

El banco de semillas del suelo como indicador de resiliencia en una reserva natural afectada por la arbustización

Ricardo Daniel ERNST^{1*}, Mariela Lis AMBROSINO^{1,2}, Yanina Alejandra TORRES^{3,4} & Mayra de los Ángeles POCHETTI¹

¹Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de la Pampa, Santa Rosa, Argentina. ²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Santa Rosa, Argentina. ³Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (DA-UNS), Bahía Blanca, Argentina. ⁴Laboratorio de Ecosistemas Naturales y Agropecuarios, Comisión de Investigaciones Científicas (LENA-CIC), Bahía Blanca, Argentina.

* Autor de correspondencia, ricardodanielernst@gmail.com

Resumen. En la actualidad, los pastizales naturales de la región árida y semiárida central de Argentina registran un aumento de especies leñosas y herbáceas anuales y exóticas, con la consecuente pérdida de funciones ecosistémicas y diversidad. Su rehabilitación depende del banco de semillas del suelo (BSS), principal reserva de propágulos para el mantenimiento y regeneración de la comunidad vegetal, y de su dinámica frente a distintas intervenciones. El objetivo fue evaluar la respuesta del BSS en distintos parches de vegetación sometidos a un raleo mecánico y quema prescrita. El trabajo se realizó en la Reserva Provincial Parque Luro (La Pampa), en un área con cobertura de leñosas superior al 75%, dominada por *Neltuma caldenia*. Mediante un raleo forestal y posterior quema prescrita, se establecieron dos tratamientos: control e intervenido. En cada uno se seleccionaron parches: árboles y arbustos, arbustos y graminoso/herbáceo. Se tomaron muestras de suelo, para estudiar el BSS germinable y se realizaron censos de vegetación. Las especies registradas se clasificaron en grupos funcionales. Los datos se analizaron mediante ANOVA y ACP. Las intervenciones favorecieron a las gramíneas heliófilas perennes en parches abiertos y arbustivos, mientras que las exóticas mostraron menor densidad en áreas intervenidas y sin reclutamiento en parches leñosos. Las gramíneas umbrófilas perennes fueron más abundantes en parches con cobertura arbórea, y las especies anuales no respondieron al manejo. En conjunto, las intervenciones favorecieron la recuperación funcional del sistema y limitaron procesos de invasión, siendo clave el monitoreo del BSS para orientar estrategias de conservación y rehabilitación.

Palabras claves: intervenciones, disturbios, pastizales naturales, lignificación, propágulos, rehabilitación.

Soil seed bank as an indicator of resilience in a nature reserve affected by shrub encroachment.

Abstract: Currently, rangelands in arid and semiarid central region of Argentina are experiencing an increase in woody species and annual and exotic herbaceous species, with the consequent loss of ecosystem functions and diversity. Their rehabilitation depends on the soil seed bank (SSB), the main reservoir of propagules for the maintenance and regeneration of the plant community, and on its dynamics under different interventions. The objective was to evaluate the response of the SSB in different vegetation patches subjected to mechanical thinning and prescribed burning. The study was carried out in Reserva Provincial Parque Luro (La Pampa), in an area with woody cover greater than 75%, dominated by *Neltuma caldenia*. Through forest thinning and subsequent prescribed burning, two treatments were established: control and intervened. In each, patches were selected: trees and shrubs, shrubs, and grassland/herbaceous. Soil samples were taken to study the germinable SSB, and vegetation surveys were conducted. The recorded species were classified into functional groups. Data were analyzed using ANOVA and PCA. The interventions favored perennial heliophilous grasses in open and shrub patches, while exotic species showed lower density in intervened areas and no recruitment in woody patches. Perennial shade-tolerant grasses were more abundant in patches with tree cover, and annual species did not respond to management. As a whole, the interventions favored the functional recovery of the system and limited invasion processes, with SSB monitoring being key to guiding conservation and rehabilitation strategies.

Key words: interventions, disturbances, rangelands, lignification, propagules, rehabilitation.

