

Centro Universitario Regional Este, Universidad de la República

PEDECIBA Geociencias

Tesis de Maestría

**DEGRADACIÓN DE ECOSISTEMAS FLUVIALES URBANOS: EVALUACIÓN A  
PARTIR DE LA CALIDAD DEL AGUA, MICROPLÁSTICOS Y  
MACROINVERTEBRADOS EN EL SEDIMENTO**



Autor: Bárbara Suárez

Orientador: Juan Pablo Lozoya

Coorientador: Franco Teixeira de Mello

Maldonado, Uruguay

2025

## AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, me gustaría agradecer al tribunal, a la Dra. Bonilla, el Dr. Muniz y la Dra. Verdi por sus cálidas palabras hacia mí y hacia mi trabajo. Sus devoluciones, su respeto y la valoración que hicieron de esta tesis fueron un impulso enorme en esta etapa final.

A mis orientadores, Juan Pablo y Franco, por acompañarme y guiarme en todo momento. Gracias por su paciencia, por enseñarme, por abrirme caminos y por ser un sostén emocional cuando más lo necesité. Este trabajo es también fruto de su dedicación y confianza.

Agradezco a la Agencia Nacional de Investigación e Innovación (ANII) por becarme durante este proceso, y a la Comisión Sectorial de Investigación Científica (CSIC) por el apoyo en movilidad que hizo posible mi pasantía en España. A Miguel y Carlos, por recibirme en Madrid con tanta generosidad y por compartir sus conocimientos, fundamentales para cumplir una parte clave de los objetivos de esta tesis.

Al equipo hermoso de amigos del laboratorio, a mis amigos los “RIALS, por ser mi sostén diario: por la contención, las risas, las charlas y el compañerismo que hicieron más liviano cada desafío. A mis amigas, por animar incluso sin conocer en detalle la temática, por escucharme, motivarme y recordarme que no estaba sola en este proceso.

A mi familia, y en especial a mi mamá, por ser mi apoyo incondicional. Gracias por estar siempre, por sostenerme en cada caída y celebrar conmigo cada pequeño logro.

Y, por último, a Hugo y a mi hija Amanda, Hugo por sostenerme, motivarme y acompañarme en cada desafío que apareció en el camino y a mi pequeña Amanda que con su amor fue mi fuerza y mi refugio.

A todas estas personas, gracias por hacer posible este camino y por ser parte de este logro.

## **TABLA DE CONTENIDO**

<b>RESUMEN .....</b>	4
<b>TABLA DE CUADROS E ILUSTRACIONES .....</b>	6
<b>1. INTRODUCCIÓN.....</b>	10
<b>2. MATERIALES Y MÉTODOS.....</b>	15
2.1 Área de estudio .....	15
2.2 Calidad de agua .....	17
2.3 Microplásticos .....	17
2.4 Ensamble de macroinvertebrados.....	18
2.5 Análisis de datos .....	20
<b>3. RESULTADOS .....</b>	22
3.1 Relación entre urbanización y calidad del agua.....	22
3.2 Relación entre urbanización y microplásticos en sedimento .....	27
3.3 Relación entre urbanización y el ensamble de macroinvertebrados .....	34
<b>4. DISCUSIÓN .....</b>	49
<b>5. CONCLUSIONES .....</b>	54
<b>6. BIBLIOGRAFÍA.....</b>	55
<b>7. ANEXOS.....</b>	63

## **RESUMEN**

La urbanización es uno de los cambios en el uso del suelo que más impactos causa en los arroyos. Frente a estas posibles alteraciones, los bioindicadores más utilizados han sido los macroinvertebrados, por responder de forma específica a cambios del uso del suelo, permitiendo evaluar el estado ecológico de estos ecosistemas. En las últimas décadas, se ha evidenciado que los arroyos urbanos están expuestos a una importante diversidad de contaminantes entre ellos los microplásticos, que principalmente llegan a estos sistemas fluviales por aguas residuales o drenajes pluviales. El presente estudio evaluó los efectos del aumento de la urbanización y la cobertura de saneamiento sobre variables fisicoquímicas del agua, la acumulación de microplásticos y la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos en arroyos urbanos de Uruguay. El análisis se realizó en 16 subcuencas en cinco ciudades, cubriendo un gradiente de urbanización y de cobertura sanitaria. Se observó un deterioro significativo de la calidad del agua en subcuencas con alto porcentaje de población sin acceso a redes de saneamiento, evidenciado por menores concentraciones de oxígeno disuelto y mayores niveles de nutrientes, sugiriendo posibles descargas directas de aguas residuales no tratadas. Respecto a los microplásticos, se encontró una elevada densidad en los sedimentos, particularmente en sitios con mayor presión urbana. El análisis de composición polimérica mostró una predominancia de polímeros como polietileno y polipropileno, relacionados con residuos domésticos y urbanos. En cuanto al ensamble de macroinvertebrados, se evidenció una pérdida de diversidad y un cambio en la composición trófica en ambientes con mayor impacto urbano, disminuyendo los organismos filtradores y sensibles (*Ephemeroptera*, *Trichoptera*), y aumentando grupos tolerantes como *Hyalellidae* y *Chironomidae*. Estos resultados destacan la importancia de considerar no solo el porcentaje de urbanización, sino también la heterogeneidad espacial en el acceso a servicios como el saneamiento. Evidencian, además, la utilidad de integrar múltiples indicadores, fisicoquímicos, contaminantes emergentes como microplásticos y métricas ecológicas para una evaluación más amplia, para una evaluación que, aunque pueda implicar mayor esfuerzo, será más completa e informativa. Finalmente, los resultados aportan evidencia clave para el diseño de políticas públicas orientadas a mitigar los impactos de la urbanización sobre los ecosistemas acuáticos, promoviendo una gestión territorial más equitativa y sostenible.

Palabras clave: urbanización, monitoreo biológico, saneamiento, contaminación.

## **ABSTRACT**

Urbanization is one of the land use changes that has the greatest impact on streams. In response to these potential alterations, macroinvertebrates have been the most widely used bioindicators, as they respond specifically to changes in land use, allowing the ecological status of these ecosystems to be assessed. In recent decades, it has become evident that urban streams are exposed to a wide variety of pollutants, including microplastics, which mainly reach these river systems through wastewater or storm drains. This study evaluated the effects of increased urbanization and sanitation coverage on physicochemical water variables, microplastic accumulation, and the biodiversity of benthic macroinvertebrates in urban streams in Uruguay. The analysis was carried out in 16 sub-basins in five cities, covering a gradient of urbanization and sanitation coverage. A significant deterioration in water quality was observed in sub-basins with a high percentage of the population without access to sanitation networks, evidenced by lower concentrations of dissolved oxygen and higher levels of nutrients, suggesting possible direct discharges of untreated wastewater. With regard to microplastics, high densities were found in sediments, particularly in sites with greater urban pressure. Analysis of polymer composition showed a predominance of polymers such as polyethylene and polypropylene, which are associated with domestic and urban waste. In terms of macroinvertebrate assemblages, a loss of diversity and a change in trophic composition were observed in environments with greater urban impact, with a decrease in filter-feeding and sensitive organisms (Ephemeroptera, Trichoptera) and an increase in tolerant groups such as Hyalellidae and Chironomidae. These results highlight the importance of considering not only the percentage of urbanization but also the spatial heterogeneity in access to services such as sanitation. They also demonstrate the usefulness of integrating multiple indicators, including physicochemical indicators, emerging pollutants such as microplastics, and ecological metrics, for a more comprehensive assessment. Although this may require greater effort, it will result in a more complete and informative evaluation. Finally, the results provide key evidence for the design of public policies aimed at mitigating the impacts of urbanization on aquatic ecosystems, promoting more equitable and sustainable land management.

Keywords: urbanization, monitoring, sanitation.

## **TABLA DE CUADROS E ILUSTRACIONES**

Tabla 1.Ubicación por departamento, área de cuenca, uso de suelo, porcentaje de urbanización, caudal y tipo de cause de los 16 sitios de estudio.....	16
Tabla 2. Descripción de las variables urbanas relacionadas a la urbanización y saneamiento.....	17
Tabla 3. Importancia relativa (% de incremento del error de predicción, %IncMSE) y significancia estadística (p-valor) de los predictores urbanos en los modelos Random Forest para cada variable de calidad del agua. ....	25
Tabla 4.Importancia relativa (% de incremento del error de predicción, %IncMSE) y significancia estadística (p-valor) de los predictores urbanos en los modelos Random Forest para la densidad y diversidad de partículas de plástico por metro cuadrado.....	29
Tabla 5.Valores promedio de densidades de los diferentes polímeros calculados a partir de tres réplicas por sitio.....	31
Tabla 6.Valores promedio del índice de diversidad de Shannon calculados a partir de tres réplicas por sitio.....	33
Tabla 7. Macroinvertebrados identificados a nivel de clase, orden, familia y género con sus respectivos hábitos alimenticios en los 16 sitios de estudio. Los hábitos incluyen: CF (colectores-filtradores), CG (colectores-trituradores), CG/SC (colectores y raspadores), PR (predadores), SC (raspadores), SH (fragmentadores) y SH/PR (fragmentadores/predadores). .....	35
Tabla 8. Importancia relativa (% de incremento del error de predicción, %IncMSE) y significancia estadística (p-valor) de los predictores urbanos en los modelos Random Forest para las variables del ensamble de macroinvertebrados. ....	40
Tabla 9. Abundancia relativa de hábitos tróficos de macroinvertebrados bentónicos por sitio. Los hábitos incluyen: CF (colectores-filtradores), CG (colectores-trituradores), CG/SC (colectores y raspadores), PR (predadores), SC (raspadores), SH (fragmentadores) y SH/PR (fragmentadores/predadores). .....	43
Tabla 10. Importancia relativa (% de incremento del error de predicción, %IncMSE) y significancia estadística (p-valor) de las predictores urbanos en los modelos Random Forest para las variables del ensamble de macroinvertebrados. ....	47

Figura 1. Área de estudio que muestra las subcuencas y sitios de muestreo analizados. Cada mapa presenta los límites de las cuencas (líneas rojas), las áreas urbanizadas (zonas sombreadas en rojo) y los sitios de muestreo (puntos rojos). Las líneas azules indican la red hidrográfica principal. Cada panel está identificado con un código regional: Artigas, PSR (PSR1, PSR3, PSR7, PSR10); Salto, PSA (PSA1); Paysandú, PC (PC2, PC3) y PLC (PLC1, PLC2); Montevideo, PMP (PMP1, PMP3); y Maldonado, PM (PMM, PMA, PMC, PMS, PMR; Tabla 1). En el recuadro inferior (puntos azules) se muestra la ubicación general de las subcuencas en el territorio nacional (Bella Unión, Salto, Paysandú, Montevideo y Maldonado). (Modificado de Teixeira de Mello et al., 2024). 15

Figura 2. Análisis de Componentes Principales (PCA) basado en variables fisicoquímicas del agua y urbanas. Cada punto representa un sitio de muestreo, y los números junto a los sitios corresponden a la identificación con fecha. Los ejes Dim1 (38,2%) y Dim2 (19,1%) muestran la proporción de la variabilidad total explicada por cada componente principal. Las elipses indican intervalos de confianza del 95% para cada grupo de sitios. Variables incluidas: DO: oxígeno disuelto, TEMP: temperatura, PT: fósforo total, PO<sub>4</sub>: fosfato, NT: nitrógeno total, NO<sub>3</sub>: nitrato, NH<sub>4</sub>: amonio, p.urb: porcentaje de área urbanizada, a.verd: áreas verdes, con.pav: pavimento, p.pob.ss: población sin saneamiento, p.pob.cs: población con saneamiento, p.au.cs: en áreas urbanas con saneamiento y p.au.ss: en áreas urbanas sin saneamiento.....23

Figura 3. Importancia de las variables urbanas sobre las variables de calidad del agua, incluyendo: oxígeno disuelto (DO), fósforo total (PT), fosfato (PO<sub>4</sub>), nitrato (NO<sub>3</sub>) y amonio (NH<sub>4</sub>). La figura a la izquierda presenta la importancia media de los predictores en modelos Random Forest (% de incremento del error de predicción, %IncMSE). La figura de la derecha representa las curvas de dependencia parcial que muestran la relación entre el porcentaje de cobertura del suelo y las variables de calidad del agua, evaluando el efecto de variables relacionadas con la urbanización: porcentaje de área urbanizada (p.urb), áreas verdes (a.verd), pavimento (con.pav), población sin saneamiento (p.pob.ss), con saneamiento (p.pob.cs), en zonas urbanas con saneamiento (p.au.cs) y sin él (p.au.ss). Los niveles de significancia estadística: \*p < 0,05.....26

Figura 4. Densidad de partículas en los distintos sitios de muestreo, considerando tres réplicas por sitio. A la izquierda se muestran las partículas antropogénicas totales (incluyendo plásticos y otras partículas de origen humano) y a la derecha los microplásticos. Los diagramas de caja representan la distribución de los valores por sitio, incluyendo la mediana y los valores atípicos. Los diferentes sitios están ordenados según el porcentaje de área urbanizada (p.urb). .....28

Figura 5. Importancia de las variables urbanas sobre las variables plásticas, incluyendo: microplásticos por m<sup>2</sup> y diversidad de microplásticos por m<sup>2</sup>. La figura a la izquierda presenta la importancia media de los predictores en modelos Random Forest (% de incremento del error de predicción, %IncMSE). La figura de la derecha representa las curvas de dependencia parcial que muestran la relación entre el porcentaje de cobertura del suelo y las variables de calidad del agua, evaluando el efecto de variables relacionadas con la urbanización: porcentaje de área urbanizada (p.urb), áreas verdes (a.verd),

pavimento (con.pav), población sin saneamiento (p.pob.ss), con saneamiento (p.pob.cs), en zonas urbanas con saneamiento (p.au.cs) y sin él (p.au.ss). Los niveles de significancia estadística: *p < 0,05.	30
Figura 6. Gráfico de barras ampliado donde se observan las densidades de los polímeros encontrados: (ABS: Acrilonitrilo butadieno estireno, HDPE: Polietileno de alta densidad, LDPE: Polietileno de baja densidad, PE: Polietileno, PET: Tereftalato de Polietileno, PEVA: Polietileno-acetato de vinilo, PP: Polipropileno, PS: Poliestireno y PVC) en los diferentes sitios muestreados ordenados según la porcentaje de área urbanizada. Los sitios en los que no se encontró microplástico permanecen vacíos.	32
Figura 7. Análisis de ordenación de la composición polimérica en los diferentes sitios de estudio mediante escalamiento multidimensional no métrico (NMDS, ejes 1 y 2). Polímeros encontrados: ABS: Acrilonitrilo butadieno estireno, HDPE: Polietileno de alta densidad, LDPE: Polietileno de baja densidad, PE: Polietileno, PET: Tereftalato de Polietileno, PEVA: Polietileno-acetato de vinilo, PP: Polipropileno, PS: Poliestireno y PVC. Stress: 0,06.	34
Figura 8.. Métricas de macroinvertebrados en los distintos sitios de muestreo. De arriba hacia abajo se presentan: densidad (ind/m <sup>2</sup> ), riqueza taxonómica, biomasa (mg/m <sup>2</sup> ), tamaño corporal promedio (mm) y Diversidad de Shannon. Los diagramas de caja representan la distribución de los valores por sitio, incluyendo la mediana y los valores atípicos. Los diferentes sitios están ordenados según el porcentaje de área urbanizada (p.urb).	37
Figura 9. Análisis de ordenación del ensamble de macroinvertebrados en los diferentes sitios de estudio mediante escalamiento multidimensional no métrico (NMDS, ejes 1 y 2). Stress: 0,12. Los puntos presentados con un círculo hacen referencia a sitios poco urbanizados.	38
Figura 10. Importancia de las variables urbanas y de calidad del agua, sobre las variables ecológicas del ensamble de macroinvertebrados que fueron significativos, incluyendo: Densidad de macroinvertebrados, Riqueza, Diversidad de macroinvertebrados (Shannon), Abundancia relativa Hyalellidae, Abundancia relativa Chironomidae. La figura presenta la importancia media de los predictores en modelos Random Forest (% de incremento del error de predicción, %IncMSE), evaluando el efecto de variables relacionadas con la urbanización, porcentaje de área urbanizada (p.urb), áreas verdes (a.verd), pavimento (con.pav), población sin saneamiento (p.pob.ss), con saneamiento (p.pob.cs), en zonas urbanas con saneamiento (p.au.cs) y sin él (p.au.ss). Los modelos correspondientes a biomasa y tamaño corporal medio no fueron incluidos en la figura, ya que no presentaron significancia estadística. Los niveles de significancia estadística se indican como sigue: *p < 0,05.	41
Figura 11. Composición funcional del ensamble de macroinvertebrados bentónicos en los distintos sitios de muestreo, expresada como abundancia relativa de los distintos grupos de hábitos. Los hábitos incluyen: CF (colectores-filtradores), CG (colectores-trituradores), CG/SC (colectores y raspadores), PR (predadores), SC (raspadores), SH (fragmentadores) y SH/PR (fragmentadores/predadores). Los sitios están ordenados en el eje x según el	

porcentaje de urbanización de los sitios. Las barras representan la abundancia relativa de cada grupo funcional en la comunidad total de cada sitio.....44

Figura 12. Análisis de ordenación de los hábitos tróficos del ensamble de macroinvertebrados en los diferentes sitios de estudio mediante escalamiento multidimensional no métrico (NMDS, ejes 1 y 2). Stress: 0,13. Los puntos presentados con un círculo hacen referencia a sitios poco urbanizados. Los hábitos incluyen: CF (colectores-filtradores), CG (colectores-trituradores), CG/SC (colectores y raspadores), PR (predadores), SC (raspadores), SH (fragmentadores) y SH/PR (fragmentadores/predadores). .....45

Figura 13. Importancia de las variables urbanas y de calidad del agua, sobre las variables ecológicas del ensamble de macroinvertebrados incluyendo: Abundancia relativa de CG (colectores-trituradores), SC (raspadores), CF (colectores-filtradores), SH (fragmentadores) y Riqueza de hábitos tróficos. La figura presenta la importancia media de los predictores en modelos Random Forest (% de incremento del error de predicción, %IncMSE), evaluando el efecto de variables relacionadas con la urbanización, porcentaje de área urbanizada (p.urb), áreas verdes (a.verd), pavimento (con.pav), población sin saneamiento (p.pob.ss), con saneamiento (p.pob.cs), en zonas urbanas con saneamiento (p.au.cs) y sin él (p.au.ss). Los modelos aplicados para explicar la abundancia relativa de los fragmentadores/predadores, colectores y raspadores, y predadores no presentaron significancia estadística, indicando un bajo poder explicativo en relación con las variables consideradas, por lo que no fueron incluidos en la figura. Los niveles de significancia estadística se indican como sigue: \* $p < 0,05$ .....48

## 1. INTRODUCCIÓN

Los cambios en los usos del suelo asociados a las actividades humanas suelen provocar alteraciones en el funcionamiento de los sistemas fluviales y sus planicies de inundación (Walsh et al., 2005; Moi & Teixeira de Mello, 2022), generando un deterioro de la calidad del agua (Chalar et al., 2011; Goyenola et al., 2020), la diversidad de hábitats y la diversidad biológica (Chalar et al., 2011; Barrios & Teixeira de Mello, 2022; Suárez et al., 2022). La magnitud de esta degradación dependerá tanto de la intensidad como de la frecuencia de las actividades humanas, no solo en los entornos directos sino en las cuencas hidrográficas, pudiendo generar impactos a lo largo de todo el sistema (Walsh et al., 2005; Capps et al., 2016).

La expansión urbana se considera uno de los principales motores del cambio en los ecosistemas naturales de todo el mundo (Grimm et al., 2008; Li et al., 2022), y los arroyos se encuentran entre los ecosistemas más afectados por la urbanización (Grimm et al., 2008). En muchos países, la planificación urbana no ha tenido en cuenta históricamente el potencial de los arroyos para proporcionar recursos naturales y servicios ecosistémicos a los seres humanos, porque la mayor parte del desarrollo urbano ha transformado los arroyos en canales de drenaje (Walsh et al., 2005). El crecimiento urbano suele estar acompañado por un crecimiento periférico de asentamientos irregulares donde se ocupan los márgenes de los cursos de agua, en terrenos estatales y baldíos, sin servicios básicos como el saneamiento y el agua potable (Cohen, 2006; Capps et al., 2016).

En muchas ciudades, los arroyos urbanos son utilizados tanto como fuente de agua para algunos usos, como riego de espacios verdes, agricultura, procesos industriales, como para la eliminación de aguas residuales, provocando fuertes modificaciones a nivel ecosistémico (Paul & Meyer, 2001; Torremorell et al., 2021; Marques & Cunico, 2023). Entre las principales modificaciones de los arroyos inducidas por las ciudades se encuentran la canalización y linealización, la profundización, y la impermeabilización de los canales (Elmore & Kaushal, 2008; Walsh et al., 2015; Rieck & Sullivan, 2022). Es por ello que se han desarrollado muchas estrategias para reducir los caudales, mediante la modificación de la infraestructura de drenaje urbano, que incluye entre otros el aumento de la infiltración y el uso de depósitos de retención de agua (Zhai et al., 2021; Stec & Sly, D., 2023).

Además, el aumento del área impermeabilizada en una cuenca urbanizada genera fuertes alteraciones hidrológicas, aumentando la magnitud y frecuencia de las crecidas (Walsh et al., 2005). Ello provoca un incremento en la llegada de sedimentos finos y en la erosión del cauce, con la consiguiente homogeneización de hábitats (Paul & Meyer, 2001; Walsh et al., 2005; Gurnell et al., 2007; Roy et al., 2009; Blaszczak et al., 2018; Barrios & Teixeira de Mello, 2022). Esta homogenización de hábitats, más allá de la calidad del agua, suele generar un fuerte impacto en la biota y en los servicios ecosistémicos que proveen los arroyos urbanos (Moi & Teixeira de Mello, 2022; Moi et al., 2024). En la literatura de los últimos 20 años se reconoce que varios impactos en los arroyos urbanos son recurrentes a nivel global, por lo que se han denominado síntomas del síndrome del arroyo urbano, que incluyen alteraciones hidrológicas (mayor frecuencia e intensidad de crecidas, reducción

del flujo base), erosión y ensanchamiento del cauce, aumento de la conductividad y de nutrientes, disminución del oxígeno disuelto, pérdida de heterogeneidad de hábitats y simplificación de las comunidades biológicas, sumado a respuestas particulares que dependen de factores ambientales locales (Walsh et al., 2005; Booth et al., 2016).

En las zonas urbanas el incremento de residuos en los cursos de agua se hace evidente, así como la llegada directa de aguas grises, generando un mayor deterioro de la calidad del agua (Isunju et al., 2011; Alvareda et al., 2020; Prieto, 2021; Teixeira de Mello et al., 2024). En áreas urbanas más consolidadas, pero sin suficiente cobertura de saneamiento, los cursos de agua también reciben aportes de aguas grises provenientes de conexiones irregulares a los sistemas de aguas pluviales (Capps et al., 2016; Teixeira de Mello et al., 2024). En gran parte de los países en desarrollo, el ritmo en el que los hogares se conectan a los sistemas de alcantarillado suele superar al de construcción de plantas de tratamiento, por lo que las aguas residuales no siempre son debidamente tratadas antes de ser liberadas al ambiente (McMichael, 2000; Bouwman et al., 2005; Alvareda et al., 2020). Por lo tanto, el aumento de infraestructura hídrica, como el alcantarillado, no se traduce directamente en una reducción de los efluentes de aguas grises que fluyen en las cuencas urbanas (Capps et al., 2016). Por otra parte, un mal uso de las áreas verdes diseñadas en los márgenes de los cursos de agua para favorecer la infiltración y reducir la escorrentía directa de las precipitaciones (ej. área de alimentación de animales) puede convertirlas en una fuente importante de aporte difuso de nutrientes (Teixeira de Mello et al., 2024).

Entre los contaminantes más comunes, además de nutrientes y materia orgánica, que llegan a los arroyos urbanos están los metales pesados, hidrocarburos, pesticidas, microplásticos (Paul & Meyer, 2001; Walsh et al., 2005; Liu et al., 2021) y una importante lista de contaminantes emergentes, como son las drogas de abuso y los antibióticos, entre otros (Griffero et al., 2019; Liu et al., 2021). La entrada de estos contaminantes en los arroyos puede provocar diferentes efectos sobre los organismos acuáticos en todos los niveles de organización biológica (e.g. Carrasco-Letelier et al., 2006; Gurnell et al., 2007; Chalar et al., 2011; Zarucki et al., 2011; Benejam et al., 2016; Vidal et al., 2021), pudiendo magnificarse hasta generar efectos en el funcionamiento de estos ecosistemas (Burwood et al., 2021; Fenoglio & Doretto, 2021; Moi & Teixeira de Mello, 2022).

En estos últimos años se ha destacado la presencia y concentración de microplásticos (MPs, <5mm) en todos los ecosistemas a nivel global, siendo una de las principales contaminaciones en la actualidad (Thompson et al., 2004; Cole et al., 2011). Los MPs, tanto primarios, producidos en este tamaño, como secundarios, resultantes de la fragmentación de partículas mayores, alcanzan los sistemas fluviales a través del transporte eólico, la escorrentía, los desbordes cloacales, los sistemas pluviales y los efluentes de plantas de tratamiento que no retienen partículas <300 µm (e.g., Ziajahromi et al., 2017; Sun et al., 2018; Wagner & Lambert, 2018; Hartmann et al., 2019; Liu et al., 2021). Se estima que entre 1,15 y 2,41 millones de toneladas de plástico entran en los océanos a través del sistema fluvial mundial cada año, representando los ríos el 86 % de la contribución anual mundial (Lebreton et al., 2017).

Luego de llegar a los cursos de agua, los MPs se van transportando por agua y acumulando en diferentes zonas, e incluso se continúan fragmentando, y en este recorrido pueden adherirse en su superficie diversos contaminantes (ej. metales pesados, PCBs). La retención de estos MPs en los arroyos puede ocurrir en sedimentos, vegetación ribereña o microhábitats como raíces sumergidas y hojas en descomposición (Hurley et al., 2018). Su permanencia puede variar en el tiempo, debido a cambios en las tasas de llegada y de arrastre principalmente asociados a la variabilidad de los caudales (Vincent & Hoellein, 2021).

Los efectos ecológicos de los MPs en arroyos urbanos han sido objeto de atención, y diversos estudios han documentado la ingestión incidental en macroinvertebrados bentónicos, como Chironomidae, Trichoptera o Ephemeroptera, especialmente en formas larvales que se alimentan en sustratos orgánicos (e.g. Redondo-Hasselerharm et al., 2018; Windsor et al., 2019). Además, los MPs pueden actuar como vectores de los contaminantes adsorbidos, amplificando su toxicidad potencial (Rochman et al., 2013; Koelmans et al., 2016). En consecuencia, su presencia representa un riesgo para las comunidades acuáticas, al afectar la supervivencia, crecimiento, los cambios de estadios larvales (Redondo-Hasselerharm et al., 2018; Ziajahromi et al., 2018) y el éxito reproductivo (Foley et al., 2018). Por ello, la contaminación por MPs ha sido identificada como otro factor importante que podría afectar la estructura de estas comunidades (Redondo-Hasselerharm et al., 2020), pudiendo alterar procesos clave como la descomposición de materia orgánica, el reciclaje de nutrientes y la conectividad trófica.

Debido a la importancia de los macroinvertebrados bentónicos en el funcionamiento de los ecosistemas fluviales, se han desarrollado diversos modelos ecológicos sobre las interacciones entre las comunidades y las características ambientales (Álvarez, 2010; Alonso, 2018), basados generalmente en atributos como la abundancia de individuos, diversidad de especies y diferentes características de los taxones encontrados (Prat et al., 2009; Alonso, 2018). A su vez, a partir de dichos atributos, se han desarrollado métricas y metodologías para monitorear los sistemas fluviales, generalmente incluidas en índices bióticos (Prat et al., 2009; Carvacho & Prat, 2012; González et al., 2013; Alonso, 2018).

Los macroinvertebrados bentónicos desempeñan un papel clave en las redes tróficas de los ecosistemas acuáticos superficiales, actuando como consumidores primarios que transforman materia orgánica muerta (como detrito y materia particulada fina) en biomasa viva, facilitando así la transferencia de energía y nutrientes hacia niveles tróficos superiores como peces, aves o anfibios (Covich et al., 1999; Hauer & Resh, 2017). Esta fauna presenta una alta diversidad funcional (Cummins, 1974; Peng et al., 2024), sustentada en diferentes grupos funcionales (trituradores, raspadores, colectores y depredadores) que contribuyen de manera diferencial al funcionamiento ecosistémico. La diversidad de taxones dentro de estos grupos es clave para la resiliencia y el mantenimiento del metabolismo del ecosistema, dado que las interacciones entre organismos y su entorno se estructuran en función de sus características morfológicas, fisiológicas, comportamentales y de uso del hábitat (Rodríguez, 2020). En arroyos no perturbados, la abundancia relativa de cada grupo

funcional se asocia con el tamaño del cauce y la disponibilidad de recursos basales (por ejemplo, hojas, algas o presas) a lo largo del continuo fluvial (Vannote et al., 1980).

Sin embargo, la actividad antrópica, y particularmente la urbanización, puede alterar fuertemente esta estructura biológica. En los arroyos urbanos, la pérdida de heterogeneidad del hábitat y la degradación de la calidad del agua suelen provocar una disminución tanto en la riqueza como en la abundancia de macroinvertebrados, afectando de forma diferencial a los distintos grupos funcionales (Huryn et al., 2002; Roy et al., 2003; Moore & Palmer, 2005). Esta reducción de la biodiversidad compromete los flujos de energía y el metabolismo del ecosistema, limitando los servicios ecológicos que los arroyos proveen (Covich et al., 1999; Dauer et al., 2000; Miserendino & Pizzolon, 2003)

En este sentido, enfoques tanto taxonómicos como funcionales han demostrado ser sensibles a los gradientes ambientales y a la estructura de hábitat (Liu et al., 2023; Peng et al., 2024). Particularmente, se ha observado que la urbanización induce un sesgo funcional en las comunidades bentónicas, favoreciendo organismos con rasgos tolerantes y reduciendo la diversidad funcional (Liu et al., 2023). Estos cambios que incluyen la pérdida o el reemplazo de grupos funcionales pueden generar alteraciones sustanciales en procesos ecosistémicos como la descomposición, la retención de nutrientes y la estabilidad trófica (Liu et al., 2023; Li et al., 2025).

En este contexto, el análisis de la calidad ambiental de arroyos cuyas cuencas están expuestas a un gradiente de desarrollo urbano puede permitir identificar los factores que explican las diferencias entre estos ecosistemas y facilitar la búsqueda de estrategias para mitigar el síndrome del arroyo urbano (Walsh et al., 2005). En base a ello, este trabajo tiene los siguientes objetivos:

## 1.1 Objetivo General

Evaluar los efectos del aumento de la urbanización y de la cobertura de saneamiento sobre la calidad del agua, la acumulación de microplásticos en el sedimento y el ensamble de macroinvertebrados bentónicos en arroyos de Uruguay.

