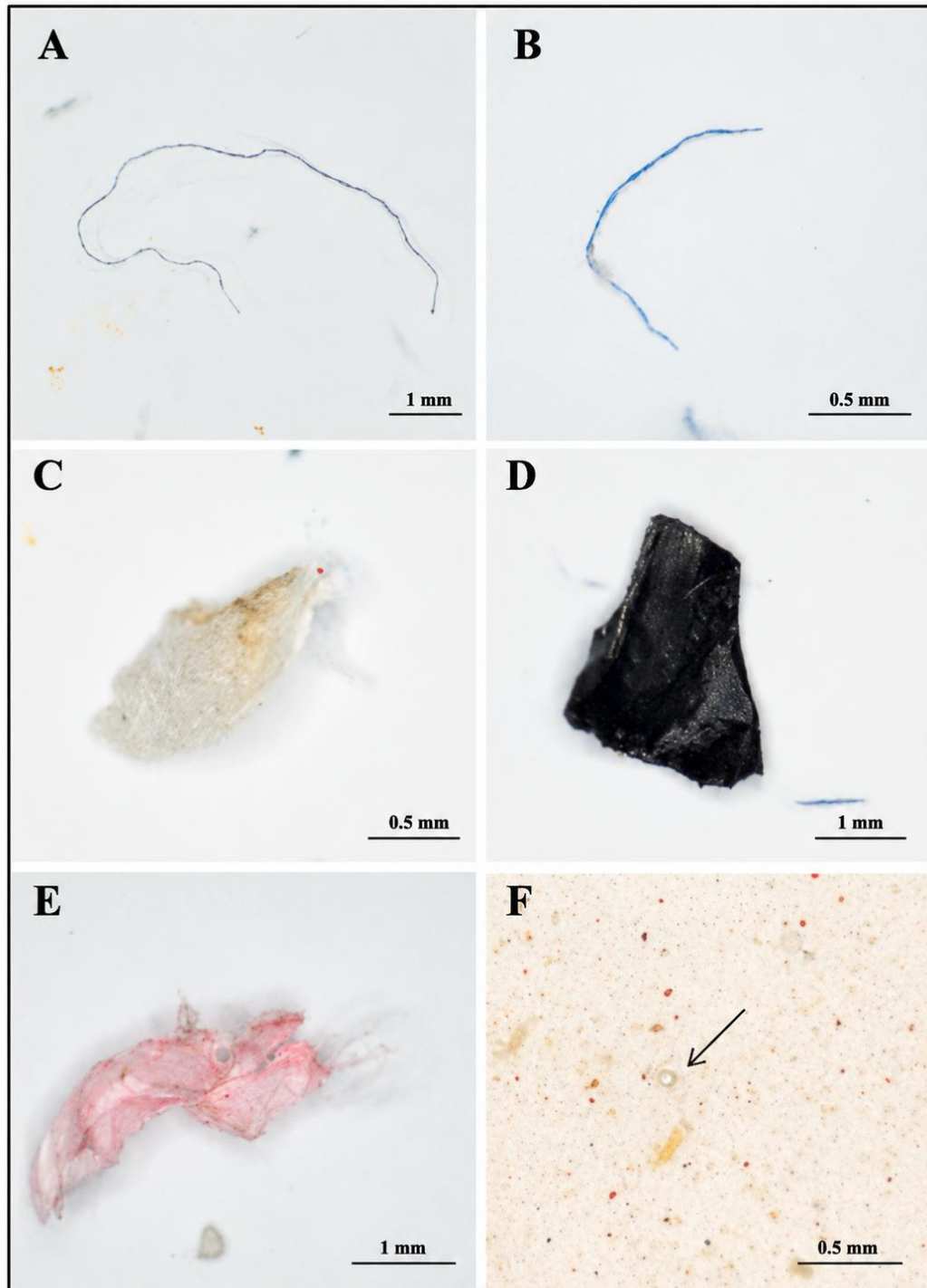
Los microplásticos se clasifican dentro de un continuo de tamaños que incluye otras categorías como mega, macro, meso y nanoplásticos. Estas categorías permiten contextualizar su escala dentro de los tipos de residuos plásticos presentes en el ambiente. Aunque esta clasificación resulta útil desde el punto de vista conceptual y práctico, su aplicación puede variar ligeramente entre estudios, lo que implica ciertas diferencias en la

comparación de resultados. A pesar de ello, el intervalo comprendido entre 1 μm y 5 mm para los microplásticos continúa siendo el más utilizado para su delimitación (Pazos, 2021; Castellón-Mena et al., 2024). Clasificación por forma/morfología (esto también lo podemos apreciar en la Tabla 1).

La forma de los microplásticos constituye un criterio relevante, ya que proporciona información sobre su origen y sobre los procesos de transformación que han experimentado en el medio. Entre las morfologías más frecuentemente identificadas se encuentran fibras, fragmentos, pellets, microesferas, películas y espumas. Para una caracterización precisa, se recomienda la inclusión de registros fotográficos que ilustren estas morfologías, tal como se muestra en la figura 1, permitiendo una validación visual de la naturaleza física de las partículas recolectadas en los sedimentos del río Chili.

Figura 1

Diferentes morfologías de microplásticos identificadas mediante microscopía estereoscópica: (A, B) fibras, (C) espumas, (D, E) fragmentos y (F) pellets



Nota: Adaptado de Basha et al. (2023). Copyright 2023 por Elsevier.

De estos tipos, las fibras presentan una estructura alargada y suelen asociarse a textiles sintéticos, siendo recurrentes en ambientes acuáticos debido a su facilidad de dispersión (Pazos, 2021; Razeghi et al., 2021; Skalska et al., 2020; Yang et al., 2020).

Los fragmentos, por su parte, presentan formas irregulares y bordes poco definidos, originados a partir de la degradación de plásticos de mayor tamaño mediante procesos mecánicos y fotoquímicos (Lofty et al., 2022; Pazos, 2021).

Los pellets corresponden a partículas usadas como materia prima industrial, mientras que las microesferas son producidas intencionalmente para aplicaciones específicas, principalmente en productos de cuidado personal (Razeghi et al., 2021; Skalska et al., 2020). Las películas derivan de materiales delgados como bolsas y las espumas provienen de polímeros expandidos; ambas morfologías presentan densidades y áreas superficiales que condicionan su flotabilidad y transporte en el medio acuático (Lofty et al., 2022; Yang et al., 2020).

4.3. Clasificación según la composición química de los microplásticos

En la presente tesis se ha realizado la identificación química mediante μ FTIR la cual, se basa en el principio de la espectroscopía vibracional. Cuando una partícula de microplástico es expuesta a la radiación infrarroja, las moléculas que la componen absorben energía en frecuencias específicas que coinciden con sus frecuencias de vibración molecular (Veerasingam et al., 2020).

Esta absorción solo ocurre cuando la vibración del enlace químico produce un cambio en el momento dipolar de la molécula, lo que permite identificar grupos funcionales específicos (como los enlaces C-H, C=O o C-O) (Löder & Gerds, 2015; Veerasingam et al., 2020).

El término "Transformada de Fourier" se refiere al algoritmo matemático que procesa los datos crudos obtenidos por un interferómetro (dispositivo que mide la interferencia de

las ondas de luz). Este proceso convierte una señal compleja en un espectro de absorción claro, donde cada pico representa una "huella digital" química única del polímero (Duong et al., 2023; Veerasingam et al., 2020).

Al acoplar un microscopio al equipo de FTIR (denominado μ FTIR), se logra una alta resolución espacial, permitiendo analizar partículas individuales extremadamente pequeñas (menores a 500 μ m) que son invisibles al ojo humano o difíciles de clasificar bajo un estereomicroscopio común (Basha et al., 2023; Veerasingam et al., 2020).

La composición química de los microplásticos es un factor determinante en su comportamiento ambiental, ya que influye en propiedades como la densidad, la persistencia y la interacción con otros contaminantes. En términos generales, estos materiales derivan de polímeros sintéticos o semisintéticos basados en hidrocarburos (Pazos, 2021).

El elevado volumen de producción global de plásticos, que alcanza cientos de millones de toneladas anuales, explica la presencia predominante de ciertos polímeros en el ambiente, los cuales, actúan como principales fuentes de microplásticos (Marval et al., 2024; Pazos, 2021).

5. Polímeros más frecuentes

Entre los polímeros más comúnmente identificados en microplásticos se encuentran el polietileno, el polipropileno, el poliestireno y el tereftalato de polietileno; asimismo, se han reportado otros materiales como el cloruro de polivinilo, el policarbonato y el polimetilmetacrilato, cuya presencia, aunque menos dominante, también ha sido documentada. La amplia aplicación de estos polímeros en productos de uso cotidiano contribuye a su persistencia en el ambiente y a su posterior fragmentación en partículas de menor tamaño (Haque et al., 2024; Pazos, 2021)

6. Influencia de la composición química en el destino ambiental

La composición química influye directamente en el comportamiento de los microplásticos en el ambiente, siendo la densidad uno de los factores más relevantes (Lofty et al., 2022).

En general, los polímeros de menor densidad tienden a permanecer en la superficie del agua, mientras que aquellos más densos presentan mayor probabilidad de sedimentarse. Sin embargo, este comportamiento puede modificarse debido a procesos como la bioincrustación, que incrementa la densidad de las partículas y favorece su deposición (Manrique Muñante & Gamboa Fuentes, 2019).

Como resultado, los sedimentos fluviales actúan como zonas de acumulación de microplásticos, registrando su presencia a lo largo del tiempo.

7. Fuentes primarias de microplásticos en ambientes fluviales

Las microfibras liberadas durante el lavado de ropa constituyen una de las fuentes más relevantes, debido a la gran cantidad de partículas que pueden generarse en cada ciclo (Kumar et al., 2021). De la misma forma, productos como cosméticos y artículos de higiene personal contribuyen a la presencia de microplásticos primarios.

Si bien las plantas de tratamiento de aguas residuales logran retener una parte de estas partículas, no resultan completamente eficaces, lo que permite su liberación hacia los cuerpos de agua. Esta situación se suman procesos como la escorrentía superficial (Corriente de agua que supera la capacidad de absorción del suelo y fluye cuesta abajo) y la lixiviación desde vertederos (Premarathna et al., 2023).

Los microplásticos pueden originarse a partir de la fragmentación de plásticos de mayor tamaño o ser liberados directamente desde productos de consumo, textiles y actividades urbanas (Galafassi et al., 2019; Horton et al., 2017; Palacios-Marín & Tausif, 2021).

Los microplásticos ingresan a los sistemas fluviales a través de múltiples vías, incluyendo descargas urbanas, escorrentía superficial (flujo o desplazamiento del agua de lluvia o deshielo que circula sobre o a través del terreno cuando el suelo no tiene la capacidad de absorberla) y efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales. Su transporte y distribución están influenciados por factores hidrológicos, características del sedimento y actividades antropogénicas (Birch et al., 2020; Skalska et al., 2020; Talbot & Chang, 2021; Owowenu et al., 2023). Además, la fragmentación continua de macroplásticos contribuye significativamente al incremento de partículas en los cuerpos de agua (Liro et al., 2024; Min et al., 2020).

8. Abundancia y distribución de microplásticos en ecosistemas fluviales

La presencia de microplásticos en ecosistemas fluviales ha sido ampliamente documentada, tanto en la columna de agua como en sedimentos (Kumar et al., 2021). Sin embargo, su distribución presenta variaciones espaciales que dependen de factores ambientales y antrópicos.

En general, las concentraciones tienden a ser mayores en zonas urbanas, donde la actividad humana es más intensa. Además, los sedimentos suelen registrar mayores niveles de acumulación debido a su papel como reservorios.

Entre las formas más comunes se encuentran fibras, fragmentos y películas, destacando la predominancia de fibras en ambientes fluviales (Bai et al., 2021).

9. Transporte de microplásticos en ambientes fluviales

Los sedimentos actúan como importantes reservorios de microplásticos, acumulando partículas debido a procesos de deposición y condiciones hidrodinámicas específicas (Horton et al., 2016; Vermaire et al., 2017; Fulfer & Walsh, 2023).

Durante su desplazamiento, las partículas pueden experimentar deposición, re-suspensión y transporte en suspensión, dependiendo de variables como el caudal, la

velocidad del flujo y la morfología del cauce. Situaciones extremas, como inundaciones. Situaciones extremas, como inundaciones, pueden modificar significativamente estos patrones, en consecuencia, por esta razón, se escogió realizar la presente investigación en la temporada seca, porque las condiciones del río Chili son más constantes, además del que el riesgo del personal es menor al momento de realizar el muestreo dado que, el cauce se puede volver peligroso en temporada de lluvias.

Kumar et al. sostienen que los ríos cumplen un papel fundamental como vías de transporte de microplásticos desde fuentes terrestres hacia ecosistemas marinos, y que las características hidro morfológicas del cauce (densidad de la vegetación, pendiente, presas y embalses) influyen significativamente en el destino y el transporte de las partículas. Así, un incremento en el nivel del agua puede movilizar y acumular escombros plásticos en la vegetación ribereña y en los bancos fluviales; la morfología del cauce y las corrientes de marea también modifican el transporte río abajo, como se ha observado en el río Elbe, donde la influencia mareal incrementa de forma medible el transporte hacia el Mar del Norte. En contraste, en el río Chili la pendiente pronunciada de las zonas altas actúa como factor compensatorio que mantiene las partículas en suspensión.

Otras características hidrológicas (el nivel del agua, la velocidad y el caudal) también inciden en el transporte: la abundancia de microplásticos tiende a disminuir con la reducción de la velocidad del flujo, y los eventos de inundación promueven la movilización y acumulación en la desembocadura. La densidad, composición y forma de las partículas determinan si flotarán, permanecerán neutras o se hundirán; las de mayor tamaño tienen mayor probabilidad de retención en el lecho, mientras que la bio incrustación puede incrementar su densidad favoreciendo la sedimentación y la degradación reducir su masa aumentando la flotabilidad. La agregación y la floculación también desempeñan un papel esencial: la sedimentación es el mecanismo dominante y su velocidad se correlaciona

positivamente con el diámetro de la partícula, de modo que los sedimentos finos se asientan gradualmente en zonas de baja energía hidrodinámica, como pozas de agua estancada, donde se concentran las partículas.

La agregación y la floculación también desempeñan un papel vital en el transporte de microplásticos a través de los ríos. La sedimentación, impulsada por la fuerza de la gravedad, es un mecanismo dominante para el asentamiento de microplásticos, y su velocidad de deposición se correlaciona positivamente con el diámetro de las partículas. Las partículas de sedimento fino se asientan gradualmente en zonas de baja energía hidrodinámica, como aguas estancadas, donde se ha encontrado una alta concentración de microplásticos (Kumar et al., 2021).

El transporte de microplásticos depende directamente de la fuerza de arrastre del agua (técnicamente llamada energía del flujo o energía hidrodinámica). En las zonas altas de Arequipa, debido a la fuerte pendiente del terreno, el río Chili corre con gran velocidad y turbulencia, lo que le otorga una alta capacidad para mantener los microplásticos en movimiento, impidiendo que se hundan. Sin embargo, cuando el río llega a la cuenca baja, el terreno se vuelve más plano y el agua pierde esa fuerza de empuje; al volverse más lenta, el río favorece la deposición de las partículas que cargaba, permitiendo que se depositen en el fondo (Amrutha et al., 2022; Kumar et al., 2021). Este proceso explica por qué las zonas más tranquilas del río funcionan como "trampas" o sumideros donde se acumula el plástico que bajó desde la ciudad.

10. Formación y degradación de microplásticos

La presencia de microplásticos en el medio ambiente es el resultado de dos vías principales de formación: la producción intencional de partículas pequeñas y la fragmentación de plásticos de mayor tamaño.

10.1. Microplásticos primarios

Estos microplásticos se fabrican directamente con tamaños inferiores a 5 mm (5000 μm). Incluyen micro perlas en productos de cuidado personal y cosméticos, abrasivos industriales, fluidos de perforación y resinas plásticas sin procesar, como los pellets (Manrique Muñante & Gamboa Fuentes, 2019; Pazos, 2021).

Las fuentes primarias de origen de microplásticos pueden ser las plantas de tratamiento de aguas residuales, las cuales a menudo no están diseñadas para remover la totalidad de estas partículas, liberándolas en los efluentes o acumulándolas en lodos que posteriormente pueden ser utilizados como fertilizantes agrícolas (Manrique Muñante & Gamboa Fuentes, 2019). También pueden ingresar al ambiente por desbordamientos de alcantarillado debido a fuertes lluvias o por derrames accidentales durante el transporte o preprocesamiento industrial.

10.2. Microplásticos secundarios

Se originan a partir de la fragmentación de residuos plásticos más grandes debido a la exposición a condiciones ambientales, proceso que disminuye la integridad estructural del plástico a través de tres mecanismos principales (Alvarez & Pereyra, 2020; Pazos, 2021)

Este proceso de degradación disminuye la integridad estructural del plástico a través de mecanismos físicos, químicos y biológicos (Pazos, 2021).

- **Degradación física:** La acción mecánica del viento, las olas y la abrasión con sedimentos contribuye a la fragmentación de los plásticos; en ambientes fluviales, la erosión causada por las corrientes y la fricción constante en el lecho y las orillas desempeñan un papel significativo en la reducción del tamaño de los fragmentos.

- **Degradación química:** La exposición a la radiación ultravioleta de la luz solar es un factor importante en la fotodegradación de los polímeros (Manrique Muñante & Gamboa Fuentes, 2019; Pazos, 2021).
- La exposición a la radiación ultravioleta provoca la fotooxidación de la matriz del polímero, rompiendo los enlaces de sus cadenas y haciéndolos más frágiles; esta degradación es más rápida en la superficie, bajo exposición solar directa, en comparación con ambientes sumergidos y propensos a la ruptura (Pazos, 2021). Esta degradación es más rápida en la superficie, donde la exposición solar es directa, en comparación con ambientes sumergidos (Alvarez & Pereyra, 2020). La degradación termo oxidativa, que ocurre a temperaturas moderadas, también contribuye a la ruptura oxidativa lenta de los plásticos. Los aditivos presentes en el plástico, como colorantes y estabilizantes, pueden acelerar este proceso al generar sitios de ataque.
- **Degradación biológica:** Algunos plásticos son susceptibles a la biodegradación por la acción de microorganismos. Sin embargo, la biodegradación y la hidrólisis suelen ser procesos menores en la fragmentación de plásticos en comparación con la foto degradación en la mayoría de los ambientes.

11. Interacción de los microplásticos con sedimentos fluviales

La relación entre los microplásticos y los sedimentos fluviales constituye un elemento central para comprender su comportamiento dentro de los sistemas acuáticos. Estas partículas no permanecen únicamente en la columna de agua, sino que tienden a interactuar de manera continua con el material sedimentario, lo que influye en su distribución y permanencia en el ambiente.

Diversos factores condicionan esta interacción, entre ellos el tamaño, la forma y la densidad de las partículas, así como las características físicas del sedimento. En particular,

los sedimentos finos y aquellos con mayor contenido de materia orgánica presentan una mayor capacidad de retención, favoreciendo la acumulación de microplásticos.

No obstante, este proceso no es fijo y las condiciones hidrodinámicas del sistema pueden provocar la re-suspensión de partículas previamente depositadas, generando un intercambio constante entre el fondo y la columna de agua. En consecuencia, los sedimentos funcionan no solo como zonas de almacenamiento, sino también como reservorios dinámicos.

Los sedimentos del fondo del río actúan como el depósito final de la contaminación. Cuando la velocidad y fuerza del agua disminuyen, incluso los plásticos más ligeros (como el polietileno de las bolsas) terminan hundiéndose (Duong et al., 2023). Esto ocurre porque, durante su viaje por el río Chili, los plásticos son colonizados por algas y bacterias (un proceso llamado *biofouling*), lo que los vuelve más pesados y facilita que caigan al lecho del río una vez que la corriente ya no es lo suficientemente fuerte para mantenerlos a flote (Amrutha et al., 2022). Así, el fondo del río guarda una "memoria" de toda la basura que ha pasado por el agua a lo largo del tiempo, según lo observado por Huamán y Gamboa en sistemas análogos. (Huamán & Gamboa, 2023).

12. Adsorción de contaminantes en microplásticos

Los microplásticos tienen la capacidad de adsorber diversos contaminantes presentes en el ambiente, lo cual incrementa su relevancia desde el punto de vista ecológico. Esta capacidad se relaciona con su naturaleza hidrofóbica y con la elevada relación superficie-volumen que adquieren, especialmente en tamaños reducidos.

Entre las sustancias que pueden adherirse a su superficie se encuentran compuestos orgánicos persistentes y metales pesados, los cuales pueden concentrarse en niveles superiores a los del medio circundante (Yu et al., 2023). Este fenómeno depende de múltiples

variables, incluyendo el tipo de polímero, el grado de degradación del material y las condiciones fisicoquímicas del entorno.

A medida que los microplásticos envejecen y se degradan, su superficie experimenta cambios que favorecen la adsorción, como el aumento de rugosidad o la presencia de grupos funcionales. En este contexto, estas partículas no solo actúan como contaminantes, sino también como vehículos de transporte de sustancias potencialmente tóxicas dentro de los ecosistemas acuáticos.

La relevancia ecológica de los microplásticos trasciende su mera presencia física, ya que actúan como vectores dinámicos capaces de modificar el comportamiento ambiental de otros contaminantes. Este efecto de vector puede derivar en una toxicidad compuesta significativamente más severa para la biota acuática, un fenómeno que representa uno de los desafíos más complejos en la investigación actual sobre contaminantes emergentes. Asimismo, la fragmentación de estos materiales y su permanencia prolongada en el sedimento facilitan el transporte de sustancias peligrosas hacia los niveles superiores de la cadena trófica, impactando no solo los ecosistemas acuáticos sino también los suelos y la atmósfera (Basha et al., 2023; Yang et al., 2025).

13. Dinámica integrada en sistemas fluviales

En sistemas fluviales, el transporte de microplásticos está influenciado por factores hidrológicos, uso del suelo y características del sedimento, lo que determina su distribución espacial y acumulación (Bai et al., 2021; Niu et al., 2024; Gutiérrez et al., 2025).

En este sentido, los sedimentos no solo actúan como depósitos, sino también como registros de la contaminación a lo largo del tiempo. La posibilidad de re-suspensión implica que estos materiales pueden reincorporarse a la columna de agua, manteniendo su disponibilidad en el sistema.

Esta dinámica integrada pone de manifiesto que el comportamiento de los microplásticos no responde a un único factor, sino a la convergencia de procesos físicos, químicos y biológicos que operan de manera simultánea en el ambiente fluvial.

14. Cuenca hidrográfica del río Chili

La cuenca hidrográfica del río Chili forma parte del sistema mayor Quilca-Vítor-Chili, localizado en el suroeste del Perú. Esta unidad hidrográfica presenta una superficie aproximada de 13 529,88 km² según la caracterización hidrogeológica publicada por el INGEMMET en 2022 (Carpio et al., 2022), comprende 41 distritos de la provincia de Arequipa, además de sectores en cuatro distritos de Caylloma y uno de Camaná, y concentra una población aproximada de 1 526 669 habitantes en el ámbito de la cuenca, según las proyecciones oficiales 2021-2025 del Instituto Nacional de Estadística e Informática.

Desde el punto de vista geológico, la cuenca se caracteriza por la presencia de ocho dominios morfoestructurales (Cordillera de la Costa, valles transversales, planicie costanera, planicie arequipeña, Cuenca Endorreica Salinas, borde oeste de la Cordillera Occidental, Cordillera Occidental del sur del Perú y altiplanicies) distribuidos desde las zonas altas hasta las áreas bajas. En términos litológicos predominan materiales volcánicos de carácter árido, los cuales contrastan con áreas agrícolas que dependen de sistemas de irrigación alimentados por manantiales; la presencia de volcanes como el Misti y el Chachani contribuye a la recarga de acuíferos.

El río Chili nace de la confluencia de los ríos Blanco y Sumbay en una zona ubicada aguas arriba de la ciudad de Arequipa, próxima al embalse Aguada Blanca. A lo largo de su recorrido recibe aportes de distintos afluentes, entre los que destacan Tingo Grande y Pausa por la margen izquierda y Caquemayo, Challhualca y Capillune por la margen derecha (6811 et al., 2022)

Mapa de la red hidrográfica del río Chili

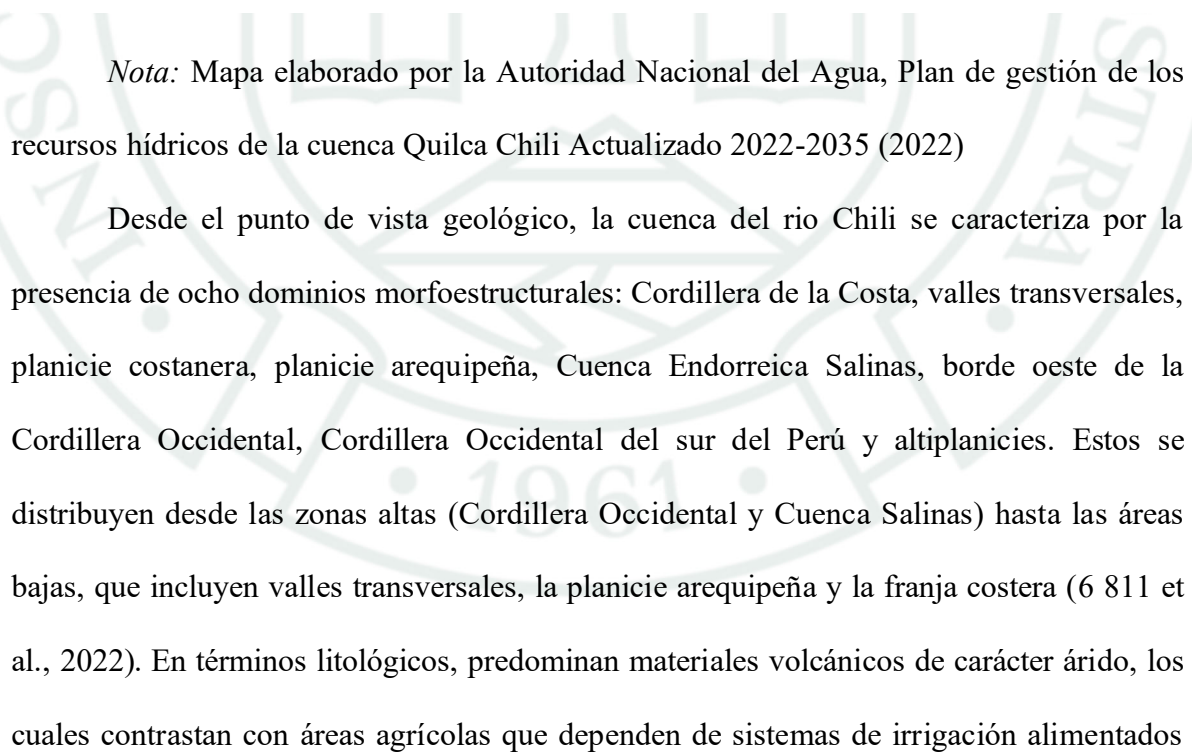
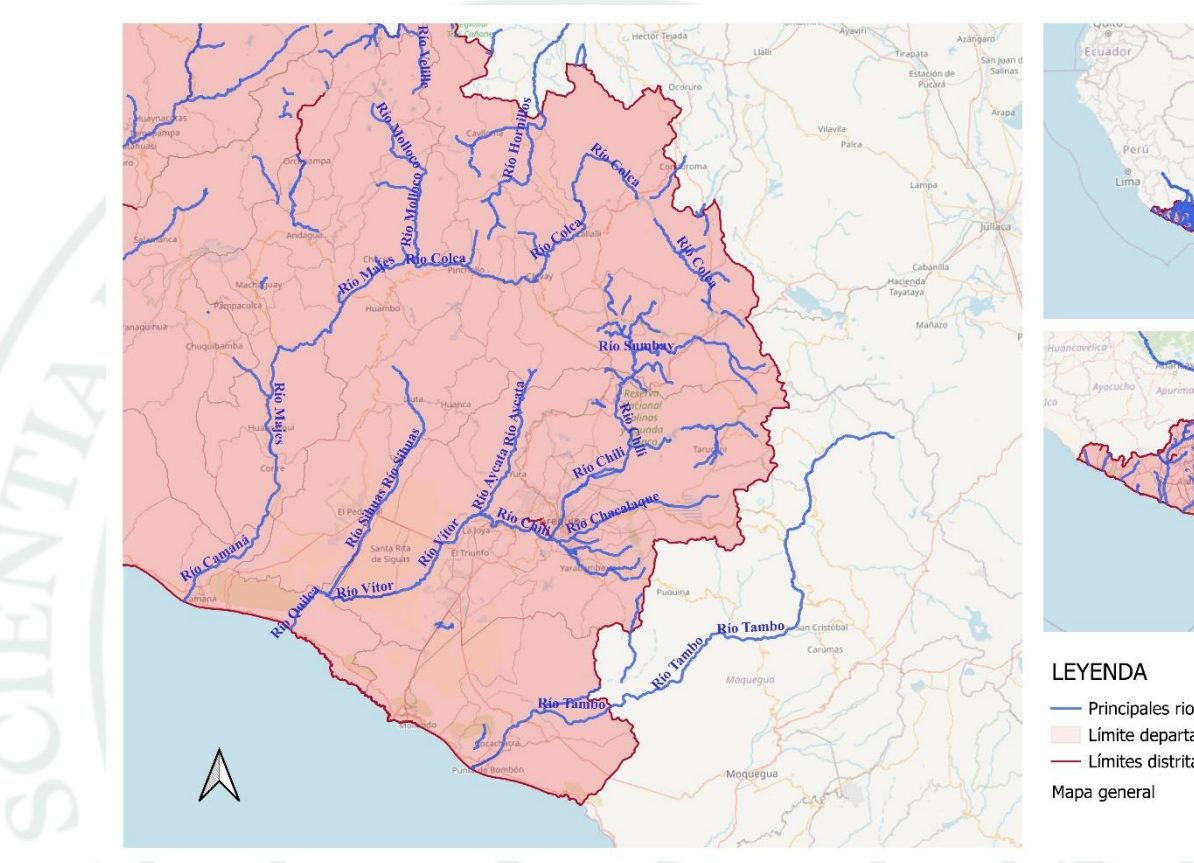


Figura 3

Mapa general de los ríos situados en la ciudad de Arequipa



Nota: Elaboración propia en programa QGIS Desktop 3.44.7

El río Chili tiene como origen la confluencia de los ríos Blanco y Sumbay tal como se puede ver en la presente figura 3, en una zona ubicada aguas arriba de la ciudad de Arequipa, próximo al embalse Aguada Blanca (6 811 et al., 2022). A lo largo de su recorrido, recibe aportes de distintos afluentes, entre los que destacan Tingo Grande y Pausa por la margen izquierda, y Caquemayo, Challhualca y Capillune por la margen derecha.

En cuanto a las condiciones climáticas, la cuenca presenta un régimen árido a semiárido, con características de transición hacia el desierto de Atacama. Estas características están muy influenciadas por la altitud, generando contrastes marcados entre

la parte alta y baja. Durante la estación lluviosa (diciembre-abril), las precipitaciones alcanzan valores elevados en las zonas altas (hasta 2500 mm/año) mientras que en las planicies bajas son considerablemente reducidas (0-15 mm/año).

