

# Energeia

CUADERNO DE INVESTIGACIÓN Energeia, Vol. 17 Nro. 17, 2021



## Evaluación preliminar del potencial de especies nativas de *Salvinia biloba* para remover atrazina y carbendazim en muestras de agua

El presente trabajo ha sido seleccionado con el premio al **mejor trabajo** en formato póster (“**BEST POSTER AWARD**”) durante el **II International Congress on Water and Sustainability (ICWS 2021)** celebrado en Terrassa (Barcelona, España) durante los días 24 al 26 de Marzo de 2021.

**Dana B. Loureiro<sup>1</sup>, Luciana D. Lario<sup>1,2,3</sup>, M. Sol Herero<sup>1,2</sup>, Iván Carralero Bon<sup>2,3</sup>,  
Lucas M. Salvatierra<sup>1,2,3</sup>, Leonardo M. Pérez<sup>1,2,3\*</sup>**

<sup>1</sup> Facultad de Química e Ingeniería del Rosario, Pontificia Universidad Católica Argentina (UCA-campus Rosario). Av. Pellegrini 3314, 2000 Rosario (Santa Fe), ARGENTINA.

<sup>2</sup> Instituto de Investigaciones en Ingeniería Ambiental, Química y Biotecnología Aplicada (INGEBIO-UCA). Montevideo 3371 (2<sup>do</sup> piso), 2000 Rosario (Santa Fe), ARGENTINA.

<sup>3</sup> Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación. Godoy Cruz 2290 (Piso 9), C1425FQB CABA (Buenos Aires), ARGENTINA.

\* Prof. Dr. Leonardo Martín Pérez. Av. Pellegrini 3314 (2<sup>do</sup> piso, Edificio IV), S2002QEO Rosario (Santa Fe), Argentina; e-mail: [leonardoperez@uca.edu.ar](mailto:leonardoperez@uca.edu.ar)

### Resumen.

Se evaluó la capacidad de especímenes autóctonos de *Salvinia biloba* para eliminar atrazina y carbendazim en muestras de agua contaminadas artificialmente con el fin de seleccionar plantas nativas para su empleo en sistemas de remediación de aguas impactadas con pesticidas. Los experimentos se llevaron a cabo durante 20 días ( $23 \pm 2$  °C, 100 lm/W de intensidad lumínica, fotoperíodo de 12 h) en recipientes de vidrio conteniendo agua desionizada contaminada con 0; 5,0; 10,0 o 20,0 mg/L de atrazina o carbendazim. Se observó una disminución en el crecimiento de la biomasa de todas las macrófitas expuestas a los pesticidas. La exposición a atrazina mostró mayores efectos fitotóxicos en las plantas tratadas demostrando una alta sensibilidad de *S. biloba* a este herbicida. Notablemente, se observó una menor clorosis y necrosis en las plantas expuestas a carbendazim, incluso a la concentración más alta del fungicida ensayada (*i.e.*, 20 mg/L). En general, *S. biloba* presentó un bajo potencial de eliminación de ambos pesticidas, siendo éste además negativamente afectado al aumentar la concentración de atrazina y carbendazim en las muestras de agua. El espectro infrarrojo (FTIR-ATR) obtenido para la biomasa de *S. biloba* mostró la presencia de diferentes grupos funcionales (*e.g.*, carboxilo, fosfato, amida, hidroxilo, sulfato) en la superficie de la planta que podrían estar involucrados en la biosorción de los pesticidas a través de interacciones  $\pi$ - $\pi$ , enlaces de hidrógeno, intercambio iónico y atracciones electrostáticas. En conclusión, la capacidad de *S. biloba* para eliminar atrazina y carbendazim en ambientes acuáticos contaminados con estos pesticidas parece ser limitada.

