

**UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE AGRONOMÍA**



**CLASIFICACION Y CUANTIFICACION DE MICROPLÁSTICOS PRESENTES EN
LOS SUELOS URBANOS DE LA CIUDAD DE CHILLÁN.**

POR

SERGIO IGNACIO DÍAZ MEDINA

**MEMORIA PRESENTADA A LA
FACULTAD DE AGRONOMÍA DE LA
UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
PARA OPTAR AL TÍTULO DE
INGENIERO AGRÓNOMO.**

**CONCEPCIÓN – CHILE
2025**

**UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE AGRONOMÍA**

**CLASIFICACION Y CUANTIFICACION DE MICROPLÁSTICOS PRESENTES EN
LOS SUELOS URBANOS DE LA CUIDAD DE CHILLÁN**

POR

SERGIO IGNACIO DÍAZ MEDINA

**MEMORIA PRESENTADA A LA
FACULTAD DE AGRONOMÍA DE LA
UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
PARA OPTAR AL TÍTULO DE
INGENIERO AGRÓNOMO.**

**CONCEPCIÓN – CHILE
2025**

Aprobada por:

Profesor Asistente. Winfred Espejo C.
Med. Veterinario, Dr.

Guía

Profesor Asociado. Mauricio Schoebitz C.
Ing. Agrónomo, Dr.

Asesor

Profesor Asistente. Walter Valdivia C.
Ing. Agrónomo, Dr.

Asesor

Profesor Asociado, Guillermo Wells M.
Ing. Agrónomo. M. Sc.

Decano

TABLA DE CONTENIDOS

	Página
Resumen.....	1
Summary.....	1
Introducción.....	2
Materiales y Métodos	6
Resultados y Discusión.....	9
Conclusiones	19
Bibliografía.....	19

ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

	Página
Figura 1 Ubicación geográfica de la ciudad de Chillán, Chile (36°36'24"S, 72°06'12"W).	7
Figura 2 Ejemplos de fibras (a) y fragmentos (b) identificados en los suelos urbanos de la ciudad de Chillán.	10
Figura 3 Promedio de MPs en 174 muestras de suelo urbano de Chillán categorizadas en fragmentos y fibras.	12
Figura 4 Abundancia total de MPs encontrados por punto de muestreo en el área urbana de la ciudad de Chillán, Chile.	14
Figura 5 Abundancia de microfibras plásticas encontradas por punto de muestreo en el área urbana de la ciudad de Chillán, Chile.	15
Figura 6 Abundancia de microfragmentos plásticos encontrados por punto de muestreo en el área urbana de la ciudad de Chillán, Chile.	16
Figura 7 Porcentaje de colores de fibras observados en suelos de la ciudad de Chillán, Chile.	18
Figura 8 Porcentaje de colores de fragmentos observados en suelos de la ciudad de Chillán, Chile.	18
Tabla 1 Resumen de estadísticas de la abundancia de fragmentos y fibras presente en el suelo urbano de la ciudad de Chillán.	11

Tabla 2	Resumen de estadísticas de la concentración de MPs presente en el suelo urbano de la ciudad de Chillán.	13
---------	---------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

CLASIFICACION Y CUANTIFICACION DE MICROPLÁSTICOS PRESENTES EN LOS SUELOS URBANOS DE LA CIUDAD DE CHILLÁN.

CLASSIFICATION AND QUANTIFICATION OF MICROPLASTICS OCCURRING IN THE URBAN SOILS OF THE CITY OF CHILLÁN.

Palabras claves: Polímeros, Contaminación, Análisis Químico, Monitoreo, Microfibras

RESUMEN

La producción masiva y el inadecuado manejo de plásticos han llevado a la acumulación de microplásticos (MPs) en suelos, generando impactos ambientales y riesgos para la salud humana. El objetivo de este estudio fue evaluar la presencia, distribución y características de los MPs en los suelos urbanos de Chillán, Chile. Se realizó un muestreo sistemático en una cuadrícula de 500 m durante enero - febrero de 2023, analizando 174 puntos mediante tamizado, extracción e identificación estereoscópica. El 95 % de las muestras contenía MPs, con predominio de microfibras (68 %) sobre fragmentos (32 %). La concentración promedio fue de 0,062 % peso por peso (p/p), con valores que oscilaron entre 0 % y un máximo de 2,12 % (p/p). La abundancia varió ampliamente, alcanzando hasta 6.300 y 4.700 MPs kg⁻¹ para fibras y fragmentos, respectivamente. El análisis espacial reveló una mayor presencia de fibras en el centro de la ciudad y en zonas de alta densidad habitacional, mientras que los fragmentos se encontraron principalmente cerca de la Ruta 5 Sur, avenidas y el mercado “Persa San Rafael”, asociados a fuentes como desechos agrícolas, automotrices y urbanos. Además, el análisis cromático identificó una predominancia de MPs negros, sugiriendo su origen en textiles, bolsas de basura, mulch agrícolas y desgaste de neumáticos. Los resultados evidencian una contaminación significativa por MPs en suelos urbanos y resaltan la necesidad de estrategias para mitigar su impacto ambiental.

SUMMARY

Mass production and improper management of plastics have led to the accumulation of microplastics (MPs) in soils, causing environmental impacts and posing risks to

human health. This study aimed to evaluate the presence, distribution, and characteristics of MPs in the urban soils of Chillán, Chile. A systematic sampling was conducted using a 500 m grid during January – February 2023, analyzing 174 points through sieving, extraction, and stereoscopic identification. MPs were detected in 95 % of the samples, with a predominance of microfibers (68 %) over plastic fragments (32 %). The average concentration was 0.062 % (w/w), with values ranging from 0 % to a maximum of 2.12 % weight per weight (w/w). Abundance varied significantly, reaching up to 6,300 and 4,700 MPs kg⁻¹ for fibers and fragments, respectively. Spatial analysis revealed a higher presence of fibers in the city center and high-density residential areas, while fragments were mainly found near Route 5 South, avenues, and the “Persa San Rafael” market, linked to sources such as agricultural, automotive, and urban waste. Additionally, chromatic analysis identified a predominance of black MPs, suggesting their origin from textiles, garbage bags, agricultural mulch, and tire wear. The results highlight significant MPs contamination in urban soils and underscore the urgent need for strategies to mitigate their environmental impact.

INTRODUCCIÓN

El uso de polímeros por parte de la humanidad tiene una larga historia que se remonta aproximadamente al año 1.600 a.C., cuando los antiguos mesoamericanos procesaron por primera vez el caucho natural para fabricar bolas, figurillas y bandas (Moser *et al.*, 1996). Sin embargo, los plásticos modernos, a diferencia de estos polímeros naturales, son compuestos sintéticos derivados del petróleo. Están constituidos principalmente por cadenas de polímeros cuyos componentes básicos son el carbono, el hidrógeno y el oxígeno (Halden, 2010). En la actualidad, conocida como la "era del plástico", la producción de este material en los últimos cuatro años ha aumentado en 30 millones de toneladas. Como resultado, en el año 2022, la producción mundial de plástico alcanzó la cifra récord de 400,3 millones de toneladas. En este escenario, China y Norteamérica se destacan como los principales productores, representando el 32 % y 17 % del total, respectivamente (Plastics-Europe, 2023).

La mayoría de los plásticos se desechan tras su uso, afectando al suelo, las masas de agua dulce y los océanos, donde pueden persistir durante cientos de años (Auta *et al.*, 2017; Jahandari, 2023). Los microplásticos (MPs) son partículas de plástico diminutas del orden de 1 μm – 5 mm y se clasifican en primarios y secundarios según su origen (Kutralam-Muniasamy *et al.*, 2020). Los MPs primarios son aquellos fabricados intencionalmente en tamaños microscópicos por la industria, los cuales se encuentran en productos de cuidado personal (cosméticos, dentífricos y artículos de limpieza). Los MPs secundarios se generan a partir de la fragmentación de plásticos más grandes, como películas (films) y basura doméstica (Duis y Coors, 2016). La degradación ocurre en suelos, ríos y océanos, donde la radiación solar y fuerzas mecánicas, como viento y oleaje, descomponen los plásticos. La luz ultravioleta rompe las cadenas poliméricas, mientras que las fuerzas mecánicas los fragmentan en partículas diminutas (Deocarís *et al.*, 2019). Los textiles sintéticos, compuestos en más del 60 % por polímeros plásticos como poliéster, nylon y acrílico (Henry *et al.*, 2019), liberan microfibras durante el lavado o desgaste. Estas pueden depositarse en suelos o en aguas residuales. Una sola carga de lavado libera hasta 700.000 fibras (De Falco *et al.*, 2019). Los colores de MPs pueden indicar su origen: azules y verdes generalmente provienen de botellas PET y redes de pesca respectivamente, mientras que los blancos y transparentes suelen ser de bolsas y envases de un solo uso (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012; Lots *et al.*, 2017).