DOI

Recibido 2025-__ - Aceptado 2026-__

INTRODUCCIÓN

En numerosos ecosistemas áridos y semiáridos del mundo dominados históricamente por pastizales naturales se observa un incremento en la densidad y cobertura de especies arbustivas y herbáceas nativas, junto con la aparición de especies exóticas (Estelrich & Suárez, 2022). Este aumento de arbustos nativos donde antes estaban ausentes o eran muy escasos, conocido como arbustización, altera profundamente la estructura y funcionamiento de las comunidades vegetales, pudiendo desencadenar procesos de desertificación, pérdida de funciones ecosistémicas y fragmentación del paisaje (Bai & Cotrufo, 2023; Torres *et al.*, 2024). En algunos entornos, el avance parcial de los arbustos contribuiría a revertir la desertificación en lugar de aumentarla, dependiendo de las características funcionales de las especies involucradas y del grado en que se produzca este proceso (Maestre *et al.*, 2009; Eldridge *et al.*, 2011; Soliveres, 2026). Sin embargo, estas transformaciones generan condiciones ambientales que reducen el espacio disponible y la calidad de la luz y agua que llega al suelo, lo que afecta la composición, dinámica y resiliencia del pastizal (Suárez *et al.*, 2022).

En Argentina, el Distrito del Caldén o “caldenal”, dentro de la Provincia Fitogeográfica del Espinal (Cabrera, 1971), presenta distintos estados de degradación asociados al proceso de arbustización (Cangiano *et al.*, 2021). Durante el siglo XX, prácticas como el pastoreo continuo, la disminución de incendios naturales, la desforestación con fines productivos y la introducción de exóticas modificaron profundamente su fisonomía original (Rauber *et al.*, 2014). El paisaje pasó de un bosque abierto, dominado por estratos arbóreos y graminoso/herbáceos, a una estructura heterogénea con parches de vegetación diversa y mayor presencia de especies leñosas en todos sus estratos (Cangiano *et al.*, 2021).

Frente a esta problemática, se han implementado diferentes estrategias de conservación y manejo orientadas a la recuperación del bosque nativo. Entre las técnicas utilizadas se encuentran las quemaduras prescritas (Bilbao *et al.*, 2020) y diversas intervenciones mecánicas (Adema *et al.*, 2004). Estas prácticas producen disturbios con intensidades variables: desde la roturación total del suelo (hasta 15 cm de profundidad) y su cobertura vegetal, hasta la reducción parcial de la biomasa aérea sin afectar directamente al suelo (Suárez *et al.*, 2022). Sin embargo, con el tiempo, sus efectos tienden a disminuir y se reinicia el proceso de arbustización. Paralelamente, aumentan las oportunidades para el ingreso y establecimiento de especies exóticas particularmente competitivas en ambientes semiáridos donde el agua es el principal recurso limitante (Nickelson *et al.*, 2015).

La respuesta de la vegetación a estas técnicas depende en gran medida de la composición y estructura del banco de semillas del suelo (BSS; Ernst *et al.*, 2020), considerado el principal reservorio para la regeneración de las comunidades vegetales. El BSS está constituido por semillas viables o latentes contenidas en los primeros centímetros del suelo y entre los residuos vegetales, capaces de germinar y establecerse en el tiempo (Marañón, 2005). Su composición, densidad y persistencia determinan la respuesta del ecosistema frente a disturbios y orientan la trayectoria sucesional (Bertiller, 1996). Estudios realizados en el caldenal indican que la apertura del sistema genera cambios en variables ambientales como la radiación incidente, la temperatura, la humedad del suelo y la disponibilidad de recursos, lo que puede producir respuestas diferenciales en la germinación y el establecimiento de especies provenientes del BSS. Dichas respuestas tenderían a favorecer a las gramíneas forrajeras en detrimento de las gramíneas no forrajeras presentes en el estrato graminoso/herbáceo (Ernst *et al.*, 2017; Morici *et al.*, 2022). De manera similar, estudios realizados en otros pastizales del país señalan que estas respuestas diferenciales pueden acentuarse en función del incremento de la heterogeneidad espacial entre parches de vegetación y de la intensidad de los disturbios, tales como sequías, incendios o pastoreo (Ghermandi & Gonzalez, 2009; Leder *et al.*, 2017). En este contexto, se ha observado una disminución de la abundancia de especies perennes y un incremento de especies anuales, particularmente exóticas (Leder *et al.*, 2017).

Las áreas protegidas, no utilizadas con fines productivos, cumplen un rol esencial al preservar ambientes representativos y mantener su integridad ecológica (Cantu-Zalazar & Gastón, 2010). Reserva Provincial Parque Luro constituye el único sitio destinado a la conservación del bosque de caldén en La Pampa (González-Roglich *et al.*, 2012). A su vez, González-Roglich *et al.* (2012) mencionan que, aunque se logró evitar el reemplazo del bosque por cultivos, proceso muy marcado fuera de sus límites, la reserva experimentó un notable aumento del estrato leñoso, lo que favoreció la arbustización del sistema y la pérdida de heterogeneidad ambiental. Implementar intervenciones

de control o reducción de leñosas se vuelve fundamental para conservar la diversidad del caldenal y mantener una proporción equilibrada de especies herbáceas.