Los objetivos específicos son:

1. Evaluar el efecto de la urbanización y de la cobertura de saneamiento sobre los parámetros fisicoquímicos del agua.
2. Evaluar el efecto de la urbanización y de la cobertura de saneamiento, sobre la densidad y composición polimérica de microplásticos en los sedimentos de los cursos de agua.
3. Analizar qué grupos taxonómicos y tróficos de macroinvertebrados bentónicos se ven favorecidos o perjudicados por el incremento de la urbanización y la cobertura de saneamiento.

## 1.2 Hipótesis:

La intensificación de la urbanización y la expansión de áreas sin cobertura de saneamiento alteran las condiciones ambientales de los arroyos, deteriorando la calidad del agua y favoreciendo la acumulación de microplásticos en los sedimentos. Estas alteraciones generan una disminución en la diversidad de taxones y hábitos tróficos del ensamble de macroinvertebrados bentónicos, debido a la pérdida de organismos sensibles.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1 Área de estudio

El área de estudio abarcó 16 subcuencas de bajo orden que cubren un amplio gradiente de urbanización (0,1 a 92,1% del área de la subcuenca), e incluyen áreas urbanas consolidadas con cobertura total de servicios, como zonas urbanas irregulares recientes sin acceso a saneamiento. Estas subcuencas presentan un gradiente de área saneada que varía entre el 1,5% (eg. PMR1, Maldonado) a 100% (eg. PMP3, Montevideo) (Fig. 1; Tabla 1).

Estas subcuencas se distribuyen en cinco departamentos, abarcando sistemas con diferentes niveles de urbanización en cada uno de ellos: Maldonado (5), Artigas (4), Salto (3), Montevideo (2), Paysandú (2).

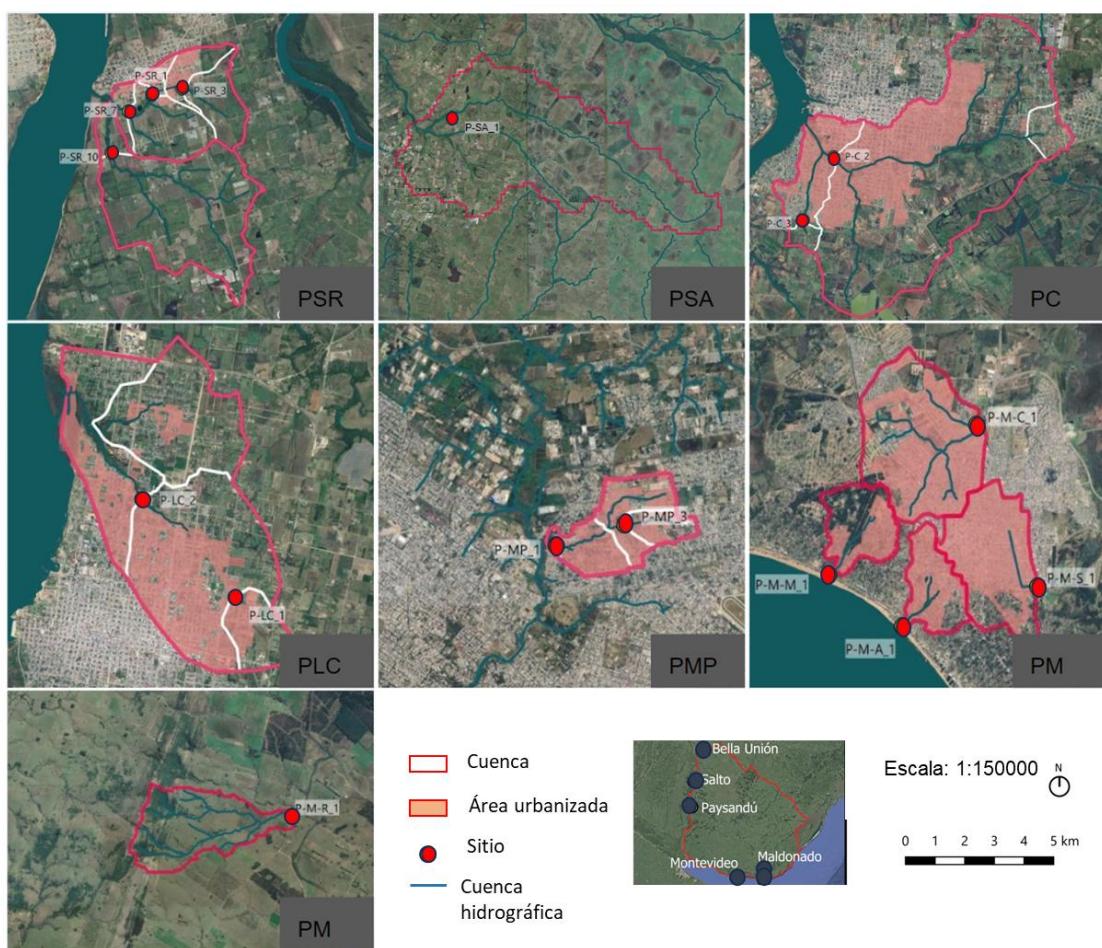


Figura 1. Área de estudio que muestra las subcuencas y sitios de muestreo analizados. Cada mapa presenta los límites de las cuencas (líneas rojas), las áreas urbanizadas (zonas sombreadas en rojo) y los sitios de muestreo (puntos rojos). Las líneas azules indican la red hidrográfica principal. Cada panel está identificado con un código regional: Artigas, PSR (PSR1, PSR3, PSR7, PSR10); Salto, PSA (PSA1); Paysandú, PC (PC2, PC3) y PLC (PLC1, PLC2); Montevideo, PMP (PMP1, PMP3); y Maldonado, PM (PMM, PMA, PMC, PMS, PMR; Tabla 1). En el recuadro inferior (puntos azules) se muestra la ubicación

*general de las subcuencas en el territorio nacional (Bella Unión, Salto, Paysandú, Montevideo y Maldonado). (Modificado de Teixeira de Mello et al., 2024).*

Tabla 1.Ubicación por departamento, área de cuenca, uso de suelo, porcentaje de urbanización, caudal y tipo de cause de los 16 sitios de estudio.

Departamento	Cañada	Sitio	Área cuenca (ha)	Uso de suelo	% urbanización	Caudal	Tipo de cause
Artigas	Santa Rosa	PSR1	309,98	urbano	29,68	2,11	Canalizado
	Santa Rosa	PSR3	172,22	rural	2,9	0,21	Canalizado
	Santa Rosa	PSR7	554,55	rural	20,02	22,01	Canalizado
	Santa Rosa	PSR10	854,24	rural	0,12	12,81	Natural
Salto	San Antonio	PSA1	10680,36	rural	0,11	171,61	Natural
	Ceibal	PC2	2746,9	urbano	26,5	75,92	Canalizado
Paysandú	Ceibal	PC3	47,55	suburbano	0,32	0,72	Canalizado
	La Curtiembre	PLC1	163,36	suburbano	25,1	2,02	Canalizado
Montevideo	La Curtiembre	PLC2	996,36	urbano	49,58	115,13	Canalizado
	Iyuí	PMP1	282,4	urbano	84,63	24,33	Canalizado
	Iyuí	PMP3	63,57	urbano	92,13	50,43	Canalizado
Maldonado	Rural	PMR1	390,34	rural	0,09	40,91	Natural
	Salada	PMS1	355,8	urbano	80,38	16,52	Canalizado
	Aguada	PMA1	157,62	urbano	79,94	17,33	Canalizado
	Cuñeti	PMC1	533,65	urbano	64,65	13,12	Canalizado
	Molino	PMM1	173,6	urbano	50,12	13,12	Canalizado

El estudio considera como variables independientes aquellas asociadas al grado de urbanización y cobertura de saneamiento. En este sentido se definieron las siguientes variables: porcentaje de área urbanizada (p.urb), porcentaje de áreas verdes (a.verd), porcentaje de superficie con cobertura de pavimento (con.pav), porcentaje de población sin saneamiento (p.pob.ss), porcentaje de población con saneamiento (p.pob.cs), porcentaje de área urbana con saneamiento (p.au.cs) y porcentaje de área urbana sin él (p.au.ss, Tabla 2).

Tabla 2. Descripción de las variables urbanas relacionadas a la urbanización y saneamiento.

Variable	Descripción
Porcentaje de área urbanizada (p.urb)	Cálculo utilizando como criterio una densidad de viviendas superior a cinco viviendas por hectárea dentro del área de drenaje (Brena et al., 1999).
Porcentaje de áreas verdes (a.verd)	Cálculo como porcentaje de superficie clasificada como vegetación, utilizando el complemento semi-automático de imágenes de sensores remotos (SCP) de software de Sistema de Información Geográfico (QGIS) sobre la imagen nacional de cobertura (IDEUY, 2018)
Porcentaje de cobertura pavimentada (con.pav)	Relación entre la suma del área construida (edificaciones y calles pavimentadas) y el área pavimentada no consolidada (calles sin pavimentar y suelos sin vegetación) respecto al área total de la cuenca. Calculado mediante el complemento SCP de QGIS sobre la imagen nacional (IDEUY, 2018).
Porcentaje de población sin saneamiento (p.pob.ss)	Cálculo como el porcentaje entre la población (INE, 2011) ubicada en zonas sin red de saneamiento, incluyendo asentamientos irregulares, respecto al total de población de la subcuenca.
Porcentaje de población con saneamiento (p.pob.cs)	Porcentaje entre la población (INE, 2011) ubicada en zonas con red de saneamiento (OSE, 2018), excluyendo asentamientos irregulares, respecto al total de población de la subcuenca.
Porcentaje de áreas urbanas con saneamiento (p.au.cs)	Se midió usando las áreas urbanas cubiertas por la red de saneamiento, según datos de OSE (2018).
Porcentaje de áreas urbanas sin saneamiento (p.au.ss)	Se obtuvieron por diferencia entre el total de cada subcuenca y el área cubierta por la red.

## 2.2 Calidad de agua

Para el análisis de la calidad del agua, en cada sitio se realizó una única medición de los parámetros fisicoquímicos de superficie, incluyendo pH, oxígeno disuelto y conductividad, mediante una sonda multiparamétrica YSI-6600. Además, se tomaron muestras de agua superficial, recolectando manualmente dos botellas de 200 mL por sitio. Las mismas fueron transportadas a 4°C al laboratorio del CURE (Maldonado) para el análisis de fósforo, fosfato, nitrógeno total, nitrato y amonio según Valderrama (1981), y de sólidos suspendidos totales y materia orgánica, siguiendo el protocolo de la APHA (1995).

En cada punto de muestreo se recolectaron muestras de sedimento utilizando una red Surber de malla de 250 µm en un área de 0,15 × 0,15 × 0,02 m. Se tomaron tres réplicas por sitio, las cuales fueron fijadas en alcohol al 70 % para su posterior análisis de microplásticos (250 – 750 µm) y macroinvertebrados (>250 µm).

Para estimar el caudal se empleó la Velocimetría por Imágenes de Partículas a Gran Escala (LSPIV), una técnica no intrusiva que permite caracterizar el flujo superficial a partir del seguimiento de partículas flotantes registradas en video, se calculó integrando la velocidad media con el área de la sección relevada topo batimétricamente (Patalano et al., 2017).

## 2.3 Microplásticos

En el laboratorio se realizó un procedimiento de flotación siguiendo la metodología propuesta por Gohla et al. (2021), utilizando una solución de carbonato de potasio ( $K_2CO_3$ ) con una densidad de 1,54 g/cm<sup>3</sup>, previamente filtrada con una malla de 100 µm para evitar

la contaminación con microplásticos. Este procedimiento permitió la separación, por diferencia de densidad, de partículas antropogénicas (posibles microplásticos) y macroinvertebrados bentónicos. El proceso consistió en tamizar con una malla de 250 µm el material flotante en la superficie de la solución, separándolo del sedimento más denso que permanecía en el fondo. Esta operación se repitió tres veces consecutivas para maximizar la recuperación de partículas y organismos. Posteriormente, el sedimento residual fue observado bajo lupa estereoscópica con el fin de corroborar la presencia de microplásticos o macroinvertebrados no recuperados durante la flotación. Finalmente, los macroinvertebrados fueron preservados en alcohol al 70 %, mientras que las partículas potencialmente plásticas se almacenaron en cajas de Petri de vidrio para su posterior análisis.

Las partículas antropogénicas recuperadas mediante flotación fueron medidas y clasificadas según su tipo (fragmento, espuma, nylon; siguiendo Viršek et al., 2016), tamaño y color. Para ello se utilizó una lupa binocular equipada con luz polarizada, lo que permitió observar propiedades ópticas internas que no son visibles con luz blanca. Para evaluar la posible contaminación, se trabajó con blancos de procedimiento utilizando placas de Petri en el espacio de trabajo inmediato a la lupa. En este estudio solo se consideraron fragmentos plásticos; no se incluyeron las fibras debido a limitaciones metodológicas para su correcta extracción y confirmación, especialmente en partículas menores a 250 µm.

A partir del conteo de partículas y en función del área muestreada, se estimó la densidad de microplásticos (partículas/m<sup>2</sup>) para cada una de las tres réplicas obtenidas por sitio. La confirmación de que las partículas eran efectivamente MPs, y la identificación de su composición polimérica, se realizaron mediante espectroscopía de reflectancia total atenuada (ATR), utilizando un espectrómetro FTIR Agilent Cary 630 con detector de telururo de cadmio y mercurio. Para ello, las partículas se colocaron sobre pastillas de KBr, empleadas como portaobjetos, y los espectros se registraron en modo de micro transmisión utilizando los siguientes parámetros: spot 50 µm, 32 barridos, rango espectral 550-4000 cm<sup>-1</sup> y resolución de 8 cm<sup>-1</sup>. Los espectros obtenidos se compararon con la base de datos Omnic 9, considerando identificaciones con una coincidencia superior al 70% como válidas para confirmar la presencia de materiales plásticos (Liu et al., 2019). La caracterización polimérica de los microplásticos presentes en los sedimentos analiza el 100% de las partículas antropogénicas recuperadas en las muestras, disminuyendo el sesgo de selección y proporciona una representación fiel de la composición polimérica en cada sitio.

Este análisis se llevó a cabo por medio de una pasantía en el Departamento de Biología de la Facultad de Ciencias de la Universidad Autónoma de Madrid, en colaboración y bajo la supervisión del Dr. Miguel González-Pleiter.

## 2.4 Ensamble de macroinvertebrados

En el laboratorio, los macroinvertebrados recuperados mediante el procedimiento de flotación fueron identificados utilizando claves taxonómicas especializadas, alcanzando en la mayoría de los casos el nivel de género, excepto cuando las características diagnósticas no lo permitieron, en cuyo caso la identificación se realizó a nivel de familia (Domínguez & Fernández, 2009; Hamada et al., 2018). En el caso particular de Chironomidae, los ejemplares fueron clasificados hasta subfamilia (Domínguez & Fernández, 2009). El trabajo de identificación requirió una revisión exhaustiva de un total de 48 muestras, bajo lupa estereoscópica NIKON SMZ1000. Cada individuo fue contado y medido individualmente utilizando una cuadrícula milimétrica, registrando un total de 6211 mediciones distribuidas entre los distintos taxa.

Posteriormente, los organismos fueron clasificados en grupos funcionales según sus hábitos alimenticios (Classen Rodríguez et al., 2019; Díaz Rojas et al., 2020; De Souza & Aguilar Silvano, 2022). El enfoque basado en rasgos funcionales es especialmente útil para evaluar los efectos de la urbanización en las comunidades acuáticas, ya que permite identificar patrones de respuesta que van más allá de la composición taxonómica y reflejan las estrategias ecológicas de los organismos (Liu et al., 2023). Dado que la urbanización puede alterar la disponibilidad de recursos, la calidad del agua y la estructura del hábitat, el análisis de los rasgos funcionales de los macroinvertebrados representa una herramienta poderosa para evaluar el estado ecológico de los ecosistemas acuáticos y diseñar estrategias de conservación y manejo (Liu et al., 2023; Peng et al., 2024).

Para estimar la biomasa, se aplicaron relaciones alométricas de tipo potencia que vinculan la longitud corporal con la biomasa en peso seco, mediante la fórmula:  $B=a \times L^b$ , donde B representa la biomasa (peso seco en mg), L es la longitud del cuerpo (mm), y a y b representan los coeficientes específicos de cada taxón. Las ecuaciones alométricas empleadas provienen de publicaciones específicas que cubren distintos grupos taxonómicos (i.e. Benke et al., 1999; Cummins et al., 2022). La densidad de macroinvertebrados se estimó siguiendo el mismo procedimiento mencionado para los MPs.

## 2.5 Análisis de datos

Para evaluar las relaciones entre los diferentes sitios de muestreo y las variables de calidad del agua, se aplicó un Análisis de Componentes Principales (ACP) (Legendre & Legendre, 2012). El análisis se realizó sobre una matriz de 14 variables, que incluyó parámetros fisicoquímicos del agua (temperatura, oxígeno disuelto, fósforo total, fosfato, nitrógeno total, nitrato y amonio) y variables urbanas (porcentaje de área urbana, áreas con y sin cobertura de saneamiento, área verde, porcentaje de población con y sin saneamiento, y área pavimentada), con valores de 9 muestreos realizados en los 16 sitios. Previamente, se verificó la adecuación de los datos mediante la prueba de esfericidad de Bartlett, y se procedió a centrar y escalar las variables para generar una matriz de correlación (Borcard et al., 2018). El ACP se realizó en el software R utilizando los paquetes "FactoMineR" (Lê et al., 2008) y "Factoextra" (Kassambara & Mundt, 2017), obteniéndose los porcentajes de varianza explicada por los componentes principales y los coeficientes de correlación de cada variable con los dos primeros ejes. Posteriormente, se aplicaron pruebas de ANOVA para analizar los efectos de los diferentes sitios sobre las variables resumidas en los dos primeros componentes.

Debido a que los métodos estadísticos tradicionales, como los modelos lineales generalizados o la regresión múltiple, no presentaron un buen ajuste a los datos ni ofrecieron una capacidad predictiva adecuada, se optó por utilizar el algoritmo Random Forest (RF) facilitando la interpretación de la importancia relativa de las variables predictoras (Breiman, 2001; Cutler et al., 2007). Cada una de las variables respuesta de calidad del agua (i.e. oxígeno disuelto, fósforo total, fosfato, nitrato y amonio) fue modelada por separado, utilizando como predictores el porcentaje de área urbanizada (p.urb), porcentaje de áreas verdes (a.verd), porcentaje de cobertura con pavimento (con.pav), porcentaje de la población sin saneamiento (p.pob.ss), con saneamiento (p.pob.cs), en zonas urbanas con saneamiento (p.au.cs) y sin él (p.au.ss). Los modelos se ajustaron con 999 árboles y se evaluaron mediante validación cruzada con la función a3, reportando los valores de  $R^2$  y su significancia. Se empleó el paquete rfPermute (Eric, 2022) para determinar la importancia de cada predictor mediante el incremento porcentual en el error cuadrático medio (%IncMSE) con 500 permutaciones. Además, se generaron curvas de dependencia parcial (función partial, paquete pdp) para interpretar la influencia individual de cada predictor y detectar relaciones no lineales entre presión antrópica y calidad del agua (Greenwell, 2017).

La relación entre urbanización y densidad de plásticos también fue modelada con RF, utilizando el mismo conjunto de predictores, y se generaron curvas de dependencia parcial para evaluar efectos individuales. El mismo enfoque se aplicó para modelar la relación entre urbanización y la diversidad de polímeros, usando la diversidad de Shannon, calculada como  $H = - \sum pi \log pi$ , donde  $pi$  representa la abundancia relativa de cada polímero (Somarriba, 1999), obtenidos mediante el software Past 4.2 (Hammer, 2001). Para explorar la distribución espacial de los polímeros, se realizó un análisis de escalamiento multidimensional no paramétrico (NMDS) basado en la distancia de Bray-Curtis, con el

propósito de evaluar la similitud en la composición de tipos de polímeros entre sitios y visualizar su posible distribución a lo largo del gradiente de urbanización.

Finalmente, se aplicó nuevamente el algoritmo RF para modelar la influencia de los predictores urbanos y fisicoquímicos sobre métricas ecológicas del ensamble de macroinvertebrados (i.e. densidad, riqueza, biomasa, diversidad de Shannon, grupos taxonómicos tolerantes a la contaminación y riqueza de hábitos tróficos). Los modelos, ajustados con 999 árboles, incluyeron como predictores las variables urbanas y de calidad del agua. Se utilizó validación cruzada (función `rf.crossValidation`) y se evaluó la importancia de las variables mediante `rfPermute` (Eric, 2022). Las curvas de dependencia parcial permitieron visualizar las relaciones entre predictores y respuestas, y detectar posibles umbrales ecológicos (Cutler et al., 2007). Además, se aplicó un NMDS complementario para observar la separación de taxones sensibles (según Suárez et al., 2024) entre sitios y a lo largo del gradiente de urbanización, así como otro NMDS para explorar la separación de los diferentes hábitos tróficos en función del mismo gradiente. Ambos análisis se realizaron a partir de matrices de abundancia relativa, utilizando la distancia de Bray–Curtis como medida de disimilitud.

### **3. RESULTADOS**

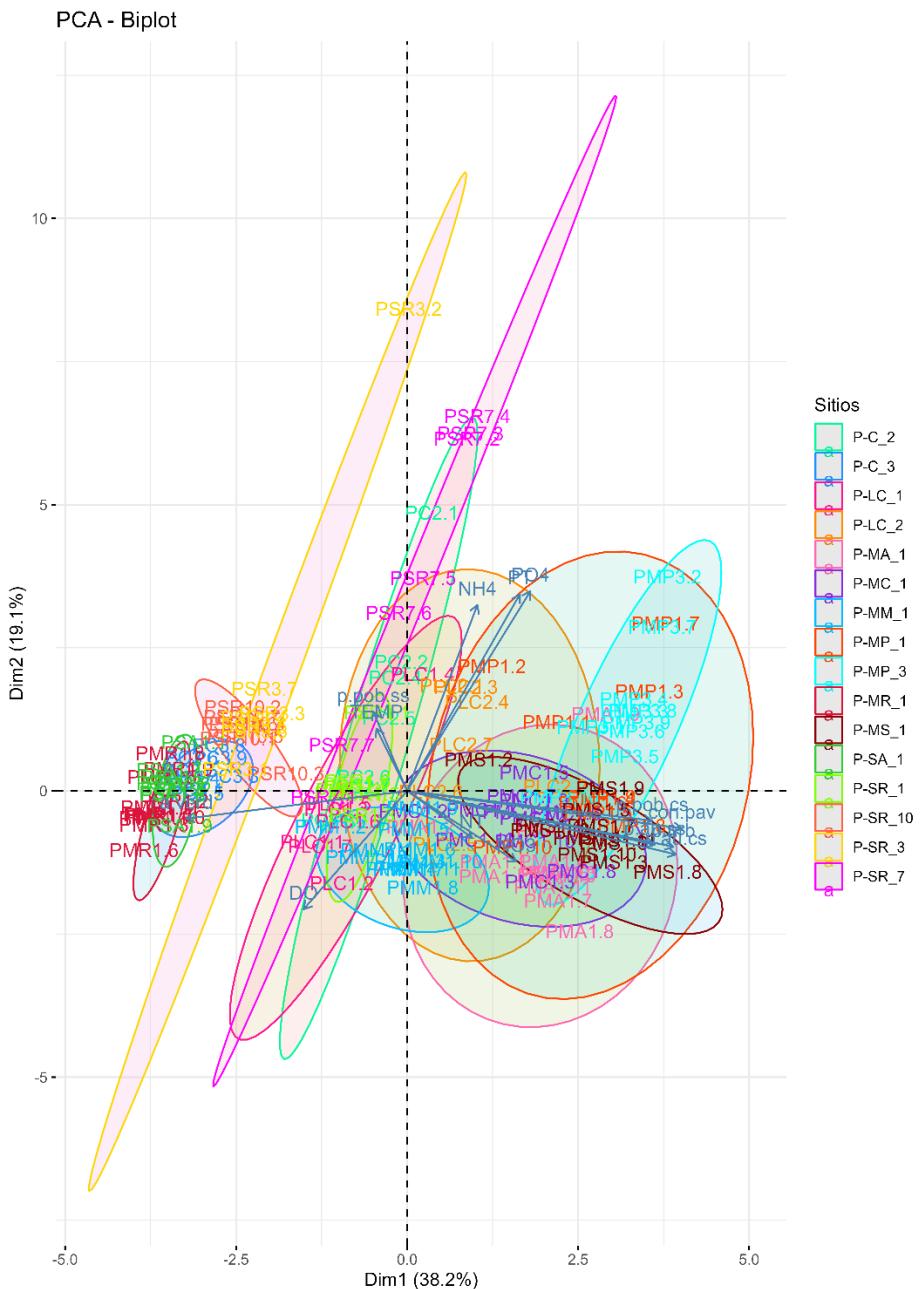
#### **3.1 Relación entre urbanización y calidad del agua**

Los parámetros físico-químicos medidos mostraron una amplia variabilidad entre los sitios muestreados, los valores de pH fueron relativamente neutros en la mayoría de los sitios (6,8–7,8), sin diferencias marcadas entre cuencas (Tabla A1). El oxígeno disuelto (DO) presentó una alta variabilidad espacial (3,9–9,1 mg/L), los valores más elevados se registraron en el sitio PMR1 (9,1 mg/L), mientras que los más bajos se observaron en PMP3 y PLC2 (< 5 mg/L). En cuanto a nutrientes, los niveles de fósforo total (PT) y fosfato ( $\text{PO}_4$ ) también evidenciaron diferencias marcadas entre sitios. Las concentraciones más elevadas se detectaron en PMP1, PMP3 y PSR7 (PT > 1500  $\mu\text{g}/\text{L}$  y  $\text{PO}_4$  > 1300  $\mu\text{g}/\text{L}$ ), asociadas a áreas más urbanizadas. En contraste, PMR1 y PSR10 presentaron los valores más bajos (PT < 250  $\mu\text{g}/\text{L}$  y  $\text{PO}_4$  < 100  $\mu\text{g}/\text{L}$ ). Los valores de nitrógeno total (NT) mostraron una amplia dispersión entre sitios, con concentraciones extremadamente elevadas en los arroyos PMS1, PMA1 y PMC1 (hasta 975 000  $\mu\text{g}/\text{L}$ ), en contraste, los valores más bajos se registraron en PMR1 y PSA1 (< 2000  $\mu\text{g}/\text{L}$ ). El amonio ( $\text{NH}_4$ ) presentó un patrón heterogéneo, con concentraciones moderadas en la mayoría de los sitios (< 1000  $\mu\text{g}/\text{L}$ ), pero con valores altos en PSR7, PC2, PMP1 y PMP3. El nitrato ( $\text{NO}_3$ ) se mantuvo generalmente bajo (290–1470  $\mu\text{g}/\text{L}$ ), aunque con picos en PMA1, PMC1 y PLC2, donde se registraron los mayores valores.

El Análisis de Componentes Principales (PCA), basado en las variables físicoquímicas del agua junto con las variables asociadas a la urbanización, explicó el 57,3% de la variabilidad ambiental entre los sitios en los dos primeros componentes (Fig. 2). El primer componente principal (Dim1 = 38,2% de la varianza) reflejó un gradiente de intensificación urbana y deterioro de la calidad del agua, donde los extremos reflejan condiciones contrastantes entre cuencas menos impactadas y aquellas más urbanizadas. En ese gradiente se separan sitios de mayor calidad ambiental como PSR10, PMR1 y PSA1, caracterizados por valores negativos en Dim1 y asociados a mayores concentraciones de oxígeno disuelto, bajos valores de NT y  $\text{NO}_3$ , y porcentaje de áreas verdes. En el extremo opuesto, sitios como PMP1, PMP3 y PLC2 se ubicaron sobre valores positivos del componente, asociados con altos porcentajes de superficie urbanizada sin saneamiento, mayor concentración de NT y  $\text{NO}_3$ , mayor porcentaje de población sin acceso a saneamiento (p.pob.ss) y concentraciones elevadas de nutrientes como PT y  $\text{PO}_4$ . En el segundo componente (Dim2 = 19,1% de la varianza) se observa que sitios con mayor porcentaje de población sin acceso a saneamiento (p.pob.ss) y con alto grado de urbanización (p.urb) se distribuyeron hacia los extremos positivos, en asociación con concentraciones elevadas de fosfato ( $\text{PO}_4$ ).

En consecuencia, estos componentes podrían estar representando un gradiente de impacto por nutrientes y deficiencia de infraestructura sanitaria, que distingue sitios altamente impactados por actividades humanas de otros con menor intervención. Los análisis de varianza (ANOVA) realizados sobre los valores de ambos componentes principales revelaron diferencias altamente significativas tanto entre puntos individuales como entre

sitios. Para Dim1, se detectaron diferencias significativas entre sitios ( $F = 18,0$  p < 2e-16 \*\*\*), al igual que para Dim2 ( $F = 11,7$ , p = 1,8e-13 \*\*\*).



*Figura 2.* Análisis de Componentes Principales (PCA) basado en variables fisicoquímicas del agua y urbanas. Cada punto representa un sitio de muestreo, y los números junto a los sitios corresponden a la identificación con fecha. Los ejes Dim1 (38,2%) y Dim2 (19,1%) muestran la proporción de la variabilidad total explicada por cada componente principal. Las elipses indican intervalos de confianza del 95% para cada grupo de sitios. Variables incluidas: DO: oxígeno disuelto, TEMP: temperatura, PT: fósforo total, PO<sub>4</sub>: fosfato, NT: nitrógeno total, NO<sub>3</sub>: nitrato, NH<sub>4</sub>: amonio, p.urb: porcentaje de área urbanizada, a.verd: áreas verdes, con.pav: pavimento, p.pob.ss: población sin saneamiento, p.pob.cs: población con saneamiento, p.au.cs: en áreas urbanas con saneamiento y p.au.ss: en áreas urbanas sin saneamiento.

Los modelos aleatorios (Random Forest) detectaron diferentes respuestas de las variables fisicoquímicas del agua frente a los predictores urbanos (Tabla 3). En el caso del fosfato ( $\text{PO}_4$ ), el modelo explicó un 33% de la variabilidad ( $R^2 = 0,33$ ,  $p = 0,01$ ). Se repitió la importancia de las mismas variables claves: el porcentaje de urbanización (p.urb), el porcentaje de población sin saneamiento (p.pob.ss), el porcentaje de cobertura con pavimento (con.pav), el porcentaje de área verde (a.verd), el porcentaje de la población con saneamiento (p.pob.cs) y el porcentaje de área urbana con saneamiento (p.au.cs). En ambos casos los modelos indican que el incremento del área urbana y la falta de infraestructura sanitaria incrementan los niveles de fósforo total y fosfato, mientras que la cobertura vegetal podría amortiguar estos efectos (Fig. 3). Las gráficas de dependencia parcial mostraron un aumento sostenido del fosfato ante mayores niveles de urbanización y porcentaje de población sin saneamiento. En contraste, el aumento del área verde mostró un efecto reductor sobre el fosfato, particularmente en niveles intermedios de cobertura vegetal (Fig. 3,  $\text{PO}_4$ ).

