



Efectos de la presencia y del control químico de *Ulmus pumila* L. sobre el ensamble de ácaros oribátidos

MELINA N. MURATORE^{1,✉}; HÉCTOR J. ESCUDERO²; JOSÉ C. BEDANO²; CLAUDIA N. TRAVAGLIA¹ & EVANGELINA S. NATALE²

¹Instituto de Investigaciones Agrobiotecnológicas (INIAB), Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Río Cuarto, Argentina. ²Instituto de Ciencias de La Tierra, Biodiversidad y Ambiente (ICBIA), Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC)-CONICET. Río Cuarto, Argentina.

RESUMEN

1. Las especies exóticas invasoras (EEI) son uno de los principales factores de deterioro de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos a nivel mundial. Estas especies vegetales afectan profundamente la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas, incluyendo alteraciones en las comunidades edáficas. Ante este escenario, el control químico representa una herramienta clave para su gestión, aunque su aplicación plantea interrogantes sobre posibles efectos adversos en organismos no blanco. En la Argentina se encuentra presente *Ulmus pumila* L. (olmo siberiano), una de las EEI leñosas con antecedentes de invasión en distintos países. Al presente, sus impactos en los ambientes que invade están poco estudiados.

2. En este trabajo se evaluó el efecto de la presencia de *U. pumila* y de la aplicación de técnicas de control químico sobre la abundancia de ácaros oribátidos, utilizada como indicador de la salud del suelo. Se tomaron muestras de suelo en bosques nativos y en áreas con presencia de individuos de olmo siberiano de distintas edades. Asimismo, se recolectaron muestras en sitios donde se aplicaron técnicas de control químico y en sitios donde se simulaban accidentes por derrame de herbicida.

3. Los resultados mostraron que los bosques con individuos adultos de *U. pumila* presentaron mayor abundancia de ácaros oribátidos que los bosques nativos, y esto podría estar asociado a cambios en la cantidad y la calidad de la hojarasca.

4. La aplicación correcta de herbicidas no afectó la abundancia de estos organismos.

5. Implicancias. Este estudio aporta evidencia clave para la gestión de *U. pumila* y de otras EEI leñosas en contextos de restauración ecológica.

[Palabras clave: especies exóticas invasoras, herbicidas, glifosato, aminopyralid, triclopyr, bioindicador]

Abstract. Effects of the presence and the chemical control of *Ulmus pumila* L. on the oribatid mite community: Implications for conservation

1. Invasive alien species (IAS) are one of the main factors contributing to the decline of biodiversity and ecosystem services worldwide. These plant species have profound effects on the structure and functioning of ecosystems, including significant alterations in soil communities. Given this scenario, chemical control is one of the primary tools for managing these species, although its application raises questions about potential adverse effects on non-target organisms. *Ulmus pumila* L. (Siberian elm) is present in Argentina; it is a woody IAS with a history of invasion in various countries. However, the impacts that it causes on the environments it invades remain poorly understood.

2. This study evaluated the effect of the presence of *U. pumila* and the application of chemical control techniques on the abundance of oribatid mites, which are used as an indicator of soil health. Soil samples were collected in native forests and in areas with Siberian elm trees of various ages. Samples were also collected at sites where chemical control techniques were applied and at sites where herbicide spill accidents were simulated.

3. The results showed that forests with adult *U. pumila* individuals had a higher abundance of oribatid mites compared to native forests, which could be associated with changes in the quantity and quality of the litter.

4. Proper herbicide application did not affect the abundance of these organisms.

5. Implications. This study provides key evidence for the management of *U. pumila* and other woody invasive alien species in ecological restoration contexts.

[Keywords: invasive alien species, herbicides, glyphosate, aminopyralid, triclopyr, bioindicator]

INTRODUCCIÓN

Las especies exóticas invasoras (EEI) representan una amenaza clave para la biodiversidad, y contribuyen de forma significativa a la degradación ecológica y a la pérdida de especies (Richardson et al. 2014; Bellard et al. 2016; Pyšek et al. 2020; Gioria et al. 2023). Aunque se las clasifica como el quinto impulsor directo en evaluaciones globales (Díaz et al. 2019), su impacto real emerge en sinergia con otros estresores. Su efecto principal consiste en amplificar los procesos de pérdida más que actuar de manera independiente (Jaureguiberry et al. 2022; Isbell et al. 2023).

Los impactos de las EEI dependen del taxón y del tipo de ecosistema al que ingresan, y de las escalas temporales y espaciales en las que se produce la invasión (Abgrall et al. 2019; Bartz and Kowarik 2019; Rodgers et al. 2022). La evidencia de los impactos de la presencia de EEI vegetales sobre la estructura y la composición de las comunidades edáficas todavía es limitada (Zhang et al. 2018; Abgrall et al. 2019; Wiatrowska et al. 2024). En particular, las modificaciones en los aportes de hojarasca afectan a los organismos detritívoros, ya que alteran los recursos alimenticios y la estructura del hábitat disponible (McGrath and Binkley 2009; Abgrall et al. 2019). Otros estudios empíricos confirman efectos localizados en invertebrados edáficos, incluyendo reducciones en la abundancia y la diversidad de invertebrados del suelo, alteraciones en la estructura comunitaria y disrupciones en procesos de descomposición y de ciclado de nutrientes (Yang et al. 2021; Wiatrowska et al. 2024).

Existen distintos enfoques conceptuales con respecto a la gestión de las EEI; estos reflejan la complejidad de decidir cuándo y cómo intervenir. Si bien algunos autores argumentan que no siempre es necesario remover EEI leñosas en contextos de cambio climático (Nyssen et al. 2024), otros enfatizan la importancia de una gestión activa. En este marco, la gestión de EEI requiere un enfoque escalonado que va desde la no intervención hasta la implementación de acciones de manejo activo (e.g., erradicaciones locales dentro de programas de restauración ecológica) (Cuevas and Zalba 2010). Así, la decisión de intervenir depende de factores contextuales como la abundancia de la EEI, el estadio de invasión, los impactos ecológicos, la conectividad del paisaje y la viabilidad logística (Gann et

al. 2019; McGeoch et al. 2024). Para las EEI leñosas que se expanden a lo largo del paisaje, se requiere un manejo intensivo generalmente basado en la contención de su avance mediante la implementación de técnicas de control mecánicas y químicas. Donde la invasión es extensa o la remoción mecánica no resulta viable, el uso de herbicidas suele ser la alternativa más eficiente. Algunas técnicas de control químico más comunes son el rociado foliar con herbicidas sistémicos, inyecciones directas en el tallo, o anillo y aplicación de herbicida en la base del tronco o tocón poscorte (Weidlich et al. 2020; Spalazzi et al. 2024). Aunque el uso de herbicidas en el control de plantas invasoras se basa en su capacidad para eliminar las especies objetivo, su comportamiento y destino en el ambiente no siempre son completamente conocidos; esto plantea una serie de interrogantes sobre sus potenciales efectos negativos en la biota y salud humana (Di Marzio et al. 2009; Sharma et al. 2020; Mehdizadeh et al. 2021).