El objetivo del presente trabajo fue analizar la respuesta del BSS a la combinación de una quema prescrita seguida de un raleo mecánico, considerando distintos parches de vegetación en un caldenal arbustizado. Se formularon las siguientes hipótesis (H) y predicciones (P): H1) Las intervenciones de manejo (quema prescrita seguida de raleo mecánico) afectan la expresión del banco de semillas del suelo (BSS) germinable, particularmente del estrato gramíneo/herbáceo; P1) Luego de las intervenciones, la densidad y/o riqueza del BSS germinable del estrato gramíneo/herbáceo será mayor en las áreas intervenidas que en las áreas no intervenidas; H2) Las intervenciones generan condiciones ambientales que afectan la expresión del BSS germinable de las especies exóticas; P2) Las áreas intervenidas presentarán mayor riqueza y/o densidad de especies exóticas en el BSS germinable que las áreas sin intervención.

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización del área de estudio

La Reserva Provincial Parque Luro (RPPL) se ubica en la Provincia de La Pampa, Argentina. Posee 7608 ha, y se encuentra en la Provincia Fitogeográfica del Espinal, Distrito del Caldén, constituyendo actualmente la porción de bosque más grande del distrito (Duval *et al.*, 2019; Fig. 1). El clima es templado, con temperaturas superiores a 35°C en verano y mínimas de -8°C en invierno. La precipitación media anual es de 676 mm, registrándose los mayores valores durante los meses de octubre, noviembre y diciembre (Casagrande & Conti, 1980).

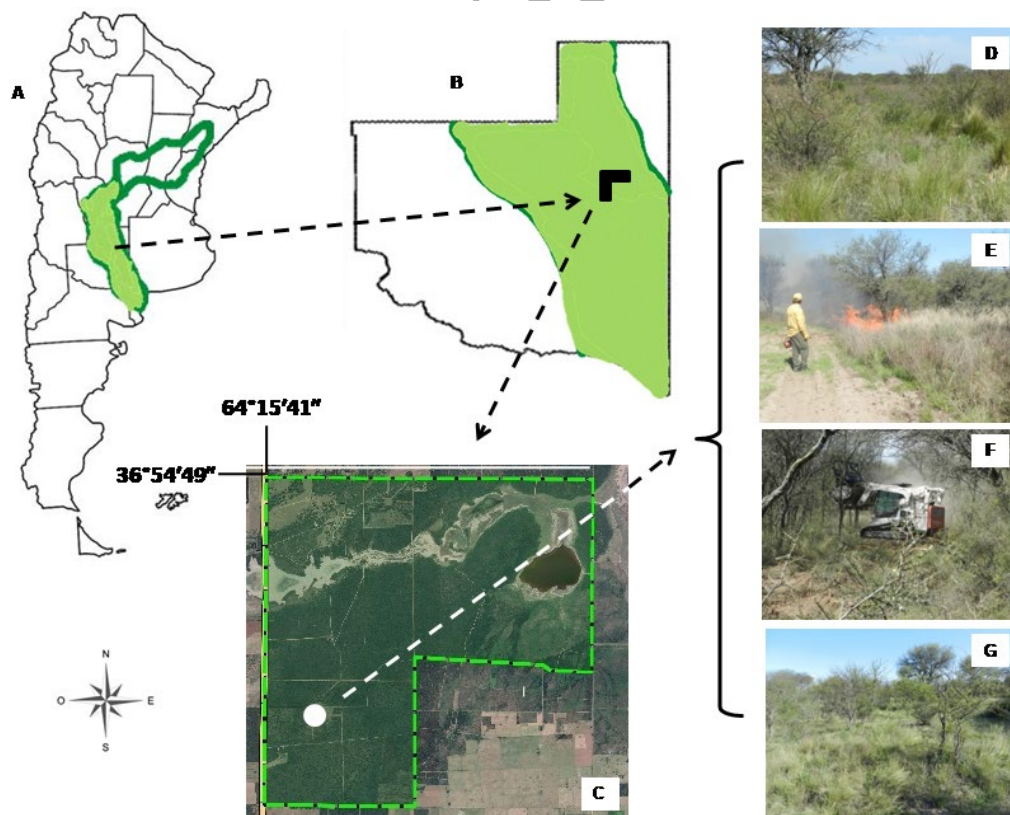


Fig. 1. A. Distribución de la Región Fitogeográfica del Espinal en Argentina (línea verde) y del Distrito del Caldén (área verde). B. Ubicación del caldenal en La Pampa (área verde). C. delimitación de la Reserva Provincial Parque Luro y ubicación del área de estudio. D. Área control. E. Quema controlada. F. Raleo mecánico con trituradora forestal. G. Área intervenida.

