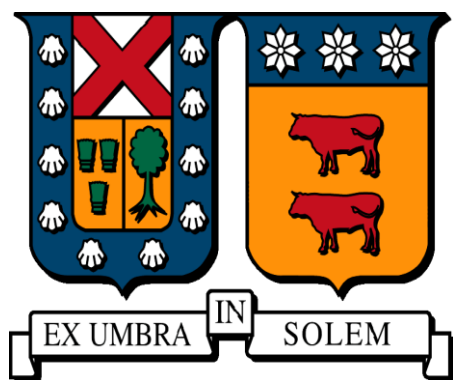


UNIVERSIDAD TÉCNICA FEDERICO SANTA MARÍA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA Y AMBIENTAL
SANTIAGO – CHILE



**“EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN POR
MICROPLÁSTICOS EN LA LAGUNA DE CAHUIL Y
ESTUDIO EXPLORATORIO EN LA
DESEMBOCADURA DEL RÍO MAIPO”**

CHRISTIAN IGNACIO CENDOYA BURUCHAGA

MEMORIA DE TITULACIÓN PARA OPTAR AL TÍTULO DE
INGENIERO CIVIL QUÍMICO

GUÍA: **PAULA GUERRA**
CO-REFERENTE: **KARINA SOTO**
CO-REFERENTE: **DIEGO AMBIADO**

SANTIAGO DE CHILE
ENERO-2026



CONSTANCIA DE VALIDACIÓN Y CONFIDENCIALIDAD DE MONOGRAFÍA A REPOSITORIO ACADÉMICO

1.- IDENTIFICACIÓN DEL TRABAJO ACADÉMICO

Tipo de monografía (marcar una opción): ☒ Memoria o trabajo de título ☐ Tesis de Postgrado

Título del trabajo: Evaluación de la contaminación por microplásticos en la laguna de Cahuil y estudio exploratorio en la desembocadura del río Maipo

Nombre del candidato(a): Christian Ignacio Cendoya Buruchaga

Carrera / Grado: Ingeniería Civil Química

Campus: San Joaquín

Departamento: Ingeniería Química y Ambiental

2.- VALIDACIÓN DEL PROFESOR GUÍA/DIRECTOR DE TESIS

Yo, Paula Alejandra Guerra Pinto, en mi calidad de profesor(a) guía/director(a) del trabajo académico mencionado anteriormente **DEJO CONSTANCIA** que:

- He revisado esta versión del documento y corresponde a la versión final aprobada del trabajo.
- El trabajo cumple con los requisitos académicos y de formato establecidos por la institución.

3.- EVALUACIÓN DE CONFIDENCIALIDAD POR PROPIEDAD INDUSTRIAL (marcar una opción)

☒ El trabajo **NO contiene** información que amerite confidencialidad y puede ser publicado de inmediato en repositorio con acceso abierto.

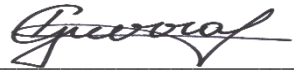
☐ El trabajo **CONTIENE** información con potenciales implicancias de propiedad industrial o intelectual y requiere un periodo de confidencialidad (**embargo**) por (**marcar una opción**):

☐ 6 meses ☐ 12 meses ☐ 2 años ☐ 3 años ☐ 5 años ☐ 10 años

Fundamentación de la necesidad de confidencialidad (obligatorio si se solicita embargo):

4.- FIRMAS

Profesor(a) guía o director(a) de memoria o tesis:

Fecha: 10/03/2026 **Firma:** 

Estudiante o Candidato(a):

Fecha: 27/01/2026 **Firma:** 

Este formulario debe ser insertado como página 2 de la memoria o tesis, completado y firmado por estudiante y profesor(a) antes de la entrega en portal PRISMA de Biblioteca USM.

Resumen ejecutivo

El aporte sostenido de residuos plásticos a los cuerpos de agua ha generado la acumulación de microplásticos (MP), partículas menores a 5 mm originadas por la degradación de plásticos de mayor tamaño. Pese a su creciente estudio a nivel mundial, la información sobre su presencia, distribución y dinámica en ecosistemas acuáticos en Chile sigue siendo limitada.

En este contexto, la presente investigación evaluó la presencia y distribución de MP en sistemas estuarino-lagunares de la zona central de Chile mediante un diseño en dos fases complementarias. En una primera etapa, se desarrolló una campaña exploratoria en la desembocadura del río Maipo para confirmar su presencia y validar la metodología de muestreo y procesamiento. Posteriormente, esta fue aplicada en la laguna costera de Cahuil, un sistema que alterna entre condiciones estuarinas y lagunares según la apertura y cierre de la barra litoral, permitiendo analizar la influencia de dicha transición hidrodinámica sobre la distribución de MP en la columna de agua.

El muestreo se realizó con botella Niskin a profundidades relativas del 25 % y 75 % de la columna de agua. La etapa exploratoria se desarrolló con volúmenes reducidos, mientras que en Cahuil se implementó una estrategia de mayor escala. El material recolectado fue procesado mediante digestión química, separación por densidad y análisis microscópico, con controles de calidad que sustentaron la exclusión de fibras del análisis cuantitativo.

En la desembocadura del río Maipo se identificaron 4 MP, correspondientes a una abundancia media preliminar de $444,4 \pm 192,5 \text{ items}/m^3$. En la laguna de Cahuil se identificaron 103 MP, con una abundancia media de $215,7 \pm 44,2 \text{ items}/m^3$, observándose variaciones asociadas a la profundidad y a la condición hidrodinámica. Bajo condición lagunar, las mayores abundancias se registraron en estratos superficiales, mientras que durante la condición estuarina se observó un incremento de la abundancia en profundidad, asociado a procesos de resuspensión inducidos por el aumento de la energía del flujo. En contraste, no se evidenció un gradiente longitudinal claro a la escala analizada.

En Cahuil, las abundancias de MP se sitúan dentro del rango bajo a moderado a nivel global. No obstante, son relativamente superiores a las reportadas en algunos sistemas con mayor presión antrópica. Este patrón sugiere que, pese a la limitada intervención humana directa, el cierre estacional de la barra litoral actúa como un mecanismo físico relevante en la retención y acumulación local de MP a lo largo del tiempo.

Abstract

The sustained contribution of plastic waste to water bodies has led to the accumulation of microplastics (MP), particles smaller than 5 mm originating from the degradation of larger plastics. Despite growing global research, information on their presence, distribution, and dynamics in aquatic ecosystems in Chile remains limited.

In this context, the present research evaluated the presence and distribution of MP in estuarine-lagoon systems in central Chile using a two-phase complementary design. In the first stage, an exploratory campaign was carried out at the mouth of the Maipo River to confirm their presence and validate the sampling and processing methodology. Subsequently, this was applied in the coastal lagoon of Cahuil, a system that alternates between estuarine and lagoon conditions depending on the opening and closing of the coastal bar, allowing the influence of this hydrodynamic transition on the distribution of MP in the water column to be analyzed.

Sampling was carried out with a Niskin bottle at relative depths of 25% and 75% of the water column. The exploratory stage was carried out with reduced volumes, while a larger-scale strategy was implemented in Cahuil. The collected material was processed by chemical digestion, density separation, and microscopic analysis, with quality controls that supported the exclusion of fibers from the quantitative analysis.

At the mouth of the Maipo River, 4 MP were identified, corresponding to a preliminary average abundance of $444,4 \pm 192,5 \text{ items}/m^3$. In the Cahuil lagoon, 103 MP were identified, with an average abundance of $215,7 \pm 44,2 \text{ items}/m^3$, with variations associated with depth and hydrodynamic conditions. Under lagoon conditions, the highest abundances were recorded in surface strata, while under estuarine conditions, an increase in abundance was observed at depth, associated with resuspension processes induced by increased flow energy. In contrast, no clear longitudinal gradient was evident at the scale analyzed.

In Cahuil, PM abundances are in the low to moderate range globally. However, they are relatively higher than those reported in some systems with greater anthropogenic pressure. This pattern suggests that, despite limited direct human intervention, the seasonal closure of the coastal bar acts as a relevant physical mechanism in the retention and local accumulation of PM over time.

Agradecimientos

En primer lugar, agradezco a mi profesora guía, Paula Guerra, y a mis profesores correferentes, Karina Soto y Diego Ambiado, por brindarme la oportunidad de participar en esta investigación y por su constante orientación académica a lo largo de las distintas etapas que la conformaron. Asimismo, expreso mi agradecimiento a todas las personas que colaboraron en la realización de las campañas de terreno en Cahuil y el Maipo, ya que la recolección de muestras constituyó una tarea exigente, en la que siempre hubo personas dispuestas a apoyar el trabajo en terreno. De igual manera, agradezco a quienes me brindaron apoyo académico durante el trabajo de laboratorio, orientándome para que tomara siempre las mejores decisiones.

De igual forma, agradezco a mis compañeros, con quienes compartí todo este proceso y cuya motivación fue clave para poder concluir esta exigente etapa. Finalmente, y no menos importante, agradezco a mi familia, que estuvo siempre presente y confió en mí desde el momento en que tomé la decisión de iniciar esta carrera universitaria.

Abreviaturas y Siglas

CN: Control Negativo

CTD: Conductividad, Temperatura y Profundidad

DBO: Demanda Biológica de Oxígeno

$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$: Sulfato ferroso heptahidratado

FTIR: Espectroscopía Infrarroja por Transformada de Fourier

H_2O_2 : Peróxido de hidrógeno

IDH: Índice de desarrollo humano

MADH: Muy alto desarrollo humano

MaP: Macroplásticos

MeP: Mesoplásticos

MMA: Ministerio del Medio Ambiente

MP: Microplásticos

NaBr: Bromuro de sodio

NOAA: Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (Estados Unidos)

NP: Nanoplásticos

SHOAA: Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile

SSC: Concentración de sedimentos suspendidos

Tabla de Contenido

Capítulo 1 INTRODUCCIÓN	12
Capítulo 2 OBJETIVOS	14
2.1 Objetivo General.....	14
2.2 Objetivos Específicos	14
Capítulo 3 MARCO TEÓRICO Y CONCEPTUAL	15
3.1 Crecimiento en la producción plástica.....	15
3.2 Origen y clasificación de los microplásticos	16
3.3 Clasificación morfológica y cromática de los microplásticos	17
3.4 Impactos ecotoxicológicos y sanitarios de los microplásticos.....	18
3.5 Rutas de ingreso, interconexión y dinámica de transporte de microplásticos	18
3.6 Procesos que determinan la dinámica de transporte y distribución de microplásticos en ambientes acuáticos	19
3.7 Factores hidrodinámicos y sedimentarios en la distribución de microplásticos en estuarios	21
Capítulo 4 ANTECEDENTES	23
4.1 Caracterización hidrográfica y presión antrópica en la cuenca del río Maipo.....	23
4.2 Caracterización general de la Cuenca Costera Rapel-Estero Nilahue	24
4.3 Presión antrópica asociada a residuos sólidos y sitios potencialmente contaminantes en la cuenca Costera Rapel–Estero Nilahue	26
4.4 Caracterización morfológica y dinámica de la barra litoral de la laguna de Cahuil ..	28
4.5 Relevancia ecológica del Humedal Estero de Nilahue- Laguna de Cahuil	29
Capítulo 5 MATERIALES Y METODOS.....	30
5.1 Procedimiento de campaña exploratoria en el estuario del río Maipo (Objetivo específico 1).....	30

5.1.1	Diseño de campaña del Maipo y zona de muestreo.....	30
5.1.2	Procesamiento de muestras en el laboratorio	31
5.1.3	Pruebas de preparación de solución NaBr.....	32
5.1.4	Definición de tiempo de reposo en separación por densidad	32
5.1.5	Evaluación del volumen de descarte	32
5.1.6	Procedimiento de observación y caracterización física de los microplásticos ...	33
5.2	Campaña y procesamiento de muestras de la laguna de Cahuil (Objetivo específico 2)	34
5.2.1	Zona de muestreo de Cahuil	34
5.2.2	Recolección de muestras en terreno	37
5.2.3	Procesamiento de las muestras de Cahuil.....	38
5.2.4	Cambios en el sistema de decantación de las muestras de Cahuil	41
5.2.5	Prevención de la contaminación de las muestras	42
5.2.6	Controles negativos	42
5.2.7	Alcances y limitaciones metodológicas del estudio	43
5.3	Metodología de revisión bibliográfica y comparación de estudios (Objetivo específico 3)	44
Capítulo 6 RESULTADOS Y DISCUSIÓN		45
6.1	Resultados metodológicos y de detección preliminar de microplásticos en el estuario del río Maipo.....	45
6.1.1	Ajuste de la separación por densidad mediante bromuro de sodio (NaBr)	45
6.1.2	Evaluación del tiempo de reposo en la separación por densidad	46
6.1.3	Evaluación del volumen de descarte de la fracción sedimentaria	47
6.1.4	Detección preliminar de microplásticos en el estuario del río Maipo	47
6.2	Resultados de la campaña de Cahuil.....	48

6.2.1	Resultados de controles negativos y justificación de la exclusión de fibras del análisis cuantitativo	48
6.2.2	Caracterización física de los MP detectados	49
6.2.3	Distribución cromática de los microplásticos y su relevancia ecológica	51
6.2.4	Distribución espacial de los MP en las aguas de Cahuil	52
6.3	Resultados de la comparación de la abundancia de microplásticos en la laguna de Cahuil con otros sistemas lacustres	56
6.3.1	Revisión bibliográfica y normalización de datos	56
6.3.2	Comparación de la abundancia de MP en Cahuil en el contexto regional y global	58
Capítulo 7 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES		60
7.1	Conclusiones	60
7.2	Recomendaciones	61
Referencias		63
Capítulo 8 ANEXOS		72
8.1	Detalle de procesamiento de muestras	72
8.1.1	Materiales y reactivos empleados en el procesamiento de muestras	72
8.1.2	Digestión de materia orgánica	73
8.1.3	Separación por densidad y filtrado	74
8.2	Métodos y materiales de campaña de terreno de Cahuil	74

Índice de Figuras

Figura 3.1: Generación y disposición acumulativa de residuos plásticos (Geyer et al., 2017). ...	15
Figura 3.2: Fuentes y flujos de MP a través de y entre los compartimentos ambientales antropogénicos, terrestres, de agua dulce y marinos (Horton et al., 2017).....	19
Figura 3.3: Principales procesos físicos que afectan el transporte y distribución de MP en el medio acuático (Shamskhany et al., 2021).	20
Figura 4.1: Red hidrológica del Río Maipo (Seremi del Medio Ambiente, 2025).	23
Figura 4.2 Detalle del tramo final del Estero Nilahue y ubicación de la Cuenca Costera Rapel– Estero Nilahue, elaborada a partir de cartografía vectorial de Chile de Biblioteca del Congreso Nacional.	25
Figura 4.3: Contaminación costera por tipo de residuo en playas de la cuenca Rapel–Estero Nilahue adaptado de (Red Latinoamericana de Científicos de la Basura, 2025).	27
Figura 4.4: Sección lacustre del humedal Estero de Nilahue- Laguna de Cahuil (SIMBIO, 2025).	29
Figura 5.1: Ubicación de la estación de muestreo de estudio exploratorio del Maipo, adaptada de Google Earth Pro.....	31
Figura 5.2: Vista aérea de la desembocadura de la laguna de Cahuil en septiembre de 2025: a la izquierda con barra litoral abierta (10–11) y a la derecha cerrada (12–13) (registro en terreno). 35	
Figura 5.3: Localización de las estaciones de muestreo en la desembocadura de la laguna estacional de Cahuil, adaptada de Google Earth Pro.	35
Figura 5.4: Fase de marea asociada a las ventanas temporales de muestreo. El panel superior corresponde a la muestra P1-75-VA y el panel inferior a las estaciones P2 y P3, elaborada a partir de información de la Tabla de Mareas (2025).	37
Figura 5.5: Modificación de sistema de decantación empleado en las muestras de Cahuil (registro en laboratorio).	41
Figura 5.6: Aplicación del CN durante la etapa de digestión de las muestras de Cahuil (registro en laboratorio).	43
Figura 6.1: Comparación del estado inicial y final de la columna tras el periodo de reposo de la muestra M1-75-R2 (registro en laboratorio).	45
Figura 6.2: Comparación del estado final de la columna tras el periodo de reposo de las muestras M1-25-R1 y M1-25-R2 (registro en laboratorio).	46

Figura 6.3: MP detectados en el estudio exploratorio de la desembocadura del río Maipo (elaboración propia).	48
Figura 6.4: Ejemplos representativos de fibras provenientes de contaminación aérea detectadas en los CN 1 (a–c) y 2 (d–f) (elaboracion propia).....	49
Figura 6.5: Ejemplos representativos de MP observados en muestras de la laguna de Cahuil. Las imágenes (a–p) corresponden a fragmentos, (q) a film, (r) a esfera y (s–t) a foam (elaboración propia).	50
Figura 6.6: Evidencia de la respuesta térmica de un MP durante la prueba de la aguja caliente (elaboración propia).	51
Figura 6.7: Distribución porcentual cromática de los MP en las muestras de Cahuil (n = 103). .	51
Figura 6.8: Distribución vertical y espacial de la abundancia promedio de MP en Cahuil (elaboración propia).	52
Figura 6.9: Perfiles de salinidad en la estación P1 en condiciones lagunar y estuarina.	54
Figura 6.11: Distribución de MP no fibrosos en la columna de agua para lagos americanos (elaboración propia).	59
Figura 8.1: Digestión de materia orgánica de muestra (registro en laboratorio).	73
Figura 8.2: CastAway-CTD utilizado para registro de coordenadas, profundidad y perfil de salinidad.	76

Índice de Tablas

Tabla 3.1: Categorías de plásticos por tamaño definidos por estudios de contaminación ambiental (Barnes et al., 2009).	17
Tabla 3.2: Caracterización de las morfologías de los MP (Osorio et al., 2021).	17
Tabla 3.3: Rangos de densidad de polímeros plásticos en relación con agua, sedimentos y su demanda global (Shamskhany et al., 2021).	21
Tabla 3.4: Clasificación del régimen de mezclas con índice de estratificación salina (Priya et al., 2025).	22
Tabla 4.1: Listado de sitios potencialmente contaminantes contenidos en los límites de la cuenca Costeras Rapel–E. Nilahue (MMA, 2022).	26
Tabla 5.1: Registro de hallazgos de partículas MP por muestra en Cahuil.	34
Tabla 5.2: Detalle de los puntos del muestreo en las estaciones de Cahuil.	36
Tabla 5.3: Desglose del procesamiento y características de las muestras de Cahuil.....	40
Tabla 6.1: Índice de estratificación (I_s) calculado mediante la ecuación (1) (Sección 3.8), a partir de los perfiles de salinidad medidos con sonda CastAway-CTD.	54
Tabla 6.2: Abundancia de MP en la columna de agua de sistemas lacustres reportado en América.	57
Tabla 8.1: Listado de materiales para procesamiento de muestras en el laboratorio.	72
Tabla 8.2: Listado de reactivos requerido para el procesamiento de muestras.	72
Tabla 8.3: Listado de materiales utilizado en la campaña de muestreo.	75

Capítulo 1 INTRODUCCIÓN

La producción mundial de plásticos ha experimentado un crecimiento exponencial en las últimas décadas, alcanzando volúmenes que superan la capacidad de gestión de los sistemas de reciclaje y disposición. La mala gestión de los residuos por parte de la sociedad, sumada a la larga vida útil del material, provoca que una fracción considerable termine acumulándose en compartimentos terrestres y acuáticos, donde su persistencia favorece procesos de fragmentación que generan partículas de menor tamaño conocidas como microplásticos (MP) (Geyer et al., 2017). Estas partículas representan una preocupación creciente debido a sus potenciales efectos ecotoxicológicos y sanitarios, al interactuar con organismos a distintos niveles tróficos y actuar como vectores de contaminantes químicos.

En los ambientes acuáticos, los MP pueden encontrarse tanto en suspensión en la columna de agua como en los sedimentos, condicionados por sus propiedades fisicoquímicas (densidad, forma, tamaño) y por la hidrodinámica local. Los estuarios constituyen ecosistemas particularmente vulnerables, ya que funcionan como zonas de transición entre agua dulce y salada, donde las variaciones mareales, los gradientes de salinidad y los procesos de mezcla influyen en la acumulación y transporte de partículas (Chubarenko et al., 2025). Estas características hacen de los estuarios sumideros temporales o permanentes de MP.

En Chile, la problemática adquiere especial relevancia considerando la extensa red hidrológica y los más de 4.000 km de costa expuestos a la presión antrópica. Sin embargo, los estudios sobre la presencia y distribución de MP en ecosistemas de transición son aún escasos (Paredes-Osses et al., 2021), limitando la comprensión del nivel de contaminación en sistemas estuarinos y lacustres sometidos a múltiples fuentes puntuales y difusas en Chile. En este contexto, se desarrolló un estudio exploratorio en el estuario del río Maipo, orientado a caracterizar preliminarmente la presencia y distribución de MP en un ambiente estuarino influenciado por actividades urbanas. Dicho estudio permitió ajustar los procedimientos metodológicos experimentales, aplicados en la campaña principal.

Con base en esa experiencia, la presente investigación profundiza en el análisis del fenómeno en un sistema transicional de relevante interés ecológico. La laguna de Cahuil, donde la dinámica de la barra litoral genera un sistema transicional entre laguna y estuario. Esta zona, expuesta a influencias agrícolas, forestales y turísticas, es reconocida por su valor como hábitat de aves migratorias y especies en categoría de conservación. En este contexto, el estudio se orienta a la cuantificación e identificación de MP en la columna de agua, considerando la influencia de la dinámica de la barra litoral sobre su distribución espacial y temporal.

Con esto, se busca generar evidencia preliminar que permita dimensionar el nivel de contaminación por MP en la zona.

La presente memoria se estructura en siete capítulos. El Capítulo 1 corresponde a la introducción, donde se presenta el contexto general del estudio y los antecedentes que motivan su desarrollo. El Capítulo 2 expone los objetivos generales y específicos de la investigación. El Capítulo 3 desarrolla el marco teórico y conceptual asociado a la producción de plásticos, el origen, clasificación y dinámica de los MP en ambientes acuáticos. El Capítulo 4 presenta los antecedentes del área de estudio, incluyendo la caracterización ambiental de las cuencas involucradas y de la laguna de Cahuil. El Capítulo 5 describe los materiales y métodos empleados en las campañas de muestreo, el procesamiento de muestras y los controles de calidad aplicados. En el Capítulo 6 se presentan y discuten los resultados obtenidos en el estuario del río Maipo y en la laguna de Cahuil. Finalmente, el Capítulo 7 expone las conclusiones y recomendaciones del estudio.

Capítulo 2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo General

Evaluar la presencia, distribución y características de los microplásticos en ambientes estuarino-lagunares mediante un estudio exploratorio en la desembocadura del río Maipo y un análisis principal en la laguna estacional de Cahuil, considerando la influencia de factores hidrodinámicos y mareales sobre su distribución.