**Palabras claves:** atrazina, carbendazim, *Salvinia biloba*, fitorremediación, biosorción.

### Abstract.

The potential of autochthonous free-floating *Salvinia biloba* specimens was assessed in order to select native plants for use in remediation of atrazine and carbendazim polluted waters. Experiments were carried out over 20 days ( $23 \pm 2$  °C, 100 lm/W light intensity, 12 h photo-period) in glass vessels containing deionized water contaminated with 0; 5.0; 10.0 and 20.0 mg L<sup>-1</sup> of atrazine or carbendazim. A decrease in biomass growth was observed in all macrophytes exposed to the pesticides. Atrazine showed higher toxic effects evidenced by the symptomatology developed by the plants, demonstrating the high sensitivity of *S. biloba* to this herbicide. Noticeably, lower chlorosis and necrosis were observed in *S. biloba* specimens treated with carbendazim, even at the higher concentration tested. In general, *S. biloba* presented a low potential for both atrazine and carbendazim removal. In addition, the percentage of pesticides removed from the solution decreased when the plants were exposed to higher concentrations of the pollutants. This fact probably resulted from the processes of pesticide adsorption by plant biomass. The FTIR-ATR spectrum obtained for *S. biloba* showed the presence of different functional groups (*e.g.*, carboxyl, phosphate, amide, hydroxyl, sulphate) on the plant surface that could be involved in pesticide biosorption through  $\pi$ - $\pi$  interactions, hydrogen bonding, acid-base behavior, ion-exchange properties, and electrostatic attractions. In conclusion, *S. biloba* was not much effective in removing atrazine and carbendazim from water samples. Therefore, the use of these native macrophytes to remediate aquatic environments contaminated with these pesticides seems to be limited.

**Keywords:** atrazine, carbendazim, *Salvinia biloba*, phytoremediation, biosorption.

## 1. Introducción

En las últimas décadas, el sector agrícola argentino ha crecido en forma exponencial siendo la producción de trigo, soja y maíz algunas de las actividades más destacadas, con un incremento en la demanda de granos cercana al 250% (Sturzenegger, 2015). Sin embargo, la agricultura moderna también ha multiplicado los impactos negativos sobre el medioambiente, siendo responsable de numerosos problemas de contaminación y daños a los ecosistemas. En este sentido, el uso masivo y excesivo de fertilizantes y plaguicidas ha derivado en la contaminación de numerosos cursos de aguas naturales, principalmente a causa del arrastre de estos compuestos por la escorrentía superficial. La diseminación de agroquímicos no sólo es capaz de provocar mortandad de peces y otros seres vivos, sino que además impacta severamente en la salud de la población (Köhler y Triebkorn, 2013). Se ha demostrado que muchos acuíferos ubicados en zonas agrícolas de nuestro país se encuentran seriamente contaminados con niveles de pesticidas altamente perjudiciales para la salud (Gianelli y col., 2010; Larsen y col., 2013; Bedmar y col., 2015). Datos oficiales revelan que alrededor del 80% de las intoxicaciones por plaguicidas están relacionadas con el uso indebido de herbicidas, insecticidas y fungicidas ([www.msal.gov.ar](http://www.msal.gov.ar)).

En particular, el herbicida atrazina ([2-cloro-4-(etilamino)-6-(isopropilamino)-s-triazina] (Fig. 1A) es el segundo herbicida más utilizado en el mundo después del glifosato. En nuestro país, se aplica principalmente en cultivos de maíz, soja y sorgo, con dosis que varían entre 1 y 2 kg/ha (Álvarez y col., 2015). La atrazina es un serio contaminante ambiental debido a su baja biodegradabilidad (Chan y Chu, 2005). Se han detectado niveles de atrazina de hasta 40 µg/L en agua de río, y en concentraciones aún más elevadas, de hasta 1 mg/L, en aguas adyacentes a campos tratados, así como en aguas subterráneas (Graymore y col., 2001).

Actualmente, el uso de atrazina es bastante controversial, principalmente debido a su elevada persistencia en aguas (Van Der Kraak y col., 2014). Si bien existen numerosos trabajos que abordan el estudio del vínculo entre la exposición a este pesticida y la inducción de alteraciones sobre el sistema nervioso central, el sistema endocrino, las funciones hepáticas y renales, y la progresión al cáncer; hasta ahora ninguno de estos reportes han sido del todo concluyentes (Boffetta y col., 2013; Goodman y col., 2014). Sin embargo, su empleo en la Unión Europea (UE) ha quedado excluido desde el 2005.

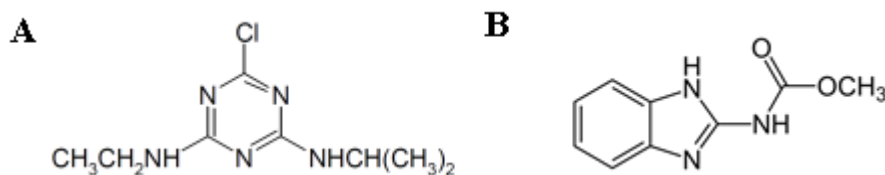


Fig. 1. Estructuras químicas de los pesticidas atrazina (A) y carbendazim (B).