En el caso del fósforo total (PT) la tendencia fue muy similar a la del fosfato ( $\text{PO}_4$ ), el modelo logró explicar un 27% de la variabilidad ( $R^2 = 0,27$ ,  $p < 0,001$ ). Las variables más importantes fueron el porcentaje de urbanización (p.urb), la población sin saneamiento (p.pob.ss), el porcentaje de área verde (a.verd), el porcentaje de la población con saneamiento (p.pob.cs), el porcentaje de área urbana con saneamiento (p.au.cs) y el porcentaje de cobertura con pavimento (con.pav, Tabla 3, Fig. 3). Se pudo observar que el fósforo aumenta con la urbanización y la falta de saneamiento, mientras que tiende a disminuir parcialmente en presencia de área verde y cobertura de saneamiento, aunque con respuestas no lineales (Fig. 3, PT).

En el caso del modelo correspondiente al amonio ( $\text{NH}_4$ ), explicó el 19% de la variabilidad ( $R^2 = 0,19$ ,  $p < 0,01$ ), las variables más influyentes fueron el porcentaje de población sin saneamiento (p.pob.ss), el porcentaje de área urbana con saneamiento (p.au.cs), el porcentaje de cobertura con pavimento (con.pav), el porcentaje de urbanización (p.urb), el porcentaje de área verde (a.verd) y el porcentaje de la población con saneamiento (p.pob.cs, Tabla 3, Fig. 3). Las gráficas de dependencia parcial mostraron un aumento marcado de amonio con la población sin saneamiento, también se observó una ligera disminución del amonio con el aumento del área verde (Fig. 4,  $\text{NH}_4$ ).

En cuanto al nitrato ( $\text{NO}_3$ ), el modelo explicó sólo el 4% de la variabilidad ( $R^2 = 0,04$ ), aunque resultó significativo ( $p = 0,03$ ). Las variables más influyentes fueron el porcentaje de cobertura con pavimento (con.pav) y el porcentaje de área urbana con saneamiento (p.au.cs, Tabla 3, Fig. 3). Las gráficas de dependencia parcial revelaron un aumento del nitrato con el porcentaje de cobertura de pavimento (Fig. 3,  $\text{NO}_3$ ).

En el caso de la variable respuesta oxígeno disuelto (DO), el modelo explicó el 15% de su variabilidad ( $R^2 = 0,15$ ,  $p = 0,02$ ), siendo estadísticamente significativo. Las variables con mayor influencia fueron el porcentaje de área verde (a.verd), el porcentaje de cobertura de pavimento (cov.pav), el porcentaje de urbanización (p.urb), el porcentaje de la población sin

saneamiento (p.pob.ss), y el porcentaje de área urbana con saneamiento (p.au.cs) todas con valores significativos ( $p < 0,02$ ; Tabla 3, Fig. 3). Las gráficas de dependencia parcial revelaron patrones no lineales: el oxígeno disuelto disminuyó marcadamente con el incremento de la urbanización y la pavimentación del suelo, mientras que mostró un aumento en respuesta a mayores proporciones de cobertura vegetal, especialmente en niveles intermedios y altos (Fig. 3, DO).

Tabla 3. Importancia relativa (% de incremento del error de predicción, %IncMSE) y significancia estadística (p-valor) de los predictores urbanos en los modelos Random Forest para cada variable de calidad del agua.

Variable	%IMSE PO <sub>4</sub>	p PO <sub>4</sub>	%IMSE PT	p PT	%IMSE NH4	p NH4	%IMSE NO <sub>3</sub>	p NO <sub>3</sub>	%IMSE OD	p OD
p.urb	18,72	<b>0,01</b>	17,76	<b>0,01</b>	11,59	<b>0,03</b>	8,20	0,27	13,56	<b>0,02</b>
a.verd	14,29	<b>0,01</b>	14,63	<b>0,01</b>	10,67	<b>0,01</b>	6,08	0,24	14,18	<b>0,01</b>
con.pav	14,30	<b>0,01</b>	12,19	<b>0,01</b>	12,19	<b>0,01</b>	9,67	<b>0,02</b>	13,72	<b>0,01</b>
p.au.cs	13,53	<b>0,01</b>	12,68	<b>0,01</b>	12,21	<b>0,01</b>	9,47	<b>0,02</b>	9,61	<b>0,02</b>
p.pob.cs	13,31	<b>0,01</b>	14,23	<b>0,01</b>	10,48	<b>0,01</b>	8,09	0,07	7,51	0,05
p.au.ss	9,70	0,37	9,03	0,39	12,93	0,06	3,45	0,81	8,96	0,39
p.pob.ss	15,01	<b>0,01</b>	14,81	<b>0,01</b>	13,50	<b>0,01</b>	5,02	0,29	9,62	<b>0,01</b>



Figura 3. Importancia de las variables urbanas sobre las variables de calidad del agua, incluyendo: oxígeno disuelto (DO), fósforo total (PT), fosfato (PO<sub>4</sub>), nitrato (NO<sub>3</sub>) y amonio (NH<sub>4</sub>). La figura a la izquierda presenta la importancia media de los predictores en modelos Random Forest (% de incremento del error de predicción, %IncMSE). La figura de la derecha representa las curvas de dependencia parcial que muestran la relación entre el porcentaje de cobertura del suelo y las variables de calidad del agua, evaluando el efecto de variables relacionadas con la urbanización: porcentaje de área urbanizada (p.urb), áreas verdes (a.verd), pavimento (con.pav), población sin saneamiento (p.pob.ss), con saneamiento (p.pob.cs), en zonas urbanas con saneamiento (p.au.cs) y sin él (p.au.ss). Los niveles de significancia estadística: \* $p < 0,05$ .

En conjunto, los resultados subrayan que el aumento de la urbanización y la falta de infraestructura sanitaria están asociados a mayores concentraciones de nutrientes y menores niveles de oxígeno disuelto en los cuerpos de agua urbanos. En contraste, la cobertura vegetal aparece como un factor mitigador, capaz de atenuar algunos de los efectos negativos del desarrollo urbano sobre la calidad del agua.

### 3.2 Relación entre urbanización y microplásticos en sedimento

El análisis de fragmentos de partículas antropogénicas en los sedimentos evidenció una gran variabilidad en las densidades, con réplicas que fueron desde 0 a 663 partículas/m<sup>2</sup>. Se registró una abundancia total de 248 partículas antropogénicas (PA), siendo 82 de ellas confirmadas como microplásticos, según una coincidencia polimérica mayor al 70%. Se pudo registrar un amplio rango de tamaños (de 0,25 mm a 0,75 mm) con un promedio de  $0,51 \pm 0,38$  mm, siendo los colores más frecuente el blanco, el rojo y el verde.

El sitio que presentó mayor densidad de partículas antropogénicas fue PSR1, con un promedio de  $391 \pm 61$  partículas/m<sup>2</sup>, mientras que seis sitios (PMR1, PSA1, PSR3, PSR7, PC2 y PMM1) no presentaron ninguna de estas partículas.

Una observación cuantitativa de los datos muestra, en términos generales, un aumento en la densidad de partículas antropogénicas a medida que se incrementa el área urbanizada (Fig. 4), destacándose sitios como PSR1, PLC2 y PMC1. Una tendencia muy similar se observa para los microplásticos, con los mismos sitios presentando las concentraciones más elevadas, superando medianas de 300 partículas/m<sup>2</sup> y alcanzando valores extremos por encima de 600 partículas/m<sup>2</sup> (Fig. 4). En conjunto, los resultados denotan una alta heterogeneidad espacial, con sitios que presentan mayor exposición a fuentes locales de contaminación asociadas a áreas urbanizadas y mayor presión antrópica.

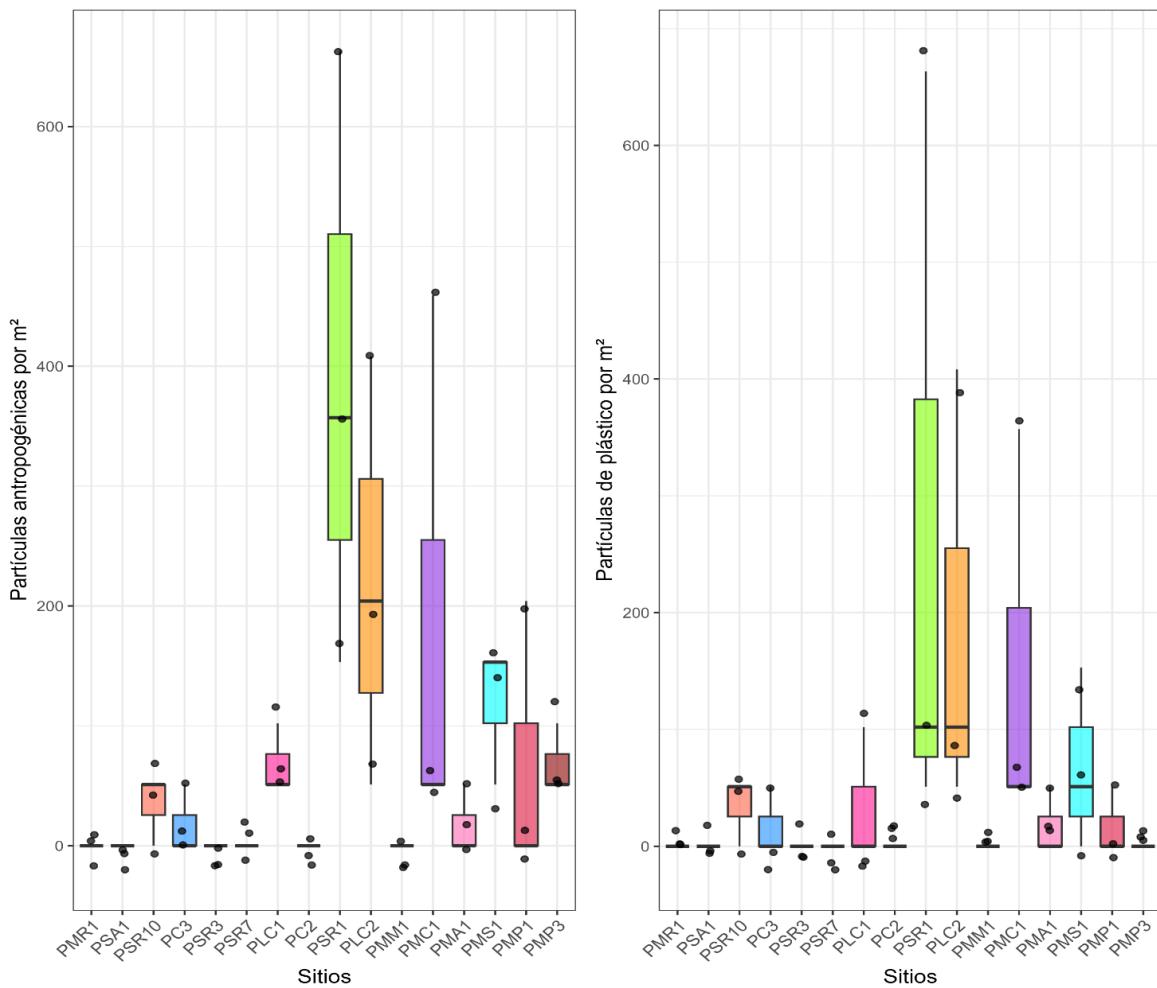


Figura 4. Densidad de partículas en los distintos sitios de muestreo, considerando tres réplicas por sitio. A la izquierda se muestran las partículas antropogénicas totales (incluyendo plásticos y otras partículas de origen humano) y a la derecha los microplásticos. Los diagramas de caja representan la distribución de los valores por sitio, incluyendo la mediana y los valores atípicos. Los diferentes sitios están ordenados según el porcentaje de área urbanizada (p.urb).

Los modelos Random Forest detectaron respuestas diferenciales de los descriptores de los microplásticos (densidad y diversidad) frente a los descriptores urbanos utilizados (Tabla 4). El modelo aplicado al índice de diversidad de Shannon, calculado a partir de la diversidad de partículas por m<sup>2</sup> en función de los polímeros identificados, presentó un ajuste muy robusto, explicando el 91% de la variabilidad ( $R^2 = 0,91$ ,  $p = 0,01$ ). Todos los predictores urbanos fueron significativos: el porcentaje de urbanización (p.urb), el porcentaje de la población sin saneamiento (p.pob.ss), el porcentaje de área urbana con saneamiento (p.au.cs), el porcentaje de la población con saneamiento (p.pob.cs), el porcentaje de la cobertura de pavimento (con.pav), el porcentaje de área urbana sin saneamiento (p.au.ss) y el porcentaje de área verde (a.verd), todas con alta significancia ( $p < 0,01$ , Tabla 4, Fig. 5). Se observó un aumento en la diversidad de microplásticos asociado a valores moderados de urbanización (p.urb) y de población sin saneamiento (p.pob.ss). En contraste, la diversidad disminuyó a medida que aumentó el porcentaje de población

con saneamiento (p.pop.cs), lo que sugiere un efecto potencialmente regulador de la infraestructura sanitaria (Fig. 5, Diversidad de partículas por m<sup>2</sup>).

En el caso de la densidad (microplásticos/m<sup>2</sup>), el modelo explicó el 29% de la variabilidad ( $R^2 = 0,29$ ,  $p = 0,02$ ), siendo estadísticamente significativo. Las variables más importantes fueron el porcentaje de urbanización (p.urb), el porcentaje de área urbanizada sin saneamiento (p.au.ss), el porcentaje de la población sin saneamiento (p.pop.ss), el porcentaje de la población con saneamiento (p.pop.cs), y el porcentaje de área urbanizada con saneamiento (p.au.cs, Tabla 4, Fig. 5). Se observó un aumento marcado en la densidad de microplásticos asociado al incremento del porcentaje de urbanización (p.urb) y el porcentaje de la población sin saneamiento (p.pop.ss), especialmente en valores intermedios, lo que sugiere la existencia de un umbral de presión urbana a partir del cual la contaminación se intensifica (Fig. 5, Partículas por m<sup>2</sup>).

Tabla 4. Importancia relativa (% de incremento del error de predicción, %IncMSE) y significancia estadística (p-valor) de los predictores urbanos en los modelos Random Forest para la densidad y diversidad de partículas de plástico por metro cuadrado.

Variable	%IMSE Div	pDiv	%IMSE (Partículas/ m <sup>2</sup> )	p (Partículas/m <sup>2</sup> )
p.au.ss	12,35	<b>0,01</b>	11,17	<b>0,01</b>
p.urb	17,05	<b>0,01</b>	11,19	<b>0,01</b>
p.pop.ss	15,67	<b>0,01</b>	8,81	<b>0,01</b>
p.au.cs	15,21	<b>0,01</b>	8,42	<b>0,01</b>
p.pop.cs	14,89	<b>0,01</b>	8,62	<b>0,03</b>
con.pav	13,38	<b>0,01</b>	7,56	0,07
a.verd	11,86	<b>0,01</b>	2,76	0,33

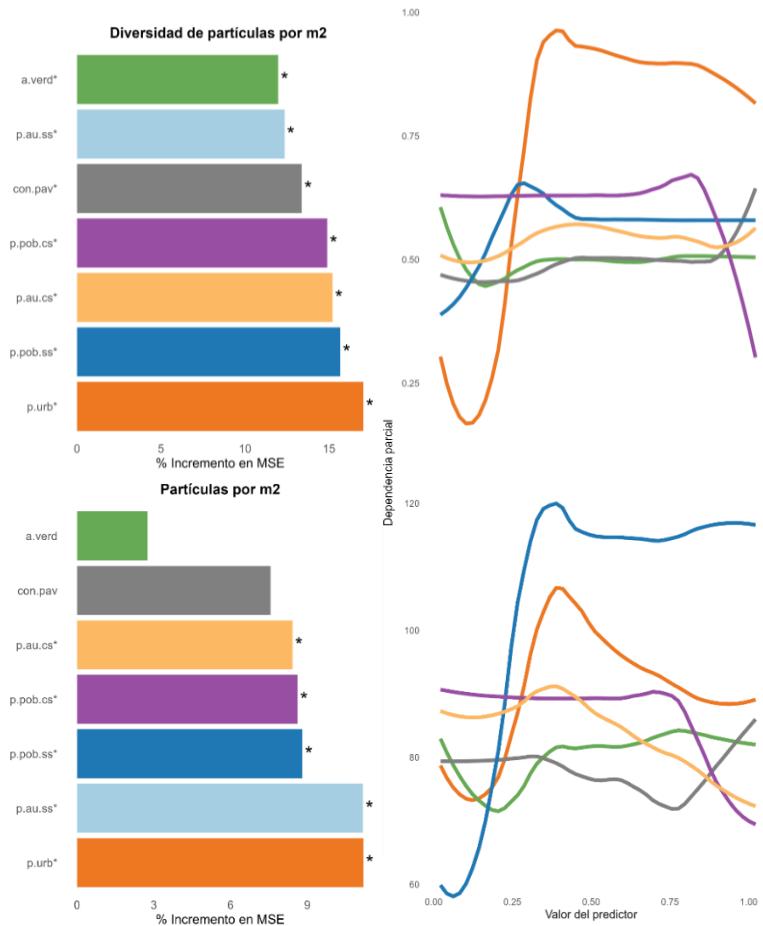


Figura 5. Importancia de las variables urbanas sobre las variables plásticas, incluyendo: microplásticos por m<sup>2</sup> y diversidad de microplásticos por m<sup>2</sup>. La figura a la izquierda presenta la importancia media de los predictores en modelos Random Forest (% de incremento del error de predicción, %IncMSE). La figura de la derecha representa las curvas de dependencia parcial que muestran la relación entre el porcentaje de cobertura del suelo y las variables de calidad del agua, evaluando el efecto de variables relacionadas con la urbanización: porcentaje de área urbanizada (p.urb), áreas verdes (a.verd), pavimento (con.pav), población sin saneamiento (p.pob.ss), con saneamiento (p.pob.cs), en zonas urbanas con saneamiento (p.au.cs) y sin él (p.au.ss). Los niveles de significancia estadística: \*p < 0,05.

Los polímeros identificados en los sitios de muestreo incluyeron Polietileno (PE), Polipropileno (PP), Tereftalato de Polietileno (PET), Polietileno de alta densidad (HDPE), Polietileno de baja densidad (LDPE) y Poliestireno (PS).

Se observa una alta densidad de PS en la mayoría de los sitios, con una predominancia particularmente marcada en PMP3 (Tabla 5). En contraste, en los sitios PLC2 y PMC1, la densidad de PS fue más similar a los demás polímeros (Fig.6). En el caso de Polietileno (PE), este fue mayor en el sitio PMS1, mientras que en otros sitios su densidad fue menos significativa (Fig. 6). El HDPE alcanzó su mayor densidad en el sitio PLC2, destacándose frente a los demás polímeros evaluados (Fig. 6). La mayor acumulación de LDPE se registró en el sitio PSR1, mientras que en los sitios PC3, PLC1, PLC2 y PMP1 mostró densidades similares (Fig. 6). El PET estuvo presente en la mayoría de los sitios, con densidades constantes (Fig. 6). El PP presentó una distribución uniforme con densidades constantes

en casi todos los sitios evaluados. Sin embargo, una excepción notable fue PMC1, donde su densidad fue considerablemente menor en comparación con los demás sitios (Fig. 6). Este análisis destaca patrones específicos en la distribución de los polímeros, evidenciando sitios con acumulaciones notables de ciertos polímeros, como PS en PMP3 y HDPE en PLC2, mientras que otros, como el PP, se distribuyeron de manera más homogénea entre los sitios.

Tabla 5. Valores promedio de densidades de los diferentes polímeros calculados a partir de tres réplicas por sitio.

SITIO	ABS	HDPE	LDPE	PE	PET	PEVA	Polyacrylic	PP	PS	PVC
PSR1	0	51,02	408,16	153,06	153,06	51,02	51,02	51,02	204,08	51,02
PSR3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PSR7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PSR10	0	0	0	0	102,04	0	0	0	0	0
PSA1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PC2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PC3	0	0	51,02	0	0	0	0	0	0	0
PLC1	0	51,02	51,02	0	0	0	51,02	0	51,02	0
PLC2	0	255,10	102,04	102,04	51,02	0	0	51,02	0	51,02
PMP1	0	0	51,02	0	0	0	0	0	153,06	51,02
PMP3	0	0	0	0	0	0	0	0	204,08	0
PMR1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PMA1	0	0	0	0	51,02	0	0	0	0	0
PMC1	0	153,06	0	0	306,12	0	0	51,02	51,02	0
PMM1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PMS1	51,02	0	0	153,06	51,02	0	0	0	51,02	102,04

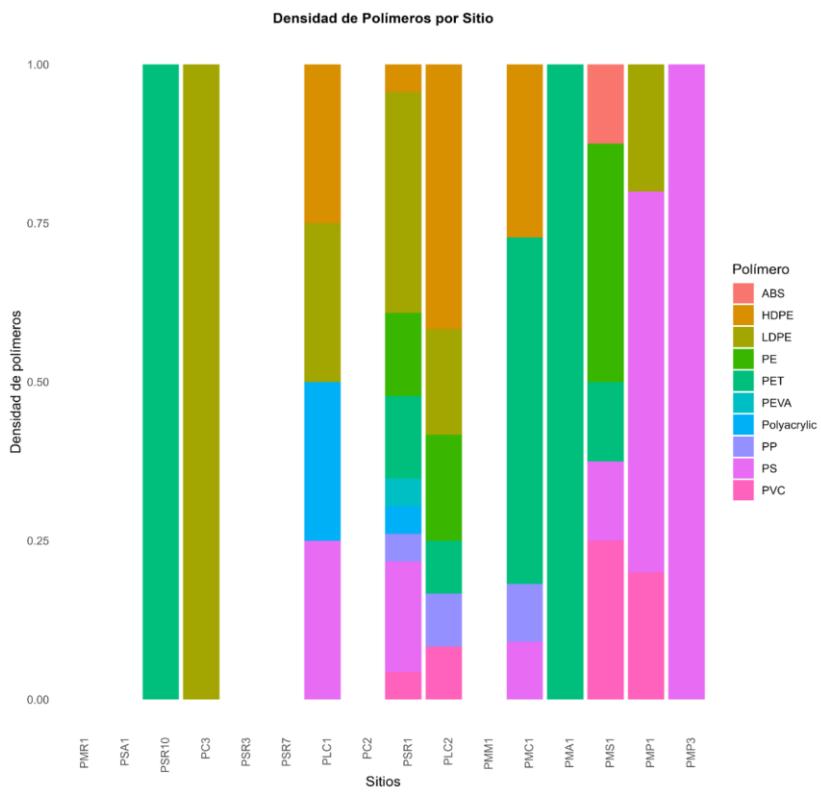


Figura 6. Gráfico de barras ampliado donde se observan las densidades de los polímeros encontrados: (ABS: Acrilonitrilo butadieno estireno, HDPE: Polietileno de alta densidad, LDPE: Polietileno de baja densidad, PE: Polietileno, PET: Tereftalato de Polietileno, PEVA: Polietileno-acetato de vinilo, PP: Polipropileno, PS: Poliestireno y PVC) en los diferentes sitios muestreados ordenados según la porcentaje de área urbanizada. Los sitios en los que no se encontró microplástico permanecen vacíos.

El análisis de la diversidad de polímeros a través del Índice de Shannon (Tabla 6) mostró como PMR1, PSA1, PSR3, PSR7, PC2 y PMM1 presentan los valores más bajos (0) debido a la detección de un solo polímero. En contraste, sitios como PSR1, exhibieron una mayor diversidad, con un total de 8 polímeros y el valor más alto del índice (1,89).

Tabla 6. Valores promedio del índice de diversidad de Shannon calculados a partir de tres réplicas por sitio.

SITIO	I.SHANNON
PSR1	1,89±3,26E-08
PSR3	0
PSR7	0
PSR10	0,15±1,38E-08
PSA1	0
PC2	0
PC3	0,15±1,38E-08
PLC1	1,39±1,38E-08
PLC2	1,73±2,98E-08
PMP1	0,56±2,44E-08
PMP3	0,15±1,38E-08
PMR1	0
PMA1	0,15±1,38E-08
PMC1	1,12±1,97E-08
PMM1	0
PMS1	1,48±2,53E-08

El análisis de ordenación (NMDS) muestra que algunos sitios, como PMA1 y PSR10, se agrupan en el extremo izquierdo del gráfico compartiendo una composición similar dominada por PET. En contraste, el sitio PC3 se ubica de forma aislada hacia el extremo derecho debido a una mayor presencia de LDPE (Fig. 7). Asimismo, se observan asociaciones específicas entre otros ciertos polímeros y sitios, por ejemplo, PLC1 con PS y poliacrílico, y PMS1 con PE y ABS (Fig. 7). Sitios como PLC1, PMP1 y PMP3, también se destacan por su ubicación diferenciada, lo cual podría reflejar la influencia de fuentes de contaminación diferentes. El valor de estrés del NMDS fue de 0.06, indicando un ajuste bueno entre las distancias originales y su representación bidimensional, por lo que la configuración observada refleja de manera confiable los patrones de similitud y disimilitud en la composición de polímeros entre sitios.

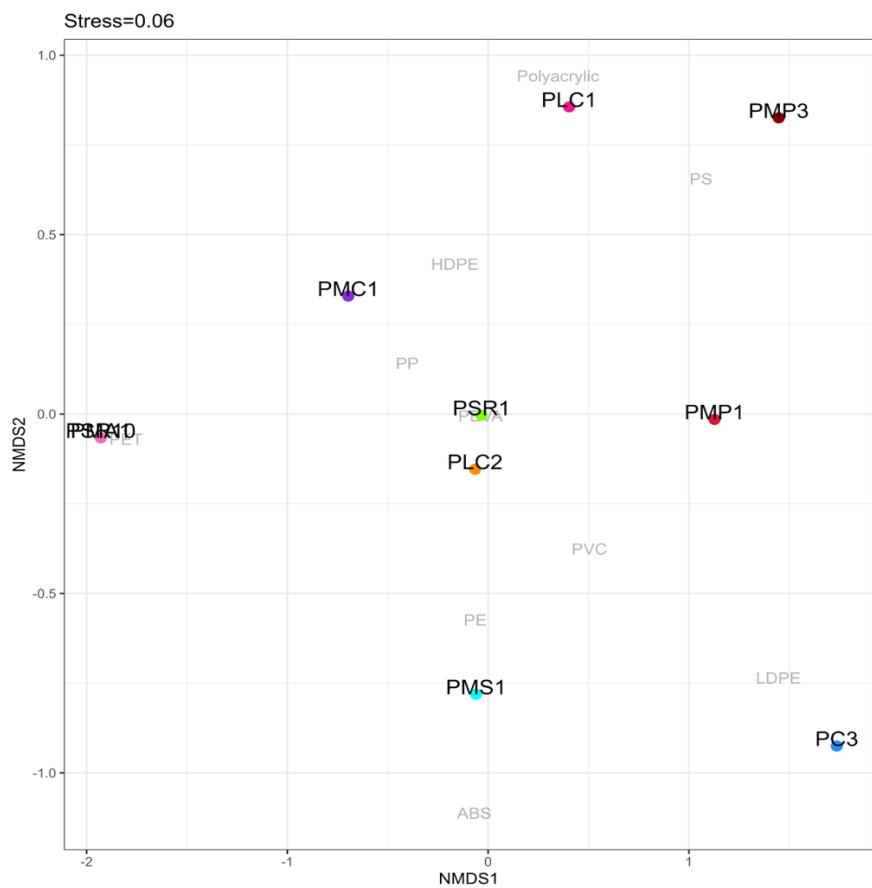


Figura 7. Análisis de ordenación de la composición polimérica en los diferentes sitios de estudio mediante escalamiento multidimensional no métrico (NMDS, ejes 1 y 2). Polímeros encontrados: ABS: Acrilonitrilo butadieno estireno, HDPE: Polietileno de alta densidad, LDPE: Polietileno de baja densidad, PE: Polietileno, PET: Tereftalato de Polietileno, PEVA: Polietileno-acetato de vinilo, PP: Polipropileno, PS: Poliestireno y PVC. Stress: 0,06.

### 3.3 Relación entre urbanización y el ensamble de macroinvertebrados

En total, se colectaron 6.211 macroinvertebrados en los 16 sitios analizados. La clase más representada fue *Malacostraca*, dentro del Subphylum: Crustacea, correspondiente al orden Amphipoda, familia Hyalellidae y género *Hyalella*, con una abundancia total de 2.764 individuos (Tabla 7). En segundo lugar se ubicó la clase Annelida, representada por el orden Oligochaeta y las familias Alluroididae y Haplotaxidae. Dentro de la clase Insecta se identificaron seis órdenes, 19 familias y 22 géneros. En esta clase, el orden Diptera, particularmente la familia Chironomidae, presentó la mayor representación, tanto en términos de frecuencia de aparición en los sitios como de densidad de individuos (Tabla 7). Asimismo, dentro de la clase Insecta, las familias con mayor diversidad de géneros fueron Leptophyphidae (3), Baetidae (2), Caenidae (2) y Hydroptilidae (2).

Tabla 7. Macroinvertebrados identificados a nivel de clase, orden, familia y género con sus respectivos hábitos alimenticios en los 16 sitios de estudio. Los hábitos incluyen: CF (colectores-filtradores), CG (colectores-trituradores), CG/SC (colectores y raspadores), PR (predadores), SC (raspadores), SH (fragmentadores) y SH/PR (fragmentadores/predadores).