2.2 Objetivos Específicos

1. Realizar un estudio exploratorio en el estuario del río Maipo para validar y ajustar la metodología de recolección y procesamiento de muestras.
2. Caracterizar y analizar la distribución vertical de los microplásticos en la columna de agua de la laguna de Cahuil, considerando diferentes profundidades y condiciones mareales, a partir del procesamiento y análisis de laboratorio de las muestras recolectadas.
3. Comparar la abundancia de microplástico detectada en Cahuil con otros lugares del mundo.

Capítulo 3 MARCO TEÓRICO Y CONCEPTUAL

3.1 Crecimiento en la producción plástica

El plástico es un material fundamental en la sociedad moderna debido a su bajo costo y a los diversos atributos que confiere a los productos de consumo, tales como impermeabilidad, dureza y resistencia al desgaste y a la biodegradación. Sin embargo, estas mismas propiedades son las que le otorgan al plástico un carácter de contaminante altamente persistente en el tiempo.

La producción masiva de plásticos se inició en la década de 1950, con aproximadamente 2 millones de toneladas métricas (Mt) anuales, y desde entonces ha crecido de forma exponencial (Figura 3.1). Hasta el año 2015 se habían producido cerca de 8.300 Mt de plásticos vírgenes, de las cuales aproximadamente 6.300 Mt se transformaron en residuos. De esta fracción, cerca de un 9 % fue reciclado, un 12 % incinerado y el 79 % restante se acumuló en vertederos o fue liberado al medio ambiente (Geyer et al., 2017). Esto evidencia que la disposición en vertederos y la liberación al entorno han sido históricamente los destinos predominantes del plástico descartado, mientras que el reciclaje ha tenido una participación reducida, aunque en aumento según las estimaciones.

Si bien existen materiales que podrían sustituir ciertos usos del plástico como cartón, aluminio, acero o vidrio, estudios han demostrado que reemplazarlo no es trivial desde una perspectiva económica ni ambiental. Solo el sustituir el plástico en aplicaciones típicas de envases, implicaría entre 3,5 y 3,7 veces más requerimiento de material, además que generar y procesar estos volúmenes adicionales de materia prima no estarían exentos de ocasionar un costo ambiental (American Chemistry Council, 2016).

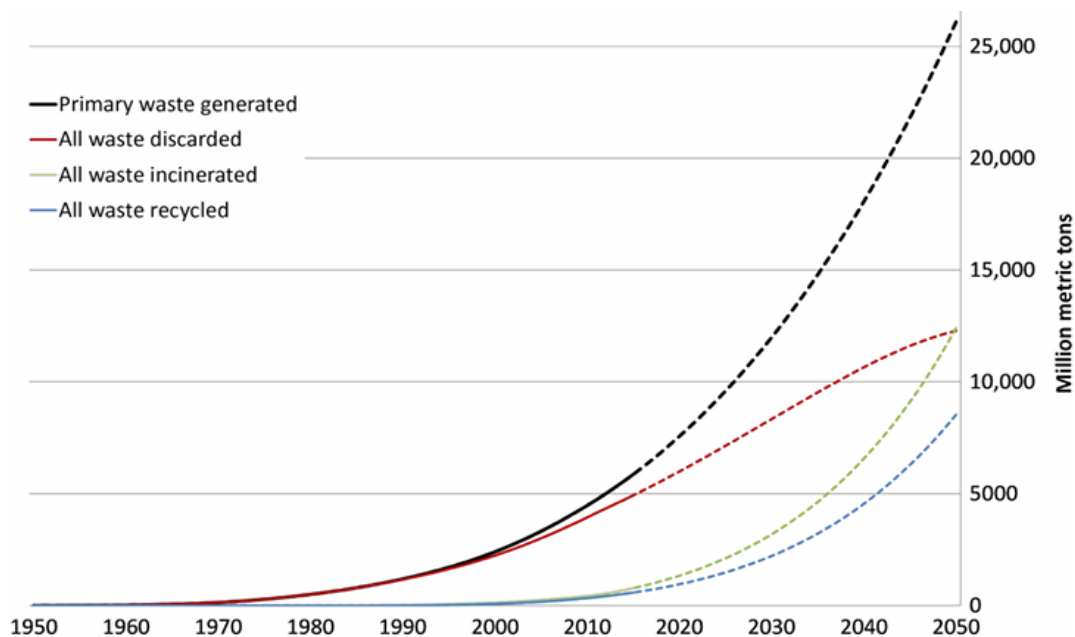


Figura 3.1: Generación y disposición acumulativa de residuos plásticos (Geyer et al., 2017).

3.2 Origen y clasificación de los microplásticos

Los plásticos son un amplio conjunto de polímeros orgánicos, los cuales presentan relevantes diferencias en su estructura química como su monómero, ramificación, presencia de grupos funcionales, entre otros. Identificándose más de 30.000 variedades poliméricas registrados por la Unión Europea. No obstante, estos pueden ser clasificados en dos grandes categorías: termoestables, que solo pueden ser moldeados una única vez, y termoplásticos, cuyo proceso de moldeo puede realizarse de manera reiterada. Cabe mencionar que estos últimos constituyen el grupo mayoritario, representando aproximadamente el 84 % de los plásticos producidos (Horton et al., 2017).

Las características estructurales y químicas de los polímeros condicionan su comportamiento una vez liberados al medio ambiente, particularmente en lo relativo a su estabilidad, degradación y fragmentación en el tiempo. En este contexto, los desechos plásticos se clasifican según su tamaño en distintos intervalos, según se indica en la tabla 3.1. Los residuos de mayor tamaño corresponden a MaP, como botellas, bolsas o envases completos. Los MeP corresponden a estructuras de menor tamaño, que incluyen fragmentos de botellas, tapas y bolsas, entre otros (Barnes et al., 2009; Dai et al., 2023).

Los MP primarios corresponden a partículas plásticas fabricadas intencionalmente en tamaño microscópico. Estas se encuentran, por ejemplo, en forma de microperlas cosméticas utilizadas en exfoliantes, dentífricos y geles de ducha, así como en MP abrasivos de uso industrial empleados en procesos de limpieza de superficies metálicas, entre otros (Wong et al., 2020).

Por su parte, los MP secundarios se originan a partir de la fragmentación progresiva de MaP y MeP debido a diversos procesos físicos, químicos y biológicos, tales como la abrasión mecánica asociada al movimiento del agua y los sedimentos, la biodegradación y la fotooxidación inducida por la radiación ultravioleta (UV). Dado que la mayoría de estos materiales corresponden a polímeros termoplásticos, presentan una mayor sensibilidad al calor, lo que favorece su fragmentación, así como la alteración de su forma y color (Horton et al., 2017).

Adicionalmente, una fuente relevante de MP son las redes de pesca, así como fibras textiles sintéticas liberadas durante el lavado de prendas. Como también, las partículas procedentes del desgaste de neumáticos y frenos, ya que representan una fuente significativa de MP en entornos urbanos, siendo transportadas por el escurrimiento superficial y dispersión por viento hacia el medio acuático (Kole et al., 2017).

Tabla 3.1: Categorías de plásticos por tamaño definidos por estudios de contaminación ambiental (Barnes et al., 2009).

Clasificación	Intervalo, (mm)
Macroplástico (MaP)	$20 \leq$
Mesoplástico (MeP)	20-5
Microplástico (MP)	$5 \geq$
Nanoplásticos (NP)	$1 \mu\text{m} <$

3.3 Clasificación morfológica y cromática de los microplásticos

Los MP se pueden encontrar en el medio natural en una gran variedad de formas y colores, los cuales pueden ser elemento identificador del tipo de plástico como de su procedencia. A nivel morfológico se clasifican en fragmentos, films, pellet, fibra, esfera y foam. Estos fundamentalmente se pueden diferenciar en dos categorías: materiales sólidos y flexibles (Tabla 3.2). Las morfologías caracterizadas como resistentes a la deformación y flexión son los fragmentos, esferas y pellet, las otras formas son fácilmente dóblales, plegables y maleables. Esto es relevante al momento de identificar MP, ya que permite su clasificación como descarte (Markley, et al., 2024).

En el aspecto cromático cabe mencionar que existe mayor variabilidad, dado los pigmentos que se le aplican al plástico para hacer más atractivos comercialmente ciertos productos, entre otras razones. Estos pueden encontrarse en multitud de colores como el rojo, verde, azul, amarillo, café, transparentes, multicolores, entre otros (Osorio et al., 2021).

Tabla 3.2: Caracterización de las morfologías de los MP (Osorio et al., 2021).

Forma	Características	Comportamiento mecánico frente a deformación
Fibra/línea	Hilo alargado, fibroso y recto	Dúctil
Film	Película delgada y transparente	Dúctil
Fragmento	Forma irregular muy diversa en apariencia	Rígido
Espuma	Ligera, porosa y de forma variable	Dúctil
Pellet	De formas semiesféricas u oblonga	Rígido
Esfera	De forma esférica o ligeramente deformada	Rígido

3.4 Impactos ecotoxicológicos y sanitarios de los microplásticos

Los plásticos de menor tamaño, como los MP y NP, presentan una especial relevancia ambiental, ya que su detección y eliminación es considerablemente más compleja que la de los plásticos de mayor tamaño. Debido a sus reducidas dimensiones, pueden quedar atrapados en sedimentos, permanecer en la columna de agua y ser incorporados a las cadenas alimentarias. Además, características como su elevada superficie de contacto y su naturaleza hidrofóbica favorecen la adsorción y el transporte de diversos contaminantes químicos presentes en el ambiente. También tienen la tendencia a la formación de biopelículas de patógenos, como *Legionella* spp y *Pseudomonas aeruginosa*, entre otros. No obstante, los MP aún son contaminante emergente dado que sus efectos y dinámicas aún no se encuentran del todo comprendidos (Paredes-Osses et al., 2021).

A ciertos plásticos, durante su proceso de fabricación, se les incorporan aditivos químicos que se encuentran débilmente ligados a la estructura polimérica. Estos aditivos pueden presentar efectos disruptivos endocrinos, como el bisfenol A y los ftalatos, los cuales, con el tiempo, pueden ser liberados al ambiente mediante mecanismos de desorción. En el caso de las partículas de NP, que se generan por la degradación de los MP, presentan un mayor potencial de adsorción, debido a su superficie de contacto más amplia. Adicionalmente, los MP pueden generar efectos adversos directos sobre los organismos que los ingieren, provocando daño físico por obstrucción del tracto intestinal e impedir la absorción de nutrientes. En este contexto, se han documentado efectos como la disminución de la longevidad en algunas especies de peces, como *Pomatoschistus microps*, y en crustáceos como *Palaemonetes*, entre otros (Ma et al., 2019).

El ser humano por su parte se encuentra altamente expuesto al consumo de MP en el momento de beber o ingerir alimentos, como pescados, mariscos, sal, entre otros (Palanisamy et al., 2024). Sus efectos pueden manifestarse por vía inhalatoria, ya que la aspiración de determinadas cantidades de microfibras puede provocar fibrosis quística, asma e inflamación de los bronquios (Godoy Calero, 2021). Adicionalmente, se han reportado efectos potenciales sobre la disminución de la función renal, hepática y reproductiva (Lee et al., 2024).

3.5 Rutas de ingreso, interconexión y dinámica de transporte de microplásticos

Los MP contaminan diversos entornos interconectados, estimándose que aproximadamente el 80 % de los plásticos marinos proviene de cuerpos fluviales (Horton et al., 2017). Su presencia es transversal, habiéndose detectado en todos lugares e incluso en regiones remotas como el Ártico (Osorio et al., 2021).

Los MP llegan a estos ambientes mediante fuentes puntuales, como las descargas de plantas de

tratamiento de aguas residuales. En estas instalaciones, los MP de muy baja densidad pueden superar las barreras de retención, cuya efectividad en plantas eficientes ronda el 95%, mientras que los MP más densos quedan retenidos en los lodos. Estos lodos son comúnmente procesados para su aplicación en suelos agrícolas, con efectos aún no ponderados sobre la calidad del suelo y la salud humana (Horton et al., 2017).

Por otra parte, existen fuentes difusas de MP, caracterizadas por su difícil trazabilidad y cuantificación. Entre ellas se incluyen los plásticos provenientes de la degradación de vertidos directos en el entorno como los microbasurales y los transportados por aguas pluviales desde el suelo hasta los sistemas de drenaje y cuerpos de agua.

La dinámica de transporte de los plásticos puede seguir la ruta de la tierra, llegar a ríos, luego a estuarios y finalmente al mar. No obstante, no obedece en lo absoluto una estructura lineal, dado que estos pueden regresar a la tierra en eventos específicos como marejadas o inundaciones, como también quedar retenido en los sedimentos debido a las características del sistema fluvial, o ingresar directamente al medio acuático desde áreas terrestres cercanas a cursos de agua (Horton et al., 2017), tal como se describe en la Figura 3.2.

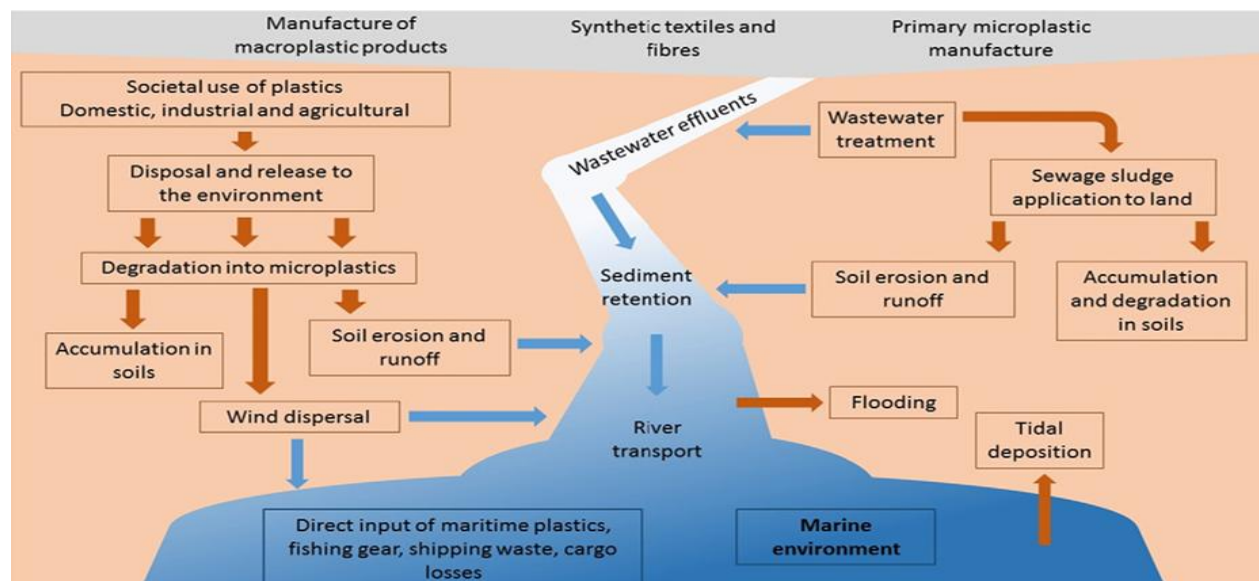


Figura 3.2: Fuentes y flujos de MP a través de y entre los compartimentos ambientales antropogénicos, terrestres, de agua dulce y marinos (Horton et al., 2017).

3.6 Procesos que determinan la dinámica de transporte y distribución de microplásticos en ambientes acuáticos

Los mismos procesos que gobiernan la erosión y el transporte de sedimentos controlan la dinámica de los MP, dadas sus similitudes en tamaño (Nizzetto et al., 2016). En este contexto, la distribución y el destino de los MP dependen de la interacción entre las propiedades del material y procesos físicos como la advección, dispersión, suspensión y sedimentación (Shamskhany et al., 2021). La

advección corresponde al transporte horizontal de partículas impulsado por el movimiento general del agua en ríos, esteros, estuarios o ambientes marinos, permitiendo que los MP se desplacen en la dirección predominante del flujo. En el caso de la dispersión, esta corresponde al proceso mediante el cual las partículas se distribuyen y separan en el espacio debido al movimiento turbulento del agua, lo que aumenta su propagación lateral y vertical de manera no uniforme (Eerkes-Medrano et al., 2015).

En el caso del movimiento vertical del MP, su suspensión o sedimentación está estrechamente relacionado a la densidad del polímero en relación con la densidad del medio (agua dulce o agua de mar). Sin embargo, esta flotabilidad puede cambiar con el tiempo debido a la formación de biopelículas y flóculos (Figura 3.3), los cuales son procesos que aumentan la densidad aparente del MP, favoreciendo su sedimentación. En ambientes con alta turbulencia, como ríos o zonas costeras expuestas al oleaje, las fuerzas de cizallamiento pueden resuspender partículas previamente sedimentadas, contribuyendo a una redistribución tanto en el eje vertical como horizontal (Shamskhany et al., 2021).

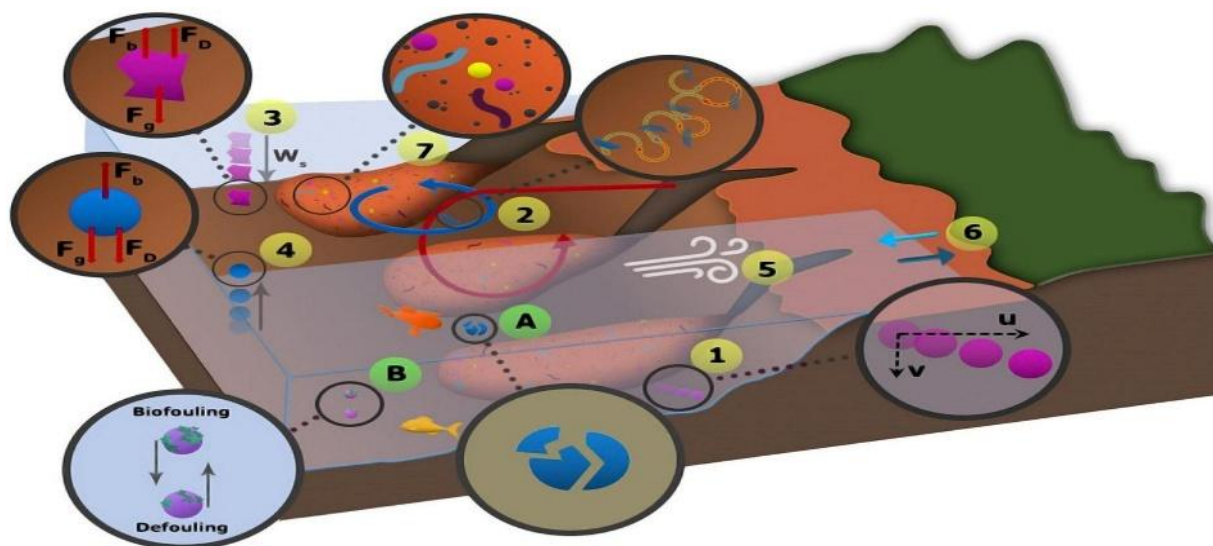


Figura 3.3: Principales procesos físicos que afectan el transporte y distribución de MP en el medio acuático (Shamskhany et al., 2021).

Estudios indican que los MP más abundantes en superficie corresponden principalmente a polímeros de baja densidad como el PE y PP, cuya flotabilidad es positiva tanto en agua dulce como marina, además de que ambos polímeros son los más demandados a nivel global como se aprecia en la tabla 3.3. No obstante, MP con densidades ligeramente superiores a la del agua como el PS también han sido reportada su presencia en aguas superficiales. En cambio, polímeros más densos como el PET y PVC, presentan una mayor velocidad de sedimentación, favoreciendo su presencia en el ambiente bentónico (Shamskhany et al., 2021).

Tabla 3.3: Rangos de densidad de polímeros plásticos en relación con agua, sedimentos y su demanda global (Shamskhany et al., 2021).

Tipo polímero	Min $\left(\frac{g}{cm^3}\right)$	Max $\left(\frac{g}{cm^3}\right)$	Demanda Global por tipo de plástico
Polietileno (PE, LDPE, LLDPE, MDPE)	0,88	0,97	29,8%
Polipropileno (PP)	0,9	0,92	19,4%
Polivinilo de cloruro (PVC)	1,15	1,58	10%
Poliuretano (PUR)	0,01	1,26	7,9%
Polietileno Tereftalato (PET/PETE)	1,37	1,45	7,9%
Poliestireno (PS/EPS)	1,04	1,1	6,2%
Otros	0,1	2,2	18,8%
Agua dulce	1	-	-
Agua de mar	1,025	-	-
Arena, Limo, Arcilla	2,5	2,8	-

3.7 Factores hidrodinámicos y sedimentarios en la distribución de microplásticos en estuarios

Un estuario es un sistema costero de mezcla en el que confluyen flujos fluviales y marinos, generando gradientes de salinidad y zonas de convergencia de material suspendido en la columna de agua, como resultado de variaciones en la energía del flujo. Según la revisión de estudios de deposición de MP en estuarios realizada por Chubarenko et al. (2025), las mayores abundancias de MP en la columna de agua se vinculan a mayores caudales fluviales, mientras que su acumulación en los sedimentos ocurre preferentemente en sectores de aguas más tranquilas, condicionados por la geomorfología y la baja profundidad. Esta capacidad de retención no es estática, ya que durante periodos secos suelen formarse zonas de remanso o recirculación que favorecen la acumulación temporal de MP, pero en épocas lluviosas el aumento del caudal tiende a movilizarlos de nuevo (Nizzetto et al., 2016). Estos patrones indican que, en función de la interacción y el grado de mezcla entre aguas fluviales y marinas, se modula la distribución de los MP en el estuario.

En los estuarios, el régimen de mezcla describe la forma en que las aguas superficiales y profundas se combinan y cómo se distribuyen los sedimentos en la columna de agua, variando espacial y

temporalmente según el balance entre flujos fluviales y marinos. La estratificación salina es una medida cuantitativa de este régimen, definida a partir de la diferencia de salinidad entre superficie y fondo y caracterizada mediante el índice de la ecuación 1, que permite clasificar los estuarios en regímenes de cuña salina (estratificado), parcialmente estratificado y bien mezclado (Tabla 3.4). Estos regímenes pueden variar longitudinalmente en un estuario como respuesta a fluctuaciones de caudal, mareas, oleaje, vientos y batimetría (Allen et al., 1980).

$$I_s = \frac{\delta S_{fs}}{\bar{S}} \quad (1)$$

Donde: I_s : Índice de estratificación salina (–), δS_{fs} : Diferencia entre la salinidad de fondo y superficial (PSU), $\bar{S}$: Salinidad promedio de la columna de agua (PSU).

Tabla 3.4: Clasificación del régimen de mezclas con índice de estratificación salina (Priya et al., 2025).

Régimen de mezcla	Índice de estratificación salina
Cuña salina	$I_s \geq 1$
Parcialmente estratificado	$0,1 \leq I_s < 1$
Bien mezclado	$0,01 < I_s < 0,1$

Los regímenes parcialmente estratificados suelen presentarse en condiciones mesomareales donde la mezcla es suficiente para mantener el material particulado en suspensión, pero no tan intensa como para dispersarlo inmediatamente. Bajo estas condiciones se forma el punto nulo en los estratos inferiores, generado por el equilibrio entre corrientes fluviales y marinas, lo que induce una convergencia de sedimentos y eleva las concentraciones de sólidos suspendidos (SSC) (Festa & Hansen, 1978). Esta acumulación de material particulado en zonas de convergencia hidrodinámica crea condiciones favorables para la retención y concentración de MP en la columna de agua. En concordancia, un estudio realizado en el estuario de Ashtamudi (India) evidenció una relación directa entre las mayores concentraciones de SSC y MP en la zona medial del estuario, caracterizada por un régimen de mezcla parcialmente estratificado (Priya et al., 2025).

