



## NIVELES DE Hg EN LA HOJARASCA DE BOSQUES DE *NOTHOFAGUS PUMILIO* (LENGA) EN TIERRA DEL FUEGO, ARGENTINA

### Hg LEVELS IN THE LITTERFALL OF *NOTHOFAGUS PUMILIO* (LENGA) FORESTS FROM TIERRA DEL FUEGO, ARGENTINA

Méndez-López, Melissa<sup>1</sup>; Diodato, Soledad<sup>2,3</sup>; Gómez-Armesto, Antía<sup>1</sup>; Moretto, Alicia<sup>3,2</sup>; Escobar, Julio<sup>2</sup>; Arias-Estévez, Manuel<sup>1</sup>; Nóvoa-Muñoz, Juan Carlos<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Área de Edafología e Química Agrícola. Departamento de Biología Vegetal e Ciencias del Suelo. Facultad de Ciencias. Universidad de Vigo. 32004 Ourense. España, <sup>2</sup>Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC-CONICET), Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina, <sup>3</sup>Instituto de Ciencias Polares, Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Nacional de Tierra del Fuego, Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina.

[memendez@uvigo.es](mailto:memendez@uvigo.es)

#### Resumen

Se estudió la contribución de la hojarasca en la transferencia de Hg al suelo de tres bosques vírgenes de lenga en Tierra del Fuego (Argentina): Río Olivia (RO), Parque Nacional 1 y 3 (PN1, PN3). El flujo promedio de hojarasca en las zonas de estudio fue de  $266 \text{ g m}^{-2}$ , siendo mayor en RO y menor en PN3. Las hojas fueron el principal componente de la hojarasca (84%) y, junto con las misceláneas, constituyeron las fracciones con mayor concentración de Hg ( $20\text{-}31 \text{ ng g}^{-1}$ ). Debido a su escaso flujo de biomasa (8%), las misceláneas sólo contribuyeron al 7% de la deposición de Hg al suelo, frente al 88% de las hojas. El mayor flujo de deposición de Hg a través de la hojarasca ( $8 \pm 1 \text{ } \mu\text{g m}^{-2}$ ) se registró en el bosque RO. Los valores hallados son relativamente menores a los encontrados en bosques de otras partes del mundo.

**Palabras clave:** deposición, flujo de mercurio, flujo de biomasa.

#### Introducción

El mercurio (Hg) es un metal pesado que se encuentra de forma ubicua en la naturaleza, distribuyéndose entre la atmósfera, la hidrosfera y la litosfera. Sin embargo, existen numerosas actividades antrópicas que emiten Hg a la atmósfera, en la cual permanece un determinado periodo de tiempo hasta que se deposita en los ecosistemas terrestres.

El suelo es uno de los componentes de la biosfera que recibe mayores cantidades de Hg atmosférico mediante deposición seca y/o húmeda [1]. Este Hg también puede depositarse y acumularse en la parte aérea de la vegetación forestal la cual, una vez finalizado su periodo activo, se debilita y cae al suelo aportándole el Hg que previamente había captado y acumulado. Este proceso de caída de material vegetal senescente (hojarasca) también es conocido como *litterfall*.

En bosques caducifolios, las hojas son el componente de la vegetación que más contribuye a la captación del Hg atmosférico, además de que representan entre el 70-75% de toda la hojarasca, especialmente en la estación otoñal [2]. Este Hg puede adsorberse a la parte superficial de las hojas, o bien puede incorporarse a su interior a través de las células estomáticas. Una vez en el suelo, la descomposición de las hojas va aportando nutrientes y el Hg que tenían retenido, a las capas más superficiales del suelo (horizontes O y A), donde tiende a quedar retenido gracias a su fuerte afinidad biogeoquímica por la materia orgánica del suelo.

Así, los suelos forestales desempeñan un papel fundamental en la dinámica del Hg en los ecosistemas terrestres. No obstante, el calentamiento global [3], el cambio en las emisiones de Hg y la modificación de los usos del suelo [4] son procesos que pueden alterar significativamente la estabilidad del Hg retenido en los suelos forestales, con la posibilidad de que parte del Hg retenido se movilice hacia las aguas freáticas o superficiales, provocando un potencial riesgo de toxicidad para los organismos vivos.