Clase	Orden	Familia	Subfamilia	Género	Hábitos
Gastropoda	Architaenioglossa	Ampullariidae		Pomacea	SC
		Cochliopidae		Heleobia	SC
		Lithoglyphidae		Potamolithus	SC
	Basommatophora	Physidae		Physa	SC
		Planorbidae		Ancylinae	SC
				Biomphalaria	SC
Bivalvia	Veneroida	Corbiculidae		Corbicula	CF
		Allurooididae			CG
		Haplotaxidae			CG
Annelida	Oligochaeta	Lumbricidae			CG
		Naididae			CG
		Tipulidae		Tipula	SH
Hirudinea	Rhynchobdellida	Glossiphonidae			PR
Malacostraca	Amphipoda	Hyalellidae		Hyalella	SH
		Aeglidae		Aegla	SH/PR
		Baetidae		Baetodes	CG/SC
	Ephemeroptera	Caenidae		Callibaetis	CG/SC
				Brachycercus	CG/SC
				Caenis	CG/SC
Insecta	Trichoptera	Haplohyphes		Haplohyphes	CG
		Leptocephidae		Leptocephidae	CG
		Leptohyphidae		Tricorythodes	CG
		Leptophlebiidae		Ulmeritus	CG/SC
		Hydropsychidae		Smicridea	CF
		Hydroptilidae		Byrsopteryx	SC
	Diptera	Leptoceridae		Neotrichia	SC
		Polycentropodidae		Triplectides	SC
		Psephenidae		Cymnellus	PR
		Hydrophilidae		Psephenus	SC
		Dystiscidae		Berosus	SH
		Elmidae		Derovatellus	PR
Hemiptera	Odonata	Belostomatidae		Cylloepus	CG
		Coenagrionidae		Belostoma	PR
		Gomphidae		Argia	PR
	Coleoptera	Psychodidae		Aphylla	PR
		Simuliidae		Psychoda	CG
		Ceratopogoninae		Araucnephia	CF
Diptera	Chironomidae	Chironominae			PR
		Orthocladiinae			CG
		Tanypodinae			CG

Se observaron diferencias marcadas en las métricas de los ensambles de macroinvertebrados entre los sitios muestreados. La densidad promedio ( $\text{ind}/\text{m}^2$ ) fue de  $6599,70 \pm 5675,77 \text{ ind}/\text{m}^2$ , con PMP1, PMC1 y PSR10 mostrando los valores más altos, que en algunos casos superaron los  $40.000 \text{ ind}/\text{m}^2$ . En contraste, la mayoría de los demás sitios presentaron densidades considerablemente menores (Fig. 8). La riqueza promedio de taxa fue de  $6,43 \pm 3,19$  con valores más altos en PSR10 y PSA1, donde las medianas alcanzaron hasta 15 taxa. En contraste, sitios como PLC1, PLC2 y PMC1 presentaron una riqueza muy reducida, con valores cercanos o iguales a 1 (Fig. 8). En cuanto a la biomasa ( $\text{mg}/\text{m}^2$ ), el promedio fue de  $6561,37 \pm 9505,19 \text{ mg}/\text{m}^2$ . La mayoría de los sitios presentó valores muy bajos, cercanos a cero; sin embargo, PSR1 y PSA1 destacaron con valores máximos superiores a  $40.000 \text{ mg}/\text{m}^2$ , lo que sugiere la presencia de organismos de mayor tamaño o masa individual (Fig. 8). El análisis de los tamaños corporales (mm) mostró un promedio general de  $6,43 \pm 2,26 \text{ mm}$ . Los organismos de mayor longitud se registraron en PC3, PSR7, PLC2 y PSR1, con valores superiores a 7,5 mm. En contraste, sitios como PMR1, PSR10 y PMC1 presentaron organismos de menor tamaño, con medianas inferiores a 5 mm (Fig. 8).

Finalmente, el índice de diversidad de Shannon mostró variaciones significativas entre los sitios de muestreo, el promedio fue de  $1,15 \pm 0,53$ . Los valores más elevados se registraron en sitios como PSA1, PMR1 y PSR10, lo que indica comunidades con mayor diversidad y una distribución más equitativa de los taxones. En contraste, sitios como PMP1, PMC1 y PMA1 presentaron valores bajos, evidenciando una menor riqueza específica y una dominancia de unos pocos grupos (Fig. 8).

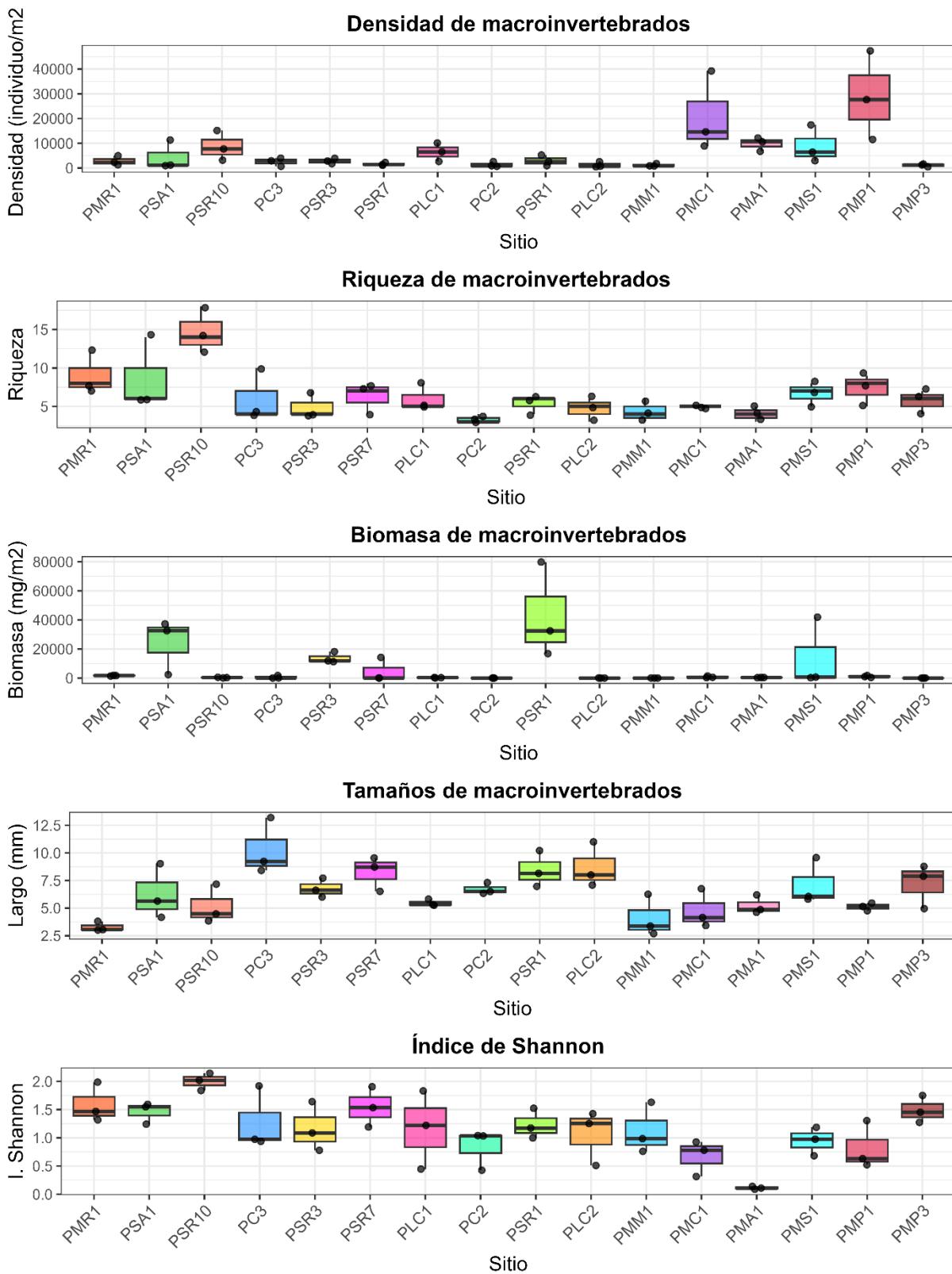


Figura 8.. Métricas de macroinvertebrados en los distintos sitios de muestreo. De arriba hacia abajo se presentan: densidad (ind/m<sup>2</sup>), riqueza taxonómica, biomasa (mg/m<sup>2</sup>), tamaño corporal promedio (mm) y diversidad de Shannon. Los diagramas de caja representan la distribución de los valores por sitio, incluyendo la mediana y los valores atípicos. Los diferentes sitios están ordenados según el porcentaje de área urbanizada (p.urb).

100% 80% 60% 40% 20% 0%  
 P. Urbano  
 P. Rural

El análisis de ordenación (NMDS) de los arroyos considerando la abundancia relativa de las familias de macroinvertebrados, separó los sitios con gran área urbanizada de los sitios rurales o con bajo porcentaje de urbanización (Fig. 9). Los sitios PSA1, PMR1 y PSR10 fueron representados por taxones mayormente sensibles a la contaminación como son Leptoceridae, y Polycentropodidae, sin embargo, familias como Chironomidae o Glossiphonidae estuvieron presentes en los sitios con mayor proporción de urbanización y baja proporción de saneamiento. El valor de estrés obtenido (0.12) indica un ajuste adecuado del modelo bidimensional, lo que permite interpretar con confianza los patrones de disimilitud observados en la composición del ensamble de macroinvertebrados entre los distintos sitios.

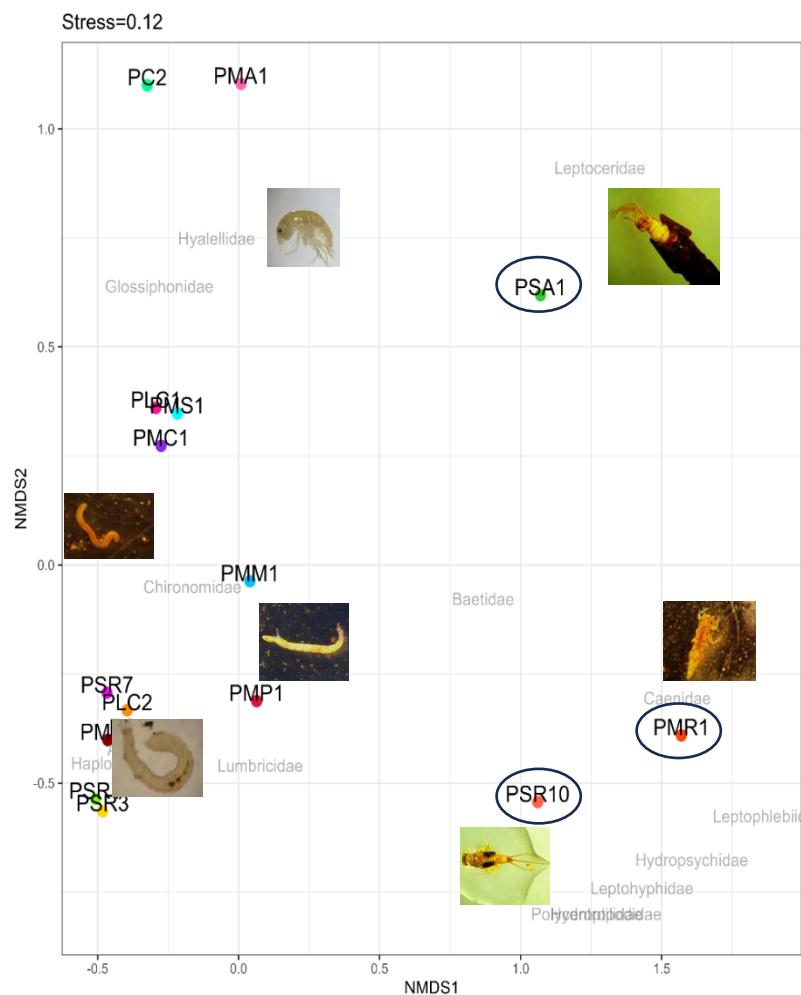


Figura 9. Análisis de ordenación del ensamble de macroinvertebrados en los diferentes sitios de estudio mediante escalamiento multidimensional no métrico (NMDS, ejes 1 y 2). Stress: 0,12. Los puntos presentados con un círculo hacen referencia a sitios poco urbanizados.

Los modelos Random Forest revelaron respuestas diferenciales de las métricas del ensamble de macroinvertebrados ante los diferentes predictores de urbanización y calidad de agua (Tabla 8, Fig. 10). En el caso de la riqueza taxonómica, el modelo explicó el 42%

de la variabilidad ( $R^2 = 0,42$  y  $p = 0,01$ ). Los predictores más relevantes fueron el área urbana con saneamiento (p.au.cs), el porcentaje de población con saneamiento (p.pob.cs) y la concentración de nitratos ( $\text{NO}_3$ ), todas estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ). Estos resultados indican que tanto la infraestructura urbana como la calidad del agua influyen directamente en la riqueza taxonómica de macroinvertebrados (Tabla 8, Fig. 11). En particular, mayores concentraciones de nitratos y un mayor acceso al saneamiento parecen estar asociados con una pérdida de riqueza (Fig. 10, Riqueza de macroinvertebrados).

Para la densidad total de macroinvertebrados, el modelo explicó el 25% de la variabilidad ( $R^2 = 0,25$ ,  $p = 0,01$ ), siendo estadísticamente significativo (Tabla 8). Las variables significativas ( $p < 0,05$ ) con mayor influencia fueron el porcentaje de la cobertura de pavimento y el porcentaje de cobertura de áreas verdes (a.verd). Las gráficas de dependencia parcial mostraron cómo existe un declive en la densidad de macroinvertebrados cuando aumentan los porcentajes de áreas verdes en la cuenca (Fig. 10, Densidad de macroinvertebrados).

En el caso de la diversidad de Shannon, el modelo explicó el 21% de la variabilidad ( $R^2 = 0,21$ ,  $p = 0,03$ ), siendo estadísticamente significativo (Tabla 8). Las variables significativas ( $p < 0,05$ ) con mayor influencia fueron la concentración de nitratos ( $\text{NO}_3$ ) y nitrato total (NT). Las gráficas de dependencia parcial evidenciaron un incremento en la diversidad de macroinvertebrados, expresada mediante el índice de Shannon, a medida que disminuye la concentración de nitratos ( $\text{NO}_3$ ) en el sistema. En contraste, el nitrógeno total (NT) mostró una relación positiva con la diversidad hasta alcanzar valores intermedios, a partir de los cuales la diversidad tendió a estabilizarse, conformando una meseta (Fig. 10, Diversidad de macroinvertebrados).

Para el caso de los grupos taxonómicos tolerantes a la contaminación, en el caso del género *Hyalella*, el modelo explicó un 32% de la variabilidad ( $R^2 = 0,32$ ,  $p = 0,01$ ), destacándose como predictores significativos la concentración de nitratos ( $\text{NO}_3$ ), el porcentaje de población con saneamiento (p.pob.cs) y con mayor cobertura de saneamiento (p.au.cs) ( $p < 0,05$ , Tabla 8, Fig. 10).

Finalmente, el modelo para la abundancia relativa de Chironomidae también presentó un buen ajuste, explicando el 31% de la variabilidad ( $R^2 = 0,31$ ,  $p < 0,02$ ). Las variables más influyentes fueron el fosfato ( $\text{PO}_4$ ) y el fósforo (PT), con significancia estadística ( $p < 0,03$ , Tabla 8, Fig. 10). Las curvas de dependencia mostraron un aumento de la abundancia de la familia Chironomidae en niveles intermedios de fósforo y fosfato (Fig. 10, Abundancia relativa de Chironomidae).

Para la biomasa de macroinvertebrados, el modelo explicó el 13% de la variabilidad ( $R^2 = 0,13$ ,  $p = 0,04$ ); sin embargo, ninguno de los predictores mostró efectos individuales significativos ( $p > 0,05$ , Tabla 8, Fig. 10). En el caso del modelo realizado para el tamaño corporal promedio, el mismo no fue significativo.

Tabla 8. Importancia relativa (% de incremento del error de predicción, %IncMSE) y significancia estadística (p-valor) de los predictores urbanos en los modelos Random Forest para las variables del ensamble de macroinvertebrados.

Variable	%IMSE Riq	p Riq	%IMSE Dens	p Dens	%IMSE Bio	p Bio	%IMSE Tam	p Tam	%IMSE Diversidad	p Diversidad	%IMSE Hyal	p Hyal	%IMSE Chiro	p Chiro
p.urb	2,37	0,62	-	-	5,77	0,25	3,91	0,55	-	-	4,37	0,11	2,13	0,22
a.verd	2,79	0,14	4,54	<b>0,03</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
con.pav	3,67	0,28	4,89	<b>0,04</b>	5,69	0,29	5,28	0,31	2,55	0,32	1,24	0,31	-	-
p.au.cs	7,72	<b>0,01</b>	3,09	0,21	6,45	0,14	6,42	0,77	4,54	0,11	6,14	<b>0,02</b>	-	-
p.pob.cs	6,92	<b>0,02</b>	-	-	-	-	-	-	3,35	0,19	6,26	<b>0,02</b>	-	-
p.au.ss	3,04	0,62	2,72	0,13	5,07	0,29	5,01	0,12	0,16	0,57	-	-	-	-
p.pob.ss	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PT	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,01	0,17	6,43	<b>0,03</b>
PO <sub>4</sub>	-	-	-	-	-	-	-	-	3,86	0,14	5,16	0,07	7,08	<b>0,03</b>
NT	-	-	-	-	-	-	-	-	6,23	<b>0,04</b>	3,37	0,14	3,68	0,19
NO <sub>3</sub>	5,58	<b>0,04</b>	-	-	-	-	-	-	6,10	<b>0,03</b>	7,84	<b>0,01</b>	-	-
NH4	2,84	0,16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DO	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,15	0,21

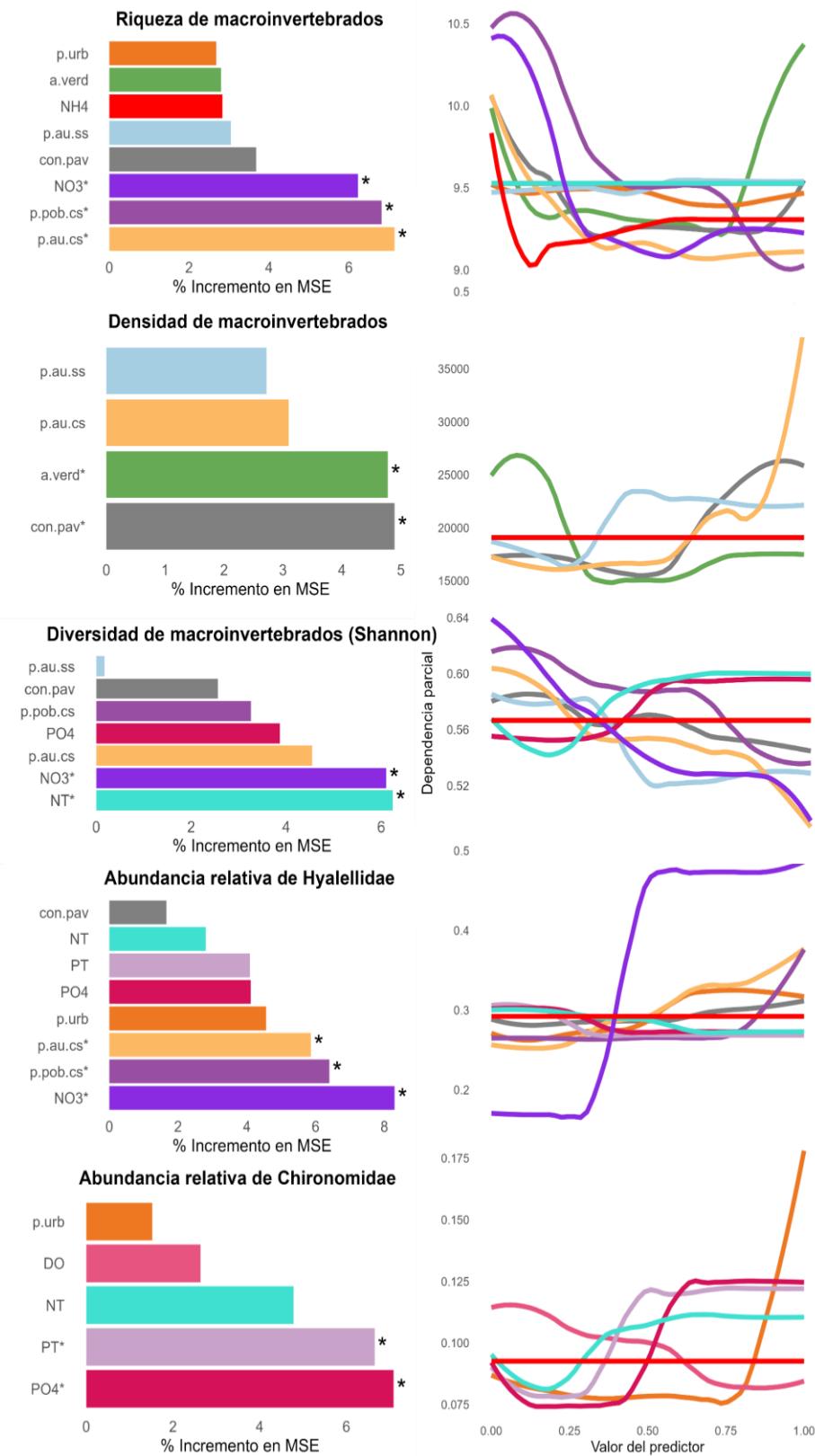


Figura 10. Importancia de las variables urbanas y de calidad del agua, sobre las variables ecológicas del ensamble de macroinvertebrados que fueron significativas, incluyendo: Densidad de macroinvertebrados, Riqueza, Diversidad de macroinvertebrados (Shannon), Abundancia relativa Hyalellidae, Abundancia relativa Chironomidae. La figura presenta la importancia media de los predictores en modelos Random Forest (% de incremento del error de predicción, %IncMSE), evaluando el efecto de variables relacionadas con la urbanización, porcentaje de área urbanizada (p.urb), áreas verdes (a.verd), pavimento (con.pav), población sin saneamiento (p.pob.ss), con saneamiento (p.pob.cs), en zonas urbanas con saneamiento (p.au.cs) y sin él (p.au.ss). Los modelos correspondientes a biomasa y tamaño corporal medio no fueron

incluidos en la figura, ya que no presentaron significancia estadística. Los niveles de significancia estadística se indican como sigue: \* $p < 0,05$ .

Por otra parte, se observaron diferencias marcadas en la composición funcional del ensamble de macroinvertebrados entre los distintos sitios de muestreo. En la mayoría de los sitios los organismos con hábito de colectores (CG) fueron dominantes, especialmente en PLC1, PLC2, PMC1, PMP1, PSR10, PSR3 y PSR7 donde superaron el 75% de la abundancia relativa (Tabla 9; Fig.11).

Los raspadores (SC) y fragmentadores (SH) presentaron una mayor representación en sitios como PC2, PSA1 y PMS1, donde la diversidad de hábitos fue más equilibrada. En PC2, por ejemplo, se observó una distribución más heterogénea, con representación de raspadores (SC), fragmentadores (SH), predadores (PR) y colectores (CG), lo cual sugiere un ensamble funcionalmente más diverso (Fig.11).

Por otro lado, los predadores (PR) y los organismos con hábito mixto fragmentador/predador (SH/PR) mostraron una baja representación en la mayoría de los sitios, estando presentes en PMM1, PMR1 y PSA1, lo que podría indicar condiciones más favorables para niveles tróficos superiores en estos ambientes (Fig.12). Los filtradores (CF) se registraron principalmente en PMM1 y PSR1, aunque en proporciones relativamente bajas (Fig.11).

En general, los sitios con mayor impacto antrópico presentaron comunidades dominadas por pocos hábitos tróficos (principalmente CG), mientras que algunos sitios menos perturbados mostraron una mayor diversidad de hábitos tróficos (Fig.11).

Tabla 9. Abundancia relativa de hábitos tróficos de macroinvertebrados bentónicos por sitio. Los hábitos incluyen: CF (colectores-filtradores), CG (colectores-trituradores), CG/SC (colectores y raspadores), PR (predadores), SC (raspadores), SH (fragmentadores) y SH/PR (fragmentadores/predadores).

SITIO	SH/PR	CG	CG/SC	SC	CF	PR	SH
PSR1	0,00	0,87	0,00	0,11	0,00	0,02	0,00
PSR3	0,00	0,74	0,00	0,22	0,00	0,04	0,00
PSR7	0,00	0,64	0,00	0,27	0,02	0,07	0,00
PSR10	0,00	0,40	0,04	0,43	0,02	0,09	0,02
PSA1	0,03	0,05	0,02	0,66	0,02	0,01	0,22
PC2	0,00	0,04	0,00	0,23	0,00	0,60	0,13
PC3	0,00	0,90	0,00	0,01	0,00	0,03	0,07
PLC1	0,00	0,09	0,00	0,02	0,09	0,11	0,69
PLC2	0,00	0,90	0,00	0,03	0,00	0,03	0,04
PMP1	0,00	0,70	0,00	0,00	0,00	0,01	0,29
PMP3	0,00	0,97	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03
PMR1	0,00	0,19	0,43	0,04	0,31	0,02	0,01
PMS1	0,00	0,04	0,00	0,03	0,00	0,26	0,67
PMA1	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,98
PMC1	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,12	0,78
PMM1	0,00	0,10	0,07	0,00	0,09	0,12	0,62

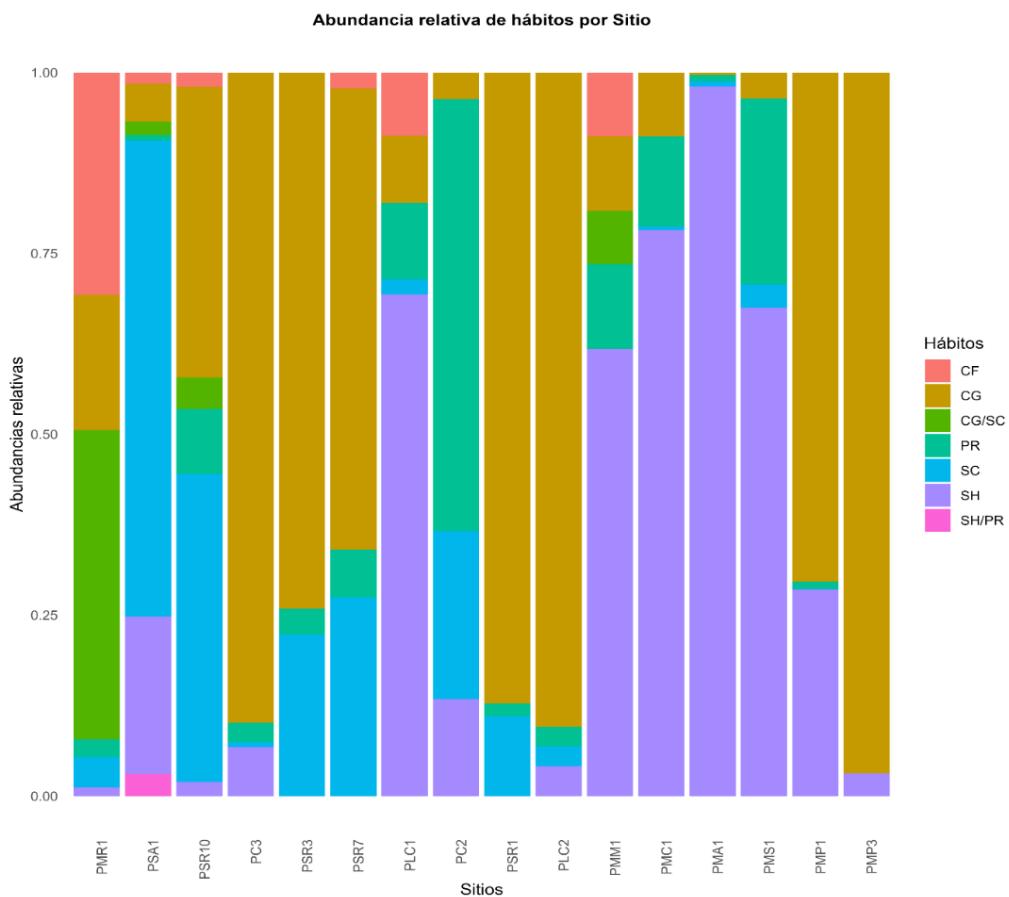


Figura 11. Composición funcional del ensamble de macroinvertebrados bentónicos en los distintos sitios de muestreo, expresada como abundancia relativa de los distintos grupos de hábitos. Los hábitos incluyen: CF (colectores-filtradores), CG (colectores-trituradores), CG/SC (colectores y raspadores), PR (predadores), SC (raspadores), SH (fragmentadores) y SH/PR (fragmentadores/predadores). Los sitios están ordenados en el eje x según el porcentaje de urbanización de los sitios. Las barras representan la abundancia relativa de cada grupo funcional en la comunidad total de cada sitio.

El análisis de ordenación no métrica multidimensional (NMDS), basado en la abundancia relativa de los hábitos tróficos de los macroinvertebrados analizados, evidenció diferencias en la estructura funcional entre los sitios muestreados (Fig. 12). En la proyección del NMDS, se observó que algunos sitios compartían una composición funcional similar, agrupándose en el espacio bidimensional. Por ejemplo, los sitios PSR1, PSR3, PSR7 y PMP1 se ubicaron próximos entre sí, indicando una dominancia de recolectores (CG) y raspadores (SC).

Por otro lado, sitios como PC2 y PMM1 se ubicaron más alejados del resto, con mayor representación de fragmentadores (SH) y predadores (PR). Sitios como PSA1, PSR10 y PMR1, ubicados hacia el extremo derecho del eje NMDS1, mostraron una marcada presencia de filtradores (CF) y recolectores-raspadores (CG/SC). El valor de estrés obtenido (0.13) indica un ajuste satisfactorio del modelo bidimensional, lo que respalda la validez de los patrones funcionales observados y permite interpretar con confianza las diferencias en la estructura trófica del ensamble de macroinvertebrados entre los sitios analizados.

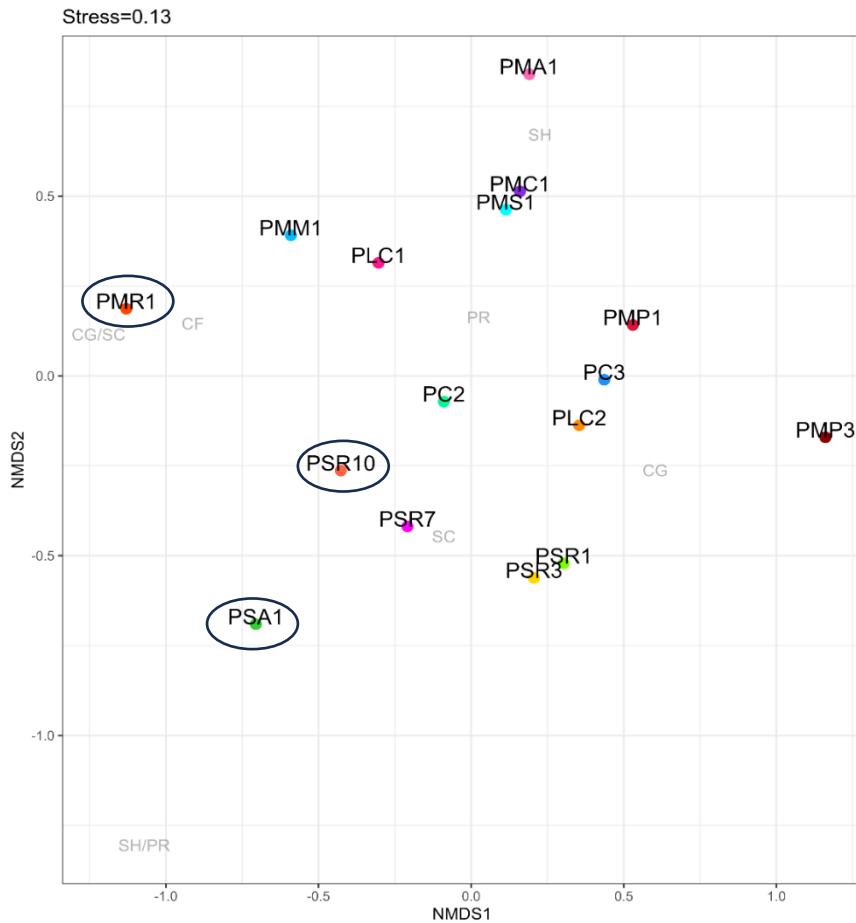


Figura 12. Análisis de ordenación de los hábitos tróficos del ensamble de macroinvertebrados en los diferentes sitios de estudio mediante escalamiento multidimensional no métrico (NMDS, ejes 1 y 2). Stress: 0,13. Los puntos presentados con un círculo hacen referencia a sitios poco urbanizados. Los hábitos incluyen: CF (colectores-filtradores), CG (colectores-trituradores), CG/SC (colectores y raspadores), PR (predadores), SC (raspadores), SH (fragmentadores) y SH/PR (fragmentadores/predadores).