Capítulo 4 ANTECEDENTES

4.1 Caracterización hidrográfica y presión antrópica en la cuenca del río Maipo

El río Maipo nace en la cordillera de los andes en las laderas del homónimo volcán a 5.623 msnm. Este realiza un recorrido de 250 km, hasta su punto de desembocadura, ubicado entre las comunas de San Antonio y Santo Domingo en la región de Valparaíso (VA). El río Maipo se encuentra conectado a una vasta red hidrológica, ubicada entre las coordenadas 32°55' -34°15' L.S. y 69°46' -71°43' L.O., cubriendo una superficie de 15.304 km². Está conectado con diversos ríos, esteros, quebradas y embalses. Esta cuenca hidrológica cuenta con presencia en tres regiones administrativas diferentes, pero mayoritariamente se encuentra en la RM, que contiene cerca del 90,7% de la cuenca, seguido por la LI con 4,7% y por la VA con un 4,6%. En su trayecto recibe múltiples afluentes de agua, como los ríos Volcán, Yeso, Colorado, Clarillo, Angostura, Puangue y Mapocho, entre otros, como se aprecia en la Figura 4.6 (DGA, 2004).



Figura 4.1: Red hidrológica del Río Maipo (Seremi del Medio Ambiente, 2025).

La cuenca del Maipo es fundamental para la zona central de país, ya que este abastece de agua potable a cerca del 70% de la población de Santiago, la cual contiene un 40,3% de la población nacional. Las aguas de la cuenca se utilizan con multitud de fines, como el riego agrícola que cubre el 90% de la demanda de la zona, también se utiliza para la generación de energía mediante centrales hidroeléctricas como Alfalfal y Maitenes, abastecimiento industrial, entre otras. No obstante, esta intensa demanda genera una gran presión sobre la calidad del recurso hídrico que provee la cuenca (Orrego, 2021).

La cuenca del Maipo se encuentra sujeta a diversas fuentes de contaminación que llegan a el cuerpo fluvial como efluentes mineros, descarga de aguas servidas no tratadas, uso intensivo de pesticidas

y fertilizantes en la agricultura y vertimiento de basura doméstica u industrial. Estos últimos tienen alta presencia en las cercanías de la red hidrológica, donde se ha contabilizado que hay más de 79 vertederos ilegales presentes en la RM, los cuales en su conjunto suman más de 400 hectáreas, concentrados una buena parte en Quilicura y Buin, además de la presencia de los microbasurales los cuales llegan a 600, todos con el potencial de comprometer la calidad del agua de la cuenca del Maipo. Se han detectado la presencia de metales pesados en el agua como el cobre, arsénico y manganeso, además de sulfatos, coliformes fecales y residuos orgánicos (Orrego, 2021).

Dado el alto grado de intervención antrópica de la cuenca y la escasez de antecedentes específicos sobre MP en su zona de desembocadura, el presente estudio adopta un enfoque exploratorio, cuyo objetivo es registrar la presencia de MP en el estuario del río Maipo y aportar antecedentes iniciales para futuros estudios de mayor escala.

4.2 Caracterización general de la Cuenca Costera Rapel-Estero Nihue

La Cuenca Costera Rapel–Estero Nihue se ubica en la Región del Libertador General Bernardo O’Higgins (LI). Su extensión abarca desde la franja litoral y el borde oriente de la cordillera de la costa, con una superficie aproximada de 3.397 km². Está organizada en cinco subcuencas, correspondientes a Rapel-Topocalma, Estero Topocalma, Topocalma-Nihue, Estero Nihue y Nihue-límite regional (MMA, 2025a).

Administrativamente, su área de influencia incluye principalmente a las comunas de Marchigüe, Paredones, Pumanque, Lolol y Pichilemu, siendo esta última el núcleo urbano más importante. El resto corresponde a localidades rurales más pequeñas y dispersas, vinculadas de manera directa al recurso hídrico para sus actividades cotidianas y productivas. Las aguas de la cuenca son de gran relevancia regional, destinándose principalmente al riego agrícola y a usos locales. Sin embargo, la creciente variabilidad climática y la presión sobre el recurso han incrementado la dependencia de sus aguas subterráneas, que hoy concentran una parte significativa de los derechos de uso, donde el 84% se encuentra destinado al riego y el resto a consumo doméstico. La delimitación y ubicación general de esta cuenca se presenta en la Figura 4.1, donde se observa su extensión (en color verde) bajo la denominación Costeras Rapel–E. Nihue (DGA, 2007)

Dentro de la cuenca mayor, la subcuenca del Estero Nihue constituye la unidad de mayor importancia, al abarcar el 52,3 % de la superficie total de la cuenca y aportar de manera directa al litoral. El estero Nihue se origina en la cordillera de la costa a unos 60 km al sur de la comuna de Pichilemu, en el sector denominado estero Los Coipos, conformado por la confluencia de cursos menores como los esteros Altos de Caune y el Parrón. Desde esa zona, el Nihue desarrolla un cauce de aproximadamente 47 km de longitud, con dirección predominante noroeste. En su

trayecto, recibe múltiples afluentes relevantes como los esteros Quihaue, Lolol y Pumanque. Su tramo final desemboca en la localidad de Cahuil, un poblado rural ubicados a 15 km al sur de la ciudad de Pichilemu (Niemeyer, 1980) , en donde se destaca actividades como la extracción de sal de mar, así como la producción de madera y recolección de ostras y choro zapato (GEF Humedales Costeros, 2025). En sus aguas se forma la laguna estacional de Cahuil antes de alcanzar el océano pacífico, tal como se puede apreciar en la Figura 4.1. La laguna configura un sistema transicional definido por la formación de una barra litoral, cuya presencia o ausencia determina la dinámica de alternancia entre una laguna cerrada o un estuario abierto (Andrade & Grau, 2005).

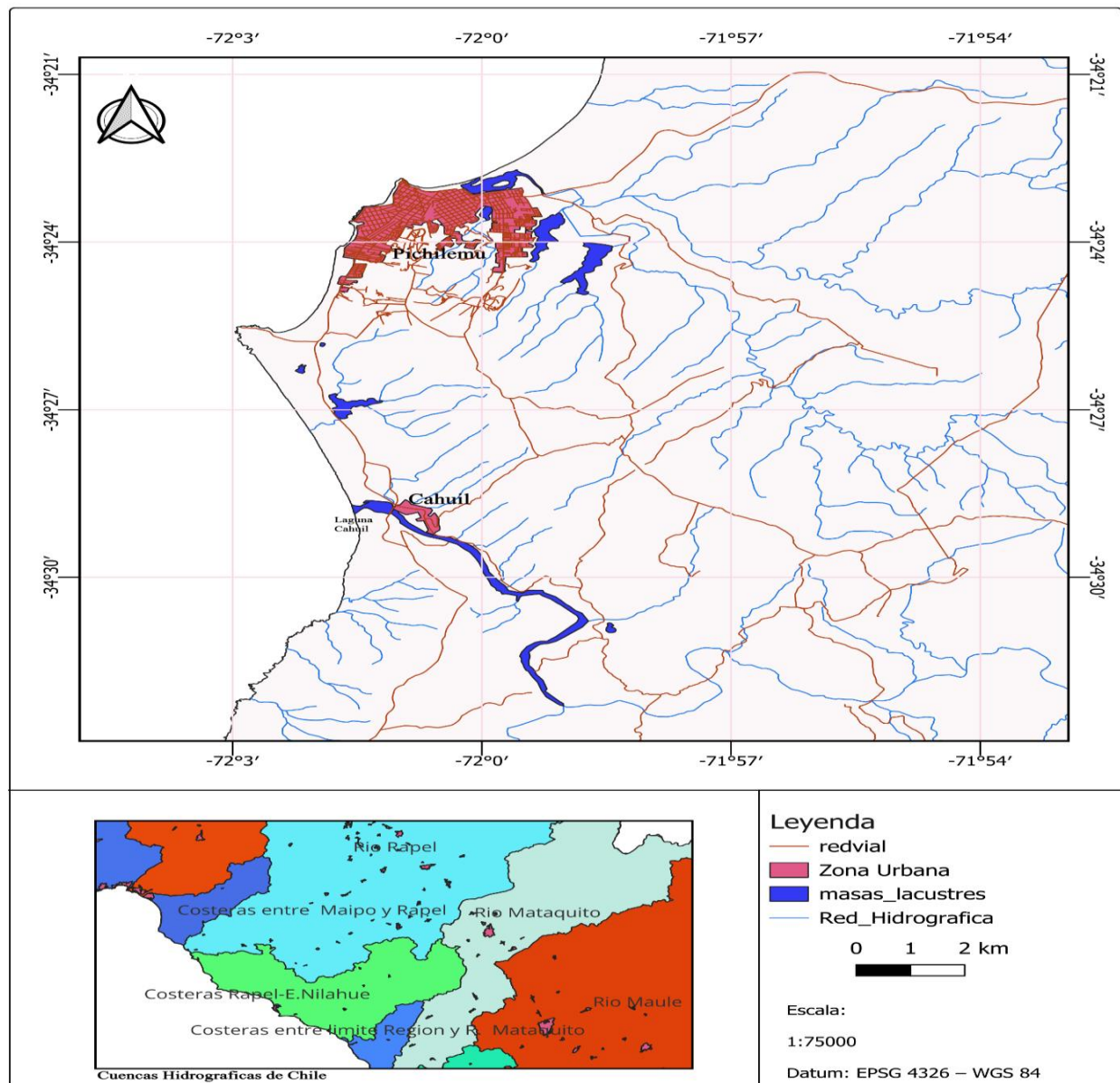


Figura 4.2 Detalle del tramo final del Estero Nilahue y ubicación de la Cuenca Costera Rapel– Estero Nilahue, elaborada a partir de cartografía vectorial de Chile de Biblioteca del Congreso Nacional.

4.3 Presión antrópica asociada a residuos sólidos y sitios potencialmente contaminantes en la cuenca Costera Rapel–Estero Nilahue

El Ministerio del Medio Ambiente (MMA) mantiene un registro nacional de Suelos con Potencial Presencia de Contaminantes (SPPC). En las comunas de la cuenca Costera Rapel–Estero Nilahue figuran diversos tipos de sitios (Tabla 4.1), entre los que destacan canteras mineras abandonadas, reconocidas como pasivos ambientales que requieren monitoreo. Asimismo, se identifica el relleno sanitario Manual Las Quilas, el cual, por su condición de relleno autorizado, se encuentra regulado por el Decreto Supremo N.º 189 de 2008, que establece exigencias para la gestión de residuos sólidos urbanos con el fin de evitar riesgos para la salud y el medio ambiente. En contraste, los SPPC correspondientes a microbasurales y vertederos emplazados dentro de la cuenca carecen de medidas básicas de control como impermeabilización, manejo de lixiviados, cobertura o captura de biogás, constituyéndose en focos potenciales de contaminación ambiental y sanitaria (Vivanco, 2020).

Tabla 4.1: Listado de sitios potencialmente contaminantes contenidos en los límites de la cuenca Costeras Rapel–E. Nilahue (MMA, 2022).

Id	Nombre	Comuna	Potencial Contaminante	Estado	Clasificación Priorización
4774	CANTERA CHINITO 1/40	Pichilemu	Minería no metálica	Abandonado	Mediana
4776	CANTERA PERALILLO 1/40	Pichilemu	Minería no metálica	Abandonado	Alta
4777	CANTERA SAN FRANCISCO 1/2	Pichilemu	Extracción y procesamiento de mineral cobre, plata, molibdeno y oro	Abandonado	Alta
4967	La Niñita 1/15	Pichilemu	Extracción y procesamiento de mineral cobre, plata, molibdeno y oro	Abandonado	Mediana
5021	Microbasural en Paredones	Paredones	Disposición de residuos sólidos	Activo	Alta
5387	Relleno Sanitario Manual Las Quilas	Pichilemu	Disposición de residuos sólidos	Activo	Mediana
5466	Vertedero Pichilemu	Pichilemu	Disposición de residuos sólidos	Activo	Alta
5471	Vertedero Sitio N°12	Marchihue	Disposición de residuos sólidos	Abandonado	Alta
5483	Vertedero Sitio N°5	Paredones	Disposición de residuos sólidos	Abandonado	Mediana

La Red Latinoamericana de Ciencia Participativa, conocida como Científicos de la Basura, desarrolló un estudio colaborativo sobre la presencia de macrobasura en medios marinos y terrestres a lo largo de toda la costa pacífica latinoamericana. Los resultados generales de la investigación en el pacífico revelaron que la basura costera está compuesta mayoritariamente por plásticos, con un 69% del total. En el caso de Chile, el promedio nacional alcanza un 61% de plásticos, seguido por colillas de cigarro (18%) y vidrios (7%) (Red Latinoamericana de Científicos de la Basura, 2025).

En particular, para la cuenca Costeras Rapel–Estero Nilahue se cuenta con datos de tres playas, como se puede apreciar en la Figura 4.2: Matanzas (comuna de Navidad), Principal (Pichilemu) y Cahuil (desembocadura del Estero Nilahue). Los resultados muestran que la Playa Principal de Pichilemu presenta la menor densidad de residuos, con 0,09 elementos/m², donde predominan papeles y colillas de cigarro (Red Latinoamericana de Científicos de la Basura, 2025).

Por el contrario, la mayor densidad de desechos se registró en Matanzas, con 0,17 elementos/m², donde predomina la contaminación por plásticos, seguida en proporciones similares por metales, madera y colillas de cigarro. En segundo lugar, se encuentra Cahuil, con 0,15 elementos/m², donde los plásticos alcanzaron el 92% de los residuos costeros recolectados, evidenciando una contaminación fuertemente dominada por este material en la desembocadura del Estero Nilahue.

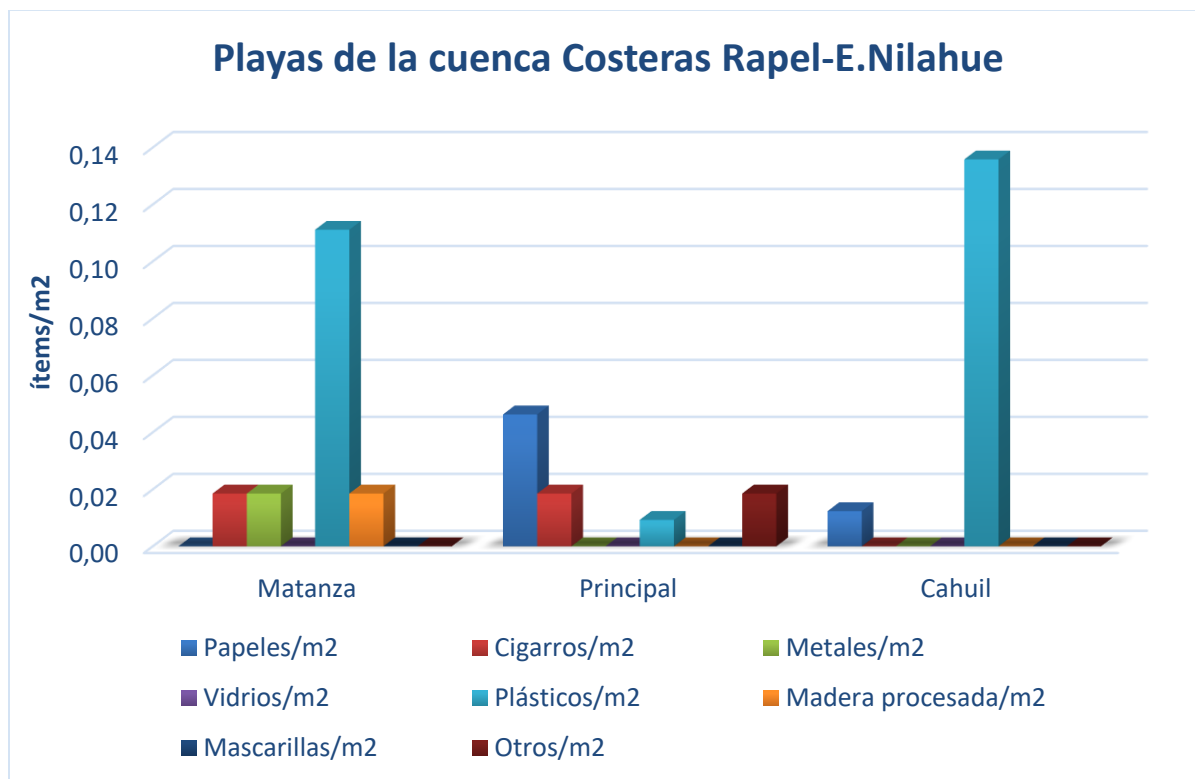


Figura 4.3: Contaminación costera por tipo de residuo en playas de la cuenca Rapel–Estero Nilahue adaptado de (Red Latinoamericana de Científicos de la Basura, 2025).

En síntesis, los MaP acumulados en microbasurales y vertederos dentro de la cuenca (Tabla 4.1) constituyen focos potenciales de generación de MP secundarios que pueden ser transportados por la red hídrica hacia Cahuil. El marcado contraste entre la composición de residuos costeros de Cahuil y la de Pichilemu, a pesar de ser este último un centro urbano más grande, permite plantear que la carga plástica en Cahuil podría deberse, en parte importante, al transporte fluvial desde el interior de la cuenca, sumándose a posibles aportes marinos y locales. Una vez en la costa, estos MaP pueden fragmentarse y generar MP secundarios *in situ*, los cuales podrían incorporarse al medio acuático.

4.4 Caracterización morfológica y dinámica de la barra litoral de la laguna de Cahuil

En la desembocadura del estero Nilahue, la costa dominada por oleaje favorece el transporte de sedimentos mediante la deriva litoral, lo que, durante el periodo de estiaje, comprendido entre enero y abril, conduce a la formación de una barra arenosa que interrumpe la comunicación con el océano y da origen a la laguna de Cahuil. En contraste, el régimen pluvial del sistema, caracterizado por un aumento significativo de las precipitaciones entre mayo y septiembre, genera incrementos del caudal fluvial que aumentan la energía del flujo y la capacidad erosiva sobre la barra litoral, favoreciendo su ruptura y el restablecimiento de la conexión marina, configurando condiciones estuarinas (Bahamondes et al., 2021).

El estuario resultante se caracteriza por una marcada estratificación vertical. De acuerdo con datos de la SHOAA, las mareas alcanzan una altura máxima de 1,85 m, lo que, junto con la baja pendiente del tramo inferior del estero, permite que la intrusión marina se extienda aguas arriba por al menos 7 km, coincidiendo con la ubicación de las piscinas de extracción de sal (Andrade & Grau, 2005).

A medida que el aporte fluvial disminuye hacia el término del periodo lluvioso, el sistema evoluciona hacia una fase de transición, caracterizada por una conectividad marina variable. Esta fase, que de acuerdo con el protocolo del Proyecto GEF Humedales Costeros se desarrolla típicamente entre octubre y diciembre, correspondiendo a un estado intermedio en el cual la barra litoral comienza a reconstituirse de forma paulatina, modulando tanto la intrusión marina como la estratificación del sistema.

Estas dinámicas estacionales han sido sistematizadas en el protocolo de manejo regulado de la barra litoral desarrollado por el Proyecto GEF Humedales Costeros, el cual establece criterios diferenciados para su apertura en función del estado hidrológico del sistema. Durante el periodo de mayores caudales invernales, la apertura de la barra se considera principalmente como una medida de mitigación del riesgo de inundaciones en la localidad de Cahuil. En la fase de transición,

la gestión de la barra busca compatibilizar la conectividad marina con el desarrollo de la actividad salinera, favoreciendo condiciones adecuadas de intrusión salina sin comprometer la estabilidad del sistema. Finalmente, durante el periodo de estiaje, caracterizado por tiempos de residencia prolongados, la apertura puede realizarse como una medida de control de la calidad del agua, particularmente frente a incrementos en la demanda bioquímica de oxígeno y al riesgo envenenamiento del sistema lacustre (Bahamondes et al., 2021).

4.5 Relevancia ecológica del Humedal Estero de Nilahue- Laguna de Cahuil

El humedal Estero de Nilahue – Laguna de Cahuil se extiende desde ecosistemas ribereños aguas arriba hasta ecosistemas lacustres en la desembocadura en Cahuil. Este ecosistema abarca aproximadamente 337 mil hectáreas (Figura 4.4) y, actualmente, no cuenta con un estatus legal que lo reconozca como área protegida, es decir, no se encuentra bajo ninguna de las categorías oficiales de protección ambiental vigentes en Chile que establecen restricciones normativas específicas para su uso y conservación (MMA, 2025b). Sin embargo, alrededor del 43% de su superficie ha sido designada como sitio prioritario, lo que implica la existencia de un sistema de planificación y monitoreo que debería recibir especial consideración en futuras políticas de conservación (SIMBIO, 2025).

El sistema alberga una elevada diversidad biológica, incluyendo comunidades de aves, peces, macroinvertebrados acuáticos, anfibios y una flora diversa, lo que le otorga una alta relevancia ecológica a nivel regional. En particular, el humedal cumple un rol fundamental como hábitat para aves acuáticas y migratorias, utilizándose para procesos de nidificación, alimentación y descanso, registrándose más de un centenar de especies asociadas al sistema (GEF Humedales Costeros, 2025).

La alta relevancia ecológica del humedal, lo convierte en un entorno especialmente sensible a la presencia de contaminantes emergentes, como los MP, los cuales pueden interactuar con distintos compartimentos ambientales y potencialmente afectar a organismos pertenecientes a diferentes niveles trófico de este sistema.



Figura 4.4: Sección lacustre del humedal Estero de Nilahue- Laguna de Cahuil (SIMBIO, 2025).

Capítulo 5 MATERIALES Y METODOS

5.1 Procedimiento de campaña exploratoria en el estuario del río Maipo (Objetivo específico 1)

El estudio exploratorio en la desembocadura del río Maipo se planteó como una etapa preliminar orientada tanto al ajuste metodológico como a la detección inicial de MP en la columna de agua. Esta fase tuvo como objetivo evaluar el desempeño del procesamiento de las muestras recolectadas, así como verificar la capacidad del protocolo adoptado para recuperar, identificar y clasificar partículas plásticas en una matriz estuarina.

En particular, esta etapa se centró en la definición y validación de parámetros operacionales asociados a la separación por densidad, una de las etapas críticas del procesamiento de MP, cuyo fundamento y procedimiento se describen más adelante en esta sección. Se consideraron aspectos como la preparación efectiva de soluciones hipersalinas, la selección del tiempo de reposo y la verificación del volumen de descarte de la fracción sedimentaria, junto con la observación y caracterización física preliminar de los MP recuperados, con el fin de establecer criterios operacionales para el procesamiento posterior de las muestras de la laguna de Cahuil.