En este sentido, la salud del suelo —entendida en este trabajo como la capacidad del suelo para sostener funciones ecológicas y productivas, incluyendo la descomposición y el ciclado de nutrientes (Bünemann et al. 2018)— constituye un componente particularmente vulnerable, ya que los herbicidas pueden ingresar y persistir en el sistema a través de la caída de las hojas y de los restos vegetales de las plantas tratadas (Doublet et al. 2009; Andreassen et al. 2020), así como incorporarse al suelo a través de los exudados de las raíces, generando efectos de evitación y toxicidad en la fauna edáfica (Barker and Dayán 2019; Gainer et al. 2019). Estos efectos negativos —en particular, sobre los organismos detritívoros— se traducen en cambios en las comunidades del suelo y llevan a una alteración en los procesos de descomposición y de ciclado de nutrientes (Bedano et al. 2014). Por su parte, los ácaros oribátidos (Acari: Oribatida) son considerados indicadores confiables de la salud del suelo, porque son uno de los grupos más abundantes y frecuentes de la mesofauna, y porque tienen documentadas funciones ecológicas a través de sus actividades de alimentación (Bedano et al. 2006): cumplen un rol clave en la fragmentación y la descomposición de los restos orgánicos, en la mineralización de nutrientes, en la regulación de las comunidades microbianas y en el transporte de esporas de bacterias y hongos (Lussenhop 1992; Maaß et al. 2015). Estos microartrópodos responden de manera consistente a las fluctuaciones de la humedad y la disponibilidad de alimento (i.e., detritus

fúngico y hongos macromicetos) (Hasegawa 2001; Junggebauer et al. 2024), a diferencia de otros grupos (e.g., los colémbolos, más sensibles a temperatura o dependientes de raíces vivas) (Wehner et al. 2018). Por lo tanto, su abundancia se puede utilizar para evaluar los disturbios ambientales, siendo útil como indicador de los impactos producidos tanto por la presencia de EEI leñosas como por la aplicación de herbicidas para su control (Gergócs and Hufnagel 2016, 2017).

Una de las EEI leñosas que se registra en la Argentina es *Ulmus pumila* L. (olmo siberiano) (Natale et al. 2019; INBIAR 2021). Esta especie, originaria de las regiones templadas del este de Asia (Wesche et al. 2011), tiene vastos antecedentes de procesos de invasión en otros lugares del mundo (Mito and Uesugi 2004; Brunet et al. 2013; Bertolasi et al. 2015; Cabra Rivas et al. 2015). Relevamientos recientes confirmaron la presencia de poblaciones de olmo siberiano en el país, con la mayor concentración de los registros en la zona centro-este (i.e., Córdoba, La Pampa y Buenos Aires) (Muratore 2025). Se sabe que esta especie suele crecer en áreas perturbadas y llegar a dominar estos ambientes antes de que la vegetación se recupere (United States Department of Agriculture [USDA] 2017).

Dado que no existen estudios sobre los impactos de *U. pumila* L. en los ecosistemas que coloniza ni suficientes evidencias sobre el efecto de las técnicas de control químico usadas para su manejo, resulta fundamental evaluar los cambios que estos factores generan en la biota del suelo, un componente clave en la provisión de servicios ecosistémicos (Coyle et al. 2017; Voinorosky et al. 2022). Así, el objetivo de este estudio fue determinar el efecto de la presencia de *U. pumila* y de la aplicación de técnicas de control químico sobre la abundancia de ácaros oribátidos como indicadores de cambios en la comunidad edáfica en bosques templados del centro de la Argentina.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio fue realizado en parches de bosque xerófilo templado de la cuenca media del río Chocancharava, al sur de la provincia de Córdoba, en la región central de la Argentina (33°07' S - 64°18' O) (Figura 1), invadidos por poblaciones de *U. pumila*

L. Estos bosques pertenecen a la provincia biogeográfica Pampeana (distrito del Espinal) (Arana et al. 2021). Presentan un estrato leñoso caracterizado por *Neltuma alba* (Griseb.) C.E. Hughes y G.P. Lewis (algarrobo), *Aspidosperma quebracho-blanco* Schldtl. (quebracho blanco), *Vachellia caven* (Molina) Seigler y Ebinger (espinillo), *Celtis tala* Gillies ex Planch. (tala), *Schinus fasciculatus* (Griseb.) I.M. Johnst. (moradillo), *Neltuma caldenia* (Burkart) C.E. Hughes y G.P. Lewis (caldén), *Geoffroea decorticans* (Gillies ex Hook. y Arn.) Burkart (chañar) y *Jodina rhombifolia* (Hook. y Arn.) Reissek (peje) (Natale et al. 2019). El clima es templado, con una marcada estacionalidad térmica (Capitanelli 1979). La temperatura media más cálida es 24 °C en enero; la media más fría es 9.5 °C, en julio. Las precipitaciones se concentran entre diciembre y marzo, con un promedio de 800-900 mm/año (datos provistos por el Área de Agrometeorología de la Facultad de Agronomía y Veterinaria de la Universidad Nacional de Río Cuarto). El paisaje de la región es suavemente ondulado, con influencia de derrames fluviales. La distribución de los distintos tipos de suelos es heterogénea. El suelo predominante en el área corresponde a la Serie Río Cuarto y se clasifica como un Haplustol Típico, dentro del Orden Molisol. El perfil tiene un buen desarrollo, sobre materiales franco arenosos, y buena retención de humedad y drenaje (IDECOR 2025).

Diseño experimental

Se establecieron parcelas de 1 m² centradas en un árbol de *U. pumila* o en una especie leñosa nativa. Cada parcela fue considerada una unidad experimental y se ubicó a una distancia mínima de 4 m entre sí, a fin de garantizar la independencia de las muestras de suelo, dada la limitada capacidad de dispersión activa de los ácaros oribátidos (Ojala and Huhta 2001; Lehmitz et al. 2012). Para evaluar el efecto de la presencia de la EEI sobre la abundancia de ácaros oribátidos, se definieron tres condiciones experimentales: 1) especies leñosas nativas (SN); 2) individuos juveniles de *U. pumila* (SJ), y 3) individuos adultos de *U. pumila* (SA). Las parcelas correspondientes a SN se ubicaron en un bosque templado considerado como sitio de referencia, donde se seleccionaron ejemplares representativos de especies leñosas típicas de ambientes xerófitos. En el caso de *U. pumila*, los individuos se clasificaron según su diámetro a la altura del pecho (DAP) en juveniles (DAP<0.7 cm)