En las últimas décadas, MPs han captado atención científica y política por sus efectos adversos en fauna y humanos (Deocarís *et al.*, 2019; Kutralam-Muniasamy *et al.*, 2023). Estos fragmentos funcionan como vectores de contaminantes gracias a su elevada área específica superficial, especialmente en tamaños menores, facilitando la adsorción de sustancias químicas (Talsness *et al.*, 2009; Cao *et al.*, 2021; Selvam *et al.*, 2021). Su naturaleza hidrofóbica permite atraer y retener compuestos orgánicos persistentes, aditivos químicos y elementos traza (Pozo *et al.*, 2020), los cuales pueden adherirse a los MPs, permaneciendo más tiempo en el suelo y aumentando sus concentraciones (Hodson *et al.*, 2017). Más alarmante aún es la capacidad de los MPs para transportar patógenos. Las bacterias forman

biopelículas en su superficie, creando un microhábitat que alberga microorganismos potencialmente peligrosos (Paredes-Osses *et al.*, 2021). Entre estos se encuentran *Pseudomonas aeruginosa*, *Legionella spp.*, *Mycobacterium spp.* (no tuberculosis) e incluso la ameba *Naegleria fowleri* (OMS, 2019). La mayoría de estos microorganismos se han asociado con enfermedades humanas y patologías graves (Casabianca *et al.*, 2019). El tamaño reducido de los MPs no solo facilita la adsorción de contaminantes, sino que también les permite recorrer grandes distancias (Selvam *et al.*, 2021). Esta movilidad aumenta su dispersión en ecosistemas terrestres y acuáticos, amplificando su impacto. Como resultado, los MPs se han convertido en una amenaza global para la salud humana y los ecosistemas mundiales (Guzzetti *et al.*, 2018; Aragaw *et al.*, 2021; Stapleton 2021).

La exposición humana a los MPs es alarmantemente alta. Se estima que, anualmente, entre 74.000 y 121.000 partículas pueden ingresar al organismo de una persona a través de los alimentos y la respiración (Cox *et al.*, 2019). Cada MP que ingresa no solo es un cuerpo extraño, sino que también puede llevar consigo una carga tóxica de contaminantes químicos y patógenos.

La era del plástico ha dejado una huella indeleble en nuestro planeta. En la actualidad, una cantidad alarmante de MPs se libera al medio ambiente debido al uso extensivo y a la gestión inadecuada de los productos plásticos (Xiang *et al.*, 2022). Sorprendentemente, se estima que los ecosistemas terrestres albergan entre 4 y 23 veces más MPs que los océanos (Radford *et al.*, 2021), convirtiendo al suelo en un sumidero crítico y poco estudiado.

Los suelos urbanos, donde reside la mayoría de la población, se han convertido en la principal fuente de exposición humana a los MPs (Rate, 2022). Esta preocupación se intensifica con el aumento del uso de estos suelos para la agricultura urbana (Clavijo-Palacios 2017).

La acumulación de plásticos es uno de los factores principales que contribuyen a la disminución de la biodiversidad, debido a su persistencia tanto en la superficie como en las capas profundas del suelo (Qi *et al.*, 2020). En particular, la fauna del suelo se ve gravemente afectada (MAAß *et al.*, 2017). Por ejemplo, las lombrices de tierra, al ingerir MPs, experimentan una disminución significativa de peso y un

aumento de mortalidad (Radford *et al.*, 2021).

Además, una cantidad significativa de residuos plásticos desechados por las ciudades, incluidos muchos utilizados en la agricultura, se acumula en estos terrenos (Qi *et al.*, 2018; Wong *et al.*, 2020). En Chile, estudios en suelos agrícolas han revelado que, a mayor intervención humana, mayor es la incidencia de MPs (Corradini *et al.*, 2021).

Las fuentes de MPs en suelos urbanos son diversas. La escorrentía de las calles que no es atrapada por los sistemas de alcantarillado contamina los suelos circundantes e incluso llega hasta el océano (Qiu *et al.*, 2016). Además, las fibras diminutas y los pequeños fragmentos de MPs se dispersan por el aire y luego se depositan en el suelo con la lluvia (Nizzetto *et al.*, 2016). Preocupantemente, las tasas de ingestión aumentan con una mayor disponibilidad de MPs en su entorno (Guo *et al.*, 2020). Este escenario plantea serias inquietudes sobre la salud humana. Aunque los MPs se depositan primero en los suelos (Rillig *et al.*, 2012; Jambeck *et al.*, 2015), sus efectos ecológicos en entornos urbanos aún no se comprenden bien (He *et al.*, 2018).

A nivel mundial, la investigación sobre la contaminación por MPs está geográficamente sesgada, con la mayoría de los estudios concentrados en Europa y Asia (Paredes-Osses *et al.*, 2021). Este desequilibrio deja vastas regiones del mundo con datos insuficientes, lo que dificulta una comprensión global del problema. En este contexto, América Latina ha comenzado a dar pasos significativos. Países como Chile, Argentina, Brasil, Colombia y México están liderando los esfuerzos emergentes en la región (Kutralam-Muniasamy *et al.*, 2020). Estos avances son cruciales, dado que América Latina alberga algunos de los ecosistemas más diversos y, a la vez, más amenazados del planeta. Chile es un país de múltiples ambientes, con una amplia gama de paisajes y climas (Valdés-Pineda *et al.*, 2014), donde se distribuyen casi 18 millones de personas. Un estudio realizado en la Región Metropolitana de Chile, hogar de más de 7 millones de habitantes y la zona más urbanizada del país, confirmó la presencia de MPs en los suelos urbanos (Corradini *et al.*, 2021). Sin embargo, la información sobre MPs en ambientes urbanos en Chile sigue siendo escasa. Esta brecha en el conocimiento

no solo deja a las ciudades chilenas vulnerables a una amenaza poco comprendida, sino que también priva a la comunidad científica global de datos valiosos sobre cómo los MPs se comportan en suelos urbanos.

HIPÓTESIS

Los suelos urbanos de la ciudad de Chillán presentan una contaminación heterogénea por MPs, con mayor concentración en zonas de alta densidad poblacional y actividad comercial, predominando las fibras sobre los fragmentos, y con una distribución cromática que refleja el origen principalmente doméstico de estos contaminantes.

OBJETIVOS

Objetivo General

Caracterizar cuantitativa y cualitativamente los MPs presentes en los suelos urbanos de la ciudad de Chillán, evaluando su distribución espacial, concentración, abundancia y espectro cromático, para determinar el grado de contaminación e identificar sus fuentes potenciales

Objetivos específicos

1. Identificar los tipos de MPs (fibras, fragmentos) en muestras de suelo urbano de diferentes zonas de la ciudad de Chillán.
2. Determinar la concentración y abundancia de MPs en diferentes áreas de la ciudad de Chillán.
3. Analizar el espectro cromático de los MPs encontrados en los suelos urbanos de Chillán.

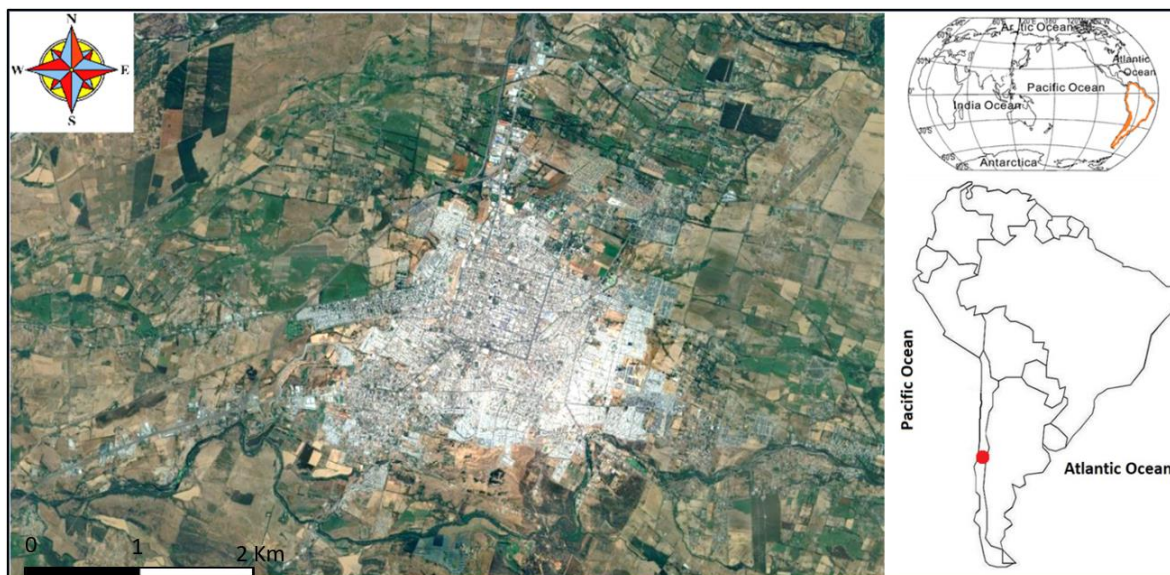
MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio y muestreo