La temperatura media se sitúa alrededor de 15 °C, con una humedad relativa aproximada de 42 % (Andersen, 2019; 6 811 et al., 2022; Moraes et al., 2020). El régimen hidrológico es irregular y de carácter torrencioso, lo que favorece procesos como inundaciones, erosión lateral, deslizamientos y lahares.

En referencia a las especies vegetales, se identifican pastizales de ichu en zonas altoandinas, arbustos en valles intermedios y vegetación en estado de degradación. Ecosistemas relevantes, como la Reserva Nacional Salinas y Aguada Blanca, se observan presiones asociadas a la desertificación, actividades extractivas y prácticas de manejo inadecuadas (6 811 et al., 2022; Esenarro et al., 2025).

En el tramo alto, el río Chili desciende desde zonas de origen glaciar y se encuentra regulado por infraestructuras como las presas El Pañe, El Frayle y Aguada Blanca, las cuales cumplen funciones relacionadas con el riego, la generación hidroeléctrica y el abastecimiento de agua para consumo urbano.

Al ingresar a la ciudad de Arequipa desde el noreste, el río Chili (cuyo tramo bajo corresponde a la denominada cuenca baja) atraviesa distritos como Cayma, Alto Selva Alegre, Cerro Colorado y el centro histórico de Arequipa. Posteriormente, continúa su recorrido hacia el suroeste, pasando por Uchumayo, Characato y Mollebaya, hasta alcanzar zonas periurbanas y agrícolas como Yarabamba y Pócsi, donde finalmente se integra al sistema Quilca-Vitor antes de desembocar en el océano Pacífico.

La denominación de "cuenca baja" responde a la división morfoestructural del sistema Quilca-Vitor-Chili, que diferencia ocho dominios que abarcan desde zonas altoandinas hasta planicies costeras. El tramo evaluado en el presente estudio se sitúa

específicamente entre los 2 026 y 2 425 msnm, según las altitudes registradas en cada estación de muestreo y documentadas en la Tabla 11, lo que corresponde a un paisaje de fondo de valle andino con transición urbana inmediata. Este sector se caracteriza por geoformas influenciadas por fallas estructurales y grados crecientes de intervención humana, asociada a procesos de urbanización, agricultura intensiva, minería e industria.

La selección de este ámbito para la presente investigación se justifica en la elevada presión humana, evidenciada por la presencia de centros urbanos densamente poblados como el distrito de Arequipa y zonas industriales como Río Seco. Esto permitió establecer puntos de muestreo estratégicos (antes, durante y después de la ciudad) con el fin de evaluar el gradiente de intervención asociado a efluentes, escorrentía urbana y residuos, y su relación con la acumulación de microplásticos en sedimentos, considerando además la limitada disponibilidad de información local (6 811 et al., 2022; Esenarro et al., 2025; Michalski et al., 2022; Moraes et al., 2020; Valdivia et al., 2024).

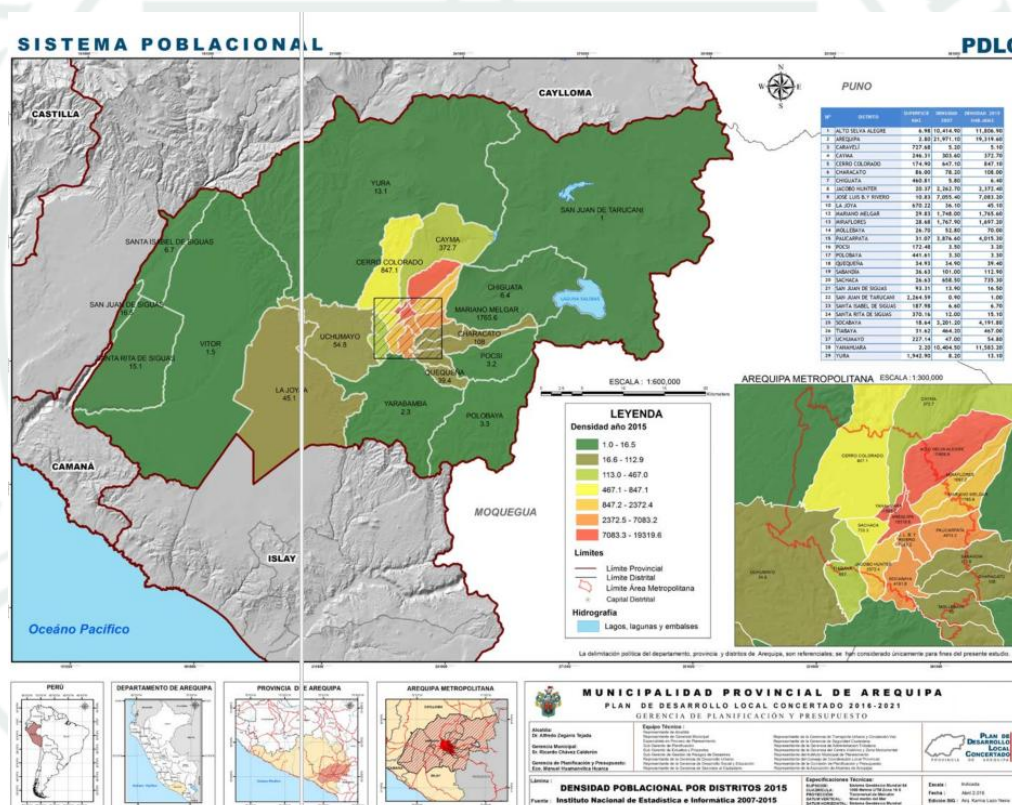
En la cuenca baja, los usos de suelo predominantes incluyen agricultura irrigada, actividades mineras, manufactura, servicios y comercio, destacando la presencia de áreas industriales como Río Seco (Michalski et al., 2022; Moraes et al., 2020). Entre las principales presiones se identifican la expansión urbana, la fragmentación de ecosistemas, la degradación de la calidad del agua y la contaminación ambiental (Esenarro et al., 2025; Valdivia et al., 2024). A pesar de estas condiciones, el río Chili mantiene un rol ecológico fundamental para la ciudad de Arequipa, evidenciado en la variabilidad de comunidades de macroinvertebrados acuáticos a lo largo de su recorrido (Coayla-Peñaloza et al., 2025). Los puntos de muestreo fueron definidos de manera estratégica dentro de la cuenca baja, con el propósito de capturar el gradiente de intervención humana que influye en la abundancia y composición de microplásticos en sedimentos.

La selección de estos puntos de muestreo (Estaciones de muestreo) permite evaluar la influencia de actividades urbanas e industriales en la acumulación de partículas, en una cuenca con superficie aproximada de 13 529,88 km², la cual se extiende desde la cordillera andina hasta la planicie costera del Pacífico (Carpio et al., 2022).

15. Densidad poblacional de los distritos de la ciudad de Arequipa cercanos a los puntos de muestreo de la presente investigación.

Figura 4

Mapa que describe la densidad poblacional por distrito según plan de desarrollo 2016-2021



Nota. Adaptado de *Resultados Definitivos de los Censos Nacionales 2017* por el Instituto Nacional de Estadística e Informática (INEI). La actualización de los datos permite observar que Arequipa se ha consolidado como una Metrópoli Regional con un crecimiento intercensal del 24,04% entre 2007 y 2017 (INEI, 2018a)

En la Figura 4 se muestra la distribución espacial de la densidad poblacional en los distritos de la provincia de Arequipa comprendidos dentro del área de influencia de la cuenca del río Chili.

16. Distribución territorial y densidad

El mapa evidencia un núcleo central con alta concentración poblacional rodeado por una periferia con densidades ostensiblemente menores. Según los Resultados Definitivos del Censo Nacional 2017 consolidados en el **Compendio Estadístico Arequipa 2025** del Instituto Nacional de Estadística e Informática (Jerí Oré et al., 2025) Tabla 1.3 (*"Arequipa: Superficie, población censada y densidad poblacional, según provincias y distritos, 1972, 1981, 1993, 2007 y 2017"*), tomando como referencia adicional las proyecciones oficiales 2021-2025 sobre los ocho distritos de la provincia de Arequipa atravesados por el cauce del río Chili, se distinguen tres rangos claramente diferenciados.

En la Tabla 5 podemos apreciar que las áreas de **densidad extrema** corresponden a los distritos de Arequipa y Alto Selva Alegre, que concentran los valores más elevados de toda la provincia. El distrito de Arequipa registra 55 437 habitantes censados en 2017 distribuidos en una superficie oficial de 2,8 km², con una densidad distrital consolidada de 19 798,90 Hab/km²; Alto Selva Alegre, por su parte, agrupa 85 870 habitantes en apenas 7,0 km², alcanzando 12 302,30 Hab/km². Estos dos polos sintetizan el patrón característico de las ciudades andinas, en las que el área histórica central presenta valores extremos de concentración por unidad de superficie. La presión demográfica se ha intensificado en los últimos años, con una tasa de crecimiento promedio anual del 2,3 % durante el periodo 2007-2017, y las proyecciones del INEI indican que la tendencia continuará durante el quinquenio 2021-2025.

Las zonas de **densidad intermedia** están representadas principalmente por Cerro Colorado, cuya población ascendió a 197 954 habitantes en 2017, distribuidos en 174,9 km²,

lo que arroja 1 131,80 Hab/km². Cayma constituye un caso particular dentro de este rango: con una superficie distrital de 246,3 km² y 91 935 habitantes censados (densidad de 373,20 Hab/km²), ocupa la transición entre el núcleo urbano consolidado y la periferia rural. Esta cifra es sustancialmente inferior a la de Cerro Colorado, pero claramente distinta de los valores típicos de las zonas periurbanas. El Compendio 2025 incluye además el distrito de Jacobo Hunter (50 164 habitantes en 20,4 km², con una densidad calculada de 2 459,02 Hab/km²), característica de un distrito de transición plenamente urbanizado que sirve como referente interpretativo en el análisis de correlación del Capítulo III.

El distrito de Characato presenta un perfil marcadamente periurbano-rural: 12 949 habitantes censados en 86,0 km², con una densidad promedio de 150,60 Hab/km². Esta cifra es marcadamente inferior a la de los núcleos urbanos consolidados pero consistente con la marcada heterogeneidad espacial interna del distrito, donde el centro poblado capital concentra densidades efectivas puntuales superiores a 400 Hab/km² mientras que las áreas rurales circundantes presentan valores ostensiblemente menores.

Las áreas de **baja densidad** comprenden los distritos de Uchumayo, Mollebaya y Pocsi. Uchumayo registro 14 054 habitantes en 227,1 km² según el Compendio 2025, arrojando una densidad promedio de 61,90 Hab/km²; Mollebaya y Pocsi presentan densidades distritales particularmente bajas (69,6 y 0,43 Hab/km² respectivamente (Jerí Oré et al., 2025)), lo que refleja el carácter predominantemente rural y de baja presión antrópica de estas zonas de la cuenca, según los datos censales consolidados en la fuente. Esta distribución territorial coexiste con una dinámica demográfica ascendente al nivel departamental: las proyecciones oficiales del INEI indican que la población departamental ha continuado en ascenso hasta aproximarse a los 1 526 669 habitantes en el periodo 2021-2025, lo que sugiere que incluso estas zonas actualmente catalogadas como de baja densidad se encuentran bajo una presión demográfica creciente a mediano plazo.

Tabla 5

Densidad poblacional y superficie por distrito influenciado por el río Chili en la ciudad de Arequipa

Distrito	Superficie (km ²)	Población 2007 (Hab)	Densidad 2007 (Hab/km ²)	Población 2017 (Hab)	Densidad 2017 (Hab/km ²)
Alto Selva					
Alegre	7,0	72 696	10 414,90	85 870	12 302,30
Arequipa	2,8	61 519	21 971,10	55 437	19 798,90
Cayma	246,3	47 257	191,90	91 935	373,20
Cerro					
Colorado	174,9	113 171	647,10	197 954	1 131,80
Characato	86,0	6 726	78,20	12 949	150,60
Mollebaya	26,7	1 410	52,80	1 858	69,60
Uchumayo	227,1	10 672	47,00	14 054	61,90

Nota: Elaboración propia a partir de los Resultados Definitivos de los Censos Nacionales de Población y Vivienda 2007 y 2017, consolidados en el Compendio Estadístico Arequipa 2025 publicado por el Instituto Nacional de Estadística e Informática [INEI], Tabla 1.3 ("Arequipa: Superficie, población censada y densidad poblacional, según provincias y distritos, 1972, 1981, 1993, 2007 y 2017"). Las superficies distritales corresponden al directorio geográfico oficial actualizado al 2025.

En la Tabla 5 se muestran los valores de densidad poblacional de 2007 y 2017, reflejando una tasa de crecimiento promedio anual del 2,3%.

17. Síntesis de antecedentes investigativos

En el campo de los contaminantes emergentes, el estudio de microplásticos en sedimentos fluviales ha trascendido los enfoques exclusivamente descriptivos, incorporando análisis sobre la dinámica de transporte-sedimentación y la importancia ambiental de estas partículas a distintas escalas. Diversos trabajos han mostrado que los ríos funcionan

simultáneamente como vías de transporte y como zonas donde los microplásticos tienden a acumularse, dependiendo tanto de las características fisicoquímicas del sedimento como de la magnitud de la presión humana en el entorno; así se ha documentado, por ejemplo, en el río Tuul de Mongolia, donde la distribución de los polímeros varía entre agua, sedimento y biota en función de los cambios hidrodinámicos y de la disponibilidad de residuos plásticos (Duong et al., 2023; Munkhbat et al., 2024).

Al comparar estos antecedentes con los resultados obtenidos en el río Chili (453 – 1 713 ítems/Kg), se observa que sus valores se ubican dentro de rangos similares a los reportados en otras regiones con elevada presión demográfica. En China, el río Wei ha registrado concentraciones entre 360 y 1 320 ítems/Kg; en Indonesia, el río Ciliwung, con menor control de residuos sólidos, alcanza hasta 10 630 ítems/Kg. El caso más extremo en Sudamérica corresponde al río Molino de Colombia, con registros que superan los 39 000 ítems/Kg. La fragmentación secundaria masiva de macroplásticos, documentada en más de la mitad de las partículas del río Molino y vinculada a la degradación mecánica de residuos por intensa acción antrópica, explica buena parte de esa brecha respecto a sistemas con cargas menores (Gao et al., 2025; Mahendra et al., 2023; Velasco et al., 2023).

A nivel nacional, los resultados del río Chili se insertan en una problemática de contaminación ambiental que responde directamente a la elevada presión antrópica y a la configuración urbana de la cuenca. Este fenómeno obedece, principalmente, a la densidad poblacional extrema de la zona metropolitana, con distritos como Arequipa (19 798,90 Hab/km²) y Alto Selva Alegre (12 302,30 Hab/km²) que concentran los valores más altos de la provincia según el Compendio Estadístico Arequipa 2025 del Instituto Nacional de Estadística e Informática, a lo que se suma la actividad de zonas industriales estratégicas como Río Seco. La dinámica es comparable a la registrada en la cuenca del río Rímac, donde los valores (que pueden alcanzar hasta 2 982 partículas totales) se asocian también a zonas

urbanas densamente pobladas y a descargas industriales sin tratamiento adecuado, mientras que el río Lacramarca ha reportado concentraciones de 2 175 ítems/Kg localizadas preferentemente en los tramos bajos. Estos confirman, en conjunto, que la degradación por microplásticos constituye un patrón recurrente en los principales ríos urbanos del Perú (Jeri Oré et al., 2025; Huamán & Gamboa, 2023; Melgarejo-Velásquez & Reyes-Avalos, 2024).

En contraste, existen sistemas donde la presencia de microplásticos es notablemente menor. En ecosistemas protegidos como los Pantanos de Villa los valores registrados (64 ítems/Kg) permiten establecer una línea base de baja presión antropogénica que sirve como referencia para cuantificar el desvío en sistemas más impactados; por el contrario, las quebradas altoandinas influenciadas por actividades humanas pueden alcanzar hasta 6 383 ítems/Kg, lo que evidencia que la presión antrópica, más que la cota altitudinal, es el factor determinante de la magnitud de la contaminación (Losno-Prado & Iannacone, 2023; Canchari & Iannacone, 2024). Para los manglares del norte peruano se han reportado valores intermedios (726 ítems/Kg), lo que sitúa al río Chili en un nivel de contaminación entre moderado y alto dentro del contexto nacional.

Aunque este fenómeno no es exclusivo del río Chili, en la cuenca del río Rímac la concentración urbana de Lima genera acumulaciones de hasta 2 982 ítems/Kg atribuidas al arrastre de desechos urbanos hacia los tramos bajos; de manera análoga, en las quebradas altoandinas del centro del país se han identificado puntos críticos con más de 6 000 partículas asociados a una gestión deficiente de residuos sólidos en las riberas. En el propio Chili, trabajos preliminares ya advertían que más del 60 % de los plásticos encontrados corresponden a fibras microscópicas, lo que ubica al lavado doméstico y al desgaste de textiles sintéticos en la ciudad de Arequipa entre las fuentes primarias que alimentan esta contaminación (Huamán & Gamboa, 2023; Canchari & Iannacone, 2024).

Desde el punto de vista metodológico, los estudios más recientes coinciden en la necesidad de aplicar protocolos más exigentes, que incluyan procesos de digestión oxidativa, separación densimétrica e identificación mediante μ FTIR, con el fin de asegurar la confiabilidad de los resultados y reducir los falsos positivos derivados de la inspección visual. Esta visión es consistente con lo desarrollado en la presente investigación, donde se priorizó la caracterización tanto morfológica como química.

En conjunto, la revisión de estos antecedentes, junto con los datos obtenidos en el presente estudio, sugiere que la presencia de microplásticos en el río Chili no responde a un fenómeno geográficamente aislado, sino que refleja la dinámica urbana de Arequipa, cuya combinación de densidad poblacional, descargas industriales y escorrentía urbana genera una presión constante sobre el sistema fluvial, patrón que coincide con lo observado en otros ríos urbanos a nivel nacional e internacional (Mahendra et al., 2023; Valdivia et al., 2024).

CAPÍTULO II

METODOLOGÍA

La presente tesis se desarrolló bajo un enfoque cuantitativo y se ubica dentro de una investigación de tipo aplicada-explicativa, sustentada en el método hipotético-deductivo. Su nivel es correlacional, con un diseño no experimental y de corte transversal.

El objetivo central consiste en caracterizar la presencia de microplásticos en sedimentos de entornos fluviales urbanos, a partir de análisis fisicoquímicos realizados sobre muestras recolectadas durante la temporada seca, periodo en el cual la dinámica de transporte-sedimentación permite una mayor estabilidad para el análisis de la acumulación de partículas, de la misma manera con ayuda del análisis mediante μ FTIR identificar químicamente los microplásticos hallados en las muestras analizadas.

La población de estudio está constituida por muestras de sedimentos superficiales obtenidas en seis estaciones de muestreo distribuidas a lo largo de un gradiente de presión antrópica. Este diseño espacial se organizó en tres sectores críticos que permiten operativizar la hipótesis de variación entre estaciones:

- a) Antes del paso por la ciudad: Representado por la Estación de muestreo 1 ubicada en la zona del valle de Chilina, que actúa como punto de referencia aguas arriba con menor influencia antrópica directa.
- b) Durante el trayecto urbano: Compreendido por las Estaciones de muestreo 2, 3, 4 y 5 (puentes San Martín, Grau, Tingo y Huayco), ubicadas en el núcleo histórico e industrial donde se concentra la mayor densidad poblacional y descargas.
- c) Después del paso por la ciudad: Representado por la Estación de muestreo 6 ubicada en la zona cercana a la captación de agua para la mina de Cerro Verde, Punto ubicado aguas abajo del área urbana, lo que permite evaluar la persistencia y transporte de contaminantes hacia el valle.

Esta zonificación justifica la relación lógica entre la ubicación geográfica de los puntos de muestreo y las variables de presión antrópica (Hab/Km²) y dinámica de transporte, asegurando que la recolección de datos sea representativa de las condiciones de emisión y acumulación en la cuenca baja del río Chili, El detalle de estas estaciones de muestreo se encuentra en la Figura 5 y la Tabla 7.

Para asegurar la coherencia metodológica de la presente investigación y verificar la trazabilidad lógica entre el problema, las hipótesis, los objetivos, la metodología, los resultados y las conclusiones, se incorpora el cuadro de coherencia descrito en la Tabla 6.

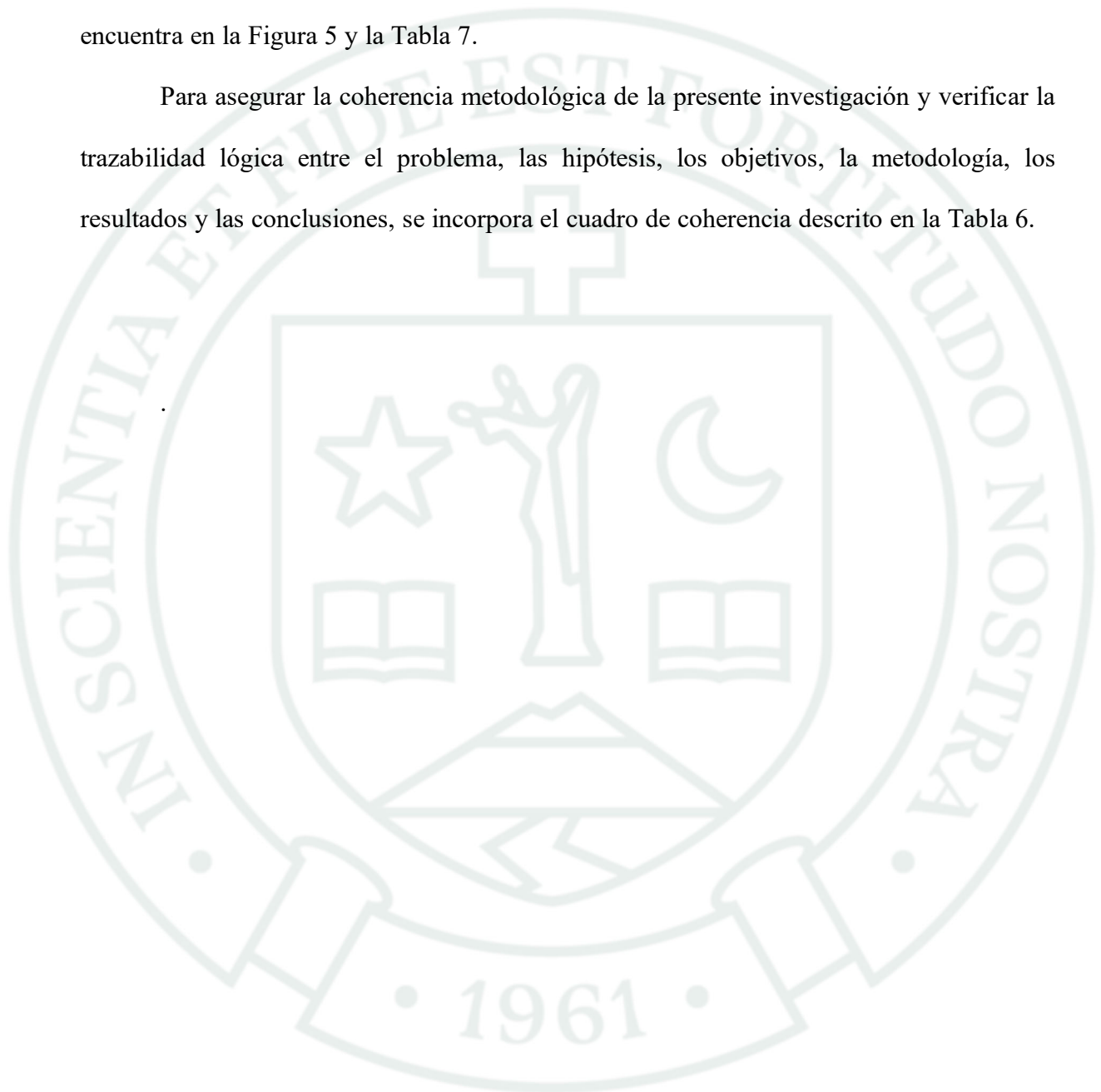


Tabla 6

Cuadro de coherencia: Determinación de microplásticos en sedimentos fluviales de la cuenca baja del río Chili, Arequipa, Perú

Componente	Contenido
Título	Determinación de microplásticos en sedimentos fluviales de la cuenca baja del río Chili, Arequipa, Perú 2025
Problema general	¿De qué manera la presión antrópica y la dinámica de transporte-sedimentación influyen en la abundancia, morfología y composición polimérica de los microplásticos en los sedimentos de la cuenca baja del río Chili?
Hipótesis general	La abundancia, morfología y composición polimérica de los microplásticos en los sedimentos fluviales del río Chili varían significativamente entre las estaciones de muestreo y podrían estar asociadas a la presión antrópica, mediada por la densidad poblacional, y a la dinámica de transporte-sedimentación.
Objetivo general	Determinar la relación entre la presión antrópica, definida mediante el indicador de densidad poblacional (Hab/km ²), y la dinámica de transporte-sedimentación con las características de abundancia, morfología y composición polimérica de los microplásticos presentes en los sedimentos de la cuenca baja del río Chili, Arequipa, Perú.
Problema específico 1	¿Cómo varía la abundancia de microplásticos según la ubicación de la estación de muestreo en el gradiente longitudinal del río Chili?
Hipótesis específica 1	La abundancia de microplásticos podría variar significativamente entre las estaciones de muestreo del gradiente longitudinal, en función del nivel de intervención antrópica y de las condiciones hidrodinámicas de cada tramo.
Objetivo específico 1	Cuantificar la abundancia de microplásticos en sedimentos de seis estaciones de muestreo ubicadas a lo largo del río Chili, con el fin de analizar su variación espacial para determinar el nivel relativo de impacto y degradación ambiental en la cuenca baja.
Problema específico 2	¿Qué características morfológicas (forma, tamaño y color) de los microplásticos identificados permiten inferir sus fuentes de origen y procesos de transformación en el sistema fluvial?
Hipótesis específica 2	La composición morfológica de los microplásticos podría variar en función de la zona del sistema fluvial, reflejando la combinación de fuentes domésticas e industriales y los procesos de degradación secundaria a lo largo del gradiente.

Tabla 6: Continua

Componente	Contenido
Objetivo específico 2	Analizar las características morfológicas (forma, tamaño y color) de los microplásticos identificados para inferir sus posibles fuentes de origen y los procesos de transformación física, química y biológica a los que han sido sometidos por factores ambientales en el entorno fluvial.
Problema específico 3	¿Cuál es la composición química polimérica de los microplásticos presentes en los sedimentos del río Chili y qué polímeros predominan en el rango de 1 μm a 5 mm?
Hipótesis específica 3	La composición polimérica de los microplásticos podría estar dominada por polímeros de uso masivo, con posible presencia de polímeros técnicos vinculados a infraestructura urbana.
Objetivo específico 3	Identificar y determinar la composición química de los polímeros mediante espectroscopía μFTIR , empleando esta técnica por su capacidad para diferenciar con precisión materiales sintéticos de partículas naturales en el rango de 1 μm a 5 mm, con el propósito de confirmar la naturaleza química de los polímeros predominantes.
Problema específico 4	¿Qué relación existe entre la carga de microplásticos, la densidad poblacional y los factores hidrodinámicos en la identificación de patrones de emisión y zonas de acumulación en el gradiente fluvial?
Hipótesis específica 4	La densidad poblacional podría influir en la generación del contaminante, mientras que su relación con la abundancia acumulada en sedimentos estaría supeditada a los procesos físicos de transporte y sedimentación fluvial.
Objetivo específico 4	Evaluar la relación entre la carga de microplásticos, la densidad poblacional y los factores hidrodinámicos para identificar patrones de emisión y zonas de acumulación (sumideros) a lo largo del gradiente fluvial de la zona de estudio.
Variables	V.I.: Presión antrópica (Indicador: densidad poblacional distrital en Hab/km ²) y dinámica de transporte-sedimentación (Indicador: ubicación del tramo). V.D.: Características de los microplásticos, con tres dimensiones: abundancia (unidades/Kg), morfología (fibras, fragmentos, filmes, espumas, pellets, microesferas) y composición polimérica (PE, PP, PUR/PU, PET, PS, otros).

Tabla 6: Continua

Componente	Contenido
Metodología	Enfoque cuantitativo; tipo aplicada-explicativa; diseño no experimental, transversal y correlacional. Población: sedimentos superficiales de la cuenca baja del río Chili. Muestra: 18 muestras independientes (3 réplicas $\times$ 6 estaciones). Análisis estadístico: PERMANOVA (9999 permutaciones), NMDS con validación por Shepard Plot (índice de Bray-Curtis), SIMPER, correlación de Spearman y τ_B de Kendall. Software PAST 1.89 y JAMOVI 2.7.26.
Población y muestra	Población: sedimentos superficiales (0–5 cm) de la cuenca baja del río Chili. Muestra: 18 unidades experimentales independientes (3 réplicas por estación $\times$ 6 estaciones de muestreo en gradiente longitudinal).
Instrumentos clave	Estereomicroscopio MOTIC SMZ-171 con cámara USB; microscopio μ FTIR Thermo Scientific Nicolet iN10 MX con detector MCT-B; balanza analítica (0,0001 g); tamices ASTM E-11 (63 μ m a 5 mm); bombas de vacío; software PAST y JAMOVI.

Nota: Elaboración propia (VI: variable independiente, VD: variable dependiente)

1. Tipo y diseño de investigación

La presente investigación adopta un enfoque cuantitativo y se configura como un estudio de nivel correlacional-causal, basado en el método hipotético-deductivo y un diseño no experimental de corte transversal.

Este tipo de diseño resulta adecuado para analizar la influencia de las actividades urbanas sobre la abundancia y composición de microplásticos en sedimentos fluviales durante la estación seca, ya que nos permite recolectar información en un único momento temporal, sin influir sobre las variables ni intervenir en el sistema natural. Este enfoque es consistente con investigaciones previas realizadas en ríos del contexto peruano (Martínez Rodas et al., 2021).

El cumplimiento del objetivo general se relaciona a través de los objetivos específicos, empleando análisis fisicoquímicos y herramientas estadísticas como la normalización de datos, NMDS y PERMANOVA, tal como se detalla en el cuadro de coherencia (ver Tabla 6)

2. Área de estudio

El muestreo se realizó en seis estaciones de muestreo, distribuidas a lo largo de la cuenca baja del río Chili, dentro del ámbito urbano de la ciudad de Arequipa, considerando distintos niveles de intervención antrópica. Las estaciones seleccionadas son las siguientes:

- **Estación 1: Chilina.** Ubicada en las proximidades del río cercano a un ojo de agua ubicado en dicha zona, lo cual constituyó un punto de referencia aguas arriba dentro de la cuenca baja. Presenta menor influencia antrópica directa y permite establecer una línea base de contaminación antes del ingreso a zonas urbanizadas.
- **Estación 2: puente San Martín.** Situada en el acceso al área urbana central, cercana a zonas residenciales y al inicio de descargas domésticas, lo que permite captar el incremento inicial de presión urbana.

- **Estación 3: puente Grau.** Localizada en el núcleo histórico-industrial de la ciudad, expuesta a alta densidad vehicular, residuos sólidos y descargas puntuales, siendo clave para evaluar el impacto en el centro urbano.
- **Estación 4: puente de Tingo.** Corresponde a un sector de transición caracterizado por mayor actividad comercial e industrial.
- **Estación 5: puente del Huayco.** Próxima a canales de avenidas de agua que transportan escorrentía urbana, representando zonas de acumulación asociadas a eventos hidrológicos.
- **Estación 6: zona cercana a la captación de agua Cerro Verde.** Ubicadas aguas abajo del área urbana, influenciada por captaciones de uso humano e industrial, permitiendo evaluar la persistencia y transporte de contaminantes hacia el valle.