Los análisis de ordenación (NMDS) mostraron una separación entre sitios urbanizados y rurales, tanto a nivel taxonómico como funcional. Algunos sitios presentaron composiciones muy similares, como PSR1, PSR3 y PMP1, mientras que otros, como PMM1 o PC2, se destacaron por su composición única, probablemente por condiciones particulares del entorno o diferencias en el tipo de impacto.

Por su parte, los modelos de Random Forest revelaron diferentes respuestas de los hábitos tróficos del ensamble de macroinvertebrados ante los diferentes predictores relacionados con la urbanización y la calidad del agua (Tabla 10, Fig. 13). El modelo para la riqueza de hábitos tróficos explicó un 34% de la variabilidad ( $R^2 = 0,34$ ,  $p = 0,01$ ). La variable con mayor influencia fue el porcentaje de área verde (a.verd), con significancia estadística ( $p = 0,04$ ). Las gráficas de dependencia parcial mostraron que un mayor porcentaje de vegetación en la cuenca se asocia con un aumento significativo en la riqueza de hábitos tróficos (Fig. 13, Riqueza de hábitos tróficos).

El modelo para la abundancia relativa del grupo de los fragmentadores (SH) presentó un buen ajuste explicando el 32% de la variabilidad ( $R^2 = 0,32$ ,  $p = 0,01$ ). Las variables más influyentes fueron el nitrato ( $\text{NO}_3$ ) y el porcentaje de área urbanizada con saneamiento (p.au.cs) con significancia estadística (Tabla 10,  $p < 0,03$ ). Las gráficas de dependencia parcial indicaron que la abundancia de fragmentadores aumenta con valores intermedios de nitrato y con un incremento del área saneada en la cuenca (Fig. 13, Abundancia SH). Para la abundancia relativa de los raspadores (SC), el modelo explicó un 31% de la variabilidad ( $R^2 = 0,31$  y  $p = 0,01$ ). Las variables más relevantes fueron el porcentaje de área urbana con saneamiento (p.au.cs) y la concentración de fosfato en agua ( $\text{PO}_4$ ), ambas significativas (Tabla 10,  $p < 0,04$ ). Estos resultados indican que tanto la infraestructura urbana como la calidad del agua influyen directamente en este grupo de macroinvertebrados (Fig. 13). En particular, niveles con mayor acceso al saneamiento parecen estar asociados con una pérdida de abundancia en estos grupos (Fig. 13, Abundancia SC). En el caso del grupo de colectores-filtradores (CF), el modelo explicó un 21% de la variabilidad ( $R^2 = 0,21$ ,  $p = 0,01$ ), destacando como predictores significativos la concentración de oxígeno disuelto (DO) y la concentración de amonio ( $\text{NH}_4$ , Tabla 10,  $p < 0,03$ ). La abundancia relativa de los colectores-filtradores (CF) aumentó en sitios con mayor disponibilidad de oxígeno (Fig. 13, Abundancia CF). En el caso de la abundancia relativa de los colectores-trituradores (CG), el modelo explicó el 15% de la variabilidad ( $R^2 = 0,15$ ,  $p = 0,05$ ), siendo estadísticamente significativo. La variable con influencia significativa fue la concentración de fósforo total (PT) en agua (Tabla 10). Las gráficas de dependencia parcial mostraron que existe un aumento en la abundancia de colectores-trituradores luego de un aumento sostenido de las concentraciones de fósforo total en agua (Fig. 13, Abundancia CG). Los modelos aplicados para explicar la abundancia relativa de los fragmentadores/predadores (SH/PR), colectores y raspadores (CG/SC), y predadores (PR) no presentaron significancia estadística, indicando un bajo poder explicativo de las variables consideradas (Tabla 10).

Tabla 10. Importancia relativa (% de incremento del error de predicción, %IncMSE) y significancia estadística (p-valor) de los predictores urbanos en los modelos Random Forest para las variables del ensamble de macroinvertebrados.

Variable	%IMSE HÁBITOS	p HÁBITOS	%IMSE SH	p SH	%IMSE SC	p SC	%IMSE CF	p CF	%IMSE CG	p CG	%IMSE PR	p PR	%IMSE SH/PR	p SH/PR	%IMSE CG/SC	p CG/SC
p.urb	1,78	0,23	4,01	0,10	4,74	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
a.verd	5,02	<b>0,04</b>	-	-	-	-	2,90	0,19	-	-	-	-	-	-	-	-
con.pav	2,18	0,20	0,02	0,48	-	-	-	-	-	-	3,25	0,23	-	-	-	-
p.au.cs	3,54	0,07	6,29	<b>0,02</b>	5,73	<b>0,02</b>	-	-	0,89	0,89	3,36	0,21	-	-	-	-
p.pob.cs	3,63	0,09	5,13	0,06	4,39	0,10	-	-	-	-	3,47	0,14	-	-	-	-
p.au.ss	2,82	0,11	1,25	0,32	2,99	0,18	-	-	-	-	2,33	0,35	2,49	0,99	1,09	0,99
p.pob.ss	1,15	0,25	-	-	-	-	-	-	-	-	0,49	0,41	2,68	0,89	1,02	0,89
PT	3,08	0,10	2,04	0,22	2,49	0,21	3,33	0,19	7,01	<b>0,02</b>	0,09	0,60	3,12	0,46	1,12	0,46
PO <sub>4</sub>	1,01	0,34	4,69	0,07	5,16	<b>0,04</b>	-	-	4,52	0,08	1,40	0,37	-	-	-	-
NT	3,10	0,13	3,76	0,11	1,87	0,34	-	-	4,01	0,13	-	-	3,18	0,43	1,81	0,43
NO <sub>3</sub>	3,72	0,10	6,57	<b>0,03</b>	3,73	0,13	-	-	1,55	0,29	0,67	0,53	-	-	-	-
NH4	5,56	0,05	-	-	-	-	5,77	<b>0,03</b>	1,40	0,33	-	-	2,39	0,65	0,39	0,65
DO	-	-	-	-	-	-	6,58	<b>0,01</b>	-	-	-	-	-	-	-	-

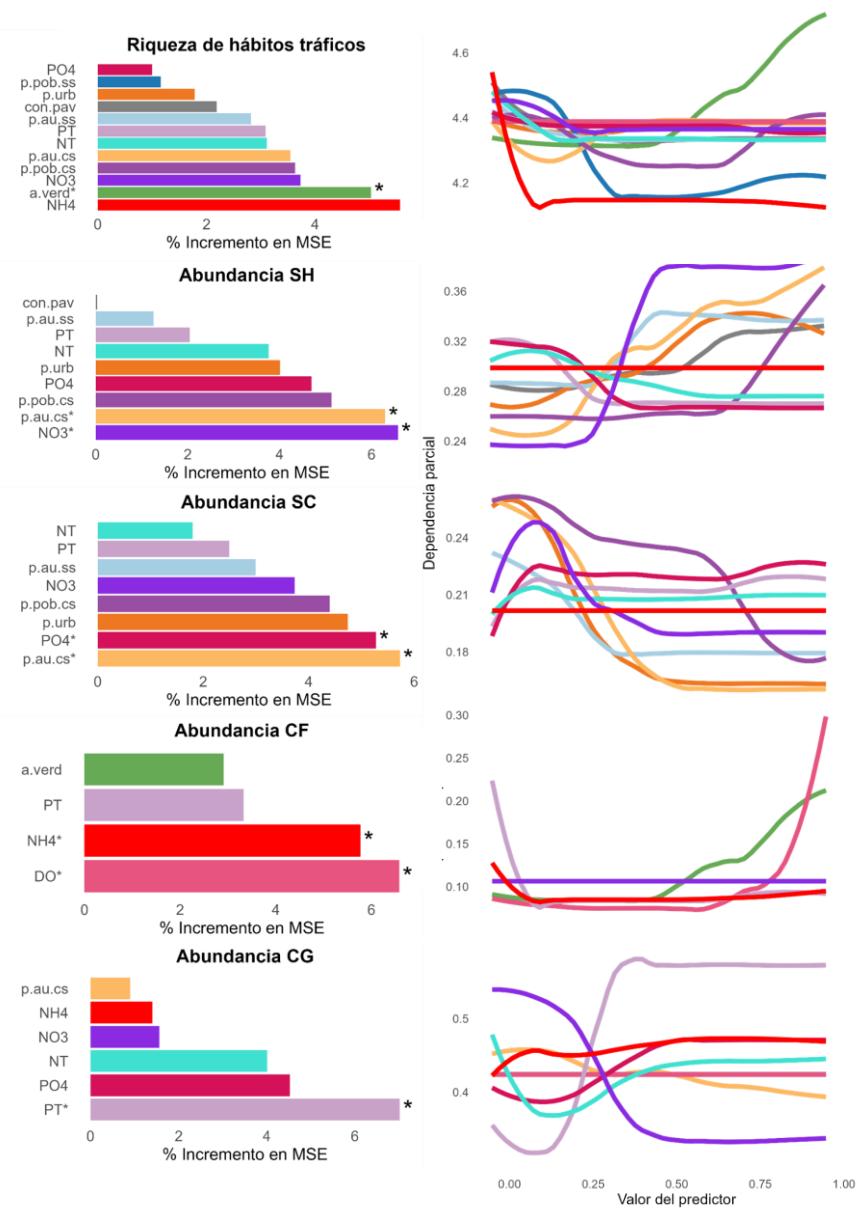


Figura 13. Importancia de las variables urbanas y de calidad del agua, sobre las variables ecológicas del ensamble de macroinvertebrados incluyendo: Abundancia relativa de CG (colectores-trituradores), SC (raspadores), CF (colectores-filtradores), SH (fragmentadores) y Riqueza de hábitos tráficos. La figura presenta la importancia media de los predictores en modelos Random Forest (% de incremento del error de predicción, %IncMSE), evaluando el efecto de variables relacionadas con la urbanización, porcentaje de área urbanizada (p.urb), áreas verdes (a.verd), pavimento (con.pav), población sin saneamiento (p.pob.ss), con saneamiento (p.pob.cs), en zonas urbanas con saneamiento (p.au.cs) y sin él (p.au.ss). Los modelos aplicados para explicar la abundancia relativa de los fragmentadores/predadores, colectores y raspadores, y predadores no presentaron significancia estadística, indicando un bajo poder explicativo en relación con las variables consideradas, por lo que no fueron incluidos en la figura. Los niveles de significancia estadística se indican como sigue: \* $p < 0,05$ .

#### **4. DISCUSIÓN**

Este trabajo evidenció que las variables urbanas, en particular el porcentaje de urbanización en la cuenca, las áreas verdes, las áreas pavimentadas y el porcentaje de personas con y sin saneamiento, fueron los principales impulsores de la variación en las variables de calidad del agua en los arroyos urbanos estudiados. Estos resultados son coherentes con lo reportado en estudios previos (de Medeiros et al., 2017; Alvareda et al., 2020; Torremorell et al., 2021; Teixeira de Mello et al., 2024), y refuerzan la evidencia de que la urbanización puede alterar e incluso determinar por completo la calidad ambiental de los arroyos (Torremorell et al., 2021; Moi & Teixeira de Mello, 2022; Teixeira de Mello et al., 2024). Asimismo, se registraron mayores concentraciones y una mayor diversidad polimérica de microplásticos en sedimentos de arroyos con influencia urbana directa. Este patrón es consistente con estudios que señalan a la urbanización, el incremento de superficies impermeabilizadas y la falta de sistemas de saneamiento como fuentes dominantes de aporte de microplásticos a los cursos de agua (Hurley et al., 2018; Prata, 2018). La acumulación en sedimentos también ha sido ampliamente documentada, especialmente en ambientes urbanos, donde los microplásticos pueden actuar como vectores de contaminantes y alterar las comunidades bentónicas.

De manera coherente con las alteraciones físicoquímicas y la presencia de microplásticos, el ensamble de macroinvertebrados mostró una reducción marcada en la riqueza taxonómica y en la diversidad funcional en los sitios más urbanizados. Este patrón es ampliamente reconocido en la literatura, donde la degradación del hábitat, la alteración hidrológica y el deterioro de la calidad del agua generan un reemplazo sistemático de taxones sensibles (Ephemeroptera, Plecóptera y Trichoptera) por especies tolerantes, principalmente Chironomidae y Oligochaeta (Roy et al., 2003; Moore & Palmer, 2005; Benejam et al., 2016). Además, la simplificación funcional observada, caracterizada por la predominancia de grupos colectores y trituradores, refleja una pérdida de complejidad trófica que coincide con lo reportado en sistemas urbanos altamente impactados (Lundquist & Zhu, 2018).

Los resultados obtenidos, además mostraron que las relaciones entre las variables urbanas y la calidad del agua fueron marcadamente no lineales. El uso de modelos Random Forest permitió capturar estas relaciones complejas y confirmar asociaciones significativas entre la urbanización y los parámetros de calidad del agua, entre los que, el oxígeno disuelto disminuyó significativamente con el aumento de zonas pavimentadas y urbanizadas, y en el caso de los nutrientes como fósforo total, fosfato y amonio se incrementaron en regiones con mayor población sin saneamiento. La relación entre el porcentaje de área urbana sin saneamiento y la degradación de la calidad del agua resultó especialmente marcada, evidenciando que la ausencia de infraestructura sanitaria constituye uno de los principales impulsores del deterioro ambiental en los arroyos estudiados. Entre los parámetros evaluados, el oxígeno disuelto mostró una respuesta particularmente sensible, con valores significativamente más bajos en áreas con mayor porcentaje de población sin acceso a servicios de saneamiento. Esta disminución puede atribuirse al ingreso de materia orgánica de efluentes que favorece la proliferación de microorganismos, cuyo metabolismo agota el

oxígeno disponible (Paul & Meyer, 2001; Martins et al., 2017). Además, durante eventos de lluvias intensas, el sistema de alcantarillado suele colapsar y el flujo excedente se redirige a sistemas de desbordes combinados, generando vertidos de aguas sin tratar de forma directa a los cursos de agua (Alvareda et al., 2020; Teixeira de Mello et al., 2024). En ambos casos, se liberan altos niveles de amonio, fósforo y materia orgánica a los arroyos, reduciendo aún más los niveles de oxígeno (Alvareda et al., 2020; Teixeira de Mello et al., 2024). En condiciones aeróbicas, el proceso de nitrificación convierte el amonio en nitrato consumiendo el oxígeno en el proceso, pero cuando los niveles de oxígeno son bajos este proceso se inhibe, generando un aumento en los niveles de amonio (Wong et al., 2003; Bernhard, 2010; Teixeira de Mello et al., 2024). Esta dinámica es consistente con los resultados obtenidos en este estudio, donde los sitios con mayor proporción de área urbana sin saneamiento presentaron simultáneamente menores niveles de oxígeno disuelto y mayores concentraciones de amonio. La coincidencia de ambos patrones sugiere que la carga elevada de materia orgánica proveniente de efluentes urbanos no tratados genera condiciones hipóxicas que limitan la nitrificación, favoreciendo la retención de amonio en el sistema. De este modo, los procesos biogeoquímicos esperados bajo estrés urbano respaldan y explican las tendencias detectadas mediante los modelos Random Forest.

En este mismo contexto de urbanización sin saneamiento, se observó un patrón de acumulación de MPs en los sedimentos que refuerza la conexión entre estas variables, sitios como PSR1 y PMP3, con alta proporción de áreas urbanizadas sin infraestructura sanitaria, presentaron las mayores densidades de MPs, coincidiendo con la literatura que documenta una mayor carga de residuos plásticos en sistemas sin control sobre sus descargas (Bouwman et al., 2005; Ziajahromi et al., 2016; Prata, 2018). Estos resultados destacan la importancia de considerar tanto el grado de urbanización como la infraestructura de saneamiento al abordar la contaminación por microplásticos en entornos urbanos (Komínková, 2012). Los sitios con mayor densidad de fragmentos plásticos, como PSR1, están asociados con áreas urbanizadas que carecen de sistemas de saneamiento adecuados. Este hallazgo es consistente con estudios previos que han identificado una correlación entre la falta de infraestructura de saneamiento y el incremento de residuos plásticos en el medio ambiente (Bouwman et al., 2005; Ziajahromi et al., 2016; Prata, 2018; Alvareda et al., 2020; Teixeira de Mello et al., 2024).

La acumulación de microplásticos en sitios como PSR1, PLC2 y PMC1, junto con los modelos que mostraron un aumento de densidad de microplásticos con la urbanización y la falta de saneamiento, respalda la hipótesis sobre la transferencia de microplásticos desde zonas urbanas a los sedimentos de los arroyos. Estos resultados son consistentes con la condición de sumideros de estos sedimentos y el aumento de esta contaminación con el grado de urbanización reportados recientemente (e.g. Bellasi et al., 2020; Parker et al., 2022).

Más allá de la densidad de los microplásticos, su composición polimérica reveló información relevante sobre las posibles fuentes y trayectorias de contaminación. El poliestireno (PS) presentó una distribución más homogénea, coherente con su uso cotidiano y su capacidad de ser transportado por vía aérea o fluvial (Prata, 2018). Por otro lado, el HDPE, común en

envases de productos de limpieza y alimentos, tuvo sus concentraciones altas en zonas cercanas a vertederos y descargas pluviales, lo que sugiere aportes puntuales. La mayor diversidad polimérica observada en sitios de urbanización intermedia sugiere una mezcla de estas posibles fuentes de residuos (Estahbanati & Fahrenfeld, 2016). Polímeros como PE, PP, PET, HDPE, LDPE y PS, predominantes en este estudio, coinciden con lo reportado globalmente para ambientes de agua dulce (Bellasi et al., 2020). Estos autores destacan además la acumulación de microplásticos en sedimentos y su interacción con organismos bentónicos, señalando que estos polímeros son los más frecuentes debido a su uso masivo y alta persistencia (Bellasi et al., 2020). Esto refuerza la importancia de considerarlos como indicadores clave en estudios sobre contaminación por microplásticos.

La identificación completa de los microplásticos permitió sostener con mayor certeza que los polímeros predominantes, como el polietileno, polipropileno y tereftalato de polietileno, reflejan tanto las fuentes locales de contaminación como el tipo de actividades antrópicas vinculadas a las áreas urbanizadas. Este tipo de análisis integral, aunque más demandante en términos de esfuerzo, resulta esencial para lograr inferencias ambientales más sólidas, tal como se han sugerido estudios previos en contextos similares (e.g. Andrade, 2017; González-Pleiter et al., 2020).

Los resultados evidencian cómo la urbanización influye en el ensamble de macroinvertebrados acuáticos. En los sitios más urbanizados, como PMP3, PMC1 y PMA1, observamos una abundancia muy elevada de organismos. Sin embargo, esta elevada abundancia no vino acompañada de una gran diversidad, mostrando que, en estos sistemas alterados por la actividad humana, predominan unos pocos taxones tolerantes, como Chironomidae y Hyalellidae, que logran adaptarse a condiciones con mayores niveles de contaminación o cambios físicos en el hábitat (Suárez et al., 2024). Estas observaciones coinciden con una gran cantidad de estudios que muestran patrones universales de pérdida de riqueza y cambios en la estructura de la comunidad con la urbanización (Walsh et al., 2005; Cuffney et al., 2010; Atwell & Schorr, 2023). Por el contrario, los sitios menos urbanizados, como PSA1, PMR1 y PSR10, presentaron una riqueza mayor, con una representación más amplia de familias y géneros. Esto indica que, en contextos de menor presión urbana, especialmente donde hay mayor cobertura vegetal y mejores condiciones del agua, los ecosistemas acuáticos pueden sostener comunidades más diversas y equilibradas urbanización (Atwell & Schorr, 2023; Suárez et al., 2024).

La biomasa total fue mayor en zonas urbanizadas, lo que puede explicarse por la elevada abundancia de unos pocos grupos dominantes, que al encontrarse en grandes cantidades aumentan la biomasa total, aunque la diversidad sea baja (Suárez et al., 2024). El género *Hyalella* es un valioso bioindicador de ambientes urbanos degradados (Suedel & Rodgers, 1994; Saigo et al., 2010; Suárez et al., 2024) apareciendo en este estudio asociado a sitios con mayor urbanización, especialmente cuando no había saneamiento.

La estructura tanto taxonómica como funcional cambia en función del grado de intervención urbana. Estos patrones reflejan un proceso de homogeneización biótica comúnmente asociado a la degradación ambiental en entornos urbanos, donde los ambientes más perturbados tienden a presentar comunidades dominadas por unos pocos taxa tolerantes,

mientras que se pierde la representatividad de grupos más sensibles (Suedel & Rodgers, 1994; Saigo et al., 2010; Suárez et al., 2024). En los sitios con mayor urbanización y bajo saneamiento, la comunidad estuvo dominada por taxa tolerantes como Chironomidae y Glossiphonidae, mientras que en los sitios rurales o poco urbanizados la presencia de familias sensibles como Leptoceridae y Polycentropodidae fue más marcada, evidenciando la pérdida de representatividad de grupos sensibles que caracteriza los procesos de homogeneización biótica en ambientes degradados (Suárez et al., 2024). Los cambios estructurales y funcionales detectados en estos sistemas de agua dulce no solo reflejan la presión de variables como los nutrientes, sino también la alteración del hábitat, el aumento de caudales por escorrentía urbana y la pérdida de cobertura ribereña, factores que afectan tanto a la disponibilidad de microhábitats como a las fuentes de alimento para los invertebrados (Komínková, 2012; Atwell & Schorr, 2023).

Cuando analizamos los hábitos tróficos, observamos que no solo cambian los taxones presentes sino también sus formas de alimentación y su rol en el ecosistema. Los colectores y trituradores de partículas del sustrato (CG) y los raspadores (SC) fueron comunes en catorce sitios urbanos estudiados, lo que podría estar relacionado con el aumento de materia orgánica fina y de biofilm en estas zonas (Lundquist & Zhu, 2018). En cambio, los fragmentadores (SH) y depredadores (PR), que requieren condiciones más específicas y hábitats complejos, se encontraron principalmente en sitios menos impactados con mayor cobertura vegetal en su cuenca (Lundquist & Zhu, 2018). Los modelos mostraron que la presencia de nutrientes en altas concentraciones y la cobertura sanitaria modulan directamente la abundancia de estos grupos, lo que refleja el efecto de la calidad del agua sobre la estructura trófica (Moore & Palmer, 2005; Lundquist & Zhu, 2018). Estudios previos han demostrado que, en sistemas impactados por actividades humanas, como áreas urbanizadas, suelen predominar especies con rasgos que les confieren resistencia a las perturbaciones, como ciclos de vida cortos o capacidad de tolerar bajas concentraciones de oxígeno (Statzner et al., 2001; Liu et al., 2023; Peng et al., 2024).

La disminución de la riqueza taxonómica y la simplificación funcional, especialmente marcada en los sitios más urbanizados, sugiere un debilitamiento de la capacidad del sistema para sostener funciones clave. Por ejemplo, la dominancia de recolectores y colectores-trituradores (CG/SH) observada en estos sitios implica que los procesos de fragmentación y procesamiento de materia orgánica gruesa quedan concentrados en pocos grupos tolerantes (como *Hyalella*) reduciendo la redundancia funcional. Esto hace que el sistema sea más vulnerable a perturbaciones y disminuye la eficiencia global de la descomposición de hojarasca, proceso que normalmente depende de un ensamble diverso de fragmentadores y raspadores. Asimismo, la disminución de filtradores (CF) en los sitios urbanizados indica una menor capacidad del sistema para la retención de partículas en suspensión, lo que puede favorecer la permanencia de materia orgánica fina en la columna de agua y contribuir a la turbidez. Este patrón es consistente con la elevada carga de nutrientes registrada en sectores sin saneamiento, que favorece condiciones hipóxicas y limita la presencia de organismos sensibles tróficas (Vogel & Radinger 2016; Ruaro et al., 2020).

De acuerdo con los resultados obtenidos la hipótesis de esta tesis puede aceptarse, ya que en sitios con mayor urbanización y menor cobertura de saneamiento se redujo la calidad del agua, aumentó la presencia de microplásticos en los sedimentos y disminuyó la diversidad taxonómica y trófica de la comunidad de invertebrados bentónicos. Asimismo, la cobertura vegetal aparece como un factor mitigador clave de estos efectos, enfatizando la importancia de medidas de gestión ambiental basadas en la conservación y restauración de áreas verdes (Komínková, 2012). En cuanto a la contaminación por microplásticos complementa estudios previos en sistemas lóticos sobre ingestión de microplásticos por peces (Vidal et al., 2021) y el transporte de partículas antropogénicas (Krojaml et al. 2025), ampliando el conocimiento a nivel nacional. Trabajos futuros pueden aportar sobre la ingestión de microplásticos por macroinvertebrados, así como incluir la evolución temporal de estos impactos bajo escenarios de cambio climático y urbanización creciente.

En síntesis, los resultados obtenidos evidencian que la urbanización ejerce una influencia directa y multifacética sobre los arroyos urbanos, afectando la calidad del agua, la estructura biológica y la presencia de contaminantes emergentes.

## **5. CONCLUSIONES**

En conjunto, los hallazgos obtenidos subrayan la importancia de adoptar enfoques interdisciplinarios que integren indicadores fisicoquímicos, biológicos y de contaminantes emergentes para una evaluación más holística de la calidad ambiental.

En términos de gestión, se destacan varias medidas de mitigación prioritarias, como la mejora y ampliación de los sistemas de saneamiento y tratamiento de efluentes; la implementación de infraestructura verde (parques, franjas de vegetación ribereña, sistemas de drenaje sostenible) que reduzca la escorrentía y mejore la infiltración; el fortalecimiento de políticas de gestión de residuos sólidos que minimicen el ingreso de microplásticos al ambiente acuático; y la restauración ecológica de los márgenes fluviales, promoviendo la conectividad y la resiliencia de los ecosistemas urbanos.

Finalmente, este trabajo refuerza la necesidad de establecer programas de monitoreo continuo que incluyan la evaluación de microplásticos y la respuesta funcional de las comunidades acuáticas como herramientas sensibles para detectar y prevenir la degradación ambiental en contextos urbanos en expansión. La incorporación de estos enfoques permitirá orientar estrategias de manejo adaptativo, contribuyendo a una gestión más sustentable y resiliente de las cuencas urbanas.