Este estudio se realizó en Chillán, Chile (Figura 1), durante enero – febrero 2023. Ciudad semi-industrial con 184.739 habitantes en 511 km² urbanizados (~390 hab/km²), ubicada en el valle central (36°36'24"S, 72°06'12"W), a 124 m sobre el nivel del mar y 400 km al sur de Santiago. Está rodeada por campos agrícolas de

cereales, viñedos, hortalizas y frutales. Los suelos provienen de depósitos fluviales y volcánicos, con topografía plana de suaves pendientes, transportados desde la Cordillera de los Andes. El clima es mediterráneo, con 6 meses secos seguidos por período húmedo, y precipitaciones anuales de 1.100 mm (Celis *et al.*, 2004). Se evaluaron ciento setenta y cuatro lugares de muestreo, considerando zonas industriales, zonas de construcción, zonas de uso natural del suelo, parques urbanos, pastos y zonas agrícolas urbanas. Se recolectaron sistemáticamente muestras de suelos (0-10 cm de profundidad) a lo largo de una cuadrícula de 500 m, elegida para ser representativa de toda el área urbana dentro de la ciudad de Chillán. En cada punto de muestreo se recolectaron 300 g de suelo utilizando una pala manual de cerámica y luego se colocaron cuidadosamente en bolsas de papel Kraft para su almacenamiento.

Figura 1. Ubicación geográfica de la ciudad de Chillán, Chile ($36^{\circ}36'24''S$, $72^{\circ}06'12''W$).



Mapa de elaboración propia

Preparación y análisis de muestras

Se pasaron submuestras (20 g) por tamices Tyler de acero inoxidable (5 mm y 50 μ m) para separar la arcilla y las partículas no deseadas. Tras el tamizado, el material recogido se transfirió cuidadosamente a un vaso de precipitados de vidrio (250 mL)

y, a continuación, se añadieron 100 mL de peróxido de hidrógeno (H_2O_2 , 30 % p/v, Fisher Scientific®) para eliminar toda la materia orgánica (estufa a 40 °C durante 48 h). Al mismo tiempo, se preparó una solución salina en un recipiente de vidrio (330 g de NaCl x 1 L de agua destilada; se utilizó un agitador magnético para disolver la sal, tras lo cual se filtró a través de papel filtro Whatman® N° 42 (tamaño de poro 2,5 μ m) para eliminar posibles impurezas. A continuación, se añadieron 100 mL de la solución salina a los vasos de precipitados con las submuestras, y después se selló la tapa y se agitó (2 h) para asegurar el contacto total entre el medio de separación de densidades y la muestra; después, la solución se vació en un tubo de ensayo (50 mL), donde se dejó decantar durante 24 h. La capa de rebose que contenía MPs se filtró al vacío en un filtro de algodón Whatman® N°42. Cada filtro se colocó en placas de Petri, para introducirlo posteriormente en un horno a 40 °C (durante 24 h). Se colocaron otros tres blancos idénticos en placas de Petri con agua ultrapura (milliQ®), siguiendo el mismo procedimiento para tener en cuenta la contaminación de fondo.

Visualmente, al estereomicroscopio, se contaron las partículas (fibras y fragmentos) según los colores convencionales en los residuos plásticos (Hanvey *et al.*, 2017). Para cuantificar los MPs, el recuento se realizó según la metodología descrita anteriormente (Woodall *et al.*, 2014; Coppock *et al.*, 2017; Radford *et al.*, 2021; Al-Azzawi *et al.*, 2022). Además, para obtener la relación % p/p entre el peso de los MPs y el peso total de la muestra de suelo, para lo cual se procedió a pesar los MPs aislados por cada muestra de suelo utilizando una balanza analítica (Radwag AS220R2).

Análisis de datos

Se calcularon parámetros estadísticos descriptivos y univariantes, como máximo, mínimo, media, mediana, cuartiles primero (Q1) y tercero (Q3), desviación absoluta media (DAM) y órdenes de magnitud para elementos individuales utilizando InfoStat. La geología superficial de la ciudad fue proporcionada por el Servicio Nacional de Geología y Minería (SERNAGEOMIN), a escala local de 1: 100.000. Se utilizó para trazar la distribución espacial de los MPs utilizando QGIS (3.28 Firenze) Open-

Source Geographic Information System licenciado bajo GNU - General Public License. Para interpolar los datos y mejorar la visualización de la distribución espacial se utilizó la interpolación de distancia inversa ponderada (IDW). La interpolación IDW determina los valores de las celdas utilizando una combinación linealmente ponderada de un conjunto de puntos de muestreo.

El análisis estadístico de los datos de morfología de los MPs se realizó a través del software RStudio, donde se realizaron pruebas de normalidad y homogeneidad de varianzas, para luego utilizar la prueba de Wilcoxon con una significancia de 0.05 y posterior prueba posthoc de Tukey. El análisis de la interacción entre morfología y color de los MPs, se realizó un ANOVA en bloque, y posterior prueba de Tukey.

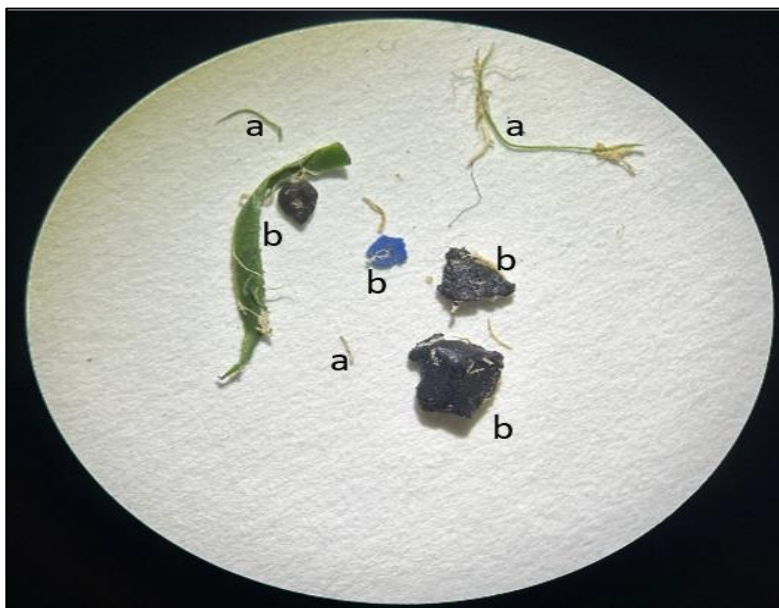
RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Composición morfológica de MPs en suelos urbanos de Chillán.

Los MPs aislados de los suelos urbanos presentaron una morfología variada, lo que evidencia la existencia de múltiples fuentes de contaminación relacionadas con diversas actividades humanas, como la industria, el comercio y el flujo de personas que usan prendas de textiles sintéticos, entre otras. Estos fueron clasificados según su morfología en dos categorías principales tales como fibras y fragmentos (Figura 2). Los MPs identificados como fibras se caracterizaron por su morfología filamentosa. Estas se utilizan para fabricar ropa, alfombras, artículos para el hogar, aunque también podrían originarse de otros materiales como cuerdas de poliamida (PA), que contienen microfibras y podrían contribuir, a la contaminación (Rimondi *et al.*, 2022). En contraste, los MPs clasificados como fragmentos presentaban formas irregulares y texturas visibles, tanto lisas como rugosas. Estos fragmentos pueden derivar de plásticos de mayor tamaño, como neumáticos, films agrícolas, bolsas plásticas y envases, que se fragmentaron debido a procesos mecánicos entre otros, convirtiéndose en MPs (Riveros *et al.*, 2022). Estos resultados confirman la diversidad de MPs presentes en los suelos urbanos de Chillán, destacando que la contaminación por MPs proviene de múltiples fuentes relacionadas con las diversas actividades humanas que se desarrollan en la ciudad y su entorno. Además, la distribución heterogénea de MPs en diferentes zonas urbanas sugiere una

correlación directa con la intensidad y naturaleza de las actividades antropogénicas locales, lo que proporciona información valiosa para la gestión ambiental municipal.

Figura 2. Ejemplos de fibras (a) y fragmentos (b) de microplásticos (MPs) identificados en los suelos urbanos de la ciudad de Chillán.



Fuente: Elaboración propia.

Abundancia y concentración de MPs en suelos urbanos de la ciudad de Chillán.