El detalle de la ubicación de cada estación de muestreo se observa en la Figura 5.

Para garantizar la representatividad se trabajó con tres réplicas independientes por cada una de las 6 estaciones de muestreo ($n = 18$ muestras totales). Cada réplica consistió en una muestra de aproximadamente 1 Kg de sedimento extraída de puntos distintos dentro de la estación, asegurando que los análisis estadísticos reflejen la variabilidad espacial real del sistema fluvial.

La recolección se realizó siguiendo el protocolo de muestreo superficial de sedimentos fluviales, utilizando una paleta de acero inoxidable para extraer material de los primeros 5 cm de profundidad (capa activa de sedimentación) (Huamán & Gamboa, 2023).

De cada réplica se obtuvo una masa aproximada de 1 Kg de sedimento húmedo, la cual fue almacenada en recipientes de vidrio previamente esterilizados y rotulados para evitar la contaminación cruzada por polímeros sintéticos durante el transporte (Canchari & Iannacone, 2024).

Figura 5

Ubicación geográfica de los seis puntos de muestreo de la presente investigación en el río Chili



Nota. Mapa elaborado por el autor a partir de datos de la Autoridad Nacional del Agua ANA (2022) y QGIS Desktop 3.44.7

El análisis de microplásticos considera distritos asociados al recorrido del río, tales como Alto Selva Alegre, Arequipa, Cayma, Cerro Colorado, Characato, Mollebaya, Poci y Uchumayo, los cuales influyen directa o indirectamente en las condiciones de los puntos de muestreo.

A continuación, se presenta la Tabla 7 que detalla la ubicación de cada estación de muestreo y su relación con los distritos y el entorno urbano:

Tabla 7*Descripción de la ubicación de cada estación de muestreo y los distritos influenciados*

Estación de muestreo	Descripción de ubicación	Distritos asociados o influenciados
Estación 1: Chilina	Zona cercana al río Ojo de Agua, punto de referencia aguas arriba en la cuenca baja, con menor influencia antrópica directa, antes de ingresar a zonas densamente urbanizadas.	Alto Selva Alegre o zonas periurbanas de la parte alta del río.
Estación 2: Puente San Martín	Ubicado en el ingreso al área urbana central de Arequipa, cerca de sectores residenciales e inicio de múltiples descargas domésticas.	Principalmente Arequipa, posiblemente colindando con Cayma o Cerro Colorado.
Estación 3: Puente Grau	En el corazón histórico-industrial de la ciudad, expuesto a alto tráfico vehicular, residuos sólidos y efluentes puntuales.	Arequipa.
Estación 4: Puente de Tingo	Zona de transición con mayor densidad comercial e industrial, asociada a focos emisores identificados.	Jacobo Hunter, dada su ubicación en una zona de transición post-zona urbana central con actividad comercial e industrial.
Estación 5: Puente del Huayco	Cerca de canales de avenidas de agua (huaycos) que transportan escorrentías urbanas contaminadas.	Uchumayo o Tiabaya, en un área post-urbana.
Estación 6: Zona próxima a captación de agua Cerro Verde	Punto aguas abajo post-urbano, influenciado por captación para uso humano e industrial, que evalúa la persistencia y el transporte de contaminantes hacia el valle.	La Joya o Uchumayo, dada la ubicación de la minera Cerro Verde y su zona de influencia.

Nota: Elaboración propia.

Es importante destacar que la selección de estos puntos de muestreo se realizó para evaluar la influencia de los usos industriales y urbanos a lo largo del río, capturando un

gradiente de intervención humana que podría impactar en la abundancia y composición de microplásticos en los sedimentos.

3. Estrategia de muestreo

- Campaña: Se realizó una única campaña de muestreo.
- Unidad muestral: Sedimento superficial (0–5 cm), la cual, es la profundidad común en estudios de microplásticos en sedimentos fluviales (Skalska et al., 2020), recolectados y registrados según formato de Anexo 1.
- Método de muestreo: En cada estación se delimitaron tres áreas de 1 m² (una por réplica). Dentro de cada área, se recolectaron cinco submuestras aleatorias para capturar la heterogeneidad del micro-hábitat.
- Técnica de recolección: Las cinco submuestras de cada área se mezclaron y homogeneizaron in situ para conformar una réplica independiente de aproximadamente 500 g de sedimento seco. Este procedimiento se repitió tres veces por estación, obteniéndose tres réplicas de campo que permiten una interpretación estadística adecuada y evitan el sesgo de las muestras compuestas únicas.
- Equipamiento: Se emplearon espátulas de acero inoxidable, guantes de nitrilo y recipientes de vidrio o bolsas de aluminio, con el propósito de evitar contaminación cruzada.

4. Materiales e instrumentos

El equipamiento que se usó en el muestreo en campo se organizó según se describe en la Tabla 8. Se describen también en las Tabla 9 y 10 otros materiales e instrumentos usados en laboratorio para el análisis, se ha seguido un protocolo estandarizado y orientado a minimizar la contaminación y optimizar la recuperación de microplásticos, conforme a estudios realizados

en ríos peruanos (Canchari & Iannacone, 2024; Huamán & Gamboa, 2023; Martínez Rodas et al., 2021).

La identificación y caracterización de microplásticos se basó en metodologías que incluyen separación, observación microscópica y técnicas espectroscópicas (Löder & Gerds, 2015; Prata et al., 2018; Cowger et al., 2024).

Tabla 8

Descripción del equipamiento usado en el muestreo en campo

Material/Equipo	Descripción/Uso
Espátulas o pala de acero inoxidable	Extracción manual de sedimentos superficiales
Guantes de nitrilo o algodón	Prevención de contaminación cruzada
Recipientes de vidrio, bolsas de aluminio o frascos de boca ancha	Almacenamiento de muestras compuestas (~500 g)
Cuadrantes de 1 m ² o 50 x 50 cm, estacas, cinta métrica, cuerda.	Delimitación de área de muestreo
Sistema GPS (Aplicación Android Mis coordenadas GPS Versión 6.51 464)	Registro de coordenadas
Botas de goma, cooler o hielera, plumón indeleble, libreta de campo, wincha	Logística y documentación

Nota: Elaboración propia.

Tabla 9*Descripción de los materiales usados en el procesamiento de las muestras en laboratorio*

Material/Equipo	Descripción/Uso
Papel aluminio	Cubierta para evitar contaminación aérea
Tamices/mallas (500 µm, 1 mm, 5 mm, 3 mm, 2 mm, 0,6 mm, ASTM E-11)	Tamizado de muestras secas
Peróxido de hidrógeno (H ₂ O ₂ 30%)	Digestión de materia orgánica Digestión de materia orgánica (60-75 °C, controlado)
Cloruro de sodio QP (NaCl saturado, 1,2 g/mL)	Separación densimétrica
Agua tipo I o destilada/ultrapura (e.g., Milli-Q Millipore)	Enjuagues y soluciones
Membranas (0,45 µm de fibra de vidrio)	Filtración y retención de microplásticos
Placas Petri, vasos de precipitado (250-600 mL, e.g., Kimax), equipo de ultrafiltración de vidrio con soporte para membrana de 47 mm.	Manipulación y filtración
Balanza analítica (precisión 0,0001-0,1 g)	Pesaje de muestra
Estufa/horno (≤40 °C) o secado al aire a temperatura ambiente	Secado inicial
Bomba de vacío (e.g., Vacuubrand)	Filtración asistida Mezcla, dispersión y digestión

Nota: Elaboración propia.

En la presente tabla 9 se describen los materiales usados en el procesamiento de las muestras de sedimentos recolectadas en los distintos puntos de muestreo (estaciones de muestreo) a lo largo de la cuenca baja del río Chili.

Tabla 10

Descripción de los materiales e instrumentos usados en la identificación y control de calidad

Material/Equipo	Descripción/Uso
Microscopio estereoscópico, USB Digital MOTIC CAM s12 MODELO SMZ-171	Identificación morfológica ($>100\ \mu\text{m}$), conteo, medición con software
Microscopio μFTIR Thermo Scientific Nicolet iN10 MX	Confirmación polimérica (umbral $\geq 70\%$)
Blancos de campo/laboratorio, réplicas, regla, lupa, lámpara	Control de calidad y validación

Nota: Elaboración propia.

La Tabla 10 también se muestra el instrumental usado en la presente investigación, además de los controles que sirvieron para asegurar cualquier influencia sobre los resultados.

5. Conservación y transporte

Las muestras fueron debidamente rotuladas y trasladadas al laboratorio en un tiempo adecuado para su preservación, siguiendo lineamientos establecidos para el manejo de muestras de microplásticos (Wootton et al., 2025).

6. Procesamiento y análisis en laboratorio de muestras de sedimentos

El procesamiento de las muestras de sedimento, recolectadas en la cuenca baja del río Chili, se ejecutó mediante un procedimiento técnico diseñado para garantizar la extracción eficiente de polímeros y la comparabilidad de los resultados. Se aplicaron técnicas de separación por densidad, filtración y análisis espectroscópico, siguiendo las recomendaciones de Prata et al., Qiu et al. y Löder & Gerdt. Para asegurar la confiabilidad de los hallazgos y reducir el riesgo de contaminación (aspecto crítico en este tipo de estudios) el trabajo se rigió por los criterios fundamentales de la norma ISO 24187:2023. Todo el procedimiento se detalló en el protocolo operativo estándar presentado en el Anexo 3, cuyas etapas críticas se resumen a continuación:

6.1.Secado

Se realizó a temperaturas inferiores a 40 °C (preferentemente entre 35–40 °C) en estufa de convección, conforme a la norma ISO 24187, con el fin de eliminar la humedad sin alterar las propiedades físicas de los polímeros. Se evitó el uso de temperaturas elevadas, ya que estas pudieron inducir la degradación o fragmentación de materiales como el polietileno y polipropileno (Qiu et al., 2016; Schrank et al., 2022), lo cual habría generado sesgos en la caracterización.

6.2.Digestión de materia orgánica

Se empleó peróxido de hidrógeno (H₂O₂ al 30 %) bajo condiciones controladas de temperatura mantenida entre 60 °C y 75 °C en placa calefactora con agitación constante y bajo campana extractora, siguiendo las recomendaciones de la norma ISO 24187. Este paso permitió eliminar la materia orgánica que podría haber interferido en la identificación de los microplásticos, evitando además la degradación de polímeros sensibles y la pérdida de partículas.

6.3.Separación densimétrica

La separación por densidad permitió aislar los microplásticos de la matriz sedimentaria (Huamán & Gamboa, 2023). Para ello, se emplearon soluciones saturadas de NaCl para los polímeros de baja densidad, considerando que los materiales de mayor densidad requirieron soluciones más densas. Asimismo, se contempló el efecto de la bioincrustación sobre la densidad efectiva de las partículas.

6.4.Tamizado y selección de tamaño

Tras el secado a 60 °C hasta obtener un peso constante, se seleccionó una masa neta de 250 g de sedimento seco por cada muestra para el proceso de extracción (Huamán & Gamboa, 2023). El sedimento fue sometido a un tamizado húmedo utilizando una malla de acero inoxidable de 5 mm para eliminar macro-restos y una malla de 63 µm para definir el límite

inferior de los microplásticos analizados. Solo las partículas retenidas en este rango (63 μm - 5 mm) fueron procesadas para la digestión orgánica (Canchari & Iannacone, 2024).

6.5.Filtración

La solución sobrenadante obtenida tras la separación densimétrica con NaCl (1,2 g/cm³) se filtró bajo vacío, utilizando filtros de fibra de vidrio de 47 mm de diámetro y un tamaño de poro de 0,45 μm . Este tamaño de filtro asegura la retención de las microfibras y fragmentos más pequeños identificados en la cuenca del Chili.

6.6.Identificación Morfológica

Se empleó microscopía estereoscópica para la clasificación inicial de partículas, considerando forma, tamaño y color, lo que permite discriminar materiales no plásticos y reducir falsos positivos (Yang et al., 2021).

6.7.Identificación Química: Microscopía μFTIR

La micro espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (μFTIR) se ha consolidado como la técnica de referencia para la identificación de microplásticos. A continuación, se detallan sus fundamentos técnicos, las características del instrumental empleado en esta investigación y un balance de sus capacidades analíticas.

Bases teóricas y fundamento de la técnica. La técnica se fundamenta en la interacción de la radiación infrarroja con las moléculas de la muestra. Cuando una partícula es irradiada con luz infrarroja, típicamente en el rango del IR medio (400-4000 cm^{-1}), sus enlaces químicos absorben energía a frecuencias específicas que coinciden con sus niveles de vibración molecular; esta absorción ocurre cuando la vibración del enlace produce un cambio en el momento dipolar de la molécula, permitiendo identificar grupos funcionales clave (C-H, C=O, C-O). El principio de la espectroscopía infrarroja se basa en la excitación de las vibraciones moleculares al hacer pasar una muestra a través de un haz infrarrojo. Los espectros FTIR son

únicos para cada tipo de plástico porque no hay dos materiales con un espectro IR idéntico, y constituyen patrones de bandas individuales que sirven como 'huella dactilar' química.

Características del instrumento: Nicolet iN10. Para la caracterización de los microplásticos encontrados en los sedimentos de la cuenca baja del río Chili, se utilizó el microscopio infrarrojo Nicolet iN10 de Thermo Scientific, el cual integra un espectrómetro FTIR de alta sensibilidad con un sistema de visualización microscópica; este instrumento ha sido empleado en estudios similares. Sus principales especificaciones operativas incluyen:

Detector MCT-B: de telurio de cadmio y mercurio, enfriado por nitrógeno líquido, proporciona sensibilidad superior para detectar señales débiles en partículas muy pequeñas; el nitrógeno líquido debe llenarse 30 minutos antes del encendido y reponerse cada 5-6 horas.

Modo de reflexión: dado que la mayoría de los microplásticos recolectados (fragmentos y pellets) son opacos, se empleó el modo de reflexión, donde el haz incide en la superficie y la radiación reflejada es capturada por el detector; este modo es el indicado para muestras gruesas.

Parámetros de configuración: resoluciones de 4 cm^{-1} en rangos espectrales de $4000\text{--}600\text{ cm}^{-1}$, con 100 escaneos por muestra; en otros estudios se han usado rangos reducidos de $4000\text{--}1200\text{ cm}^{-1}$ por interferencia de filtros.

Criterio de validación: los espectros obtenidos se comparan con bibliotecas espectrales de referencia para asistir en el análisis; estas bibliotecas incluyen valores de umbral de coincidencia diferenciados por polímero ($\geq 75\%$ para polietileno).

Puntos fuertes de la técnica. La espectroscopía μFTIR es la técnica más utilizada para la detección de microplásticos por su especificidad, confiabilidad y enfoque no destructivo, dado que permite (a) descartar falsas positivas visuales, (b) analizar partículas por debajo del límite de resolución del ojo humano o de estereomicroscopios convencionales (el tamaño

mínimo analizable por transmisión alcanza los 10 μm), y (c) evaluar el envejecimiento fisicoquímico mediante el análisis de la intensidad de oxidación.

Limitaciones. La técnica presenta (a) un límite de difracción para partículas menores a 10 μm por la longitud de onda infrarroja, lo que dificulta el análisis de nanoplásticos sin equipos avanzados ; (b) interferencias superficiales por biopelículas (biofouling), arcillas o materia orgánica adherida, que pueden enmascarar el espectro del polímero y requieren digestión oxidativa rigurosa (Tirkey & Upadhyay, 2021; Van Cauwenberghe et al., 2015); y (c) elevados requerimientos de preparación y costo (consumibles como nitrógeno líquido), aunque el tiempo de medición puede acelerarse al acoplar un detector de matriz de plano focal.

7. Control de calidad

Se implementaron controles para minimizar y corregir la posible contaminación atmosférica y externa durante el procesamiento de las muestras (Huamán & Gamboa, 2023). Se utilizaron blancos de laboratorio, procesando filtros limpios en paralelo con las muestras reales y empleando los mismos reactivos (H_2O_2 y NaCl). El promedio de partículas halladas en los blancos (menor a 1 partícula por filtro) fue restado del recuento final de las muestras para asegurar que la abundancia reportada fuera exclusivamente de origen fluvial (Duong et al., 2023; Veerasingam et al., 2020).

El cumplimiento de este protocolo permitió asegurar que los microplásticos identificados correspondieron efectivamente a la matriz sedimentaria del río Chili y no a introducciones accidentales durante el procesamiento analítico.

8. Parámetros in situ:

En cada estación se registraron coordenadas GPS, altitud, características del sedimento y evidencia de fuentes de contaminación.

9. Aspectos éticos

El autor declara que no existen conflictos de interés que comprometan la integridad o los resultados de la presente investigación.

10. Criterios para el manejo de los datos

El análisis estadístico se realizó mediante el software PAST aplicando técnicas multivariadas adecuadas para datos ecológicos y JAMOVl Vs 2.7.26 para el análisis correlacional de Spearman. Los datos fueron transformados mediante raíz cuadrada para estabilizar la varianza.

Se utilizó PERMANOVA por su robustez frente a distribuciones no normales y su aplicabilidad a datos ecológicos complejos (Anderson et al., 2008; Kers & Saccenti, 2021), complementado con análisis post hoc y SIMPER para identificar contribuciones a la disimilitud. El software PAST proporcionó herramientas especializadas para datos de alta dimensionalidad como conteos de abundancia, incorporando métodos no paramétricos tales como NPMANOVA, SIMPER, ANOSIM y pruebas post-hoc por permutaciones.

Previo al análisis, los datos de abundancia de microplásticos (discretos y sobre dispersos) se transformaron mediante raíz cuadrada para estabilizar la relación varianza-media y moderar la influencia de categorías dominantes. Para las comparaciones múltiples entre estaciones, se realizó un análisis post hoc de PERMANOVA por pares. Se reportaron tanto los valores de probabilidad brutos (p) como los valores de ajustados mediante la corrección de Bonferroni, con el fin de garantizar la robustez de las diferencias detectadas (Canchari & Iannacone, 2024; Huamán & Gamboa, 2023).

CAPÍTULO III

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el presente capítulo se informarán los resultados del análisis de sedimentos fluviales en las riberas urbanas de la cuenca baja del río Chili, considerando la abundancia, distribución espacial y características morfológicas de los microplásticos. De la misma manera, se integran estos hallazgos con el marco teórico y antecedentes científicos relevantes.

En el ámbito peruano, investigaciones recientes han reportado la presencia de microplásticos en ríos y sedimentos, evidenciando la necesidad de estudios a escala local. Por ejemplo, Huamán y Gamboa identificaron hasta 2982 partículas totales en el río Rímac, asociando esta carga a la densidad poblacional y descargas industriales. Asimismo, Canchari e Iannacone (Canchari & Iannacone, 2024) reportaron concentraciones de hasta 6383 unidades/Kg en quebradas altoandinas, encontrando que las mayores acumulaciones de fibras y fragmentos se localizan en zonas de botaderos informales.

1. Sobre el análisis, muestreo y el tratamiento de la muestra

Respecto a los puntos de muestreo, se recogió información geográfica la cual está en el registro fotográfico del Anexo 2 (ubicación GPS y altitud) y edafológica importante para caracterizar cada estación dentro del sistema fluvial; los resultados de estos registros se muestran en la Tabla 11.

Tabla 11*Características de puntos de muestreo de sedimentos fluviales en la cuenca baja del Río Chili*

Estación de Muestreo	Latitud	Longitud	Altitud (msnm)	Descripción/Ubicación Adicional
Estación 1: Chilina, zona cercana al río Ojo de Agua	S16°22'8.7103"	W71°32'8.8875"	2425	Sedimento fluvial heterogéneo con predominancia de arenas gruesas (fluvisol).
Estación 2: Puente San Martín	S16°23'35.89332"	W71°32'21.07608"	2335	Sedimento fluvial fino con matriz limo-arenosa (fluvisol).
Estación 3: Puente Grau	S16°24'25.93188"	W71°32'43.45476"	2296	Sedimento fluvial fino con presencia de depósitos limo-arenosos (fluvisol).
Estación 4: Puente de Tingo	S16°25'54.59808"	W71°33'54.49608"	2214	Sedimento fluvial heterogéneo con matriz arcillosa incipiente (fluvisol).
Estación 5: Puente del Huayco	S 16°25'22.2456"	W 71°38'2.53608"	2026	Sedimento fluvial fino y limo-arcilloso (fluvisol).
Estación 6: Zona próxima a captación de agua Cerro Verde	S16°26'37.71636"	W 71°36'53.8884"	2079	Sedimento fluvial muy fino, matriz arcillosa de alta acumulación (fluvisol).

Nota: Elaboración propia.

En la presente Tabla 11 se muestran las coordenadas, altitud y características de las muestras de sedimentos de las seis estaciones de muestreo distribuidas a lo largo de la cuenca

baja del río Chili. Los sedimentos analizados corresponden a depósitos aluviales no consolidados, característicos de esta cuenca.

Estos materiales presentan una composición heterogénea de gravas y arenas en matrices limo-arenosas o limo-arcillosas, con una textura dominada por fracciones finas, lo cual es típico de ambientes de acumulación fluvial activa (Loaiza-Usuga et al., 2022; Poch et al., 2014).

Desde el punto de vista edafológico, estos suelos se clasifican como fluvisoles según la WRB y como fluvents en el sistema USDA (Kabała, 2022; Rodrigo-Comino et al., 2021). Estos suelos, definidos por materiales flúvicos, evidencian procesos de hidromorfía asociados a saturación periódica y condiciones características de las llanuras aluviales dinámicas (Jończak et al., 2022; Smyth et al., 2025).

Esta heterogeneidad sedimentaria influye directamente en la capacidad de retención y almacenamiento de microplásticos a lo largo del gradiente fluvial (Duong et al., 2023; Gonzalez-Saldias et al., 2024).

En la Tabla 12, a continuación, se presentan los resultados (abundancia) de los conteos de microplásticos hallados por análisis morfológico usando estereoscopia óptica.

Tabla 12

Abundancia de microplásticos identificados por morfología (unidades/Kg) por estación de muestreo

Estación de muestreo	Fibras	Fragmentos	Pellets	Microesferas	Filmes	Espumas	Total
Estación 1: Chilina	320 (300 – 340)	100 (80 – 120)	0 (0 – 0)	0 (0 – 0)	40 (20 – 40)	0 (0 – 0)	440 (440 – 480)
Estación 2: P. San Martín	720 (700 – 760)	240 (220 – 260)	20 (0 – 20)	0 (0 – 0)	80 (80 – 100)	20 (20 – 20)	1 099 (1 059 – 1 100)
Estación 3: Puente Grau	820 (800 – 840)	280 (260 – 300)	20 (0 – 20)	0 (0 – 0)	100 (100 – 120)	20 (20 – 20)	1 240 (1 220 – 1 260)
Estación 4: P. de Tingo	580 (560 – 600)	200 (180 – 220)	0 (0 – 20)	0 (0 – 0)	80 (60 – 80)	20 (20 – 20)	880 (860 – 900)
Estación 5: P. Huayco	940 (900 – 960)	320 (300 – 340)	20 (0 – 20)	0 (0 – 0)	140 (120 – 140)	40 (40 – 40)	1420 (1 420 – 1 480)
Estación 6: Zona Captación	1 060 (1 040 – 1 099)	400 (380 – 420)	40 (20 – 40)	20 (20 – 20)	160 (140 – 160)	40 (40 – 40)	1 700 (1 699 – 1 740)

Nota: Elaboración propia. Valores expresados como Mediana (rango mínimo – rango máximo) (n=3 por estación de muestreo). Los rangos reflejan la variabilidad detectada en los triplicados independientes de campo.

Debido a la naturaleza discreta de los datos de conteo y la presencia de sobre dispersión (especialmente en la categoría de fibras), se optó por reportar la mediana y el rango en lugar del promedio y la desviación estándar (ver Tabla 12).

Esta elección garantiza una descripción más fiel de la realidad biológica de las muestras (datos discretos) con un tamaño de $n=3$, evitando que la varianza sea malinterpretada bajo supuestos de normalidad que los datos no cumplen (Huamán & Gamboa, 2023).

Por esta razón, este enfoque descriptivo es consistente con el análisis inferencial mediante PERMANOVA y la correlación de Spearman detallados en la metodología, los cuales se fundamentan en estadísticas basadas en rangos y permutaciones para manejar la heterogeneidad espacial de los microplásticos (Canchari & Iannacone, 2024).

También apreciamos en la Tabla 12, que se observa un incremento progresivo en la abundancia total de microplásticos a medida que el río Chili atraviesa la zona metropolitana de Arequipa. Es fundamental precisar que, para asegurar la validez de estos resultados, se aplicó un protocolo de control de calidad basado en blancos de laboratorio. Estos consistieron en el procesamiento de filtros limpios en paralelo con las muestras reales, utilizando los mismos reactivos (H_2O_2 y NaCl) con el fin de monitorear y descontar cualquier posible contaminación atmosférica o externa durante el análisis químico (Duong et al., 2023).

En dichos blancos, no se observó una presencia ostensible de microplásticos (promedio < 1 partícula por filtro), lo que confirma que la carga reportada proviene exclusivamente de la matriz sedimentaria fluvial.

La estación de muestreo 1 presentó las menores concentraciones, mientras que la estación de muestreo 6 registró los valores más elevados. Esta variabilidad espacial responde a una compleja interacción entre factores antropogénicos e hidrodinámicos. Por un lado, las distribuciones están fuertemente influenciadas por la densidad poblacional y el uso del suelo

urbano, donde los asentamientos densos funcionan como fuentes críticas de emisión (Talbot & Chang, 2021)

Por otro lado, la dinámica del cauce determina que las partículas no permanezcan estáticas; factores como la velocidad del flujo y el rendimiento de sedimentos en cada subcuenca facilitan que el río Chili actúe como un vector de transporte, concentrando la carga contaminante en zonas de menor energía o aguas abajo de los principales vertimientos (Gutiérrez et al., 2025).

Para el análisis estadístico multivariado de estos datos, se aplicó una transformación por raíz cuadrada. Esta técnica es esencial en ecología de microplásticos para estabilizar la varianza y corregir el sesgo a la derecha típico de los datos de conteo como se indicó ya anteriormente (Kazmiruk et al., 2018).

Su interpretación radica en que permite moderar la influencia de las fibras (la morfología dominante en todas las muestras), evitando que su abundancia desproporcionada enmascare las tendencias de las categorías menos frecuentes. En este sentido, se logra un balance que permite a morfologías menos abundantes (como pellets o microesferas) contribuir de manera equitativa a la ordenación espacial en el análisis NMDS y a la detección de diferencias significativas mediante PERMANOVA (Kazmiruk et al., 2018).

1.1. Análisis comparativo de la contaminación por microplásticos según estudios nacionales e internacionales

La concentración de microplásticos registrada en los sedimentos de la cuenca baja del río Chili (440–1740 unidades/Kg) evidencia un proceso de degradación ambiental que sitúa esta contaminación en un rango de moderado a alto.

Al analizar estos resultados en un contexto nacional e internacional (ver Tabla 13 a continuación), se observa que la morfología y composición de las partículas son indicadores clave de las fuentes de presión antropogénica predominantes en cada sistema.

En la escala local, estudios recientes en la cuenca Quilca-Vítor-Chili han documentado una clara predominancia de filamentos y fragmentos compuestos principalmente por polietileno y polipropileno, lo que respalda los hallazgos de la presente investigación y confirma la persistencia de estas morfologías en el sistema fluvial de Arequipa.

Al comparar los valores hallados a nivel internacional, el río Chili presenta concentraciones superiores a sistemas europeos con gestión ambiental más eficiente, como el río Antua en Portugal (18 - 629 unidades/Kg) y valores cercanos a los observados en ríos asiáticos con alta densidad poblacional, como el río Wei en China (360 - 1 320 unidades/Kg). Sin embargo, estos niveles aún se mantienen significativamente por debajo de los registrados en sistemas fluviales críticos de la región y el sudeste asiático.

Específicamente, en Colombia, estudios realizados en el año 2023 en el río Molino documentaron concentraciones en sedimentos de entre 5,270 y 39,120 unidades/Kg. En este caso, el muestreo se realizó en la zona urbana mediante técnicas de filtración y separación por densidad, identificando que la mayoría de las partículas eran microplásticos de tipo secundario, producto de la fragmentación de residuos mayores bajo una fuerte influencia antrópica.

Por su parte, en Indonesia, el río Ciliwung registró abundancias de 6 560 a 10 630 unidades/Kg en muestreos de sedimentos llevados a cabo en noviembre de 2022; las condiciones de este estudio revelaron que las morfologías predominantes en el lecho fluvial son fragmentos y fibras, lo que evidencia una acumulación sostenida de materiales degradados en el sedimento. (Mahendra et al., 2023). En este sentido, aunque el sistema del río Chili no alcanza niveles extremos de decenas de miles de partículas, la tendencia observada y su relación con el

crecimiento urbano de Arequipa sugieren un riesgo de incremento progresivo si no se implementan medidas de control adecuadas.

Tabla 13

Análisis comparativo de la abundancia y tipo de microplásticos en sedimentos fluviales de la cuenca baja del río Chili

Escala	Sistema Hídrico	País	Rango/Valor (unidades/Kg)	Tipo de microplástico (Morfología/Composición)	Referencia
Local	Río Chili	Perú	440 – 1 740	Fibras (32,97%), fragmentos (20,91%), PE, PP	Presente estudio
Nacional	Río Rímac	Perú	Hasta 2 982*	Fragmentos, filmes, filamentos y esférulas	Huamán & Gamboa, 2023
Nacional	Río Lacramarca	Perú	2 175	Fragmentos (92,9%), fibras y microesferas	Melgarejo-Velásquez & Reyes-Avalos, 2024
Internacional	Río Antua	Portugal	18 – 629	Fibras y fragmentos	Weiss et al., 2021
Internacional	Río Wei	China	360 – 1 320	Fragmentos y fibras	Mahendra et al., 2023
Internacional	Río Rin-Meno	Alemania	228 – 3 763	PE, PP y PS (abundancia >75%)	Klein et al., 2015
Internacional	Río Ciliwung	Indonesia	6 560 – 10 630	Fragmentos y fibras	Mahendra et al., 2023
Internacional	Río Molino	Colombia	5 270 – 39 120	Fragmentos (>50%), filmes, fibras y esferas	Velasco et al., 2023

Nota: Elaboración propia. *valor reportado en partículas totales según metodología del autor original.

En la anterior Tabla 13 se representa la comparativa de los resultados de abundancia obtenidos versus datos reportados en bibliografía reciente y de entornos similares al que se está estudiando a nivel nacional e internacional. Esta comparación sugiere que, si bien los microplásticos hallados en los sedimentos de la cuenca baja del río Chili aún no alcanza los niveles críticos observados en sistemas como el río Molino en Colombia ($>39\ 000$ unidades/Kg), su perfil morfológico dominado por fibras y fragmentos revela una presión urbana significativa. La alta proporción de fibras (32,97%) en el Chili es consistente con lo reportado en el río Rímac, donde Huamán y Gamboa identificaron hasta 2982 partículas totales asociadas a densidad poblacional y descargas industriales, lo que indica que las descargas de efluentes domésticos y el lavado de textiles sintéticos son fuentes críticas en las principales ciudades peruanas. En contraste, la predominancia masiva de fragmentos en el río Lacramarca (92,9%) y en el río Molino ($>50\%$) apunta a una degradación histórica de macroplásticos por deficiencias severas en la gestión de residuos sólidos en dichas zonas (Huamán & Gamboa, 2023; Mahendra et al., 2023; Melgarejo-Velásquez & Reyes-Avalos, 2024; Velasco et al., 2023).

