

Evaluación de la contaminación por microplásticos en el líquen *Candelaria concolor* (Dicks) Arnold, 1879: un estudio de caso sobre el Efecto de la Ruralidad

Maira GOLLO^{1,2}, Elizabeth VILLAGRA^{1,2} & Jonatan GOMEZ^{1*}

¹Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC). La Plata 1900, Buenos Aires, Argentina. ²Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján (UNLu). Ruta 7 y Constitución, Luján 6700, Buenos Aires, Argentina. *Autor de Correspondencia. gomezjonatanjose@yahoo.com.ar

Abstract: Assessment of Microplastic Contamination in the Thalli of the Lichen *Candelaria concolor* (Dicks) Arnold, 1879: A Case Study on the Rurality Effect. This study investigated the potential of the lichen *Candelaria concolor* as a bioindicator of microplastic pollution in relation to rural areas. Lichen samples were collected from rural, rururban, and urban sites within the Luján District, Argentina. Microplastic extraction involved a modified wet peroxide oxidation method with negative staining using ferroína. A total of 124 microplastics (MPs) were identified, all of which were microfibras. The number of microfibras per gram exhibited a significant negative correlation with rurality. Despite its lower occurrence in rural areas, *C. concolor* displayed a greater capacity for MP accumulation than did the other studied lichen species. We propose *C. concolor* as a promising bioindicator for MP pollution in rural environments while acknowledging the need for further research to elucidate the underlying mechanisms and explore alternative explanations for the observed patterns. Additionally, this study introduces a cost-effective method for MP extraction from lichens, facilitating future studies in resource-limited settings. Overall, this work provides valuable insights into MP pollution in rural areas and highlights the potential of *C. concolor* as a bioindicator in this context.

Key words: Microplásticos, *Candelaria concolor*, bioindicador, rural environment

Resumen: Este estudio investigó el potencial del líquen *Candelaria concolor* como bioindicador de la contaminación por microplásticos en relación con las áreas rurales. Se recolectaron muestras de líquen en sitios rurales, rururbanos y urbanos dentro del partido de Luján, Argentina. La extracción de microplásticos involucró un método modificado de oxidación húmeda con peróxido y tinción negativa utilizando ferroína. Se identificaron un total de 124 MP, todos ellos microfibras. El número de microfibras por gramo mostró una correlación negativa significativa con la ruralidad. A pesar de su menor presencia en las zonas rurales, *C. concolor* mostró una mayor capacidad de acumulación de MP que otras especies de líquenes estudiadas. Proponemos a *C. concolor* como un bioindicador prometedor para la contaminación por MP en entornos rurales, si bien reconocemos la necesidad de realizar más investigaciones para dilucidar los mecanismos subyacentes y explorar explicaciones alternativas para los patrones observados. Además, este estudio introduce un método de bajo costo para la extracción de MP en líquenes, lo que facilita futuros estudios en entornos con recursos limitados. En general, este trabajo proporciona información valiosa sobre la contaminación por MP en áreas rurales y destaca el potencial de *C. concolor* como bioindicador en este contexto.

Palabras clave: Microplásticos, *Candelaria concolor*, bioindicador, ambiente rural

INTRODUCCIÓN

Los líquenes son ampliamente reconocidos como bioindicadores de la contaminación del aire (Conti & Cecchetti, 2001; Sett & Kundu, 2016; Barreno & Manzanera, 2023). Si bien tradicionalmente se han utilizado para monitorear contaminantes como metales, sulfatos y nitratos (Conti & Cecchetti, 2001; Sett & Kundu 2016),

agroquímicos (Gómez *et al.*, 2024) y contaminación radiactiva (Daillant *et al.*, 2004; Savino *et al.*, 2017), rara vez se mencionan en la literatura los líquenes como bioindicadores de la acumulación o deposición de microplásticos (MP) (Loppi *et al.*, 2021; Jarafova *et al.*, 2022). Los microplásticos, término establecido en 2004 (Thompson *et al.*, 2004), se han incorporado rápidamente a los ecosistemas naturales (Roblin & Aherne, 2020).