## 6. BIBLIOGRAFÍA

- Alonso JA. (2018). Índice milimétrico basado en macroinvertebrados acuáticos para evaluar la calidad de las aguas en Arroyos del Sur del Departamento de Itapúa. Encarnacion, Paraguay [Multimeric index based on aquatic macroinvertebrates to evaluate water quality in Arroyos del Sur of the Department of Itapúa. Encarnación, Paraguay]. [dissertation]. Encarnación: Universidad Nacional de Itapúa, Paraguay.
- Alvareda, E., Lucas C., Paradiso M., et al., (2020). Water quality evaluation of two urban streams in Northwest Uruguay: are national regulations for urban stream quality sufficient? Environmental Monitoring Assessment. 192(10):1-22.<https://doi.org/10.1007/s10661-020-08614-6>
- Álvarez Cabria, M. (2010). Estudio de la variabilidad espaciotemporal de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en los ecosistemas fluviales de Cantabria: repercusiones para la aplicación de la Directiva Marco del Agua. Universidad de Cantabria.
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. Marine pollution bulletin, 62(8), 1596-1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>Get rights and content
- Atwell, A. K., & Schorr, M. S. (2023). Correlations of catchment landscape features with instream environmental conditions and benthic macroinvertebrate assemblages in the lookout creek system (Tennessee river drainage). Southeastern Naturalist, 22(4), 459-480.<https://doi.org/10.1656/058.022.0401>
- Barrios, M., & de Mello, F. T. (2022). Urbanization impacts water quality and the use of microhabitats by fish in subtropical agricultural streams. Environmental Conservation, 49(3), 155-163. <https://doi.org/10.1017/S0376892922000200>
- Bellasi, A., Binda, G., Pozzi, A., Galafassi, S., Volta, P., & Bettinetti, R. (2020). Microplastic contamination in freshwater environments: A review focusing on interactions with sediments and benthic organisms. Environments, 7(4), 30.<https://doi.org/10.3390/environments7040030>
- Benejam, L., Teixeira-de-Mello, F., Meerhoff, M., et al., (2016). Assessing effects of change in land use on size-related variables of fish in subtropical streams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 73(4):547-556. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2015-0025>
- Benke, A. C., Huryn, A. D., Smock, L. A., & Wallace, J. B. (1999). Length-mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States. Journal of the North American Benthological Society, 18(3), 308-343. <https://doi.org/10.2307/1468447>
- Bernhard, A. (2010). The nitrogen cycle: Processes, players, and humans. Nature Education Knowledge, 2(2), 12.
- Blaszczak, J. R., Delesantro, J. M., Urban, D. L., Doyle, M. W., & Bernhardt, E. S. (2019). Scoured or suffocated: Urban stream ecosystems oscillate between hydrologic and dissolved oxygen extremes. Limnology and Oceanography, 64(3), 877-894. <https://doi.org/10.1002/limo.11081>
- Borcard D, Gillet F, Legendre P, editors (2018). Numerical ecology with R. Cham: Springer.
- Booth, D. B., Roy, A. H., Smith, B., & Capps, K. A. (2016). Global perspectives on the urban stream syndrome. Freshwater Science, 35(1), 412-420. <https://doi.org/10.1086/684940>
- Bouwman, A. F., G. van Drecht, J. M. Knoop, A. H. W. Beusen, and C. R. Meinardi. (2005). Exploring changes in river nitrogen export to the world's oceans. Global Biogeochemical Cycles 19:17. <https://doi.org/10.1029/2004GB002314>
- Breiman, L. (2001). Random Forests. Machine Learning, 45(1), 5–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Brena, A., Roche, I., & Sommaruga, R. (1999). Montevideo: Correlación entre Densidades y Morfología. ITU, Facultad de Arquitectura de la UDELAR. Estudio Ideograma.
- Burwood M, Clemente J, Meerhoff M, et al. (2020). Macroinvertebrate communities and macrophyte decomposition could be affected by land use intensification in subtropical lowland streams. Limnetica. 2020;40(2):343-357. <https://doi.org/10.23818/limn.40.23>

- Capps, K. A., Bentsen, C. N., & Ramírez, A. (2016). Poverty, urbanization, and environmental degradation: urban streams in the developing world. *Freshwater Science*, 35(1), 429–435. <https://doi.org/10.1086/684945>
- Carrasco-Letelier L, Eguren G, Teixeira-de-Mello F, Groves PA. (2006). Preliminary field study of hepatic porphyrin profiles of *Astyanax fasciatus* (Teleostei, Characiformes) to define anthropogenic pollution. *Chemosphere*. 2006;62(8):12451252. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.07.005>
- Carvacho, C., & Prat, N. (2012). Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca de Limari en Chile . Barcelona España: Universitat de Barcelona. Instituto del Agua.
- Chalar, G., Arocena, R., Pacheco, J. P., & Fabián, D. (2011). Trophic assessment of streams in Uruguay: a trophic State Index for Benthic Invertebrates (TSI-BI). *Ecological Indicators*, 11(2), 362-369. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.004>
- Classen-Rodríguez, L., Gutiérrez-Fonseca, P. E., & Ramírez, A. (2019). Leaf litter decomposition and macroinvertebrate assemblages along an urban stream gradient in Puerto Rico. *Biotropica*, 51(5), 641-651. <https://doi.org/10.1111/btp.12685>
- Cohen, B. (2006). Urbanization in developing countries: current trends, future projections, and key challenges for sustainability. *Technology in Society* 28:63–80. <https://doi.org/10.1016/j.techsoc.2005.10.005>
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine pollution bulletin*, 62(12), 2588-2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Covich, A. P., Palmer, M. A., & Crowl, T. A. (1999). The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *BioScience*, 49(2), 119-127.<https://doi.org/10.2307/1313537>
- Cummins, K. W. (1973). Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology* 18: 183–206.
- Cummins, K. W. (1974). Structure and function of stream ecosystems. *BioScience*, 24(11), 631-641.<https://doi.org/10.2307/1296676>
- Cummins, K. W., Wilzbach, M., Kolouch, B., & Merritt, R. (2022). Estimating macroinvertebrate biomass for stream ecosystem assessments. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(6), 3240.<https://doi.org/10.3390/ijerph19063240>
- Cuffney, T. F., Brightbill, R. A., May, J. T., & Waite, I. R. (2010). Responses of benthic macroinvertebrates to environmental changes associated with urbanization in nine metropolitan areas. *Ecological applications*, 20(5), 1384-1401. <https://doi.org/10.1890/08-1311.1>
- Cutler, D. R., Edwards Jr, T. C., Beard, K. H., Cutler, A., Hess, K. T., Gibson, J., & Lawler, J. J. (2007). Random forests for classification in ecology. *Ecology*, 88(11), 2783-2792.
- Dauer, D. M., Weisberg, S. B., & Ranasinghe, J. A. (2000). Relationships between benthic community condition, water quality, sediment quality, nutrient loads, and land use patterns in Chesapeake Bay. *Estuaries*, 23(1), 80–96. <https://doi.org/10.2307/1353222>
- de Medeiros, G. A., de Lima Tresmondi, A. C. C., de Queiroz, B. P. V., Fengler, F. H., Rosa, A. H., Fialho, J. M., Lopes, R. S., Negro, C. V., dos Santos, L. F., & Ribeiro, A. I. (2017). Water quality, pollutant loads, and multivariate analysis of the effects of sewage discharges into urban streams of Southeast Brazil. *Energy, Ecology and Environment*, 2 259–276. <https://doi.org/10.1007/s40974-017-0062-y>
- De Souza Reátegui, N. M., & Aguilar Silvano, E. (2022). Influencia de factores ambientales en la composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y grupos funcionales alimenticios en tres sectores de la cuenca del río Chillón, Lima. Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Federico Villarreal.
- Díaz-Rojas, C. A., Motta-Díaz, Á. J., & Aranguren-Riaño, N. (2020). Estudio de la diversidad taxonómica y funcional de los macroinvertebrados en un río de montaña Andino. *Revista de Biología Tropical*, 68, 132-149. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v68is2.44345>

- Domínguez E, Fernández HR, editores. (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología [South American benthic macroinvertebrates. Systematics and biology]. Tucumán: Fundación Miguel Lillo. Spanish.
- Donato Rondón, J. C. (2008). Ecología de un río de montaña de los Andes colombianos (río Tota, Boyacá). Universidad Nacional de Colombia.
- Elmore, A. J., & Kaushal, S. S. (2008). Disappearing headwaters: patterns of stream burial due to urbanization. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(6), 308-312. <https://doi.org/10.1890/070101>
- Eric, A. (2022). rfPermute: estimate permutation p-values for random forest importance metrics.–R package ver. 2.5. 1.
- Estahbanati, S., & Fahrenfeld, N. L. (2016). Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentrations in surface water. *Chemosphere*, 162, 277-284.<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.083>
- Fenoglio, S., & Doretto, A. (2021). Monitoring of Neotropical Streams Using Macroinvertebrate Communities: Evidence from Honduras. *Environments*, 8(4), 27. <https://doi.org/10.3390/environments8040027>
- Foley, C. J., Feiner, Z. S., Malinich, T. D., & Höök, T. O. (2018). A meta-analysis of the effects of exposure to microplastics on fish and aquatic invertebrates. *Science of the total environment*, 631, 550-559.<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.046>
- Gohla, J., Bračun, S., Gretschel, G., Koblmüller, S., Wagner, M., & Pacher, C. (2021). Potassium Carbonate (K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>)—A cheap, non-toxic and high-density floating solution for microplastic isolation from beach sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 170, 112618. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112618>
- Gonzalez Meléndez, V., Quintero, O. C., & Ramirez, N. A. (2013). Aplicación de los índices de calidad de agua NSF, DINIUS y BMWP en la quebrada La Ayurá, Antioquia, Colombia. *Gestión y Ambiente*, 16(1), 97-107.
- González-Pleiter, M., Tamayo-Belda, M., Pulido-Reyes, G., Amariei, G., Leganés, F., Rosal, R., & Fernández-Piñas, F. (2019). Secondary nanoplastics released from a biodegradable microplastic severely impact freshwater environments. *Environmental Science: Nano*, 6(5), 1382-1392. <https://doi.org/10.1039/C8EN01427B>
- Goyenola, G., Graeber, D., Meerhoff, M., Jeppesen, E., Mello, F. T. D., Vidal, N., ... & Kronvang, B. (2020). Influence of Farming Intensity and Climate on Lowland Stream Nitrogen. *Water*, 12(4), 1021. <https://doi.org/10.3390/w12041021>
- Greenwell, B. M. (2022). Tree-based methods for statistical learning in R. Chapman and Hall/CRC. <https://doi.org/10.1201/9781003089032>
- Griffero, L., Alcántara-Durán, J., Alonso, C., Vidal-Dorsch, D., Fabrellas, B., Mendoza, A., Rodríguez-Mozaz, S., & Barceló, D. (2019). Basin-scale monitoring and risk assessment of emerging contaminants in South American Atlantic coastal lagoons. *Science of the Total Environment*, 697, 134058. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134058>
- Grimm, N. B., Foster, D., Groffman, P., Grove, J. M., Hopkinson, C. S., Nadelhoffer, K. J., ... & Peters, D. P. (2008). The changing landscape: ecosystem responses to urbanization and pollution across climatic and societal gradients. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(5), 264-272. <https://doi.org/10.1890/070147>
- Gurnell, A., Lee, M., Souch, C., (2007). Urban rivers: hydrology, geomorphology, ecology and opportunities for change. *Geography Compass*. 1(5):1118-1137. <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2007.00058.x>
- Hamada N, Thorp JH, Rogers DC, editors. (2018). Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Volume 3: Keys to Neotropical Hexapoda. Fourth edition. London: Academic Press. Elsevier.
- Hammer Ø, Harper DA, Ryan PD. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontol Electron*; 2001; 4(1):9.
- Hartmann, N. B., Huffer, T., Thompson, R. C., Hasselov, M., Verschoor, A., Daugaard, A. E., ... & Wagner, M. (2019). Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297>

- Hauer, F. R., & Resh, V. H. (2017). Macroinvertebrates. In Methods in Stream Ecology, Volume 1 (pp. 297-319). Academic Press.
- Hurley, R., Woodward, J., & Rothwell, J. J. (2018). Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. *Nature Geoscience*, 11(4), 251-257. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0080-1>
- Huryn, A. D., V. M. Butz Huryn, C. J. Arbuckle, and L. Tsomides. (2002). Catchment land-use, macroinvertebrates, and detritus processing in headwater streams: taxonomic richness versus function. *Freshwater Biology* 47: 401–415.
- IDEUY, (2018). Infraestructura de datos espaciales de Uruguay, consulted in 2023 in [https://visualizad.or.ideuy/core/load\\_public\\_projet/ideuy/](https://visualizad.or.ideuy/core/load_public_projet/ideuy/). Accessed Julio 2023.
- INE. (2011). Instituto Nacional de Estadística. Resultados del Censo de Población 2011: población, crecimiento y estructura por sexo y edad. <https://www.gub.uy/institutonacionaestadistica/datosyestadisticas/estadisticas/censo-2011>. Accessed Julio 2023.
- Isunju, J. B., K. Schwartz, M. A. Schouten, W. P. Johnson, and M. P. van Dijk. (2011). Socio-economic aspects of improved sanitation in slums: a review. *Public Health* 125:368–376. <https://doi.org/10.1016/j.puhe.2011.03.008>
- Komínková, D. (2012). The urban stream syndrome—a mini-review. *The Open Environmental & Biological Monitoring Journal*, 5(1), 24-29.
- Kassambara A, Mundt F. (2017). Factoextra: extract and visualize the results of multivariate data analyses. R Package Version; 1:337-354.
- Koelmans, A. A., Bakir, A., Burton, G. A., & Janssen, C. R. (2016). Microplastic as a vector for chemicals in the aquatic environment: critical review and model-supported reinterpretation of empirical studies. *Environmental science & technology*, 50(7), 3315-3326.<https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06069>
- Krojmal, E., De Feo, B., Lozoya, J. P., Suárez, B., Lacerot, G. & de Mello, F. T. (2025). Density and transport of anthropogenic particles in the Maldonado Stream basin (Maldonado, Uruguay). *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 20(1), 32-42.
- Lê S, Josse J, Husson F. (2008). FactoMineR: An R package for multivariate analysis. *J Stat Softw*. 25(1):1-18.
- Lebreton, L. C. M., Van Der Zwet, J., Damsteeg, J.-W., Slat, B., Andrade, A., & Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, 8(1), 15611. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>
- Ledford, S. H., & Lautz, L. K. (2015). Floodplain connection buffers seasonal changes in urban stream water quality. *Hydrological Processes*, 29(6), 1002–1016. <https://doi.org/10.1002/hyp.10210>
- Legendre P, Legendre LF.(2012) Numerical Ecology. Amsterdam: Elsevier.
- Li, F. J., Yang, H. W., Ayyamperumal, R., & Liu, Y. (2022). Pollution, sources, and human health risk assessment of heavy metals in urban areas around industrialization and urbanization-Northwest China. *Chemosphere*, 308, 136396. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136396>
- Li, P., Xiong, S., Liu, J., Meng, X., Wang, A., Wang, C., ... & Wang, J. (2025). Spatiotemporal characteristics of macroinvertebrate functional feeding groups and biological assessment of water quality in the Hulan River Basin. *Global Ecology and Conservation*, 57, e03377. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2024.e03377>
- Liu, F., Olesen, K. B., Borregaard, A. R., & Vollertsen, J. (2019). Microplastics in urban and highway stormwater retention ponds. *Science of the Total Environment*, 671, 992-1000. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.416>
- Liu, X., Bao, Y., Wang, Y., Zhang, D., Hu, M., Wu, X., ... & Sun, M. (2023). Spatiotemporal variation characteristics of sediment nutrient load from the soil erosion of the Yangtze River Basin of China from 1901 to 2010. *Ecological Indicators*, 150, 110206. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110206>

- Liu, F., Zi, F., Wang, X., Zeng, H., Huo, B., Wang, C., ... & Wang, B. (2023). Assessing the impact of anthropic pressures on aquatic macroinvertebrates: a functional trait Approach in the Irtysh River Watershed. *Biology*, 12(10), 1315. <https://doi.org/10.3390/biology12101315>
- Lozoya, J. P., Rodríguez, M., Azcune, G., Lacerot, G., Pérez-Parada, A., Lenzi, J., ... & de Mello, F. T. (2022). Stranded pellets in Fildes Peninsula (King George Island, Antarctica): New evidence of Southern Ocean connectivity. *Science of The Total Environment*, 838, 155830. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155830>
- Lundquist, M. J., & Zhu, W. (2018). Aquatic insect functional diversity and nutrient content in urban streams in a medium-sized city. *Ecosphere*, 9(5), e02284. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2284>
- Marques, P., & Cunico, A. (2023). Integrating the influence of untreated sewage into our understanding of the urban stream syndrome. *Freshwater Science*, 42(2), 195-203. <https://doi.org/10.1086/724823>
- Martins, R. T., Couceiro, S. R., Melo, A. S., Moreira, M. P., & Hamada, N. (2017). Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon. *Ecological Indicators*, 73, 480–491. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.013>
- McMichael, A. J. (2000). The urban environment and health in a world of increasing globalization: issues for developing countries. *Bulletin of the World Health Organization* 78:1117–1126. <https://doi.org/10.1590/S0042-96862000000900007>
- Meyer, J. L., Paul, M. J., & Taulbee, W. K. (2005). Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), 602-612. <https://doi.org/10.1899/04-021.1>
- Miserendino, M. L., & Pizzolon, L. A. (2003). Distribution of macroinvertebrate assemblages in the Azul–Quemquemtreu river basin, Patagonia, Argentina. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 37(3), 525–539. <https://doi.org/10.1080/00288330.2003.9517193>
- Moi, D. A., & Teixeira-de-Mello, F. (2022). Cascading impacts of urbanization on multitrophic richness and biomass stock in neotropical streams. *Science of The Total Environment*, 806, 151398. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151398>
- Moi, D. A., Kaufmann, P. R., Riato, L., Romero, G. Q., Kratina, P., Teixeira de Mello, F., & Hughes, R. M. (2024). Habitat diversity mitigates the impacts of human pressure on stream biodiversity. *Global Change Biology*, 30(10), e17534. <https://doi.org/10.1111/gcb.17534>
- Monaghan, R. M., Wilcock, R. J., Smith, L. C., Tikkisetty, B., Thorrold, B. S., & Costall, D. (2007). Linkages between land management activities and water quality in an intensively farmed catchment in southern New Zealand. *Agriculture, ecosystems & environment*, 118(1-4), 211-222. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.016>
- Moore, A. A., & Palmer, M. A. (2005). Invertebrate biodiversity in agricultural and urban headwater streams: implications for conservation and management. *Ecological Applications*, 15(4), 1169-1177. <https://doi.org/10.1890/04-1484>
- OSE. (2018). Obras Sanitarias del Estado, consultado en 2023 en <https://gisdev.ose.com.uy/visor>. Accessed Julio 2023.
- Parker, B., Britton, J. R., Pabortsava, K., Barrow, M., Green, I. D., Almela, V. D., & Andreou, D. (2022). Distinct microplastic patterns in the sediment and biota of an urban stream. *Science of the Total Environment*, 838, 156477. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156477>
- Patalano, A., García, C. M., & Rodríguez, A. (2017). Rectification of Image Velocity Results (RIVeR): A simple and user-friendly toolbox for large scale water surface Particle Image Velocimetry (PIV) and Particle Tracking Velocimetry (PTV). *Computers & Geosciences*, 109, 323-330. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2017.07.009>
- Paul, M.J., Meyer, J.L., (2001). Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*. 32(1):333-365. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040>

- Peng, X., Cheng, X., Zhu, D. & Huang, D. (2024). Application of functional feeding groups of macroinvertebrates in highly urbanized streams. *AQUA – Water Infrastructure, Ecosystems and Society*, 73(2), 338–354. <https://doi.org/10.2166/aqua.2024.337>
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R., & Rieradevall, M. (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En E. Domínguez, & H. Fernández (Edits.), *Macroinvertebrados Bentónicos sudamericanos*. (págs. 320-340). San Miguel de Tucumán: Fundación Miguel Lillo.
- Prata, J. C. (2018). Microplastics in wastewater: State of the knowledge on sources, fate, and solutions. *Marine pollution bulletin*, 129(1), 262-265. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.02.046>
- Prieto, D. C. (2021). Contribución al campo del IoT mediante el desarrollo de sensores inteligentes basados en espectrofotometría de longitud de onda variable: aplicación a la monitorización en continuo de la carga contaminante en aguas residuales urbanas. Doctoral dissertation, Universidad Politécnica de Cartagena.
- Redondo-Hasselerharm, P. E., Falahudin, D., Peeters, E. T., & Koelmans, A. A. (2018). Microplastic effect thresholds for freshwater benthic macroinvertebrates. *Environmental science & technology*, 52(4), 2278-2286. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05367>
- Redondo-Hasselerharm, P. E., Gort, G., Peeters, E. T. H. M., & Koelmans, A. A. (2020). Nano-and microplastics affect the composition of freshwater benthic communities in the long term. *Science advances*, 6(5), eaay4054. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aay405>
- Rieck, L. O., & Sulliván, S. M. P. (2022). Ecological impacts of altered stream hydrogeomorphic characteristics extend beyond the channel boundary: Evidence from urban streams of Columbus, OH, United States. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, 817289. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.817289>
- Rochman, C. M., Hoh, E., Kurobe, T., & Teh, S. J. (2013). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific reports*, 3(1), 3263. <https://doi.org/10.1038/srep03263>
- Rodríguez-Olarte, D., Barrios, M., Caputo, L., Fierro, P., Jiménez-Prado, P., Navarro, E., ... & Villamarín, C. (2020). Criterios para la Evaluación de Estresores y Parámetros en la Estimación del Estado Ecológico de Ríos en Suramérica.
- Roy, A. H., A. D. Rosemond, M. J. Paul, D. S. Leigh, and J. B. Wallace. (2003). Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.). *Freshwater Biology* 48: 329–346.
- Roy, A.H., Purcell, A.H., Walsh, C.J., Wenger, S.J., (2009). Urbanization and stream ecology: five years later. *Journal of the North American Benthological Society*. 28(4):908-910. <https://doi.org/10.1899/08-185.1>
- Ruaro, R., Gubiani, E. A., Hughes, R. M., & Mormul, R. P. (2020). Global trends and challenges in multimetric indices of biological condition. *Ecological Indicators*, 110, 105862. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105862>
- Saigo, M., Marchese Garello, M. R., & Montalto, L. (2010). Hábitos alimentarios de *Hyalella curvispina* Shoemaker, 1942 (Amphipoda: Gammaridea) en ambientes leníticos de la llanura aluvial del río Paraná Medio.
- Scoggins, M., Booth, D. B., Fletcher, T., Fork, M., Gonzalez, A., Hale, R. L., Hawley, R. J., Roy, A. H., Bilger, E. E., Bond, N., Burns, M. J., Hopkins, K. G., Macneale, K. H., Martí, E., McKay, S. K., Neale, M. L., Paul, M. J., Rios-Touma, B., Russell, K. L., et al. (2022). Community-powered urban stream restoration: A vision for sustainable and resilient urban ecosystems. *Freshwater Science*, 41(3), 404–419. <https://doi.org/10.1086/721150>
- Somarriba, E. (1999). Diversidad Shannon. Agroforestería en las Américas (CATIE) 6 (23), 72- 74.
- Suárez, B., Barrios, M., & Teixeira de Mello, F.(2022). Macroinvertebrates' response to different land use in lowland streams from Uruguay: use of artificial substrates for biomonitoring. *Neotropical Biodiversity*, 8(1), 136-146. <https://doi.org/10.1080/23766808.2022.2049178>
- Suárez, B., Barrios, M., & Mello, F. T. D. (2024). Assessing the taxonomic sufficiency of macroinvertebrate communities and their potential to distinguish the impacts of land use on lowland streams in Uruguay. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 36, e7. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X5723>

- Suedel, B. C., & Rodgers Jr, J. H. (1994). Development of formulated reference sediments for freshwater and estuarine sediment testing. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13(7), 1163-1175. <https://doi.org/10.1002/etc.5620130718>
- Sun, X., Liu, T., Zhu, M., Liang, J., Zhao, Y., & Zhang, B. (2018). Retention and characteristics of microplastics in natural zooplankton taxa from the East China Sea. *Science of the Total Environment*, 640, 232-242. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.308>
- Statzner, B., Dolédec, S., & Hugueny, B. (2004). Biological trait composition of European stream invertebrate communities: assessing the effects of various trait filter types. *Ecography*, 27(4), 470-488. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.03836.x>
- Stec, A., & Śłyś, D. (2023). New bioretention drainage channel as one of the low-impact development solutions: a case study from Poland. *Resources*, 12(7), 82. <https://doi.org/10.3390/resources12070082>
- Teixeira de Mello, F., Sierra, P., Moi, D. A., Alonso, J., Lucas, C., Suárez, B., ... & Piperno, A. (2024). Effects of urbanization and accessibility to sanitation services on water quality in urban streams in Uruguay. *Environmental Monitoring and Assessment*, 196(2), 185. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12365-z>
- Tesitore, G., & Teixeira de Mello, F. (2023). A humped pattern of standing fish biomass in lowland subtropical streams as a response to a gradient of environmental degradation, species richness and season. *Hydrobiologia*, 1–15. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05255-x>
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W., ... & Russell, A. E. (2004). Lost at sea: where is all the plastic?. *Science*, 304(5672), 838-838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>
- Torremorell, A., Hegoburu, C., Brandimarte, A. L., Rodrigues, E. H. C., Pompeo, M., da Silva, S. C., ... & Navarro, E. (2021). Current and future threats for ecological quality management of South American freshwater ecosystems. *Inland Waters*, 11(2), 125-140. <https://doi.org/10.1080/20442041.2019.1608115>
- Valderrama JC. (1981). The simultaneous analysis of total N and total P in natural waters. *Mar Chem.*;10:109-122. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(81\)90027-X](https://doi.org/10.1016/0304-4203(81)90027-X)
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell, and C. E. Cushing. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137.
- Vidal, N., Loureiro, M., Hued, A. C., Eguren, G., & Teixeira de Mello, F. (2018). Female masculinization and reproductive success in *Cnesterodon decemmaculatus* (Jenyns, 1842) (Cyprinodontiforme: Poeciliidae) under anthropogenic impact. *Ecotoxicology*, 27, 1331–1340. <https://doi.org/10.1007/s10646-018-1985-6>
- Vidal, C., Lozoya, J. P., Tesitore, G., Goyenola, G., & Teixeira-de-Mello, F. (2021). Incidence of watershed land use on the consumption of meso and microplastics by fish communities in uruguayan lowland streams. *Water*, 13(11), 1575. <https://doi.org/10.3390/w13111575>
- Vincent, A. E. S., & Hoellein, T. J. (2021). Distribution and transport of microplastic and fine particulate organic matter in urban streams. *Ecological Applications*, 31(8), e02429. <https://doi.org/10.1002/eap.2429>
- Viršek, M. K., Palatinus, A., Koren, Š., Peterlin, M., Horvat, P., & Kržan, A. (2016). Protocol for microplastics sampling on the sea surface and sample analysis. *Journal of Visualized Experiments*, (118), e 55161. <https://doi.org/10.3791/55161>
- Vogel, T. A., Bott, B., & Radinger, J. (2016). Functional diversity: a review of methodology and current knowledge in freshwater macroinvertebrate research. *Hydrobiologia*, 787, 27–44. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2974-5>
- Wagner, M., & Lambert, S. (2018). Freshwater microplastics: emerging environmental contaminants? (p. 303). Springer Nature.
- Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D., Groffman, P. M., & Morgan, R. P. (2005). The urban stream syndrome: Current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), 706-723. [http://dx.doi.org/10.1899/0887-3593\(2005\)024/\[0706:TUSCK\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1899/0887-3593(2005)024/[0706:TUSCK]2.0.CO;2)

- Walsh, C. J., Fletcher, T. D., Bos, D., G., & Imberger, S. J. (2015). Restoring a stream through retention of urban stormwater runoff: a catchment-scale experiment in a social–ecological system. *Freshwater Science*, 34(3), 1161-1168. <https://doi.org/10.1086/682422>
- Windsor, F. M., Tilley, R. M., Tyler, C. R., & Ormerod, S. J. (2019). Microplastic ingestion by riverine macroinvertebrates. *Science of the total environment*, 646, 68-74. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.271>
- Wong, C. H., Barton, G. W., & Barford, J. P. (2003). The nitrogen cycle and its application in wastewater treatment. *The Handbook of Water and Wastewater Microbiology* (ed. D. Mara, N. Horan), 427-440.
- Zarucki, M., González-Bergonzoni, I., Teixeira de Mello, F. T.-D., & Loureiro, M. (2011). Fish diversity loss in an urban stream of Uruguay throughout the last century. PANAMJAS
- Zhai, J., Ren, J., Xi, M., Tang, X., & Zhang, Y. (2021). Multiscale watershed landscape infrastructure: Integrated system design for sponge city development. *Urban Forestry & Urban Greening*, 60, 127060. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127060>
- Ziajahromi, S., Neale, P. A., & Leusch, F. D. (2016). Wastewater treatment plant effluent as a source of microplastics: review of the fate, chemical interactions and potential risks to aquatic organisms. *Water science and technology*, 74(10), 2253-2269. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.414>
- Ziajahromi, S., Neale, P. A., Rintoul, L., & Leusch, F. D. (2017). Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. *Water research*, 112, 93-99. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.042>
- Ziajahromi, S., Kumar, A., Neale, P. A., & Leusch, F. D. (2018). Environmentally relevant concentrations of polyethylene microplastics negatively impact the survival, growth and emergence of sediment-dwelling invertebrates. *Environmental Pollution*, 236, 425-431. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.094>

## 7. ANEXOS

Tabla A1: Estadísticos descriptivos (media ± desviación estándar) de las variables fisicoquímicas del agua para los 16 sitios de muestreo, incluyendo pH, concentración de nitrato ( $\mu\text{gNO}_3/\text{L}$ ), fosfato ( $\mu\text{gPO}_4/\text{L}$ ), oxígeno disuelto (mg/L), nitrógeno total ( $\mu\text{gNT/L}$ ), temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), amonio ( $\mu\text{gNH}_4/\text{L}$ ), saturación de oxígeno disuelto (%), fósforo total ( $\mu\text{gPT/L}$ ) y conductividad eléctrica ( $\mu\text{S/cm}$ ).

SITIO	pH	Temp ( $^{\circ}\text{C}$ )	DO (mg/L)	NT( $\mu\text{gNT/L}$ )	NH4( $\mu\text{gNH}_4/\text{L}$ )	NO3( $\mu\text{gNO}_3/\text{L}$ )	PT( $\mu\text{gPT/L}$ )	PO4( $\mu\text{gPO}_4/\text{L}$ )
P-SR_1	7,5 ± 0,7	20 ± 4,5	6,9 ± 0,6	3740 ± 2000	910 ± 1150	720 ± 280	224 ± 335	200 ± 330
P-SR_3	7,8 ± 0,5	18 ± 4,8	6,5 ± 1,8	5900 ± 4600	3100 ± 3800	480 ± 330	1500 ± 2100	840 ± 1650
P-SR_7	7,5 ± 0,3	19 ± 5,0	5,4 ± 4,8	15200 ± 10657	10200 ± 9300	430 ± 160	2430 ± 1560	1790 ± 1200
P-SR_10	7,6 ± 0,6	19 ± 5,8	7,2 ± 0,5	2630 ± 2500	140 ± 109	870 ± 1100	204 ± 143	74 ± 41
P-SA_1	6,8 ± 2,2	17 ± 7,7	7,5 ± 1,2	1240 ± 940	310 ± 510	380 ± 180	207 ± 340	150 ± 290
P-C_2	6,9 ± 2,3	20 ± 5,3	6,5 ± 2,9	6500 ± 6400	4300 ± 4700	406 ± 170	810 ± 1000	690 ± 730
P-C_3	7,8 ± 0,6	20 ± 6,4	6,8 ± 1,4	2150 ± 2030	765 ± 1100	594 ± 520	240 ± 265	130 ± 150
P-LC_1	7,8 ± 0,5	17 ± 6,0	8,7 ± 2,9	3600 ± 3300	1000 ± 2600	770 ± 560	320 ± 610	180 ± 360
P-LC_2	7,5 ± 0,4	20 ± 3,9	5,0 ± 2,1	10900 ± 4200	3100 ± 3100	1690 ± 2200	1037 ± 630	790 ± 590
P-MP_1	7,8 ± 0,5	16 ± 4,1	7,4 ± 2,4	8900 ± 5100	3200 ± 2300	900 ± 860	1530 ± 1400	1190 ± 460
P-MP_3	7,8 ± 0,5	16 ± 4,3	3,9 ± 2,6	10800 ± 3500	4400 ± 5000	610 ± 450	1780 ± 860	1335 ± 320
P-M-R_1	7,8 ± 0,6	17 ± 6,2	9,1 ± 1,8	760 ± 760	21 ± 17	290 ± 130	67 ± 91	51 ± 64
P-M-S_1	7,7 ± 0,5	17 ± 4,8	6,4 ± 1,3	790000 ± 2.1e6	870 ± 670	1135 ± 580	590 ± 200	420 ± 210
P-M-A_1	7,6 ± 0,6	17 ± 3,8	7,2 ± 2,1	341000 ± 1.2e6	510 ± 1050	1400 ± 590	207 ± 330	140 ± 270
P-M-C_1	7,8 ± 0,6	18 ± 5,6	8,0 ± 2,4	975000 ± 2.3e6	2200 ± 2300	1470 ± 800	560 ± 190	380 ± 160
P-M-M_1	7,7 ± 0,6	15 ± 3,4	8,2 ± 1,2	270000 ± 670000	55 ± 46	780 ± 630	130 ± 210	61 ± 76

Tabla A2: Varianza explicada por cada componente principal del análisis de componentes principales (PCA).