La dinámica del río Chili responde a un modelo de "fuente-sumidero", donde la hidrodinámica fluvial y la geomorfología de la cuenca baja determinan la acumulación. Mientras que la generación de microplásticos se concentra en sectores de alta densidad poblacional como Arequipa ($19\ 798,90$ Hab/km²), su distribución final se desplaza hacia zonas de menor energía aguas abajo, como Uchumayo y La Joya, donde la velocidad del flujo disminuye y favorece la deposición de partículas (Valdivia et al., 2024).

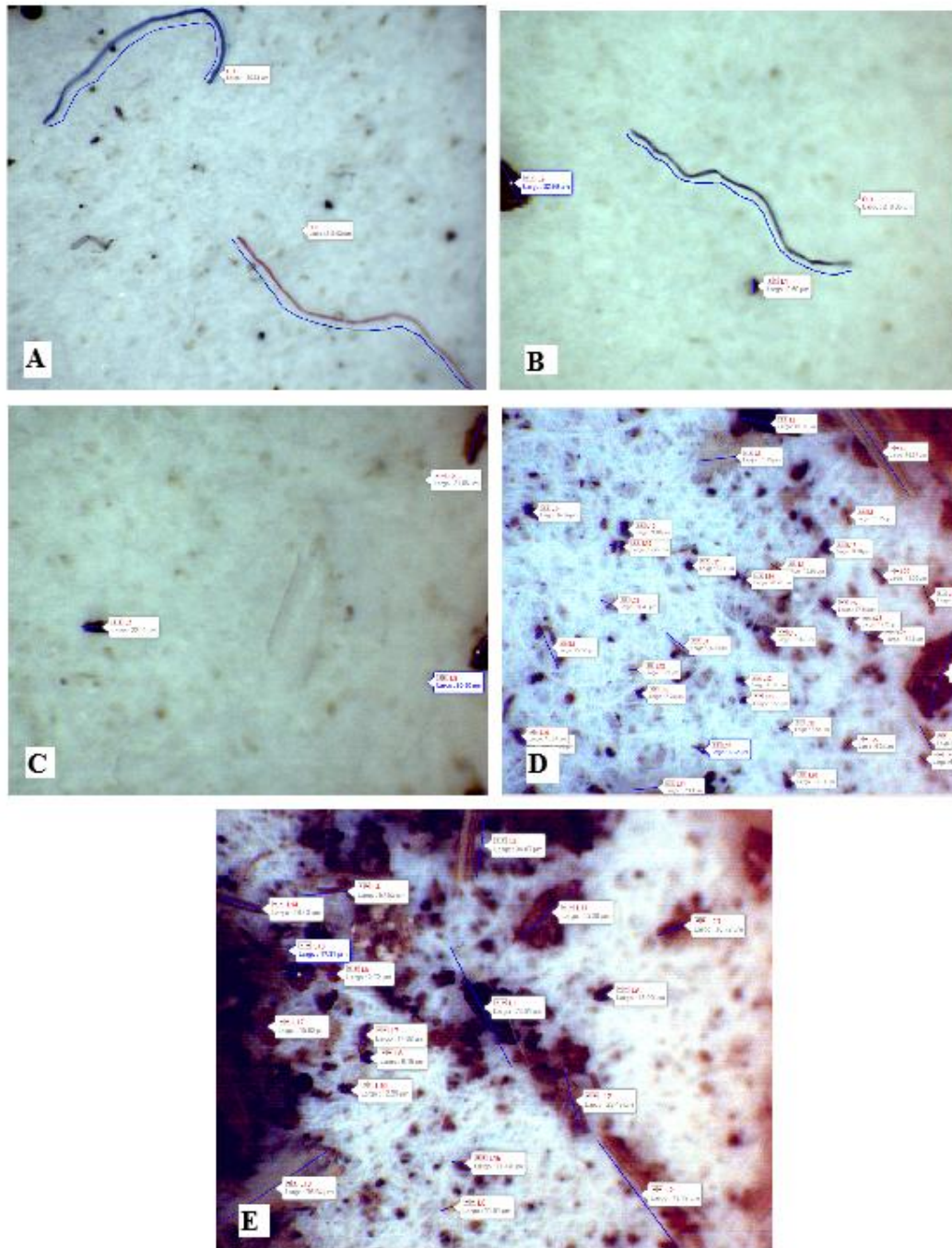
De esta forma, si el crecimiento urbano de Arequipa continúa sin medidas de control adecuadas y no se optimizan los sistemas de tratamiento para retener microfibras, es altamente probable que las concentraciones de microplásticos se acerquen a los rangos críticos internacionales.

El riesgo es particularmente alto debido a que los microplásticos actúan como vectores de contaminantes químicos y biológicos, cuya acumulación en los sedimentos genera un reservorio persistente que amenaza la calidad del ecosistema lótico y la salud ambiental de la cuenca (Agboola & Benson, 2021; Valdivia et al., 2024).



Figura 6

Microplásticos identificados en el presente estudio por morfología mediante micro estereoscopia A: Fibras 1, B: Fibras 2, C: Filmes, D: Pellets, fragmentos y microesferas 1, E: Pellets, fragmentos y microesferas 2 (100 x)



Nota: Elaboración propia utilizando equipo estereoscopio en la presente investigación.

La Figura 6 presenta la morfología típica identificada en los sedimentos analizados en el presente estudio, de estas y otras muestras similares se obtuvieron las partículas fueron analizadas por μ FTIR posteriormente.

Para el análisis multivariado, como ya se indicó previamente, los datos fueron transformados mediante raíz cuadrada (Tabla 14), con el objetivo de reducir el peso estadístico de las fibras y permitir una mejor representación de las morfologías menos abundantes.

Tabla 14

Resultados transformados (raíz cuadrada) para análisis estadístico (Promedio $\pm$ Desviación Estándar)

Estación de muestreo	Fibras	Fragmentos	Pellets	Microesferas	Filmes	Espumas
Estación 1:	17,88 $\pm$	9,97	0,00	0,00	5,71	0,00
Chilina	0,56	$\pm$ 1,00	$\pm$ 0,00	$\pm$ 0,00	$\pm$ 1,07	$\pm$ 0,00
Estación 2:	26,95 $\pm$	15,48	2,98	0,00	9,29	4,47
Puente San Martín	0,57	$\pm$ 0,65	$\pm$ 2,58	$\pm$ 0,00	$\pm$ 0,61	$\pm$ 0,00
Estación 3:	28,64 $\pm$	16,73	2,98	0,00	10,32	4,47
Puente Grau	0,35	$\pm$ 0,60	$\pm$ 2,58	$\pm$ 0,00	$\pm$ 0,55	$\pm$ 0,00
Estación 4:	24,75 $\pm$	14,13	1,49	0,00	8,55	4,47
Puente de Tingo	0,82	$\pm$ 0,71	$\pm$ 2,58	$\pm$ 0,00	$\pm$ 0,69	$\pm$ 0,00
Estación 5:	30,55 $\pm$	17,88	2,98	0,00	11,54	6,32
Puente Huayco	0,50	$\pm$ 0,56	$\pm$ 2,58	$\pm$ 0,00	$\pm$ 0,51	$\pm$ 0,00
Estación 6:	32,65 $\pm$	19,99	5,71	4,47	12,38	6,32
Zona Captación	0,46	$\pm$ 0,50	$\pm$ 1,07	$\pm$ 0,00	$\pm$ 0,47	$\pm$ 0,00

Nota: Elaboración propia. Los datos representan el promedio ($\bar{x}$) y la desviación estándar (SD) de tres réplicas por estación tras la transformación por raíz cuadrada (Canchari & Iannacone, 2024).

El incremento de la densidad de microplásticos observados desde Chilina hasta la zona de captación refleja un proceso continuo de acumulación antropogénica. Este patrón se vuelve más evidente a partir de la Estación de muestreo 2 (Puente San Martín), donde el río ingresa plenamente al entorno urbano.

Tabla 15

Resultados del análisis PERMANOVA para la comparación de la abundancia de microplásticos entre las estaciones de muestreo utilizando datos transformados por raíz cuadrada

PERMANOVA (Bray-Curtis)	
Número de permutaciones	9999
Suma total de cuadrados	0,3328
Suma de cuadrados intra-grupo	0,01245
f	61,75
p	0,0001

Nota: Elaboración propia a partir de datos procesados en software PAST

El resultado del análisis PERMANOVA ($f = 61,75$; $p = 0,0001$) de la Tabla 15, nos evidencia que, la variación es estadísticamente significativa y no aleatoria en la composición de microplásticos a lo largo del gradiente del río Chili.

La evidencia principal radica en que la variabilidad entre estaciones es significativamente mayor que la variabilidad interna de las réplicas, lo que demuestra que cada punto de muestreo posee una "firma" de contaminación distinta.

En este contexto, Arbeloa et al. y Canchari & Iannacone validan que la abundancia y morfología de las partículas varían significativamente entre estaciones en función de su ubicación geográfica y el uso de suelo circundante, confirmando así la primera parte de la hipótesis.

Este resultado coincide con hallazgos recientes en sistemas fluviales y lacustres andinos, donde se ha demostrado que la configuración de la cuenca y el estado de protección del ecosistema moldean directamente los ingresos de microplásticos, generando patrones de contaminación altamente heterogéneos.

Investigaciones realizadas en el año 2024, en cuencas peruanas, refuerzan que la presión antrópica y la gestión deficiente de residuos sólidos crean nichos de acumulación específicos donde la "firma" del contaminante responde a la proximidad de vertederos y centros poblados (Canchari & Iannacone, 2024; Melgarejo-Velásquez & Reyes-Avalos, 2024).

En ríos de montaña como el Chili, esta variabilidad se ve intensificada por la alta energía del flujo y los sedimentos gruesos, factores que aceleran la fragmentación de macroplásticos en microplásticos, diferenciando drásticamente la composición entre tramos altos y bajos.

Las comparaciones por pares del análisis estadístico muestran una mayor diferencia entre los extremos del sistema (Estación de muestreo 1: Chilina y Estación de muestreo 6: Zona de captación), lo que confirma la existencia de un gradiente de contaminación impulsado por el uso de suelo urbano y agrícola, en línea con lo observado por Arbeloa et al. y Canchari & Iannacone.

En contraste, las estaciones intermedias presentan similitud, indicando procesos de mezcla y transporte en el tramo urbano, un fenómeno común donde las interacciones entre factores antropogénicos y ambientales homogenizan temporalmente la carga sedimentaria antes de nuevos aportes industriales en la cuenca baja (Gonzalez-Saldias et al., 2024).

Tabla 16*Resultados de las comparaciones por pares de PERMANOVA entre estaciones de muestreo*

Comparación por pares	Pseudo- <i>F</i>	<i>p</i> (bruto)	<i>p</i>	Magnitud de la Diferencia
Est. 1 vs. Est. 6	322,00	0,0959	1,000	Muy Alta
Est. 1 vs. Est. 5	160,20	0,1010	1,000	Alta
Est. 1 vs. Est. 3	115,40	0,0988	1,000	Alta
Est. 4 vs. Est. 6	83,45	0,0585	1,000	Alta
Est. 1 vs. Est. 2	81,83	0,0989	1,000	Alta
Est. 1 vs. Est. 4	51,27	0,1018	1,000	Alta
Est. 2 vs. Est. 6	46,55	0,0995	1,000	Moderada
Est. 3 vs. Est. 6	37,95	0,0987	1,000	Moderada
Est. 4 vs. Est. 5	26,03	0,0979	1,000	Moderada
Est. 5 vs. Est. 6	17,77	0,0969	1,000	Moderada
Est. 2 vs. Est. 5	10,50	0,0580	1,000	Moderada
Est. 3 vs. Est. 4	10,50	0,1021	1,000	Moderada
Est. 3 vs. Est. 5	4,54	0,0983	1,000	Baja
Est. 2 vs. Est. 4	3,25	0,1950	1,000	Baja
Est. 2 vs. Est. 3	1,49	0,4974	1,000	Baja

Nota. Los valores de *p* se reportan como 1,000 debido a la limitación matemática de las permutaciones posibles con $n = 3$ y el rigor de la corrección por comparaciones múltiples (15 pares), lo cual impide alcanzar el umbral de $p < 0,05$ a nivel individual pese a la significancia global del modelo ($p = 0,0001$). Ante esta restricción, la relevancia de la heterogeneidad espacial se determina mediante el estadístico Pseudo- *F*, el cual mide la magnitud del efecto: valores de $F > 50$ indican disparidades estructurales profundas en la composición de microplásticos, destacando el contraste entre la Estación de muestreo 1 y la Estación de muestreo 6 ($F = 322,00$) como el gradiente de contaminación más crítico del sistema (Huamán & Gamboa, 2023).

La interpretación de la Tabla 16 revela valores de elevados (ej. entre Chilina y Cerro Verde), lo que denota una diferencia sustancial en la magnitud de la carga de microplásticos entre estaciones. No obstante, los valores de probabilidad (p) no logran cruzar el umbral de significancia de 0,05 tras la corrección de Bonferroni.

Los altos valores de F demuestran que la variabilidad entre estaciones es mucho mayor que la varianza interna de cada estación.

Si bien el p -valor ajustado es conservador debido al tamaño de la muestra ($n=3$), la magnitud del estadístico F confirma la heterogeneidad espacial de los microplásticos en el río Chili. Este fenómeno estadístico es común en estudios ambientales con un número de réplicas limitado ($n=3$), donde el poder estadístico de las pruebas de permutación se ve restringido, haciendo que el análisis sea extremadamente conservador (Huamán & Gamboa, 2023).

A pesar de ello, la tendencia espacial es clara y consistente con la dinámica de acumulación observada en otras cuencas peruanas, donde la composición química y morfológica varía drásticamente desde las zonas de referencia hasta los puntos de mayor presión antrópica (Canchari & Iannacone, 2024; Huamán & Gamboa, 2023)

En contraste, las estaciones de muestreo intermedias (especialmente Puente San Martín y Puente Grau) presentan valores más cercanos entre sí, lo cual sugiere una cierta uniformidad de la contaminación en el tramo central del río.

A medida que el flujo avanza aguas abajo, las diferencias vuelven a aumentar, reflejando la incorporación de nuevas fuentes de contaminación.

1.2. Análisis de ordenación multivariada y bondad de ajuste

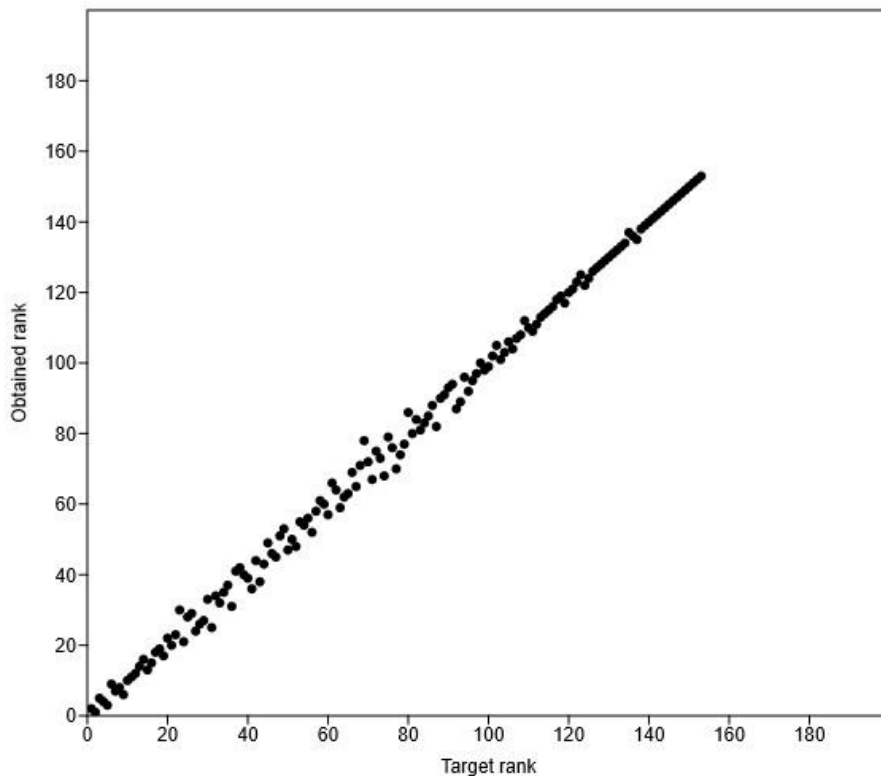
El análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS), basado en el índice de similitud de Bray-Curtis, permitió representar gráficamente la estructura de las comunidades de microplásticos en el gradiente del río Chili.

La configuración obtenida en las Figuras 7 y 8 presenta un valor de estrés de 0,0278, el cual se clasifica técnicamente como un "ajuste excelente".

De acuerdo con validaciones técnicas recientes, los valores de estrés inferiores a 0,15 indican que los datos originales han sido re escalados de forma óptima en un plano bidimensional, minimizando la pérdida de información durante la reducción de la dimensionalidad, de esta manera, una ordenación con un estrés de 0,0278 proporciona una representación de alta fidelidad de las distancias multidimensionales, lo que garantiza que las relaciones de proximidad entre las estaciones de muestreo reflejan con precisión la variabilidad composicional de los sedimentos de la cuenca (Smyth et al., 2025).

Figura 7

Gráfico Shepard Plot (Validación NMDS) Non-metric multidimensional scaling



Nota. Elaboración propia en software PAST, Resultados estadísticos (Stress 0,028 R^2 (eje 1: 0,9817, eje 2: 0,0007941))

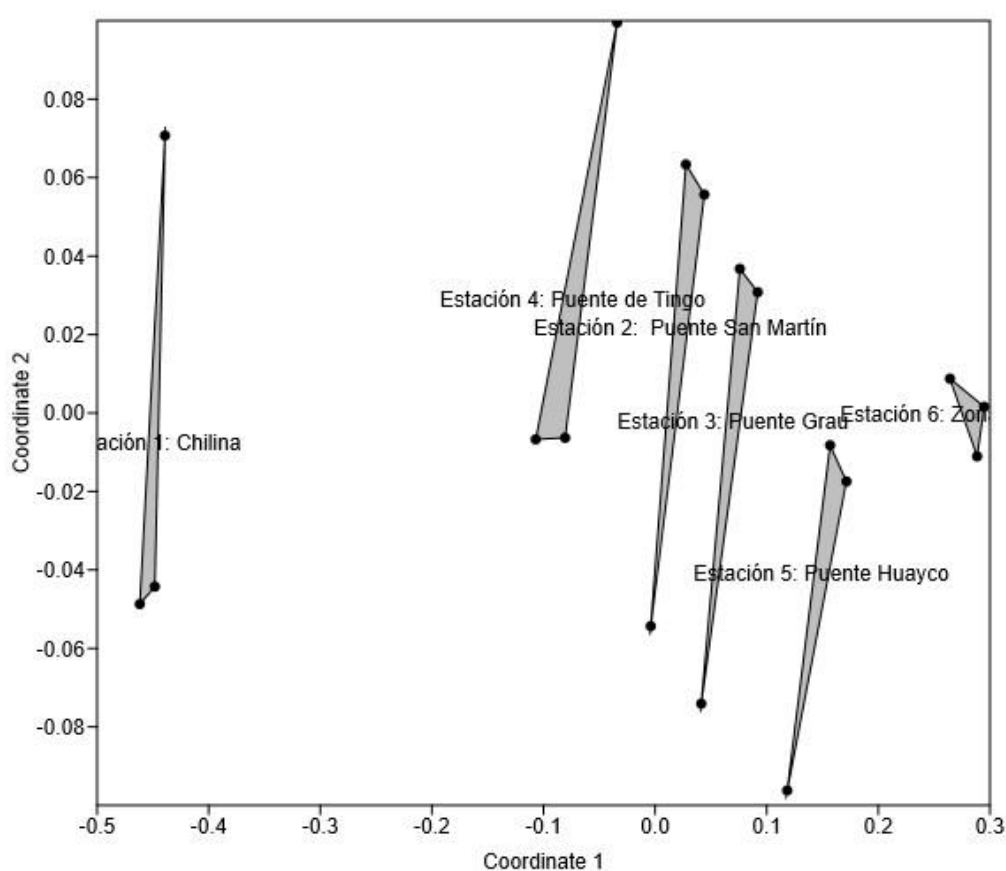
La robustez de esta ordenación se corrobora mediante el Shepard Plot, (Figura 7), que evidencia una relación lineal altamente significativa entre las distancias observadas y las distancias en la configuración del NMDS.

Según criterios de validación NMDS ampliamente aceptados, los valores de estrés inferiores a 0,15; junto con la escasa dispersión de los puntos y el elevado coeficiente de determinación, evidencian una representación adecuada de la estructura de los datos en un espacio bidimensional.

Este resultado demuestra que la separación visual entre la Estación de muestreo 1 y la Estación de muestreo 6 no es un artefacto del análisis, sino el reflejo de una transición real y marcada en la firma morfológica y abundancia de las partículas a lo largo del sistema fluvial (Mahendra et al., 2023).

Figura 8

Gráfico Shepard Plot (Validación NMDS Bray-Curtis similarity index)



Nota. Los ejes Coordinate 1 (eje x) y Coordinate 2 (eje y) son dimensiones adimensionales de ordenación que representan la máxima varianza de las disimilitudes biológicas y composicionales entre las muestras. La cercanía entre los puntos indica una mayor similitud en la abundancia y morfología de microplásticos, calculada mediante el índice de Bray-Curtis. Elaboración propia en software PAST.

En la Figura 8 que apreciamos, el gráfico de Shepard es una herramienta diagnóstica fundamental para evaluar la calidad de un Escalamiento Multidimensional No Métrico. En este estudio, la figura valida la capacidad del modelo para representar las similitudes composicionales de microplásticos mediante el índice de Bray-Curtis.

Es importante precisar que los ejes denominados *Coordinate 1* y *Coordinate 2* representan dimensiones adimensionales. A diferencia de otros métodos de ordenación, en el NMDS los ejes no poseen unidades de medida física (como concentraciones o longitudes), sino que funcionan como escalas de proximidad matemática basadas en el índice de disimilitud de Bray-Curtis

Linealidad y preservación de rangos

La Figura 8 también muestra la relación entre las distancias observadas (basadas en la similitud de Bray-Curtis) y las distancias de configuración en el espacio del NMDS. Se observa una relación lineal altamente significativa, respaldada por un coeficiente de determinación (R^2) de 0,9817 en el eje principal. La escasa dispersión de los puntos alrededor de la línea de ajuste confirma que el modelo preserva fielmente los rankings de similitud. Esto significa que, si dos estaciones de muestreo son biológica o composicionalmente similares en el río, aparecerán proporcionalmente cercanas en el gráfico, sin distorsiones matemáticas significativas.

Validación del gradiente entre estaciones (estación de muestreo 1 y estación de muestreo 6)

Desde una perspectiva estadística, la robustez del Shepard Plot confirma que la separación observada entre la Estación 1 y la Estación 6 no es un artefacto del procesamiento de datos, sino el reflejo de una transición real en el sistema fluvial. La linealidad del gráfico valida que:

La Estación de muestreo 1 (caracterizada por una carga inicial baja) y la Estación de muestreo 6 (estado de acumulación masiva) representan polos opuestos de un gradiente ambiental crítico.

La disposición de estas estaciones en el NMDS es una representación de alta fidelidad de la variabilidad morfológica y la abundancia de microplásticos a lo largo del río Chili.

En conclusión, la Figura 8 demuestra que el análisis NMDS es estadísticamente adecuado, permitiendo concluir con seguridad que las diferencias detectadas entre las estaciones de muestreo reflejan con precisión la realidad ecológica de la cuenca evaluada.

1.3.Comparación con sistemas andinos y urbanos

La polarización observada en el eje de ordenación entre los extremos del sistema valida la existencia de un gradiente ambiental crítico. Este patrón de acumulación en las zonas bajas es consistente con estudios recientes en la cuenca del río Rímac, donde la presencia de microplásticos en sedimentos laterales está estrechamente ligada a la deficiencia en la gestión de residuos urbanos y la descarga de efluentes industriales y domésticos (Huamán & Gamboa, 2023). Asimismo, en el río Lacramarca, se han reportado abundancias significativas (2 175 unidades/Kg) dominadas por fragmentos, lo que refuerza la tendencia de los ríos de la vertiente del Pacífico a actuar como receptores de alta carga antropogénica (Melgarejo-Velásquez & Reyes-Avalos, 2024).

Investigaciones en ríos andinos del Perú han documentado que las concentraciones de microplásticos presentan una alta heterogeneidad espacial, pudiendo variar drásticamente en tramos de menos de 200 metros debido a la proximidad de puntos críticos de vertimiento (Canchari & Iannacone, 2024).

En el río Chili, la ubicación de la Estación 1 y la Estación 6 en polos opuestos del gráfico de ordenación confirma que el sistema evoluciona de una carga inicial baja a un estado de

acumulación masiva. Este fenómeno de "efecto sumidero" en el lecho fluvial y responde a la baja movilidad de ciertas partículas que se depositan a largo plazo (Haque et al., 2024).

Esta dinámica guarda coherencia con la línea base establecida para la cuenca Quilca-Vítor-Chili, donde la predominancia de filamentos y fragmentos refleja la presión sostenida de las actividades urbanas y agrícolas sobre el ecosistema lótico (Valdivia et al., 2024).



Tabla 17*Resultados SIMPER (Morfologías Contribuyentes) mediante el ajuste de Bray Curtis*

Taxon	Disimilitud promedio	Contribución (%)	Porcentaje acumulado (%)	Media Estación 1: Chilina	Media Estación 2: Puente San Martín	Media Estación 3: Puente Grau	Media Estación 4: Puente de Tingo	Media Estación 5: Puente Huayco	Media Estación 6: Zona Captación
Fibras	5,731	32,97	32,97	17,9	26,9	28,6	24,7	30,5	32,7
Fragmentos	3,635	20,91	53,88	9,97	15,5	16,7	14,1	17,9	19,7
Filmes	2,551	14,67	68,56	5,71	9,29	10,3	8,55	11,5	12,2
Espumas	2,363	13,59	82,15	0	4,47	4,47	4,47	6,32	6,32
Pellets	2,276	13,09	95,24	0	2,98	2,98	1,49	2,98	5,4
Microesferas	0,827	4,756	100	0	0	0	0	0	4,47

Nota: Elaboración propia a partir de datos software PAST

El análisis SIMPER mostrado en la tabla 17 significa que la diferenciación entre las estaciones no es uniforme para todos los tipos de plásticos, sino que está impulsada por morfologías específicas. La evidencia muestra que las fibras (32,97%) y los fragmentos (20,91%) son los responsables de más del 50% de la disimilitud entre puntos, lo que confirma la relación entre la morfología y la presión antrópica planteada en la hipótesis. Así, la predominancia de fibras actúa como un marcador de efluentes domésticos y lavado de textiles en las zonas urbanas de Arequipa, mientras que el aumento de fragmentos en las zonas bajas evidencia la degradación de macroplásticos durante el transporte fluvial (Canchari & Iannacone, 2024; Valdivia et al., 2024).

Tabla 18

Relación entre los hallazgos estadísticos del análisis SIMPER y las actividades humanas identificadas en cada estación de muestreo contrastadas con antecedentes bibliográficos

Morfología	Contribución SIMPER (%)	Fuente Probable en el Gradiente	Estaciones Críticas	Impacto Ambiental Relacionado
Fibras	32,97%	Efluentes de lavanderías domésticas y fragmentación de textiles sintéticos.	Todas (Estación 2 a Estación 6)	Alta tasa de ingestión por biota; daño toxicocinético severo con tasas de eliminación lentas, facilitando la translocación a tejidos y bioacumulación (Melgarejo-Velásquez & Reyes-Avalos, 2024; Yang et al., 2024).
Fragmentos	20,91%	Degradación de Macroplásticos (botellas PET, envases, bolsas rígidas) y residuos de construcción.	Estación 5: Puente Huayco y Estación 6	Disrupción de la fisiología intestinal, inducción de estrés oxidativo e inflamación tisular; alteración del metabolismo por saciedad falsa (Bera, 2025; Gao et al., 2025; Melgarejo-Velásquez & Reyes-Avalos, 2024).
Filmes	14,67%	Desintegración de bolsas plásticas, empaques de alimentos y plásticos de un solo uso.	Estación 2, 3 y 6	Elevada superficie de contacto que actúa como vector crítico para la adsorción y transporte de contaminantes orgánicos persistentes y metales pesados (Du et al., 2021; Li et al., 2023).

Tabla 18: continuación

Morfología	Contribución SIMPER (%)	Fuente Probable en el Gradiente	Estaciones Críticas	Impacto Ambiental Relacionado
Espumas	13,59%	Fragmentación de poliestireno expandido (Tecnopor) usado en embalajes y comida rápida.	Estación 5 y Estación 6	Formación de "plastisferas" que facilitan el transporte de bacterias patógenas y genes de resistencia antibiótica; alteración del flujo de energía en la red trófica (Bocci et al., 2024).
Pellets	13,09%	Materia prima industrial (preproducción) y posibles pérdidas en transporte o vertidos.	Estación 2, 5 y 6	Daño físico y químico severo; transporte transoceánico de sustancias peligrosas y persistentes hacia las redes tróficas superiores (Agbekpohnu & Kevudo, 2023; Karlsson et al., 2026).
Microesferas	4,76%	Productos de cuidado personal (exfoliantes, pastas dentales) y procesos industriales específicos.	Exclusivo Estación 6	Riesgo de internalización celular; reducción significativa de las reservas energéticas y aumento de la mortalidad en invertebrados filtradores (Melgarejo-Velásquez & Reyes-Avalos, 2024).

Nota: Elaboración propia a partir de datos software PAST (SIMPER) y referencias bibliográficas citadas

En la Tabla 18 observamos que las fibras son más abundantes en zonas urbanas densamente pobladas, mientras que la presencia de pellets y microesferas indica aportes industriales específicos (Duis & Coors, 2016; Birch et al., 2020).

Este patrón de acumulación identificado es consistente con estudios recientes en ríos andinos, donde la distribución de microplásticos responde a gradientes complejos de presión urbana e industrial (Canchari & Iannacone, 2024; Valdivia et al., 2024).

Esta interpretación es coherente con lo reportado en la cuenca del río Rímac, donde se ha identificado que el punto crítico de aporte se sitúa en la quebrada Huaycoloro. En dicho sector, la presencia de fábricas industriales que descargan efluentes sin control adecuado eleva la carga hasta las 2982 partículas (Huamán & Gamboa, 2023).

Esta condición de vertimiento industrial no regulado guarda una estrecha analogía con la situación de la zona de Río Seco en la cuenca del Chili, donde el uso de suelo predominante incluye manufactura y servicios que saturan la capacidad de transporte del sistema fluvial, con descargas mixtas de efluentes domésticos y escorrentías industriales (Michalski et al., 2022; Moraes et al., 2020).