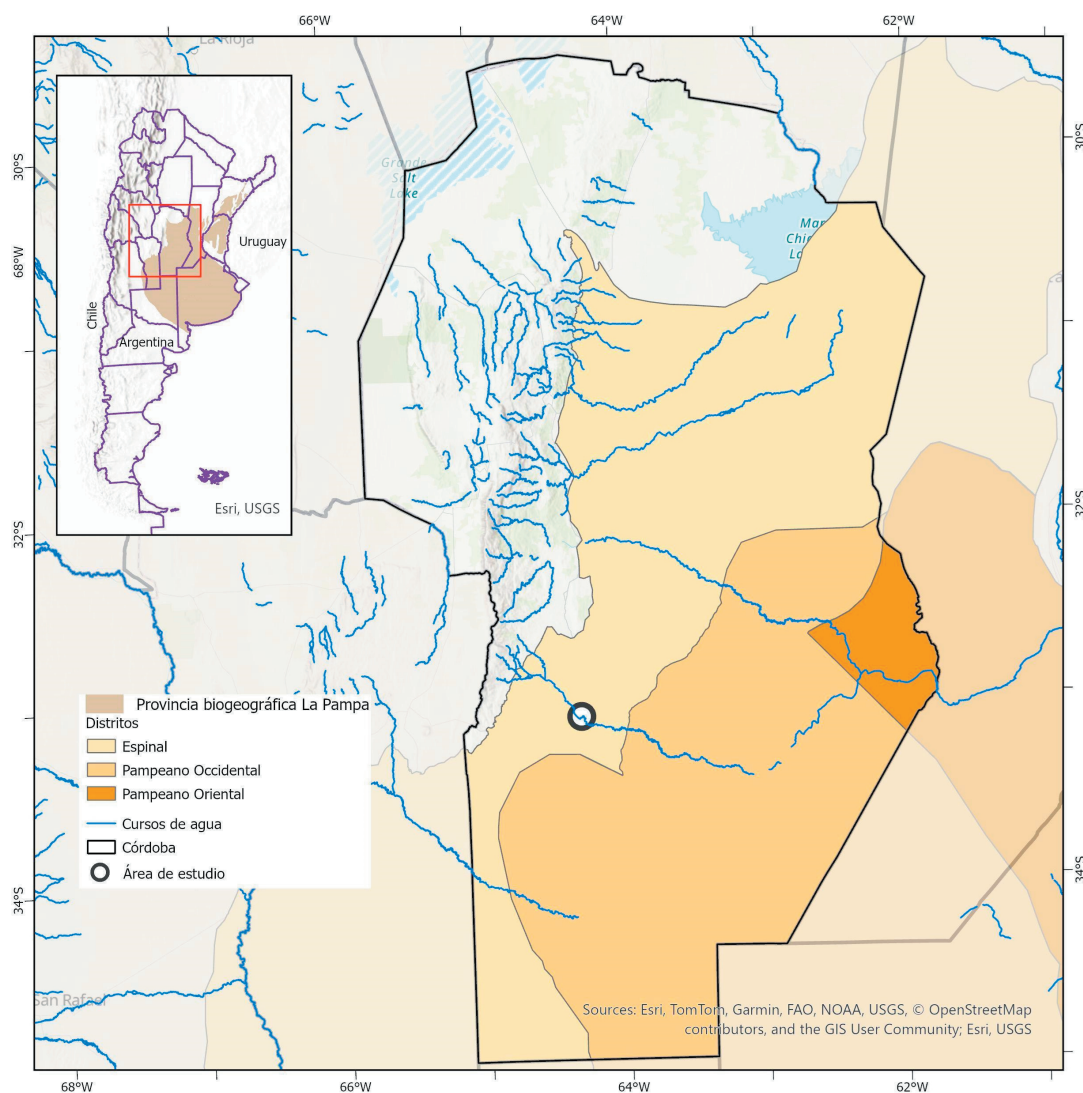


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio en la cuenca media del río Chocancharava, al sur de la provincia de Córdoba, en la región central de la Argentina.

Figure 1. Geographic location of the study area in the middle basin of the Chocancharava River, south of the province of Córdoba, in the central region of Argentina.

y adultos (DAP > 0.7 cm). Esta clasificación se fundamenta en que la estructura y el tamaño de las plantas leñosas influyen indirectamente sobre las comunidades de detritívoros del suelo a través de cambios en la cantidad y calidad de la hojarasca (Fanin et al. 2019).

Para evaluar el impacto de distintas técnicas de control químico sobre *U. pumila*, los tratamientos se definieron según el estadio de desarrollo de los individuos, previamente clasificados en juveniles y adultos en función de su DAP. Esta diferenciación se basó en que las plantas jóvenes suelen ser más susceptibles al control químico, mientras que en individuos adultos, la eficacia de las aplicaciones —sobre todo las foliares— puede

disminuir por cambios morfoanatómicos y por el aumento de la biomasa y la complejidad del dosel (Ziska 2016; Fadin et al. 2018). En el caso de los juveniles, se establecieron tres tratamientos: a) sin aplicación (SJ); b) aplicación foliar de glifosato (Panzer® Gold, Dow Agrosciences) en una dilución al 2% (AG), y c) áreas con derrame de glifosato (DG), con el fin de simular accidentes durante las tareas de control. Para los individuos adultos, se utilizó un herbicida a base de aminopyralid y triclopyr (Tocón® Extra, Dow Agrosciences), definiéndose tres tratamientos: 1) sin aplicación (SA); 2) individuos cortados a ras del suelo, con aplicación posterior de aminopyralid+triclopyr en una dilución al 1.5% (AA+T), y 3) áreas con derrame

de aminopyralid+triclopyr (DA+T). Las diluciones de ambos herbicidas se prepararon en aspersores manuales de 10 L. Para la simulación de los derrames, se aplicaron 100 mL de la solución correspondiente de manera directa sobre el suelo.

Por último, se evaluó el efecto de la aplicación de técnicas de control químico sobre la abundancia de ácaros oribátidos. Para ello, se compararon muestras de suelo provenientes de parcelas con presencia de olmo tratados con herbicidas (AG y AA+T) con parcelas de bosque nativo (SN), utilizadas como referencia y sin aplicación de herbicida.

Cada tratamiento contó con 4 parcelas. En cada una de ellas se extrajeron tres muestras de suelo utilizando un cilindro metálico de 5 cm de diámetro, hasta una profundidad de 5 cm. En total, se obtuvieron 84 muestras (7 tratamientos \times 4 réplicas \times 3 submuestras), que fueron procesadas en el laboratorio mediante la técnica de Berlese-Tullgren (Sandler et al. 2010). Los individuos recolectados se fijaron y conservaron en alcohol al 70%. Para determinar la abundancia, se colocó cada muestra en una placa de Petri y se identificaron y contaron los ácaros oribátidos usando un microscopio estereoscópico Motic® con cámara digital. Se calculó la densidad de ácaros oribátidos como el número de individuos por m² (individuos/m²) de suelo (Southwood and Henderson 2000). Se calculó el promedio de individuos y se consideró la superficie del cilindro para referenciar a su área, y luego se extrapoló a 1 m² de suelo. Para el caso de las técnicas de control químico (mayo de 2021), los muestreos de ácaros oribátidos se realizaron a los 4 días luego de la aplicación, a fin de evaluar el efecto agudo de la aplicación de los herbicidas teniendo en cuenta la vida media promedio de sus principios activos (Tu et al. 2001; González Ortega and Fuentes Ponce 2022; Koudela et al. 2025).

Análisis estadístico

El efecto de la presencia de *U. pumila* y de las técnicas de control químico sobre la abundancia de ácaros oribátidos se analizó con modelos lineales generalizados mixtos (MLGM), mediante abordaje de prueba de hipótesis de modelos predefinidos con los tratamientos a evaluar. Se utilizó un MLGM para evaluar el efecto de la presencia de *U. pumila* sobre la abundancia de ácaros oribátidos, que incluyó como factor fijo los tratamientos sin aplicación de técnicas de

control (SN, SJ y SA). Por su parte, se utilizaron MLGM para evaluar el efecto de las técnicas de control químico sobre la abundancia de ácaros oribátidos, que incluyeron distintas combinaciones de tratamientos como factores fijos (SJ, AG y DG; SA, AA+T y DA+T; SN, AA+T y AG). En todos los MLGM, la parcela y los puntos de extracción anidados en la parcela fueron factores aleatorios. La variable respuesta fue ajustada a una distribución binomial negativa. Los análisis estadísticos se realizaron con el software InfoStat versión 2020 (Di Rienzo et al. 2020), y los gráficos se realizaron con el software R (versión 4.2.2) utilizando el paquete ggplot (Wickham 2016; R Core Team 2022).