<b>Autovalor</b>	<b>Porcentaje_de_varianza</b>	<b>Porcentaje_acumulado</b>
5,4556171	38,96869391	38,96869391
1,9785316	14,13236828	53,1010622
1,3992705	9,994789437	63,09585163
1,0607591	7,576850741	70,67270237
0,9692799	6,923427697	77,59613007
0,8434403	6,024573748	83,62070382
0,7759158	5,542255617	89,16295944
0,689292	4,923514162	94,0864736
0,332234	2,373100104	96,4595737
0,2554518	1,824655911	98,28422961
0,0889337	0,635240423	98,91947004
0,0801738	0,572670258	99,49214029
0,0541527	0,386804723	99,87894502
0,0169477	0,121054984	100

Tabla A3: Coordenadas de las variables en los componentes principales del análisis de componentes principales (PCA).

<b>Dim.1</b>	<b>Dim.2</b>	<b>Dim.3</b>	<b>Dim.4</b>	<b>Dim.5</b>
-0,1398124	0,28197193	0,20162631	0,09559841	0,8000422
-0,5301825	-0,08985	0,37629981	0,01995104	0,08265185
0,32908017	0,85814763	-0,2101155	-0,1358949	-0,0848329
0,36372319	0,83966274	-0,2537799	-0,1128101	-0,1129107
0,22821978	-0,2266181	0,21192047	-0,5576108	-0,3326773
0,3963306	-0,2228595	0,31412023	0,16752115	-0,1401218
0,06256695	0,01171915	-0,2521093	0,79800966	-0,2854213
0,9292524	-0,1551886	-0,0300965	0,00895114	0,07924926
0,94710279	-0,1796396	-0,0456101	0,03105658	0,09936633
0,86477066	-0,1704449	-0,0537785	0,02317128	0,02581324
-0,7341201	-0,250752	-0,5414405	-0,0729548	0,020396
0,8447225	-0,0635307	-0,0217336	0,0351708	0,12096438
-0,1550183	0,4386679	0,77005136	0,18970126	-0,2341202
0,95731386	-0,0599373	0,09399326	0,00940244	0,06309438

Tabla A4: Coordenadas de los diferentes puntos muestreados en los componentes principales del PCA.

Dim.1	Dim.2	Dim.3	Dim.4	Dim.5	Dim.1	Dim.2	Dim.3	Dim.4	Dim.5
1,3330976	-1,1061432	0,68512164	0,16696692	0,7522048	2,92856166	-0,8446955	-0,0870483	-0,4645848	-0,0521019
-0,3882669	-1,2019781	-0,2507184	-0,8850779	0,50732295	-2,9265308	-0,8651421	-2,1277908	-0,0166398	-1,3151069
1,1536208	-0,454906	0,66528462	-0,831823	0,33095431	3,37189757	-0,0978852	-1,1287447	0,27481977	-1,0809701
2,08666243	-0,5848012	0,53139456	-0,6899426	0,39873784	3,18087372	0,03032799	-0,8382255	0,21169953	-1,0719209
-2,9312481	-0,6265986	-2,0696825	-0,0900595	-0,5091794	0,14498323	0,71606263	-1,7003528	0,57378817	-1,7974941
2,11550071	0,94571562	-0,6264589	0,3213007	0,04497937	0,96328099	0,40330846	-1,2770376	-0,0397485	-0,1856196
2,7046943	1,1039708	-0,691964	-0,3795252	0,12498871	-0,8474096	-0,5697053	1,16861866	0,15933102	-0,3892299
-1,3452325	-0,8959615	0,1454612	-1,0321141	-0,0740304	-2,5299239	0,72478064	1,45203275	-0,3153218	-0,7562162
0,55778049	0,74227266	-0,9061548	1,11706649	-0,542074	-0,2449149	3,60480497	-0,4252746	-0,1271662	-1,3448193
-0,4449129	1,11954544	0,20951338	-0,2928678	-0,0409848	-2,5760447	1,0359086	2,8537235	1,36848512	-2,3406516
-2,4457648	0,2664339	1,16091787	0,15790405	-0,8610638	-3,5373393	-0,922976	-1,2986806	0,46385323	-0,8362401
-1,1416603	0,03083382	0,65096968	1,1532263	-0,3812606	-0,6384549	0,2828043	-0,3844946	0,7325733	-0,4604992
-2,4114437	1,16679073	2,75024108	1,74052124	-1,5739203	-3,232288	-0,7258864	-0,3652867	-0,8734655	-0,121109
-3,1418675	0,42016435	-1,3437844	-1,568245	-0,5145717	2,65982718	-2,3749585	1,14294106	-0,820332	-1,9343656
-0,0429334	3,43417518	-1,2919535	-1,7835243	-0,2012743	0,29301786	-1,877199	0,07074615	-2,0150612	-0,6933126
-2,9796518	-0,4787526	-0,6295883	-1,4459388	0,01784288	2,64644843	-1,7909905	1,93761523	-4,3187743	-2,3324908
0,30023211	-0,6801051	0,20209525	1,34878149	-0,0669194	3,83610412	-1,6703172	1,60190118	-4,2028032	-2,5422984
-1,0072944	-0,8791573	-0,6473739	0,42606409	0,12662403	-3,5490172	-0,8535024	-0,8830872	-0,8278362	0,04602313
0,74622469	0,24397178	0,52298833	-0,3424516	0,25123539	2,66255822	-0,2602664	-0,2004094	0,05137876	0,27747603
1,10195995	0,22551386	0,11858175	-0,7681068	0,66698552	3,17141556	0,04022765	-0,9111231	-0,0065811	-0,2594227
-3,1765692	-0,9014291	-1,9034093	0,5286179	-1,4542404	-0,9109483	-0,0363511	0,80145285	1,61523768	0,15432277
1,16190109	1,31067042	-0,8264725	0,90584261	0,02603496	-2,4796307	0,93662343	1,61343343	0,27347445	-0,122434
3,23132092	1,46191508	-0,7233921	-0,9701961	0,83149316	-0,572463	2,91803102	0,22247883	0,23198771	0,17416288
-0,7995618	-0,0107058	1,16993057	-0,3192546	1,48705954	-2,7177991	1,28347096	3,53647441	0,805159	-0,35922
-0,4076774	8,33849193	-1,5887159	0,16450429	-0,8030055	-3,5249443	-0,574444	-0,6194976	-1,4480583	0,42221438
0,17942993	3,78129623	-0,3578204	-1,0171783	0,56231287	-0,8245476	0,11810207	0,32022012	0,97298216	1,38882232
-2,3650192	1,73932684	3,03202268	0,69651304	-0,1792543	-3,3364524	-0,2168754	-0,5164683	1,27979229	1,14244743
-3,2297679	-0,4669713	-1,0123826	-0,5898252	1,18522184	2,82272096	0,51658092	-0,723615	0,24982823	1,07198101
-0,1986976	0,9258598	-0,9102152	1,08960186	0,77131934	0,33206653	-0,4114606	-0,8993223	0,14794478	0,9164201

-3,2342263	-0,3058893	-0,2412027	-1,451651	1,48793708	1,88471713	-0,0581426	1,21325269	-0,6577126	1,79361647
2,45057375	-1,5052533	-0,0885222	1,08506048	-0,6842038	3,07386358	0,29806701	-0,1328245	1,3786686	1,13148497
0,12779978	-1,5006637	-0,9347353	1,28507115	-0,8494989	-3,4015671	-0,0151777	-1,3288948	1,13347484	0,97137301
2,68312633	-0,9426716	0,19864574	1,41789649	-1,6936889	3,64472511	3,68324019	-1,0005911	-1,8475285	1,09725812
3,09675046	-0,9640343	0,19463743	1,55584309	-1,1011041	3,54915436	2,29704565	-1,2387588	0,00881961	0,65632417
-2,8877549	-0,8855912	-2,4908549	0,78486878	-1,8592908	-0,8797177	-0,4887521	-0,2518237	-0,3882087	1,21636835
3,43298047	1,19383591	-1,4624432	-0,2002881	-0,8172994	0,69392936	-1,0559138	0,48686837	1,23347327	0,63761235
3,30658992	1,20640871	-1,1673766	-0,3752665	-0,9090813	-0,9928189	0,01704729	1,60746616	-0,462988	1,53563791
-0,1546995	-1,191383	-0,4987579	-0,556812	-0,9510816	-2,3908127	1,85425272	1,65073039	-0,2978489	0,6632953
2,29651754	0,24332199	0,61112809	1,192941	-1,5794237	-1,2619176	0,44620487	1,37023691	0,05962348	1,35811401
-0,8346095	-0,6197922	1,16945653	0,13752682	-0,4973742	-2,7315889	1,47745848	4,06257729	-0,2418861	0,71601837
-2,3561385	0,15645347	1,3043784	1,47063269	-1,8239116	-3,6351614	-0,2649176	-0,6564431	0,15767564	1,53248924
-0,1011787	3,9201095	-0,2186788	-1,0452038	-1,2232312	-3,3563557	-0,1847719	-0,0759289	-0,013562	1,78208464
-2,0051442	0,43525616	4,31612001	0,80703685	-2,0587519	2,28897957	-1,1482513	0,9462014	2,16032978	1,66289513
-3,5941412	-1,0257125	-1,2459015	-0,4165841	-0,9284357	0,71448067	-1,4392891	-0,4459169	1,76328862	0,02433105
-0,868705	-0,8793915	-0,1279841	0,57404959	-0,7913107	2,01690249	-0,8006519	0,79954023	1,00511963	0,06145403
-2,7787603	-0,6996949	-0,3306702	-0,1841276	-1,2245916	2,81492572	-1,0307169	0,99796766	-0,7571239	1,43158005
2,24442035	-1,2137484	0,32448982	-0,7090407	0,55892192	-3,1813905	-0,5328621	-1,6051901	1,11465985	-0,0106861
0,04629582	-1,367077	-0,888582	1,12732411	-0,4118562	3,29066982	-0,685019	0,72471442	0,75551895	0,38243056
2,41845981	-0,3817033	0,13985533	1,11555639	-0,4234952	3,34553795	1,10572612	-0,2451242	0,92579477	0,33369374
2,74363394	-0,6529064	-0,3057207	1,06347661	-0,1863046	-0,7197534	-0,7025634	-0,392567	1,47764946	0,17347117
-3,5912157	-0,7893728	-0,7368963	-1,1638193	0,30801593	0,42060117	-0,6218186	-0,4250194	0,16379308	0,30874455
2,74144711	0,06875216	0,12143303	0,3935474	0,30383856	-3,6298516	-0,5680671	-0,7801324	-0,3492572	0,73272475
3,24191097	1,3479605	-0,8516082	0,4268997	-0,1301465	-0,8751849	-0,1114729	0,63887639	-0,9159009	1,37305241
-1,1888594	-0,6500118	-0,0334012	0,68015251	1,03173913	-3,0129942	0,12431526	-0,0506285	-0,9238553	0,93198479
0,46096823	1,31327341	-0,5403514	0,41866973	0,55220298	3,20049113	-0,8439181	0,40013654	-0,6324147	0,27670139
-1,0752321	-0,2054014	1,17925733	-0,0236529	0,75014742	2,2015556	-1,5259422	0,69809222	-0,3496617	0,36471374
-2,5456507	0,95059442	1,57042057	-0,4668435	-0,2052172	0,26398706	-1,5163399	-0,2044214	-0,7547892	0,17353044
0,05163588	4,87969736	-0,2459547	-1,3214788	-0,4962212	-3,4639062	-0,9654747	-0,8429724	-1,6248646	-0,2272831
-2,6095565	1,30148164	3,61026925	0,41048036	-0,6211165	1,86458642	-0,4065909	-0,2261722	0,98368068	-0,4694882
-3,5477114	-0,7612333	-1,0608163	0,46700904	-0,1120151	2,91342	0,27309026	-0,6280326	0,09046397	-0,2513943
-0,5984631	1,06931529	-0,2676236	0,99479655	0,75647497	3,32662956	1,0792612	-1,0908157	-0,1214848	-0,578915

-3,2934831	-0,3512669	-0,1868321	-0,3365848	1,06183875		-0,5241693	-0,6002228	-0,8017611	-0,601052	0,47465626
2,27441702	-0,7580214	-0,2766419	0,79729773	0,97477452		0,84875357	0,39828014	-0,7753922	0,21786683	0,58020646
0,24960837	-1,0043611	-0,6863435	-0,8497989	1,15015133		-3,1374062	-1,350117	-1,8265151	-0,4748752	-2,7399472
1,90081756	0,17979477	0,72084599	0,09537273	1,77775533		-1,1404921	-0,495589	0,4730535	-0,922005	0,7650517
2,88839883	-0,4675277	-0,1223597	0,97335315	1,34533136		-2,6457377	-0,0567636	-0,6479194	-1,3200052	0,06950448
-3,4598933	-0,2915002	-0,924913	-0,2723665	1,64823735		2,09784554	-0,3739955	0,98780739	-0,8328577	1,32789548
2,28070341	-1,3891524	0,54570299	0,13698959	0,78224673		1,4148462	-1,2388249	0,96531738	0,4107575	0,73092255
0,29922364	-1,3527126	-0,2996231	-1,62245	0,6084007		-0,5229257	-1,1627899	-0,2799	-0,2960459	0,53232716
2,36937006	-1,055447	1,19425586	-2,3401911	-1,2980372		-3,4658841	-0,6938941	-1,3284119	0,94955395	-0,2225645
3,14983977	-0,9976633	0,68005225	-1,5213935	0,48398317		1,04277707	-0,4510824	1,01555901	1,00627282	0,30622224
2,31460016	-1,7712698	0,49176567	0,45243864	-0,6097684		2,25961637	-0,2739292	-0,6335444	0,80230012	-0,0335135
0,17165221	-1,520863	-0,9979573	0,69173105	-0,8725173		2,2326794	0,35149198	0,14847901	-0,2795719	0,33091529
2,26774034	0,00562604	-0,8107522	0,82150303	-1,611803						

Tabla A5: Porcentaje de contribución de cada variable a la formación de los componentes principales.

Dim.1	Dim.2	Dim.3	Dim.4	Dim.5
0,35830059	4,01854453	2,90531158	0,86155817	66,0353665
5,15236898	0,40803124	10,1196692	0,03752443	0,70478394
1,98499552	37,2203994	3,15511066	1,74096336	0,74247061
2,4249238	35,6341812	4,60269944	1,19971831	1,31528741
0,95469069	2,59564943	3,20954979	29,3120084	11,418189
2,87919663	2,51026343	7,05163977	2,64558998	2,0256394
0,071754	0,00694143	4,54230319	60,0343114	8,40472512
15,8279071	1,21724158	0,06473375	0,00755336	0,64794957
16,4418372	1,63102639	0,14866872	0,09092648	1,01866014
13,7074922	1,46833475	0,20668841	0,05061549	0,06874418
9,87848572	3,17794022	20,9507568	0,50175361	0,04291811
13,0792921	0,20399711	0,03375673	0,11661319	1,50961353
0,44047578	9,7258761	42,3777307	3,39252963	5,65494537
16,7982797	0,18157314	0,63138131	0,00833421	0,41070703

Tabla A6: Densidad de polímeros encontrados en los 16 sitios de estudio.

SITIO	REPLICA	ABS	HDPE	LDPE	PE	PET	PEVA
PMR1	MR_1	0	0	0	0	0	0
PMR1	MR_2	0	0	0	0	0	0
PMR1	MR_3	0	0	0	0	0	0
PSA1	SA_1	0	0	0	0	0	0
PSA1	SA_2	0	0	0	0	0	0
PSA1	SA_3	0	0	0	0	0	0
PSR10	SR_1	0	0	0	0	51	0
PSR10	SR_2	0	0	0	0	51	0
PSR10	SR_3	0	0	0	0	0	0
PC3	C_1	0	0	51	0	0	0
PC3	C_2	0	0	0	0	0	0
PC3	C_3	0	0	0	0	0	0
PSR3	SR_1	0	0	0	0	0	0
PSR3	SR_2	0	0	0	0	0	0
PSR3	SR_3	0	0	0	0	0	0
PSR7	SR_1	0	0	0	0	0	0
PSR7	SR_2	0	0	0	0	0	0
PSR7	SR_3	0	0	0	0	0	0
PLC1	LC_1	0	0	0	0	0	0
PLC1	LC_2	0	0	0	0	0	0
PLC1	LC_3	0	51	51	0	0	0
PC2	C_1	0	0	0	0	0	0
PC2	C_2	0	0	0	0	0	0
PC2	C_3	0	0	0	0	0	0
PSR1	SR_1	0	0	0	0	51	0
PSR1	SR_2	0	51	408	102	102	0
PSR1	SR_3	0	0	0	51	0	51
PLC2	LC_1	0	51	0	0	51	0
PLC2	LC_2	0	204	51	102	0	0

PLC2	LC_3	0	0	51	0	0	0
PMM1	MM_1	0	0	0	0	0	0
PMM1	MM_2	0	0	0	0	0	0
PMM1	MM_3	0	0	0	0	0	0
PMC1	MC_1	0	153	0	0	204	0
PMC1	MC_2	0	0	0	0	51	0
PMC1	MC_3	0	0	0	0	51	0
PMA1	MA_1	0	0	0	0	0	0
PMA1	MA_2	0	0	0	0	0	0
PMA1	MA_3	0	0	0	0	51	0
PMS1	MS_1	51	0	0	0	51	0
PMS1	MS_2	0	0	0	0	0	0
PMS1	MS_3	0	0	0	153	0	0
PMP1	MP_1	0	0	0	0	0	0
PMP1	MP_2	0	0	51	0	0	0
PMP1	MP_3	0	0	0	0	0	0
PMP3	MP_1	0	0	0	0	0	0
PMP3	MP_2	0	0	0	0	0	0
PMP3	MP_3	0	0	0	0	0	0

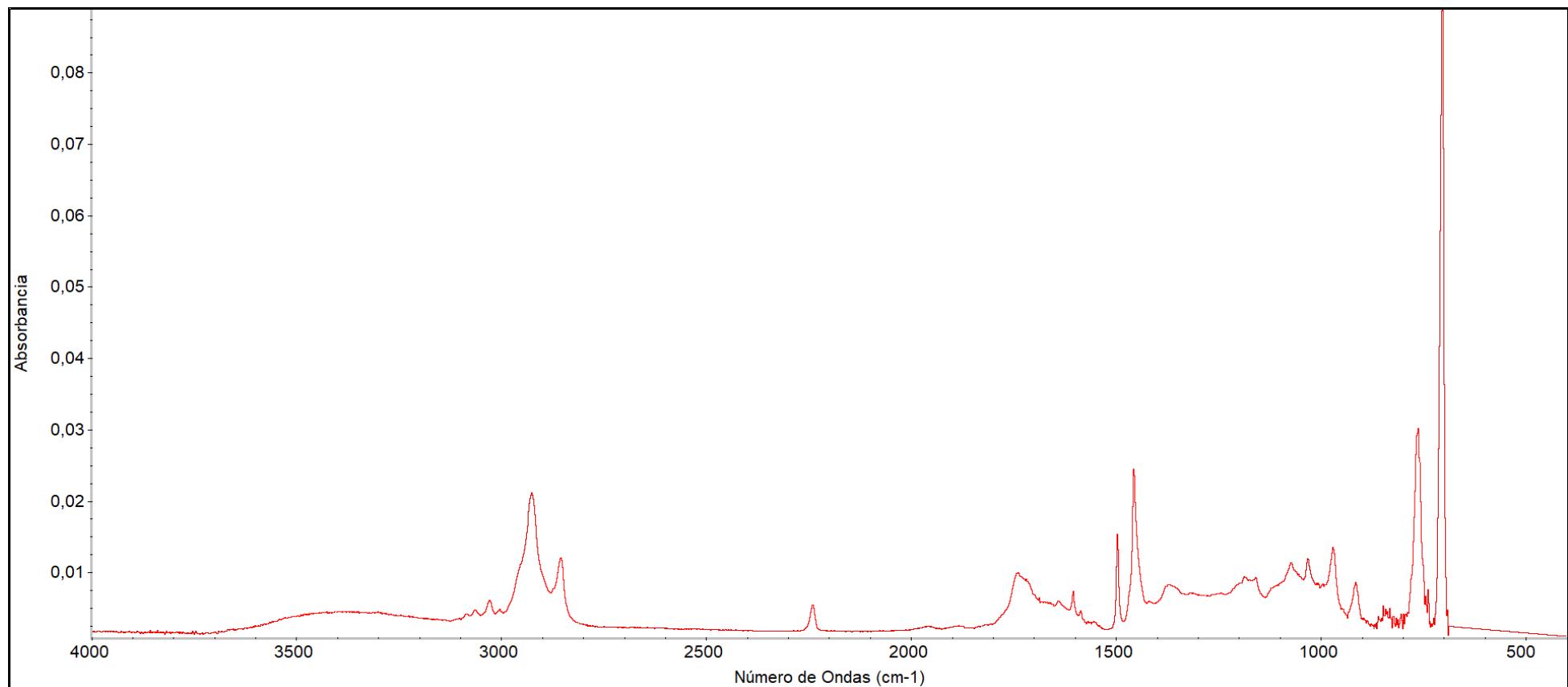


Figura A1. Espectros FTIR obtenidos mediante espectroscopía de reflectancia total atenuada (ATR) para Acrilonitrilo butadieno estireno (ABS). Se presentan las ondas características de absorción correspondientes a cada polímero, utilizadas para su identificación en muestras ambientales.

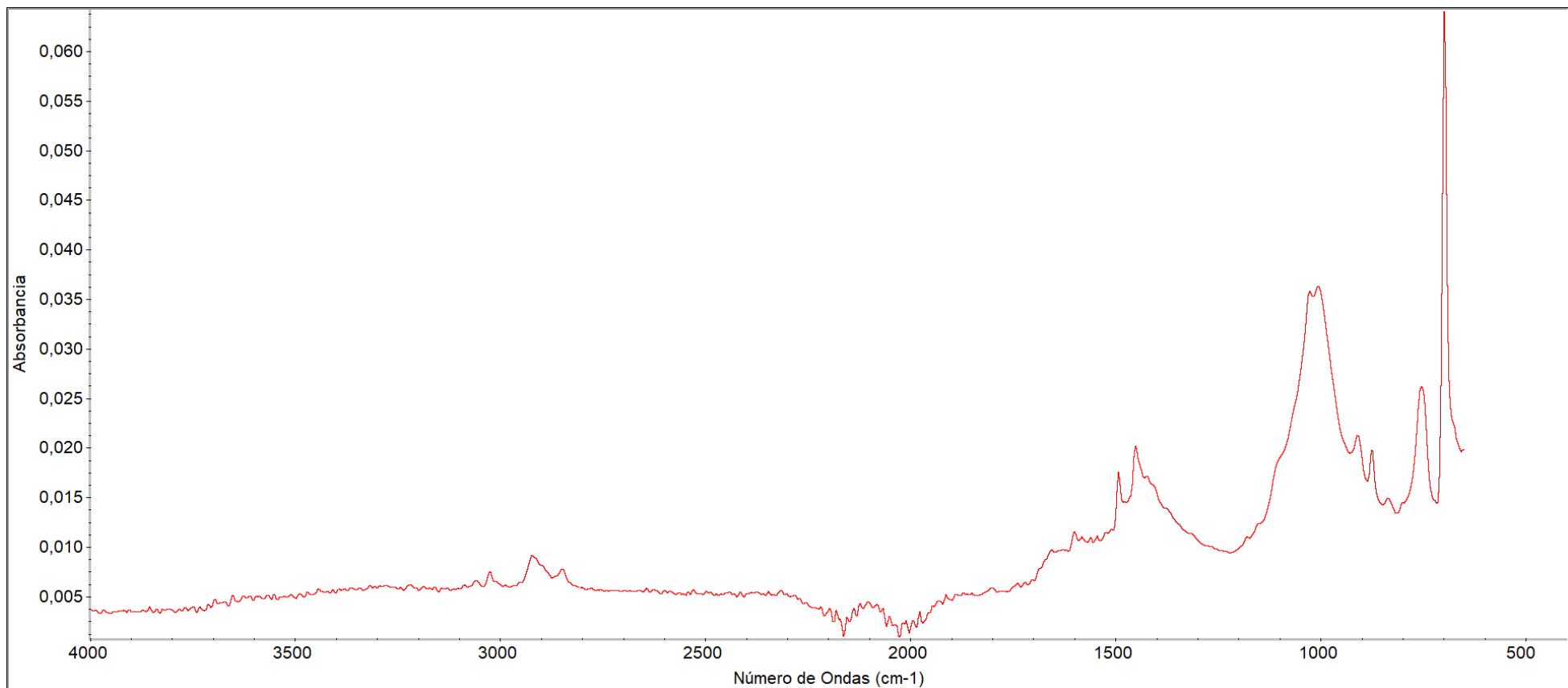


Figura A2. Espectros FTIR obtenidos mediante espectroscopía de reflectancia total atenuada (ATR) para Polietileno de Alta Densidad (HDPE). Se presentan las ondas características de absorción correspondientes a cada polímero, utilizadas para su identificación en muestras ambientales.

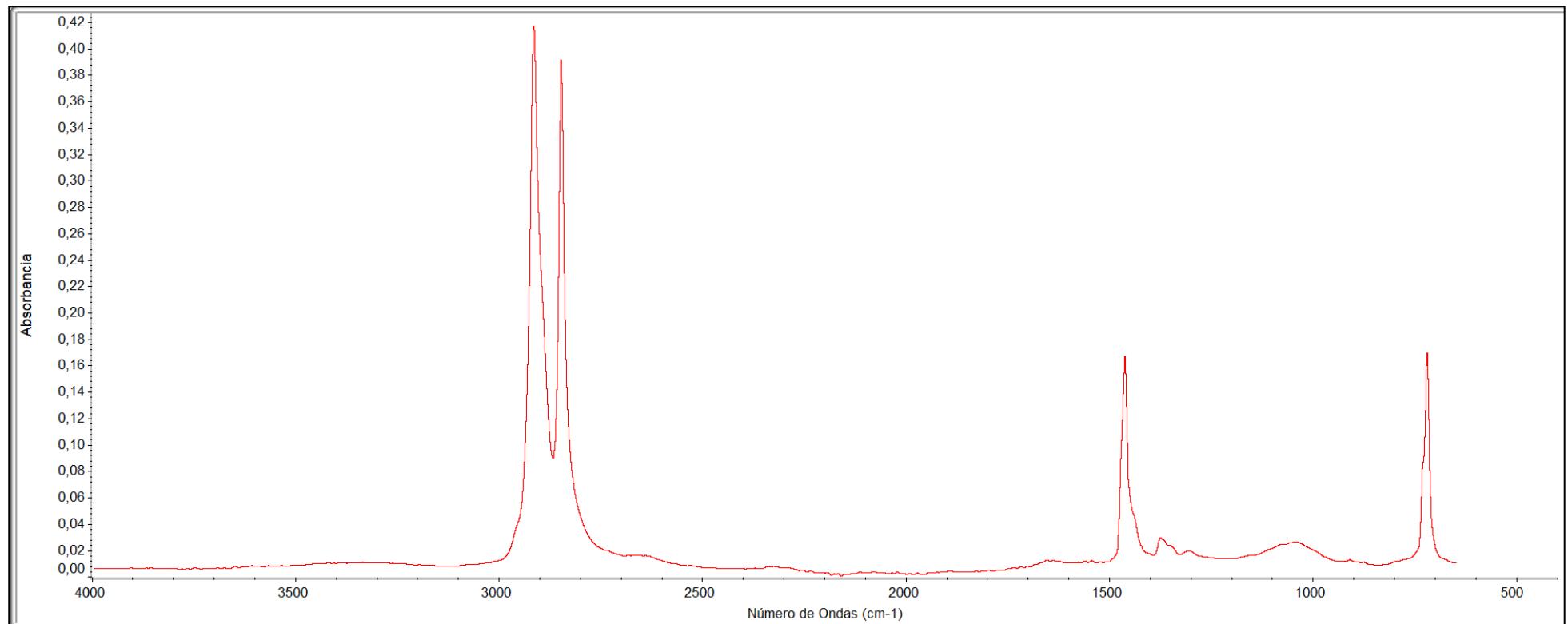


Figura A3. Espectros FTIR obtenidos mediante espectroscopía de reflectancia total atenuada (ATR) para Polietileno de Alta Densidad (LDPE). Se presentan las ondas características de absorción correspondientes a cada polímero, utilizadas para su identificación en muestras ambientales.

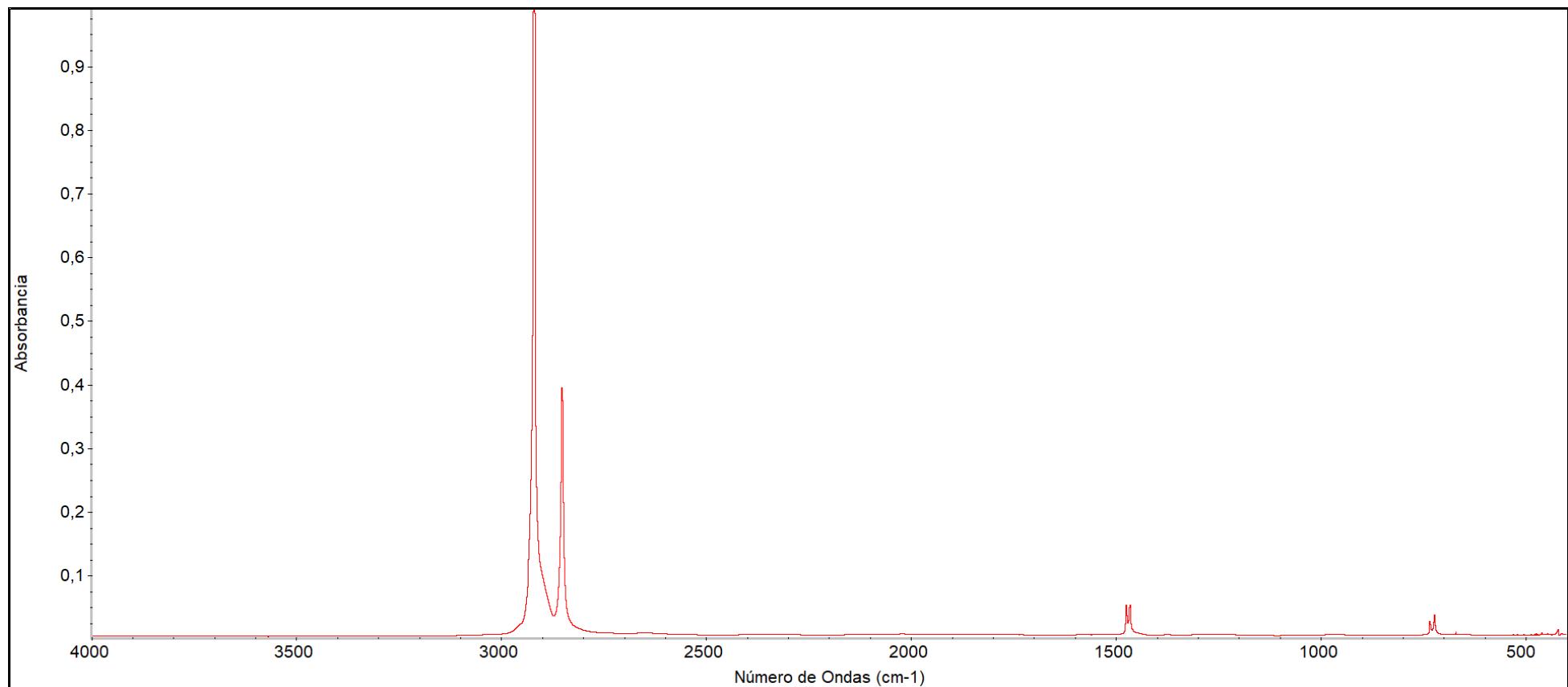


Figura A4. Espectros FTIR obtenidos mediante espectroscopía de reflectancia total atenuada (ATR) para Polietileno (PE). Se presentan las ondas características de absorción correspondientes a cada polímero, utilizadas para su identificación en muestras ambientales.