Investigaciones indican que las edificaciones industriales dentro de un radio de 2 km pueden explicar la varianza en la abundancia de microplásticos, lo que valida la importancia de caracterizar estos "hotspots" de presión antrópica extrema en Arequipa (Michalski et al., 2022; Moraes et al., 2020).

En el ámbito local, los hallazgos en la cuenca Quilca-Vítor-Chili (440–1740 unidades/Kg) confirman una clara predominancia de filamentos y fragmentos compuestos principalmente por polietileno y polipropileno (Valdivia et al., 2024).

Esta evidencia respalda la identificación de dichas morfologías como las más representativas, situando al río Chili en un nivel de contaminación entre moderado y alto en el contexto nacional, superando a sistemas como el río Antua (629 unidades/Kg) pero manteniéndose por debajo de las 2175 unidades/Kg reportados en el río Lacramarca (Melgarejo-Velásquez & Reyes-Avalos, 2024; Weiss et al., 2021).

Al profundizar en la comparación regional, el caso de los ríos urbanos en Colombia revela escenarios de degradación mucho más severos que requieren un análisis detallado de sus mecanismos. Específicamente, el río Molino registra concentraciones en sedimentos que oscilan entre 5 270 y 39 120 unidades/Kg; esta diferencia de magnitud con el río Chili se fundamenta en la fragmentación secundaria masiva, ya que Velasco et al. documentaron que los fragmentos constituyen más del 50% de las partículas debido a la degradación mecánica de macroplásticos procedentes de plazas de mercado y a una gestión deficiente de residuos sólidos en las riberas. Este proceso de fragmentación incrementa la superficie específica de las partículas, facilitando la formación de "plastisferas" y aumentando los riesgos de ingestión por la biota local al inducir procesos de saciedad falsa y estrés oxidativo. En conjunto, estos antecedentes refuerzan la interpretación de que los patrones observados en el río Chili no son aislados, sino que responden a una dinámica de "fuente-sumidero" donde los sedimentos urbanos actúan como reservorios críticos de contaminación plástica persistente (Gao et al., 2025; Gonzalez-Saldias et al., 2024; Velasco et al., 2023; Xia et al., 2023).

Para sustentar estos hallazgos, se han propuesto los argumentos siguientes que integran el análisis estadístico multivariado con la dinámica ambiental del río:

1.4. Gradiente de contaminación y dinámica fluvial:

Los resultados confirman la presencia de un gradiente de contaminación por microplásticos creciente desde la cabecera hacia la cuenca baja. La Estación 6 actúa como un sumidero, donde las condiciones hidrodinámicas favorecen la deposición de partículas; la homogeneización de los valores observados en el tramo medio del río indica una mezcla constante de contaminantes urbanos antes de la incorporación de nuevas fuentes en la parte baja, lo que ha sido descrito en otros sistemas fluviales urbanos (Gonzalez-Saldias et al., 2024; Lofty et al., 2022; Skalska et al., 2020).

Diversas investigaciones han demostrado que los microplásticos no solo representan un riesgo físico, sino que actúan como vectores químicos complejos en el ecosistema del río Chili.

Debido a su alta relación superficie-volumen y propiedades hidrofóbicas, estas partículas adsorben y transportan contaminantes orgánicos persistentes, metales pesados y aditivos industriales específicos como los ftalatos, ésteres organofosforados y bisfenoles.

Estos contaminantes actúan como potentes disruptores endocrinos que interfieren con la síntesis hormonal y la regulación neuroendocrina, y su exposición desencadena efectos biológicos adversos severos, estrés oxidativo con peroxidación lipídica y daño al ADN, inflamación tisular crónica y una "saciedad falsa" derivada de obstrucciones intestinales que comprometen la obtención de energía calórica, la función fisiológica y la supervivencia de los organismos acuáticos (Kadac-Czapska et al., 2024; Castañeta et al., 2020).

1.5. Predominancia de fibras como indicador urbano

Dentro de las morfologías identificadas, las fibras se presentan claramente como el componente más abundante, con una contribución del 32,97% según el análisis SIMPER. Estos resultados indican que la principal fuente de microplásticos en el sistema no está asociada únicamente a la fragmentación de residuos plásticos de mayor tamaño, sino que responde en gran parte a aportes continuos de origen doméstico, especialmente a través de aguas residuales, comportamiento que también se ha descrito en otros ríos andinos donde las fibras suelen representar la fracción más abundante en sedimentos urbanos.

A partir de la Estación de muestreo 2, se observa un aumento sostenido en la presencia de fibras, lo que coincide con el ingreso del río al área urbana de Arequipa y refleja el efecto aditivo de actividades cotidianas asociadas a una mayor densidad poblacional (donde el lavado de textiles sintéticos constituye una fuente constante de microfibras), mientras que en la Estación 6 la detección exclusiva de microesferas y la mayor abundancia de pellets indican un

proceso de acumulación progresiva propio de zonas donde las condiciones hidráulicas favorecen la deposición; este patrón es consistente con el rol de los sedimentos fluviales como reservorios de microplásticos en sistemas andinos (Canchari & Iannacone, 2023, 2024; Castañeta et al., 2020; Yang et al., 2021).

La presencia de pellets resulta particularmente relevante. En este caso, su detección apunta a fuentes más específicas, posiblemente asociadas al manejo o transporte de materia prima plástica (Contreras et al., 2022). A nivel estadístico, esta estación se diferencia claramente del resto en el análisis NMDS, lo que refuerza su interpretación como zona de acumulación final dentro del sistema (Pazos, 2021).

Resultados hallados son comparables y han sido reportados en la cuenca del río Rímac, donde ciertos tipos de microplásticos tienden a concentrarse en los tramos bajos, particularmente en sectores con menor velocidad de flujo (Huamán & Gamboa, 2023). En ese sentido, factores geomorfológicos e hidrodinámicos propios de la cuenca baja del río Chili estarían ayudando a la retención de estas partículas (Gonzalez-Saldias et al., 2024).

En la parte central del río, entre las estaciones 2 (Puente San Martín) y 3 (Puente Grau) se aprecia una relativa similitud en la composición de microplásticos. La proximidad entre ambos puntos en el análisis NMDS sugiere que, en este tramo, los contaminantes tienden a mezclarse y distribuirse de manera más uniforme.

Este comportamiento, puede estar relacionado con la incorporación continua de efluentes de características similares, lo cual genera un comportamiento relativamente estable en términos morfológicos. A diferencia de otros sistemas fluviales donde las variaciones son más marcadas debido a múltiples fuentes de ingreso (Lofty et al., 2022; Skalska et al., 2020), en este caso predomina una dinámica más uniforme, al menos en el tramo urbano intermedio.

Sin embargo, esta uniformidad no se mantiene constante hacia aguas abajo, donde comienzan a incorporarse nuevas fuentes, particularmente de origen industrial. La baja

presencia de pellets en las estaciones superiores y su aumento en la parte baja, refuerzan esta interpretación, evidenciando la influencia de aportes específicos en la cuenca inferior (Canchari & Iannacone, 2024).

Los microplásticos no solo representan un problema físico en los ecosistemas, sino que actúan como vectores dinámicos de contaminantes químicos y biológicos, facilitando la bioacumulación de sustancias tóxicas y su ingreso efectivo en la cadena trófica. Investigaciones recientes han consolidado su rol como «caballos de Troya», capaces de transportar aditivos lixiviados, químicos adsorbidos y patógenos directamente hacia el interior de células y tejidos. En este sentido, avances científicos reportados entre 2025 y 2026 han superado la etapa de incertidumbre preliminar, aportando evidencia sustantiva sobre los riesgos para la salud sistémica: se ha documentado que la exposición a estas partículas y sus aditivos (especialmente aquellos con potencial carcinogénico identificados en polímeros comunes) induce daños directos en el ADN y promueve vías de expresión oncogénica, en asociación con respuestas inmunológicas anómalas, estrés oxidativo y genotoxicidad. De manera complementaria, la implementación de nuevos biomarcadores y técnicas de análisis de alta resolución ha permitido confirmar efectos disruptores en los sistemas endocrino y metabólico, vinculados a la alta movilidad de partículas menores a 10 μm en sistemas biológicos humanos, lo que compromete la seguridad alimentaria a nivel global (Hassen et al., 2025; Hossain & Sahajwalla, 2025; Landrigan et al., 2023; Sahoo et al., 2024; Vincoff et al., 2024).

Entonces, el presente estudio confirma la presencia extendida de microplásticos en los sedimentos de la cuenca baja del río Chili, con concentraciones que oscilan entre 440 y 1740 unidades/Kg de sedimento seco.

Esta contaminación se manifiesta a lo largo de todo el gradiente evaluado e incluye seis categorías morfológicas: fibras, fragmentos, filmes, espumas, pellets y microesferas.

Estos valores son comparables con los reportados en otros sistemas andinos del país, como la cuenca del río Rímac, donde se han registrado hasta 2982 partículas, el río Lacramarca, con concentraciones de 2175 unidades/Kg (Melgarejo-Velásquez & Reyes-Avalos, 2024); y diversas quebradas de Junín, donde la carga alcanza hasta 6383 unidades/Kg (Canchari & Iannacone, 2024), evidenciando que la influencia de actividades humanas incrementa significativamente la carga de microplásticos en entornos lóticos nacionales.

Los resultados del análisis estadístico reafirman la existencia de un gradiente de contaminación bien definido, con un incremento progresivo de la abundancia hacia aguas abajo. Este patrón fue respaldado por el PERMANOVA ($f = 61,75$; $p = 0,0001$), evidenciando diferencias significativas estadísticas entre estaciones.

Según los resultados hallados, las fibras presentan una predominancia significativa con una contribución del 32,97% según el análisis SIMPER, seguidas por fragmentos y filmes, concentrando la mayor parte de la variabilidad observada. Esta alta prevalencia se vincula directamente a fuentes de origen doméstico, principalmente provenientes de descargas de aguas residuales y el lavado de textiles sintéticos (Shokunbi et al., 2024). En contraste, la presencia de pellets y microesferas sugiere aportes más específicos de origen industrial.

En cuanto a la identificación de los polímeros, si bien el uso de μ FTIR es ampliamente aceptado, su aplicación en sedimentos fluviales presenta ciertas limitaciones, principalmente por la complejidad de la matriz y la falta de protocolos estandarizados (Yang et al., 2021; Moses et al., 2023). Aun así, el uso de digestión con H_2O_2 ha demostrado ser una alternativa adecuada para preservar la integridad de las partículas durante el análisis.

De forma global, los patrones observados reflejan una tendencia a la homogeneización en los tramos urbanos y una acumulación más marcada en la parte baja del sistema. En este contexto, las fibras continúan siendo el indicador más consistente de contaminación difusa, en

concordancia con lo reportado para otras cuencas peruanas (Castañeta et al., 2020; Huamán & Gamboa, 2023).

El conjunto de medidas orientadas a la mitigación de esta contaminación se desarrolla de manera específica en el Capítulo V de Recomendaciones, donde se formulan propuestas concretas dirigidas a la Autoridad Autónoma de Majes, la Municipalidad Provincial de Arequipa, SEDAPAR y la comunidad académica.

1.6.Relación entre contaminación por microplásticos y densidad poblacional

El análisis de los resultados en torno a los datos obtenidos indica que, la generación de microplásticos se concentra en los sectores con mayor densidad poblacional, mientras que su acumulación se desplaza hacia zonas ubicadas aguas abajo, donde la densidad de habitantes es considerablemente menor. Este comportamiento refuerza la idea de que el río actúa como un medio de transporte activo más que como un sistema estático de contaminación (Kumar et al., 2021).

Tabla 19

Relación entre estaciones de muestreo (E), densidad poblacional y abundancia de microplásticos

Estación de muestreo	Distrito asociado	Densidad Censo 2025 (Hab/km ²)	Abundancia (mediana) (unidades/Kg)
E1: Chilina	Alto Selva Alegre	12 302,30	440
E2: Pte. San Martín	Arequipa	19 798,90	1 099
E3: Pte. Grau	Cayma	373,20	1 240
E4: Pte. Tingo	Jacobo Hunter	2 459,02	880
E5: Pte. Huayco	Uchumayo	61,90	1 420
E6: Captación	La Joya	47,80	1 700
Total	-	-	6 779

Nota. Densidad según Censo Estadístico Arequipa 2025, Tabla 1.3. Abundancia: mediana de triplicados ($n = 3$), según Tabla 12. Análisis de sensibilidad del coeficiente en la sección correspondiente. Fuente: INEI; microplásticos cuantificados por el autor.

En la Tabla 19 se observan los datos a correlacionar, con el propósito de indagar si existe una relación entre la densidad poblacional y la mediana de abundancia de los microplásticos identificados.

Tabla 20

Análisis de correlación entre abundancia de microplásticos y densidad poblacional

Variable	ρ de Spearman	τ_b de Kendall	gl	p Spearman	p Kendall	n
Densidad poblacional vs abundancia de microplásticos	-0,829	-0,733	4	0,058	0,056	6

Nota: Elaboración propia a partir de datos calculados en programa JAMOV I ($\alpha = 0,05$)

Los resultados presentados en la Tabla 20 permiten examinar la relación entre la densidad poblacional y la abundancia mediana de microplásticos mediante dos estadísticos basados en rangos: el coeficiente ρ de Spearman y el coeficiente τ_b de Kendall. La elección de estadísticos no paramétricos responde a la naturaleza discreta y sobre dispersa de los datos de conteo, los cuales no satisfacen los supuestos de normalidad requeridos por los coeficientes paramétricos.

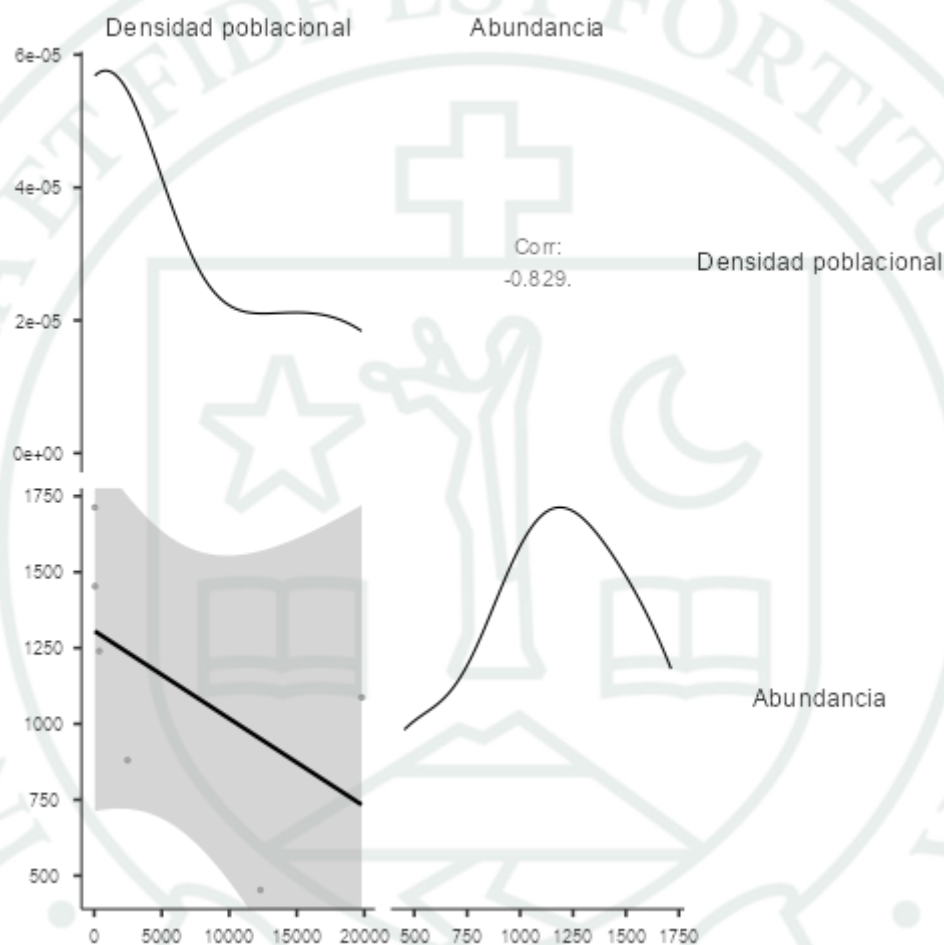
Aplicados sobre las seis estaciones de monitoreo, ambos estadísticos arrojaron resultados plenamente consistentes en magnitud y dirección: $\rho = -0,829$ ($p = 0,058$) y $\tau_b = -0,733$ ($p = 0,056$). Los p-valores obtenidos se situaron marginalmente por encima del umbral convencional $\alpha = 0,05$, si bien la solidez interpretativa del hallazgo se sustenta en la coincidencia de signo, magnitud y dirección entre dos estadísticos independientes que operan sobre principios matemáticos diferentes.

Los resultados evidencian que la distribución de microplásticos en los sedimentos de la cuenca baja del río Chili no depende exclusivamente de la densidad poblacional, sino también de factores hidrológicos y geomorfológicos que condicionan el transporte, la deposición y la acumulación de partículas, particularmente en los sectores ubicados aguas abajo. Este resultado no contradice la hipótesis planteada, sino que es coherente con ella y permite precisar el carácter de la asociación propuesta: la densidad poblacional no explica por sí sola la cantidad de

microplásticos en cada punto del río; su efecto se manifestaría en la generación del contaminante, mientras que su distribución final dependería del transporte fluvial y de las condiciones geomorfológicas (Canchari & Iannacone, 2024; Huamán & Gamboa, 2023).

Figura 9

Gráfico correlación de Spearman



Nota: elaboración propia (programa estadístico JAMOV)

La Figura 9, generada mediante el programa estadístico JAMOV, presenta un gráfico de dispersión que visualiza la relación entre la densidad poblacional (Hab/km^2) y la abundancia de microplásticos ($\text{unidades}/\text{Kg}$). Se aprecia una línea de regresión con una pendiente negativa pronunciada, que ilustra gráficamente la relación inversa entre ambas variables. La distribución de los puntos de datos muestra que las mayores abundancias de microplásticos se sitúan en el

extremo izquierdo del eje de las abscisas, correspondiente a los puntos de menor densidad poblacional, tales como las estaciones de muestreo E5 (Uchumayo, 61,90 Hab/km²) y E6 (La Joya, 47,80 Hab/km²), según los valores consolidados en el Compendio Estadístico Arequipa 2025 del Instituto Nacional de Estadística e Informática (Jerí Oré et al., 2025).

El área sombreada que rodea la línea de tendencia representa el intervalo de confianza, cuya amplitud refleja la variabilidad y dispersión de los datos analizados.

Asimismo, se incluyen gráficas de densidad marginal en los ejes superior y derecho, las cuales permiten observar la distribución de frecuencias de cada variable por separado: una concentración marcada en valores bajos de densidad poblacional y una dispersión más amplia con picos en niveles elevados de abundancia de microplásticos.

2. Análisis de la dinámica espacial e integración con los análisis multivariados

2.1.Relación con la correlación de Spearman

En la Figura 9, al evaluar la relación entre la densidad poblacional y la abundancia de microplásticos mediante el coeficiente de Spearman, se obtuvo un valor de ($\rho = -0,829$) y el valor de probabilidad obtenido ($p = 0,058$) sitúa este hallazgo fuera del umbral de significancia estadística.

Se identifica una tendencia inversa fuerte, aunque no estadísticamente significativa al nivel de 0,05. Este hallazgo indica que la distribución de microplásticos en los sedimentos de la cuenca baja del río Chili no está determinada exclusivamente por la densidad poblacional de cada punto, sino que responde a una dinámica donde la carga generada en la metrópoli es transportada hacia zonas de menor energía (sumideros) ubicadas aguas abajo y actúan como sumideros finales de la carga contaminante urbana (Huamán & Gamboa, 2023).

Este patrón sugiere que la distribución de microplásticos en el río no está determinada únicamente por la densidad poblacional, sino que podría estar influenciada por otros factores, entre ellos:

- Actividades industriales localizadas.
- Descargas puntuales de aguas residuales.
- Transporte aguas abajo.
- Procesos de sedimentación y re-suspensión.
- Dinámica hidrológica del río.

Esta dinámica es coherente con lo observado en otros sistemas fluviales peruanos, donde factores hidrodinámicos y la geomorfología del cauce predominan sobre la distribución demográfica puntual (Canchari & Iannacone, 2024; Huamán & Gamboa, 2023).

2.2.Coherencia con PERMANOVA

Las diferencias significativas detectadas entre estaciones mediante el análisis con PERMANOVA indican que la distribución de microplásticos no es aleatoria. Por el contrario, responde a cambios en el uso del suelo, la presión urbana y las condiciones hidráulicas a lo largo del río (Gonzalez-Saldias et al., 2024).

El resultado obtenido es consistente con estudios en ríos andinos, donde la composición de microplásticos varía conforme se avanza desde zonas de menor intervención hacia áreas urbanas e industriales (Pazos, 2021; Canchari & Iannacone, 2024).

2.3.Aporte del análisis SIMPER

El predominio de fibras (32,97%) y fragmentos (20,91%) identificado mediante el análisis de Similitud de Porcentajes permite caracterizar las principales fuentes de presión antrópica en la cuenca baja del río Chili. Esta composición morfológica no solo explica la variabilidad estadística entre estaciones, sino que actúa como un indicador del origen y destino de los contaminantes:

Fibras: Su alta prevalencia (32,97%) se asocia fundamentalmente a las descargas de efluentes domésticos y al lavado de textiles sintéticos en la zona metropolitana de Arequipa. Investigaciones recientes han consolidado esta relación, estimando que el lavado doméstico es

responsable de una fracción masiva de las microfibras que ingresan a los cuerpos de agua continentales debido a la baja eficiencia de retención en los sistemas de tratamiento convencionales (Wang et al., 2024).

Fragmentos y filmes: Estas morfologías están vinculadas directamente a la degradación secundaria de residuos plásticos de mayor tamaño (macroplásticos) en las zonas urbanas de la cuenca. Este proceso de fragmentación *in situ* es consecuencia de una gestión deficiente de residuos sólidos y del arrastre pluvial en entornos con alta densidad poblacional, donde el desgaste mecánico y la radiación solar aceleran la ruptura de polímeros como el polipropileno y polietileno (Canchari & Iannacone, 2024).

Microesferas: Su concentración específica en el tramo final de la cuenca indica aportes puntuales de origen industrial o, con mayor probabilidad, procesos de sedimentación selectiva. Debido a su menor tamaño y propiedades hidrodinámicas, estas partículas tienden a decantar en sectores donde la velocidad del flujo disminuye, convirtiendo a los tramos bajos en sumideros o «trampas» de acumulación permanente (Canchari & Iannacone, 2024).

Esta distribución morfológica encontrada en los sedimentos de la cuenca baja del río Chili respalda lo reportado en otras cuencas fluviales peruanas de similar dinámica urbana. En sistemas como el río Rímac y el río Lacramarca, se ha evidenciado que las fuentes domésticas dominan el perfil de contaminación en las secciones metropolitanas, mientras que los sedimentos de los tramos bajos presentan una firma de acumulación más compleja, validando el modelo de fuente-sumidero observado en esta investigación (Melgarejo-Velásquez & Reyes-Avalos, 2024).

3. Caracterización química por espectroscopía μ FTIR

Para la identificación de la naturaleza polimérica de las partículas y la determinación precisa de su composición química, se realizó un análisis mediante micro espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (μ FTIR). Esta fase fue fundamental para confirmar la

identidad de los microplásticos identificados previamente mediante inspección visual, permitiendo diferenciar con certeza los polímeros sintéticos de materiales naturales o minerales que podrían presentar morfologías similares.

Detalles técnicos y procedimiento analítico

El análisis se llevó a cabo utilizando un microscopio infrarrojo Nicolet iN10 de Thermo Scientific, equipado con un detector MCT-B.

Las mediciones se realizaron sobre una submuestra de 10 partículas que fueron seleccionadas por su representatividad morfológica, lo que equivale al 0,15% del total de partículas identificadas ($n = 6\,811$). Al reportarse que la totalidad de esta submuestra confirmó ser de naturaleza sintética, se valida la precisión de la clasificación morfológica inicial, aunque se reconoce que el análisis químico no se aplicó a la totalidad de las partículas.

Para garantizar la calidad de los espectros y una óptima relación señal-ruido, se configuraron los siguientes parámetros operativos:

- Rango espectral: 4000 a 675 cm^{-1} .
- Resolución: 4 cm^{-1} .
- Número de escaneos: 32 por cada muestra.

Se estableció como criterio de aceptación para una identificación positiva un índice de coincidencia igual o superior al 70 % respecto a las bibliotecas espectrales de referencia, siguiendo el protocolo empleado en estudios previos realizados en la misma cuenca del río Chili (Valdivia et al., 2024).

Resultados de la caracterización polimérica

De acuerdo con el informe de ensayos 010-2026, adjunto en el Anexo 4, el examen espectral confirmó la presencia de tres tipos principales de polímeros en los sedimentos de la cuenca baja del río Chili. Todas las partículas analizadas superaron ampliamente el umbral de confianza establecido, obteniéndose los siguientes niveles de coincidencia actualizados:

1. Polietileno: Se identificó con una similitud espectral máxima del 93,67%, obteniéndose también valores consistentes de 89,80% y 89,20% en otras muestras del sector.
2. Polipropileno: Se detectó con un índice de coincidencia del 90,76%, validando su presencia predominante en los sedimentos de la zona metropolitana.
3. Adhesivo de Poliuretano: Se registró con una coincidencia distintiva de hasta 88,90%, con mediciones adicionales que arrojaron valores de 86,17% y 87,96%.

Interpretación y relevancia de los hallazgos

La predominancia de polietileno y polipropileno es consistente con los patrones de contaminación observados en otras cuencas fluviales, debido a su uso masivo en envases, embalajes y productos de consumo cotidiano. Los elevados índices de coincidencia obtenidos, que superan el 90% en los polímeros principales, otorgan una alta robustez técnica a la caracterización realizada en el laboratorio.

La identificación de adhesivo de poliuretano constituye un hallazgo crítico y distintivo para esta investigación. Mientras que las microfibras suelen asociarse a efluentes domésticos y al lavado de textiles, la presencia de poliuretano en los sedimentos indica un impacto directo de las escorrentías urbanas vinculadas a la infraestructura, la industria de la construcción y las actividades industriales en las riberas del río Chili.

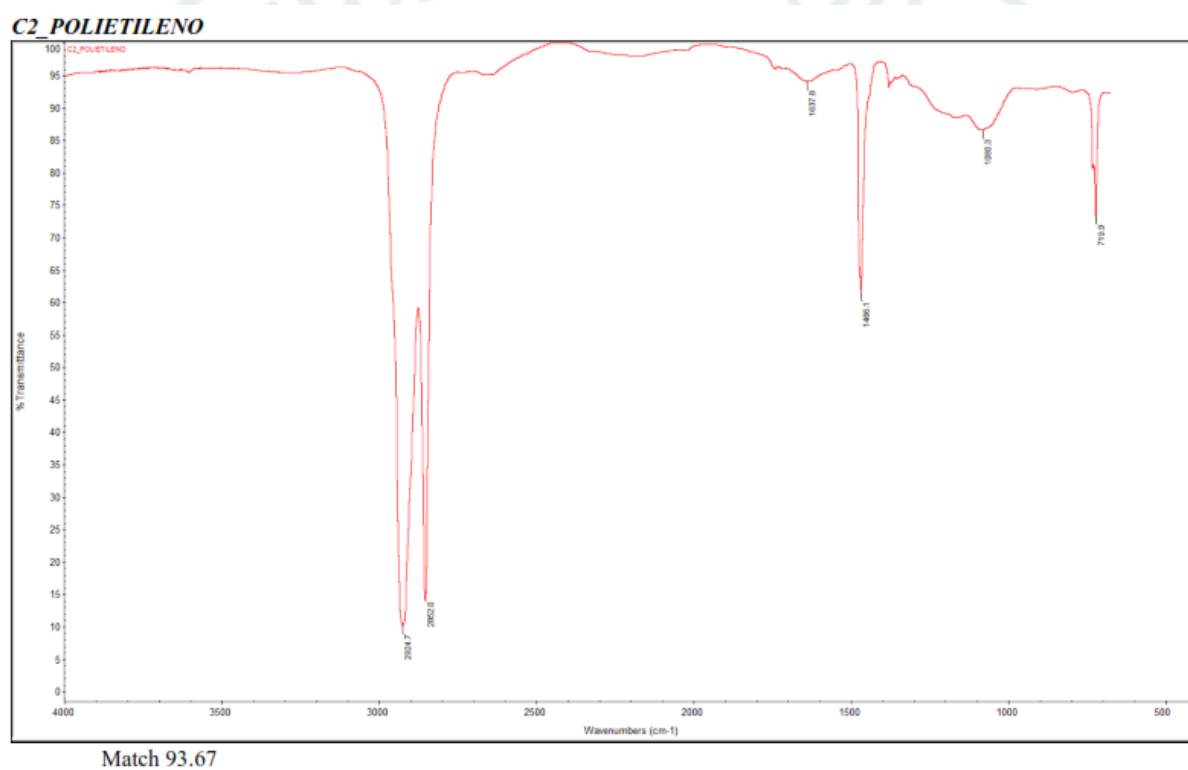
En conclusión, la caracterización por μ FTIR con estos índices actualizados permitió reducir el margen de error del análisis visual, validando la hipótesis sobre la diversidad química de los contaminantes y confirmando el papel de los sedimentos como reservorios persistentes de plásticos tanto convencionales como técnicos en la ciudad de Arequipa.

Es importante precisar que, por razones de síntesis y claridad expositiva, solo se presentan los espectros más representativos de cada categoría en este apartado en las Figuras 10, 11 y 12. No obstante, el registro completo y detallado de los espectros obtenidos para la

totalidad de las muestras analizadas se encuentra disponible en el Anexo 4 del presente documento.

Figura 10

Espectro μ FTIR de Polietileno identificado en microplásticos hallados sedimentos de la cuenca baja del río Chili

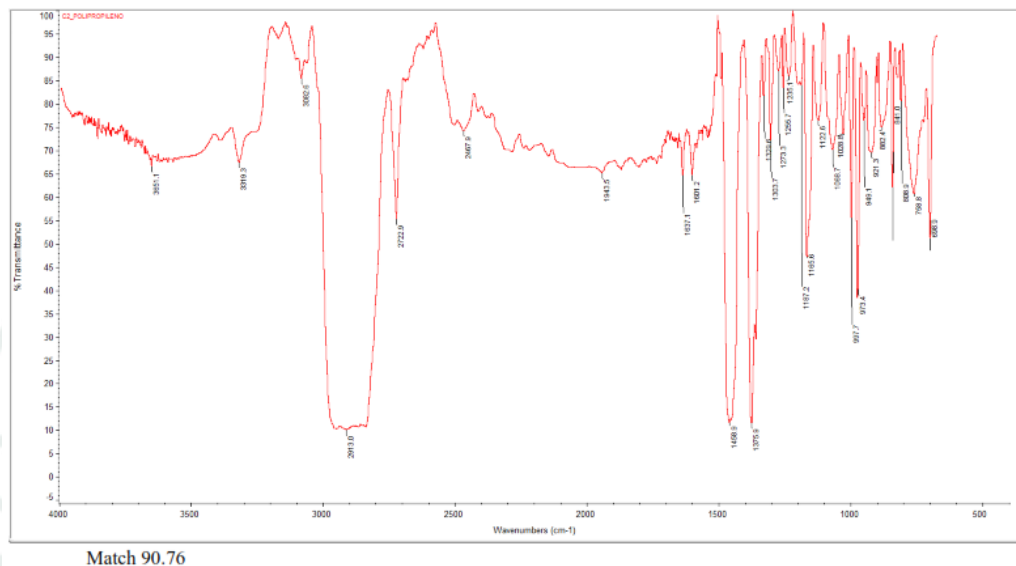


Nota. Elaborado a partir de resultados de laboratorio reportados en informe de ensayo 010-2026 del 01/04/2026 realizado por INNOVERGY (Anexo 4).