RESULTADOS

*Efecto de la presencia de *Ulmus pumila* L.*

El efecto de la presencia de *U. pumila* mostró que la abundancia de ácaros oribátidos del suelo presentó diferencias significativas entre las distintas parcelas ($F_{(2,33)}=3.50$, $P=0.0418$) (Material Suplementario-Tabla S1). Las parcelas con individuos adultos (SA) tuvieron mayor abundancia de ácaros (densidad promedio=13963 individuos/m²) en comparación con las parcelas de bosque nativo (SN) (10186 individuos/m²) y de juveniles (SJ) (6027 individuos/m²), lo que equivale, en promedio, a 37% y 57% más de ácaros, respectivamente. Si bien la abundancia de ácaros fue menor en presencia de juveniles de olmo, no se observaron diferencias significativas con respecto a las parcelas de bosque nativo (Figura 2).

Efecto de las técnicas de control químico

En las parcelas tratadas con glifosato se observaron diferencias significativas en la abundancia de ácaros oribátidos entre los tratamientos ($F_{(2,33)}=7.73$, $P=0.0018$) (Material Suplementario-Tabla S2). Las parcelas con derrame (DG) presentaron la menor abundancia (2504 individuos/m²), con una disminución del 82% con respecto a las parcelas no tratadas (SJ) (6027 individuos/m²). No se encontraron diferencias significativas entre éstas últimas y las tratadas con glifosato (AG) (7427 individuos/m²) (Figura 3).

Se observó un patrón similar en las parcelas tratadas con el arbusticida. La simulación de derrame (DA+T) presentó la menor abundancia de ácaros oribátidos (densidad promedio=5390 individuos/m²),

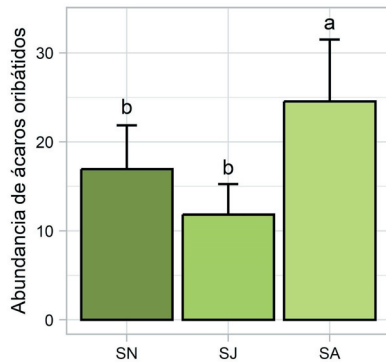


Figura 2. Abundancia total de ácaros oribátidos del suelo (Acari: Oribatida) en parcelas con especies leñosas nativas (SN), parcelas con individuos juveniles de *Ulmus pumila* L. (SJ) y parcelas con adultos de *U. pumila* (SA). Se grafican las medias ajustadas y los errores estándares del modelo. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos (DGC, $P < 0.05$).

Figure 2. Total abundance of soil oribatid mites (Acari: Oribatida) in plots with native woody species (SN), plots with juvenile *Ulmus pumila* L. individuals (SJ) and plots with adult *U. pumila* (SA). Adjusted means and standard errors of the model are plotted. Different letters indicate significant differences between treatments (DGC, $P < 0.05$).

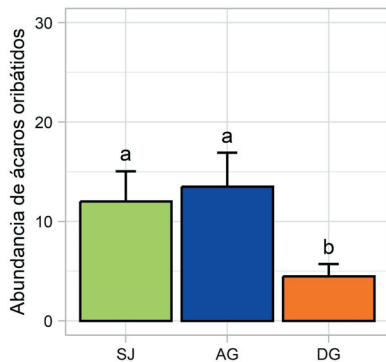


Figura 3. Abundancia total de ácaros oribátidos del suelo (Acari: Oribatida) en parcelas con individuos juveniles de *Ulmus pumila* L. sin aplicación de técnicas de control (SJ), con aplicación de glifosato (AG) y con derrame de glifosato (DG). Se grafican las medias ajustadas y los errores estándares del modelo. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos (DGC, $P < 0.05$).

Figure 3. Total abundance of soil oribatid mites (Acari: Oribatida) in plots with juvenile *Ulmus pumila* L. individuals without control techniques (SJ), with glyphosate application (AG) and with glyphosate spillage (DG). Adjusted means and standard errors of the model are plotted. Different letters indicate significant differences between treatments (DGC, $P < 0.05$).

con una disminución del 61% con respecto a las parcelas sin aplicación (SA), siendo el único tratamiento que presentó diferencias significativas ($F_{(2,33)} = 4.19$, $P = 0.0244$) (Material Suplementario-Tabla S3). En las parcelas con aplicación correcta del herbicida (AA+T), la abundancia se redujo 42% (9422 individuos/m²) en comparación con las parcelas no

tratadas (13963 individuos/m²); esta diferencia no resultó significativa (Figura 4).

La comparación entre los tratamientos con la aplicación correcta de ambos herbicidas (AG

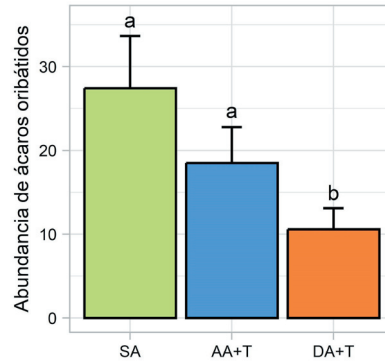


Figura 4. Abundancia total de ácaros oribátidos del suelo (Acari: Oribatida) en parcelas con individuos adultos de *Ulmus pumila* L. sin aplicación de técnicas de control (SA), con aplicación de aminopyralid y triclopyr (AA+T) y con derrame de aminopyralid y triclopyr (DA+T). Se grafican las medias ajustadas y los errores estándares del modelo. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos (DGC, $P < 0.05$).

Figure 4. Total abundance of soil oribatid mites (Acari: Oribatida) in plots with adult individuals of *Ulmus pumila* L. without application of control techniques (SA), with application of aminopyralid and triclopyr (AA+T) and with spillage of aminopyralid and triclopyr (DA+T). Adjusted means and standard errors of the model are plotted. Different letters indicate significant differences between treatments (DGC, $P < 0.05$).

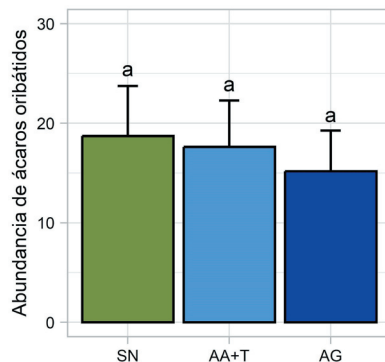


Figura 5. Abundancia total de ácaros oribátidos del suelo (Acari: Oribatida) en parcelas con especies leñosas nativas (SN), parcelas de adultos de *Ulmus pumila* L. con aplicación de aminopyralid y triclopyr (AA+T) y parcelas de juveniles de *U. pumila* con aplicación de glifosato (AG). Se grafican las medias ajustadas y los errores estándares del modelo. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos (DGC, $P < 0.05$).

Figure 5. Total abundance of soil oribatid mites (Acari: Oribatida) in plots with native woody species (SN), plots of *Ulmus pumila* L. adults with aminopyralid and triclopyr application (AA+T) and plots of *U. pumila* juveniles with glyphosate application (AG). Adjusted means and standard errors of the model are plotted. Different letters indicate significant differences between treatments (DGC, $P < 0.05$).

y AA+T) y las parcelas de bosque nativo (SN) —utilizadas como referencia— no mostró diferencias significativas ($F_{(2,33)}=0.19$, $P=0.8312$) (Figura 5, Material Suplementario-Tabla S4).