Estos fragmentos de plástico menores a 5 mm, se descomponen debido a factores ambientales como la radiación ultravioleta, la abrasión y los procesos biológicos (Dris *et al.*, 2016; Peng *et al.*, 2017). Los MP existen en diversidad de formas, colores, tamaños y tipos de polímeros. Los morfotipos más abundantes son las fibras y su identidad química es variable (*e.g.*, polietileno, poliestireno y nylon) (Sarria-Villa *et al.*, 2016; Godoy-Balcarcel *et al.*, 2021). Numerosos estudios documentan el transporte atmosférico de MP (*e.g.*, Allen *et al.*, 2019; Wright *et al.*, 2019). Algunos autores incluso hacen hincapié en la forma, tamaño e identidad polimérica de los MP como factores que determinan la distancia de dispersión de los mismos (Xiao *et al.*, 2023). Por ejemplo, Tatsii *et al.* (2023) afirman que cuanto menos esférica sea la forma de los MP, mayor será su rango de transporte horizontal y vertical. A pesar de la, cada vez más, creciente bibliografía referente a la dinámica de los MP, la investigación sobre el uso de organismos como bioindicadores de la acumulación de MP es un desarrollo reciente (*e.g.*, líquenes: Expósito *et al.*, 2020; Loppi *et al.*, 2021; Jafarova *et al.*, 2022; Expósito *et al.*, 2022). Esto contrasta con los bioindicadores establecidos para otros contaminantes atmosféricos, de los que se puede encontrar numerosos trabajos (Sett & Kundu, 2016; Almeida *et al.*, 2017).

Actualmente, solo se han documentado tres especies de líquenes capaces de acumular MP: Loppi *et al.* (2021) mencionan a *Flavoparmelia caperata* (Hale, 1986), Jafarova *et al.* (2022) mencionan a *Evernia prunastri* (Acharius, 1810) y Gollo *et al.* (2023) mencionan a *Usnea amblyoclada* (Zahlbruckner, 1930). La acumulación de MP en los talos de estas especies se relacionó con fuentes de contaminación antropogénica: un vertedero para *F. caperata* y el centro de una ciudad para *E. prunastri*. En el caso de *U. amblyoclada*, se encontró acumulación de MP en talos comercializados para infusiones (Gollo *et al.*, 2023). La mayoría de las investigaciones sobre microplásticos en el aire se han centrado en grandes ciudades o en áreas muy remotas (Li *et al.*, 2023). Si bien los estudios en entornos rurales han mostrado una deposición de MP sorprendentemente alta, incluso comparable a las áreas urbanas (Klein *et al.*, 2023), es escasa la investigación sobre los líquenes como bioindicadores de la contaminación por MP en contextos rurales. En relación a estos contextos, el partido de Luján (Fig. 1) tiene una característica configuración: un grupo de ciudades dispersas dentro de un paisaje agrícola-rural. García *et al.* (2023) realizaron el primer estudio

de las comunidades locales de líquenes foliosos, analizando las especies indicadoras en tres tipos de uso del suelo. Ellos sugieren a *Candelaria concolor* como un bioindicador prometedor de la calidad del aire. Esta especie foliosa cosmopolita que se encuentra comúnmente en entornos urbanos se considera tolerante a la contaminación y puede colonizar los límites de los desiertos de líquenes (LijteRoff *et al.*, 2009; Estrabou *et al.*, 2011). Si bien su frecuencia disminuye a medida que aumenta la ruralidad en las áreas de estudio, está presente tanto en zonas urbanas como rurales (Filippini *et al.*, 2014; García *et al.*, 2023).

El estudio de las comunidades de líquenes en el partido de Luján es reciente y, hasta la actualidad, no se ha estudiado su potencialidad como organismos bioindicadores de la contaminación por MP. Nuestro objetivo es explorar el potencial de *C. concolor*, una especie ampliamente distribuida, como bioindicador de la contaminación atmosférica por MP en relación a la ruralidad.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio y muestreo de líquenes

El área de estudio corresponde al partido de Luján, Buenos Aires, Argentina.

Utilizando la clasificación de uso del suelo descrita por el Código de Ordenamiento Urbano (2019) del partido de Luján y siguiendo a García *et al.* (2023), las áreas se dividieron en tres categorías de uso: urbano, rururbano y rural, en celdas de 500 m x 500 m (Fig. 1). Se recolectaron, en abril de 2021, tres muestras de 10 a 20 talos de líquenes (dependiendo de disponibilidad, siguiendo a Loppi *et al.*, 2021) de la corteza de 9 árboles dentro de cada celda, alrededor del tronco a una altura entre 1 y 1,50 m. Los talos de *C. concolor* se pesaron con una balanza analítica (precisión 0,0001 g) y se almacenaron en bolsas de celulosa hasta el análisis de laboratorio. Antes de los procedimientos de extracción de MP, todas las muestras se limpiaron mediante siete lavados consecutivos con agua destilada, con el objetivo de eliminar de los análisis posteriores los MP que no habían sido incorporados por el talo (acumulados o retenidos).