El análisis de MPs en las muestras de suelo urbano de Chillán mostró una amplia variabilidad en la abundancia tanto de fragmentos como de fibras (Tabla 1). El total de MPs mostró una media de 1.393 MPs por kilogramo de suelo, con valores que oscilaron entre 0 y 18.500 MPs. El 25 % de las muestras contenían una cantidad igual o inferior a 250 y el 75 % de las muestras contenían hasta 1.850 micropartículas. Este valor promedio está dentro de los rangos encontrados en otros estudios realizados en zonas urbanas, por ejemplo, en ciudades Chinas de Xi'an, Xianyang y Yangling se encontraron 2.218, 1.329 y 1.400 partículas por kilogramo de suelo respectivamente, niveles que los autores consideraron moderados (Chen *et al.*, 2022). Cabe destacar que estas ciudades tienen entre 499 y 10.452 hab/km² (Xi'an: 10.452 hab/km², Xianyang: 499 hab/km² y Yangling 1.913 hab/km²), y su

principal actividad económica es la agricultura e industria (Zhao *et al.*, 2024).

Al analizar los MPs según su morfología, podemos ver que, en el caso de los fragmentos, había muestras sin fragmentos (cero fragmentos) mientras lo máximo que se contabilizó fue de 8.200 fragmentos. En promedio se contabilizaron 446 fragmentos por muestra analizada, sin embargo, el 25 % de las muestras contenían una cantidad igual o inferior a 50 y el 75 % de las muestras contenían hasta 400 fragmentos. Esto indica que la mayoría de las muestras tenían baja cantidad de fragmentos. En el caso de las fibras, al igual que los fragmentos, se evidenciaron muestras de suelo sin fibras, mientras que en otra muestra se obtuvieron 16.300 ítems kg^{-1} como máximo. En promedio se contabilizaron 947 fibras kg^{-1} por muestra analizada, sin embargo, el 25 % de las muestras contenían una cantidad igual o inferior a 150 ítems kg^{-1} y el 75 % de las muestras contenían hasta 1.100 fibras kg^{-1} . Esto también indica que la mayoría de las muestras tenían baja cantidad de fragmentos al ser comparadas con muestras de suelo con los valores máximos de MPs alcanzados. Estos resultados destacan la significativa dispersión y variabilidad de la cantidad y por ende el nivel de contaminación de los MPs en el ambiente urbano, con una presencia de fragmentos y fibras que varía considerablemente entre las diferentes muestras. La mayor presencia de fibras respecto a los fragmentos sugiere el uso de textiles y actividades comerciales donde transitan personas como las principales fuentes de contaminación (Liu *et al.*, 2022).

Tabla 1. Resumen de Estadísticas de la abundancia de fragmentos y fibras de microplásticos (MPs) presente en el suelo urbano de la ciudad de Chillán.

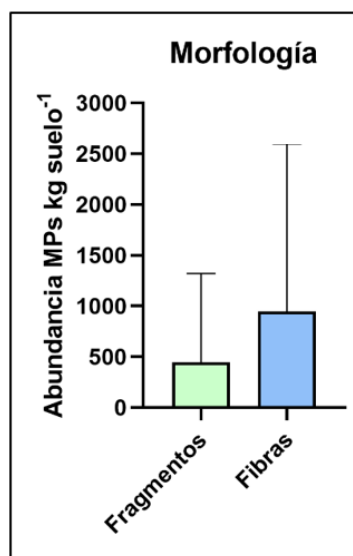
Elemento en matriz	Min	Q1	Media	Q3	Max	OM
Fragmentos de MPs kg^{-1}	0	50	446	400	8.200	2,6
Fibras de MPs kg^{-1}	0	150	947	1.100	16.300	3,0
MPs totales kg^{-1}	0	250	1.393	1.850	18.500	3,1

Abreviación: Min es mínimo, Q1 es primer cuartil, Q3 es tercer cuartil, Max es Máximo, DAM es desviación media absoluta, OM es orden de magnitud (Log_{10} de la media).

Al analizar la abundancia total de fragmentos y fibras contadas en las 174 muestras de suelo se observó que la cantidad de fibras es un 68 % del total de partículas, mientras que el número de fragmentos es de un 32 % (Figura 3).

El análisis estadístico indica que las fibras son significativamente más abundantes que los fragmentos. El promedio de fibras es más del doble en comparación con los fragmentos (112 % mayor). Esto concuerda con la mayoría de los estudios de abundancia de MPs en suelos urbanos en donde se han encontrado entre 64 % y 70 % de predominancia de fibras como lo es la ciudad industrial de Ahvaz en Irán, Lahore en Pakistan dedicada a la industria textil y la ciudad agrícola-industrial de Shihezi en China con densidades de población de 5.385 hab/km², 14.450 hab/km², y 1.033 hab/km² respectivamente (Khan *et al.*, 2012; Liu *et al.*, 2022; Nematollahi *et al.*, 2022; Rafique *et al.*, 2022). Estos resultados sugieren que tanto la actividad y flujo humano, además de actividades comerciales son las principales fuentes de contaminación de MPs, con una contribución significativa de fibras. La erosión de textiles sintéticos, sumada a la deposición atmosférica de fibras, se destaca como un factor clave en la dispersión de MPs en el ambiente urbano (Liu *et al.*, 2022).

Figura 3. Abundancia promedio de microplásticos (MPs) en 174 muestras de suelo urbano de Chillán categorizadas según morfología en fragmentos y fibras.



Al analizar la concentración de MPs en los suelos urbanos de Chillán, se obtuvo un valor promedio de 0,062 % (p/p) (Tabla 2). Sin embargo, se observó una notable variabilidad en las muestras: el 25 % de las mismas presentaron concentraciones

iguales o inferiores a 0,003 % (p/p), mientras que el 75 % de las muestras analizadas alcanzaron concentraciones de hasta 0,02 % (p/p). Estos resultados indican que la mayoría de las muestras presentaron concentraciones relativamente bajas de MPs cuando se expresaron en masa de MPs (% p/p). Al comparar la concentración promedio de MPs en Chillán con la de Sídney en Australia, podemos determinar que la de Chillán es aproximadamente el doble de la concentración más baja encontrada en un suelo de la zona industrial de Sídney. Según Fuller y Gautam (2016), las concentraciones de MPs en los suelos de Sídney oscilan entre 0,03 % (p/p) en suelos con baja contaminación y hasta 6,7 % (p/p) en suelos industriales altamente contaminados. Este contraste resalta la menor intensidad de contaminación por MPs en Chillán en comparación con suelos industriales severamente afectados. Sin embargo, estos niveles siguen siendo significativos en el contexto urbano. Al comparar la densidad poblacional de Sídney (2.168 hab/km²) (Garden y Jalaludin) con Chillán (390 hab/km²) podemos evidenciar una mayor presencia de MPs en suelos de Sídney la que estaría relacionada por su mayor densidad poblacional y mayor actividad humana.

Tabla 2. Resumen de Estadísticas de la concentración de microplásticos (MPs) presente en el suelo urbano de la ciudad de Chillán.

Elemento en matriz	Min	Q1	Media	Q3	Max
Concentración de MPs (% p/p)	0,00	0,003	0,062	0,02	2,12

Abreviación: Min es mínimo, Q1 es primer cuartil, Q3 es tercer cuartil, Max es Máximo.