Por su parte, el carbendazim (2-metoxicarbamoil-benzimidazol) es un fungicida de amplio espectro perteneciente al grupo de los benzimidazoles (Fig. 1B). En nuestro país, se utiliza principalmente para controlar infecciones fúngicas en cultivos de cereales, frutas y hortalizas (Yossen y Conles, 2014). Las concentraciones aconsejadas para su aplicación rondan entre 120 a 600 g/ha, dependiendo del tipo de cultivo. Sin embargo, su predominio en el ambiente es mucho más elevado ya que otros plaguicidas químicamente relacionados y de amplio uso, tales como benomilo y metiltiofanato, se degradan a carbendazim (Grujic y col., 2005). Se ha comprobado que la exposición crónica a este fungicida provoca daños a la salud, ya que actúa como disruptor endócrino ocasionando alteraciones reproductivas, tales como malformaciones en fetos, esterilidad, e incluso cáncer (Rama y col., 2014). En este sentido, la UE ha establecido límites máximos en la cantidad de residuos de carbendazim presente en alimentos (Commission Directive 98/82/EC); mientras que en los Estados Unidos su uso ya no está permitido. Sin embargo, el carbendazim es uno de los cuatro biocidas que mayor impacto ambiental causa en nuestro país, detrás del glifosato, clorpirifós y endosulfán (Falasca y col., 2012). Por lo tanto, la búsqueda de nuevas herramientas de contención del daño provocado por la presencia de pesticidas en el ambiente es un área de gran interés y de creciente demanda.

En este contexto, el potencial que ofrecen las técnicas de biorremediación para la remoción de sustancias tóxicas en aguas contaminadas cobra inmensa relevancia. En particular, las estrategias de fitorremediación donde se utilizan diferentes especies de plantas para remover, mineralizar o estabilizar contaminantes han sido ampliamente validadas (Delgadillo y col., 2011). En especial, resulta de particular interés el estudio de aquellos tipos de biomasa abundantes en la naturaleza, de fácil acceso y/o rápido crecimiento, tales como algas o plantas acuáticas que se encuentran en grandes cantidades en los ríos o mares de Argentina (Wessels Perelo, 2010). En este sentido, las plantas acuáticas han cobrado cada vez más relevancia para la eliminación y recuperación de aguas superficiales contaminadas con toxinas orgánicas, metales pesados y diferentes compuestos químicos, debido a su elevada eficiencia, bajo costo y gran biodisponibilidad (Erakhrumen y Agbontalor, 2007). Más aún, existen plantas naturalmente resistentes a herbicidas, lo cual indica que existen mecanismos de tolerancia que facilitan el empleo de estas especies en programas de fitorremediación (Guimarães y col., 2011).



En nuestra región, particularmente sobre los márgenes del Río Paraná, existe una extensa y abundante zona de humedales cuya variada vegetación posee un gran potencial para la captación de contaminantes. En particular, las plantas acuáticas del género *Salvinia* han demostrado ser altamente eficientes para la captación de metales pesados y metaloides (Prado y col., 2016; Tello Zevallos y col, 2018; Castillo Loría y col, 2019; Emiliani y col., 2020). Sin embargo, su capacidad para eliminar pesticidas no ha sido explorada en profundidad; menos aún, con las especies autóctonas que crecen en los ecosistemas locales. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue el de evaluar el potencial de macrófitas autóctonas de *Salvinia biloba* para eliminar atrazina y carbendazim en muestras de agua contaminadas artificialmente, con el fin de seleccionar aquellas especies nativas con potencial para ser utilizadas en sistemas de remediación de ambientes acuáticos impactados con pesticidas.

## 2. Materiales y Métodos

### 2.1. Obtención de plantas acuáticas

Los especímenes de *Salvinia* utilizados en el presente estudio fueron recolectados de una laguna natural ubicada en un parador turístico de la provincia de Entre Ríos (Argentina) localizado en las coordenadas geográficas 32°52'35" de Latitud Sur y 60°40'33" de Longitud Oeste. La clasificación del material vegetal como perteneciente a la especie *S. biloba* se realizó conforme a sus características taxonómicas mediante la evaluación de diferentes claves dicotómicas de acuerdo a Castillo-Loría y col. (2019). Los ejemplares se recogieron a orillas de la laguna y se colocaron en un recipiente de plástico junto con agua del lugar para mantener las características de su ambiente. Posteriormente, se trasladaron a la planta piloto de la Fac. de Química e Ingeniería (UCA-sede Rosario) conservándose a temperatura ambiente en peceras de vidrio conteniendo una mezcla de agua de red municipal y agua de la laguna (Fig. 2).