Extracción de microplásticos

Los líquenes se secaron a 50° C durante 48 horas y luego se fragmentó el material seco utilizando un mortero para facilitar la digestión. Esta se realizó mediante un método de oxidación húmeda con peróxido (Herrera *et al.*, 2018) bajo una campana extractora (cabina de flujo lami-



Fig. 1. Área de estudio (Luján, Buenos Aires, Argentina). Cada celda de color corresponde a un nivel de ruralidad. Tamaño de cada celda (500 m x 500 m).

nar). Posteriormente, se filtraron al vacío sobre papeles de filtro de fibra de vidrio (diámetro de poro de 1,6 μm) y se tiñeron con 1 ml de ferrióna (fenantrolina ferrosa sulfonato, 0,02 N) para facilitar la diferenciación visual entre la materia orgánica y el material sintético. Finalmente, los vasos donde se realizó la digestión, se enjuagaron con agua Milli-Q®, la cual también se filtró para capturar partículas residuales. Los papeles de filtro teñidos se transfirieron a placas de Petri para su almacenamiento y observación.

Microscopía e identificación de microplásticos

La presencia de MP en los papeles de filtro se analizó utilizando un microscopio estereoscópico siguiendo un método modificado de identificación visual con cinco criterios (Roblin & Aherne, 2020; Loppi *et al.*, 2021). Si se cumplían al menos dos de los criterios, la partícula se consideraba un microplástico (Windsor *et al.*, 2018). Por otro lado, todos los microplásticos se verificaron mediante la prueba de la aguja caliente. Si las partículas plásticas identificadas por los criterios visuales se fundían al exponerse a una aguja caliente, se confirmaba su identidad como microplásticos (Lusher *et al.*, 2020).

Para estimar la longitud de las partículas, se tomaron fotografías de cada uno de los microplásticos y luego se midieron utilizando el programa ImageJ®. Se utilizaron controles de procedimiento para estimar la incorporación potencial de microplásticos en las muestras por contaminación ambien-

tal en cualquiera de las etapas experimentales (10 controles). Los controles consistieron en repetir el procedimiento de laboratorio sin incorporar muestras reales al procedimiento. Para todas las muestras se obtuvieron las siguientes variables: número total de MP, número de MP por gramo (MP g^{-1}), número de microfragmentos por gramo (microfragmentos g^{-1}), número de microfibras por gramo (microfibras g^{-1}) y longitud (μm) de la partícula (microfragmentos o microfibras).

Además, estimamos la capacidad del proceso para recuperar MP de las muestras calculando la tasa de recuperación (TR%). Esta estimación es un método eficaz para determinar la eficacia del método de extracción (Way *et al.*, 2022). Se enriquecieron artificialmente cinco muestras de *C. concolor* con una cantidad conocida de microplásticos. Incorporamos 10 fragmentos plásticos, entre 0,1–5 mm, en cada uno de los replicados de cada uno de los siguientes tipos: nylon (NYL), cloruro de polivinilo (PVC), polietileno de alta densidad (HDPE), poliéster (PL), poliuretano (PU) y polipropileno (PP). Como el estudio no involucró la identificación de los tipos específicos de polímeros de los MP recuperados, se utilizó una amplia gama de polímeros con densidades variables. Estos fragmentos se incorporaron directamente a la solución obtenida durante el proceso.

Análisis de datos

Se realizó un análisis exploratorio de las variables en estudio para todas las muestras y para las muestras agrupadas por zona, calculando la

media y la desviación estándar. Se analizaron las correlaciones (Spearman, r_s) entre el nivel de ruralidad y las siguientes variables: número de MP por gramo (MP g^{-1}), número de microfragmentos por gramo (microfragmentos g^{-1}), número de microfibras por gramo (microfibras g^{-1}) y longitud (μm) de la partícula (fragmentos y fibras). Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software RStudio®.

RESULTADOS

Se extrajeron, analizaron, fotografiaron y midieron un total de 124 MP. De estos MP, el 100% correspondió al morfotipo microfibra. Los controles del experimento presentaron bajos recuentos de microfibras ($3 \pm 2,65$). Se registró al menos una fibra plástica en cada una de las muestras. El número promedio de microfibras por gramo (g^{-1}) fue de $306,38 \pm 316,99$, y la longitud promedio (μm) de las microfibras fue de $1612,38 \pm 612,38$ (Tab. 1). La tasa de recuperación promedio (TR%) para todos los tipos de MP fue superior al 60% (NYL = $91,67 \pm 13,29$; PVC = $81,67 \pm 11,69$; HDPE = $93,33 \pm 12,11$; PL = $70 \pm 14,14$; PU = $86,67 \pm 10,33$; PP = $91,66 \pm 9,83$). Se observó una correlación significativa entre los niveles de ruralidad y la variable (i) microfibras g^{-1} ($r_s = -0,804$; $p = 0,009$; Fig. 2). No se observó una correlación significativa en términos de la variable longitud (μm) ($r_s = 0,211$; $p = 0,586$).