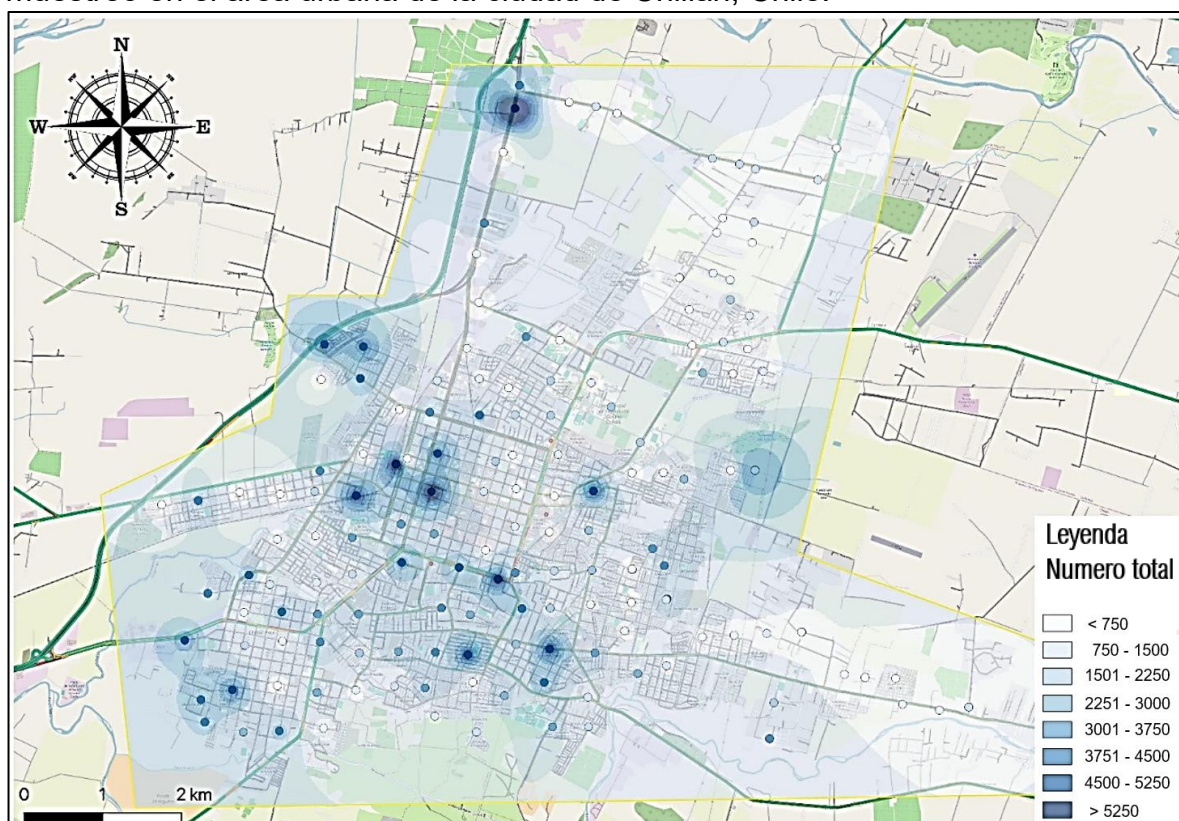
Distribución espacial de MPs en suelos urbanos de la ciudad de Chillán.

El análisis del mapa de MPs en Chillán (Figura 4) mostró una alta variabilidad en su abundancia según la zona. Las mayores concentraciones se encontraron en áreas comerciales, de expansión urbana y cercanas a la Ruta 5 Sur, superando las 4.500 partículas kg⁻¹. En contraste, las zonas residenciales de baja densidad presentaron menor abundancia de MPs, con valores inferiores a 1.500 partículas kg⁻¹.

Este hallazgo coincide con otros estudios, como en la ciudad de Cyberjaya en Malasia, donde se observó que las zonas con mayor tránsito y actividad constructiva tenían una mayor abundancia de MPs en los suelos (Praveena *et al.*, 2024).

Asimismo, se ha reportado que áreas industriales y turísticas presentan niveles más altos de contaminación por MPs (Chen *et al.*, 2022). Estos resultados demuestran el impacto de las actividades antropogénicas y como estas son determinantes de la contaminación por MPs en entornos urbanos. Estudiar tanto la abundancia como la concentración es muy relevante debido a que se ha demostrado que los MPs se acumulan en el tiempo. Chandrakanthan *et al.* (2024) demostró que en los últimos 10 años se produjo un aumento significativo en la abundancia de MPs en todos los suelos muestreados en la ciudad de Arizona en Estados Unidos, este incremento es atribuido a los flujos de deposición y a la degradación de plásticos más grandes en partículas más pequeñas.

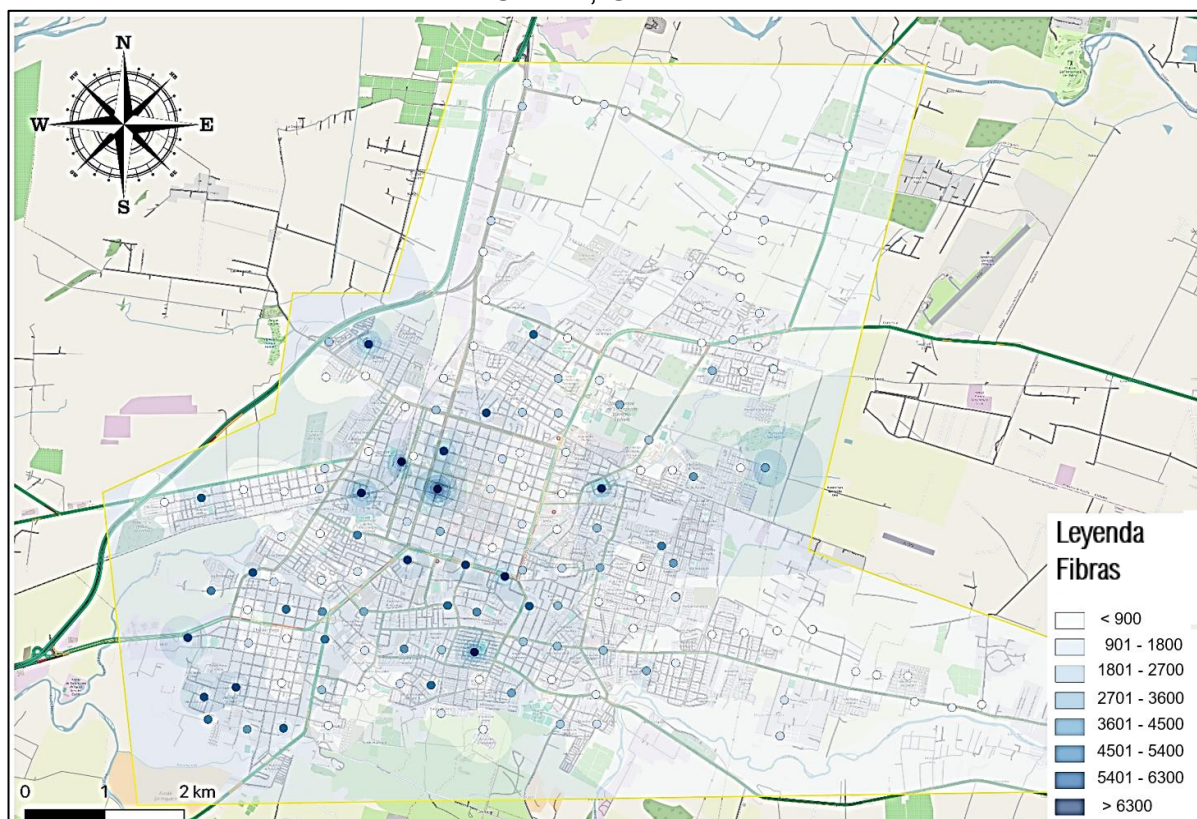
Figura 4. Abundancia total de microplásticos (MPs) encontrados por punto de muestreo en el área urbana de la ciudad de Chillán, Chile.



El análisis detallado de la distribución de la abundancia de MPs en el área urbana de Chillán mostró que las fibras son más abundantes en las zonas comerciales, caracterizadas por un alto flujo de personas, y en áreas residenciales con alta

densidad habitacional. En estas zonas, las concentraciones superaron las 4.500 partículas kg^{-1} (Figura 5). En contraste, las áreas residenciales de baja densidad habitacional presentaron concentraciones considerablemente menores, inferiores a 900 partículas kg^{-1} . Las fibras MPs tienen su origen principal en textiles, como prendas de vestir (Rimondi *et al.*, 2022), y su mayor abundancia en zonas comerciales está vinculada al tránsito de personas y actividades comerciales intensivas (Liu *et al.*, 2022). Este patrón sugiere una relación directa entre el uso de textiles sintéticos y la dispersión de fibras en entornos urbanos densamente poblados.