**Fig. 2.** A) Ejemplar de *S. biloba* colectado en los márgenes del Río Paraná (Entre Ríos, Argentina); B y C) Peceras de conservación y reproducción de macrófitas seleccionadas ubicadas en la planta piloto de la Fac. de Química e Ingeniería (UCA-Rosario).

### 2.2. Evaluación de la capacidad fitorremediadora de pesticidas

La capacidad de *S. biloba* para eliminar atrazina y carbendazim en muestras de agua contaminadas artificialmente se evaluó en sistemas en lotes como los mostrados en la Fig. 3. En cada unidad experimental conteniendo 400 mL de solución, se colocaron 20,0 g de material vegetal, previamente lavado durante 10 min. con abundante agua desmineralizada con el fin de eliminar todo tipo de residuo que pudieran interferir con el estudio. A partir de soluciones patrón (100 mg/L) de atrazina y carbendazim preparadas en Metanol (Merck, Alemania) se realizaron diluciones adecuadas para obtener concentraciones finales de 5,0, 10,0 y 20,0 mg/L por unidad experimental. Para cada concentración de pesticida analizada se trabajó por duplicado ( $n = 2$ ). Los experimentos se llevaron a cabo durante 20 días a  $23 \pm 2$  °C y con una intensidad lumínica de 100 lm/W (fotoperíodo luz:oscuridad de 12 h). Además, se incluyeron dos tipos de controles: *i*) un recipiente conteniendo muestra de agua contaminada con pesticidas pero sin la adición de biomasa y, *ii*) un recipiente conteniendo biomasa en contacto con agua no contaminada con pesticidas.



**Fig. 3.** Fotografías representativas de los sistemas en lote utilizados para la evaluación de la capacidad fitorremediadora de pesticidas por especímenes autóctonos de *S. biloba*.

### 2.3. Cuantificación de pesticidas

La cuantificación de la concentración residual de atrazina y carbendazim en las muestras de agua se realizó mediante cromatografía líquida de alta eficiencia (HPLC) utilizando un equipo Agilent Technologies 1100 Series con

detector UV-Visible ( $\lambda_{\max}=254$  nm). Brevemente, se tomaron 10,00 mL de muestras de agua de cada sistema luego de 20 días de exposición a los pesticidas y se centrifugaron a 5000xg durante 5 min. Luego de filtrar las muestras para eliminar posibles restos de material particulado, se inyectaron 20  $\mu$ L en una columna Agilent Eclipse XDB-C8 mantenida a 40 °C, utilizando como fase móvil una mezcla isocrática de Metanol:Agua (55:45, v/v) a una velocidad de flujo de 1 mL/min.

#### 2.4. Evaluación del impacto toxicológico sobre la biomasa de *S. biloba*

La tolerancia de las macrófitas seleccionadas a la toxicidad generada por la presencia de pesticidas en el agua de contacto se evaluó mediante la visualización periódica de los especímenes de *S. biloba*, y su posterior registro fotográfico, con el fin de detectar áreas de clorosis y necrosis en el tejido vegetal.

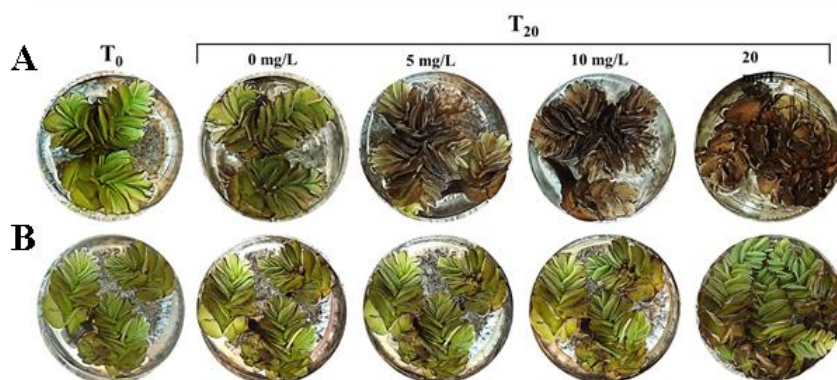
#### 2.5. Análisis por espectroscopia FTIR-ATR de la superficie vegetal

Los espectros de infrarrojo por transformada de Fourier (FTIR) en el modo de reflectancia total atenuada (ATR) fueron obtenidos empleando un equipo IR Prestige-21 (Shimadzu, Tokio, Japón) con el fin de examinar los grupos activos presentes en la biomasa de *S. biloba* potencialmente involucrados en la interacción superficial con los pesticidas. Se realizaron un total de 20 espectros en un rango de registro de 500 a 4000  $\text{cm}^{-1}$ , con una resolución de 2  $\text{cm}^{-1}$  (Tello Zevallos y col., 2018).