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en este trabajo evidencian un aumento significativo en la abundancia de ácaros oribátidos asociado a la presencia de individuos adultos de *U. pumila* en comparación con especies nativas del Espinal. En contraste, los estadios juveniles de olmo siberiano no presentaron diferencias significativas en la abundancia de ácaros respecto al bosque nativo. Por otra parte, la aplicación correcta de técnicas de control químico no afectó la abundancia de ácaros oribátidos, mientras que la simulación de derrame de ambos herbicidas produjo una disminución significativa tanto en individuos juveniles como en adultos de *U. pumila*.

Las diferencias en la abundancia observadas en suelos con presencia de *U. pumila* podrían responder a cambios en los aportes de hojarasca generados por esta leñosa, uno de los principales impactos de las EEI sobre la fauna del suelo (McGrath and Binkley 2009; Abgrall et al. 2019). En el ecosistema de referencia, dominado por especies xerófilas adaptadas a condiciones de déficit hídrico (Zeballos et al. 2018), la presencia de caracteres xeromórficos —como alto contenido de compuestos estructurales (lignina y celulosa), relación C:N elevada, compuestos secundarios (taninos y fenólicos) y hojas duras— reduce la calidad del detrito y su palatabilidad para los organismos detritívoros (Bedano et al. 2014). En contraste, *U. pumila*, al ser una especie caducifolia, genera una mayor acumulación de hojarasca de alta palatabilidad (Lamers et al. 2010), lo que favorecería el reclutamiento de detritívoros como los ácaros oribátidos. Si bien algunos estudios reportan efectos negativos de las modificaciones en el aporte de hojarasca inducidas por EEI sobre los ácaros oribátidos (Gutiérrez-López et al. 2014; Motard et al. 2015; Kooch et al. 2018), en nuestro trabajo, la presencia de individuos adultos de *U. pumila* se asoció con un aumento en su abundancia respecto al bosque nativo. Este resultado respalda la idea de que los efectos de las invasiones biológicas son complejos y contexto dependientes, variando según la interacción entre la especie invasora y el ecosistema receptor (Strayer 2020; Pearson et al. 2024; Haubrock et al. 2025).

El incremento de ácaros oribátidos registrado en presencia de *U. pumila* no implica necesariamente una mejora en la salud del suelo, ya que podría estar acompañado por la disminución de otros taxones de la mesofauna con requerimientos más específicos y por alteraciones en las redes tróficas del sistema (St. John et al. 2011; McCary and Wise 2019). Los estudios que integren múltiples componentes del ensamble de la mesofauna permitirían complementar estos resultados y evaluar con mayor precisión el impacto de la invasión de *U. pumila* sobre la salud del suelo en bosques xerófilos, así como su dinámica en relación con distintos estadios de desarrollo de la especie. Nuestros resultados muestran que el efecto de *U. pumila* sobre la abundancia de ácaros oribátidos fue insignificante en presencia de individuos juveniles. El efecto se intensificó en presencia de individuos adultos, lo que sugiere que el estado de desarrollo de los árboles (y su progresivo establecimiento y expansión en el sistema) desempeña un papel importante en la magnitud de sus efectos sobre la fauna del suelo (Motard et al. 2015). Este patrón podría estar asociado a un desfase temporal entre la incorporación de la especie y la manifestación de sus efectos sobre la biota edáfica; esto refuerza la importancia de considerar la dimensión temporal al evaluar el impacto de especies exóticas (Strayer et al. 2006; Kohyt and Skubała 2020). En conjunto, estos resultados resaltan la necesidad de incorporar el estado de desarrollo de los individuos como un indicador del avance de la especie en el sistema al evaluar y gestionar sus efectos sobre los ecosistemas.

Gran parte de la evidencia existente respecto del impacto de las técnicas de control químico sobre los organismos del suelo proviene de estudios en condiciones controladas, centrados en efectos toxicológicos sobre organismos modelo o en ensayos de microcosmos (Jimmo et al. 2018; Bergeron and Schmidt-Jeffris 2023; Voinorosky et al. 2022). En este contexto, los estudios a campo siguen siendo escasos, lo que resalta la relevancia de evaluar estos efectos en condiciones naturales. En nuestro estudio, la aplicación de glifosato no produjo cambios significativos en la abundancia de ácaros oribátidos, en concordancia con lo reportado por Mohammed et al. (2017), quienes tampoco observaron variaciones en la abundancia de microartrópodos bajo diferentes dosis en condiciones de campo. De manera similar, la aplicación de aminopyralid+triclopyr tampoco mostró efectos significativos sobre este grupo,

coincidiendo con estudios previos que reportan una baja incidencia del triclopyr sobre la fauna edáfica. En esta línea, Voinorosky et al. (2022) encontraron que las dosis de campo de este herbicida no afectaron la descomposición de la hojarasca ni la dinámica de invertebrados en ecosistemas boreales. En contraste, la evidencia específica sobre aminopyralid en organismos del suelo es aún limitada y se restringe, sobre todo, a ensayos estandarizados en laboratorios con organismos modelo, como los ácaros fitoseidos *Typhlodromus pyri*, que indican toxicidad moderada (mortalidad 30-60%) (University of Hertfordshire 2026). En conjunto, nuestros resultados muestran que la aplicación correcta de las técnicas de control químico no produjo cambios en la abundancia de ácaros oribátidos en el corto plazo (4 días post-aplicación). Considerando la disminución progresiva de los herbicidas en el suelo a lo largo de su vida media, se podría esperar que los resultados de este trabajo se extiendan, incluso, por períodos más prolongados. No obstante, resulta necesario monitorear por plazos más largos, abarcando, al menos, el período de persistencia de los principios activos evaluados.

Este estudio representa un aporte relevante al conocimiento sobre los efectos de las técnicas de control químico en condiciones de campo sobre la fauna edáfica en bosques templados de la Argentina. Asimismo, en contextos donde *U. pumila* presenta un alto grado de establecimiento y expansión (Muratore 2025), nuestros resultados sugieren que la aplicación adecuada de estas técnicas podría representar una herramienta viable para su manejo en estrategias de restauración de ambientes xerófilos.

La disminución significativa en la abundancia de ácaros observada en las parcelas donde se simuló el derrame de herbicidas indica que el contacto directo de estos productos con el suelo puede generar efectos negativos sobre la fauna edáfica. Este escenario, que podría ocurrir ante una manipulación inadecuada o errores durante la aplicación de los protocolos

de control, sugiere una acción biocida sobre los ácaros oribátidos. Estos efectos pueden producirse tanto de manera directa (i.e., a través de la ingestión de sustancias activas o su penetración epidérmica [Pelosi et al. 2014; Beaumelle et al. 2023]) como de forma indirecta (i.e., mediante modificaciones en los recursos tróficos y en las interacciones ecológicas con microorganismos del suelo, plantas y artrópodos superficiales [Zaller et al. 2014; Morgado et al. 2018]). En este sentido, estudios en sistemas agrícolas mostraron que los herbicidas pueden alterar la cantidad y la composición de los restos vegetales, así como las condiciones físico-químicas del suelo, afectando a las comunidades de microartrópodos incluso en mayor medida que la acción biocida directa (Stinner and House 1990; Voinorosky et al. 2022). En conjunto, estos resultados ponen de manifiesto la sensibilidad de la fauna edáfica al contacto directo con herbicidas y resaltan la importancia de un manejo adecuado durante su aplicación. Asimismo, evidencian la necesidad de profundizar en la evaluación de sus efectos en el tiempo, a fin de comprender sus implicancias sobre la salud del suelo y el funcionamiento del ecosistema.