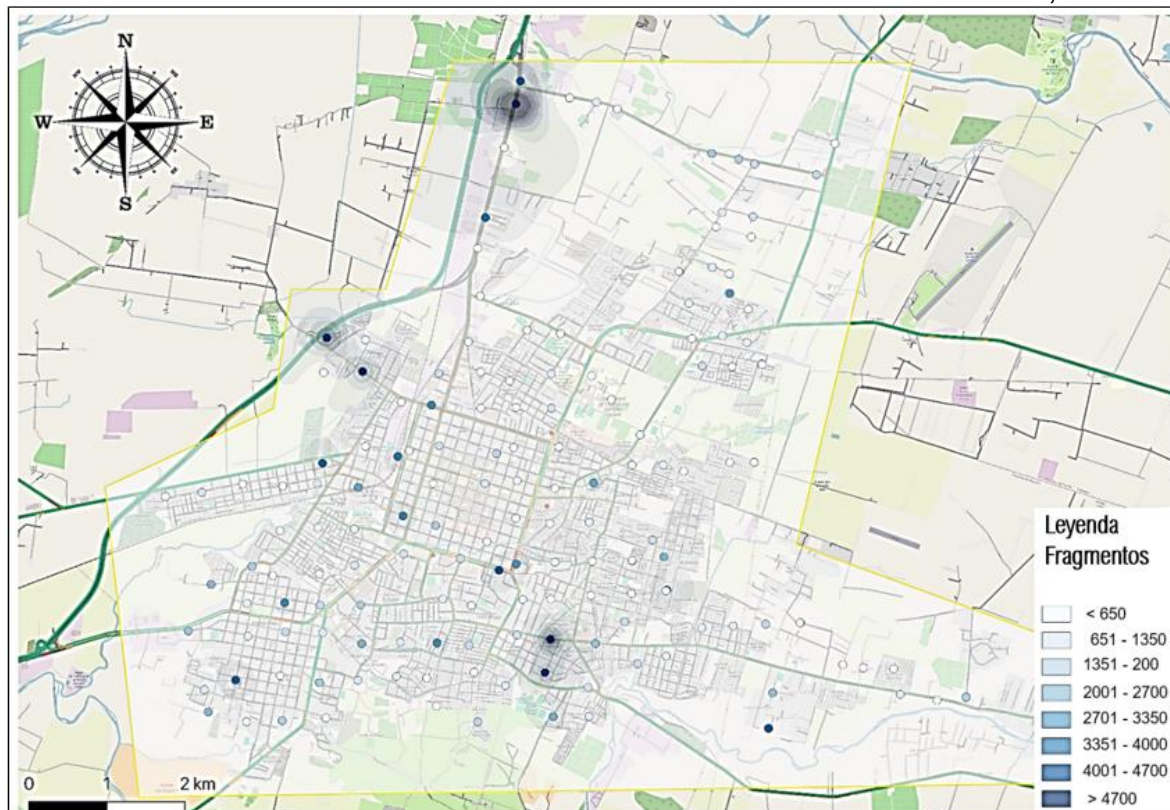
Figura 5. Abundancia de microfibras plásticas encontradas por punto de muestreo en el área urbana de la ciudad de Chillán, Chile.



Por otro lado, el análisis detallado de la distribución de fragmentos en el área urbana de Chillán reveló que esta clasificación de MPs son más abundantes en suelos aledaños a la Longitudinal 5 sur, en el acceso norte a la ciudad de Chillán, en principales avenidas y en sectores aledaños a la feria libre "Persa San Rafael" con

abundancias mayores a 4.000 partículas kg^{-1} (Figura 6). Estos resultados concuerdan con estudios previos en la ciudad de Ahvaz en Irán la cual es una ciudad industrial ligada a la industria petrolera con una densidad poblacional de 5.385 hab/km^2 , en donde la contaminación por MPs en los suelos respondió a diversas actividades antropogénicas como lo son el tráfico vehicular y actividades comerciales que implican el uso de bolsas plásticas (Nematollahi *et al.*, 2022). Los microfragmentos derivan de plásticos de mayor tamaño, como neumáticos, films agrícolas, bolsas plásticas y envases, que se fragmentan debido a efectos físicos y químicos convirtiéndose en MPs (Riveros *et al.*, 2022). Por otro lado, zonas residenciales con baja densidad habitacional muestran menor abundancia de MPs registrando valores menores a 650 partículas kg^{-1} , demostrando que zonas urbanas con bajo tráfico humano tienen menor contaminación de MPs.

Figura 6. Abundancia de microfragmentos plásticos encontrados por punto de muestreo en el área urbana de la ciudad de Chillán, Chile.



Análisis cromático de MPs en Chillán.

La Figura 7 muestra la distribución de colores de los MPs aislados desde suelo urbano de Chillán, tanto para fibras como para fragmentos. En este estudio se pudo evidenciar una amplia variedad en colores por lo que se agruparon en 14 categorías. La importancia de estudiar este parámetro es que la diversidad de colores en los MPs refleja la diversidad de las fuentes de contaminación de estos MPs (Liu *et al.*, 2022). En el caso de las fibras, el negro fue el color estadísticamente más predominante, representando el 63,1 % de las fibras totales. El color rojo fue el segundo estadísticamente más abundante, con un 15,6 %. Otros colores, como celeste, azul, amarillo, verde, blanco, rosado, café y púrpura, tienen porcentajes mucho menores, oscilando entre el 0,7 % y el 3,5 %. Los demás colores presentes en cantidades muy bajas.

Para los fragmentos, al igual que las fibras, el color negro fue el color significativamente más frecuente, representando el 42,3 % del total. El color celeste representó un 20,8 %, seguido por amarillo con 7,5 % y blanco con 5,4 %, sin embargo, no hubo diferencias significativas entre estos 3 colores. Los colores menos comunes en los fragmentos incluyen plomo y púrpura con valores inferiores al 1 %.

Estos resultados concuerdan con estudios hechos en otras áreas urbanas. Rimondi *et al.* (2022) evidenció que los colores negro y celeste eran dominantes en MPs. Por otro lado, Liu *et al.* (2022) encontró también que el negro era el color dominante en suelo urbano de China (37,1 %) seguido por el color rojo (18 %). Incluso en el estudio de Chen *et al.* (2022), encontraron que suelos urbanos tenían más del 90 % de MPs negros, encontrando muy pocos coloreados. Los colorantes se han añadido ampliamente en la producción de plásticos de consumo para aumentar la atractividad de los productos plásticos. Sin embargo, estos colorantes pueden liberarse en el medio ambiente durante su descomposición e ir variando su coloración (Liu *et al.*, 2022). La diversidad cromática puede indicar fuentes específicas, aunque la fotodegradación y exposición ambiental pueden alterar la pigmentación original, complicando la identificación precisa de su procedencia mediante análisis cromático.

Figura 7. Porcentaje de colores de fibras observados en suelos de la ciudad de Chillán, Chile.

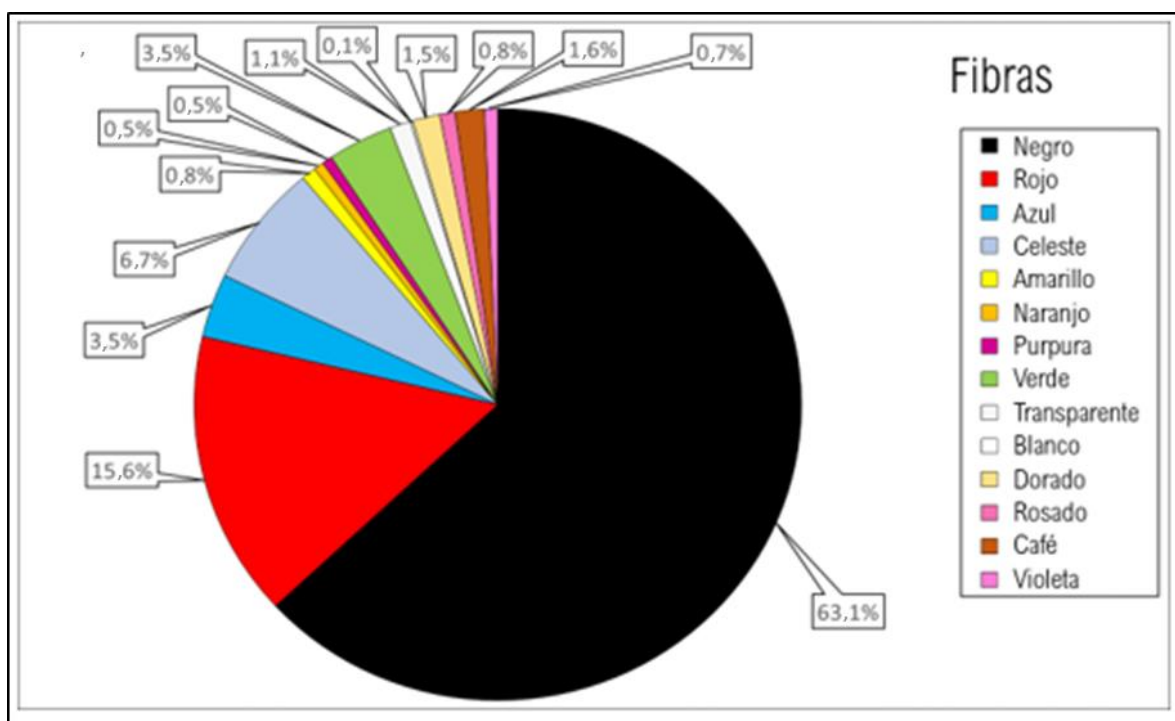
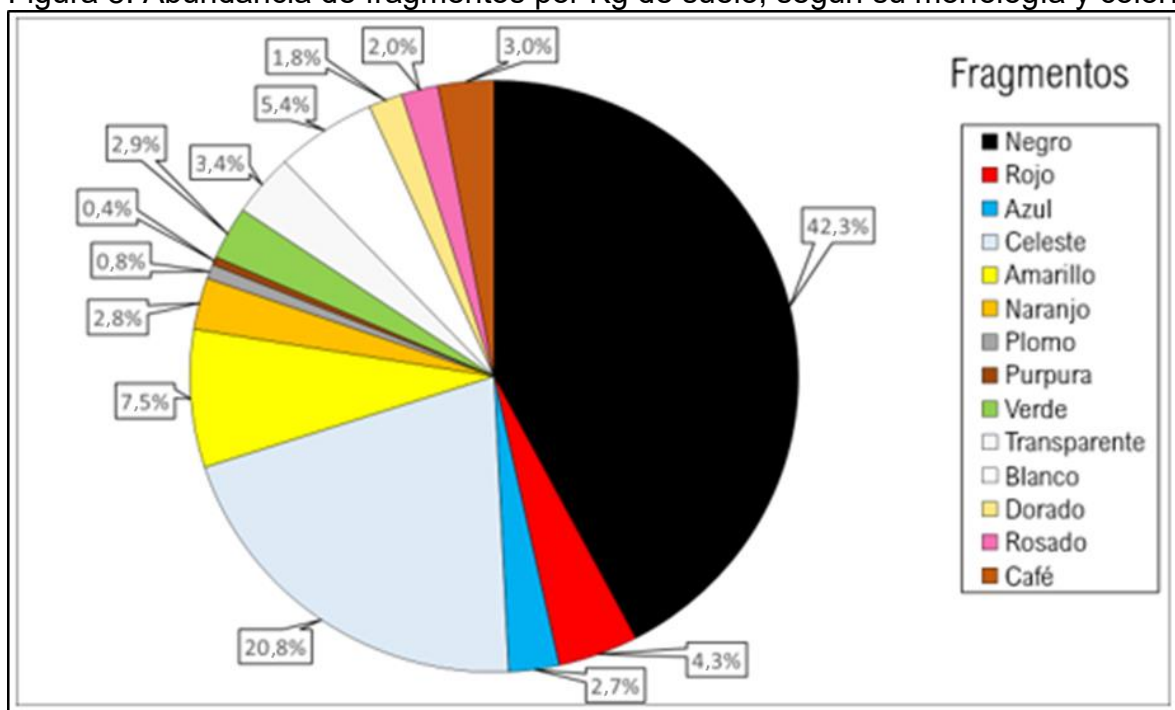