DISCUSIÓN

Este estudio representa el primer registro de niveles de acumulación de MP en los talos de poblaciones naturales de *Candelaria concolor* (Fig. 3). La mayor acumulación de MP, en forma de microfibras, se encontró en sitios con bajos niveles de ruralidad, es decir, en áreas urbanas (Fig. 2). La acumulación total de MP registrada en los talos de *C. concolor* fue mucho mayor que la de otras especies en sitios con uso del suelo similar. Por ejemplo, en el centro de la ciudad de Milán (Italia), Jafarova *et al.* (2022) registraron un promedio de 44 MP g^{-1} en los talos de *Evernia prunastri* (compuestos por un 97% de microfibras), mientras que en este estudio registramos un promedio de aproximadamente 650 MP g^{-1} (100% microfibras; Tab. 1). Loppi *et al.* (2021), encontraron un rango comparativamente menor de MP g^{-1} (0–95 MP g^{-1} , 35–43% de microfibras) en un área no urbana, pero antropizada, como las cercanías de un vertedero abierto. Este resultado sugiere que la capacidad de acumulación de MP

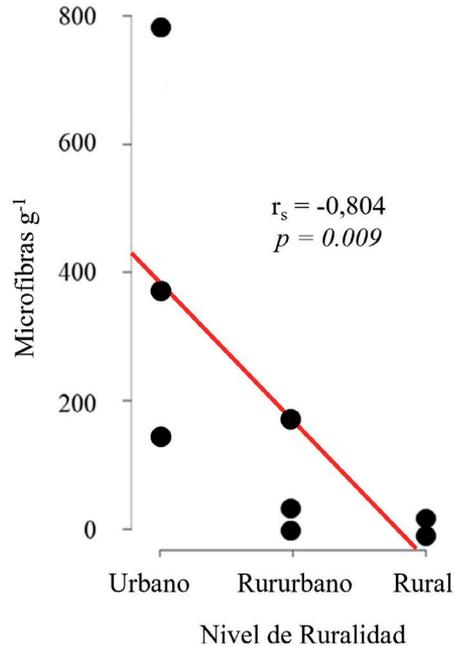


Fig. 2. Gráficos de correlación de Spearman entre el nivel de ruralidad y las microfibras por gramo (g^{-1}). También se presentan el coeficiente de correlación de Spearman (r_s) y su valor p . La línea roja representa la línea de tendencia ajustada obtenida mediante un modelo de regresión lineal simple.

por unidad de peso seco de *C. concolor* es la más alta entre los líquenes registrados hasta la fecha. Sin embargo, es necesario contar con datos sobre la deposición ambiental de MP (*e.g.*, con muestreadores pasivos) para que complementen esta afirmación, ya que diferentes niveles de deposición ambiental podrían explicar estos resultados. Esta deposición atmosférica de MPs puede ser variable entre ciudades e incluso entre áreas urbanas y rurales. Por ejemplo, en el centro de Londres es posible encontrar tasas de deposición que oscilan entre 575 y 1008 microplásticos/ m^2/d (Wright *et al.*, 2019); en la megaciudad de Guangzhou, China, los flujos de deposición atmosférica oscilan entre 51 y 178 microplásticos/ m^2/d (Huang *et al.*, 2021) y en la región rural de Quzhou (norte de China), 892–75,421 microplásticos/ $m^2/día$ (Li *et al.*, 2023). A pesar del creciente interés científico sobre la contaminación con microplásticos, todavía persisten muchas dudas sobre el origen, el destino, el transporte y el efecto de los microplásticos atmosféricos (Zhang *et al.*, 2020). Por otro lado, la forma de crecimiento del líquen puede explicar parcialmente estas diferencias. Los talos de esta especie son significativamente más pequeños que los de otras especies