Nuestro estudio aporta evidencia sobre los impactos asociados a la presencia de *U. pumila* y contribuye a comprender mejor los efectos de las técnicas de control químico en la fauna edáfica; en particular, la abundancia de ácaros oribátidos de bosques xerófilos del centro de la Argentina. Estos resultados son relevantes para gestionar especies leñosas exóticas en contextos de restauración ecológica; en especial, en sistemas donde la conservación de la biodiversidad es prioritaria.

AGRADECIMIENTOS. Este trabajo fue financiado por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT) y la Secretaría de Ciencia y Tecnología de la Universidad Nacional de Río Cuarto. Melina Muratore recibió una beca del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina.

REFERENCIAS

- Abgrall, C., E. Forey, and M. Chauvat. 2019. Soil fauna responses to invasive alien plants are determined by trophic groups and habitat structure: a global meta-analysis. *Oikos* 128(10):1390-1401. <https://doi.org/10.1111/oik.06493>.
- Andreasen, C., K. Høgh, and M. L. Jensen. 2020. The effect of foliar and soil application of Flufenacet and Prosulfofocarb on Italian ryegrass (*Lolium multiflorum* L.) control. *Agriculture* 10(11):552. <https://doi.org/10.3390/agriculture10110552>.
- Arana, M., E. Natale., N. Ferretti, G. Romano, A. Oggero, et al. 2021. Esquema biogeográfico de la República Argentina. Primera edición. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina. Archivo Digital: 978-950-668-039-8.
- Barker, A., and F. Dayan. 2019. Fate of glyphosate during production and processing of glyphosate-resistant sugar beet. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 67(7):2061-2065. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.8b05672>.

- Bartz, R., and I. Kowarik. 2019. Assessing the environmental impacts of invasive alien plants: a review of assessment approaches. *NeoBiota* 43:69-99. <https://doi.org/10.3897/neobiota.43.30122>.
- Beaumelle, L., L. Tison, N. Eisenhauer, J. Hines, S. Malladi, et al. 2023. Pesticide effects on soil fauna communities - A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 60:1239-1253. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14437>.
- Bedano, J. C., L. Sacchi, E. Natale, and H. Reinoso. 2014. Saltcedar (*Tamarix ramosissima*) invasion alters decomposer fauna and plant litter decomposition in a temperate xerophytic deciduous forest. *Advances in Ecology* 2014:519297. <https://doi.org/10.1155/2014/519297>.
- Bedano, J. C., M. Cantú, and M. Doucet. 2006. Influence of three different land management practices on soil mite (Arachnida: Acari) densities in relation to a natural soil. *Applied Soil Ecology* 32(3):293-304. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.07.009>.
- Bellard, C., P. Genovesi, and J. M. Jeschke. 2016 Global patterns in threats to vertebrates by biological invasions. *Proc R Soc B* 283:20152454. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.2454>.
- Bergeron, P., and R. Schmidt-Jeffris. 2023. Herbicides harm key orchard predatory mites. *Insects* 14(5):480. <https://doi.org/10.3390/insects14050480>.
- Bertolasi, B., C. Leonarduzzi, A. Piotti, S. Leonardi, L. Zago, et al. 2015. A last stand in the Po valley: genetic structure and gene flow patterns in *Ulmus minor* and *U. pumila*. *Annals of Botany* 115(4):683-692. <https://doi.org/10.1093/aob/mcu256>.
- Brunet, J., J. E. Zalapa, F. Peccori, and A. Santini. 2013. Hybridization and introgression between exotic Siberian elm, *Ulmus pumila*, and the native Field elm, *U. minor*, in Italy. *Biological Invasions* 15:2717-2730. <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0486-z>.
- Cabra-Rivas, I., P. Castro Díez, and A. Saldaña López. 2015. Análisis de la invasión del hábitat ribereño por tres árboles exóticos en España. *Ecosistemas* 24(1):18-28. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2015.24-1.04>.
- Capitanelli, R. 1979. Clima. Pp. 45-138 en J. B. Vázquez, R. A. Miatello R.A. and M. E. Roqué (eds.). *Geografía física de la Provincia de Córdoba*. Editorial Boldt, Córdoba. Argentina.
- Coyle, D. R., J. Nagendra, M. K. Taylor, J. H. Campbell, C. E. Cunard, et al. 2017. Soil fauna responses to natural disturbances, invasive species, and global climate change: Current state of the science and a call to action. *Soil Biology and Biochemistry* 110:116-133. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.03.008>.
- Cuevas, Y. A., and S. M. Zalba. 2010. Recovery of Native Grasslands after Removing Invasive Pines Restoration Ecology 18(5):711-716. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00506.x>.
- Di Marzio, W., M. E. Sáenz, J. Alberdi, N. Fortunato, M. Tangorra, et al. 2009. Estrategia de manejo de acacia negra (*Gleditsia triacanthos*) en la cuenca del río Luján. Evaluación ecotoxicológica del herbicida Togar BT. *Revista Argentina de Ecotoxicología y Contaminación Ambiental* 1(1):1-7.
- Di Rienzo, J. A., F. Casanoves, M. G. Balzarini, L. González, and M. Tablada. 2020. InfoStat versión estudiantil [Software]. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina. URL: <https://bit.ly/42R8fVj>.
- Díaz, S., J. Settele, E. Brondízio, H. Ngo, J. Agard, et al. 2019. Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science* 366(6471):eaax3100. <https://doi.org/10.1126/science.aax3100>.
- Doublet, J., L. Mamy, and E. Barriuso. 2009. Delayed degradation in soil of foliar herbicides glyphosate and sulcotrione previously absorbed by plants: consequences on herbicide fate and risk assessment. *Chemosphere* 77(4):582-589. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.06.044>.
- Fadin, D., V. Tornisiello, A. Barroso, S. Ramos, F. Dos Reis, et al. 2018. Absorption and translocation of glyphosate in *Spermacoce verticillata* and alternative herbicide control. *Weed Research* 58(5):389-396. <https://doi.org/10.1111/wre.12329>.
- Fanin, N., S. Bezaud, J. Sarneel, S. Cecchini, M. Nicolas, et al. 2019. Relative importance of climate, soil and plant functional traits during the early decomposition stage of standardized litter. *Ecosystems* 23:1004-1018. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00452-z>.
- Gainer, A., N. Hogan, and S. Siciliano. 2019. Soil invertebrate avoidance behavior identifies petroleum hydrocarbon contaminated soils toxic to sensitive plant species. *Journal of Hazardous Materials* 361:338-347. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.08.086>.
- Gann, G., T. McDonald, B. Walder, J. Aronson, C. Nelson, et al. 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second Edition. *Restoration Ecology* 27(S1):S1-S46. <https://doi.org/10.1111/rec.13035>.
- Gergócs, V., and L. Hufnagel. 2016. The effect of microarthropods on litter decomposition depends on litter quality. *European Journal of Soil Biology* 75:24-30. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2016.04.008>.
- Gergócs, V., and L. Hufnagel. 2017. Comparing the natural variation of oribatid mite communities with their changes associated with anthropogenic disturbance. *Environmental Monitoring and Assessment* 189:203. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5897-3>.
- Gioria, M., P. Hulme, D. Richardson, and P. Pyšek. 2023. Why are Invasive plants successful? *Annual Review of Plant Biology* 74:635-670. <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-070522-071021>.
- González Ortega, E., and M. H. Fuentes Ponce. 2022. Dinámica del glifosato en el suelo y sus efectos en la microbiota. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 38:127-144. <https://doi.org/10.20937/RICA.54197>.
- Gutiérrez-López, M., E. Ranera, M. Novo, R. Fernández, and D. Trigo. 2014. Does the invasion of the exotic tree *Ailanthus altissima* affect the soil arthropod community? The case of a riparian forest of the Henares River (Madrid). *European Journal of Soil Biology* 62:39-48. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2014.02.010>.