Figura 8. Abundancia de fragmentos por Kg de suelo, según su morfología y color.



CONCLUSIONES

1. En el análisis de la morfología se pudo determinar que la mayor cantidad de MPs presentes en suelos eran microfibras (68 %) versus fragmentos (32 %). El análisis espacial demostró predominancia de fibras en el centro de la ciudad, donde existe mayor cantidad de actividades comerciales y, por ende, flujo de personas probablemente usando textiles sintéticos. También se observó una mayor presencia de fibras en zonas con alta densidad de viviendas. Por otro lado, los fragmentos se presentaron en mayor abundancia en zonas cercanas a la longitudinal 5 sur, en avenidas y en la feria libre “Persa San Rafael”, evidenciando contaminación por desechos agrícolas, de autos y basura que termina fragmentándose y transformándose en MPs.
2. La concentración promedio de MPs en suelo fue de 0,062 % (p/p), sin embargo, los datos mostraron gran variabilidad, con muestras de suelo con 0 % y la máxima con 2,12 % (p/p). Respecto a la abundancia, este dato mostró gran variabilidad tanto en fibras como fragmentos, alcanzando las 6.300 y 4.700 MPs kg^{-1} , respectivamente. Este estudio demostró que la ciudad de Chillán en su zona urbana tiene suelo contaminado con MPs, sin embargo, hay zonas más afectadas que otras.
3. El análisis por espectro cromático determinó una mayor proporción de MPs de color negro, tanto en fibras como fragmentos. Esto evidenciaría un posible origen desde textiles negros ampliamente usados por la población, además de fragmentos atribuibles a bolsas de basura, mulch agrícolas, desgaste de neumáticos, entre otros.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

1. Al-azzawi, M.S., O. Knoop, J.E. Drewes. 2022. Validation of sample preparation methods for small microplastics ($\leq 10 \mu\text{m}$) in wastewater effluents. *Chemical Engineering Journal*, 446,137082.
2. Aragaw, T.A., B.A. Mekonnen. 2021. Distribution and impact of microplastics in the aquatic systems: a review of ecotoxicological effects on biota. *Microplastic Pollution*, Springer, Singapore, pp. 65.

3. Auta, H.S., C.U. Emenike, S.H. Fauziah. 2017. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: a review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment international*. 102, 165.
4. Cao, Y., M. Zhao, X. Ma, Y. Song, S. Zuo, H. Li, W. Deng. 2021. A critical review on the interactions of microplastics with heavy metals: mechanism and their combined effect on organisms and humans. *Science of the Total Environment*, 788, 147620.
5. Casabianca, S., S. Capellacci, M.G. Giacobbe, C. Dell'Aversano, L. Tartaglione, F. Varriale, R. Narizzano, F. Risso, P. Moretto, A. Dagnino, R. Bertolotto, E. Barbone, N. Ungaro, & A. Penna. 2019. Plastic-associated harmful microalgal assemblages in marine environment. *Environmental Pollution*, 244, 617–626. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.110>.
6. Celis, J.E., J.R. Morales, C.A. Zaror, J.C. Inzunza 2004. A study of the particulate matter PM10 composition in the atmosphere of Chillán, Chile. *Chemosphere*. 54, 541.
7. Chandrakanthan, K., M. P Fraser, P. Herckes. 2024. Microplastics are ubiquitous and increasing in soil of a sprawling urban area, Phoenix (Arizona). *Science of The Total Environment*, 906, 167617.
8. Chen, H., Y. Chen, Y. Xu, Xiao, C. Liu, J. Wu, R. X. Guo. 2022. Different functional areas and human activities significantly affect the occurrence and characteristics of microplastics in soils of the Xi'an metropolitan area. *Science of the Total Environment*, 852, 158581.
9. Clavijo-Palacios, C., N. Cuvi. 2017. La sustentabilidad de las huertas urbanas y periurbanas con base agroecológica: el caso de Quito. *Letras Verdes. Letras Verdes, Revista Latinoamericana de Estudios Socioambientales*, 21, 68.
10. Coppock, R.L., M. Cole, P. Lindeque, A. Queirós, T.A. Galloway. 2017. Small-scale, portable method for extracting microplastics from marine sediments. *Environmental Pollution*, 230, 829.
11. Corradini, F., F. Casado, V. Leiva, E. Huerta-Iwanga, V. Geissen. 2021. Microplastics occurrence and frequency in soils under different land uses on a regional scale. *Science of the Total Environment*, 752, 141917.
12. Cox, K.D., G. Covernton, H. Davies, J. Dower, F. Juanes, S. Dudas. 2019. Human consumption of microplastics. *Environmental science & technology*, 53, 7068–7074.

13. De Falco, F., M. Cocca, M. Avella, & R. C. Thompson. 2020. Microfiber release to water, via laundering, and to air, via everyday use: a comparison between polyester clothing with differing textile parameters. *Environmental science & technology*, 54(6), 3288-3296.
14. De Souza, A.A., W. Kloas, C. Zarfl, S. Hempel, M.C. Rillig. 2018. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global change biology*, 24, 1405.
15. Deocarís, C.C., J.O. Allosada, L.T. Ardiente, L.G.G. Bitang, C.L. Dulohan, J.K.I. Lapuz, L.M. Padilla, V.P. Ramos, J.B.P. Padolina. 2019. Occurrence of microplastic fragments in the Pasig River. *H2Open Journal*, 2(1), 92–100.
16. Duis, K., and A. Coors. 2016. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. In *Environmental Sciences Europe Vol. 28, Issue 1*, pp. 1–25. Springer Verlag. <https://doi.org/10.1186/s12302-015-0069-y>.
17. Fuller, S., and A. Gautam. 2016. A procedure for measuring microplastics using pressurized fluid extraction. *Environmental science & technology*, 50(11), 5774-5780.
18. Garden, F.L., and B.B. Jalaludin. 2009. Impact of urban sprawl on overweight, obesity, and physical activity in Sydney, Australia. *Journal of Urban Health*, 86, 19-30.
19. Guo, J.J., X.P. Huang, L. Xiang, Y.Z. Wang, Y.W. Li, H. Li, Q.Y. Cai, C.H. Mo, M.H. Wong. 2020. Source, migration and toxicology of microplastics in soil. *Environment international*, 137, 105263.
20. Guzzetti, E., A. Sureda, S. Tejada, C. Faggio. 2018. Microplastic in marine organism: Environmental and toxicological effects. *Environmental toxicology and pharmacology*, 64, 164.
21. Halden, R. U. 2010. Plastics and health risks. In *Annual Review of Public Health* (Vol. 31, pp. 179–194). <https://doi.org/10.1146/annurev.publhealth.012809.103714>.
22. Hanvey, J.S., P.J. Lewis, J.L. Lavers, N.D. Crosbie, K. Pozo, B.O. Clarke. 2017. A review of analytical techniques for quantifying microplastics in sediments. *Analytical Methods*, 9, 1369.