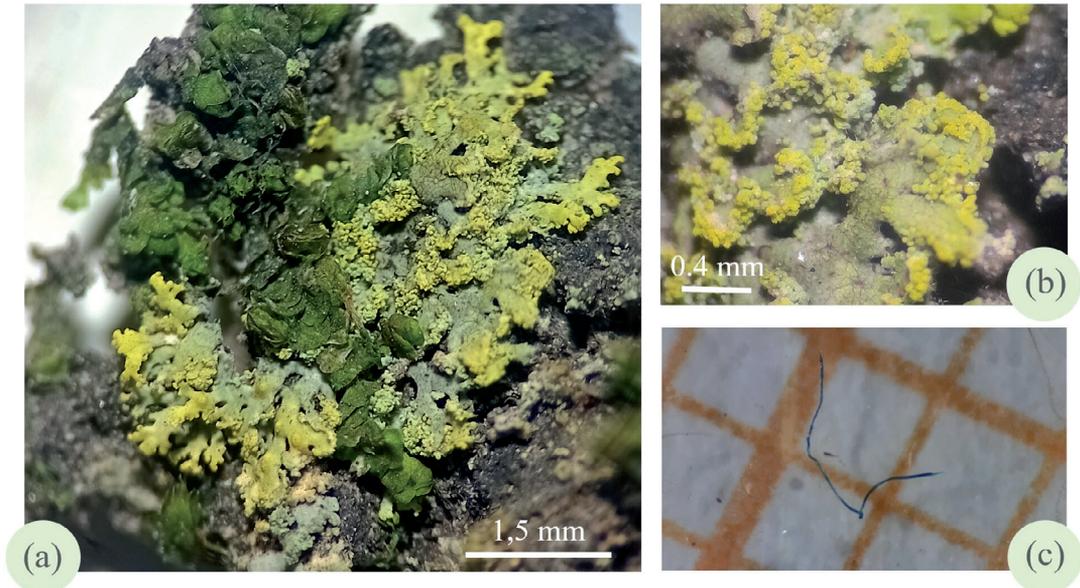


Fig. 3. (A) Talos de *C. concolor* sobre uno de los árboles muestreados; (B); se acercamiento al talo con sus respectivos detalles; (C) Tamaño relativo de una fibra extraída de los talos procesados, acompañada de una grilla de 1 mm x 1 mm de referencia.

en las que se ha medido la acumulación de microplástico. Según Nash *et al.* (2002), *Flavoparmelia caperata* tiene un diámetro que va de 5 a 20 cm, *E. prunastri* tiene una longitud entre 7 y 10 cm, y *Usnea amblyoclada* tiene una longitud entre 2 y 10 cm. Según el mismo autor, el ancho (pseudodiámetro) de los talos de *C. concolor* no supera 1 cm. En este estudio, ningún talo medido alcanzó un tamaño de 1 cm. A pesar de esto, los talos de *C. concolor* crecen de manera coalescente, formando colonias extensas sobre la corteza de los árboles. Es probable que el desarrollo de estas colonias aumente la capacidad de intercepción de MP en los sitios de crecimiento. Gomez *et al.* (2023) sugirieron que el aumento de la complejidad del talo, medido como dimensión fractal, se traduce en un aumento de la deposición de MP. Aunque es probable que la dimensión fractal de las colonias extensas sea muy alta, esta hipótesis deberá ser probada en estudios futuros.

Si bien Loppi *et al.* (2021) y Jafarova *et al.* (2022) registraron bajos porcentajes (~5–6%) de microfragmentos en líquenes, todos los sitios analizados en estos estudios presentaron algún porcentaje medible de microfragmentos en las muestras. Cabe destacar la ausencia de microfragmentos en las muestras procesadas en nuestro estudio. Varios autores han informado proporciones más bajas de microfragmentos que de microfibras en la deposición de microplásticos

en entornos urbanos (*e.g.*, Huang *et al.*, 2021; Purwiyanto *et al.*, 2022). Jafarova *et al.* (2022) sugirieron que la forma y el tamaño de los microfragmentos les confieren menor movilidad y capacidad de dispersión, lo que hace que estas partículas recorran distancias más cortas y se alejen menos de sus fuentes de producción. La baja disponibilidad de microfragmentos en comparación con las microfibras en la deposición ambiental podría explicar en parte la ausencia de microfragmentos en las muestras analizadas, ya que la probabilidad de encontrar microfragmentos es menor y se sumaría a un tamaño de muestra relativamente pequeño. Aquí demostramos una correlación entre el nivel de ruralidad y la acumulación de microfibras por gramo (Fig. 2). A pesar de que *C. concolor* tiene una amplia distribución en la ciudad de Luján y sus alrededores, ocupando entornos urbanos, rururbanos y rurales, el aumento de la ruralidad afecta negativamente su probabilidad de aparición (García *et al.*, 2023). A priori, la ruralidad parece ser un factor limitante para la distribución de las poblaciones locales de *C. concolor*. Como indican García *et al.* (2023), su presencia podría verse afectada en matrices agrícolas porque el pH de los sustratos aumenta, haciendo que los sustratos sean menos adecuados para el desarrollo de los talos. Sin embargo, incluso en entornos locales donde la ruralidad dificulta el desarrollo de las poblaciones,

Tabla 1. Resumen exploratorio de las variables agrupadas por tipo de área. Se muestra el valor promedio \pm desviación estándar y el tamaño de la muestra (n) para cada área.