Figura 11

Espectro μ FTIR de Polipropileno identificado en microplásticos hallados sedimentos de la cuenca baja del río Chili

C2_POLIPROPILENO

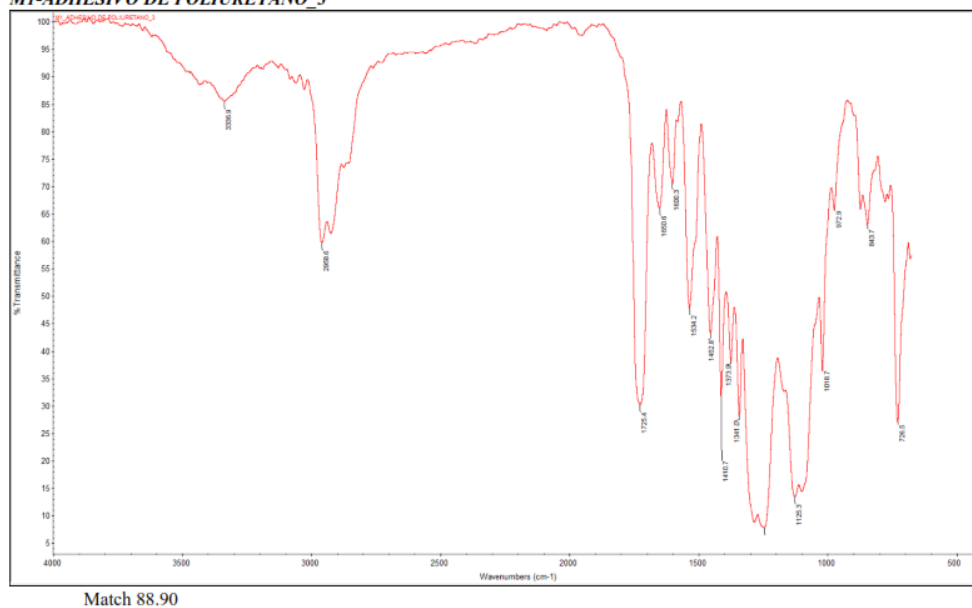


Nota. Elaborado a partir de resultados de laboratorio reportados en informe de ensayo 010-2026 del 01/04/2026 realizado por INNOVERGY (Anexo 4).

Figura 12

Espectro μ FTIR de Adhesivo de Poliuretano identificado en microplásticos hallados sedimentos de la cuenca baja del río Chili

MI-ADHESIVO DE POLIURETANO_3



Nota. Elaborado a partir de resultados de laboratorio reportados en informe de ensayo 010-2026 del 01/04/2026 realizado por INNOVERGY (Anexo 4).

La predominancia de polietileno y polipropileno en los sedimentos del río Chili coincide con las tendencias reportadas para otras cuencas peruanas, como la del río Quilca-Vítor-Chili en tramos superiores, donde estos polímeros representan más del 60% de los hallazgos. Sin embargo, el hallazgo de adhesivo de poliuretano en esta investigación representa un resultado distintivo, ya que, a diferencia de las fibras de poliéster vinculadas predominantemente a efluentes domésticos y al lavado de textiles sintéticos, el poliuretano se asocia con mayor frecuencia a escorrentías urbanas que transportan residuos de infraestructura, construcción y actividades industriales en entornos metropolitanos. Esto sugiere que la cuenca baja no solo actúa como receptor de desechos de un solo uso, sino también como un sumidero de microplásticos técnicos derivados de la expansión urbana desordenada y la creciente presión antropogénica en las riberas (Canchari & Iannacone, 2024; Gutiérrez et al., 2025; Valdivia et al., 2024).

La capacidad de extrapolar e interpolar los hallazgos de las 6 estaciones de muestreo a la totalidad de la cuenca baja del río Chili se sustenta en un diseño experimental de gradiente longitudinal que captura la variabilidad extrema de la presión antrópica y la dinámica de transporte-sedimentación, lo que permite inferir el comportamiento del contaminante en todo el eje longitudinal del río. La interpolación espacial basada en estaciones discretas es un método validado para estimar concentraciones en puntos no muestreados dentro de un sistema lótico (Alfaro-Núñez et al., 2021; Mennekes & Nowack, 2023).

4. Síntesis de los resultados

El conjunto de resultados obtenidos en el análisis de microplásticos en la cuenca baja del río Chili muestra un patrón consistente: los microplásticos no se distribuyen de forma estática, sino que responden a una dinámica de transporte y acumulación claramente condicionada por la actividad humana y las características propias del sistema fluvial.

Según el grado de contaminación detectado, el río Chili se ubica en un rango de moderado a alto al ser comparado con investigaciones contemporáneas en sistemas lóticos.

Este comportamiento dinámico es coherente con los marcos teóricos recientes que definen a los ecosistemas de agua dulce como medios de transporte altamente persistentes, donde la movilidad y el destino de las partículas varían drásticamente según las condiciones ambientales y las propiedades físicas de los polímeros (Guo et al., 2024).

En términos generales, se observa que los sectores con mayor densidad poblacional (como Arequipa y Alto Selva Alegre) funcionan como zonas de generación de contaminantes. Sin embargo, los valores más altos no se registran en estos puntos, sino en estaciones ubicadas aguas abajo, como Uchumayo y La Joya. Este desplazamiento confirma que el río actúa como un vector de transporte, movilizand las partículas a lo largo del gradiente longitudinal. Investigaciones actuales en la región andina y sistemas urbanos refuerzan que la distribución final de los microplásticos está supeditada a regímenes hidrológicos variables, donde las partículas pueden ser transportadas a grandes distancias antes de su deposición definitiva (Canchari & Iannacone, 2024; Gutiérrez et al., 2025).

Los datos cuantitativos analizados refuerzan esta idea. La abundancia de microplásticos muestra un incremento progresivo desde la estación de referencia en Chilina (440 unidades/Kg) hasta la zona de captación (1 713 unidades/Kg). Este gradiente fue respaldado por el análisis PERMANOVA, que evidenció diferencias significativas entre estaciones ($p = 0,0001$), indicando que la variabilidad espacial responde a factores estructurados y no aleatorios vinculados al uso del suelo y la presión urbana (Gutiérrez et al., 2025).

Por otro lado, el análisis de correlación de Spearman arrojó un coeficiente negativo alto ($\rho = -0,829$), aunque con un nivel de significancia superior al umbral convencional ($p = 0,058 > 0,05$). Este resultado permite afinar la interpretación técnica: la densidad poblacional no explica directamente la abundancia de microplásticos en cada punto del río, sino su generación

inicial. La acumulación final en sedimentos depende, en mayor medida, del proceso de agregación microplástico-sedimento, donde las partículas forman flóculos más grandes y densos que favorecen un asentamiento acelerado en zonas de menor energía — mecanismo crítico en tramos donde la velocidad del flujo disminuye y que transforma sectores de la cuenca baja en sumideros efectivos de contaminación (Guo et al., 2024; Oosterhoff et al., 2025).

La caracterización morfológica por estereoscopia aporta información clave sobre el origen de estos contaminantes. Las fibras y los fragmentos constituyen las categorías dominantes, con contribuciones de 32,97% y 20,91%, respectivamente, según el análisis SIMPER.

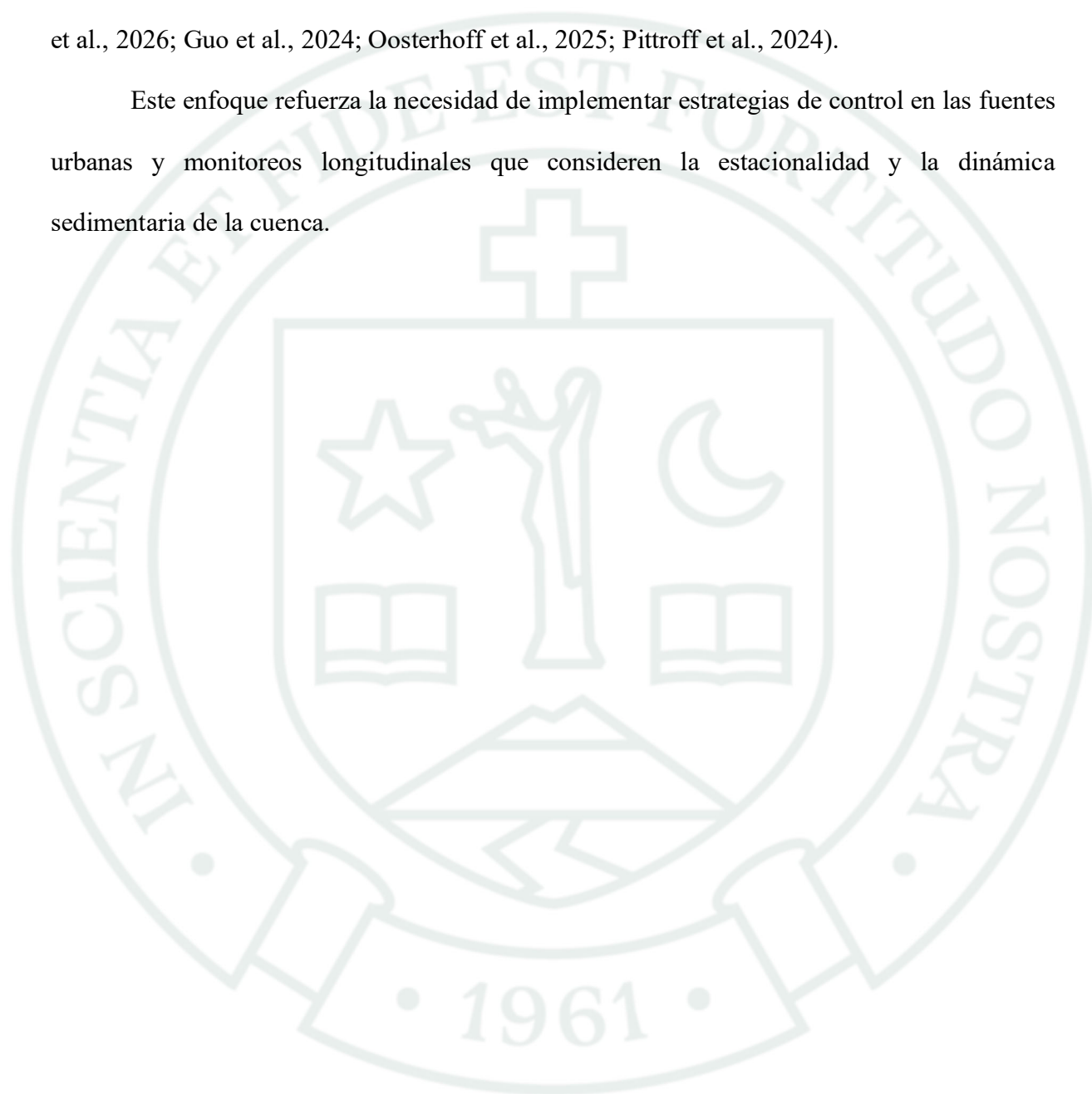
La predominancia de fibras se asocia globalmente a la descarga de aguas residuales domésticas y al lavado de textiles sintéticos (Huamán & Gamboa, 2023; Shokunbi et al., 2024). En paralelo, los fragmentos y filmes evidencian la degradación in situ de residuos plásticos de mayor tamaño, lo que señala deficiencias críticas en la gestión de residuos sólidos urbanos y la consecuente fragmentación por procesos de intemperismo físicoquímico. (Canchari & Iannacone, 2024).

En el tramo final del río, específicamente en la estación de captación, se identifican microesferas y pellets, cuya presencia indica un «efecto sumidero» potenciado por las condiciones del cauce. La disminución de la velocidad del flujo y la presencia de sedimentos finos favorecen la decantación.

Estudios experimentales recientes indican que la profundidad de deposición y la retención de microplásticos en el lecho del río están influenciadas por la porosidad del sedimento y la dinámica de las formas del lecho (bedforms), lo que facilita que partículas de diferentes densidades queden atrapadas en la zona hiporreica; este fenómeno, sumado a los procesos de agregación microplástico-sedimento que forman flóculos densos en presencia de materia orgánica y sólidos suspendidos, explica la acumulación final observada aguas abajo.

En consecuencia, los resultados permiten sostener que la distribución de microplásticos en el río Chili no es una función lineal de la densidad poblacional local, sino el resultado de procesos hidrodinámicos complejos de transporte y retención vertical y horizontal en el lecho fluvial, los cuales operan de forma conjunta con la bioincrustación y la dinámica de floculación (Adomat et al., 2026; Guo et al., 2024; Oosterhoff et al., 2025; Pittroff et al., 2024).

Este enfoque refuerza la necesidad de implementar estrategias de control en las fuentes urbanas y monitoreos longitudinales que consideren la estacionalidad y la dinámica sedimentaria de la cuenca.



CAPÍTULO IV

CONCLUSIONES

Primera: Se valida la hipótesis general: la abundancia, morfología y composición polimérica de los microplásticos en los sedimentos fluviales de la cuenca baja del río Chili varían significativamente entre las estaciones de muestreo ($f = 61,75$; $p = 0,0001$) y se asocian con la presión antrópica, mediada por la densidad poblacional, y con la dinámica de transporte-sedimentación, cumpliéndose así el objetivo general de la investigación.

Segunda: Se cuantificó un gradiente de contaminación ascendente con medianas de concentración de microplásticos que oscilan entre 440 unidades/Kg en la estación de referencia y 1 713 unidades/Kg en la zona de captación, lo que sitúa al río Chili en un nivel de contaminación de moderado a alto. El análisis PERMANOVA ($f = 61,75$; $p = 0,0001$) confirma que esta distribución espacial es estadísticamente significativa y responde a un patrón estructurado de degradación ambiental a lo largo de la cuenca.

Tercera: La composición de la carga contaminante está determinada primordialmente por fibras (32,97%) y fragmentos (20,91%), seguidos por filmes (14,67%), según el análisis SIMPER. Estos resultados identifican a las fibras como el principal indicador de presión antrópica doméstica (lavado de textiles y efluentes), mientras que los fragmentos evidencian la degradación física secundaria de macroplásticos durante el transporte en el sistema fluvial, y los filmes reflejan la desintegración de plásticos de un solo uso en el entorno urbano.

Cuarta: La espectroscopía μ FTIR aplicada a las partículas aisladas detectó la presencia de polietileno (índice de coincidencia de hasta 93,67%), polipropileno (90,76%) y adhesivo de poliuretano (88,90%). La identificación técnica de estos polímeros, vinculados a productos de consumo masivo e infraestructura, confirma la representatividad de la muestra y elimina los sesgos inherentes al análisis visual.

Quinta: El análisis de correlación entre la densidad poblacional de los distritos asociados y la abundancia mediana de microplásticos arrojó valores consistentes en ambos estadísticos: ρ de Spearman = -0,829 ($p = 0,058$) y τ_b de Kendall = -0,733 ($p = 0,056$). Aunque ambos p-valores se situaron marginalmente por encima del umbral convencional

de $\alpha = 0,05$, la magnitud y la consistencia de ambos coeficientes ponen en evidencia una tendencia inversa fuerte entre densidad poblacional y abundancia acumulada.



CAPITULO V

RECOMENDACIONES

Primera: Se recomienda a la Autoridad Autónoma de Majes y a la Junta de Usuarios del Sector Hidráulico Chili integrar el monitoreo de microplásticos en sedimentos como indicador complementario en sus programas de vigilancia de calidad de agua, considerando la acumulación significativa comprobada en los puntos de captación de la cuenca baja del río Chili.

Segunda: Se sugiere a la Municipalidad Provincial de Arequipa y a las municipalidades distritales del ámbito de la cuenca implementar campañas de educación ambiental urbana enfocadas en el manejo adecuado de textiles sintéticos y residuos plásticos domésticos, dado que las fibras constituyeron la morfología predominante en el tramo evaluado.

Tercera: Se recomienda a la Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento y a SEDAPAR priorizar el control de microplásticos en las plantas de tratamiento de aguas residuales que descargan al río Chili, incluyendo sistemas de retención de fibras previo a la disposición final del efluente.

Cuarta: Se propone a la Escuela de Postgrado de la Universidad Católica de Santa María promover líneas de investigación y conformar una red interinstitucional que aplique la metodología estandarizada y validada en la presente tesis (réplicas independientes de campo, submuestreo para μ FTIR y análisis PERMANOVA), con el propósito de generar series temporales comparables de contaminación por microplásticos en los ríos andinos del sur peruano.

Quinta: Se recomienda a futuros tesisistas e investigadores profundizar en el análisis ecotoxicológico de los polímeros identificados, evaluando la capacidad de adsorción de metales pesados y contaminantes orgánicos sobre los microplásticos acumulados en los sedimentos del

río Chili, dado que la cuenca recibe descargas mixtas industriales y domésticas no tratadas en varios tramos.



REFERENCIAS

- Adomat, Y., Ding, J., Hofmann, M., Schubert, L., & Grischek, T. (2026). Flume experiments on transport and deposition behavior of microplastics in sediment bed environments. *The Science of The Total Environment*, 1027, 181708–181708. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2026.181708>
- Afshar, S. V., Boldrin, A., Astrup, T. F., Dagaard, A. E., & Hartmann, N. B. (2023). Degradation of biodegradable plastics in waste management systems and the open environment: A critical review. *Journal of Cleaner Production*, 434, 140000–140000. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.140000>
- Agbekpurnu, P., & Kevudo, I. (2023). The Risks of Microplastic Pollution in the Aquatic Ecosystem. In *Contact-less Assessment of In-vivo Body Signals Using Microwave Doppler Radar (InTech)*. Intech (Slovakia). <https://doi.org/10.5772/intechopen.108717>
- Agboola, O. D., & Benson, N. U. (2021). Physisorption and Chemisorption Mechanisms Influencing Micro (Nano) Plastics-Organic Chemical Contaminants Interactions: A Review (Review of Physisorption and Chemisorption Mechanisms Influencing Micro (Nano) Plastics-Organic Chemical Contaminants Interactions: A Review). *Frontiers in Environmental Science*, 9. Frontiers Media. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.678574>
- Aguirre-Sanchez, A., Purca, S., Cole, M., Thompson, R. C., & Lindeque, P. K.. (2024) Prevalence of microplastics in Peruvian mangrove sediments and edible mangrove species. *Marine Pollution Bulletin*, 201, 116244. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116244>
- Akoueson, F. (2022). Additives from microplastics: characterization, leaching and impacts. HAL (Le Centre Pour La Communication Scientifique Directe). <https://theses.hal.science/tel-04053373>

- Alberto, M. (2013). Introduction of Fibre-Reinforced Polymers – Polymers and Composites: Concepts, Properties and Processes. In InTech eBooks. <https://doi.org/10.5772/54629>
- Alfaro-Núñez, A., Astorga, D., Cáceres-Farías, L., Bastidas, L., Villegas, C. S., Macay, K. C., & Christensen, J. H. (2021). Microplastic pollution in seawater and marine organisms across the Tropical Eastern Pacific and Galápagos. *Scientific Reports*, 11(1), 6424–6424. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-85939-3>
- Alshammari, B. A., Alsuhybani, M., Almushaikeh, A. M., Alotaibi, B. M., Alenad, A. M., Alqahtani, N. B., & Alharbi, A. G. (2021). Comprehensive Review of the Properties and Modifications of Carbon Fiber-Reinforced Thermoplastic Composites (Review of Comprehensive Review of the Properties and Modifications of Carbon Fiber-Reinforced Thermoplastic Composites). *Polymers*, 13(15), 2474. Multidisciplinary Digital Publishing Institute. <https://doi.org/10.3390/polym13152474>
- Alvarez, G. M., & Pereyra, M. (2020). Detección y monitoreo de microplásticos en sedimentos costeros de marismas de la costa norte del estuario de bahía blanca.
- Amariei, G., & Rosal, R. (2025). Plastic circularity: Challenges, opportunities, and future pathways. *Cambridge Prisms Plastics*, 3. <https://doi.org/10.1017/plc.2025.10035>
- Amrutha, K., Shajikumar, S., Warriar, A. K., Sebastian, J. G., Sali, Y. A., Chandran, T., Sivadas, S. K., Naik, K., Amrish, V. N., Kumar, A., & Unnikrishnan, V. (2022). Assessment of pollution and risks associated with microplastics in the riverine sediments of the Western Ghats: a heritage site in southern India. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(12), 32301–32319. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24437-z>
- Andersen, A. O. (2019). Assembling Commons and Commodities: The Peruvian Water Law between Ideology and Materialisation. DOAJ (DOAJ: Directory of Open Access Journals). <https://doaj.org/article/57dd29cb01ca4fac87820c7b61a2f3d4>

- Anderson, M. J., Gorley, R. N., & Clarke, K. R. (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods.
- Arbeloa, N. P. D., & Marzadri, A. (2025). Modeling microplastic dynamics in riverine systems: fate and transport analysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 32(34), 20659–20677. <https://doi.org/10.1007/s11356-025-36875-6>
- Arbeloa, N. P. D., Tonina, D., & Marzadri, A. (2026). The role of pumping and turnover in controlling microplastics entrapment and release in sand-bed rivers. *The Science of The Total Environment*, 1019, 181544–181544. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2026.181544>
- Arnon, S., Sturm, V. L., Peleg, E., & Teitelbaum, Y. (2025). Leveraging Sedimentary Process Insights to Enhance Understanding of Microplastic Deposition in Rivers [Abstract]. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu25-2055>
- Bai, M., Lin, Y., Hurley, R., Zhu, L., & Li, D. (2021). Controlling Factors of Microplastic Riverine Flux and Implications for Reliable Monitoring Strategy (Review of Controlling Factors of Microplastic Riverine Flux and Implications for Reliable Monitoring Strategy). *Environmental Science & Technology*, 56(1), 48. American Chemical Society. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04957>
- Barrantes, L. A., Baar, A., Fernández, R., Hackney, C., Parsons, D. R., & Dorrell, R. M. (2025). Modelling the transport and deposition of sediment-microplastics fluxes in a braided river, using Delft3D. *Philosophical Transactions of the Royal Society A Mathematical Physical and Engineering Sciences*, 383(2307), 20240442–20240442. <https://doi.org/10.1098/rsta.2024.0442>
- Basha, N. N. J., Hafiz, N. B. A., Osman, M. S., & Bakar, N. F. A. (2023). Unveiling the noxious effect of polystyrene microplastics in aquatic ecosystems and their toxicological behavior on fishes and microalgae (Review of Unveiling the noxious effect of

- polystyrene microplastics in aquatic ecosystems and their toxicological behavior on fishes and microalgae). *Frontiers in Toxicology*, 5. Frontiers Media. <https://doi.org/10.3389/ftox.2023.1135081>
- Bera, B. K. (2025). Assessing and Managing Microplastic Risks in Freshwater Fisheries: Exposure Pathways and Toxicological Evidence. *Asian Journal of Research in Zoology*, 8(4), 245–256. <https://doi.org/10.9734/ajriz/2025/v8i4234>
- Birch, Q. T., Potter, P. M., Pinto, P. X., Dionysiou, D. D., & Al-Abed, S. R. (2020). Sources, transport, measurement and impact of nano and microplastics in urban watersheds. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 19(2), 275. <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09529-x>
- Blettler, M. C. M., Abrial, E., Khan, F. R., Sivri, N., & Espínola, L. A. (2018). Freshwater plastic pollution: Recognizing research biases and identifying knowledge gaps [Review of Freshwater plastic pollution: Recognizing research biases and identifying knowledge gaps]. *Water Research*, 143, 416–424. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.06.015>
- Bocci, V., Galafassi, S., Levantesi, C., Crognale, S., Amalfitano, S., Congestri, R., Maturro, B., Rossetti, S., & Pippo, F. D. (2024). Freshwater plastisphere: a review on biodiversity, risks, and biodegradation potential with implications for the aquatic ecosystem health. *Frontiers in Microbiology*, 15, 1395401–1395401. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1395401>
- Bocci, V., Vivo, M. D., Alfano, S., Rossetti, S., Pippo, F. D., Pietrelli, L., & Martinelli, A. (2025). Biodegradation in Freshwater: Comparison Between Compostable Plastics and Their Biopolymer Matrices. *Polymers*, 17(16), 2236–2236. <https://doi.org/10.3390/polym17162236>

- British Standards Institution. (2023). Principles for the analysis of microplastics present in the environment BS ISO 24187:2023.
- Canchari, F., & Iannacone, J. (2023). Microplastics in sediments deposited by rainwater runoff in a populated center in the Peruvian Andes. RBRH. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.282320220108>
- Canchari, F., & Iannacone, J. (2024). Microplastics in river sediments in two streams in an Andean region of Peru. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.292420240016>
- Candian, L. M., Dias, A. A., D.B.V, C., Dalfré, G. M., Spinelli, D., Filho, W. W. B., Tarpani, J. R., & Rucker, C. O. F. T. (2008). Estudo Do Polietileno De Alta Densidade Reciclado Para Uso Em Elementos Estruturais. ABM Proceedings, 834. <https://doi.org/10.5151/2594-5327-0091>
- Carli-Omont, S. (2021). Development of a methodology for assessing and controlling the environmental and sanitary impacts of polymers designed for use in marine environment: Case study of oyster farming. HAL (Le Centre Pour La Communication Scientifique Directe). <https://pastel.archives-ouvertes.fr/tel-03740443>
- 6 811, J., Quispe, B., Peña, F., & Sulca, P. (2022). Hidrogeología de la cuenca del río Quilca - Vitor - Chili (132).
- Castañeta, G., Gutiérrez, A. F., Nacaratte, F., & Manzano, C. A. (2020). Microplásticos: un contaminante que crece en todas las esferas ambientales, sus características y posibles riesgos para la salud pública por exposición. *Revista Boliviana de Química*, 37(3), 160. <https://www.redalyc.org/journal/4263/426365043004/html/>
- Castellón-Mena, N. D. C., Sarmiento-Devia, R. A., & Romero-Murillo, P. (2024). Temporal variability of plastic litter in two sand beaches of San Andres Island, Colombian Caribbean. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 52(5), 793. <https://doi.org/10.3856/vol52-issue5-fulltext-3212>

- Catone, T., Alivernini, S., Attias, L., & Orrú, M. A. (2024). The European legislation on the restriction on intentionally added microplastics. *Commentary. PubMed*, 60(4), 243–246. https://doi.org/10.4415/ann_24_04_01
- Coayla-Peñaloza, P., Cheneaux-Diaz, A. A., Caceres-Benavente, I., Caceres-Olcon, M., Maquera-Ccahua, M., Cobo, F., & Damborenea, C. (2025). Spatial variability and trophic structure of aquatic macroinvertebrate communities in the semi-arid Quilca-Chili basin, Peru. *Revista de Biología Tropical*, 73(1). <https://doi.org/10.15517/pw9gjn97>
- Contreras, L. L. S., Quispe, A. L. H., & Mendiola, O. J. Á. (2022). Micro plástico: una amenaza imperceptible en la Playa Agua Dulce, distrito de Chorrillos. *Revista Del Instituto de Investigación de La Facultad de Minas, Metalurgia y Ciencias Geográficas*. <https://doi.org/10.15381/iigeo.v25i49.19219>
- Cowger, W., Roscher, L., Jebens, H., Chamas, A., Maurer, B., Gehrke, L., Gerdts, G., & Primpke, S. (2024). Generation of macro- and microplastic databases by high-throughput FTIR analysis with microplate readers. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 416(6), 1311. <https://doi.org/10.1007/s00216-024-05127-w>
- Cucina, M., Nisi, P. D., Tambone, F., & Adani, F. (2021). The role of waste management in reducing bioplastics' leakage into the environment: A review [Review of The role of waste management in reducing bioplastics' leakage into the environment: A review]. *Bioresource Technology*, 337, 125459–125459. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125459>
- Drummond, J., Schneidewind, U., Li, A., Hoellein, T. J., Krause, S., & Packman, A. I. (2022). Microplastic accumulation in riverbed sediment via hyporheic exchange from headwaters to mainstems. *Science Advances*, 8(2). <https://doi.org/10.1126/sciadv.abi9305>

- Du, S., Zhu, R., Cai, Y., Xu, N., Yap, P., Zhang, Y., Zhang, Y., He, Y., Zhang, Y., & Zhang, Y. (2021). Environmental fate and impacts of microplastics in aquatic ecosystems: a review. *RSC Advances*, 11(26), 15762–15784. <https://doi.org/10.1039/d1ra00880c>
- Duis, K., & Coors, A. (2016). Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects (Review of Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects). *Environmental Sciences Europe*, 28(1), 2. Springer Science+Business Media. <https://doi.org/10.1186/s12302-015-0069-y>
- Duong, T. T., Nguyen-Thuy, D., Phuong, N. N., Trinh, Q. T., Hoang, T. K., & Ho, C. T. (2023). Microplastics in sediments from urban and suburban rivers: Influence of sediment properties. *Environmental Pollution*, 322, 121154. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121154>
- Enders, K., K  ppler, A., Bini  sch, O., Feldens, P., Stollberg, N., Lange, X., Fischer, D., Eichhorn, K., Pollehne, F., Oberbeckmann, S., & Labrenz, M. (2019). Tracing microplastics in aquatic environments based on sediment analogies. *Scientific Reports*, 9(1), 15207–15207. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-50508-2>
- Esenarro, D., Montenegro, L., Medina, C., Cairo, J. V., Terry, A. C., Garagatti, M. V., Delgado, G. W. S., & Lira, M. M. E. (2025). Green Corridor Along the Chili River as an Ecosystem-Based Strategy for Social Connectivity and Ecological Resilience in Arequipa, Arequipa, Peru, 2025. *Urban Science*, 9(11), 488. <https://doi.org/10.3390/urbansci9110488>
- Frei, S., Piehl, S., Gilfedder, B., L  der, M. G. J., Krutzke, J., Wilhelm, L., & Laforsch, C. (2019). Occurrence of microplastics in the hyporheic zone of rivers. *Scientific Reports*, 9(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-51741-5>

- Fulfer, V., & Walsh, J. P. (2023). Extensive estuarine sedimentary storage of plastics from city to sea: Narragansett Bay, Rhode Island, USA. *Scientific Reports*, 13(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-023-36228-8>
- Galafassi, S., Nizzetto, L., & Volta, P. (2019). Plastic sources: A survey across scientific and grey literature for their inventory and relative contribution to microplastics pollution in natural environments, with an emphasis on surface water (Review of Plastic sources: A survey across scientific and grey literature for their inventory and relative contribution to microplastics pollution in natural environments, with an emphasis on surface water). *The Science of The Total Environment*, 693, 133499. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.305>
- Gamboa, A., Gaida, W., Volpi, G. B., Deitos, T., Machado, A. M. de A., Breunig, F. M., Rosa, G. M. da, & Flach, K. A. (2025). Microplastics in Rivers of South America: An Emerging Area of Research. *Sociedade & Natureza*, 37(1). <https://doi.org/10.14393/sn-v37-2025-74055>
- Gao, C., Xu, B., Li, Z., Wang, Z., Huang, S., Jiang, Z., Gong, X., & Yang, H. (2025). From plankton to fish: The multifaceted threat of microplastics in freshwater environments. *Aquatic Toxicology*, 279, 107242–107242. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2025.107242>
- Geyer, R., Jambeck, J., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- González-Calderón, J. A., Mendoza, M. G. G., Peña-Juarez, M. G., & Pérez, E. (2020). Use of Chemically Modified Titanium Dioxide Particles to Mediate the Non-isothermal Cold Crystallization of Poly (lactic acid). *Journal of the Mexican Chemical Society*, 64(2). <https://doi.org/10.29356/jmcs.v64i2.1126>