23. He, D., Y. Luo, S. Lu, M. Liu, Y. Song, L. Lei. 2018. Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks. *Trac Trends in Analytical Chemistry*, 109, 163.
24. Henry, B., K. Laitala, and I. G. Klepp. 2019. Microfibres from apparel and home textiles: Prospects for including microplastics in environmental sustainability assessment. *Science of the total environment*, 652, 483-494.
25. Hidalgo-Ruz, V., L. Gutow, R. C. Thompson, and M. Thiel. 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental science & technology*, 46(6), 3060-3075.
26. Hodson, M. E., C. A. Duffus-Hodson, A. Clark, M. T. Prendergast-Miller, and K. L. Thorpe. 2017. Plastic Bag Derived-Microplastics as a Vector for Metal Exposure in Terrestrial Invertebrates. *Environmental Science and Technology*, 51(8), 4714–4721. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00635>.
27. Jahandari, A. 2023. Microplastics in the urban atmosphere: Sources, occurrences, distribution, and potential health implications. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 12, 100346.
28. Jambeck, J.R., R. Geyer, C. Wilcox, T.R. Siegler, M. Perryman, A. Andrady, R. Narayan, K.L. Law. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347, 768.
29. Khan, N.Y., N. Ghafoor, R. Iftikhar, M. Malik, 2012. Urban annoyances and mental health in the city of Lahore, Pakistan. *Journal of urban affairs*, 34(3), 297-315.
30. Kuttralam-Muniasamy, G., F. Pérez-Guevara, I.Elizalde-Martínez, V.C. Shruti. 2020. Branded milks–Are they immune from microplastics contamination? *Science of the Total Environment*, 714, 136823.
31. Kuttralam-Muniasamy, G., V.C. Shruti, F. Pérez-Guevara, P.D. Roy. 2023. Microplastic diagnostics in humans: “The 3Ps” Progress, problems, and prospects. *Science of the Total Environment*, 856, 159164.
32. Liu, X., S. He, Y. Tong, Z. Liu, W. Li, N. Xiayihazi, , J. Lu. 2022. Microplastic pollution in urban green-belt soil in Shihezi City, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(39), 59403-59413.

33. Lots, F. A., P. Behrens, M.G. Vijver, A. A. Horton, and T. Bosker. 2017. A large-scale investigation of microplastic contamination: abundance and characteristics of microplastics in European beach sediment. *Marine pollution bulletin*, 123(1-2), 219-226.
34. Maaß, S., L. Van Schaik, A.J.D. Ferreira, N. Alexandre, V. Geissen. 2017. Transport of microplastics by two collembolan species. *Environmental Pollution*, 225, 456.
35. Microplastics in drinking-water. (n.d.).
36. Moser, H. W., K.D. Smlth, A. B. Moser, and R. Koike. 1996. A. Poulos, L~pids. In *Proc. Natl. Acad, Sci U.S.A* (Vol. 271, Issue 9). Wiley-Liss. www.sciencemag.org
37. Nematollahi, M. J., B. Keshavarzi, F. Mohit, F. Moore, R. Busquets. 2022. Microplastic occurrence in urban and industrial soils of Ahvaz metropolis: a city with a sustained record of air pollution. *Science of The Total Environment*, 819, 152051.
38. Nizzetto, L., G. Bussi, M.N. Futter, D. Butterfield, P.G. Whitehead. 2016. A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 18, 1050.
39. Paredes-Osses, E., K. Pozo, A. Opazo-Capurro, P. Bahamonde, J.R. Cabrera-Pardo. 2021. Microplastics pollution in Chile: current situation and future prospects. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 796989.
40. Plastics-Europe. 2023. *Plastics – the fast Facts 2023*.
41. Pozo, K., W. Urbina, V. Gómez, M. Torres, D. Nuñez, P. Příbylová, O. Audy, B. Clarke, A. Arias, N. Tombesi, Y. Guida, and J. Klánová. 2020. Persistent organic pollutants sorbed in plastic resin pellet — “Nurdles” from coastal areas of Central Chile. *Marine Pollution Bulletin*, 151. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110786>.
42. Praveena, S. M., N. M. N. M. Zaidi, A. L. Nafisyah, H. G. Lingaraju. 2024. Microplastics in Urban Soils from Different Land Use Activities of Cyberjaya (Malaysia): Exploring Occurrence, Relationships, Sources and Pollution Level. *Land Degradation & Development*.
43. Qi, Y., Yang X., A.M. Pelaez, E.H. Lwanga, N. Beriot, H. Gertsen, P. Garbeva,

- V. GEISSEN. 2018. Macro-and micro-plastics in soil-plant system: Effects of plastic mulch film residues on wheat (*Triticum aestivum*) growth. *Science of the Total Environment*, 645, 1048.
44. Qi, Y., Ossowicki, A., X. Yang, E. Huerta Lwanga, F. Dini-Andreote, V. Geissen, and P. Garbeva. 2020. Effects of plastic mulch film residues on wheat rhizosphere and soil properties. *Journal of Hazardous Materials*, 387. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121711>.
45. Qiu, Q., Z. Tan, J. Wang, J. Peng, M. Li, Z. Zhan. 2016. Extraction, enumeration and identification methods for monitoring microplastics in the environment. *Estuarine, Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 176, 102.
46. Radford, F., L. Zapata-Restrepo, A. Horton, M. Hudson, P. Shaw, I. Williams. 2021. Developing a systematic method for extraction of microplastics in soils. *Analytical Methods*, 13, 1695.
47. Rafique, A., M. Irfan, M. Mumtaz, and A. Qadir. 2020. Spatial distribution of microplastics in soil with context to human activities: a case study from the urban center. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192, 1-13.
48. Rate, A.W. 2022. Urban ecosystems: Soils and the rise and fall of cities. *Urban Soils: Principles and Practice*, Springer, Singapore, pp. 1.
49. Rillig, M.C. 2012. Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil? *Environmental science & technology*, 46, 6453.
50. Rimondi, V., A. Monnanni, E. De Beni, G. Bicocchi, D. Chelazzi, A. Cincinelli, P. Costagliola. 2022. Occurrence and quantification of natural and microplastic items in urban streams: The case of Mugnone Creek (Florence, Italy). *Toxics*, 10(4), 159.
51. Riveros, G., H. Urrutia, J. Araya, E. Zagal, M. Schoebitz. 2022. Microplastic pollution on the soil and its consequences on the nitrogen cycle: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(6), 7997-8011.
52. Selvam, S., K. Jesuraja, S. Venkatramanan, P.D. Roy, V.J. Kumari. 2021. Hazardous microplastic characteristics and its role as a vector of heavy metal in groundwater and surface water of coastal south India. *Journal of Hazardous Materials*, 402, 123786.
53. Stapleton, P. 2021. Microplastic and nanoplastic transfer, accumulation, and

toxicity in humans. *Current opinion in toxicology*, 28, 62.

54. Talsness, C.E., A.Andrade, S. Kuriyama, J.Taylor, F. Vom Saal. 2009. Components of plastic: experimental studies in animals and relevance for human health. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364, 2079.
55. Valdés-Pineda, R., R. Pizarro, P. García-Chevesich, J.B. Valdés, C. Olivares, M. Vera, F. Balocchi, F. Pérez, C. Vallejos, R. Fuentes, A. Abarza, B. Helwig. 2014. Water governance in Chile: Availability, management and climate change. *Journal of Hydrology*, 519, 2538.
56. Wong, J.K.H., K. Lee, K. Tang, P. Yap. 2020. Microplastics in the freshwater and terrestrial environments: Prevalence, fates, impacts and sustainable solutions. *Science of the Total Environment*, 719, 137512.
57. Woodall, L.C., A. Sanchez-Vidal, M. Canals, G.L. Paterson, R. Coppock, V. Sleight, A. Calafat, A.D. Rogers, B.E. Narayanaswamy, R.C. Thompson. 2014. The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society open science*, 1, 140317.
58. Xiang, Y., L. Jiang, Y. Zhou, Z. Luo, D. Zhi, J. Yang, and S. S. Lam. 2022. Microplastics and environmental pollutants: Key interaction and toxicology in aquatic and soil environments. *Journal of Hazardous Materials*, 422. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126843>.
60. Zhao, D., L. Shao, J. Li, L. Shen. 2024. Spatial-Performance Evaluation of Primary Health Care Facilities: Evidence from Xi'an, China. *Sustainability*, 16(7), 2838.