Niveles de Ruralidad	Peso seco (g)	Microfibras	Microfibras g ⁻¹	Largo (μ m)
Rural n = 3	0,04 \pm 0,01	4,67 \pm 1,15	130,93 \pm 9,69	1563,33 \pm 749,02
Rururbano n = 3	0,08 \pm 0,07	9,33 \pm 6,66	137,90 \pm 129,99	1838,89 \pm 790,14
Urbano n = 3	0,03 \pm 0,01	17,33 \pm 9,29	650,30 \pm 344,62	1434,90 \pm 432,27
Total	0,05 \pm 0,04	10,44 \pm 7,99	306,38 \pm 316,99	1612,38 \pm 612,38

los talos de *C. concolor* son capaces de acumular aproximadamente 130 microfibras por unidad de peso seco, aproximadamente tres veces más que lo registrado por Jafarova *et al.* (2022) en entornos similares (~ 44 MP g⁻¹) en la especie *E. prunastri*. Como hemos mencionado anteriormente, esto podría convertir a *C. concolor* en uno de los mejores modelos de bioindicadores de contaminación por microplásticos en relación con las áreas rurales locales. Sin embargo, aquí proponemos dos posibles explicaciones que deberán ser exploradas en futuros estudios científicos. En primer lugar, la capacidad de los talos y las colonias de *C. concolor* para interceptar y acumular MP es mayor que la de otras especies y, en segundo lugar, las condiciones de contaminación/deposición de MP en la ciudad de Luján son efectivamente muy altas, lo que pudo haber influido en los resultados. Independientemente de la respuesta correcta, serán necesarios estudios adicionales para abordar adecuadamente esta preocupación.

Finalmente, existen algunas cuestiones metodológicas. Aquí proponemos un método alternativo para la extracción de MP de los talos de líquenes, que es una modificación directa del utilizado por Loppi *et al.* (2021). Incorporamos la tinción negativa de material orgánico con ferroína, un agente colorante menos costoso utilizado por Loppi *et al.* (2021) y el rojo Nilo (tinción positiva). Aquí logramos altas tasas de recuperación que avalan el uso de este método modificado. El análisis de la contaminación por MP es relevante y ecológicamente urgente a nivel mundial, pero en los países en desarrollo donde los fondos para la ciencia y los recursos económicos no son abundantes, las metodologías alternativas que logran resultados de alta calidad con costos más bajos son extremadamente útiles.

CONCLUSIONES

Este estudio presenta la primera documentación de los niveles de acumulación de microplásticos en los talos de poblaciones naturales de *Candelaria concolor*. Nuestros hallazgos revelaron una correlación entre el grado de ruralidad y la acumulación de microfibras por gramo. A pesar de la amplia distribución de *C. concolor* en entornos urbanos, rururbanos y rurales en la localidad de Luján, el aumento de la ruralidad impacta negativamente su probabilidad de ocurrencia. Curiosamente, incluso en entornos donde las características rurales dificultan el desarrollo de la población, los talos de *C. concolor* exhiben una notable capacidad para acumular microfibras, lo que destaca su potencial como bioindicador robusto de la contaminación por microplásticos. Sin embargo, se requiere de investigaciones adicionales para explorar posibles explicaciones de los patrones observados. Además, proponemos un método alternativo y de bajo costo para la extracción de microplásticos de talos de líquenes, lo que mejora la factibilidad de realizar estudios similares, particularmente en entornos con recursos limitados. En general, nuestro estudio aporta novedosos conocimientos sobre el ámbito poco estudiado de la contaminación por microplásticos en entornos rurales y subraya la importancia de ampliar los esfuerzos de investigaciones en esta área.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Universidad Nacional de Luján (UNLu) por brindar la infraestructura necesaria para la realización de este trabajo científico. Los autores desean agradecer los comentarios

de los revisores anónimos, quienes mejoraron en gran medida la versión final del manuscrito.