5.1.1 Diseño de campaña del Maipo y zona de muestreo

El 10 de julio de 2025 se llevó a cabo un muestreo vertical de la columna de agua en la desembocadura del río Maipo, bajo condición de marea vaciante. El muestreo se efectuó en una única estación, cuya profundidad total correspondió a 1,5 m, iniciando la toma de muestras a las 16:31 UTC, cuya ubicación se encuentra en la coordenada lat. -33.6194° y long. -71.6286° (Figura 5.1).

Para la recolección se utilizó una botella Niskin con capacidad de 1,91 L, mediante la cual se tomaron muestras a profundidades equivalentes al 25 % (0,38 m) y 75 % (1,13 m) de la profundidad de columna de agua, determinadas previamente con un equipo SonTek CastAway-CTD. En cada profundidad se realizaron duplicados, resultando en un total de cuatro muestras.

Las muestras obtenidas a ambas profundidades fueron transferidas inmediatamente a botellas ámbar de vidrio de 3 L de capacidad. Cada muestra estuvo conformada por dos inmersiones consecutivas de la Niskin y posteriormente fue refrigerada para su tratamiento en laboratorio.

Durante la jornada, las condiciones meteorológicas se mantuvieron mayormente despejadas, con vientos y corrientes moderadas, lo que permitió mantener una posición estable del bote en la estación de muestreo. Cada muestra fue codificada según su profundidad y número de réplica, empleando el formato M1-XX-R#, donde *M1* corresponde a la estación de muestreo, *XX* al porcentaje de profundidad de la columna de agua (25 o 75 %) y *R#* al número de réplica (1 o 2).

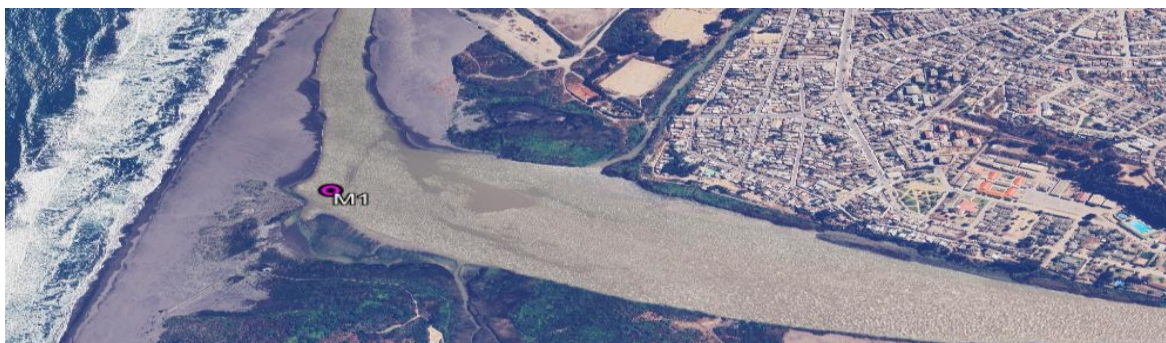


Figura 5.1: Ubicación de la estación de muestreo de estudio exploratorio del Maipo, adaptada de Google Earth Pro.

5.1.2 Procesamiento de muestras en el laboratorio

Las muestras de agua recolectadas en la desembocadura del río Maipo fueron sometidas a un proceso de tamizado utilizando mallas metálicas. Para ello, se empleó un tamiz de acero inoxidable con abertura nominal de 300 μm . Esta etapa permitió obtener una estimación preliminar del volumen de agua necesario para recolectar los sólidos retenidos, información que fue utilizada para definir el volumen de agua destilada tipo II usado en la campaña de Cahuil.

El procesamiento de las muestras recolectadas se estructuró en tres etapas principales: digestión química, separación por densidad y filtración. La digestión de la materia orgánica se llevó a cabo mediante el método de Fenton, utilizando una solución de Fe (II) 0,05 M, ácido sulfúrico y peróxido de hidrógeno, manteniendo la reacción a 75 °C bajo campana extractora durante 30 minutos, de acuerdo con el protocolo descrito por la NOAA (Masura et al., 2015).

Posteriormente, las muestras fueron sometidas a una etapa de separación por densidad mediante la adición de bromuro de sodio (NaBr), en reemplazo de la solución salina de cloruro de sodio (NaCl) originalmente propuesta en el protocolo NOAA. Esta modificación metodológica se fundamentó en los antecedentes reportados por Schütze et al. (2022), quienes indican que el uso de NaBr permite alcanzar tasas de recuperación cercanas al 95 % para polímeros plásticos convencionales. La mayor densidad del medio incrementa la fracción de MP que permanece en la fase sobrenadante, evitando su sedimentación y mejorando la recuperación respecto a soluciones de menor densidad. La solución de NaBr se ajustó para alcanzar densidades superiores a 1,4 g/mL, verificadas mediante el uso de un picnómetro.

La muestra se deja reposar en una columna de decantación y finalmente se descarta los sedimentos y se procede a realizar la filtración del sobrenadante en un sistema de vacío con embudo Büchner y membranas de microfibra de vidrio (1,1 μm). Los filtros resultantes son almacenados y rotulados en placas Petri de vidrio. Los materiales y reactivos utilizados en el desarrollo del procedimiento se detallan en el Anexo 8.1.1. Por su parte, los procedimientos asociados a la digestión química y

a la separación por densidad se describen en los Anexos 8.1.2 y 8.1.3, respectivamente.

Considerando la sensibilidad de la etapa de separación por densidad dentro del procesamiento de las muestras, se realizaron ensayos específicos orientados a la evaluación y ajuste de sus parámetros operacionales, los cuales se describen a continuación:

5.1.3 Pruebas de preparación de solución NaBr

Se evaluó la preparación de soluciones de bromuro de sodio (NaBr) directamente sobre muestras previamente digeridas, con el objetivo de determinar la mayor masa de sal que puede ser adicionada sin comprometer la disolución completa. Como referencia inicial se consideró la solubilidad teórica del reactivo a temperatura ambiente, correspondiente a 94,6 g por cada 100 mL de agua. Sin embargo, dado que las muestras corresponden a una matriz compleja y no a agua pura, la solubilidad efectiva del NaBr puede verse disminuida por la presencia de sales propias de la muestra, sedimentos finos y residuos del proceso de digestión. En función de esta condición, se optó por trabajar con relaciones masa–volumen de NaBr comprendidas entre 80 y 90 g por cada 100 mL de muestra, incorporando un margen operativo respecto del límite teórico de solubilidad, de modo de considerar la contribución salina de la matriz y evitar problemas de sobresaturación durante la preparación de la solución.

5.1.4 Definición de tiempo de reposo en separación por densidad

El tiempo de reposo de la columna de separación se consideró como un parámetro operacional ajustable, debido a la ausencia de un valor estandarizado en la literatura. De acuerdo con la revisión de Park et al. (2021), los tiempos de reposo empleados en estudios previos presentan una variabilidad significativa, abarcando rangos entre 24 y 72 h, lo que depende de parámetros como las características de la matriz, la sal utilizada y objetivos de la investigación. En este contexto, algunos autores, como Wootton et al. (2024), recomiendan la realización de ensayos preliminares con el fin de definir un tiempo de reposo adecuado en función de las propiedades de la muestra.

En concordancia con lo anterior, se evaluaron tiempos de reposo comprendidos entre aproximadamente 24 y 42 h en muestras seleccionadas, con el fin de analizar su efecto sobre la eficiencia de la separación por densidad. Durante estos ensayos se observó la evolución de la sedimentación del material mineral y la claridad del sobrenadante, utilizando como criterio de evaluación la estabilidad visual de la interfaz y la acumulación de sedimentos en el fondo de la columna. El efecto de estos tiempos de reposo se analiza en detalle en la sección de Resultados.

5.1.5 Evaluación del volumen de descarte

El proceso de separación por densidad consideró la evaluación de la fracción inferior de sedimento a descartar desde la columna de decantación. Para ello, se adoptó un criterio geométrico basado en

la altura total de la columna, siguiendo las recomendaciones metodológicas de Masura et al. (2015), quienes sugieren eliminar entre 1 y 2 cm de la fracción inferior del sistema, independientemente del volumen total de la columna. En este estudio, el volumen descartado corresponde al volumen asociado a dicha fracción inferior y, por lo tanto, depende de la geometría del sistema de decantación empleado.

5.1.6 Procedimiento de observación y caracterización física de los microplásticos

Las muestras del estuario del Maipo y de la laguna de Cahuil fueron analizadas mediante un microscopio estereoscópico, marca KAISI, modelo TX-350E, con iluminación LED incidente y registro digital a través del software Hayer. La observación se realizó sobre placas Petri de vidrio de 10 cm de diámetro, efectuando un barrido sistemático de la superficie completa mediante filas consecutivas, con el fin de asegurar la inspección íntegra del material presente.

Cada vez que se identificó una partícula candidata a MP, se aplicó la técnica de la aguja caliente como criterio confirmatorio. Para ello, se utilizó una aguja hipodérmica de acero inoxidable (21G $\times$ 1½”), la cual fue calentada levemente mediante la exposición directa a una llama durante aproximadamente diez segundos, y posteriormente aproximada con cuidado a la partícula bajo observación estereoscópica. La confirmación de la naturaleza plástica se estableció cuando la partícula presentó una respuesta térmica evidente, manifestada mediante deformación térmica, fusión superficial o adhesión de la partícula a la aguja al contacto (Beckingham et al., 2023). En contraste, partículas de origen mineral no presentan alteraciones apreciables bajo la aplicación de esta prueba.

En el estudio de Beckham et al. (2023), los autores evaluaron la tasa de acierto de la prueba de la aguja caliente como método preliminar para la identificación de MP, reportando que más del 90 % de las partículas que reaccionaron positivamente fueron posteriormente confirmadas como polímeros mediante espectroscopía Raman, evidenciando una alta confiabilidad del método. No obstante, la revisión de estudios previos incluida por los autores indica una menor confiabilidad del método para partículas fibrosas, con tasas de identificación correcta cercanas al 22 % según validaciones espectroscópicas.

No obstante, cabe mencionar que, dado el carácter cualitativo de la prueba, ésta se limita a identificar respuestas compatibles con plásticos y únicamente a evaluar las partículas que reaccionan positivamente al ensayo, aspecto que se aborda en la Sección 5.2.7 sobre alcances y limitaciones.

Los MP detectados son clasificados, según sus propiedades de forma, textura y color, según indica la estructura de la tabla 5.1.

Tabla 5.1: Registro de hallazgos de partículas MP por muestra en Cahuil.

ID de MP	Resolución	Tipo	Color
P1-25-R2-MP1	x5	Fragmento	Azul
P1-25-R2 MP2	x5	Fragmento	Marrón

Las investigaciones de caracterizaciones físicas de los MP, presenta el riesgo de falsos positivos, para evitar esto se siguieron las recomendaciones de las investigaciones realizadas en la materia para definir criterios de exclusión y consideraciones en la identificación de los MP, como los siguientes (Hidalgo-Ruz et al., 2012):

- i. Las fibras identificadas como MP deben contar con un grosor uniforme a lo largo de toda su longitud, dado que las fibras que varían en grosor pueden ser de origen biológico o textil.
- ii. Las partículas deben contar con colores uniformes y brillantes, las partículas con colores opacos y heterogéneos pueden ser descartas dado sospecha de ser elementos minerales u orgánicos.

5.2 Campaña y procesamiento de muestras de la laguna de Cahuil (Objetivo específico 2)

5.2.1 Zona de muestreo de Cahuil

Durante el muestreo se midió la profundidad total de la columna de agua mediante una sonda SonTek CastAway-CTD y se consideraron las fases de marea para definir las ventanas horarias de muestreo. Para ello, se utilizaron los rangos horarios y curvas de marea correspondientes a la localidad de Pichilemu, obtenidos a partir de registros de tablas de marea disponibles para el año 2025 (Tabla de mareas, 2025), lo que permitió coordinar las actividades de campo en función de las condiciones mareales predominantes durante la campaña.

El diseño metodológico inicial contemplaba la recolección de muestras en la laguna costera de Cahuil bajo un esquema factorial completo $3 \times 2 \times 2 \times 2$ (Estación $\times$ Marea $\times$ Profundidad $\times$ Réplica), resultando en un total esperado de 24 muestras. Sin embargo, durante la campaña de terreno, realizada entre el 10 y el 13 de septiembre de 2025, las condiciones hidrodinámicas de la laguna y el cierre de la barra litoral impusieron modificaciones al plan original, lo que cambio finalmente el número y la distribución espacial de las muestras obtenidas.

Este fenómeno puede observarse en la Figura 5.2, en donde entre el 10 y el 11 de septiembre se registraba un flujo continuo entre el mar y el estero. Esto cambio durante el 12 y 13 de septiembre, donde dicho intercambio era prácticamente nulo, lo que transformó el sistema estuarino a uno lacustre.



Figura 5.2: Vista aérea de la desembocadura de la laguna de Cahuil en septiembre de 2025: a la izquierda con barra litoral abierta (10–11) y a la derecha cerrada (12–13) (registro en terreno). Las muestras fueron codificadas mediante un código alfanumérico con el formato P#-XX-YY-R#, donde P# corresponde a la estación de muestreo (P1, P2, P3), XX indica el porcentaje de profundidad de la columna de agua considerado (25% o 75%), cuya ausencia corresponde a estaciones someras sin diferenciación vertical, YY representa la fase de marea (VA = vaciante, LL = llenante), y cuya ausencia indica una condición lagunar sin influencia mareal, y R# identifica la réplica correspondiente (R1, R2).

Los puntos están representados gráficamente en la Figura 5.3, donde puede observarse una desviación de aproximadamente 50 m en el muestreo P1-25-R2, atribuida a la inestabilidad de la señal GPS. El detalle de las coordenadas, condición climática, profundidades y horarios de cada punto de muestreo se presenta en la tabla 5.2.



Figura 5.3: Localización de las estaciones de muestreo en la desembocadura de la laguna estacional de Cahuil, adaptada de Google Earth Pro.

Tabla 5.2: Detalle de los puntos del muestreo en las estaciones de Cahuil.

ID muestra	Fecha	Condición climática	Hora UTC inicio	Hora UTC fin	Latitud	Longitud	Profundidad total cm	Profundidad medición cm
P1-75-VA-R1	11-09-2025	Despejado, viento moderado	19:57	20:43	-34,47791690	-72,02179030	410	305
P1-75-VA-R2	11-09-2025	Despejado, viento moderado	21:11	21:38	-34,47791690	-72,02179030	410	305
P1-75-R1	12-09-2025	Despejado, viento moderado	14:10	14:48	-34,47890000	-72,02060000	410	305
P1-75-R2	12-09-2025	Despejado, viento moderado	14:53	15:25	-34,47890000	-72,02060000	405	295
P1-25-R1	12-09-2025	Despejado, viento moderado	16:49	17:20	-34,47890000	-72,02060000	391	105
P1-25-R2	12-09-2025	Despejado, viento moderado	20:25	21:00	-34,47910000	-72,02010000	398	105
P2-R1	13-09-2025	Lluvia	13:37	13:40	-34,47830000	-72,02449605	50	50
P2-R2	13-09-2025	Lluvia	13:45	13:50	-34,47830000	-72,02449605	50	50
P3-R1	13-09-2025	Lluvia	14:08	14:10	-34,47874955	-72,0242209	50	50
P3-R2	13-09-2025	Lluvia	14:16	14:21	-34,47874955	-72,0242209	50	50

5.2.2 Recolección de muestras en terreno

Debido a la capacidad limitada de la botella Niskin (1,91 L) y a las bajas concentraciones de MP típicamente observadas en sistemas acuáticos chilenos, generalmente inferiores a 10 items/m^3 (Castillo et al., 2020; Recabarren et al., 2025), se adoptó una estrategia de filtración in situ mediante mallas metálicas, siguiendo los lineamientos metodológicos de Gago et al. (2019), con el fin de aumentar el volumen efectivo muestreado. Esta aproximación permitió alcanzar volúmenes del orden de 500 en el muestreo, en concordancia con lo recomendado por Koelmans et al. (2019).

En la estación P1, el muestreo se planificó originalmente en la capa superficial (25 %) y de fondo (75 %) bajo condiciones de marea vaciante y llenante. Sin embargo, debido al cierre de la barra litoral ocurrido durante los días posteriores al inicio de la campaña, las muestras y sus réplicas se obtuvieron únicamente en el nivel profundo durante una fase de marea vaciante (P1-75-VA), condición ilustrada en la Figura 5.4. Ante esta situación, se efectuó un nuevo muestreo en un punto cercano al inicialmente definido como P1, con el fin de comparar la distribución de MP bajo condiciones de estuario abierto y laguna cerrada, diferenciadas posteriormente mediante la codificación de las muestras.

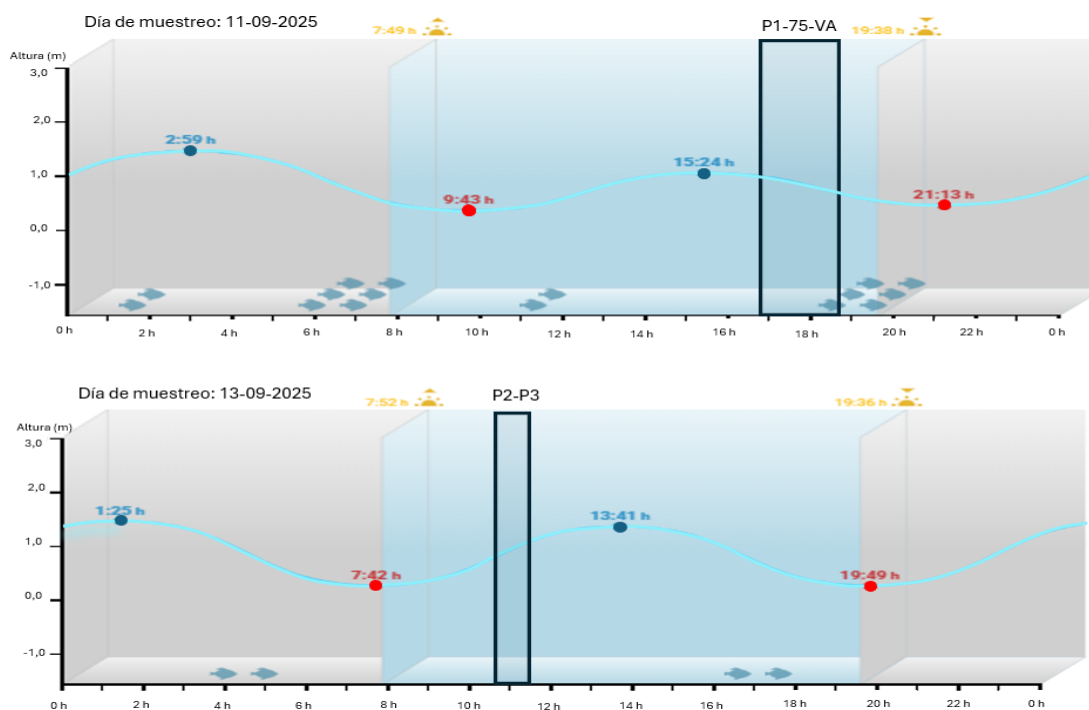


Figura 5.4: Fase de marea asociada a las ventanas temporales de muestreo. El panel superior corresponde a la muestra P1-75-VA y el panel inferior a las estaciones P2 y P3, elaborada a partir de información de la Tabla de Mareas (2025).

En las estaciones P2 y P3, la baja profundidad del cuerpo de agua (Tabla 5.2) impidió aplicar un muestreo vertical en dos niveles. No obstante, se realizaron las dos réplicas previstas por muestra. La estación P2 correspondió a un sector de agua estancada detrás de la barra litoral, mientras que la estación P3 se ubicó en la boca de la laguna, donde, bajo una fase de marea llenante y en concordancia con la ventana temporal de muestreo mostrada en la Figura 5.4, persistió un intercambio leve e intermitente con el mar, asociado al ingreso esporádico de agua marina por efecto de oleaje.

Previo a cada jornada de muestreo, todos los materiales fueron verificados, limpiados, acondicionados con agua destilada tipo II y mantenidos cubiertos con papel aluminio hasta su utilización. El procedimiento de recolección se definió en función de la profundidad de cada estación, empleándose un protocolo con apoyo de kayak en P1 y un protocolo simplificado con acceso a pie en P2 y P3.

En la estación P1, el traslado en kayak hasta el punto de muestreo se realizó asegurando el material sensible mediante cuerdas. Una vez en posición, se registraron las coordenadas GPS, la hora UTC y el perfil de salinidad mediante una sonda CastAway-CTD, lo que permitió definir las profundidades objetivo de muestreo. Con esta referencia, se efectuaron inmersiones sucesivas de la botella Niskin, manejada desde el kayak por dos operadores. Uno a cargo de la sonda CTD y los tamices, y otro de la manipulación de la Niskin. El agua recuperada fue vertida inmediatamente en una torre de tamizado compuesta por un tamiz grueso (4,75 mm) y uno fino (75 μ m), los cuales permanecieron cubiertos con papel aluminio antes y después de cada vertido. Este procedimiento se repitió 25 veces por muestra, equivalentes a un volumen procesado de 47,75 L.

Finalizado el muestreo, los sólidos retenidos en el tamiz fino fueron recuperados mediante enjuagues sucesivos con agua destilada tipo II (aprox. 200 mL), transferidos a recipientes de vidrio rotulados y almacenados en condiciones de oscuridad y refrigeración dentro de neveras con gelpacks. En las estaciones P2 y P3 se aplicó el mismo esquema de recolección, filtración y preservación, ajustado únicamente al acceso a pie debido a la menor profundidad.

Una vez concluida la recolección de muestras, estas son almacenadas y procesadas en el laboratorio. Todo el detalle de la secuencia de procedimiento, junto con la lista de materiales, se encuentra en el Anexo 8.2

5.2.3 Procesamiento de las muestras de Cahuil

El procesamiento de las muestras provenientes de Cahuil se realizó siguiendo los mismos procedimientos descritos en la sección 5.1.2. En particular, y a partir de los resultados obtenidos en la campaña exploratoria del estuario del río Maipo, la separación por densidad se efectuó

utilizando una densidad promedio de $1,43 \pm 0,01 \text{ g/mL}$, manteniendo una relación constante de 80 g de NaBr por cada 100 mL de solución. Las ligeras variaciones observadas en la densidad se atribuyen a la presencia de sales disueltas propias de las muestras recolectadas, las cuales incrementan la densidad del sistema previo a la adición de NaBr. No obstante, estas diferencias se mantuvieron dentro de un rango acotado y no afectaron el proceso de flotación.

El reposo de las muestras se realizó en cinco de ellas mediante una columna de decantación, mientras que para las cinco restantes se empleó un embudo de decantación, de acuerdo con las consideraciones operacionales expuestas en la sección siguiente. El tiempo promedio de reposo fue de $23,1 \pm 0,5 \text{ h}$, tras el cual se procedió al descarte controlado de los sedimentos acumulados en el fondo de los decantadores, obteniéndose un volumen promedio de descarte de $43,6 \pm 2,7 \text{ mL}$. Posteriormente, el sobrenadante fue recuperado y filtrado para su análisis.