### 3. Resultados y Discusión

#### 3.1. Fitotoxicidad de atrazina y carbendazim en especies nativas de *S. biloba*

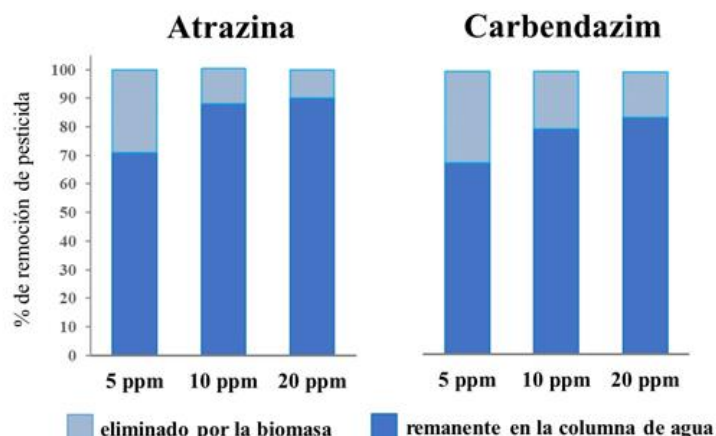
En general, se observó una disminución en el desarrollo de la biomasa vegetal en todas las macrófitas expuestas a los plaguicidas luego de 20 días de exposición a diferencia de lo observado en las plantas control, en las cuales incluso pudo evidenciarse la presencia de nuevos brotes. Sin embargo, la atrazina mostró mayores efectos fitotóxicos en la biomasa de *S. biloba* evidenciados por la alta sintomatología desarrollada por las plantas, demostrando una mayor sensibilidad de estas macrófitas a la acción del herbicida (Fig. 4). Notablemente, se observó una menor clorosis y necrosis en las hojas de *S. biloba* tratadas con carbendazim, aún a la concentración de 20,0 mg/L del pesticida. Estos resultados son compatibles con su acción fungicida, a diferencia de la acción herbicida reportada para la atrazina. Más aún, se ha demostrado que el mecanismo de acción de la atrazina en las plantas susceptibles involucra la interacción con una proteína de unión a quinona ubicada en el fotosistema II, inhibiendo el transporte de electrones necesario para los procesos fotosintéticos (Sene y col., 2010).



**Fig. 4.** Fotografías representativas de los efectos fitotóxicos desarrollados por especies nativas de *S. biloba* luego de 20 días de exposición a (A) atrazina o (B) carbendazim.

#### 3.2. Eliminación de pesticidas por especímenes nativos de *S. biloba*

*S. biloba* presentó un bajo potencial de eliminación para ambos pesticidas. Además, el porcentaje de atrazina y carbendazim removido de la solución disminuyó a medida que aumentó la concentración de plaguicidas en la muestra (Fig. 5). Los mejores rendimientos se obtuvieron cuando las plantas fueron tratadas con 5,0 mg/L de atrazina o carbendazim, alcanzándose una tasa de remoción cercana al 30% para ambos pesticidas. Sin embargo, al aumentar su concentración a 10,0 mg/L y 20,0 mg/L, el potencial de fitorremediación de *S. biloba* cayó por debajo del 20%; siendo esta caída aún más notoria para la remoción de atrazina. Este resultado es compatible con la mayor fitotoxicidad desarrollada por las plantas expuestas al herbicida descrita en la Fig. 4.

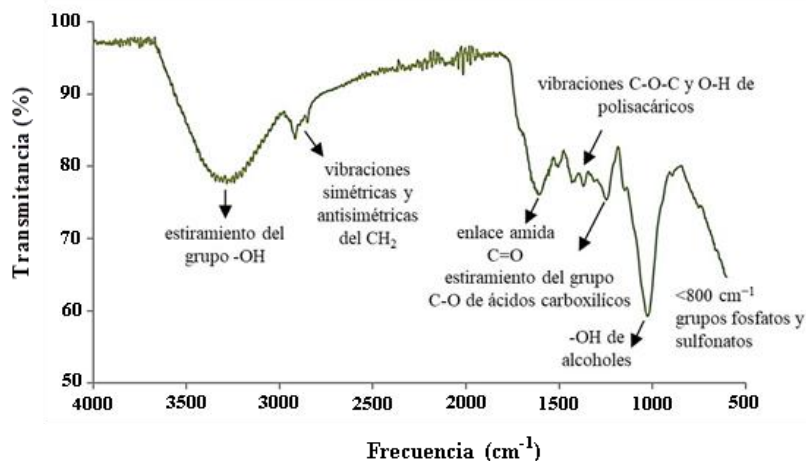


**Fig. 5.** Porcentajes de eliminación de atrazina y carbendazim por macrófitas nativas de *S. biloba* luego de 20 días de exposición.