- Gonzalez-Saldias, F., Sabater, F., & Gomà, J. (2024). Microplastic distribution and their abundance along rivers are determined by land uses and sediment granulometry. *The Science of The Total Environment*, 933, 173165. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173165>
- Guo, M., Noori, R., & Abolfathi, S. (2024) Microplastics in freshwater systems: Dynamic behaviour and transport processes. *Water Research*, 251, 121464. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121464>
- Gutiérrez, D., Villar, I., Lagoa, A., Feijóo, P., Soto, B., Garrido, J., & Mato, S. (2025). Dynamics of microplastics in urban rivers under varying hydrological regimes. *Journal of Hazardous Materials*, 498, 139843. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.139843>
- Haider, T., Völker, C., Kramm, J., Landfester, K., & Wurm, F. R. (2018). Plastics of the Future? The Impact of Biodegradable Polymers on the Environment and on Society. *Angewandte Chemie International Edition*, 58(1), 50–62. <https://doi.org/10.1002/anie.201805766>
- Haque, A., Holsen, T. M., & Baki, A. B. M. (2024). Distribution and risk assessment of microplastic pollution in a rural river system near a wastewater treatment plant, hydrodam, and river confluence. *Scientific Reports*, 14(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-024-56730-x>
- Hassen, M. B., Zouari, A. B., Abdennadher, M., Assaf, J. C., Nakad, M., Abboud, R., Khammeri, Y., Banni, M., Panzeri, A., Gomes, L. A. de V., & Hamd, W. (2025). Plastics pollution: pathways, impacts, and regulatory challenges in marine environments. *Frontiers in Environmental Science*, 13. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2025.1635230>
- Horton, A. A., Svendsen, C., Williams, R. J., Spurgeon, D. J., & Lahive, E. (2016). Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK – Abundance,

- sources and methods for effective quantification. *Marine Pollution Bulletin*, 114(1), 218. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.004>
- Horton, A. A., Walton, A., Spurgeon, D. J., Lahive, E., & Svendsen, C. (2017). Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities (Review of Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities). *The Science of The Total Environment*, 586, 127. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>
- Hossain, R., & Sahajwalla, V. (2025). A comprehensive toolkit for micro- to nanoplastic analysis. *Environmental Science Nano*, 13(1), 122. <https://doi.org/10.1039/d5en00856e>
- Huamán, R. H., & Gamboa, N. (2023). Microplásticos en sedimentos fluviales en la cuenca baja del río Rímac, Perú. *Espacio y Desarrollo*, 40, 36. <https://doi.org/10.18800/espacioydesarrollo.2023.002>
- Instituto Nacional de Estadística e Informática. *Censos Nacionales 2007: XI de Población y VI de Vivienda. Resultados Definitivos* — Arequipa. Lima: INEI. https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib1545/
- Instituto Nacional de Estadística e Informática. (2018a). *Censos Nacionales 2017: XII de Población, VII de Vivienda y III de Comunidades Indígenas. Resultados Definitivos*. Lima: INEI. https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib1544/
- Jerí Oré, J., Montes de la Cruz, J., Egocheaga Sedano, D., Hañari Jáuregui, R., Galdós Lazo, R., Valdez Vargas, L. M., & Quispe Charca, R. A. Compendio Estadístico Arequipa 2025 [Tabla 1.3: Arequipa: Superficie, población censada y densidad poblacional, según provincias y distritos, 1972, 1981, 1993, 2007 y 2017]. Instituto Nacional de Estadística e Informática. <https://www.inei.gob.pe>

- Jacob, O., Stefaniak, E. A., John, S., Spina, R. L., Schirinzi, G. F., Chatzipanagis, K., Held, A., Emteborg, H., Koeber, R., Elsner, M., & Ivleva, N. P. (2024). Towards a reference material for microplastics' number concentration—case study of PET in water using Raman microspectroscopy. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 416(12), 3045–3058. <https://doi.org/10.1007/s00216-024-05251-7>
- Jończak, J., Parzych, A., & Sztabkowski, K. (2022). Soil-forming processes and properties of soils developed from fluvic materials in the headwater river valleys of Middle Pomerania, north Poland: A case study of the Kamienna stream. *Soil Science Annual*, 73(3), 1–16. <https://doi.org/10.37501/soilsa/156044>
- Julienne F. (2019). Fragmentation of plastics: effect of the environment and the nature of the polymer on the size and shape of the generated fragments. HAL (Le Centre Pour La Communication Scientifique Directe). <https://theses.hal.science/tel-02954351>
- Kabała, C. (2022). Origin, transformation and classification of alluvial soils (mady) in Poland – soils of the year 2022. *Soil Science Annual*, 73(3), 1–13. <https://doi.org/10.37501/soilsa/156043>
- Kadac-Czapska, K., Ośko, J., Knez, E., Zembrzuska, J., Węgrzyn, A., Haponska, M., & Godlewska, K. (2024) Microplastics and oxidative stress—Current problems and prospects. *Antioxidants*, 13, 424. <https://doi.org/10.3390/antiox13050579>
- Karlsson, T. M., Lavers, J. L., Youngman, A., Almroth, B. C., Takada, H., Morales, C., Carpenter, E. J., Arias, A., Withanage, H., Gharbi, S., & Rist, S. (2026). Decades of scientific research show that plastic pellets pose hazards to the environment. *Cambridge Prisms Plastics*, 4. <https://doi.org/10.1017/plc.2026.10042>
- Kazmiruk, T. N., Kazmiruk, V. D., & Bendell, L. (2018) Abundance and distribution of microplastics within surface sediments of a key shellfish growing region of Canada.

- Science of the Total Environment, 635, 1326–1337.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.184>
- Kers, J. G., & Saccenti, E. (2021). The power of microbiome studies: some considerations on which alpha and beta metrics to use and how to report analysis the results. Research Square (Research Square). <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-698991/v1>
- Klein, S., Worch, E., & Knepper, T. P. (2015). Occurrence and Spatial Distribution of Microplastics in River Shore Sediments of the Rhine-Main Area in Germany. Environmental Science & Technology, 49(10), 6070–6076.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00492>
- Kloxin, C. J., & Bowman, C. N. (2013). Covalent adaptable networks: smart, reconfigurable and responsive network systems. Chemical Society Reviews, 42(17), 7161–7173.
<https://doi.org/10.1039/c3cs60046g>
- Kumar, R., Sharma, P., Manna, C., & Jain, M. (2021). Abundance, interaction, ingestion, ecological concerns, and mitigation policies of microplastic pollution in riverine ecosystem: A review (Review of Abundance, interaction, ingestion, ecological concerns, and mitigation policies of microplastic pollution in riverine ecosystem: A review). The Science of The Total Environment, 782, 146695. Elsevier BV.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146695>
- Landrigan, P. J., Raps, H., Cropper, M., Bald, C., Brunner, M., Canonizado, E. M., Charles, D., Chiles, T. C., Donohue, M. J., Enck, J., Fénichel, P., Fleming, L. E., Ferrier-Pagès, C., Fordham, R., Gozt, A., Griffin, C., Hahn, M. E., Haryanto, B., Hixson, R., ... Dunlop, S. A. (2023). The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health (Review of The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health). Annals of Global Health, 89(1), 23. Elsevier BV. <https://doi.org/10.5334/aogh.4056>

- Lara-Topete, G. O., Castanier-Rivas, J. D., Bahena-Osorio, M. F., Krause, S., Larsen, J., Loge, F. J., Mahlknecht, J., Gradilla-Hernández, M. S., & González-López, M. E. (2024). Compounding one problem with another? A look at biodegradable microplastics. University of Birmingham Research Portal (University of Birmingham), 944, 173735–173735. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173735>
- Li, W., Zu, B., Yang, Q., Guo, J., & Li, J. (2023). Sources, distribution, and environmental effects of microplastics: a systematic review (Review of Sources, distribution, and environmental effects of microplastics: a systematic review). RSC Advances, 13(23), 15566. Royal Society of Chemistry. <https://doi.org/10.1039/d3ra02169f>
- Li, X., Chen, Y., Zhang, S., Dong, Y., Pang, Q., Lynch, I., Xie, C., Guo, Z., & Zhang, P. (2023). From marine to freshwater environment: A review of the ecotoxicological effects of microplastics. University of Birmingham Research Portal (University of Birmingham), 251, 114564–114564. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.114564>
- Liro, M., Zielonka, A., & Mikuś, P. (2024) First attempt to measure macroplastic fragmentation in rivers. Environment International, 185, 108556. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108556>
- Llorca, M., & Farré, M. (2021). Current Insights into Potential Effects of Micro-Nanoplastics on Human Health by in-vitro Tests. Frontiers in Toxicology, 3, 752140–752140. <https://doi.org/10.3389/ftox.2021.752140>
- Loaiza-Usuga, J. C., Toro-Quijano, M. I., & Weber, M. (2022). Alluvial soils as paleoenvironmental indicator in fluvial environments: a case study from Colombia. Soil Science Annual, 73(3), 1–14. <https://doi.org/10.37501/soilsa/157400>
- Löder, M. G. J., & Gerdt, G. (2015). Methodology Used for the Detection and Identification of Microplastics—A Critical Appraisal (p. 201). https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_8

- Lofty, J., Ouro, P., & Wilson, C. (2022). Microplastics in the riverine environment: Meta-analysis and quality criteria for developing robust field sampling procedures. *The Science of the Total Environment*, 863, 160893. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160893>
- Losno-Prado, A. G., & Iannacone, J. (2023) Caracterización de microplásticos en agua y sedimentos en los Humedales Los Pantanos de Villa, Chorrillos, Lima, Perú. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 52, 185-202. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2023.52.1.1187>
- Lu, J. (2023). Polymer Materials in Daily Life: Classification, Applications, and Future Prospects. *E3S Web of Conferences*, 406, 1034–1034. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202340601034>
- Luederwald, S., Davies, J., Fernandes, T. F., Praetorius, A., Sergent, J., Tatsi, K., Tell, J. G., Timmer, N., & Wagner, S. (2024). Practical considerations to optimize aquatic testing of particulate material, with focus on nanomaterials. *Environmental Science Nano*, 11(6), 2352–2371. <https://doi.org/10.1039/d4en00056k>
- Mahendra, A. P. D., Pratama, M. A., Moersidik, S. S., Rahmawati, S., & Iresha, F. M. (2023). Spatial Dynamics of Microplastic Pollution in Water and Sediments of the Ciliwung River along with Conditions of Water Quality Field Parameters and Population Density. *Journal of Ecological Engineering*, 24(8), 296–309. <https://doi.org/10.12911/22998993/166311>
- Manrique Muñante, R. E., & Gamboa Fuentes, N. R. (2019). Microplásticos en sedimentos fluviales de la cuenca baja y desembocadura del río Jequetepeque, Perú.
- Martínez Rodas, J. L., Quispe Valenzuela, M. J., & Benites Alfaro, E. G. (2021). Caracterización de Microplásticos en sedimentos fluviales de la cuenca baja y desembocadura del Río Lurín y Chillón, 2021.

- Martínez, I. B. B., Pérez, J. A. M., Echeandía, J. S., Kozak, E. R., Garibay-Feblés, V., Aguilar, T. A. F., Godínez-Domínguez, E., & Olivos-Ortiz, A. (2024). Impact of Microplastic in Mexican Coastal Areas Using Mussels (*Mytilus* spp.) as Biomonitors. In IntechOpen eBooks. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.114898>
- Marval, B. G., Maza, L. R., & Núñez, J. M. A. (2024). Pandemia plástica: Una revision. *Ciencia Ambiente y Clima*, 7(1), 49. <https://doi.org/10.22206/cac.2024.v7i1.3086>
- Medley, E. A., Spratlen, M. J., Yan, B., Herbstman, J. B., & Deyssenroth, M. A. (2023). A Systematic Review of the Placental Translocation of Micro- and Nanoplastics. *Current Environmental Health Reports*, 10(2), 99–111. <https://doi.org/10.1007/s40572-023-00391-x>
- Melgarejo-Velásquez, G., & Reyes-Avalos, W. (2024) Abundancia de microplásticos del agua, sedimento, y en peces y camarones de la cuenca baja del río Lacramarca. *Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú*, 35, e25456. <https://doi.org/10.15381/rivep.v35i1.25456>
- Mendoza, A., Osa, J. L., Kortaberria, G., Basurko, O. C., & Peña-Rodríguez, C. (2020). Mikroplastikoen iturriak eta egoera orokorra mundu mailako itsaso eta ozeanoetan. *EKAIA Euskal Herriko Unibertsitateko Zientzi Eta Teknologi Aldizkaria*, 233. <https://doi.org/10.1387/ekaia.21038>
- Mennekes, D., & Nowack, B. (2023). Predicting microplastic masses in river networks with high spatial resolution at country level. *Nature Water*, 1(6), 523–533. <https://doi.org/10.1038/s44221-023-00090-9>
- Michalski, G., Valdivia, A. E. L., Olson, E., Welp, L. R., Fang, H., Magara-Gomez, K., Morales-Paredes, L., Larico, J. R., & Li, J. (2022). Identifying NO_x Sources in Arequipa, Peru Using Nitrogen Isotopes in Particulate Nitrate. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.916738>

- Min, K., Cuiffi, J. D., & Mathers, R. T. (2020). Ranking environmental degradation trends of plastic marine debris based on physical properties and molecular structure. *Nature Communications*, 11(1), 727. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-14538-z>
- Moraes, A. G. de L., Delgado, E. F. B., Bowling, L. C., Daneshvar, F., Pinto, J., Watkins, A. H., & Cherkauer, K. A. (2020). Assessment of Arequipa's Hydrometeorological Monitoring Infrastructure to Support Water Management Decisions. *Journal of Contemporary Water Research & Education*, 171(1), 27. <https://doi.org/10.1111/j.1936-704x.2020.3343.x>
- Moses, S. R., Roscher, L., Pimpke, S., Hufnagl, B., Löder, M. G. J., Gerds, G., & Laforsch, C. (2023). Comparison of two rapid automated analysis tools for large FTIR microplastic datasets. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 415(15), 2975. <https://doi.org/10.1007/s00216-023-04630-w>
- Munkhbat, D., Battulga, B., Oyuntsetseg, B., Battogtokh, B., Batsaikhan, J., & Buyandelger, B.. (2024) Dynamics of plastic debris and its density change between river compartments in the Tuul River system, Mongolia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 196, 245. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12403-1>
- Nasim, S., Mehdi, M. H., Ahmad, D., Amir, Hassan, R., & Mohammad, A. (2024). Occurrence and Distribution of Microplastics in the Hyporheic Zone in the Ziarat River. <https://doi.org/10.71916/jrn.2025.28304>
- Ngo, T.-D. (2020). Introduction to Composite Materials. In *IntechOpen eBooks*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.91285>
- Niu, J., Xu, D., Wu, W., & Gao, B. (2024). Tracing microplastic sources in urban water bodies combining their diversity, fragmentation and stability. *Npj Clean Water*, 7(1). <https://doi.org/10.1038/s41545-024-00329-2>

- Nworie, F. S. (2020). Microplastics: Holistic overview of source, identification, interaction, health and environmental implications and strategies of abatement. *Acta Chemica Malaysia*, 5(1), 18. <https://doi.org/10.2478/acmy-2021-0004>
- O'Callaghan, L., Olsen, M., Tajouri, L., Beaver, D., Hudson, C., Alghafri, R., McKirdy, S., & Goldsworthy, A. (2024). Plastic induced urinary tract disease and dysfunction: a scoping review. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 35(5), 770–784. <https://doi.org/10.1038/s41370-024-00709-3>
- Oosterhoff, N., Melsen, L., & Waldschläger, K. (2025) Experimental study on parameterizing microplastic-sediment aggregation EGU General Assembly 2025, Vienna, Austria, 27 Apr–2 May 2025, EGU25-15485, <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu25-15485>, 2025.
- Ordóñez, M. J. E., & Lizcano, C. A. R. (2024). Impacto en la salud causado por los nanoplásticos contenidos en alimentos y su posible atenuación mediante un proceso de bioingeniería. *Revista EIA*, 21(41). <https://doi.org/10.24050/reia.v21i41.1712>
- Owowenu, E. K., Nnadozie, C. F., Akamagwuna, F. C., Siwe-Noundou, X., Uku, J. E., & Odume, O. N. (2023). A critical review of environmental factors influencing the transport dynamics of microplastics in riverine systems: implications for ecological studies (Review of A critical review of environmental factors influencing the transport dynamics of microplastics in riverine systems: implications for ecological studies). *Aquatic Ecology*, 57(2), 557. Springer Science+Business Media. <https://doi.org/10.1007/s10452-023-10029-7>
- Palacios-Marín, A. V., & Tausif, M. (2021). Fragmented fibre (including microplastic) pollution from textiles. *Textile Progress*, 53(3), 123. <https://doi.org/10.1080/00405167.2022.2066913>

- Pazos, R. S. (2021). Estudio de microplásticos en la columna de agua, sedimento intermareal y biota residente en la costa del estuario del Río de la Plata (Franja Costera Sur). <https://doi.org/10.35537/10915/116621>
- Petrulionienė, T., Murauskas, T., Norkus, M., & Naujalis, E. (2023). Emission of additives and degradation products from commercial polypropylene, polyethylene and their composite packages. *Chemija*, 34(2). <https://doi.org/10.6001/chemija.2023.34.2.4>
- Pilapitiya, P. G. C. N. T., & Ratnayake, A. S. (2024). The world of plastic waste: A review (Review of The world of plastic waste: A review). *Cleaner Materials*, 11, 100220. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.clema.2024.100220>
- Pittroff, M., Loui, C., Oswald, S. E., Bochow, M., Kamp, J., Dierkes, G., Lensing, H., & Munz, M. (2024). Riverbed depth-specific microplastics distribution and potential use as process marker. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(32), 45326–45340. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-34094-z>
- Plan de desarrollo local concertado 2016-2021. [Documento institucional]. Municipalidad Provincial de Arequipa. <https://www.muniarequipa.gob.pe/descargas/transparencia/pdlc/PDLC.pdf>
- Poch, R. M., Boixadera, J., & Simó, I. (2014). Benchmark soils on alluvial, fluvial and fluvio-glacial formations of the upper-Segre valley . *Spanish Journal of Soil Science*, 3. <https://doi.org/10.3232/sjss.2013.v3.n2.05>
- Prata, J. C., Costa, J. P. da, Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2018). Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review (Review of Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review). *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 110, 150. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>

- Prata, J. C., Padrão, J., Khan, M. T., & Walker, T. R. (2024). Do's and don'ts of microplastic research: a comprehensive guide. *Water Emerging Contaminants & Nanoplastics*, 3(21). <https://doi.org/10.20517/wecn.2023.61>
- Premarathna, K. S. D., Ramanayaka, S., Atugoda, T., Sewwandi, M., & Vithanage, M. (2023). Microplastics in landfill leachate and its treatment. In IWA Publishing eBooks (p. 267). UWA Publishing. https://doi.org/10.2166/9781789063318_0267
- Qiu, Q., Tan, Z., Wang, J., Peng, J., Li, M., & Zhan, Z. (2016). Extraction, enumeration and identification methods for monitoring microplastics in the environment. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 176, 102. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.04.012>
- Rajawasam, C. W. H., Dodo, O. J., Weerasinghe, M. A. S. N., Raji, I. O., Wanasinghe, S. V., Konkolewicz, D., & Watuthanthrige, N. D. A. (2023). Educational series: characterizing crosslinked polymer networks. *Polymer Chemistry*, 15(4), 219–247. <https://doi.org/10.1039/d3py00914a>
- Razeghi, N., Hamidian, A., Wu, C., Zhang, Y., & Yang, M. (2021). Microplastic sampling techniques in freshwater and sediments: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 19, 4225. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01227-6>
- Ribba, L., Lopretti, M., Oca-Vásquez, G. M. de, Batista, D., Goyanes, S., & Vega-Baudrit, J. R. (2022). Biodegradable plastics in aquatic ecosystems: latest findings, research gaps, and recommendations. *Environmental Research Letters*, 17(3), 33003–33003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac548d>
- Rochman, C. M. (2020). The Story of Plastic Pollution: From the Distant Ocean Gyres to the Global Policy Stage. *Oceanography*, 33(3), 60. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2020.308>
- Rodrigo-Comino, J., Keshavarzi, A., & González, J. M. S. (2021). Evaluating soil quality status of fluvisols at the regional scale: A multidisciplinary approach crossing multiple

- variables. *RiuNet* (Politechnical University of Valencia), 39(7), 1367–1381.
<https://doi.org/10.1002/rra.3865>
- Saad, D., Ndlovu, M., Ramaremsa, G., Tutu, H., & Sillanpää, M. (2023). Characteristics of microplastics in sediment of the Vaal River, South Africa: implications on bioavailability and toxicity. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 21(1), 43. <https://doi.org/10.1007/s13762-023-05168-1>
- Sahoo, A. K., Chivukula, N., Madgaonkar, S. R., Ramesh, K. H., Marigoudar, S. R., Sharma, K. V., & Samal, A. (2024). Leveraging integrative toxicogenomic approach towards development of stressor-centric adverse outcome pathway networks for plastic additives. *Archives of Toxicology*, 98(10), 3299–3321. <https://doi.org/10.1007/s00204-024-03825-z>
- Schrank, I., Löder, M. G. J., Imhof, H. K., Moses, S. R., Hess, M. C., Schwaiger, J., & Laforsch, C. (2022). Riverine microplastic contamination in southwest Germany: A large-scale survey. *Frontiers in Earth Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/feart.2022.794250>
- Shokunbi, O., Idowu, G., Aiyesanmi, A., & Davidson, C. M. (2024). Assessment of Microplastics and Potentially Toxic Elements in Surface Sediments of the River Kelvin, Central Scotland, United Kingdom. *Environmental Management*, 73, 932. <https://doi.org/10.1007/s00267-024-01947-9>
- Singh, G. (2023). Computational Studies of Vitrimers, Semicrystalline Polymers and Metals: Deformation, Actuation and Fabrication. *Deep Blue* (University of Michigan). <https://doi.org/10.7302/8476>
- Singh, S. (2024). Recent advances in treatment of microplastics in wastewater. In *IWA Publishing eBooks* (p. 55). UWA Publishing. https://doi.org/10.2166/9781789063752_0055

- Skalska, K., Ockelford, A., Ebdon, J., & Cundy, A. (2020). Riverine microplastics: Behaviour, spatio-temporal variability, and recommendations for standardised sampling and monitoring. *Journal of Water Process Engineering*, 38, 101600. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101600>
- Smyth, K., Dourneau, L., Tedoldi, D., Tassin, B., Kedzierski, M., & Dris, R. (2025). Soil contamination by microplastics in a small French agricultural watershed. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.127316>
- Søgaard, E. (2014). Injection molded self-cleaning surfaces. *Research Portal Denmark*, 230. <https://local.forskningsportal.dk/local/dki-cgi/ws/cris-link?src=dtu&id=dtu-b71660e6-afe7-43b2-b7de-90aab75a3e16&ti=Injection%20molded%20self-cleaning%20surfaces>
- Sousa, F. D. B. de. (2024). Will the Global Plastics Treaty break the plastic wave? The beginning of a long discussion road. *Cambridge Prisms Plastics*, 2. <https://doi.org/10.1017/plc.2024.14>
- Talbot, R., & Chang, H. (2021). Microplastics in freshwater: A global review of factors affecting spatial and temporal variations. *Environmental Pollution*, 118393. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118393>
- Thompson, R. C., Moore, C. J., Saal, F. S. vom, & Swan, S. H. (2009). Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences*, 364(1526), 2153–2166. <https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0053>
- Tirkey, A., & Upadhyay, L. S. B. (2021). Microplastics: An overview on separation, identification and characterization of microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, 170, 112604. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112604>

- Tursi, A., Baratta, M., Easton, T., Chatzisyneon, E., Chidichimo, F., Biase, M. D., & Filpo, G. D. (2022). Microplastics in aquatic systems, a comprehensive review: origination, accumulation, impact, and removal technologies (Review of Microplastics in aquatic systems, a comprehensive review: origination, accumulation, impact, and removal technologies). *RSC Advances*, 12(44), 28318. Royal Society of Chemistry. <https://doi.org/10.1039/d2ra04713f>
- Valdivia, A. E. L., Larico, J. R., Huilca, C. V., & Arias, A. H. (2024). First evidence of microplastics in the Quilca-Vítor-Chili river basin, Arequipa region, Peru. *Journal of Contaminant Hydrology*, 269, 104484. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2024.104484>
- Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbins, J., & Janssen, C. R. (2015). Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Marine Environmental Research*, 111, 5. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007>
- Veerasingam, S., Ranjani, M., Venkatachalapathy, R., Bagaev, A., Mukhanov, V., Litvinyuk, D., & Bendif, S. Contributions of Fourier transform infrared spectroscopy in microplastic pollution research: A review. *Applied Spectroscopy Reviews*, 55, 759–781. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1807450>
- Velasco, J. J. C., Hoyos, A. A., Solarte, D. M. M., & Puentes, R. (2023). Estudio de microplásticos en muestras de agua y sedimentos de un río urbano del suroccidente de Colombia. *Investigación e Innovación en Ingenierías*, 11(2), 120–130. <https://doi.org/10.17081/invinno.11.2.6637>
- Vermaire, J., Pomeroy, C., Herczegh, S., Haggart, O., & Murphy, M. T. (2017). Microplastic abundance and distribution in the open water and sediment of the Ottawa River, Canada, and its tributaries. <https://doi.org/10.1139/FACETS-2016-0070>

- Vijayakumar, V., Anothumakkool, B., Kurungot, S., Winter, M., & Nair, J. R. (2021). In situ polymerization process: an essential design tool for lithium polymer batteries. *Energy & Environmental Science*, 14(5), 2708–2788. <https://doi.org/10.1039/d0ee03527k>
- Vincoff, S., Schleupner, B., Santos, J., Morrison, M., Zhang, N., Dunphy-Daly, M. M., Eward, W. C., Armstrong, A. J., Diana, Z., & Somarelli, J. A. (2024). The Known and Unknown: Investigating the Carcinogenic Potential of Plastic Additives. *Environmental Science & Technology*, 58(24), 10445–10457. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c06840>
- Wahl, A. (2022). Distribution and behaviour of plastic debris in soil amended with household-waste compost. HAL (Le Centre Pour La Communication Scientifique Directe). <https://theses.hal.science/tel-04060684>
- Wang, Y., van Putten, R.-J., Tietema, A., Parsons, J. R., & Gruter, G.-J. M.. Polyester biodegradability: Importance and potential for optimisation. *Green Chemistry*, 26, 3698–3716. <https://doi.org/10.1039/d3gc04489k>
- Weiss, L., Ludwig, W., Heussner, S., Canals, M., Ghiglione, J., Estournel, C., Constant, M., & Kerhervé, P. (2021). The missing ocean plastic sink: Gone with the rivers. *Science*, 373(6550), 107–111. <https://doi.org/10.1126/science.abe0290>
- Wootton, N., Reis-Santos, P., Przeslawski, R., Adyel, T. M., Blewitt, M., Clarke, B. O., Crutchett, T., Ghose, A., Hajbane, S., Hamann, M., Hardesty, B. D., Hossain, R., Lavers, J. L., Leterme, S. C., Leusch, F. D. L., Lynch, S., MacGregor, M., Motti, C. A., Noble, W., ... Gillanders, B. M. (2025). A field and laboratory manual for sampling, processing and reporting microplastics in coastal and marine environments. *Frontiers in Marine Science*, 12. <https://doi.org/10.3389/fmars.2025.1674412>
- Xia, F., Tan, Q., Qin, H., Wang, D., Cai, Y., & Zhang, J. (2023). Sequestration and export of microplastics in urban river sediments. *Environment International*, 181, 108265–108265. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108265>

- Yang, H., Niu, S., Guo, M., & Xue, Y. (2025). A critical review of the ecotoxic effects of microplastics on aquatic, soil and atmospheric ecosystems and current research challenges (Review of A critical review of the ecotoxic effects of microplastics on aquatic, soil and atmospheric ecosystems and current research challenges). *Environmental Research*, 274, 121361. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.121361>
- Yang, L., Luo, W., Zhao, P., Zhang, Y., Kang, S., Giesy, J., & Zhang, F. (2021). Microplastics in the Koshi River, a remote alpine river crossing the Himalayas from China to Nepal. *Environmental Pollution*, 290, 118121. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118121>
- Yang, L., Yuan, L., & Wang, W. (2024). Visible Combined Near-Infrared in Situ Imaging Revealed Dynamic Effects of Microplastic Fibers and Beads in Zebrafish. *Environmental Science & Technology*, 58(37), 16269–16281. <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c04578>
- Yang, L., Zhang, Y., Kang, S., Wang, Z., & Wu, C. (2020). Microplastics in freshwater sediment: A review on methods, occurrence, and sources. *The Science of the Total Environment*, 754, 141948. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141948>
- Yu, Y., Kumar, M., Bolan, S., Padhye, L. P., Bolan, N., Li, S., Wang, L., Hou, D., & Li, Y. (2023). Various additive release from microplastics and their toxicity in aquatic environments. *Environmental Pollution*, 343, 123219. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123219>
- Zheng, H., Chen, Q., & Chen, Z. (2024). Carbon-based adsorbents for micro/nano-plastics removal: current advances and perspectives. *Water Emerging Contaminants & Nanoplastics*, 3(2). <https://doi.org/10.20517/wecn.2023.74>

ANEXOS

Anexo 1: Ficha de muestreo de sedimentos fluviales

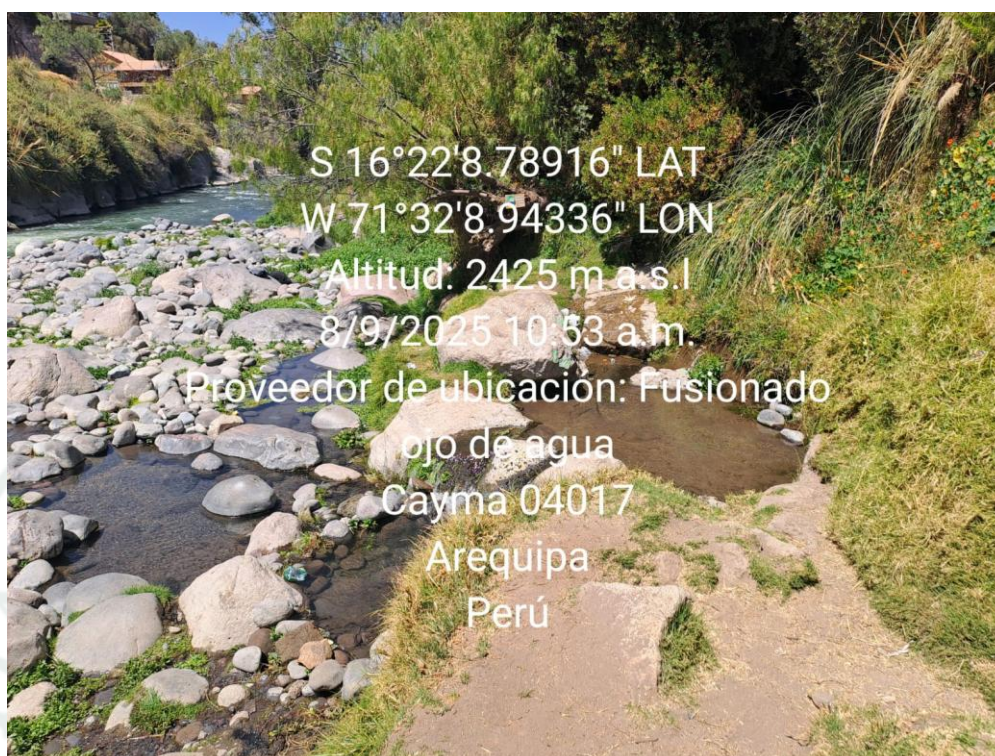
Parámetro	Observaciones
Fecha (dd/mm/aaaa)	
Hora de inicio (HH:MM)	
Hora de fin (HH:MM)	
Estación de muestreo (e.g., Chilina, Puente San Martín, Puente Grau, Zona de Captación)	
Coordenadas GPS	
Elevación (m s.n.m.)	
Profundidad de muestreo (cm) (superficie 0-2 cm o 0-5 cm)	
Tipo de sustrato/sedimento (arena, limo, grava, arcilla, mixto)	
Herramienta de muestreo (espátula de metal, pala de acero inoxidable, marco metálico)	
Peso húmedo de muestra (g o Kg) (aprox. 1-3 Kg total por estación)	
Contenedor (frasco de vidrio preparado)	
Blanco de campo (arena de cuarzo 1 Kg)	
Fotos tomadas (número y descripción)	
Notas adicionales (condiciones del sitio, contaminación visible, etc.)	