La observación de los MP se realizó según lo descrito en la sección 5.1.6, confirmando la naturaleza plástica de las partículas inspeccionadas mediante la aplicación de la prueba de la aguja caliente. El detalle del procesamiento individual de cada muestra se presenta en la Tabla 5.3.

Tabla 5.3: Desglose del procesamiento y características de las muestras de Cahuil

Tipo de decantador	Cilindro de decantación					Embudo de decantación cónico				
ID muestra	P3-R2	P1-25-R2	P1-75-VA-R2	P2-R2	P3-R1	P1-25-R1	P1-75-VA-R1	P1-75-R1	P2-R1	P1-75-VA-R2
Volumen de muestra (post digestión)	300	300	318	330	300	315	300	300	300	400
FeSO₄·7H₂O (g)	2,3010	2,3065	2,3069	2,3005	2,3015	2,3029	2,3098	2,3085	2,3040	2,3017
NaBr (g)	240,0132	240,0101	254,3974	264,0022	240,0200	251,9827	240,0172	240,0207	240,0267	350,4147
Densidad de la solución (g/mL)	1,4212	1,4216	1,42705	1,4576	1,4391	1,4235	1,43829	1,4242	1,4487	1,4213
Tiempo de reposo	22 hrs y 58 mim	23 h y 24 min	23 hrs y 8 min	23 hrs y 10 min	24 hrs y 15 min	22 hrs y 58 min	22 hrs y 42 min	22 hrs y 31 min	22 hrs y 37 min	22 hrs y 56 min
Volumen de descarte (ml)	43	40	48	41	<i>No medido</i>	42	44	45	42	47
Volumen de filtración (ml)	10	5	25	26	74	0	0	0	0	0

5.2.4 Cambios en el sistema de decantación de las muestras de Cahuil

En el procesamiento de las muestras provenientes del sector de Cahuil se optó inicialmente por emplear una columna de sedimentación equipada con una llave cilíndrica como se aprecia en la Figura 5.5, para llevar a cabo la separación por densidad. No obstante, el uso de este sistema presentó limitaciones operacionales significativas. En primer lugar, se registró una pérdida promedio de $28 \pm 24 \text{ mL}$ del volumen total de la columna debido a filtraciones. En segundo lugar, se observó que la acumulación de sedimentos en la zona inferior dificultó el accionamiento de la llave de paso y, en casos particulares, imposibilitó su apertura. Esto ocurrió durante el procesamiento de la muestra P3-R1, donde se debió extraer el contenido por la parte superior de la columna, posicionándola en forma horizontal y vertiendo cuidadosamente el líquido en un vaso, procurando no arrastrar los sedimentos depositados en el fondo, lo que impidió cuantificar el volumen descartado durante la separación, motivo por el cual dicho valor se registra como *no medido* en la Tabla 5.3.

Ante estas limitaciones, se diseñó e implementó un montaje alternativo basado en la utilización de un embudo de decantación, tal como se muestra en la Figura 5.5 (lado derecho). Este sistema permitió realizar el reposo y posterior separación por densidad de las cinco muestras restantes de manera más eficiente y operacionalmente estable. A diferencia del montaje inicial, la válvula de bola del embudo no presentó atascamientos atribuibles a la acumulación de sedimentos, facilitando el descarte controlado de sólidos. Asimismo, el embudo de decantación eliminó completamente la pérdida de volumen por filtración (Tabla 5.3), asegurando la conservación íntegra de las muestras durante el proceso. En consecuencia, este sistema se convirtió en la alternativa más adecuada para la etapa de separación en este estudio.



Figura 5.5: Modificación de sistema de decantación empleado en las muestras de Cahuil (registro en laboratorio).

5.2.5 Prevención de la contaminación de las muestras

Con el fin de prevenir la contaminación de las muestras recolectadas, todos los equipos, materiales y superficies del laboratorio fueron rigurosamente lavados con agua destilada tipo II antes de su utilización. Las etapas de digestión química se realizaron dentro de campanas extractoras de aire, mientras que, para el resto de los procedimientos, se adoptaron medidas orientadas a minimizar la contaminación aérea. En particular, todos los vasos precipitados y sistemas de decantación que contenían las muestras permanecieron cubiertos cuando no se encontraban en uso, con el objetivo de evitar la deposición de fibras de MP.

Adicionalmente, se procuró minimizar, en la medida de lo posible, el uso de materiales plásticos durante todo el proceso de muestreo y análisis. No obstante, debido a requerimientos operacionales específicos, fue necesario emplear ciertos componentes plásticos de forma controlada. Con el fin de transparentar esta condición, en las Tablas 8.1 y 8.3 del anexo, se indica explícitamente el material constitutivo de cada equipo e implemento utilizado, diferenciando aquellos fabricados total o parcialmente en plástico.

5.2.6 Controles negativos

La categoría de fibras es particularmente susceptible a contaminación cruzada debido a su presencia en el ambiente y a su facilidad de transporte por aire. Diversos estudios han documentado que la identificación de fibras mediante observación visual es altamente imprecisa y que, incluso bajo condiciones de trabajo controladas incluyendo campanas extractoras, cabinas de flujo laminar y protocolos estrictos de limpieza, la contaminación aérea por fibras es prácticamente inevitable. En consecuencia, algunos trabajos optan por excluir esta categoría del análisis cuantitativo cuando no es posible diferenciar fibras ambientales de aquellas introducidas durante el procesamiento y la observación (Song et al., 2021).

Con el fin de evaluar y controlar esta fuente de error, se implementaron controles negativos (CN) cada cinco muestras procesadas, siguiendo las recomendaciones de GESAMP (2019). Cada control consistió en un vaso precipitado con agua destilada tipo II, expuesto simultáneamente al procesamiento de las muestras reales y posteriormente filtrado mediante el sistema de vacío descrito en la sección 5.1.6. Los filtros obtenidos fueron almacenados y examinados mediante microscopía para identificar posibles contaminantes y evaluar su influencia en el análisis cuantitativo de MP.

En la etapa de digestión, cada CN se colocó en un vaso precipitado con una tapa perforada que reproducía las mismas dimensiones del vaso de la muestra, de modo de aliviar de forma segura la presión generada por la reacción tipo Fenton (Figura 5.6). Posteriormente, durante la separación

por densidad, tanto la muestra como el CN permanecieron descubiertos de forma simultánea durante la adición del bromuro de sodio, su homogenización y el recubrimiento posterior, así como durante la transferencia a los decantadores, únicamente por el tiempo necesario para ejecutar la operación. Finalizada esta etapa, ambos sistemas se mantuvieron cubiertos y en reposo bajo condiciones idénticas, para luego ser filtrados mediante el sistema de vacío y almacenados para su posterior análisis en el microscopio, permitiendo así evaluar la influencia de la contaminación aérea.



Figura 5.6: Aplicación del CN durante la etapa de digestión de las muestras de Cahuil (registro en laboratorio).

5.2.7 Alcances y limitaciones metodológicas del estudio

El alcance del presente estudio se encuentra definido por una serie de decisiones metodológicas inherentes al diseño de muestreo y a las técnicas analíticas empleadas. En primer lugar, el uso de una torre de tamices compuesta por mallas de 4,75 mm y 75 μm establece un rango operativo de tamaños, excluyendo partículas fuera de dicho intervalo.

Asimismo, la separación por densidad se realizó utilizando soluciones cuya densidad efectiva presentó un valor promedio de $1,43 \pm 0,01 \text{ g/mL}$, lo que permite la recuperación eficiente de polímeros de baja densidad y de una fracción relevante de polímeros de densidad intermedia. No obstante, en el caso de polímeros cuyo rango de densidad se solapa con el intervalo de separación empleado (Tabla 3.3), como el polietileno tereftalato (PET) y el policloruro de vinilo (PVC), la recuperación puede ser parcial y dependiente de su formulación específica, particularmente del tipo y contenido de aditivos incorporados. Adicionalmente, polímeros de alta densidad, tales como fluoropolímeros (p. ej., PTFE, PVDF), presentan densidades superiores al rango operativo de la separación por densidad, quedando fuera de la detección mediante este procedimiento, encontrándose ausentes en los resultados obtenidos.

En cuanto a la identificación de los MP, la técnica de la aguja caliente presenta un alcance esencialmente cualitativo y confirmatorio, basado en la observación de respuestas térmicas visibles tales como fusión, reblandecimiento o adherencia a la aguja. La respuesta es más evidente en termoplásticos y elastómeros termoplásticos (Beckingham et al., 2023), mientras que ciertos materiales poliméricos pueden no generar una respuesta observable bajo las condiciones del ensayo, lo que implica un riesgo de falsos negativos. Asimismo, no es posible afirmar de manera categórica que la totalidad de las partículas inspeccionadas correspondan a plásticos en un sentido absoluto, sino que su identificación se sustenta en la observación de comportamientos compatibles con materiales plásticos. Desde un punto de vista operativo, esta técnica presenta un límite de manipulación de MP condicionado por la geometría de la punta de la aguja hipodérmica 21 G empleada, el cual puede situarse en un orden de magnitud comparable al espesor de pared nominal de la aguja, aproximadamente 0,15 mm ($\approx 150 \mu\text{m}$) (CIA Medical, 2026).

Finalmente, el carácter discreto de la campaña de muestreo restringe la representatividad temporal de los resultados, los cuales deben interpretarse como una caracterización puntual del sistema estudiado, sin pretender representar su variabilidad estacional o interanual.

5.3 Metodología de revisión bibliográfica y comparación de estudios (Objetivo específico 3)

La comparación de la abundancia de MP detectada en la laguna de Cahuil con otros sistemas lacustres a escala regional y global se realizó a partir del análisis de información proveniente de literatura científica. Como referencia principal se utilizó el metaanálisis global de Chen et al., (2024), el cual compila datos de abundancia de MP en agua superficial para 351 lagos a nivel mundial.

Adicionalmente, se recopiló información proveniente de estudios individuales realizados en sistemas lacustres del continente americano. Los datos recopilados fueron armonizados en términos de unidades y tipo de matriz analizada, registrándose para cada sistema lacustre su ubicación geográfica, país y abundancia media de MP en la columna de agua. En el caso de la laguna de Cahuil, se emplearon los valores obtenidos experimentalmente en el presente estudio. Finalmente, la información fue representada mediante tablas y gráficos comparativos, permitiendo situar la laguna de Cahuil dentro del espectro americano y global de abundancia de MP en sistemas lacustres.

Capítulo 6 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1 Resultados metodológicos y de detección preliminar de microplásticos en el estuario del río Maipo

6.1.1 Ajuste de la separación por densidad mediante bromuro de sodio (NaBr)

La primera muestra procesada correspondió a M1-75-R1, en la cual se aplicó el procedimiento de separación por densidad descrito en las Secciones 5.1.3 y 5.1.4. Considerando que la solubilidad teórica máxima del bromuro de sodio (NaBr), se intentó inicialmente disolver 90 g de NaBr por cada 100 mL de muestra con el fin de alcanzar la mayor densidad posible del medio.

No obstante, este procedimiento no permitió obtener una disolución completa, observándose la formación de grumos sólidos persistentes. Este fenómeno se atribuyó a la presencia de sales disueltas, sedimentos finos y residuos del proceso de digestión química, los cuales reducen el volumen efectivo de agua disponible para la disolución del NaBr. Durante el intento de desintegrar los grumos formados, se produjo la fractura del vaso precipitado, lo que ocasionó la pérdida total de la muestra.

Posteriormente, el procedimiento fue ajustado en la muestra M1-75-R2, reduciendo la relación a 80 g de NaBr por cada 100 mL de muestra. Este ajuste permitió asegurar la disolución completa del reactivo, obteniéndose una densidad de 1,43 g/mL, verificada mediante picnómetro. La muestra se dejó en reposo durante 19 h y 17 min, periodo suficiente para la acumulación de sedimentos en el fondo de la columna, como se muestra en la Figura 6.1, sin que el tiempo constituyera un parámetro de evaluación en esta etapa. En función de estos resultados, se adoptó la relación de 80 g de NaBr por cada 100 mL de muestra como condición operativa para la separación por densidad de las muestras de Cahuil.

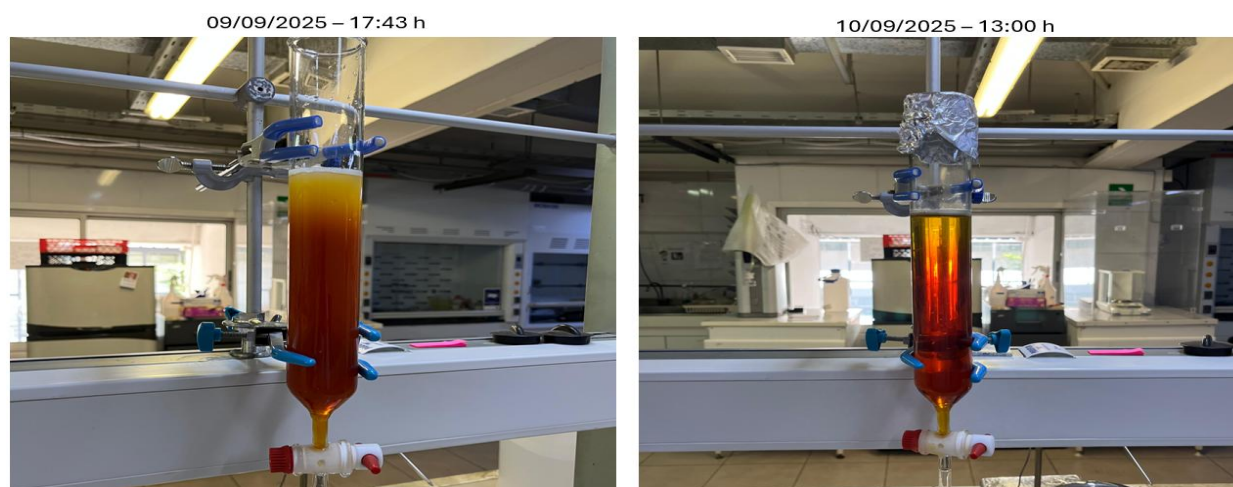


Figura 6.1: Comparación del estado inicial y final de la columna tras el periodo de reposo de la muestra M1-75-R2 (registro en laboratorio).

6.1.2 Evaluación del tiempo de reposo en la separación por densidad

En las muestras M1-25-R1 y M1-25-R2, se evaluó el efecto del tiempo de reposo sobre la eficiencia de la separación por densidad. La muestra M1-25-R2 reposó durante 23 horas y 46 minutos, mientras que M1-25-R1 lo hizo durante 42 horas y 26 minutos

Se observó que la muestra sometida al mayor tiempo de reposo presentó un sobrenadante completamente transparente y una mayor concentración de sedimentos en el fondo de la columna, en contraste con la muestra de menor tiempo de reposo, cuya columna presentó mayor turbidez residual (Figura 6.2).

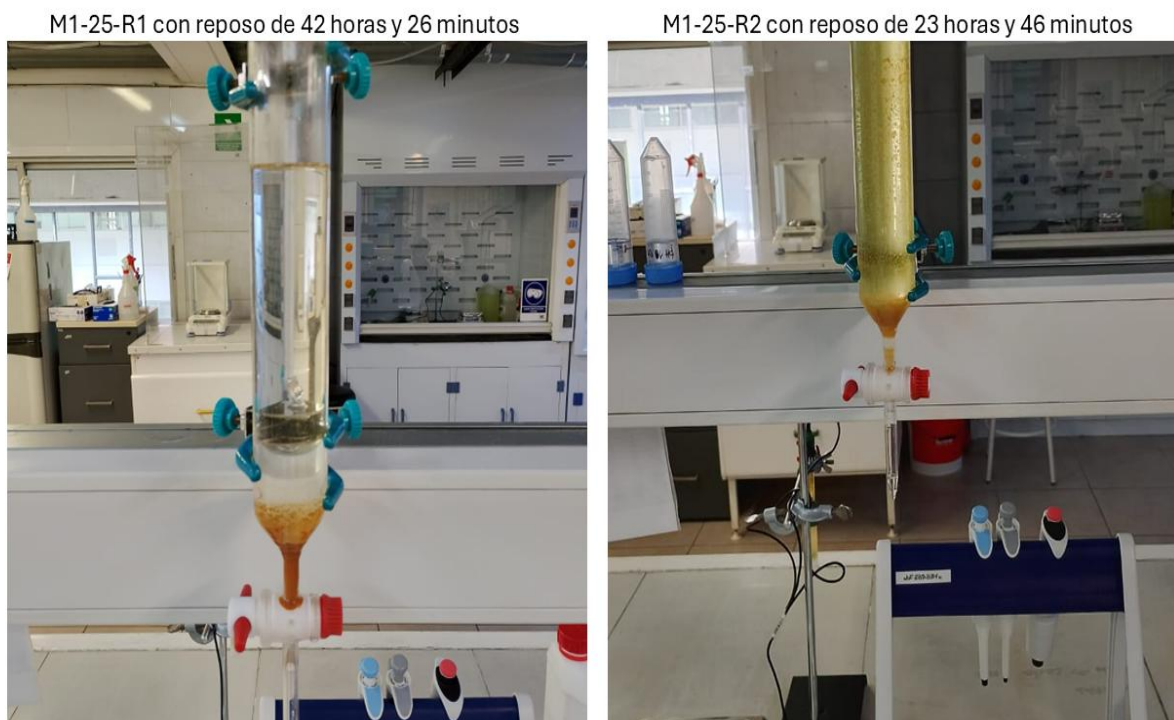


Figura 6.2: Comparación del estado final de la columna tras el periodo de reposo de las muestras M1-25-R1 y M1-25-R2 (registro en laboratorio).

Si bien un mayor tiempo de reposo permitió una clarificación adicional del sobrenadante, la ganancia en términos de concentración de sólidos en el fondo de la columna fue marginal, dado que una acumulación efectiva de sedimentos ya se observaba para tiempos de reposo cercanos a 24 h. En cambio, la extensión del reposo puso en evidencia una limitación operacional del sistema, manifestada en pérdidas de volumen por filtración en la válvula, las cuales alcanzaron aproximadamente 66 mL para tiempos superiores a 40 h. En función de estos resultados, y considerando el equilibrio entre eficiencia de separación y estabilidad operacional del sistema, se seleccionó un tiempo de reposo de 23 h y 30 min como condición de trabajo para las muestras de la laguna de Cahuil.

6.1.3 Evaluación del volumen de descarte de la fracción sedimentaria

Siguiendo el criterio metodológico definido en la Sección 5.1.5, se midió previamente el volumen correspondiente a 2 cm de la fracción inferior de la columna, el cual fue equivalente a 20 mL. Este volumen fue utilizado como descarte en la muestra M1-75-R2.

Sin embargo, tras el descarte se observó la persistencia de sedimentos adheridos a las paredes y en la zona inferior de la columna, lo que evidenció que dicho volumen resultaba insuficiente para remover completamente la fracción sedimentaria depositada. En consecuencia, en la muestra procesada posteriormente (M1-25-R1) se incrementó el volumen de descarte a 40 mL, observándose en este caso una eliminación visualmente efectiva de los sedimentos del fondo de la columna, sin presencia apreciable de material residual. Este volumen de descarte fue adoptado posteriormente como criterio operativo para el procesamiento del resto de las muestras del estudio exploratorio y para la campaña de la laguna de Cahuil.

6.1.4 Detección preliminar de microplásticos en el estuario del río Maipo

En todas las muestras analizadas del estuario del río Maipo se detectó al menos una partícula candidata a MP. El análisis se realizó sobre un volumen total procesado de 9 L, correspondiente a 3 L por muestra, examinados bajo un microscopía estereoscópica con iluminación incidente. En total, se identificaron 4 MP (Figura 6.3), lo que corresponde a una abundancia preliminar estimada de $444,4 \text{ items}/m^3$. Este valor es altamente sensible al bajo número de partículas recuperadas y no debe interpretarse como representativo del estuario del río Maipo. Las partículas detectadas incluyeron tres fragmentos y una fibra de apariencia sintética, observadas tanto en muestras correspondientes al 25 % como al 75 % de la profundidad de la columna de agua.

Se identificaron fragmentos de colores negro, celeste y blanco, los cuales reaccionaron positivamente a la prueba de la aguja caliente, permitiendo su clasificación como partículas de naturaleza termoplástica. Asimismo, se identificó una fibra de color azul que cumplía con los criterios de uniformidad de grosor a lo largo de su longitud, coloración homogénea y brillante, establecidos para su inclusión como MP. En este caso, la clasificación se realizó sobre la base de criterios morfológicos, dado que la prueba de la aguja caliente no resulta concluyente para fibras, de acuerdo con lo descrito en la Sección 5.1.6.

La detección de MP tanto al 25 % como al 75 % de la profundidad evidencia que los MP se encuentran presentes a diferentes niveles de la columna de agua, sin que los datos disponibles permitan evaluar su grado de homogeneidad vertical. Si bien esta etapa tuvo un carácter exploratorio y se basó en volúmenes reducidos, la identificación de MP en todas las muestras analizadas constituye un resultado relevante desde el punto de vista ambiental, al evidenciar la

presencia de este contaminante emergente en la desembocadura del río Maipo. Adicionalmente, la recuperación efectiva de MP permitió validar y ajustar el protocolo de procesamiento, el cual fue posteriormente aplicado en la campaña de muestreo en la laguna de Cahuil.



Figura 6.3: MP detectados en el estudio exploratorio de la desembocadura del río Maipo (elaboración propia).

6.2 Resultados de la campaña de Cahuil

6.2.1 Resultados de controles negativos y justificación de la exclusión de fibras del análisis cuantitativo

Dado que la campaña de muestreo en la laguna de Cahuil corresponde a la etapa principal de este estudio y tiene un enfoque cuantitativo, la identificación y cuantificación de MP se realizó bajo criterios metodológicos más restrictivos, particularmente en el caso de las fibras. Para ello, se realizaron dos controles negativos (CN) durante el procesamiento de las muestras (Sección 5.2.6). La observación del material recuperado en los CN evidenció exclusivamente partículas de morfología elongada y filamentosa (Figura 6.4). Donde se encontraron 8 fibras en el CN1 y 7 en el CN2. Estas fibras presentaron irregularidades en el grosor, ausencia de brillo superficial y flexión irregular, características compatibles con fibras orgánicas teñidas, posiblemente algodón. Sin embargo, aún bajo condiciones de exposición mínima y estrictamente controladas, la presencia de fibras en los CN demuestra que la contaminación aérea es inevitable y que su incorporación en la muestra ocurre incluso durante breves exposiciones del sistema.

Asimismo, la literatura establece que la identificación de fibras basada únicamente en observación

visual es altamente imprecisa, siendo necesario la confirmación química mediante técnicas espectroscópicas como FTIR o Raman para diferenciar fibras sintéticas de orgánicas (Chan et al., 2024). La aplicación de la prueba de la aguja caliente, además de ser no concluyente para fibras con solo un 22% de aciertos según investigaciones (Beckingham et al., 2023), requiere descubrir la placa Petri, lo que asegura la entrada adicional de fibras aéreas contaminantes.