Los resultados mostrados en la Fig. 5 probablemente se encuentren asociados con procesos de adsorción superficial de los plaguicidas sobre la biomasa de *S. biloba* (i.e., biosorción). En este sentido, [Cejudo-Espinosa y col. \(2009\)](#) describieron una fuerte interacción de atrazina con las raíces de *Typha domingensis*, *Sagittaria lancifolia* y *Echinochloa pyramidalis* empleadas en el diseño de sistemas de humedales artificiales utilizados en la remoción de pesticidas. Estos autores reportaron que cerca de un 40% del pesticida quedó retenido en las raíces de las plantas, siendo este fenómeno dependiente de la especie vegetal, así como de la concentración y el tiempo de exposición al pesticida. Al final de sus ensayos, los autores reportaron una concentración de atrazina retenida en las raíces de *E. pyramidalis* y *T. domingensis* de 8,47 mg/L y 14,39 mg/L, respectivamente. En ambos casos, el fenómeno de adsorción pudo ser descrito satisfactoriamente aplicando el modelo de Langmuir.

Por su parte, [Guimarães y col. \(2011\)](#) determinaron el potencial de las macrófitas *Azolla caroliniana*, *Salvinia minima* y *Lemna gibba* para su empleo en la recuperación de aguas contaminadas con atrazina. Estos autores llevaron a cabo sus experiencias en condiciones de invernadero durante 6 días, en macetas conteniendo una solución nutritiva contaminada con diferentes concentraciones de atrazina (entre 0,01 a 10,0 mg/L). Los autores reportaron una buena capacidad de remoción del pesticida por *A. caroliniana* y *L. gibba*, principalmente por procesos de adsorción. Sin embargo, observaron una disminución en la cantidad de biomasa desarrollada, así como algunos signos visibles de toxicidad, sugiriendo que la eliminación del contaminante podría deberse a interacciones del pesticida con la biomasa muerta. Por lo tanto, nuestros resultados (Fig. 4 y 5) son compatibles con estos antecedentes.

Adicionalmente, el espectro de FTIR-ATR obtenido a partir de una muestra de biomasa seca de *S. biloba* muestra la existencia de diferentes grupos funcionales (e.g., carboxilo, fosfato, amida, hidroxilo, sulfato) en la superficie de la planta que podrían estar involucrados en la biosorción de atrazina y carbendazim a través de interacciones  $\pi$ - $\pi$ , enlaces de hidrógeno, reacciones de tipo ácido-base, intercambio iónico y atracciones electrostáticas (Fig. 6). Estos resultados son compatibles con los reportados por [Adki y col. \(2011\)](#) quienes demostraron la capacidad de *Blumea malcolmii* Hook para eliminar carbendazim, diuron y octilina empleando técnicas espectrales (FTIR y UV), sugiriendo que *Blumea* podría emplearse de forma segura en la fitorremediación de pesticidas.



**Fig. 6.** Espectro FTIR-ATR de la biomasa de *S. biloba*.

Por otro lado, muchas plantas pueden adsorber compuestos orgánicos, metabolizarlos y liberar exudados que estimulan la proliferación de comunidades microbianas que viven en asociación simbiótica con las raíces de las plantas, y que podrían estar involucradas en la degradación ulterior de pesticidas y contaminantes orgánicos en la rizosfera (Burken y Schnoor, 1996; Alkorta y Garbisu, 2001; Supreeth y Raju, 2017). Por lo tanto, si bien nuestros resultados muestran que la capacidad de *S. biloba* para eliminar atrazina y carbendazim fue algo limitada, se requieren aún más estudios para concluir acerca del potencial de estas macrófitas nativas para ser empleadas en la remediación de aguas contaminadas con pesticidas.