Nota: Elaboración propia.

Instrucciones de uso: Registrar datos por réplica (n=3 por estación) en transectos o puntos aleatorios. Realizar el muestreo en riberas urbanas durante bajos caudales. Seguir protocolos para evitar contaminación (lavado de herramientas, etc.).

Firma del responsable: _____ **Fecha:** _____

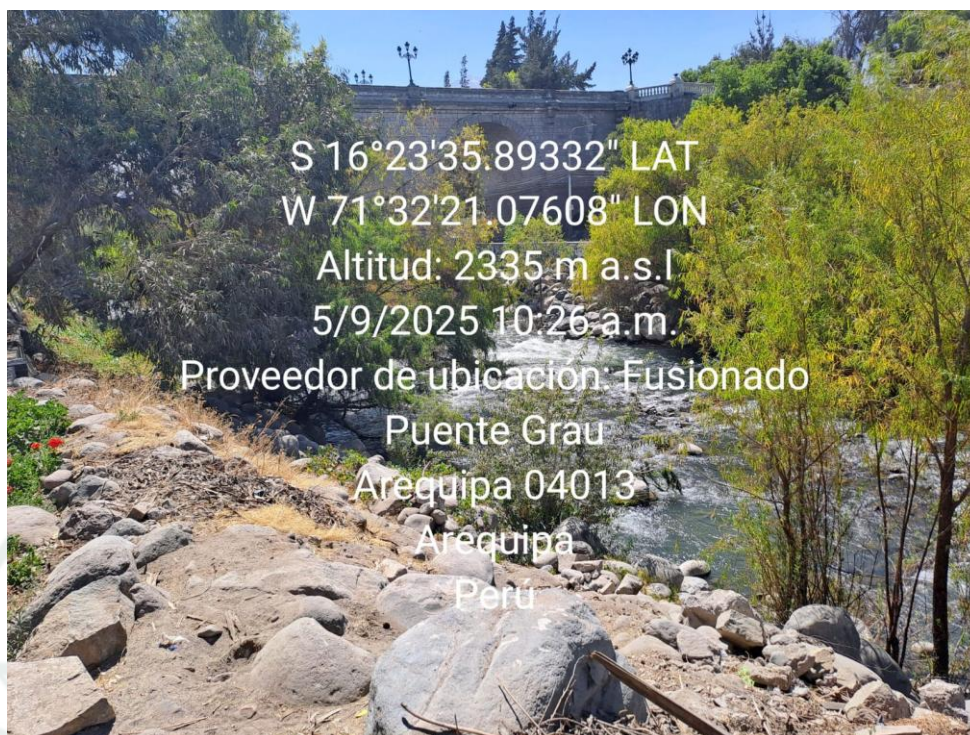
Anexo 2: Fotografías de estaciones de muestreo con ubicaciones GPS y altitud



Estación 1: Chilina, zona cercana al río Ojo de Agua



Estación 2: Puente San Martín



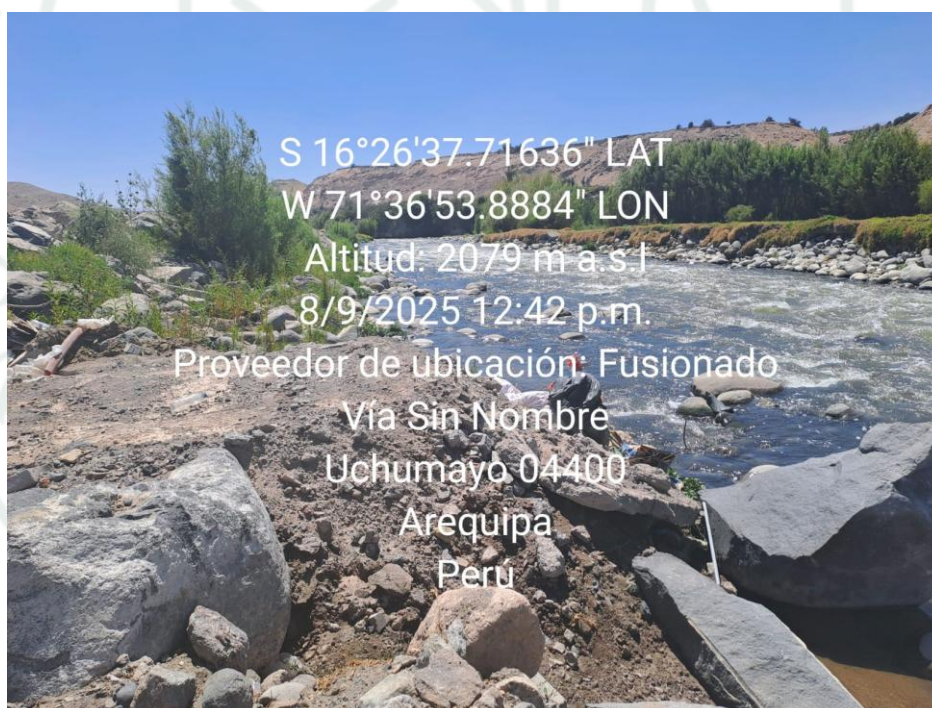
Estación 3: Puente Grau



Estación 4: Puente de Tingo



Estación 5: Puente del Huayco



Estación 6: Zona próxima a captación de agua Cerro Verde

Anexo 3: Protocolo estandarizado para la extracción, digestión y caracterización de microplásticos en sedimentos fluviales del río Chili

Los sedimentos superficiales finos y heterogéneos recolectados en las 6 estaciones de muestreo del Río Chili (aproximadamente 500 g por estación) se transportaron en frascos de vidrio previamente lavados con agua destilada y cubiertos con papel aluminio para evitar contaminación aérea por fibras o partículas plásticas.

En el laboratorio, las muestras se extendieron sobre láminas de aluminio y se secaron al aire a temperatura ambiente hasta alcanzar peso constante. Posteriormente, se tamizaron con una malla de 5 mm para eliminar residuos grandes (>5 mm), reteniendo la fracción fina relevante para microplásticos.

La eliminación de residuos orgánicos se realizó mediante oxidación con peróxido de hidrógeno (H_2O_2 al 30%), se agregó inicialmente 20 mL por cada 20 mL de muestra.

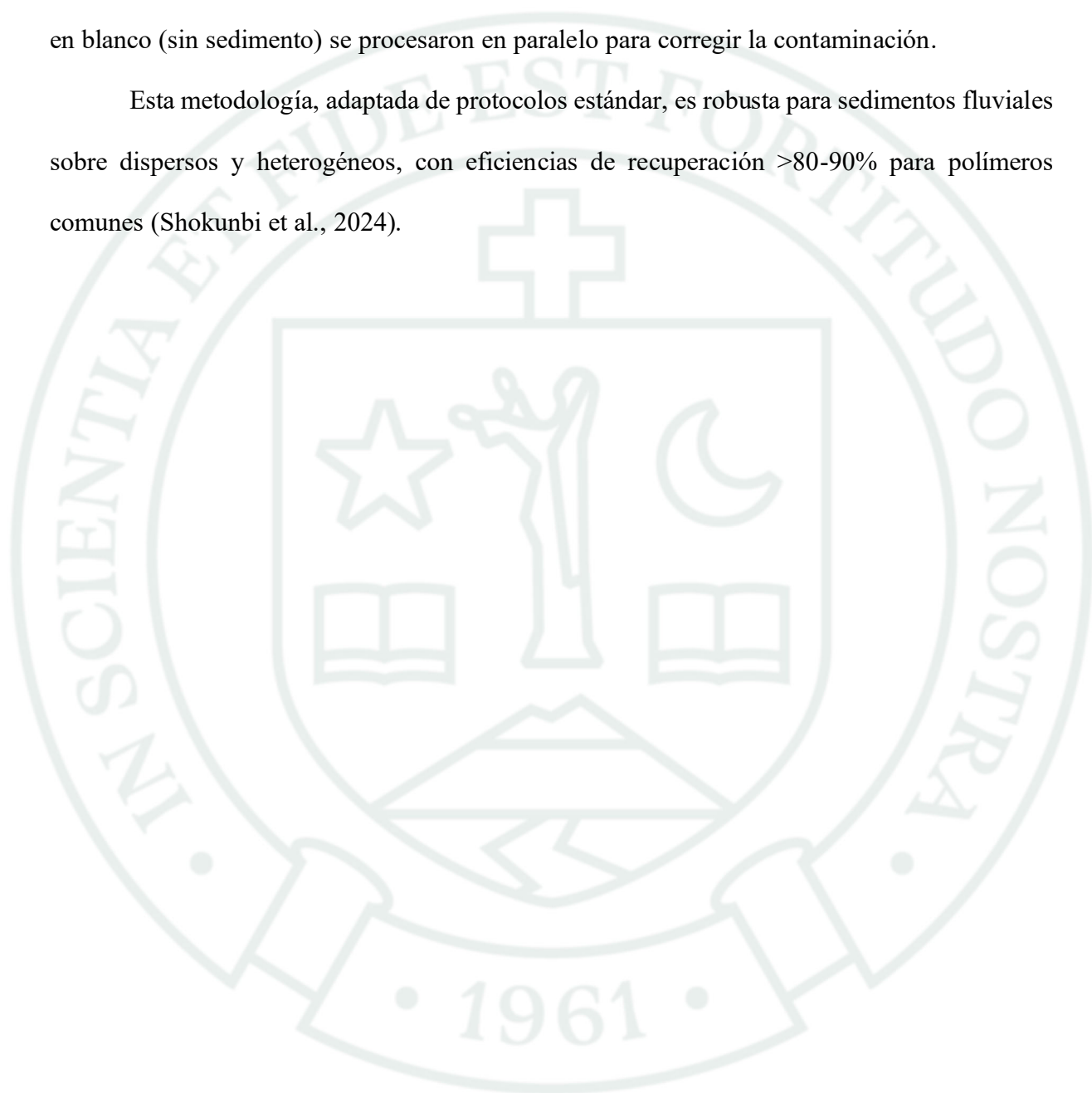
La mezcla se calentó a 60-75 °C en placa calefactora y bajo campana extractora, y se agitó constantemente hasta el cese completo de burbujeo (indicador de degradación orgánica completa), sin exceder los 75 °C. Si era necesario, se añadieron dosis adicionales de peróxido de hidrogeno hasta la ausencia de materia orgánica visible.

Para la separación por densidad (sedimentación/flotación), se incorporó solución saturada de cloruro de sodio (NaCl , densidad $\sim 1,2 \text{ g/cm}^3$), preparada con agua desionizada filtrada ($0,45 \mu\text{m}$) para eliminar impurezas.

Además, se indica el uso de $\sim 6 \text{ g}$ de sal por cada 20 mL de muestra y se agitó vigorosamente durante 2 min y se dejó sedimentar por 24 h permitiendo que los microplásticos de baja densidad flotarán mientras los minerales densos se depositaban. El sobrenadante se decantó cuidadosamente, se inspeccionó visualmente el sedimento en busca de posibles microplásticos retenidos y se filtró a través de membranas de fibra de vidrio de poro $0,45 \mu\text{m}$ bajo vacío y usando equipo de ultrafiltración de vidrio.

Los filtros se lavaron exhaustivamente con agua destilada para remover sal residual, se secaron al aire y se examinaron bajo microscopio estereoscópico (40-100×) para identificar y contar microplásticos por morfología (fibras, fragmentos, pellets, microesferas, filmes, espumas), color y tamaño. Se registró la abundancia por gramo de sedimento seco. Controles en blanco (sin sedimento) se procesaron en paralelo para corregir la contaminación.

Esta metodología, adaptada de protocolos estándar, es robusta para sedimentos fluviales sobre dispersos y heterogéneos, con eficiencias de recuperación >80-90% para polímeros comunes (Shokunbi et al., 2024).



Anexo 4: Informe de la caracterización química por espectroscopía μ FTIR

INFORME DE ENSAYOS 010-2026

De:

Ing. Hugo G. Jiménez Pacheco PhD.

Director del Instituto Innovergy

Para:

Ricardo Alonso Abril Ramírez

1 DATOS DE LA MUESTRA:

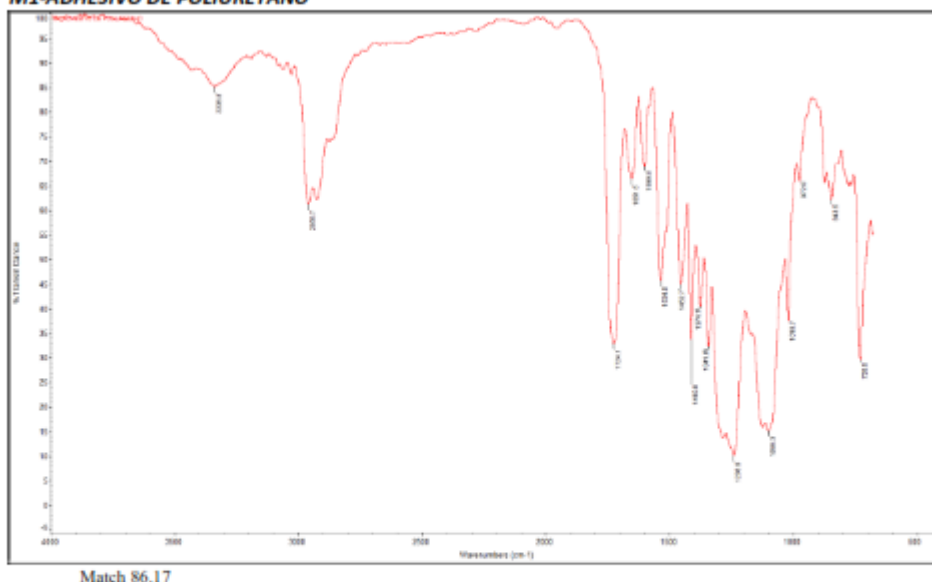
- Descripción de la muestra: Muestras de microplásticos
- Número de muestras: 10
- Tamaño de muestras: 1- 5 mm
- Fecha de recepción: 31/03/2026
- Fecha de ejecución de los ensayos: 01/04/2026
- Fecha de emisión el informe: 06/04/2026

2 ANALISIS μ FTIR

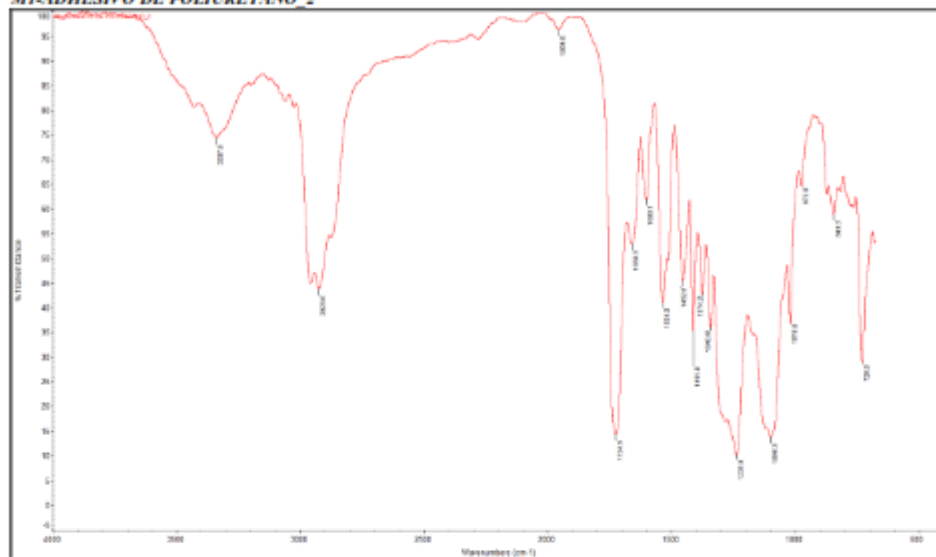
Para el análisis de composición estructural y química de las muestras de microplásticos, se utilizó el detector MCT-B del microscopio infrarrojo Nicolet iN10 Thermo Scientific, usando ensayos de Reflexión.

RESULTADOS DE LOS ESPECTROS DE MICROPLÁSTICOS

M1-ADHESIVO DE POLIURETANO

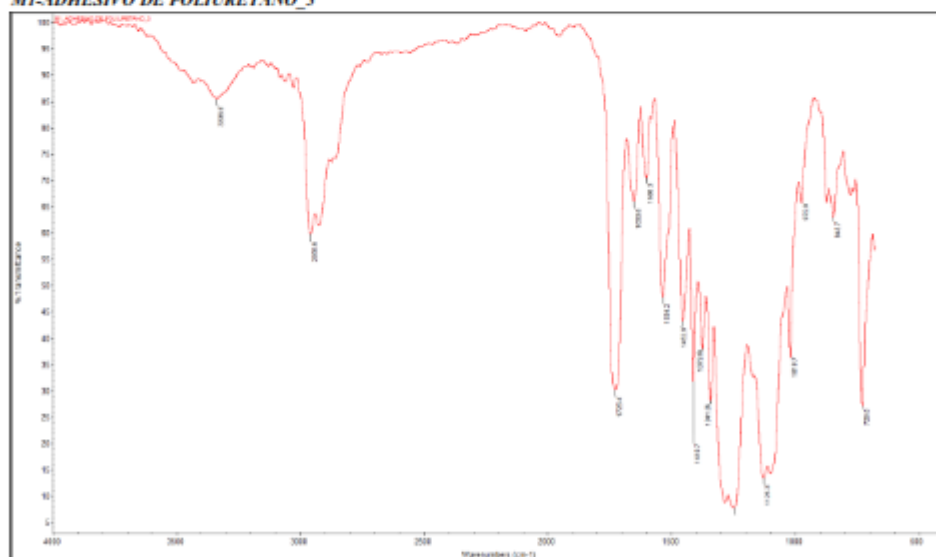


MI-ADHESIVO DE POLIURETANO_2



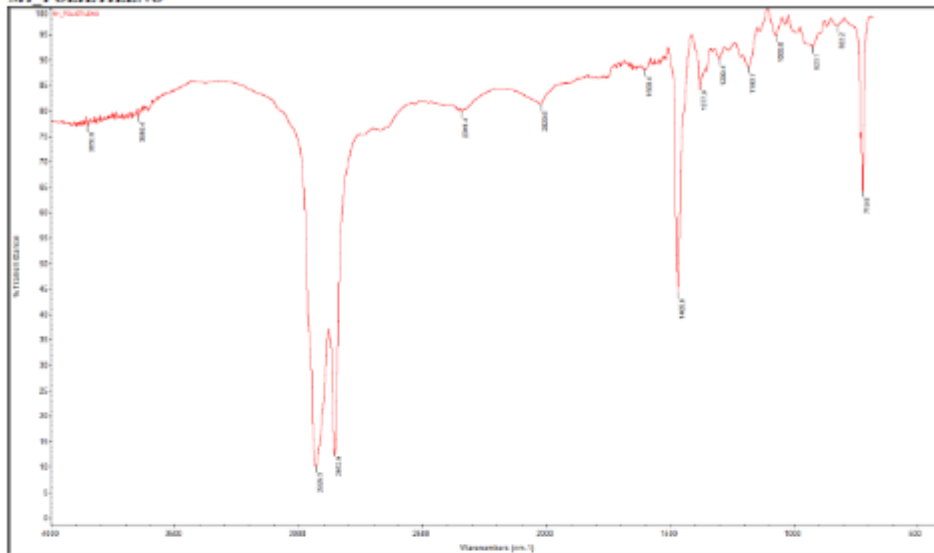
Match 87.96

MI-ADHESIVO DE POLIURETANO_3



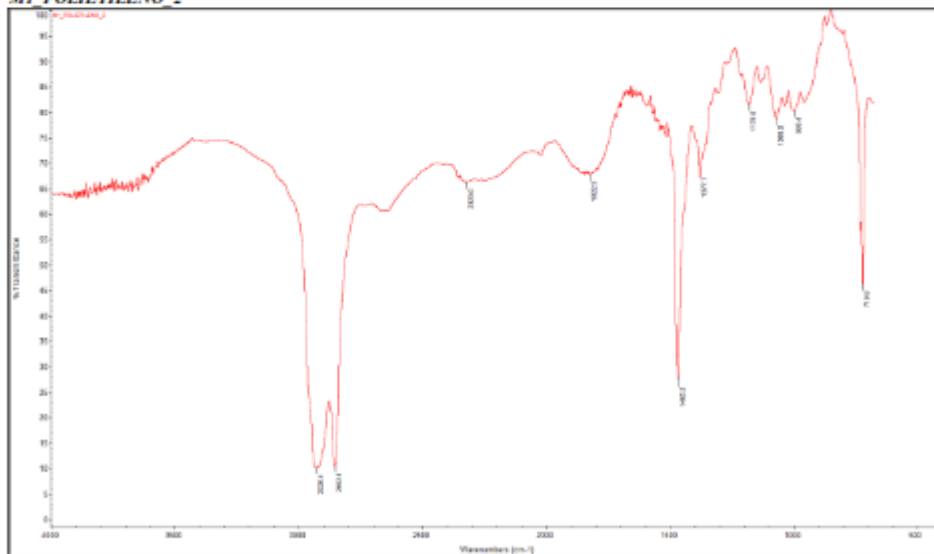
Match 88.90

MI POLIETILENO



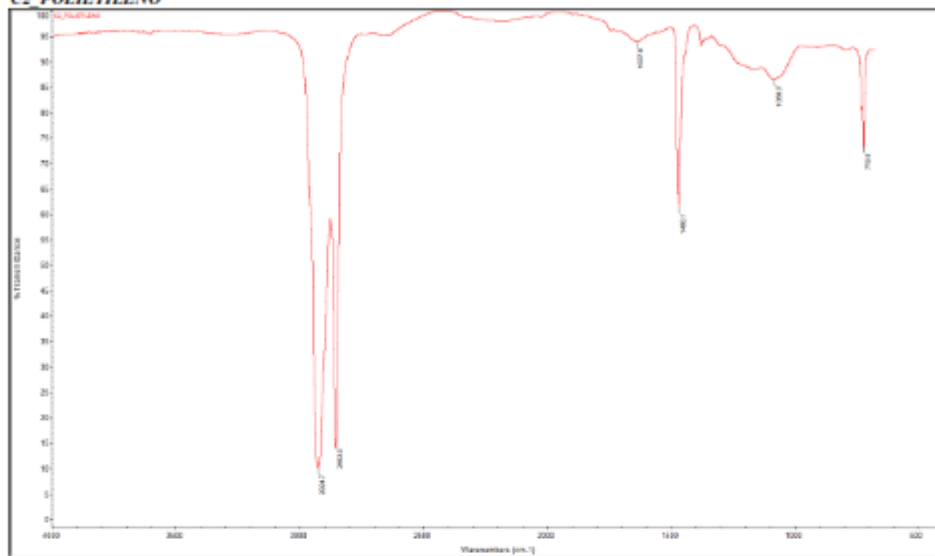
Match 89.80

MI POLIETILENO 2



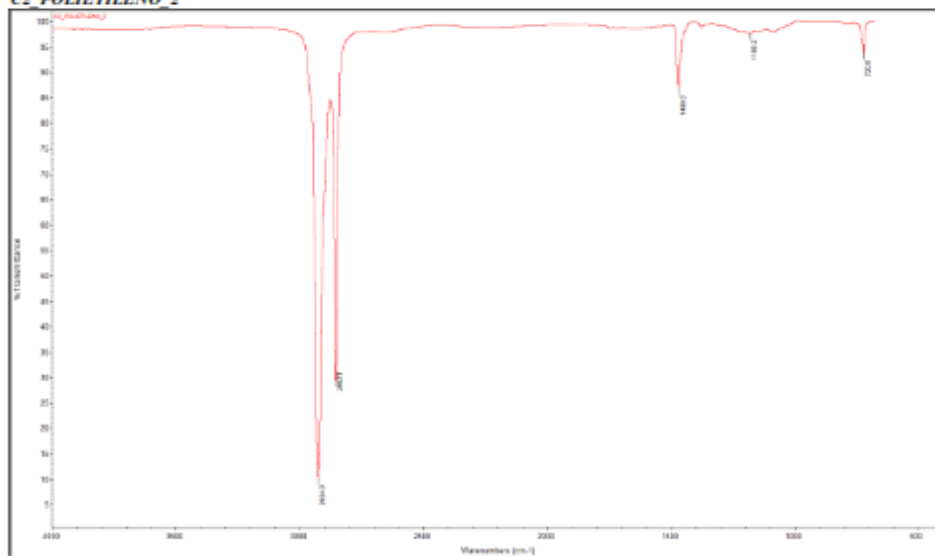
Match 89.20

C2 POLIETILENO



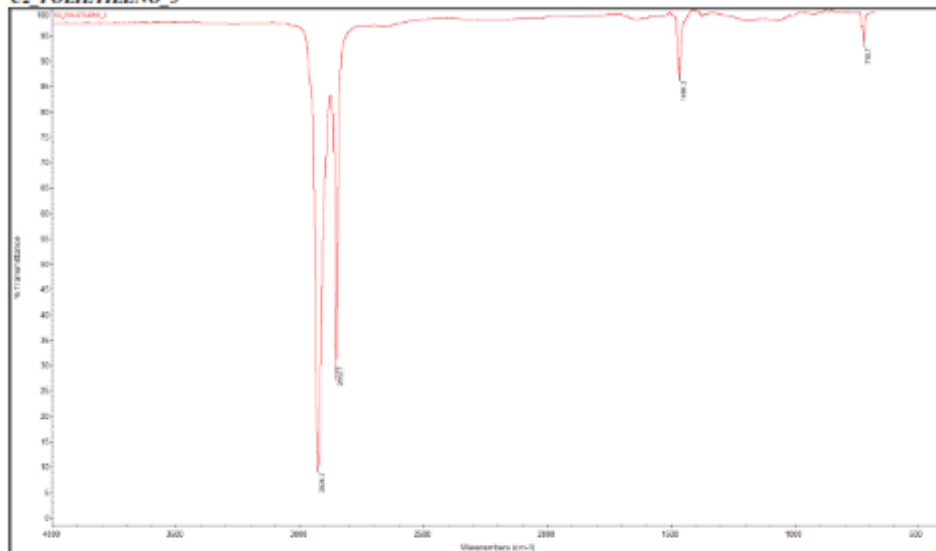
Match 93.67

C2 POLIETILENO 2



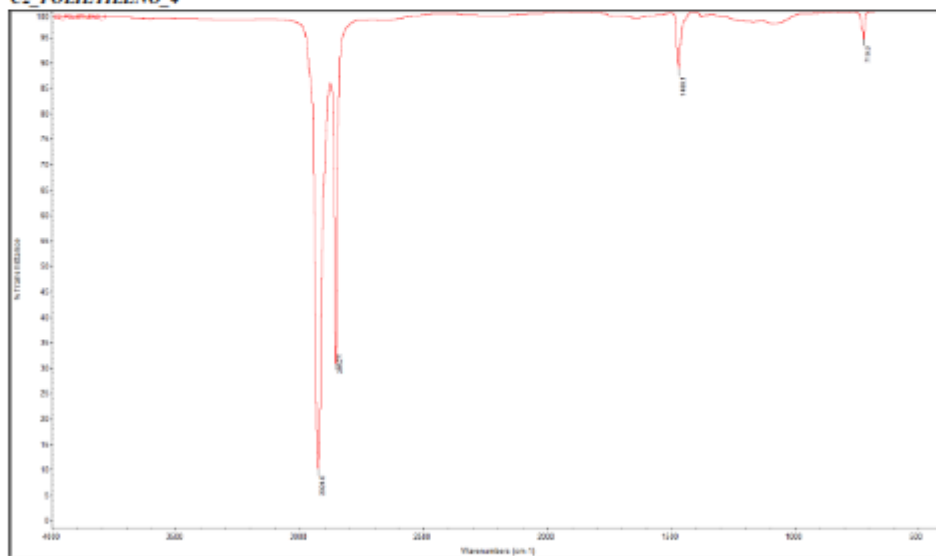
Match 85.24

C2 POLIETILENO_3



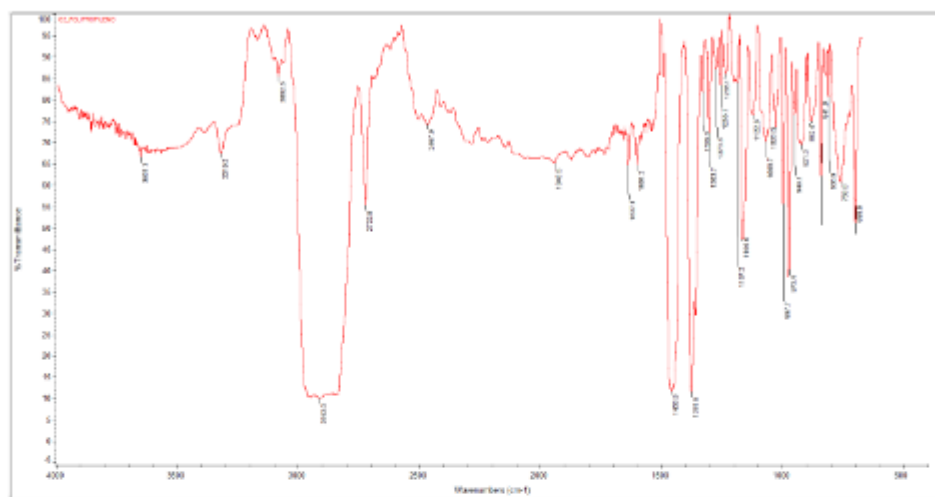
Match 85.24

C2 POLIETILENO_4



Match 84.56

C2_POLIPROPILENO



Match 90.76

Técnico:
 Bach. Deysi M. Machaca
 Luque