El objetivo del trabajo es cuantificar la deposición de Hg al suelo a través de la vegetación senescente en tres bosques vírgenes de *Nothofagus pumilio* (lenga) localizados en Tierra del Fuego (Argentina).

## Materiales y Métodos

Para el estudio se seleccionaron tres bosques vírgenes de lenga localizados a las afueras de la ciudad de Ushuaia (aproximadamente a 10-20 km del núcleo urbano), dos situados dentro del Parque Nacional Tierra del Fuego (PN1 y PN3) y uno en las inmediaciones de la zona alta del Río Olivia (RO). Los sitios del PN se encuentran a la altura del nivel del mar y son poco frecuentados por el turismo, mientras que el bosque de RO se encuentra sobre una ladera en dirección sur-este sin tránsito apreciable.

Para recolectar la hojarasca se instalaron en cada bosque 5 muestreadores con una superficie de 0.33 m<sup>2</sup> cada uno, tratando de cubrir toda la zona de estudio. Se tomaron muestras desde noviembre de 2013 hasta mayo de 2014, período que se corresponde con la mayor caída anual de biomasa en la lenga.

En el laboratorio, la vegetación se secó en una estufa a 45°C y cada muestra se separó en las siguientes fracciones: hojas de lenga, pequeñas ramas, misceláneas (*Usnea*, *Misodendrum* y restos florales) y semillas (Figura 1). Así, se obtuvo un total de 60 muestras que fueron pesadas, trituradas y molidas.



Figura 1. Componentes de la hojarasca (de izquierda a derecha): hojas de lenga, ramas, misceláneas y semillas.

La concentración total de Hg se determinó mediante un autoanalizador de Hg (DMA-80). Todas las muestras se analizaron por duplicado, introduciendo cada 10 muestras un patrón certificado para comprobar la precisión del análisis (NIST 1547, NIST 1570a, NCS ZC 73018 y BCR 062). El flujo de deposición de Hg se calculó teniendo en cuenta la concentración de este metal y el flujo de deposición de cada fracción analizada de la hojarasca.

Se realizaron test ANOVA para verificar la existencia de diferencias significativas en la concentración de Hg y en los flujos de deposición de biomasa y de Hg en función de las fracciones de hojarasca y de las zonas de estudio.

## Resultados

### Flujo de biomasa

El promedio del flujo de *litterfall* (hojarasca,  $\Sigma$ hojas, ramas, misceláneas, semillas) entre los tres bosques de estudio fue de 266 g m<sup>-2</sup>, siendo mayor en RO y menor en PN3 (Tabla 1). Las hojas fueron la fracción que más contribuyó al flujo de *litterfall* seguido de ramas, misceláneas y semillas, excepto en PN1 donde predominó la caída de misceláneas sobre ramas. En promedio, las hojas representaron el 84% del total de la hojarasca, las ramas el 9%, las misceláneas el 6% y las semillas el 1%, valores similares a los que se obtuvieron en un bosque del SE de Brasil<sup>[5]</sup>.

El flujo de biomasa total (la suma de las 4 fracciones analizadas) no presentó diferencias significativas entre los tres bosques ( $p > 0.05$ ). No obstante, la localización del bosque sí introdujo diferencias significativas ( $p = 0.000$ ) en el flujo de biomasa de ramas y semillas.



Tabla 1. Valor medio y desviación estándar del flujo de biomasa, concentración de Hg y flujo de Hg para cada fracción en las tres zonas de estudio. ND: no determinado.