REFERENCIAS

- Acharius, E. 1810. *Lichenographia Universalis*. Apud Iust. Frid. Danckwerts, 422 pp.
- Allen, S., D. Allen, V.R. Phoenix, G. LeRoux, P.D. Jimenez & A. Simonneau. 2019. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature geoscience* 2019(12): 339–344.
- Almeida, C.C.S, T.N.A. Barreto, E.B. de Souza Lira, EMG, Lorena, IGS Santos & A.P.X.G. Bezerra. 2017. Bioindicators of Air Quality Species | Bioindicadores de espécies de qualidade do ar. *Revista Geama* 3(2): 94–102.
- Barreno, E. & A. Manzanera A. 2023. Los líquenes, grandes conquistadores de medios extremos que sucumben a los cambios ambientales. En: E. Barba (ed.), *La Biodiversidad Valenciana ante el reto del Cambio Global*, pp. 243–291, Publicacions de la Universitat de València, Valencia, España.
- Código de Ordenamiento Urbano. 2019. En línea: <http://luj-bue-datos.paisdigital.innovacion.gob.ar>
- Conti, M.E. & G. Cecchetti. 2001. Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment—a review. *Environmental Pollution* 114(3): 471–492.
- Daillant, O., G. Kirchner, G. Pigrée & J. Porstendörfer. 2004. Lichens as indicators of tritium and radiocarbon contamination. *Science of the Total Environment* 323(1–3): 253–262
- Dris, R., J. Gasperi, M. Saad, C. Mirande & B. Tassin. 2016. Synthetic fibres in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment?. *Marine Pollution Bulletin* 104(1–2): 290–293.
- Estrabou, C., E. Filippini, J.P. Soria, G. Schelotto & J.M. Rodríguez. 2011. Air quality monitoring system using lichens as bioindicators in Central Argentina. *Environ Monit Assess* 182: 375–383.
- Expósito, J.R., E. Barreno & M. Catalá M. 2020. Biological strategies of lichen symbionts to the toxicity of lead (Pb). En: D.K. Gupta, C. Walther & S. Chatterjee (eds.), *Radionuclides and Heavy Metals in the Environment*, pp. 149–170, Springer-Verlag.
- Expósito, J.R., E. Barreno & M. Catalá. 2022. Role of NO in lichens. En: V.P. Singh, S. Singh, D.K. Tripathi, M.C. Romero-Puertas & L.M. Sandalio (eds.), *Nitric Oxide in Plant Biology*, pp. 407–429. Elsevier, United Kingdom.
- Filippini, E., J.M. Rodríguez & C. Estrabou. 2014. Lichen community from an endangered forest under different management practices in central Argentina. *Lazaroa*, 35(0): 55–63
- García, R., M. Gollo, E. Villagra & J. Gomez. 2023. Especies de hongos liquenizados asociadas a diferentes usos de suelo en el partido de Luján (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie* 25(2): 165–175.
- Godoy-Balcarcel, B., M. Ponciano-Nuñez, A. Alpuche-Palma, F. Vera-Quiñones & J. Mendiola-Campuzano. 2021. Identificación de microplástico en el contenido gastrointestinal de peces comerciales. *Revista Iberoamericana de Ciencias* 8(3): 1–11.
- Gollo, M.S., J.M. Rodríguez, A.F. Pighín, E. Villagra, J. Ferro & J.J. Gomez. 2023. Micro y mesoplásticos en la infusión “té de la piedra”. *Galatia* 9(1): 35–44.
- Gomez, J., A. Pighin, M. Gollo, A. Nistal & E. Villagra. 2023. Primera aproximación experimental referente a la acumulación y deposición de microplásticos en líquenes. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 39 (2023): 557–567.
- Gómez, S., M. Vergara, B. Rivadeneira, J. Rodríguez & A. Carpio. 2024. Use of lichens as bioindicators of contamination by agrochemicals and metals. *Environmental Science and Pollution Research* 31(35): 1–22.
- Hale, M.E. 1986. New species in the lichen family Parmeliaceae (Ascomycotina). *Mycotaxon* 25(2): 604.
- Herrera, A., P. Garrido-Amador, I. Martínez, M.D. Sampedro, J. López-Martínez, M. Gómez & T.T. Packard. 2018. Novel methodology to isolate microplastics from vegetalrich samples. *Marine Pollution Bulletin* 129(1): 61–69.
- Huang, Y., T. He, M. Yan, L. Yang, H. Gong & W. Wang. 2021. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a subtropical urban environment. *Journal of Hazardous Materials* 416: 126168.
- Jafarova, M., T. Contardo, J. Aherne & S. Loppi. 2022. Lichen biomonitoring of airborne microplastics in Milan (N Italy). *Biology* 11(12): 18–15.
- Klein, M., B. Bechtel, T. Brecht & E.K. Fischer. 2023. Spatial distribution of atmospheric microplastics in bulk-deposition of urban and rural environments—A one-year follow-up study in northern Germany. *Science of The Total Environment* 901(2023): 165923.
- Li, J., J. Zhang, S. Ren, D. Huang, F. Liu & Z. Li. 2023. Atmospheric deposition of microplastics in a rural region of North China Plain. *Science of The Total Environment* 2023(877): 162–947.
- LijteRoff, R., L. Lima & B. PRieRi. 2009. Uso de líquenes como bioindicadores de contaminación atmosférica en la ciudad de San Luis, Argentina. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 25(2): 111–120.
- Loppi, S., B. Roblin, L. Paoli & J. Aherne. 2021. Accumulation of airborne microplastics in lichens from a landfill dumping site (Italy). *Scientific Reports* 11(1): 1–5.
- Lusher, A.L., I.L.N. Bråte, K. Munno, R. R. Hurley & N. Welden. 2020. Is it or isn't it: the importance of visual classification in microplastic characterization. *Applied spectroscopy* 74(9): 1139–1153.
- Nash, T.H., B.D. Ryan, C. Gries & F. Bungartz. 2002. *Lichen Flora of the Greater Sonoran Desert Region*. Lichen Unlimited, Arizona, 742 pp.
- Peng, J., J. Wang & L. Cai. 2017. Current understanding of microplastics in the environment: occurrence, fate, risks, and what we should do. *Integrated Environmental Assessment and Management*