En consecuencia, aun cuando las fibras detectadas durante el procesamiento presentan una apariencia compatible con contaminación orgánica bajo condiciones de baja exposición, no puede descartarse el ingreso de fibras sintéticas durante la etapa de observación, la cual corresponde a una fase inherentemente menos controlada debido a la necesidad de exponer la placa para la aplicación de la prueba de la aguja caliente. Dado el carácter estrictamente observacional del estudio y la imposibilidad de discriminar con certeza el origen de las fibras incorporadas durante el análisis, se decidió excluirlas del recuento cuantitativo con el fin de evitar sobreestimaciones artificiales.

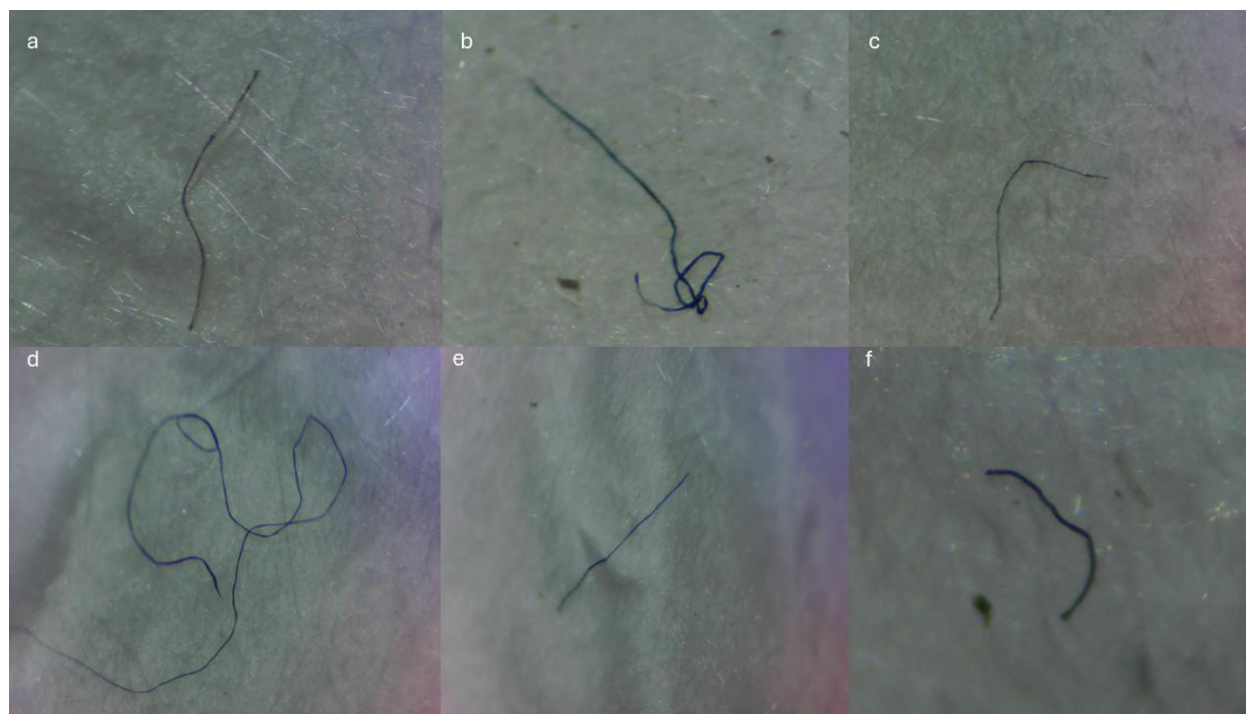


Figura 6.4: Ejemplos representativos de fibras provenientes de contaminación aérea detectadas en los CN 1 (a–c) y 2 (d–f) (elaboración propia).

6.2.2 Caracterización física de los MP detectados

En total se identificaron 103 partículas de MP, las cuales contaban con diversas morfologías como se aprecia en la Figura 6.5. La categoría dominante correspondió a los fragmentos, los cuales representaron el 92% del total analizado, mientras que las restantes categorías presentaron proporciones significativamente menores. Foam y esferas alcanzaron cada una un 3%, y film

correspondió al 2%. El predominio de fragmentos sugiere que la contaminación plástica en Cahuil, se encuentra asociada a una mayor presencia y circulación de plásticos rígidos comunes en las proximidades de la cuenca E. Nilahue como envases, elementos domésticos, entre otros.

Los fragmentos (a-p) presentaron bordes irregulares y superficies rugosas, los cual nos dan indicios de procesos de fragmentación mecánica o fotoxidación inducida por radiación UV. Los films (q) mostraron una textura delgada y flexible, con pliegues y dobleces. Los foam (s y t) mostraron una estructura porosa y ligera. Mientras que las esferas (r) se distinguieron por sus contornos regulares y superficies lisas, asociadas comúnmente a MP primarios.

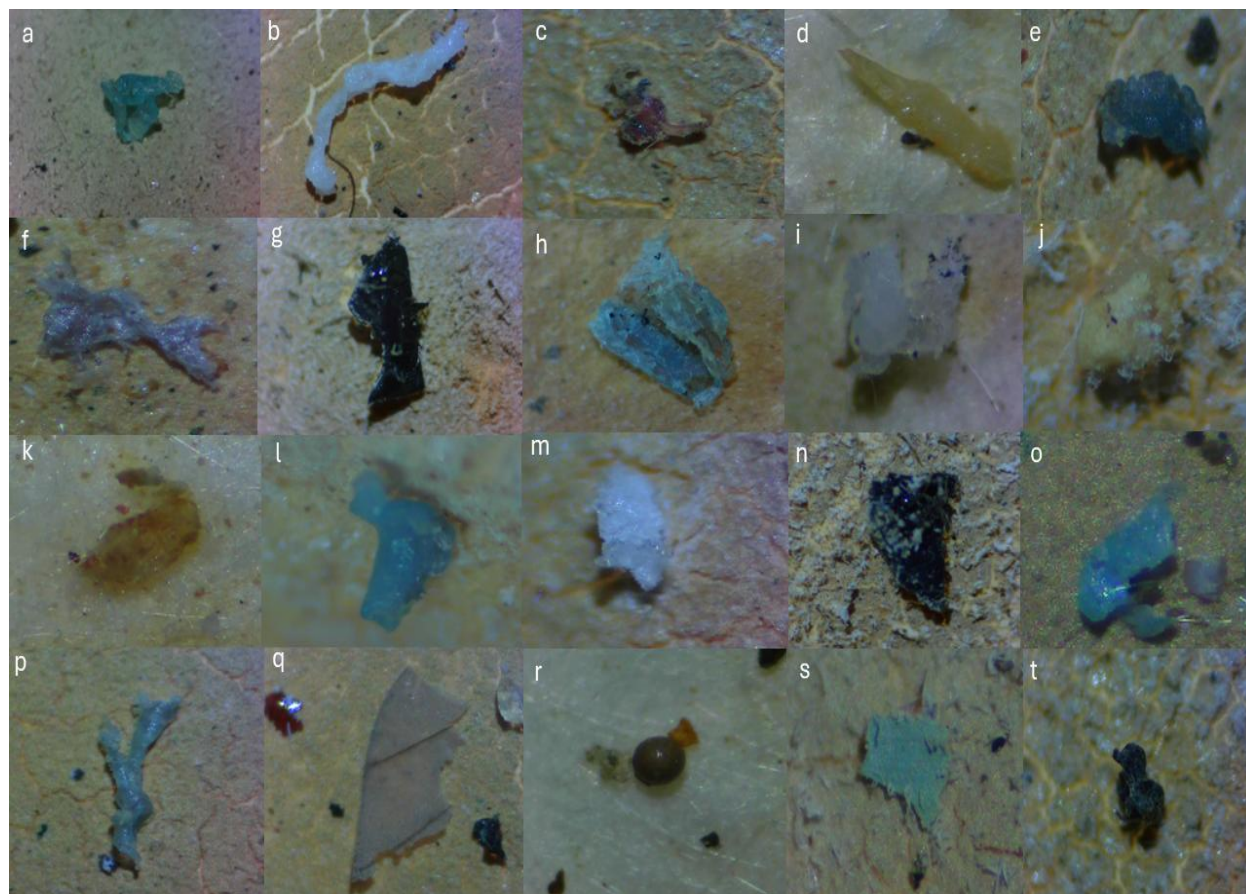


Figura 6.5: Ejemplos representativos de MP observados en muestras de la laguna de Cahuil. Las imágenes (a–p) corresponden a fragmentos, (q) a film, (r) a esfera y (s–t) a foam (elaboración propia).

La prueba de la aguja caliente se aplicó en dos etapas complementarias para clasificar las partículas según los criterios de la Tabla 3.2. En primer lugar, mediante la aguja fría se evaluó la respuesta mecánica a la compresión, permitiendo distinguir rigidez y ductilidad. Posteriormente, se utilizó la aguja caliente para analizar la respuesta térmica al calor. En esta etapa, los fragmentos tendieron a adherirse a la aguja, comportamiento que también se observó en las esferas. Se registraron además casos de deformación y retracción, como el ejemplificado en la Figura 6.6, donde el MP

mostró rigidez frente a la aguja fría y una contracción marcada al aplicar calor, acompañada de un cambio desde un tono violeta translúcido a uno más oscuro, consistente con la respuesta esperable de un material termoplástico. Por su parte, los films se caracterizaron por ser láminas delgadas, plegables y encogibles ante la exposición térmica, mientras que los foam exhibieron una respuesta más dúctil a la compresión y retracción al aproximar la aguja caliente.

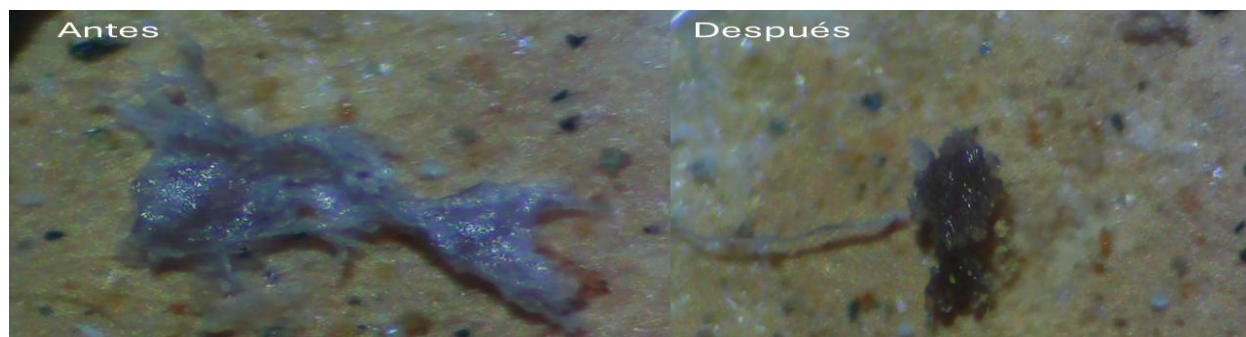


Figura 6.6: Evidencia de la respuesta térmica de un MP durante la prueba de la aguja caliente (elaboración propia).

6.2.3 Distribución cromática de los microplásticos y su relevancia ecológica

En cuanto a la distribución cromática, se identificaron partículas blancas/transparentes, azules, negras, amarillas, rojas, verdes y marrones, tal como se observa en la Figura 6.7. Los colores predominantes fueron blanco/transparente y azul, los cuales en conjunto representaron algo más de dos tercios del total, seguidos por el negro con un 14,13%. El resto de los colores (marrón, amarillo, verde y rojo) se presentaron en proporciones bajas y similares.

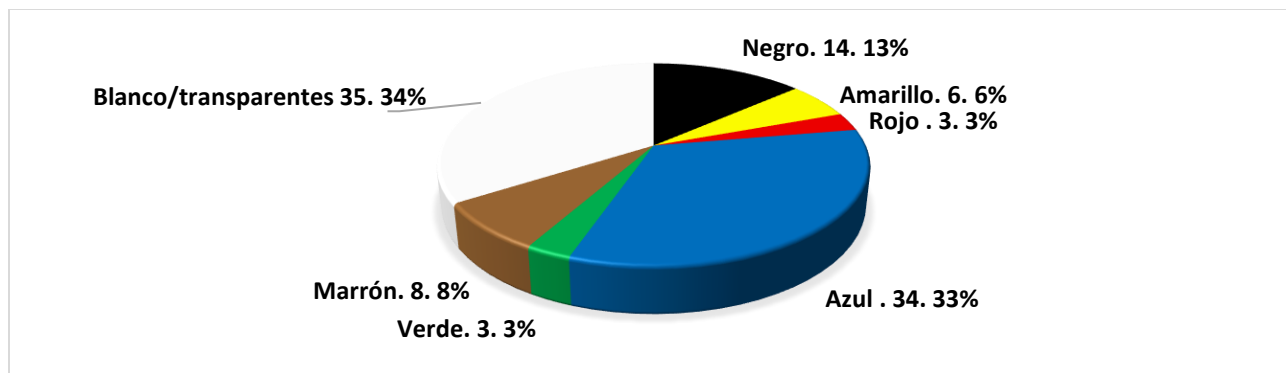


Figura 6.7: Distribución porcentual cromática de los MP en las muestras de Cahuil ($n = 103$). Esta distribución cromática es consistente con patrones reportados a escala global en lagos. A partir de la síntesis de datos presentada por Chen et al. (2024), y al agrupar las categorías blanco y transparente siguiendo el criterio propuesto por D'Hont et al. (2021), los sistemas lacustres muestran una proporción cercana al 44% de MP blanco/transparentes, mientras que las partículas azules representan aproximadamente un 21% del total. Estos valores resultan comparables con las proporciones observadas en la laguna de Cahuil.

Los mecanismos que explican esta distribución han sido discutidos en la literatura. Estudios experimentales demuestran que plásticos de igual composición pueden presentar tasas de degradación distintas según el colorante incorporado, observándose que materiales azules, verdes y rojos se degradan más rápidamente que los blancos y negros tras exposiciones prolongadas (Key et al., 2024). A ello se suma un sesgo asociado a la identificación visual, ya que las tasas de recuperación de partículas azules (80–100%) son significativamente mayores que las de colores oscuros como el negro (16–40%) (Chen et al., 2024). En conjunto, la elevada abundancia de MP azules observada en Cahuil puede explicarse por una combinación de ambos factores.

En la laguna de Cahuil, los colores blancos/transparentes, azul y negro, que en conjunto representaron el 83,8% de los MP identificados, han sido asociados en múltiples estudios con una mayor probabilidad de ingestión accidental por peces, debido a su semejanza visual con ciertos componentes del plancton, particularmente en el caso de tonalidades claras o azuladas (Lim et al., 2022). Si bien en este estudio no se evaluó la ingestión en organismos del sistema, esta distribución cromática sugiere un potencial riesgo de transferencia trófica. Este riesgo podría verse incrementado si las partículas corresponden a MP envejecidos, ya que los procesos de degradación superficial aumentan su capacidad de adsorber y transportar contaminantes hacia niveles tróficos superiores.

6.2.4 Distribución espacial de los MP en las aguas de Cahuil

En el área de estudio (Figura 5.3), la abundancia de MP osciló entre 126 y 335 *items/m*³, con un promedio general de $215,7 \pm 44,2$ *items/m*³ (Figura 6.8). Las estaciones P2 y P3 se localizaron en el sector de la barra litoral, mientras que P1 corresponde al sector interior del sistema. Todas las estaciones se encontraban en condición lagunar debido al cierre de la barra litoral, con excepción de la muestra P1-75-VA, recolectada bajo condición estuarina.

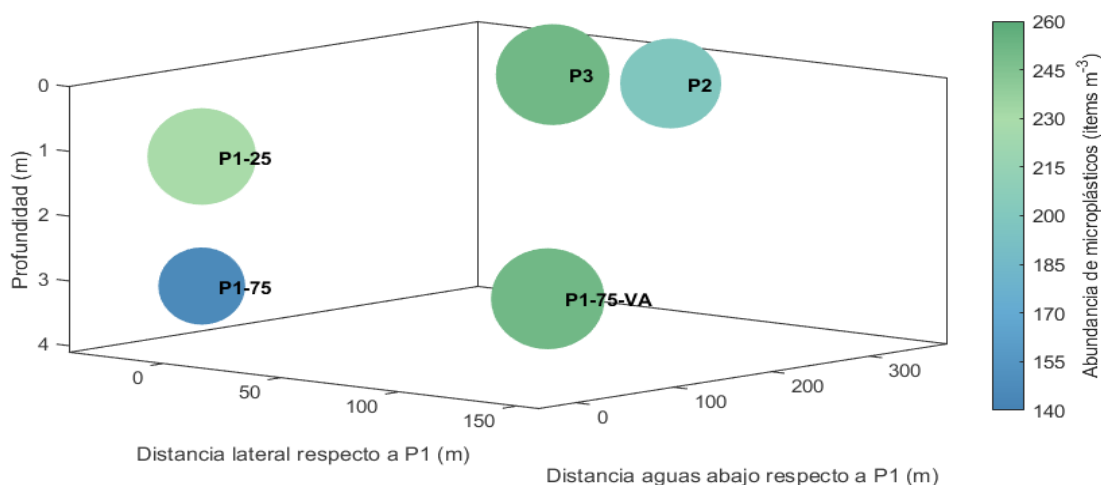


Figura 6.8: Distribución vertical y espacial de la abundancia promedio de MP en Cahuil

(elaboración propia).

Los resultados obtenidos en la laguna de Cahuil indican que la distribución vertical de los MP en la columna de agua se encuentra condicionada por el régimen hidrodinámico del sistema, determinado por la alternancia entre condiciones lagunares y estuarinas asociadas a la apertura y cierre de la barra litoral. Durante la condición lagunar, caracterizada por un régimen de baja energía del flujo, las partículas se concentran predominantemente en los estratos superficiales, con un promedio de abundancia de $230,4 \pm 0,0$ ítems/ m^3 , mientras que en el estrato profundo (75 % de la columna) la abundancia media disminuye a $146,6 \pm 29,6$ ítems/ m^3 , configurando un patrón de acumulación relativa en superficie. Este comportamiento es consistente con lo descrito por Shamskhany et al. (2021), quienes señalan que, en aguas tranquilas, los MP con flotabilidad positiva tienden a concentrarse en los estratos superficiales de la columna de agua. Paralelamente, y de acuerdo con lo reportado por Chubarenko et al. (2025), en ambientes de baja energía hidrodinámica puede producirse una disminución general de la abundancia de MP en la columna de agua asociada a procesos de deposición bentónica, los cuales, en el presente caso, afectarían preferentemente al estrato profundo debido a su mayor proximidad al fondo.

En cambio, durante la condición estuarina registrada en P1-75-VA, la media de abundancia profunda aumentó a $251,3 \pm 29,6$ ítems/ m^3 , un incremento porcentual del 71,2 % más que en condición lagunar a la misma profundidad. Este aumento se asocia a la mayor velocidad del flujo durante la fase estuarina, la cual favorece la resuspensión y el transporte horizontal de MP desde el fondo. Si bien P1-75-VA se ubica a 150 m de P1, lo que podría introducir una variación espacial, la magnitud del incremento observado sugiere que la diferencia responde principalmente a la transición hidrodinámica entre estados. Bajo este escenario, el predominio de las corrientes horizontales mantiene a los MP en suspensión y en transporte activo dentro de la columna de agua, particularmente en los estratos profundos, limitando la segregación vertical por flotabilidad. En estas condiciones, los MP con flotabilidad negativa tienden a permanecer en la columna debido a la resuspensión y la advección horizontal, mientras que el ascenso de los MP positivamente flotantes hacia los estratos superficiales se ve restringido.

En este contexto, los perfiles de salinidad medidos con la sonda CastAway-CTD permiten evaluar si los cambios observados en la distribución vertical de MP podrían atribuirse a variaciones en el régimen de mezcla de la columna de agua. Los resultados muestran que, tanto en condición lagunar como estuarina, la columna de agua se mantuvo en un régimen de estratificación parcial, con índices de estratificación entre 0,33 y 0,57 (Tabla 6.1), caracterizado por diferencias verticales moderadas y sin cambios estructurales relevantes.

Tabla 6.1: Índice de estratificación (I_s) calculado mediante la ecuación (1) (Sección 3.8), a partir de los perfiles de salinidad medidos con sonda CastAway-CTD.

Punto de muestreo	Ambiente	I_s	Régimen de mezcla
P1-25	Laguna	0,33	Estratificación parcial
P1-75	Laguna	0,57	Estratificación parcial
P1-75-VA	Estuario	0,41	Estratificación parcial

Desde un punto de vista gráfico (Figura 6.9), los perfiles más desplazados hacia la izquierda representan una columna de agua más heterogénea y con menor mezcla vertical, por lo que P1-75 corresponde al estado más estratificado. En contraste, el perfil P1-75-VA evidencia una mezcla ligeramente más favorecida, atribuible al aumento del flujo del estero bajo condición de barra litoral abierta, aunque sin modificar el régimen general de estratificación parcial de la columna de agua.

Las diferencias observadas entre P1-25 y P1-75 en condición lagunar son acotadas y se asocian principalmente a variaciones horarias entre muestreos (Tabla 5.2), así como a posibles efectos superficiales inducidos por el viento o por procesos de recirculación interna. En consecuencia, los perfiles de salinidad indican que el aumento de abundancia de MP en profundidad durante la condición estuarina no responde a una homogenización vertical de la columna, sino a procesos de resuspensión y advección horizontal asociados a una mayor velocidad del flujo bajo condición estuarina.

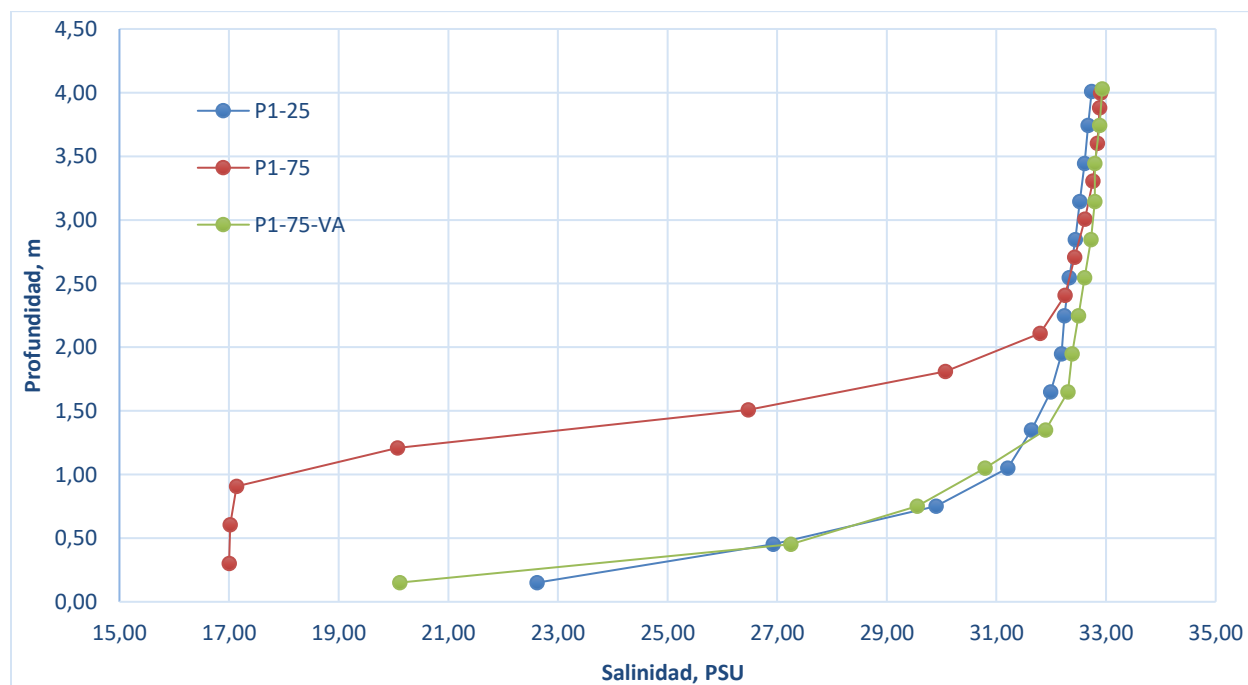


Figura 6.9: Perfiles de salinidad en la estación P1 en condiciones lagunar y estuarina.