|  | Parque Nacional 1 | Parque Nacional 3 | Río Olivia      |
|--|-------------------|-------------------|-----------------|
| <b>Flujo de biomasa (<math>\text{g m}^{-2}</math>)</b>     |                   |                   |                 |
| Hojarasca  | 276 $\pm$ 27      | 235 $\pm$ 40      | 287 $\pm$ 18    |
| Hojas  | 245 $\pm$ 22      | 201 $\pm$ 34      | 222 $\pm$ 24    |
| Ramas  | 14 $\pm$ 7        | 22 $\pm$ 6        | 36 $\pm$ 15     |
| Misceláneas  | 16 $\pm$ 7        | 12 $\pm$ 4        | 20 $\pm$ 3      |
| Semillas   | 1.5 $\pm$ 0.4     | 0.5 $\pm$ 0.3     | 10.3 $\pm$ 1.7  |
| <b>Concentración de Hg (<math>\text{ng g}^{-1}</math>)</b> |                   |                   |                 |
| Hojas  | 20 $\pm$ 5        | 23 $\pm$ 1        | 29 $\pm$ 4      |
| Ramas  | 10 $\pm$ 2        | 9 $\pm$ 2         | 14 $\pm$ 4      |
| Misceláneas  | 31 $\pm$ 2        | 23 $\pm$ 4        | 29 $\pm$ 2      |
| Semillas   | 6 $\pm$ 1         | ND                | 5 $\pm$ 1       |
| <b>Flujo de Hg (<math>\mu\text{g m}^{-2}</math>)</b>       |                   |                   |                 |
| Hojarasca  | 5.5 $\pm$ 0.5     | 5.1 $\pm$ 0.7     | 7.5 $\pm$ 1.0   |
| Hojas  | 4.8 $\pm$ 0.6     | 4.6 $\pm$ 0.6     | 6.4 $\pm$ 1.2   |
| Ramas  | 0.14 $\pm$ 0.06   | 0.20 $\pm$ 0.07   | 0.50 $\pm$ 0.31 |
| Misceláneas  | 0.51 $\pm$ 0.28   | 0.28 $\pm$ 0.11   | 0.57 $\pm$ 0.07 |
| Semillas   | 0.01 $\pm$ 0.00   | ND                | 0.05 $\pm$ 0.02 |

### Flujo de Hg al suelo forestal

Las fracciones que acumularon más Hg en las tres zonas de estudio fueron las misceláneas (promedio  $28 \pm 4 \text{ ng g}^{-1}$ ) y las hojas (promedio  $24 \pm 5 \text{ ng g}^{-1}$ ). En un estudio realizado en Tierra del Fuego [6] se ha visto que el líquen *Usnea barbata* (destacado por ser uno de los principales componentes de las misceláneas) es un gran acumulador de metales pesados, lo cual podría justificar que las misceláneas presentasen concentraciones de Hg más elevadas que las hojas. Los niveles de  $\text{Hg}_T$  en las hojas son semejantes a los observados por Obrist et al., que eran del orden de  $26 \text{ ng g}^{-1}$  [7], si bien son más bajos que los obtenidos en hojas de zonas boscosas de Vermont (EEUU) donde se alcanzaron valores de  $50 \pm 19 \text{ ng g}^{-1}$  [8]. Por el contrario, las ramas y semillas mostraron una menor capacidad para retener Hg (promedios de  $11 \pm 3$  y  $6 \pm 1 \text{ ng g}^{-1}$ , respectivamente).

El promedio del contenido de Hg en cada una de las fracciones analizadas fue significativamente diferente en función de la localización del bosque. Así, el  $\text{Hg}_T$  más alto en hojas y ramas se observó en la zona de RO, mientras que las misceláneas y las semillas tuvieron  $\text{Hg}_T$  mayores en PN1. Del mismo modo, las fracciones analizadas presentaron niveles de  $\text{Hg}_T$  significativamente diferentes entre ellas, siguiendo la secuencia: misceláneas>hojas>ramas>semillas.