- 13(3): 476–482.
- Purwiyanto, A.I.S., T. Prariono, E. Riani, Y. Naulita, M.R. Cordova & A.F. Koropitan. 2022. The deposition of atmospheric microplastics in Jakarta-Indonesia: The coastal urban area. *Marine Pollution Bulletin* 174(volumen): 113–195.
- Roblin, B. & J. Aherne. 2020. Moss as a biomonitor for the atmospheric deposition of anthropogenic microfibrils. *Science of The Total Environment* 2020(715): 136–973.
- Sarria-Villa, R.A. & J.A. Gallo-Corredor. 2016. La gran problemática ambiental de los residuos plásticos: Microplásticos. *Journal de Ciencia e Ingeniería*, 1(8): pp. 21–27.
- Savino, F., M. Pugliese, M. Quarto, P. Adamo, F. Loffredo, F. De Cicco & V. Roca. 2017. Thirty years after Chernobyl: Long-term determination of ¹³⁷Cs effective half-life in the lichen *Stereocaulon vesuvianum*. *Journal of Environmental Radioactivity* 2017 (172): 201–206.
- Sett, R. & M. Kundu. 2016. Epiphytic lichens: their usefulness as bioindicators of air pollution. *Danish Journal of Research in Environmental Studies* 3(3): 17–24.
- Tatsii, D., S. Bucci, T. Bhowmick, J. Guettler, L. Bakels, G. Bagheri & A. Stohl. Shape Matters: Long-Range Transport of Microplastic Fibers in the Atmosphere. 2023. *Environmental Science & Technology* 2024(58): 671–682
- Thompson, R.C., Y. Olsen, R.P. Mitchell, A. Davis, S.J. Rowland, A.W.G. John, D. McGonigle & A.E. Russell. 2004. Lost at sea: where is all the plastic? *Science* 304(5672): 838–838.
- Way, C., M.D. Hudson, I.D. Williams & G.J. Langley. 2022. Evidence of underestimation in microplastic research: A meta-analysis of recovery rate studies. *Science of The Total Environment* 805(2022): 150–227.
- Windsor, F.M., R.M. Tilley, C.R. Tyler & S.J. Ormerod. 2018. Microplastic ingestion by riverine macroinvertebrates. *Science of The Total Environment* 646: 68–74.
- Wright, S.L., J. Ulke, A. Font, K.L.A. Chan & F.J. Kelly. 2019. Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport. *Environment International* 136(2020): 105–411.
- Xiao S., Y. Cui, J. Brahney, N.M. Mahowald & Q. Li. 2023. Long-distance atmospheric transport of microplastic fibres influenced by their shapes. *Nature Geoscience* 16(2023): 863–870.
- Zahlbruckner, A. 1930. *Catalogus Lichenum Universalis*. Gebrüder Borntraeger, 534 pp.
- Zhang, Y., S. Kang, S. Allen, D. Allen, T. Gao & M. Silanpää. 2020. Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. *Earth-Science Reviews* 203(2020): 103118.

Doi: 10.22179/REVMACN.26.848

Recibido: 22-III-2024
Aceptado: 10-VII-2024