#### 4. Conclusiones

Macrófitas autóctonas pertenecientes al género *S. biloba* recolectadas de ambientes naturales locales mostraron un bajo potencial para la eliminación de atrazina y carbendazim en muestras de agua. La remoción de estos contaminantes estuvo asociada principalmente a un mecanismo de biosorción a través de interacciones  $\pi$ - $\pi$ , enlaces de hidrógeno, intercambio iónico y atracciones electrostáticas entre los pesticidas y diferentes grupos funcionales presentes en la biomasa vegetal. Por otro lado, se observó un menor grado de clorosis y necrosis en las hojas de las plantas expuestas a carbendazim respecto a la acción fitotóxica provocada por la presencia de atrazina en el medio. Si bien, la capacidad de *S. biloba* para eliminar ambos plaguicidas fue limitada, aún se necesitan más estudios que evalúen el potencial de esta especie nativa, y/o de las comunidades microbianas asociadas simbióticamente a sus raíces, para concluir acerca de la conveniencia de incluir este género vegetal en el diseño de sistemas de tratamiento orientados a la remediación de acuíferos contaminados con pesticidas.

#### Agradecimientos

Los autores desean expresar su agradecimiento a la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT) y a la Pontificia Universidad Católica Argentina (UCA) por los fondos recibidos para la ejecución del presente trabajo (código de proyecto PICTO-2017-0060, Resol. Nro. 094/18 FONCyT-ANPCyT). Asimismo, la Dra. Dana B. Loureiro y el Lic. Iván Carralero Bon desean expresar su gratitud al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET, Argentina) por los fondos destinados a su formación.

#### Referencias

- Adki, V.S., Shedbalkarb, U.U., Jagtapa, U.B., Jadhava, J.P., Bapata, V.A. (2011). Detoxification of a carcinogenic paint preservative by *Blumea malcolmii* Hook cell cultures. *Journal of Hazardous Materials*, 191: 150-157.
- Alkorta, I. & Garbisu, C. (2001). Phytoremediation of organic contaminants in soils. *Bioresource Technology*, 79(3): 273-276.
- Álvarez, N.B., Avigliano, L., Mac Loughlin, C., Rodríguez, E.M. (2015). The adverse effect of the herbicide atrazine on the reproduction in the intertidal varunid crab *Neohelice granulata* (Dana, 1851). *Regional Studies in Marine Science*, 1:1-6.
- Bedmar, F., Gianelli, V., Angelini, H., Viglianchino, L. (2015). Riesgo de contaminación del agua subterránea con plaguicidas en la cuenca del arroyo El Cardalito, Argentina. *Revista de investigaciones agropecuarias*, 41(1):70-81.
- Boffetta, P., Adami, H.O., Berry, S.C., Mandel, J.S. (2013). Atrazine and cancer: a review of the epidemiologic evidence. *European Journal of Cancer Prevention*, 22(2): 169-180.
- Burken, J.G. & Schnoor, J.L. (1996). Phytoremediation: plant uptake of atrazine and role of root exudates. *Journal of Environmental Engineering*, 122: 958-963.
- Castillo Loría, K., Emiliani, J., Herrero, M.S., Bergara, C.D., Salvatierra, L.M., Pérez, L.M. (2019). Effect of daily exposure to Pb-contaminated water on *Salvinia biloba* physiology and phytoremediation performance. *Aquatic Toxicology*, 210: 158-166.
- Cejudo-Espinosa, E., Ramos-Valdivia, A.C., Esparza-García, F., Moreno-Casasola, P., Rodríguez-Vázquez, R. (2009). Short-term accumulation of atrazine by three plants from a wetland model system. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 56(2): 201-208.
- Chan, K.H. & Chu, W. (2005). Atrazine removal by catalytic oxidation processes with or without UV irradiation Part II: an analysis of the reaction mechanisms using LC/ESI-tandem mass spectrometry. *Applied Catalysis B: Environmental*, 58: 165-174.