En las muestras ubicadas en el sector de la barra litoral, ambas estaciones se encuentran [54]

espacialmente próximas, pero presentan condiciones hidrodinámicas diferenciadas, asociadas a su posición relativa dentro del sistema (Figura 6.10). En este contexto, la estación P2, asociada a agua estancada retenida detrás de la barra litoral, presentó una abundancia promedio de $199,0 \pm 103,7 \text{ items}/m^3$. Por su parte, P3, localizada directamente en la boca de la desembocadura, donde persiste una interacción remanente e intermitente entre el agua fluvial y la marina, registró una concentración de $251,3 \pm 118,5 \text{ items}/m^3$.



Figura 6.10: Vista aérea del sector de la barra litoral de Cahuil, indicando la ubicación de las estaciones P2 y P3 (registro en terreno).

En este sentido, la mayor abundancia observada en P3 es atribuible procesos hidrodinámicos característicos de la zona de intercambio. La mezcla y recirculación generadas en este sector incrementan la turbulencia, favoreciendo la resuspensión de partículas depositadas en el ambiente bentónico que, bajo condiciones más estáticas como las predominantes en P2, tienden a sedimentar. Adicionalmente, las interacciones intermitentes con el mar implican el ingreso ocasional de agua marina, la cual puede actuar como una fuente externa de MP, contribuyendo a la mayor abundancia registrada en esta estación.

Respecto a la distribución longitudinal, al comparar únicamente los estratos superficiales en el sector interior (P1-25) y las estaciones someras P2 y P3 en la barra litoral, las abundancias resultaron similares, sin un gradiente claro. La ausencia de un gradiente longitudinal definido sugiere que la escala espacial considerada no fue suficiente para capturar contrastes sistemáticos en la abundancia de MP, considerando que la separación entre estaciones fue del orden de los 400 m. Además, es importante considerar que las muestras P2 y P3 fueron recolectadas bajo condición de lluvia (Tabla 5.3). Diversos estudios han documentado que los eventos de precipitación generan aumentos puntuales en la abundancia de MP debido al aporte de escorrentía superficial, lo cual arrastra MP de los suelos hacia cuerpo de agua (Chen et al., 2024). Por ello es posible que la lluvia hubiese homogenizado las abundancias entre las estaciones, reduciendo las diferencias

longitudinales antes de la lluvia.

En términos generales, los patrones espaciales y verticales descritos en esta sección deben interpretarse como representativos de los estados hidrodinámicos observados durante los eventos de muestreo, sin que el diseño del estudio permita evaluar su estabilidad o persistencia en una escala temporal mayor.

6.3 Resultados de la comparación de la abundancia de microplásticos en la laguna de Cahuil con otros sistemas lacustres

6.3.1 Revisión bibliográfica y normalización de datos

A partir de los criterios metodológicos definidos en la Sección 5.3, se identificaron 22 sistemas lacustres con datos comparables en términos de abundancia de MP en columna de agua (*items/m³*). La base inicial provino del metaanálisis de Chen et al. (2024), a la cual se incorporaron estudios adicionales de México y Colombia con el fin de mejorar la representación regional, dada la baja proporción de sistemas latinoamericanos en la fuente primaria. Esta comparación debe interpretarse como una referencia contextual y no como una comparación directa entre sistemas, debido a las diferencias metodológicas existentes entre los estudios considerados.

Las abundancias utilizadas corresponden a valores corregidos, excluyendo la fracción de fibras conforme a los resultados de los controles negativos de las muestras de Cahuil (Sección 6.2.1). Estos evidenciaron fibras compatibles con origen orgánico, sin que pueda descartarse la incorporación de fibras de otra naturaleza durante la observación microscópica. En consecuencia, se optó por excluir esta fracción del análisis cuantitativo con el fin de evitar sobreestimaciones en los valores de abundancia. Este criterio de corrección fue aplicado de manera sistemática al conjunto de estudios considerados, descontando de la abundancia media reportada la fracción fibrosa en cada caso, con el objetivo de construir una base de datos homogénea para la comparación con el presente estudio. El resultado de este proceso de normalización se presenta en la Tabla 6.2. No obstante, esta corrección puede subestimar artificialmente la abundancia relativa de aquellos sistemas donde las fibras constituyen un componente real y dominante de los MP en la columna de agua.

Tabla 6.2: Abundancia de MP en la columna de agua de sistemas lacustres reportado en América.

Nombre del lago	País	Longitud	Latitud	% fibra	Abundancia media de MP	Abundancia media de MP sin fibras	Referencia
Cahuil	Chile	-72.02	-34.47	0%	215,70	215,70	Este estudio
La Salada	Argentina	-62.70	-39.45	70%	143,30	43,28	(Alfonso et al., 2020)
Rivadavia	Argentina	-71.69	-42.66	24%	0,39	0,30	(Nava et al., 2023)
Guaíba	Brasil	-51.26	-30.15	15%	40,60	34,51	(Bertoldi et al., 2021)
Luruaco	Colombia	-75.15	10.60	79%	1.070,00	225,77	(Rojas-Luna et al., 2023)
Titicaca	Bolivia	-68.80	-16.40	46%	49.306,00	26723,85	(Loayza et al., 2022)
Cuitzeo	México	-100.83	20.08	36%	2.600,00	1656,45	(Jiménez-Contreras et al., 2024)
Pátzcuaro	México	-101.53	19.70	16%	7.700,00	6451,35	(Jiménez-Contreras et al., 2024)
Mosquito	EEUU	-80.751	28.802	85%	23.100,00	3465,00	(Waite et al., 2018)
Avery	EEUU	-84.78	46.42	43%	0,09	0,05	(Nava et al., 2023)
Clinton	EEUU	-95.39	38.89	75%	0,25	0,06	(Nava et al., 2023)
Tahoe	EEUU	-120.03	39.10	7%	5,44	5,06	(Nava et al., 2023)
McNarny	EEUU	-84.96	46.43	50%	0,36	0,18	(Nava et al., 2023)
Alta	Canadá	-122.97	50.11	76%	438,00	105,12	(Klasios & Tseng, 2023)
Chilliwack	Canadá	-121.42	49.06	76%	645,00	154,80	(Klasios & Tseng, 2023)
Cowichan	Canadá	-124.05	48.83	76%	832,00	199,68	(Klasios & Tseng, 2023)
Cultus	Canadá	-121.97	49.07	76%	542,00	130,08	(Klasios & Tseng, 2023)
Deer	Canadá	-122.97	49.24	76%	584,00	140,16	(Klasios & Tseng, 2023)
Lizard	Canadá	-124.22	48.61	76%	500,00	120,00	(Klasios & Tseng, 2023)
Pixie	Canadá	-124.20	48.65	76%	479,00	114,96	(Klasios & Tseng, 2023)
Brohm	Canadá	-123.14	49.82	76%	833,00	199,92	(Klasios & Tseng, 2023)
Ontario	Canada	-73.17	43.17	28%	800,00	576,00	(Grbić et al., 2020)
Rewalsar	India	76.82	31.63	1,54%	130.000	127.998	(Bulbul et al., 2023)

6.3.2 Comparación de la abundancia de MP en Cahuil en el contexto regional y global

El metaanálisis de Chen et al. (2024) de 351 lagos describe una variación global entre 0,05 *items/m³* (lago Avery, EEUU) y 127.998 *items/m³* (lago Rewalsar, India), identificando además un patrón asociado al Índice de Desarrollo Humano (IDH). Según esta distribución, los países con IDH medio y bajo presentan las mayores abundancias promedio ($\approx 19.000 \text{ items/m}^3$), mientras que los países con alto y muy alto IDH registran valores uno a dos órdenes de magnitud menores. En este contexto, Cahuil ($215,7 \pm 44,2 \text{ items/m}^3$) se ubica dentro del rango bajo a moderado del promedio del grupo MADH ($\approx 547,74 \text{ items/m}^3$), situándose así dentro del tramo inferior de la distribución global reportada.

Usando los datos sistematizados en la Tabla 6.2 (Figura 6.11), la variabilidad regional en América se vuelve especialmente evidente. En el extremo superior del espectro se ubican Titicaca (Bolivia), seguido por los sistemas mexicanos de Pátzcuaro y Cuitzeo, que concentran las mayores abundancias registradas en el continente. En un nivel intermedio se posicionan la laguna de Cahuil (Chile), los sistemas de Canadá y el lago Luruaco (Colombia), todos en rangos comparables y asociados a condiciones de presión antrópica baja a moderada. En el extremo inferior destacan lagos como Avery, Clinton y Tahoe (EEUU), además de Rivadavia (Argentina) y Guaíba (Brasil). Este último caso resulta especialmente llamativo, dado que se encuentra adyacente a Porto Alegre ($\approx 1,5$ millones de habitantes) y aun así presenta abundancias inferiores a Cahuil.

Esta diferencia sugiere que la acumulación de MP no responde de forma lineal a la presión antrópica, sino que está condicionada por factores propios de cada sistema. Entre ellos, la literatura destaca la dinámica hidrológica interna, en particular el tiempo de residencia del agua, como un elemento clave para la retención de partículas (Garcés-Ordóñez et al., 2022).

En el lago Guaíba, por ejemplo, el tiempo de residencia hidrológico es cercano a 10 días (Bortolin et al., 2022), registrándose abundancias bajas (35 items/m^3). En contraste, la laguna de Cahuil presenta tiempos de retención del orden de meses, especialmente durante el período estival, lo que explicaría las mayores abundancias. Una tendencia similar se observa en el lago Mosquito (EEUU), donde la renovación del 50 % del volumen requiere entre 200 y 300 días, lo que se asocia con una abundancia considerablemente mayor de 3.465 items/m^3 (Waite et al., 2018).

En conjunto, la evidencia indica que la abundancia observada en Cahuil responde menos a la presión antrópica directa y más a su dinámica interna como sistema lagunar. De acuerdo con Garcés-Ordóñez et al. (2022), describen que, durante los meses estivales, la mayor radiación UV acelera la fragmentación de plásticos, mientras que en los periodos lluviosos la escorrentía

superficial facilita su transferencia hacia sistemas fluviales. Esta interpretación es coherente con lo reportado para el río Biobío, donde se han registrado abundancias invernales hasta 20 veces superiores respecto al verano (Recabarren et al., 2025). En Cahuil, este mecanismo adquiere relevancia considerando que la basura costera es mayoritariamente plástica (Figura 4.3) y que el sistema presenta largos tiempos de retención hidrológica. Por lo tanto, aunque la presión urbana local sea moderada, la combinación entre un suministro estacional de MP, el transporte por lluvias y la baja renovación de agua constituye una explicación coherente para las concentraciones registradas en la laguna.



Figura 6.11: Distribución de MP no fibrosos en la columna de agua para lagos americanos (elaboración propia).

Capítulo 7 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

7.1 Conclusiones

La presente investigación permitió evaluar la presencia, distribución y características de MP en sistemas estuarino–lagunares de la zona central de Chile, abordando un vacío de información relevante en ecosistemas de transición sometidos a hidrodinámicas variables y presiones antrópicas. A través de un diseño metodológico en dos etapas complementarias, se logró integrar una fase exploratoria orientada al ajuste de procedimientos analíticos y una campaña principal enfocada en la caracterización espacial y vertical de los MP en la laguna costera de Cahuil, considerando la influencia de la dinámica de la barra litoral sobre su distribución en la columna de agua.

El estudio exploratorio desarrollado en la desembocadura del río Maipo permitió ajustar y validar el protocolo de muestreo, digestión y separación por densidad aplicado posteriormente en la laguna de Cahuil. La optimización de la separación mediante bromuro de sodio, junto con la definición de tiempos de reposo y volúmenes de descarte, permitió asegurar una recuperación efectiva de partículas. Asimismo, la detección de MP en todas las muestras analizadas, incluso a partir de volúmenes reducidos y en distintos estratos de la columna de agua, confirma la aplicabilidad del protocolo y constituye un antecedente relevante sobre la presencia de este contaminante emergente en la desembocadura del río Maipo.

Los resultados obtenidos en la laguna de Cahuil muestran que la distribución vertical de los MP en la columna de agua está directamente condicionada por el régimen hidrodinámico del sistema, determinado por la alternancia entre condiciones lagunares y estuarinas asociadas a la apertura y cierre de la barra litoral. Bajo condición lagunar, caracterizada por baja energía del flujo, las partículas se concentran predominantemente en los estratos superficiales (25%), con abundancias de $230,4 \text{ ítems}/m^3$, mientras que en el estrato profundo (75%) la abundancia disminuye a $126\text{--}167,5 \text{ ítems}/m^3$, evidenciando un patrón de acumulación en la superficie, consistente con lo sugerido por la literatura sobre MP positivamente flotantes en aguas tranquilas (Shamskhany et al., 2021). En contraste, durante la condición estuarina registrada en P1-75-VA, la abundancia en profundidad aumentó a $230,4\text{--}272,3 \text{ ítems}/m^3$, un incremento del 71,4 % respecto a la misma profundidad en condición lagunar, lo que se asocia a la mayor velocidad del flujo, que promueve la resuspensión y el transporte horizontal de MP desde el fondo, manteniéndolos en movimiento y limitando su acumulación en los estratos superficiales. Este comportamiento es coherente con las observaciones de Chubarenko et al. (2025), quienes señalan que en ambientes de mayor energía la abundancia de microplásticos en la columna tiende a aumentar, en contraste con condiciones de

baja energía, donde predominan procesos de acumulación de MP en los sedimentos. Asimismo, la ausencia de un patrón longitudinal claro puede interpretarse tanto por la homogenización de MP debido a la escorrentía superficial durante el muestreo, como por la escala espacial del estudio.

Al situar la abundancia de MP registrada en la laguna de Cahuil en un contexto regional y global, se observa que este sistema presenta concentraciones bajas dentro del promedio del grupo de países con MADH. No obstante, al comparar estos valores con otros sistemas lacustres de América, se evidencia que Cahuil presenta abundancias comparables o incluso superiores a las de algunos lagos sometidos a presiones antrópicas mayores, lo que indica que la actividad humana no es el principal factor en explicar la magnitud de su abundancia. En este sentido, la evidencia comparada sugiere que la acumulación de MP está fuertemente condicionada por propiedades intrínsecas del sistema, como su morfología, las cuales modulan el funcionamiento hidrodinámico del cuerpo de agua. Estas características influyen directamente en parámetros clave como el tiempo de residencia, favoreciendo o limitando la retención de partículas en la columna de agua. Este parámetro, a su vez, puede verse modificado por la estacionalidad de las precipitaciones, ya que los eventos de lluvia alteran los caudales, la conectividad del sistema y el aporte de MP a través de la escorrentía superficial. En el caso de Cahuil, la interacción entre estos factores constituye una explicación coherente para las concentraciones observadas, aun en un contexto de presión urbana acotada.

7.2 Recomendaciones

A partir de los resultados obtenidos y de las limitaciones metodológicas identificadas en el presente estudio (Sección 5.2.7), se proponen las siguientes recomendaciones orientadas a fortalecer futuras investigaciones sobre MP en sistemas estuarinos y lagunares, así como a mejorar la comparabilidad y robustez de los análisis.

En primer lugar, desde un punto de vista metodológico, se recomienda complementar la separación por densidad empleada en este estudio con soluciones de mayor densidad efectiva, tales como cloruro de zinc o yoduro de sodio, con el fin de mejorar la recuperación de polímeros de alta densidad. Asimismo, la incorporación de técnicas instrumentales de identificación polimérica, como espectroscopía FTIR o Raman, permitiría validar de manera cuantitativa la naturaleza de las partículas identificadas y reducir la dependencia de métodos confirmatorios cualitativos, como la prueba de la aguja caliente.

Adicionalmente, se sugiere evaluar estrategias metodológicas específicas para el análisis de MP de tamaño inferior a 75 μm , actualmente excluidos por el sistema de tamizado utilizado. La inclusión de esta fracción permitiría una caracterización más completa del espectro de tamaños presentes en la columna de agua y facilitaría la comparación con estudios que reportan MP de

menor tamaño.

En relación con la clasificación morfológica, la incorporación de fibras en futuros estudios resulta recomendable, siempre que se disponga de condiciones de control ambiental más estrictas durante las etapas de procesamiento y observación. La literatura señala la necesidad de realizar estas actividades en laboratorios con ventilación controlada, en ambientes cerrados con baja circulación de personas y evitando corrientes de aire no controladas, con el fin de minimizar la deposición de fibras aéreas sobre las muestras (Hermesen et al., 2018). La implementación de estas medidas permitiría reducir la incertidumbre asociada a la identificación de fibras y mejorar la comparabilidad de los resultados con estudios internacionales.

Desde el punto de vista del diseño de muestreo, se recomienda la realización de campañas con mayor resolución temporal, considerando distintas condiciones hidrológicas y estacionales. En sistemas altamente dinámicos como la laguna de Cahuil, caracterizados por transiciones entre estados lacustres y estuarinos, el muestreo estacional permitiría evaluar la influencia de los cambios en el tiempo de residencia, el intercambio con el medio marino y las variaciones de caudal sobre la distribución de los MP.

Referencias

- Alfonso, M. B., Arias, A. H., & Piccolo, M. C. (2020). Microplastics integrating the zooplanktonic fraction in a saline lake of Argentina: Influence of water management. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(2), 117. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8080-1>
- Allen, G. P., Salomon, J. C., Bassoullet, P., Du Penhoat, Y., & de Grandpré, C. (1980). Effects of tides on mixing and suspended sediment transport in macrotidal estuaries. *Sedimentary Geology*, 26(1), 69-90. [https://doi.org/10.1016/0037-0738\(80\)90006-8](https://doi.org/10.1016/0037-0738(80)90006-8)
- American Chemistry Council. (2016, julio 1). *Plastics and Sustainability: A Valuation of Environmental Benefits, Costs and Opportunities for Continuous Improvement*. <https://www.americanchemistry.com/better-policy-regulation/transportation-infrastructure/corporate-average-fuel-economy-cafe-emissions-compliance/resources/plastics-and-sustainability-a-valuation-of-environmental-benefits-costs-and-opportunities-for-continuous-improvement>
- Andrade, B., & Grau, S. (2005). La laguna de Cahuil, un ejemplo de estuario estacional en Chile central. *Revista de Geografía Norte Grande*, 33, 59-72. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=30003304>
- Bahamondes, P., Uraoka, T., Maturana, V., & Gerstle, J. (2021). *Propuesta integral de protocolo de apertura mecanizada de la barra terminal para el humedal de cahuil* (p. 16). GEF Humedales Costeros. <https://gefhumedales.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2022/05/Protocolo-Barra-Cahuil.pdf>
- Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1985-1998. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
- Beckingham, B., Apintiloaiei, A., Moore, C., & Brandes, J. (2023). Hot or not: Systematic review

- and laboratory evaluation of the hot needle test for microplastic identification. *Microplastics and Nanoplastics*, 3(1), 8. <https://doi.org/10.1186/s43591-023-00056-4>
- Bertoldi, C., Lara, L. Z., Mizushima, F. A. de L., Martins, F. C. G., Battisti, M. A., Hinrichs, R., & Fernandes, A. N. (2021). First evidence of microplastic contamination in the freshwater of Lake Guaíba, Porto Alegre, Brazil. *Science of The Total Environment*, 759, 143503. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143503>
- Bortolin, E. C., Távora, J., & Fernandes, E. H. L. (2022). Long-Term Variability on Suspended Particulate Matter Loads From the Tributaries of the World's Largest Choked Lagoon. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.836739>
- Bulbul, M., Kumar, S., Ajay, K., & Anoop, A. (2023). Spatial distribution and characteristics of microplastics and associated contaminants from mid-altitude lake in NW Himalaya. *Chemosphere*, 326, 138415. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138415>
- Castillo, C., Fernández, C., Gutiérrez, M. H., Aranda, M., Urbina, M. A., Yáñez, J., Álvarez, Á., & Pantoja-Gutiérrez, S. (2020). Water column circulation drives microplastic distribution in the Martínez-Baker channels; A large fjord ecosystem in Chilean Patagonia. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111591. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111591>
- Chan, C. K.-M., Lo, C. K.-Y., & Kan, C.-W. (2024). A Systematic Literature Review for Addressing Microplastic Fibre Pollution: Urgency and Opportunities. *Water*, 16(14), 1988. <https://doi.org/10.3390/w16141988>
- Chen, D., Wang, P., Liu, S., Wang, R., Wu, Y., Zhu, A.-X., & Deng, C. (2024). Global patterns of lake microplastic pollution: Insights from regional human development levels. *The Science of the Total Environment*, 954, 176620. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176620>
- Chubarenko, I., Khatmullina, L., Esiukova, E., Krivoshlyk, P., Radmanesh Manbohi, A., Bocherikova, I., Isachenko, I., Hamzeh, M. A., & Chubarenko, B. (2025). Deposition of microplastics in estuaries: Critical review of field and experimental data from the

- perspective of the Ocean Marginal Filter concept. *The Science of the Total Environment*, 997, 180210. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.180210>
- CIA Medical. (2026). *21 Gauge Needles | 21G Needle Specifications*. <https://www.ciamedical.com/21-gauge-needles>
- Dai, J., Liu, P., Wang, C., Li, H., Qiang, H., Yang, Z., Guo, X., & Gao, S. (2023). Which factors mainly drive the photoaging of microplastics in freshwater? *Science of The Total Environment*, 858, 159845. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159845>
- DGA. (2004). *Cuenca del Maipo. Dirección General de Aguas*. (p. 201). Ministerio de Obras Públicas. <https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2017/12/Maipo.pdf>
- DGA. (2007). *Evaluación de los recursos hídricos subterráneos del acuífero de Nilahue*. <https://bibliotecadigital.ciren.cl/handle/20.500.13082/32982>
- D'Hont, A., Gittenberger, A., Leuven, R. S. E. W., & Hendriks, A. J. (2021). Dropping the microbead: Source and sink related microplastic distribution in the Black Sea and Caspian Sea basins. *Marine Pollution Bulletin*, 173, 112982. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112982>
- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R. C., & Aldridge, D. C. (2015). Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research*, 75, 63-82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>
- Festa, J. F., & Hansen, D. V. (1978). Turbidity maxima in partially mixed estuaries: A two-dimensional numerical model. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 7(4), 347-359. [https://doi.org/10.1016/0302-3524\(78\)90087-7](https://doi.org/10.1016/0302-3524(78)90087-7)
- Gago, J., Filgueiras, A., Pedrotti, M. L., Caetano, M., & Frias, J. (2019). *Standardised protocol for monitoring microplastics in seawater. Deliverable 4.1*. <https://repository.oceanbestpractices.org/handle/11329/1077>