- Hasegawa, M. 2001. The relationship between the organic matter composition of a forest floor and the structure of a soil arthropod community. *European Journal of Soil Biology* 37(4):281-284. [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(01\)01099-8](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(01)01099-8).
- Haubrock, P. J., M. Novello, N. Angelo Abreo, D. Błońska, A. C. Sampaio Franco, et al. 2025. A global account of established non-native fish species. *Global Change Biology* 31:e70451. <https://doi.org/10.1111/gcb.70451>.
- INBIAR. 2021. Segundo Inventario Nacional de Bosques Nativos. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. URL: tinyurl.com/4tfkxujr.
- IDECOR. 2025. Cartas de suelos de Córdoba. Hoja 3363-19 "Río Cuarto". Ministerio de Bioagroindustria, Provincia de Córdoba. URL: tinyurl.com/3unpjhfv.
- Isbell, F., P. Balvanera, A. Mori, J. He, J. Bullock, et al. 2023. Expert perspectives on global biodiversity loss and its drivers and impacts on people. *Frontiers in Ecology and the Environment* 21(2):94-103. <https://doi.org/10.1002/fee.2536>.
- Jaureguiberry, P., N. Titeux, M. Wiemers, D. Bowler, L. Coscieme, et al. 2022. The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Science Advances* 8:eabm9982. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>.
- Jimmo, A., K. Isbister, E. Lamb, S. Siciliano, and K. J. Stewart. 2018. Linking herbicide dissipation to soil ecological risk along transmission rights-of-way in the Yukon Territory, Canada. *Journal of Environmental Quality* 47(6):1356-1364. <https://doi.org/10.2134/jeq2018.01.0053>.
- Junggebauer, A., C. Bluhm, G. Erdmann, S. Bluhm, M. Pollierer, et al. 2024. Temporal variation of soil microarthropods in different forest types and regions of central Europe. *Oikos*:e10513. <https://doi.org/10.1111/oik.10513>.
- Kohyt, J., and P. Skubała. 2020. Oribatid mite (Acari: Oribatida) communities reveal the negative impact of the red oak (*Quercus rubra* L.) on soil fauna in Polish commercial forests. *Pedobiologia - Journal of Soil Ecology* 79:150594. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2019.150594>.
- Kooch, Y., M. Tavakoli, and M. Akbarinia. 2018. Tree species could have substantial consequences on topsoil fauna: a feedback of land degradation/restoration. *European Journal of Forest Research* 137(12). <https://doi.org/10.1007/s10342-018-1140-1>.
- Koudela, M., M. Soukupová, E. Jablonská, T. Šmrhová, T. Engl, et al. 2025. Ability of soil microorganisms to degrade aminopyralid and its effect on their growth. *Plant, Soil and Environment* 71:58-65. <https://doi.org/10.17221/586/2024-PSE>.
- Lamers, J. P., C. Martius, A. Khamzina, M. Matkarimova, D. Djumaeva, et al. 2010. Green foliage decomposition in tree plantations on degraded, irrigated croplands in Uzbekistan, Central Asia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 87(2):249-260. <https://doi.org/10.1007/s10705-009-9336-x>.
- Lehmitz, R., D. Russell, K. Hohberg, A. Christian, and W. E. Xylander. 2012. Active dispersal of oribatid mites into young soils. *Applied Soil Ecology* 55:10-19. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.12.003>.
- Lussenhop, J. 1992. Mechanisms of microarthropod-microbial interactions in soil. *Advances in Ecological Research* 23: 1-33. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60145-2](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60145-2).
- Maaß, S., T. Caruso, and M.C. Rillig. 2015. Functional role of microarthropods in soil aggregation. *Pedobiologia* 58(2-3): 59-63. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2015.03.001>.
- Manu, M., V. Honciuc, A. Neagoe, R. Băncilă, V. Iordache, et al. 2019. Soil mite communities (Acari: Mesostigmata, Oribatida) as bioindicators for environmental conditions from polluted soils. *Scientific Reports* 9:20250. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-56700-8>.
- McCary, M., and D.H. Wise. 2019. Plant invader alters soil food web via changes to fungal resources. *Oecologia* 91(3): 587-599. <https://doi.org/10.1007/s00442-019-04510-0>.
- McGeoch, M. A., D. Clarke, N. Avinash Mungi, and A. Ordóñez. 2024. A nature-positive future with biological invasions: theory, decision support and research needs. *Philosophical Transactions of The Royal Society B* 379:20230014. <https://doi.org/10.1098/rstb.2023.0014>.
- McGrath, D.A., and M.A. Binkley. 2009. *Microstegium vimineum* invasion changes soil chemistry and microarthropod communities in Cumberland Plateau forests. *Southeastern Naturalist* 8(1):141-156. <https://doi.org/10.1656/058.008.0113>.
- Mehdizadeh, M., W. Mushtaq, S. Siddiqui, S. Ayadi, P. Kaur, et al. 2021. Herbicide residues in agroecosystems: fate, detection and effect on non-target plants. *Reviews in Agricultural Science* 9:157-167. <https://doi.org/10.7831/ras.9.0157>.
- Mito, T., and T. Uesugi. 2004. Invasive Alien Species in Japan: The status quo and the new regulation for prevention of their adverse effects. *Global Environmental Research* 8(1):1-14.
- Mohammed, A. M., O. Umeozor, and T. Gbarakoro. 2017. The effects of Glyphosate and Multrazine on the abundance and diversity of soil microarthropods at the University Park, University of Port-Harcourt, Nigeria. *European Journal of Experimental Biology* 7(1:2). <https://doi.org/10.21767/2248-9215.100002>.
- Morgado, R., S. Loureiro, and M. N. González-Alcaraz. 2018. Chapter 3—Changes in soil ecosystem structure and functions due to soil contamination. Pp. 59-87 en A. C. Duarte, A. Cachada and T. Rocha-Santos (eds.). *Soil pollution*. Academic Press, Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-849873-6.00012-1>.
- Motard, E., S. Dusz, B. Geslin, M. Akpa-Vinceslas, C. Hignard, et al. 2015. How invasion by *Ailanthus altissima* transforms soil and litter communities in a temperate forest ecosystem. *Biological Invasions* 17:1817-1832. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0838-3>.
- Muratore, M. N. 2025. Evaluación del potencial de *Azospirillum* en la mitigación de impactos ambientales negativos de las técnicas de control químico para especies exóticas invasoras. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Río Cuarto,