- Delgadillo, A.E., González, C.A., Prieto, F., Villagómez, J.R., Acevedo, O. (2011). Fitorremediación: una alternativa para eliminar la contaminación. *Tropical & Subtropical Agroecosystems*, 14: 597-612.
- Emiliani, J., Llatance Oyarce, W.G., Bergara, C.D., Salvatierra, L.M., Novo, L.A.B., Pérez, L.M. (2020). Variations in the phytoremediation efficiency of metal-polluted water with *Salvinia biloba*: prospects and toxicological impacts. *Water*, 12(6): 1737.
- Erakhrumen, A. & Agbontalor, A. (2007). Phytoremediation: an environmentally sound technology for pollution prevention, control and remediation in developing countries. *Educational Research Review*, 2(7):151-156
- Falasca, S.L., Miranda del Fresno, M.C., Ulberich, A.C. (2012). Potenciales consecuencias ambientales del fenómeno de sojización en Argentina. En: dos Santos Afonso, M. & Torres Sánchez, R.M. (Eds.). *Argentina y Ambiente 2012: Libro de Trabajos Completos del I Congreso Internacional de Ciencia y Tecnología Ambiental, y I Congreso Nacional de la Sociedad Argentina de Ciencia y Tecnología Ambiental*. 1<sup>era</sup> Ed. pp.: 272-277.
- Gianelli, V., Bedmar, F., Angelini, H., Aparicio, V., Costa, J.L. (2010). Determinación del riesgo de contaminación del agua subterránea con plaguicidas en la cuenca del arroyo Pantanoso, Argentina. En: Fernández Turiel, J.L., González Hernández, I. (Eds.) *Contaminación, Descontaminación y Restauración Ambiental*. Red Iberoamericana de Física y Química Ambiental, Salamanca, España, p. 135-152.
- Goodman, M., Mandel, J.S., De Sesso, J.M., Scialli, A.R. (2014). Atrazine and pregnancy outcomes: a systematic review of epidemiologic evidence. *Birth Defects Research. Part B, Developmental and Reproductive Toxicology*, 101(3): 215-236.
- Graymore, M., Stagnitti, F., Allinson, G. (2001). Impacts of atrazine in aquatic ecosystems. *Environment International*, 26: 483-495.
- Grujic, S., Radisic, M., Vasiljevic, T., Lausevic, M. (2005). Determination of carbendazim residues in fruit juices by liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Food Additives and Contaminants*, 22(11): 1132-1137.
- Guimarães, F.P., Aguiar, R., Karam, D., Oliveira, J.A., Silva, J.A.A., Santos, C.L., Sant'anna-Santos, B.F., Lizieri-Santos, C. (2011). Potential of macrophytes for removing atrazine from aqueous solution. *Planta Daninha*, (29): 1137-1147.
- Köhler, H-R. & Triebkorn, R. (2013). Wildlife ecotoxicology of pesticides: can we track effects to the population level and beyond?. *Science*, 341(6147): 759-765.
- Larsen, M.C., Hamilton, P.A., Werkheiser, W.H.(2013). Water quality status and trends in the United States. En: Ahuja, S. (Ed.) *Monitoring Water Quality*, Elsevier, NC, EE. UU., p. 19-57.
- Prado, C., Ponce, S.C., Pagano, E., Prado, F.E., Rosa, M. (2016). Differential physiological responses of two *Salvinia* species to hexavalent chromium at a glance. *Aquatic Toxicology*, 175: 213-221.
- Rama, E.M., Bortolan, S., Vieira, M.L., Gerardin, D.C., Moreira, E.G. (2014). Reproductive and possible hormonal effects of carbendazim. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 69(3): 476-486.
- Sene, L., Converti, A., Ribeiro Secchi, G.A., de Cássia Garcia Simão, R. (2010). New aspects on Atrazine biodegradation. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 53(2): 487-496.
- Sturzenegger, A.C. (2015). Renta agrícola y macroeconomía, tecnología, precios externos y política comercial externa argentina 2000-2015. Serie de informes técnicos del Banco Mundial en Argentina, Paraguay y Uruguay, N° 2, 83 pp.
- Supreeth, M., Raju, N.S. (2017). Biotransformation of chlorpyrifos and endosulfan by bacteria and fungi. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 101(15): 5961-5971.
- Tello Zevallos, W., Salvatierra, L.M., Loureiro, D.B., Morató, J., Pérez, L.M. (2018). Evaluation of the autochthonous free-floating macrophyte *Salvinia biloba* Raddi for use in the phytoremediation of water contaminated with lead. *Desalination and Water Treatment*, 103: 282-289.
- Van Der Kraak, G.J., Hosmer, A.J., Hanson, M.L., Kloas, W., Solomon, K.R. (2014). Effects of atrazine in fish, amphibians, and reptiles: an analysis based on quantitative weight of evidence. *Critical Reviews in Toxicology*, 44(5): 1-66.
- Wessels Perelo, L. (2010). Review: In situ and bioremediation of organic pollutants in aquatic sediments. *Journal of Hazardous Materials*, 177: 81-89.
- Yossen, V.E. & Conles, M.Y. (2014). Eficacia de fungicidas *in vitro* para el control de *Fusarium oxysporum* y *F. proliferatum*, agentes causales de marchitamiento en el cultivo de orégano en la Argentina. *Revista Industrial y Agrícola de Tucumán*, 91(1): 19-25.