La fracción que más contribuyó al flujo de Hg al suelo fueron las hojas, con un promedio para las tres zonas de estudio de  $5 \pm 1 \mu\text{g m}^{-2}$ , similar al flujo medio obtenido por Obrist et al. de  $4.4 \mu\text{g m}^{-2}$  [7]. Por su parte, también como promedio de las tres zonas, el flujo de deposición de Hg a través de las misceláneas ( $0.5 \pm 0.2 \mu\text{g m}^{-2}$ ) y de las ramas ( $0.3 \pm 0.2 \mu\text{g m}^{-2}$ ) fue considerablemente menor que el de las hojas, mientras que la contribución de las semillas fue prácticamente nula. El mayor promedio del flujo de deposición de Hg a través de la hojarasca ( $7.5 \pm 1.0 \mu\text{g m}^{-2}$ ) se registró en el bosque del río Olivia. En los bosques del Parque Nacional, el promedio del flujo de Hg al suelo a través de la hojarasca fue algo menor, aunque similar entre ellos, de  $5.5 \pm 0.5 \mu\text{g m}^{-2}$  en PN1 y de  $5.1 \pm 0.7 \mu\text{g m}^{-2}$  en PN3. Estos valores de flujo de deposición de Hg difieren bastante de los obtenidos en estudios realizados en bosques de EEUU que fueron del orden de  $18 \pm 5 \mu\text{g m}^{-2}$  [8]. Los flujos de deposición de Hg entre las distintas fracciones fueron significativamente diferentes ( $p=0.000$ ), siguiendo la secuencia hojas>misceláneas>ramas>semillas. No obstante, los flujos de deposición de Hg a través de la hojarasca no mostraron diferencias significativas en función de la zona de estudio.

### Conclusiones

La fracción mayoritaria de la hojarasca fueron las hojas (84%) frente a las misceláneas que sólo supusieron el 6%, si bien ambas fracciones presentaron concentraciones de Hg semejantes. Ambos factores, flujo de biomasa y concentración de Hg, supusieron que las hojas



fuesen la fracción que contribuyó en mayor medida a la transferencia de Hg atmosférico al suelo (85-91%) en los bosques evaluados. Por su parte, ramas y semillas apenas contribuyeron al flujo de deposición de Hg al suelo. Los niveles obtenidos de flujo de deposición de Hg al suelo a través de la hojarasca fueron inferiores a los observados en otras zonas del planeta. Esto sugiere que la zona de estudio no parece estar expuesta a una fuerte deposición de Hg desde fuentes antrópicas cercanas, como podría ser la actividad urbana de la ciudad de Ushuaia. No obstante, para fortalecer esta perspectiva sería recomendable ampliar este estudio a más zonas boscosas del entorno urbano y extender a largo plazo la monitorización de la deposición de Hg a través de la hojarasca

### Bibliografía

- [1] **Blackwell, B.D., Driscoll, C.T., Maxwell, J.A., Holsen, T.M.**, 2014. Changing climate alters inputs and pathways of mercury deposition to forested ecosystems. *Biogeochemistry*. 119(1-3): 215-228.
- [2] **Risch, M.R., DeWild, J.F., Krabbenhoft, D.P., Kolka, R.K., Zhang, L.**, 2012. Litterfall mercury dry deposition in the eastern USA. *Environmental Pollution*. 161: 284-290.
- [3] **Richardson, J.B. y Friedland, A.J.**, 2015. Mercury in coniferous and deciduous upland forests in northern New England, USA: implications of climate change. *Biogeosciences*. 12: 6737-6749.
- [4] **Lacerda, L.D., De Souza, M. y Ribeiro, M.G.**, 2004. The effects of land use change on mercury distribution in soils of Alta Floresta, Southern Amazon. *Environmental Pollution*. 129(2): 247-255.
- [5] **Teixeira, D.C., Montezuma, R.C., Oliveira, R.R. y Silva-Filho, E.V.**, 2012. Litterfall mercury deposition in Atlantic forest ecosystem from SE - Brazil. *Environmental Pollution*. 164: 11-15.
- [6] **Conti, M.E., Finoia, M.G., Bocca, B., Mele, G., Alimonti, A., Pino, A.** 2012. Atmospheric background trace elements deposition in Tierra del Fuego region (Patagonia, Argentina), using transplanted *Usnea barbata* lichens. 184: 527-538.
- [7] **Obrist, D., Pearson, C., Webster, J., Kane, T., Lin, C.J., Aiken, G.R., Alpers, C.N.** 2016. A synthesis of terrestrial mercury in the western United States: Spatial distribution defined by land cover and plant productivity. *Science of the Total Environment*. 568: 522-535.
- [8] **Juillerat, J.L., Ross, D.S. y Bank, M.S.** 2012. Mercury in litterfall and upper soil horizons in forested ecosystems in Vermont, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 31(8): 1720-1729.