- Córdoba, Argentina. Pp. 30. URL: tinyurl.com/ks9ejzxm.
- Natale, E., M. Arana, G. Villalba, H. Reinoso, M. de la Reta, and A. Oggero. 2019. Caracterización y Estado de Conservación de la vegetación ribereña de la cuenca media del río Cuarto (Córdoba, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 54:105-123. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v54.n1.23589>.
- Nyssen, B., J. Ouden, A. Bindewald, P. Brancalion, K. Kremer, *et al.* 2024. Established invasive tree species offer opportunities for forest resilience to climate change. *Current Forestry Reports* 10:456-486. <https://doi.org/10.1007/s40725-024-00232-6>.
- Ojala, R., and V. Huhta. 2001. Dispersal of microarthropods in forest soil. *Pedobiologia* 45(5):443-450. <https://doi.org/10.1078/0031-4056-00098>.
- Pearson, B., M. Minor, A. Robertson, A. Clavijo McCormick. 2024. Plant invasion down under: exploring the below-ground impact of invasive plant species on soil properties and invertebrate communities in the Central Plateau of New Zealand. *Biological Invasions* 26:4215-4228. <https://doi.org/10.1007/s10530-024-03441-z>.
- Pelosi, C. S. Barot, Y. Capowicz, M. Hedde, and F. Vandenbulcke. 2014. Pesticides and earthworms. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 34:199-228. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0151-z>.
- Pyšek, P., P. E. Hulme, D. Simberloff, S. Bacher T. M. Blackburn, *et al.* 2020. Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews* 95:1511-1534. <https://doi.org/10.1111/brv.12627>.
- R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R. Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: bit.ly/3KMv4Dm.
- Richardson, D. M., C. Hui, M. A. Nuñez, and A. Pauchard. 2014. Tree invasions: patterns, processes, challenges and opportunities. *Biological Invasions* 16:473-81. <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0606-9>.
- Rodgers, V. L., S. Scanga, M. Kolozsvary, D. Garneau, J. Kilgore, *et al.* 2022. Where is garlic mustard? Understanding the ecological context for invasions of *Alliaria petiolata*. *BioScience* 72(6):521-537. <https://doi.org/10.1093/biosci/biac012>.
- Sandler, R. V., L. B. Falco, C. Di Ciocco, R. De Luca, and C. E. Coviella. 2010. Eficiencia del embudo Berlese-Tullgren para extracción de artrópodos edáficos en suelos Argiúdoles típicos de la provincia de Buenos Aires. *Ciencia del Suelo* 28(1):1-7. Versión On-line ISSN 1850-2067.
- Sharma, A., A. Shukla, K. Attri, M. Kumar, P. Kumar, *et al.* 2020. Global trends in pesticides: A looming threat and viable alternatives. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 201:110812. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110812>.
- Southwood, T. R., and P. A. Henderson. 2000. *Ecological methods*. Third edition. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Spalazzi, M., T. Milani, C. Nuñez, M. A. Nuñez, and F. Teste. 2024. Injection-based approaches for controlling Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) invasion in conservation efforts of the Patagonian forest. *Invasive Plant Science and Management* 17(2):104-113. <https://doi.org/10.1017/inp.2024.11>.
- St. John, M. G., K. H. Orwin, and I. A. Dickie. 2011. No 'home' versus 'away' effects of decomposition found in a grassland-forest reciprocal litter transplant study. *Soil Biology and Biochemistry* 43(7):1482-1489. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.03.022>.
- Stinner, B. R., and G. J. House. 1990. Arthropods and other invertebrates in conservation-tillage agriculture. *Annual Review of Entomology* 35:299-318. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.35.010190.001503>.
- Strayer, D., V. Eviner, J. Jeschke, and M. Pace. 2006. Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 21(11):645-651. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.07.007>.
- Strayer, D. L. 2020. Non-native species have multiple abundance-impact curves. *Ecology and Evolution* 10:6833-6843. <https://doi.org/10.1002/ece3.6364>.
- Tu, M., C. Hurd, R. Robison, and J. M. Randall. 2001. Triclopyr. Pp. 7k1-7k7 en J. M. Randall and M. Hoshovsky (eds.). *Weed control methods handbook: Tools and techniques for use in natural areas*. The Nature Conservancy. All U.S. Government Documents (Utah Regional Depository). URL: digitalcommons.usu.edu/govdocs/533.
- United States Department of Agriculture. 2017. Field guide for managing Siberian Elm in the Southwest. URL: <http://bit.ly/484kxx6>.
- University of Hertfordshire. 2026. Aminopyralid (XDE 750). Pesticide Properties DataBase. URL: tinyurl.com/4evzupjf.
- Voinorosky, C., K. Standen, and K. Stewart. 2022. Environmental impact of triclopyr on habitat quality in boreal rights-of-way. *Environmental Toxicology and Chemistry* 41(12):2955-2967. <https://doi.org/10.1002/etc.5475>.
- Wehner, K., M. Heethoff, and A. Brückner. 2018. Seasonal fluctuation of oribatid mite communities in forest microhabitats. *PeerJ* 6:e4863. <https://doi.org/10.7717/peerj.4863>.
- Weidlich, E. W., F. Flórido, T. Sorrini, and P. Brancalion. 2020. Controlling invasive plant species in ecological restoration: A global review. *Journal of Applied Ecology* 57:1806-1817. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13656>.
- Wesche, K., D. Walther, H. von Wehrden, and E. Hensen. 2011. Trees in the desert: Reproduction and genetic structure of fragmented *Ulmus pumila* forests in Mongolian drylands. *Flora* 206(2):91-99. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2010.01.012>.
- Wiatrowska, B., P. Kurek, T. Rutkowski, A. Napierała, P. Sienkiewicz, *et al.* 2024. Consequences of *Spiraea tomentosa* invasion in Uropodina mite (Acari: Mesostigmata) communities in wet Meadows. *Experimental and Applied Acarology* 93:609-626. <https://doi.org/10.1007/s10493-024-00951-2>.
- Wickham, H. 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-98141-3>.
- Yang, R., J. Dong, C., C. Li, L. Wang, Q. Quan, *et al.* 2021. The decomposition process and nutrient release of invasive

- plant litter regulated by nutrient enrichment and water level change. *PLoS ONE* 16(5):e0250880. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0250880>.
- Zaller, J. G., F. Heigl, L. Ruess, and A. Grabmaier. 2014. Glyphosate herbicide affects belowground interactions between earthworms and symbiotic mycorrhizal fungi in a model ecosystem. *Scientific Reports* 4:5634. <https://doi.org/10.1038/srep05634>.
- Zeballos, S. R., M. A. Giorgis, M. R. Cabido, A. T. Acosta, M. R. Iglesias, et al. 2018. The lowland seasonally dry subtropical forests in central Argentina: Vegetation types and a call for conservation. *Applied Vegetation Science* 21(2):315-329. <https://doi.org/10.1111/avsc.12355>.
- Zhang, P., B. Li, J. Wu, and S. Hu. 2018. Invasive plants differentially affect soil biota through litter and rhizosphere pathways: a meta-analysis. *Ecology Letters*. <https://doi.org/10.1111/ele.13181>.
- Ziska, L. H. 2016. The role of climate change and increasing atmospheric carbon dioxide on weed management: Herbicide efficacy. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 231(1):304-309. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.014>.