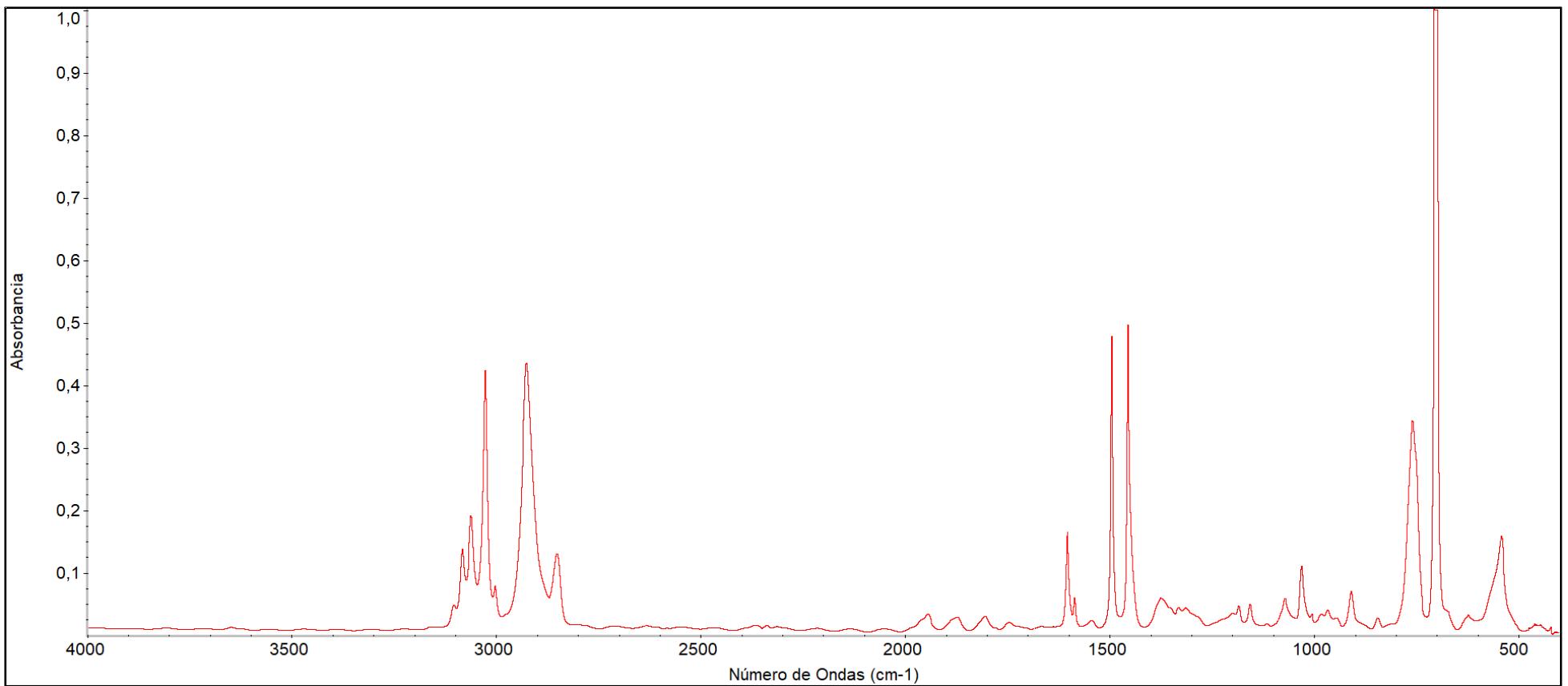


Figura A5. Espectros FTIR obtenidos mediante espectroscopía de reflectancia total atenuada (ATR) para Poliestireno (PS). Se presentan las ondas características de absorción correspondientes a cada polímero, utilizadas para su identificación en muestras ambientales.

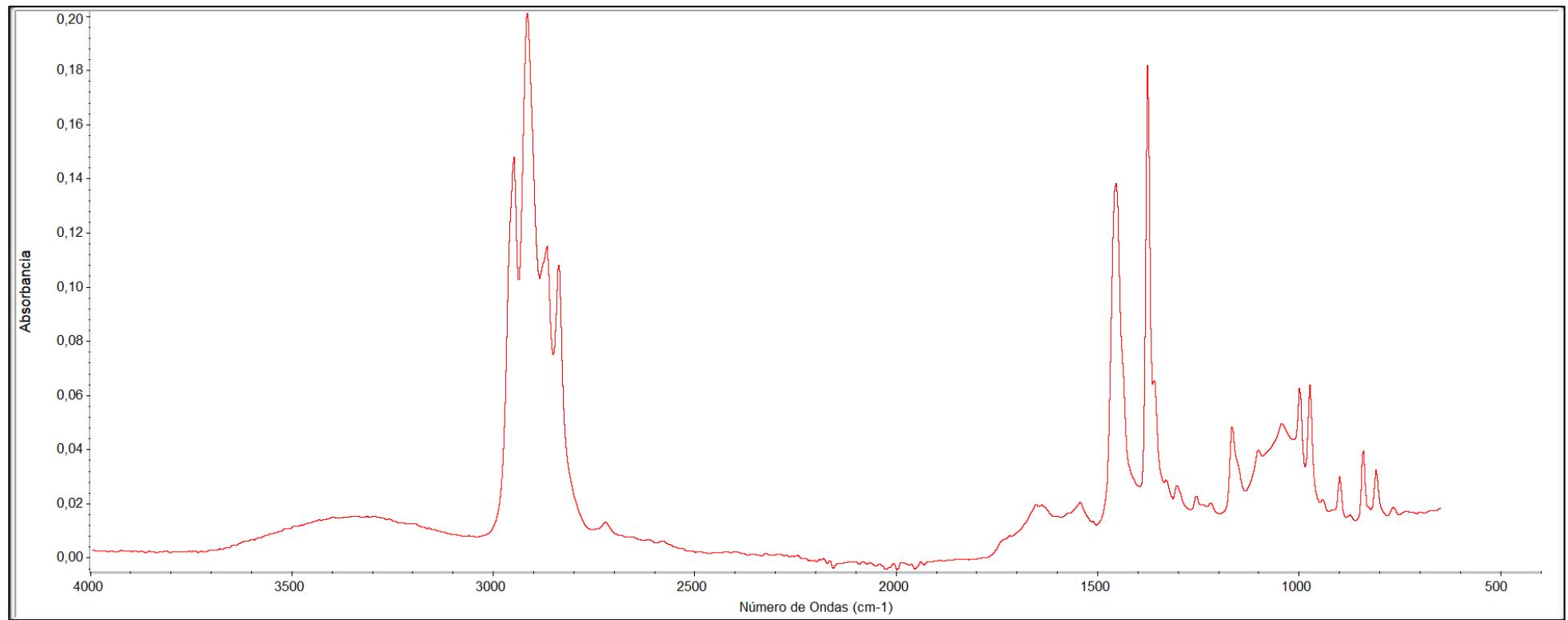


Figura A6. Espectros FTIR obtenidos mediante espectroscopía de reflectancia total atenuada (ATR) para Polipropileno (PP). Se presentan las ondas características de absorción correspondientes a cada polímero, utilizadas para su identificación en muestras ambientales.

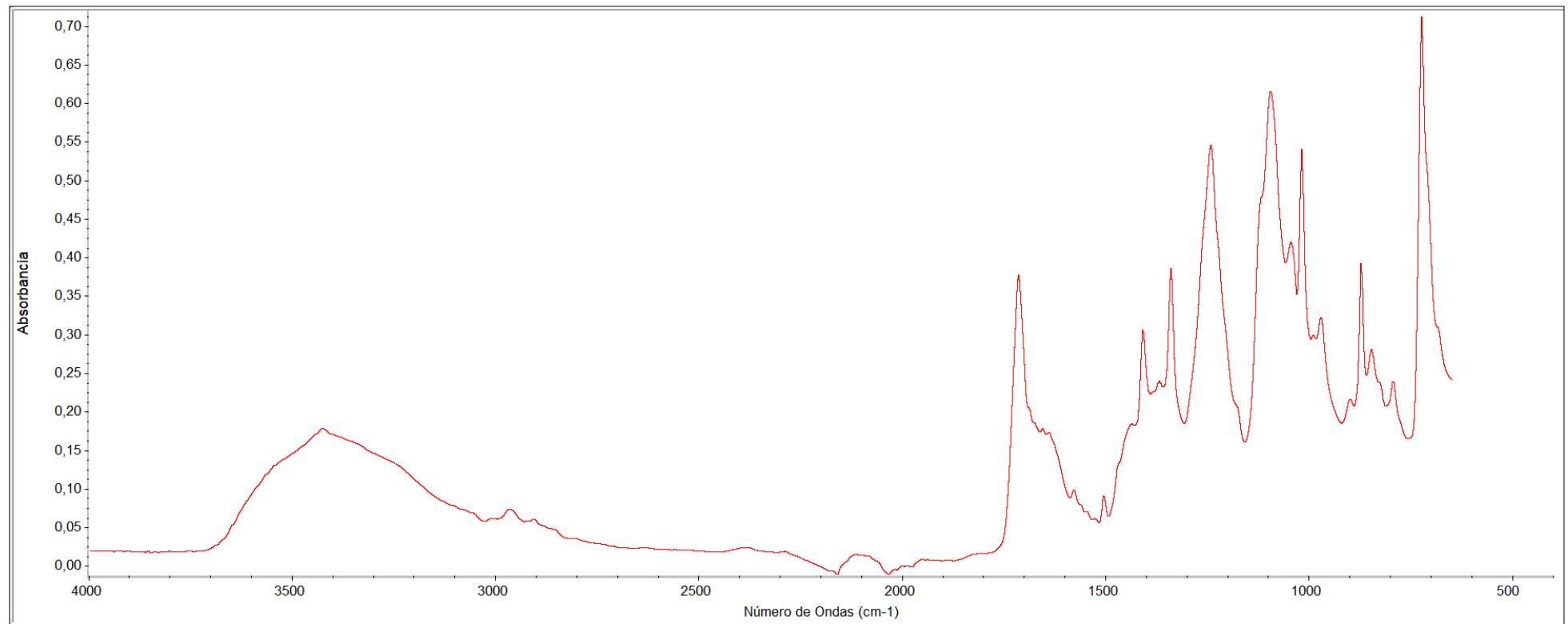


Figura A7. Espectros FTIR obtenidos mediante espectroscopía de reflectancia total atenuada (ATR) para Tereftalato de polietileno (PET). Se presentan las ondas características de absorción correspondientes a cada polímero, utilizadas para su identificación en muestras ambientales.

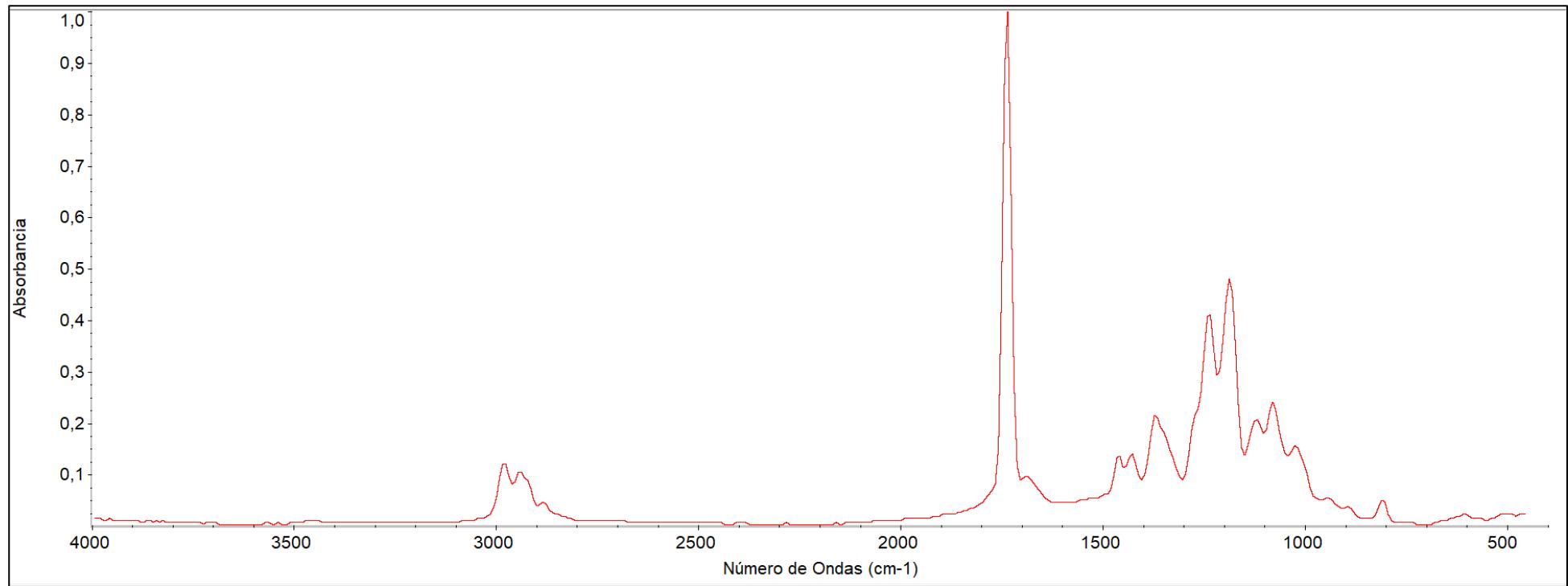


Figura A8. Espectros FTIR obtenidos mediante espectroscopía de reflectancia total atenuada (ATR) para Polietileno vinil acetato (PEVA). Se presentan las ondas características de absorción correspondientes a cada polímero, utilizadas para su identificación en muestras ambientales.

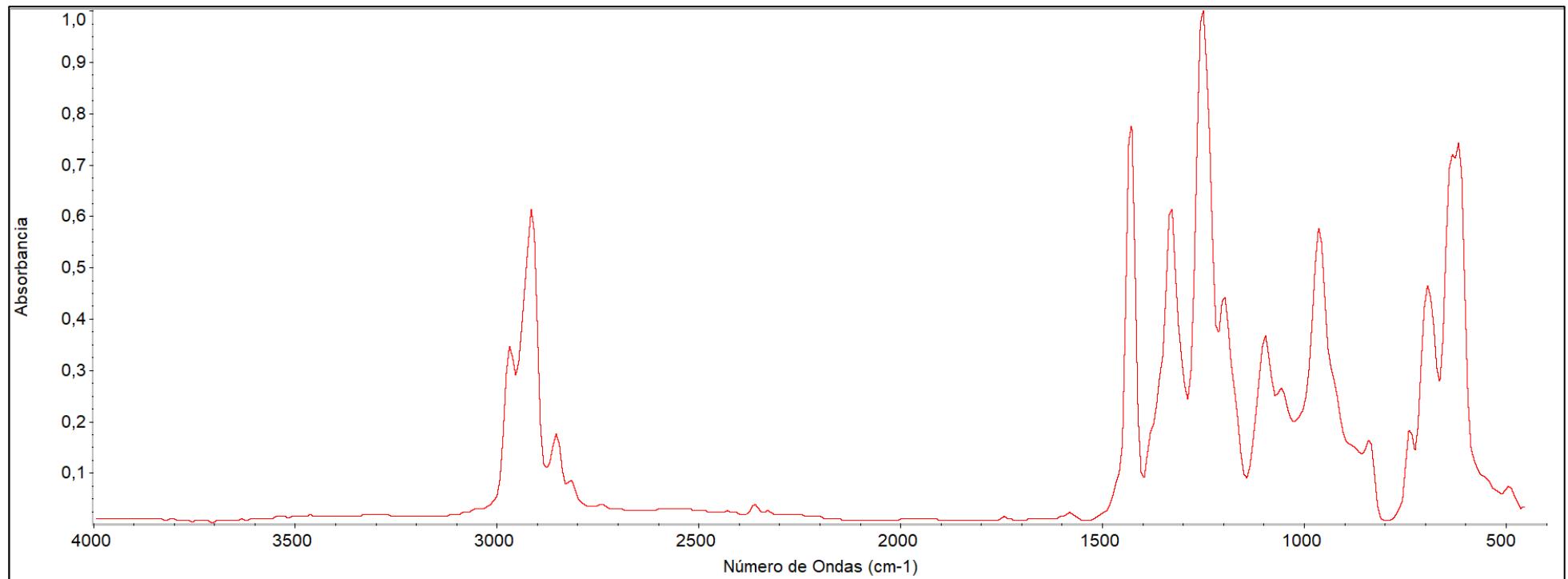


Figura A9. Espectros FTIR obtenidos mediante espectroscopía de reflectancia total atenuada (ATR) para Polichloruro de vinilo (PVC). Se presentan las ondas características de absorción correspondientes a cada polímero, utilizadas para su identificación en muestras ambientales.

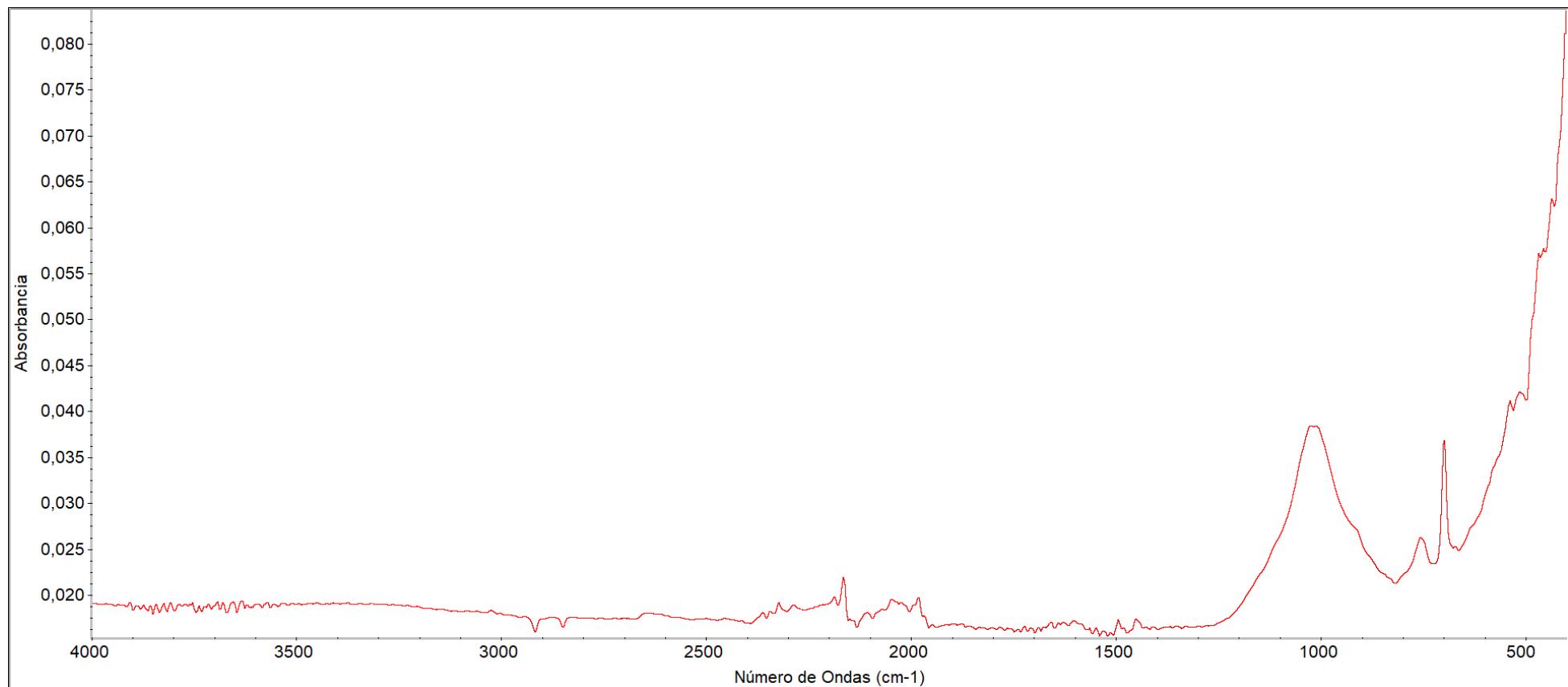


Figura A10. Espectros FTIR obtenidos mediante espectroscopía de reflectancia total atenuada (ATR) para Polyacrilico. Se presentan las ondas características de absorción correspondientes a cada polímero, utilizadas para su identificación en muestras ambientales.

Tabla A7: Abundancias totales de macroinvertebrados identificadas a nivel de familia y género en los 16 sitios de estudio.

ORDEN	FAMILIA	SUFBFAMILIA	GÉNERO	PSR1	PSR3	PSR7	PSR10	PSA1	PC2	PC3	PLC1	PLC2	PMP1	PMP3	PMR1	PMS1	PMA1	PMC1	PMM1
Haplotaixida	Alluroididae			73	96	31	63	9	0	45	15	16	271	10	2	4	0	30	0
	Haplotaixidae			61	21	9	3	0	0	52	0	11	4	8	0	7	0	35	6
	Naididae			16	6	0	1	0	0	6	7	3	380	4	1	1	0	0	0
	Lumbricidae			0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Rhynchobdellida	Glossiphonidae			3	1	6	35	1	49	3	40	2	6	0	0	135	4	153	0
Imparientia	Corbiculidae		Corbicula	0	0	2	7	4	0	0	33	0	0	0	9	0	0	0	6
Architaeniglossa	Ampullariidae		Pomacea	3	0	0	10	142	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
	Ancylidae		Gundlachia	0	0	0	44	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
	Physidae		Physa	2	3	16	0	0	19	0	0	0	1	0	0	6	2	6	0
	Planorbidae		Biomphalaria	4	25	2	2	0	0	1	8	1	1	0	0	4	1	0	0
Littorinimorpha	Lithoglyphidae		Potamolithus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Decapoda	Cochliopidae		Heleobia	10	9	7	140	26	0	0	0	1	0	0	5	0	1	0	0
	Aeglidae		Aegla	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Amphipoda		Hyalellidae	0	0	0	10	58	11	8	262	3	484	2	1	355	566	962	42
	Baetidae		Baetodes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	48	0	0	0	0
Ephemeroptera			Callibaetis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
			Caribaetis	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			Brachycercus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
			Caenis	0	0	0	22	1	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0
Odonata			Haplohyphes	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			Leptohyphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
			Tricorythodes	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			Hagenulopsis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Hemiptera	Leptophlebiidae		Argia	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Coenagrionidae		Aphylla	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Gomphidae		Belostomatidae	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Hydropsychidae		Hydropsyche	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera			Smicridea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
			Byrsoteryx	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			Neotrichia	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			Leptoceridae	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	Polycentropodidae		Triplectides	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Dystiscidae		Cyrenellus	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Elmidae		Derovatellus	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Hydrophilidae		Cylloepus	0	0	0	42	3	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	1
Diptera	Psephenidae		Berosus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	Ceratopogonidae	Ceratopogoninae	Psephenops	0	0	0	13	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Chironominae		0	0	13	7	0	2	0	7	6	309	13	16	6	1	40	0
	Chironomidae	Orthocladiinae		0	0	0	71	0	1	17	6	0	202	7	4	0	1	4	0
		Tanypodinae		0	0	0	8	1	0	1	0	0	11	0	1	0	1	0	8
	Psychodidae		Psychoda	0	0	5	0	0	0	13	0	30	25	20	0	1	0	0	0
	Simuliidae		Araucnephia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0
	Tipulidae		Tipula	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabla A8: Abundancias totales, densidad, riqueza biomasa y tamaño corporal de macroinvertebrados en los 16 sitios de estudio.

Sitio	Punto	Abundancia	Densidad	Riqueza	Biomasa	Tamano Corporal	Índice Shannon
PSR1	SR_1	103	5255,10	6	16783,07	8,15	1,17
PSR1	SR_2	51	2602,04	4	79752,96	10,21	0,99
PSR1	SR_3	18	918,36	6	32458,27	6,97	1,52
PSR3	SR_1	77	3928,57	4	11241,81	7,72	0,77
PSR3	SR_2	34	1734,69	7	18174,20	6,01	1,64
PSR3	SR_3	55	2806,12	4	11819,29	6,61	1,08
PSR7	SR_1	26	1326,53	8	14220,99	6,51	1,91
PSR7	SR_2	43	2193,87	7	80,11	8,72	1,53
PSR7	SR_3	22	1122,44	4	40,98	9,54	1,19
PSR10	SR_1	62	3163,26	12	115,51	7,17	2,01
PSR10	SR_2	297	15153,06	18	553,33	3,84	1,83
PSR10	SR_3	151	7704,08	14	281,32	4,48	2,14
PSA1	SA_1	222	11326,56	14	32555,09	4,16	1,24
PSA1	SA_2	19	969,38	6	2377,01	9,02	1,54
PSA1	SA_3	23	1173,46	6	37227,71	5,64	1,59
PC2	C_1	13	663,26	4	24,22	6,35	1,03
PC2	C_2	51	2602,04	3	95,02	7,31	1,04
PC2	C_3	18	918,36	3	33,53	6,51	0,42
PC3	C_1	13	663,26	4	24,22	9,23	0,93
PC3	C_2	57	2908,16	4	106,19	13,19	0,97
PC3	C_3	78	3979,59	10	16783,07	8,15	1,92
PLC1	LC_1	52	2653,06	8	79752,96	10,21	1,83
PLC1	LC_2	128	6530,61	5	32458,27	6,97	1,22
PLC1	LC_3	198	10102,04	5	11241,81	7,72	0,44
PLC2	LC_1	50	2551,02	6	18174,20	6,01	1,25
PLC2	LC_2	14	714,28	3	11819,29	6,61	0,51
PLC2	LC_3	9	459,18	5	14220,99	6,51	1,42
PMP1	MP_1	928	47346,93	8	80,11	8,72	1,30

PMP1	MP_2	541	27602,04	9	40,98	9,54	0,63
PMP1	MP_3	226	11530,61	5	115,51	7,17	0,52
PMP3	MP_1	9	459,18	4	553,33	3,84	1,27
PMP3	MP_2	31	1581,63	7	281,32	4,48	1,75
PMP3	MP_3	24	1224,48	6	32555,09	4,16	1,45
PMR1	MR_1	44	2244,89	12	2377,01	9,02	1,98
PMR1	MR_2	97	4948,97	8	37227,71	5,64	1,46
PMR1	MR_3	25	1275,51	7	1636,85	3,81	1,31
PMS1	MS_1	341	17397,95	8	635,31	6,05	0,68
PMS1	MS_2	126	6428,57	5	234,74	5,81	0,97
PMS1	MS_3	58	2959,18	7	41891,55	9,57	1,18
PMA1	MA_1	238	12142,85	5	443,41	4,62	0,11
PMA1	MA_2	207	10561,22	4	385,65	6,20	0,13
PMA1	MA_3	132	6734,69	3	245,92	4,86	0,08
PMC1	MC_1	174	8877,55	5	324,17	6,75	0,77
PMC1	MC_2	287	14642,85	5	534,70	4,15	0,92
PMC1	MC_3	769	39234,69	5	1432,70	3,42	0,31
PMM1	MM_1	17	867,34	6	31,67	2,69	1,63
PMM1	MM_2	16	816,32	3	29,81	6,25	0,98
PMM1	MM_3	35	1785,71	4	65,21	3,37	0,76

Tabla A9: Abundancias totales de macroinvertebrados indicadores de calidad a nivel de familia en los 16 sitios de estudio.

SITIO	PSR1	PSR3	PSR7	PSR10	PSA1	PC2	PC3	PLC1	PLC2	PMP1	PMP3	PMR1	PMS1	PMA1	PMC1	PMM1	SENSIBILIDAD /TOLERANCIA A LA CONTAMINACIÓN
Alluroididae	73	96	31	63	9	0	45	15	16	271	10	2	4	0	30	0	Tolerante
Haplotaxidae	61	21	9	3	0	0	52	0	11	4	8	0	7	0	35	6	Tolerante
Naididae	16	6	0	1	0	0	6	7	3	380	4	1	1	0	0	0	Tolerante
Lumbricidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	Tolerante
Glossiphonidae	3	1	6	35	1	49	3	40	2	6	0	0	135	4	153	0	Tolerante
Hyalellidae	0	0	0	10	58	11	8	262	3	484	2	1	355	566	962	42	Tolerante
Baetidae	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	48	0	0	0	5	Sensibilidad media
Caenidae	0	0	0	22	1	0	0	0	0	0	0	22	0	0	0	0	Sensibilidad media
Leptohyphidae	0	0	0	18	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	Sensibilidad media
Leptophlebiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	Sensible
Hydropsychidae	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	Sensible
Hydroptilidae	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Sensible
Leptoceridae	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Sensible
Polycentropodidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Sensible
Chironomidae	0	0	13	86	0	3	18	13	6	522	20	21	6	3	44	8	Tolerante

Tabla A10: Abundancia relativa de la composición funcional del ensamble de macroinvertebrados bentónicos en los distintos sitios de muestreo. Los hábitos incluyen: CF (colectores-filtradores), CG (colectores-trituradores), CG/SC (colectores y raspadores), PR (predadores), SC (raspadores), SH (fragmentadores) y SH/PR (fragmentadores/predadores).

SITIO	SH/PR	CG	CG/SC	SC	CF	PR	SH
P-SR_1	0	150	0	19	0	3	0
P-SR_3	0	123	0	37	0	6	0
P-SR_7	0	58	0	25	2	6	0
P-SR_10	0	205	22	217	10	46	10
P-SA_1	8	14	5	175	4	2	58
P-C_2	0	3	0	19	0	49	11
P-C_3	0	133	0	1	0	4	10
P-LC_1	0	35	0	8	33	40	262
P-LC_2	0	66	0	2	0	2	3
P-MP_1	0	1192	0	2	0	17	484
P-MP_3	0	62	0	0	0	0	2
P-M-R_1	0	31	71	7	51	4	2
P-M-S_1	0	19	0	17	0	135	355
P-M-A_1	0	2	0	4	0	5	566
P-M-C_1	0	109	0	6	0	153	962
P-M-M_1	0	7	5	0	6	8	42