- GEF Humedales Costeros. (2025). *Atlas Ilustrado del Humedal de Cáhuil | Proyecto GEF Humedales Costeros*. <https://gefhumedales.mma.gob.cl/atlas-ilustrado-del-humedal-de-cahuil/>
- GESAMP. (2019). *Guidelines for the Monitoring and Assessment of Plastic Litter in the Ocean* (No. 99; GESAMP Reports and Studies). International Maritime Organization. <http://www.gesamp.org/publications/guidelines-for-the-monitoring-and-assessment-of-plastic-litter-in-the-ocean>
- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7), e1700782. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- Godoy Calero, V. (2021). *Origen, caracterización e impacto de los microplásticos presentes en el medioambiente: Aplicación a la provincia de Granada (España)* [Tesis doctoral, Universidad de Granada]. <https://digibug.ugr.es/handle/10481/69067>
- Grbić, J., Helm, P., Athey, S., & Rochman, C. M. (2020). Microplastics entering northwestern Lake Ontario are diverse and linked to urban sources. *Water Research*, 174, 115623. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115623>
- Hermesen, E., Mintenig, S. M., Besseling, E., & Koelmans, A. A. (2018). Quality Criteria for the Analysis of Microplastic in Biota Samples: A Critical Review. *Environmental Science & Technology*, 52(18), 10230-10240. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01611>
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M. (2012). Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology*, 46(6), 3060-3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>
- Horton, A. A., Walton, A., Spurgeon, D. J., Lahive, E., & Svendsen, C. (2017). Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of The Total Environment*, 586,

- Jiménez-Contreras, J., Fernández-Medina, R. I., & Fernández-Araiza, M. A. (2024). Microplastics pollution in tropical lakes: Water, zooplankton, and fish in Central Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment*, 196(9), 813. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12978-4>
- Key, S., Ryan, P. G., Gabbott, S. E., Allen, J., & Abbott, A. P. (2024). Influence of colourants on environmental degradation of plastic litter. *Environmental Pollution*, 347, 123701. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123701>
- Klasios, N., & Tseng, M. (2023). Microplastics in subsurface water and zooplankton from eight lakes in British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 80(8), 1248-1267. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2022-0293>
- Koelmans, A. A., Mohamed Nor, N. H., Hermesen, E., Kooi, M., Mintenig, S. M., & De France, J. (2019). Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Research*, 155, 410-422. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054>
- Kole, P. J., Löhr, A. J., Van Belleghem, F. G. A. J., & Ragas, A. M. J. (2017). Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(10), 1265. <https://doi.org/10.3390/ijerph14101265>
- Lee, J.-Y., Chia, R. W., Veerasingam, S., Uddin, S., Jeon, W.-H., Moon, H. S., Cha, J., & Lee, J. (2024). A comprehensive review of urban microplastic pollution sources, environment and human health impacts, and regulatory efforts. *Science of The Total Environment*, 946, 174297. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174297>
- Loayza, E., Trigos Barrientos, A. C., & Janssens, G. P. J. (2022). Evidence of microplastics in water and commercial fish from a high-altitude mountain lake (Lake Titicaca). *PeerJ*, 10, e14112. <https://doi.org/10.7717/peerj.14112>
- Ma, P., Wang, W., Liu, H., Chen, F., & Xia, J. (2019). Research on ecotoxicology of microplastics

- on freshwater aquatic organisms. *Environmental Pollutants and Bioavailability*, 31(1), 131-137. <https://doi.org/10.1080/26395940.2019.1580151>
- Markley, L. A. T., Driscoll, C. T., Hartnett, B., Mark, N., Mateos, C., & Hapich, H. (2024). *Guide for the Visual Identification & Classification of Plastic Particles*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.22628.76166>
- Masura, J., Baker, J. E., Foster, G. D. (Gregory D., Arthur, C., & Herring, C. (2015). *Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments* (NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R; 48). Marine Debris Program (U.S.). <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/10296>
- MMA. (2022). *Listado de Sitios—Plataforma para la Gestión de Sitios con Potencial Presencia de Contaminantes*. <https://sppc.mma.gob.cl/Sitios>
- MMA. (2025a). *Cuenca «Costeras Rapel-E.Nilahue»—SIMBIO*. <https://simbio.mma.gob.cl/Cuencas/Details/061>
- MMA. (2025b). *Definiciones Ley 21600 – Sistema Nacional de Áreas Protegidas*. <https://snap.mma.gob.cl/definiciones-ley-21600/>
- Nava, V., Chandra, S., Aherne, J., Alfonso, M. B., Antão-Geraldes, A. M., Attermeyer, K., Bao, R., Bartrons, M., Berger, S. A., Biernaczyk, M., Bissen, R., Brookes, J. D., Brown, D., Cañedo-Argüelles, M., Canle, M., Capelli, C., Carballeira, R., Cereijo, J. L., Chawchai, S., ... Leoni, B. (2023). Plastic debris in lakes and reservoirs. *Nature*, 619(7969), 317-322. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06168-4>
- Niemeyer, H. (1980). *Hoyas hidrográficas de Chile*. <https://bibliotecadigital.ciren.cl/items/052fafdb-960c-4be1-a5ff-9c3458500220>
- Nizzetto, L., Bussi, G., Futter, M. N., Butterfield, D., & Whitehead, P. G. (2016). A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and

- river sediments. *Environmental Science: Processes and Impacts*, 18(8), 1050-1059. Scopus. <https://doi.org/10.1039/c6em00206d>
- Orrego, J. P. (2021). *Humanidad en las cuencas: Usos y abusos. Cuenca del río Maipo*. Fundación Ecosistemas. <https://www.ecosistemas.cl/wp-content/uploads/2021/02/Usos-y-abusos-Humanidad-en-las-cuencas-Rio-Maipo-web.pdf>
- Osorio, E. D., Tanchuling, M. A. N., & Diola, M. B. L. D. (2021). Microplastics Occurrence in Surface Waters and Sediments in Five River Mouths of Manila Bay. *Frontiers in Environmental Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.719274>
- Palanisamy, S., Naidu, B. C., Venkatesh, S., Porayil, L., Balange, A. K., Nayak, B. B., Shaju, S., & Xavier, M. (2024). Microplastic contamination in salt-cured fish and commercial sea salts: An emerging food safety threat in relation to UN Sustainable Development Goals (SDGs). *Environmental Science and Pollution Research*, 31(21), 30688-30702. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33215-y>
- Paredes-Osses, E., Pozo, K., Opazo-Capurro, A., Bahamonde, P., & Cabrera-Pardo, J. R. (2021). Microplastics Pollution in Chile: Current Situation and Future Prospects. *Frontiers in Environmental Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.796989>
- Park, H., & Park, B. (2021). Review of Microplastic Distribution, Toxicity, Analysis Methods, and Removal Technologies. *Water*, 13(19), 2736. <https://doi.org/10.3390/w13192736>
- Priya, K. L., Azhikodan, G., Yokoyama, K., & Renjith, K. R. (2025). Analysing the influence of hydrodynamic and sedimentary factors on the microplastic distribution in the Ashtamudi estuary, India. *Marine Pollution Bulletin*, 212, 117537. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117537>
- Recabarren, T., Torres, M., Jacobsen, C., Pozo, K., Girones, L., Arias, A., Urrutia, R., Ye, G., Příbylová, P., Klánová, J., Ahumada, R., & Pozo, K. (2025). Land-ocean export of microplastic in central Chile: The contribution of the Biobío River using a particle tracking

- model approach. *Environmental Pollution*, 374, 126196.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.126196>
- Red Latinoamericana de Científicos de la Basura. (2025). *Informe de resultados del II Muestreo Internacional y V Nacional en Chile de Macrobasura en Playas de Arena* (p. 56).
 Universidad Católica del Norte. <https://heyzine.com/flip-book/19d486f26d.html>
- Rojas-Luna, R. A., Oquendo-Ruiz, L., García-Alzate, C. A., Arana, V. A., García-Alzate, R., & Trilleras, J. (2023). Identification, Abundance, and Distribution of Microplastics in Surface Water Collected from Luruaco Lake, Low Basin Magdalena River, Colombia. *Water*, 15(2), 344. <https://doi.org/10.3390/w15020344>
- Schütze, B., Thomas, D., Kraft, M., Brunotte, J., & Kreuzig, R. (2022). Comparison of different salt solutions for density separation of conventional and biodegradable microplastic from solid sample matrices. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(54), 81452-81467. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21474-6>
- Seremi del Medio Ambiente. (2025). *Humedales – Biodiversidad RM*.
<https://biodiversidadrm.mma.gob.cl/ecosistemas-acuaticos/humedales/>
- Shamskhany, A., Li, Z., Patel, P., & Karimpour, S. (2021). Evidence of Microplastic Size Impact on Mobility and Transport in the Marine Environment: A Review and Synthesis of Recent Research. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.760649>
- SIMBIO. (2025). *Humedal: HUR-06-36—Estero de Nilahue—Laguna de Cahuil—SIMBIO*.
<https://simbio.mma.gob.cl/Humedales/InventarioDetails/583#gestion>
- Tabla de mareas. (2025). *Tabla de mareas 2025 de Pichilemu, Región de O'Higgins para la pesca*.
<https://tablademareas.com/cl/ohiggins/pichilemu>
- Waite, H. R., Donnelly, M. J., & Walters, L. J. (2018). Quantity and types of microplastics in the organic tissues of the eastern oyster *Crassostrea virginica* and Atlantic mud crab *Panopeus herbstii* from a Florida estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 129(1), 179-185.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.02.026>

- Wong, J. K. H., Lee, K. K., Tang, K. H. D., & Yap, P.-S. (2020). Microplastics in the freshwater and terrestrial environments: Prevalence, fates, impacts and sustainable solutions. *Science of The Total Environment*, 719, 137512. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137512>
- Wootton, N., Reis Santos, P., Adyel, T., Blewitt, M., Clarke, B., Crutchett, T., Hamann, M., Hardesty, D., Lavers, J., Leterme, S., Leusch, F., Lynch, S., Motti, C., O'Brien, A., Okoffo, E., Perera, K., Puskic, P., Razzell Holls, J., Roman, L., ... Gillanders, B. (2024). *Marine sampling field manual for microplastics*. <https://doi.org/10.11636/9781925848755>

Capítulo 8 ANEXOS

8.1 Detalle de procesamiento de muestras

8.1.1 Materiales y reactivos empleados en el procesamiento de muestras.

Tabla 8.1: Listado de materiales para procesamiento de muestras en el laboratorio.

Material	Cantidad	Especificación / Función
Balanza analítica	1	Shimadzu AUX220, resolución 0,0001 g
Espátula de acero	1	Manipulación de reactivos sólidos
Varilla de vidrio	1	Mezcla y homogeneización de soluciones
Pinzas de acero	1	Manipulación de filtros
Placa Petri	12	Vidrio; almacenamiento de muestras y controles negativos de 10 cm de diámetro
Pipeta de vidrio	2	Manipulación de reactivos
Placa calefactora con agitación	1	Agitador magnético MS-HS Classic; 0–1500 rpm, T máx. 340 °C
Vaso de precipitados	2–3	Capacidades de 200, 500 y 1000 mL
Cabina extractora	1	Trabajo seguro con ácidos y peróxido
Piseta plástica	1	Lavado con agua destilada tipo II
Probeta	3	Vidrio; 250 mL, 500 mL y 1 L
Papel aluminio	5 rollos	Protección frente a contaminación aérea
Picnómetro	1	Vidrio; 25 mL; determinación de densidad de NaBr
Columna con llave de paso	1	Columna de vidrio equipada con llave de paso plástica; utilizada en separación por densidad (51 cm × Ø 7,5 cm)
Embudo con llave de paso	1	Embudo de vidrio equipado con llave de paso plástica; utilizado en separación por densidad (29 cm × Ø 15 cm).
Matraz Kitazato	1	Vidrio; filtración al vacío
Bomba de vacío	1	AS30; 1/4 HP; 35–40 L/min; vacío máx. 650 mmHg
Embudo Büchner	1	Cerámico; filtración de muestras; Ø 8 cm
Membranas de microfibra de vidrio	≥15	Ahlstrom Munksjö MGA; 1,1 µm; Ø 110 mm
Microscopio estereoscópico	1	KAISI TX-350E; 7×–50×; iluminación LED superior e inferior
Aguja hipodérmica	4	Acero inoxidable; 21G × 1½”; aplicación de la prueba de aguja caliente para confirmación de microplásticos
Soporte de nuez	2	Montaje de pinzas y accesorios

Tabla 8.2: Listado de reactivos requerido para el procesamiento de muestras.

Reactivo	Cantidad	Características / Uso
Sulfato ferroso heptahidratado (FeSO ₄ ·7H ₂ O)	≥100 g	Grado analítico. Preparación de solución 0,05 M de Fe (II).
Ácido sulfúrico concentrado (H ₂ SO ₄)	1 L	Pureza 98 % p/p, densidad 1,84 g/cm ³ . Acidificación y estabilización de soluciones.
Peróxido de hidrógeno (H ₂ O ₂)	1 L	Solución al 30 % p/p. Digestión de materia orgánica.
Agua destilada tipo II	≥20 L	Lavado de material y preparación de soluciones.
Bromuro de sodio (NaBr)	≥3000 g	Grado técnico. Preparación de soluciones salinas

8.1.2 Digestión de materia orgánica

Procedimiento

1. Medir 170 mL de agua destilada en una probeta y trasvasijar a un vaso precipitado de 500 mL.
2. Masar 2,3 g de sulfato ferroso heptahidratado ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) en una balanza analítica y añadirlo al vaso, mezclando el contenido con la varilla de vidrio.
3. Bajo campana extractora, extraer 1 mL de ácido sulfúrico concentrado con una pipeta graduada y añadirlo a la solución de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$.
4. Homogeneizar la muestra problema y trasvasijar a un vaso precipitado de 500 mL. Enjuagar el vaso original con 10 mL de agua destilada para asegurar la recuperación total de los sólidos y añadirlos al vaso.
5. Colocar la muestra en una placa calefactora bajo campana extractora. Añadir 20 mL de solución de Fe (II) 0,05 M seguido de 20 mL de peróxido de hidrógeno utilizando pipetas graduadas, mezclando suavemente.
6. Cubrir con una tapa de aluminio el vaso y dejar reposar la mezcla 5 min a temperatura ambiente
7. Encender placa calefactora a 75 °C y mantener durante 30 min, controlando posibles desbordes con adición de agua destilada si es necesario. Si persiste materia orgánica, añadir otros 20 mL de H_2O_2 y repetir este paso.
8. Apagar placa calefactora, dejar enfriar la muestra a temperatura ambiente 20 min. Medir el volumen de agua restante en probeta de 100 mL y ajustar con agua destilada.
9. Trasvasijar a un vaso precipitado de 500 mL.



Figura 8.1: Digestión de materia orgánica de muestra (registro en laboratorio).

8.1.3 Separación por densidad y filtrado

1. Adicionar 90 g de bromuro de sodio a muestra y mezclar hasta disolver completamente. Dejar reposar 5 minutos.
2. Verificación de la densidad objetivo por medio de picnómetro
 - 2.1. Masar el picnómetro vacío en la balanza analítica y tarar.
 - 2.2. Llenar el picnómetro con muestra hasta la marca de aforo, secar la parte externa y volver a masar en la balanza analítica.
 - 2.3. Con la información de las masas y el volumen del picnómetro de 24,9 ml, calcular la densidad de la solución utilizando la ecuación 2:

$$\rho_M = \frac{M_{pic+liq} - M_{pic}}{V_{pic}} \quad (2)$$

Donde: ρ_M : Densidad de la muestra $\frac{g}{ml}$, $M_{pic+liq}$: Masa de la muestra y el picnómetro g , M_{pic} : Masa del picnómetro vacío g , V_{pic} : Volumen del picnómetro ml .

- 2.4. Como criterio de validación se debe cumplir que la densidad objetivo debe de ser igual o superior a 1,4 g/ml. En caso de no cumplirse añadir 5 gramos de bromuro de sodio, para luego repetir los pasos 2.2 y 2.3.
3. Transferir la solución con la densidad objetivo a la columna de vidrio con llave de paso y dejar reposar 23 horas. Posteriormente, descartar los primeros 1–2 cm de la columna de separación en un vaso precipitado.
4. Colocar debajo de la columna un matraz Kitasato con embudo Büchner conectado a una bomba de vacío. Sobre el Büchner colocar dos papeles de microfibras de vidrio, limpiar el filtro con agua destilada en 3 ocasiones y comenzar a verter el contenido paulatinamente con precaución de no sobresaturar el filtro.
5. Una vez filtrado el sobrenadante, enjuagar la columna 3 veces con agua destilada, vertiendo el enjuague sobre el mismo filtro para arrastrar posibles microplásticos adheridos a las paredes internas.
6. Secar muestras en placa Petri a temperatura ambiente.

8.2 Métodos y materiales de campaña de terreno de Cahuil

Nota general: El protocolo de muestreo se adaptó a la profundidad de la estación, empleando kayak y anclaje en Pl y un procedimiento simplificado a pie en las estaciones 2 y 3.

Tabla 8.3: Listado de materiales utilizado en la campaña de muestreo.

Material	Cantidad	Características / Uso
Botella Niskin	1	Fabricada en PVC, cilíndrica, 41 cm de largo, 8,5 cm de diámetro externo y 7,7 cm de diámetro interno, volumen útil aproximado de 1,91 L. Utilizada para la recolección de muestras de agua a distintas profundidades.
Sonda multiparamétrica CTD (CastAway-CTD, SonTek/Xylem)	1	Equipo portátil con rango de profundidad hasta 100 m y rango de temperatura de -5 a 45 °C. Registra perfiles in situ de salinidad, temperatura y profundidad con alta resolución.
Botellas de vidrio ámbar	4	Capacidad de 2,5 L, con tapa esmerilada. Utilizadas para la realización de controles negativos.
Agua destilada tipo II	25 L	Lavado de material y recolección de sólidos retenidos en los tamices.
Gelpacks	25	Mantención de temperatura estable dentro del cooler durante el muestreo.
Etiquetas resistentes al agua	15	Rotulación de recipientes con información de muestreo.
Guantes de nitrilo	Varios pares	Uso desechable para evitar contaminación durante el proceso de tamizado.
Tamiz de malla fina (N° 200)	1	Acero inoxidable, diámetro de 23 cm, malla N° 200 ($75\ \mu\text{m}$), conforme a la norma ASTM E11.
Tamiz de malla gruesa (N° 4)	1	Acero inoxidable, diámetro de 23 cm, malla N° 4 ($4,75\ \text{mm}$), conforme a la norma ASTM E11.
Recipientes de almacenamiento	12	Capacidad de 500 mL. Almacenamiento de los sólidos recolectados en los tamices.
Papel aluminio	4	Cobertura de tamices para prevenir contaminación aérea.
Piseta plástica	2	Lavado de tamices y de la botella Niskin.
Probetas	2	Capacidades de 250 y 500 mL. Medición del volumen de agua utilizado en el lavado y recolección de sólidos retenidos en los tamices.
Cajas de plumavit	4	Dimensiones externas de $29,5 \times 21,5 \times 28,5\ \text{cm}$. Utilizadas para refrigeración de muestras, transporte de agua destilada tipo II y como superficie de trabajo en terreno.
Kayak	1	Kayak alargado y estrecho, con capacidad de transporte para dos personas.
Cuerdas de sujeción	5	Aseguramiento de materiales al kayak, incluyendo sonda CTD, tamices y ancla.
Cinta métrica	1	Medición de la longitud del cabo en función de la profundidad registrada por la sonda CTD, permitiendo marcar el punto de inmersión de la botella Niskin.
Ancla	1	Disco de 10 kg amarrado a una cuerda, utilizado para evitar el desplazamiento del kayak debido a corrientes durante el muestreo.

Protocolo de muestreo — Estación P1

1. **Limpieza de material:** Lavar botella Niskin, tamices y recipientes con agua destilada tipo II. Mantener tamices cubiertos con papel aluminio hasta su uso.
2. **Preparación del kayak y equipos:** Carga de dos cajas de plumavit con materiales y kayak a zona próxima a estación de muestreo (papel aluminio, cinta métrica, probetas, pisetas, agua destilada, discos y cuerdas). Asegurando equipos transportados en kayak (CastAway-CTD, tamices, ancla improvisada) con cuerdas para evitar pérdidas del material.
3. **Navegación:** Traslado en kayak hasta la estación de muestreo.
4. **Registro inicial:** Al arribar, registrar coordenadas GPS, hora local, profundidad y perfil de salinidad con el CastAway-CTD.



Figura 8.2: CastAway-CTD utilizado para registro de coordenadas, profundidad y perfil de salinidad.

5. **División de funciones:**
 - *Operador Tamices:* Maneja la sonda CTD, lanza el ancla y manipula los tamices.
 - *Operador Niskin:* Calcula la profundidad objetivo (25% o 75%), mide y marca el cabo con cinta, y opera la Niskin.
6. **Recolección de agua:** Sumergir la Niskin hasta la marca, cerrarla con el mensajero y recuperar. Coordinar con Operador Tamices para el tamizado.
7. **Tamizado in situ:** Verter el agua en la torre de tamices (4,75 mm y luego 75 μ m). Cubrir inmediatamente tras el uso.
8. **Repetición:** Repetir pasos 6–7 un total de 25 veces para punto de muestreo.
9. **Recolección de sólidos en tierra:** Llevar los tamices a la caja de plumavit, colocarlos

verticalmente sobre los frascos y transferir los sólidos utilizando 200 ml de la piseta con agua destilada tipo II.

10. **Almacenamiento:** Conservar las muestras en recipientes rotulados, en oscuridad y refrigerados con gelpacks dentro de cooler.

Protocolo de muestreo — Estaciones de baja profundidad (2 y 3)

1. **Preparación:** Lavar y acondicionar todos los materiales con agua destilada tipo II. Mantener tamices cubiertos con papel aluminio.
2. **Ingreso:** Dos personas entran al lago con el CastAway-CTD, Niskin y tamices.
3. **Registro inicial:** Medir profundidad y estratificación con CTD, registrar coordenadas GPS y hora local.
4. **Recolección de agua:** Una persona opera la Niskin y otra sostiene los tamices.
5. **Tamizado in situ:** Verter el agua en tamices (4,75 mm y 75 μ m) y volver a cubrirlos.
6. **Repetición:** Repetir hasta completar 25 inmersiones para cada punto de muestreo.
7. **Recolección de sólidos:** Recuperar sólidos en frascos usando la caja de plumavit como mesa de trabajo.