El área se caracteriza por la presencia de un bosque de *Neltuma caldenia* (caldén), acompañado en menor proporción por otros árboles como *N. flexuosa*, *Geoffroea decorticans* y *Jodina rhombifolia*. El estrato arbustivo es variable, con una cobertura media/alta, donde se identifican, entre otras especies, *Schinus fasciculatus*, *Condalia microphylla*, *Lycium chilense* y *Aloysia gratissima*. El estrato graminoso/herbáceo se caracteriza por la existencia de una matriz de parches con dominancia alternada de especies de gramíneas heliófilas perennes como *Poa ligularis* y *Piptochaetium napostaense*, gramíneas umbrófilas perennes como *Nassella tenuissima* y *Jarava ichu*, junto a dicotiledóneas anuales como *Conyza bonariensis*, *Parietaria debilis* y *Cerastium junceum* (Muiño *et al.*, 2024). Entre la fauna presente en la RPPL pueden mencionarse la liebre europea (*Lepus europaeus*), el jabalí (*Sus scrofa*), vizcachas (*Lagostomus maximus*) y el ciervo colorado (*Cervus elaphus*), junto con especies nativas que han sido recientemente reintroducidas, como el guanaco (*Lama guanicoe*) y la liebre mara (*Dolichotis patagonum*) (Campos *et al.*, 2008). La fisonomía seleccionada para este estudio corresponde a un bosque muy abierto con arbustal cerrado, en una densidad superior a 2000 caldenes/ha. Se identifican tres estratos de vegetación, dos leñosos, arbóreo y arbustivo, según el DAP (diámetro a la altura del pecho) mayor o menor a 10 cm, respectivamente, y un último, compuesto por especies gramíneas/herbáceas, distribuido de forma irregular.

Diseño experimental y descripción de los parches de vegetación muestreados

El diseño experimental fue completamente aleatorizado con réplicas balanceadas ($n=5$). Se delimitaron dos áreas de 1 ha cada una, con y sin intervención (Control), distantes de caminos perimetrales y picadas (Fig.1). Seguidamente, dentro de cada área, se seleccionaron al azar parches de vegetación de 20 m²: cinco parches con predominio de árboles y arbustos (AA), cinco con presencia exclusiva de arbustos o rebrotes arbustivos producto del manejo aplicado (A), y cinco con vegetación graminosa/herbácea (GH), libres de leñosas.

Descripción de las intervenciones aplicadas

En septiembre de 2017 se realizó una quema controlada sobre un área de 30 ha (Fig. 1). Posterior a la quema, y en el mismo sitio, se realizó una intervención mecánica con trituradora forestal. El pasaje de la maquinaria dejó en pie individuos arbóreos con un DAP superior a 10 cm y, en algunas áreas, se roturaron los primeros 10–15 cm del suelo, permitiendo la incorporación de restos vegetales quemados y triturados (Fig. 1).

Análisis del banco de semillas germinable del suelo y caracterización de la comunidad vegetal

El muestreo de suelo para analizar banco de semillas se realizó en febrero de 2023, una vez finalizada la lluvia de semillas tanto de gramíneas como de dicotiledóneas. De esta forma, se garantizó la inclusión de semillas, ya sea retenidas en la broza o incorporadas al suelo. Debido a la alta heterogeneidad del sitio y del BSS en escalas reducidas, se tomaron tres submuestras de suelo por área (control e intervenida) y por tipo de parche de vegetación (AA, A y GH). Considerando que la mayor parte de las semillas se concentra en los primeros centímetros del perfil edáfico (Ernst *et al.*, 2020), las muestras se recolectaron con un cilindro metálico de 4 cm de profundidad y 7 cm de diámetro, lo que permitió incluir el mantillo superficial y la capa superior del suelo (volumen: 154 cm³), según lo recomendado por Roberts (1981). Adicionalmente, en cada parche de vegetación se realizaron censos florísticos para identificar y registrar las especies de la comunidad vegetal (Braun-Blanquet, 1979).

En el laboratorio, las muestras de suelo se secaron al aire hasta permitir su tamizado, durante el cual se extrajeron fragmentos de plantas, insectos y heces. Posteriormente, se almacenaron en cámara a 4°C con el fin de romper la dormición de algunas semillas. Luego, las muestras se dispusieron en bandejas de germinación para registrar la emergencia de plántulas, siguiendo el método del BSS germinable (Piudo & Caverro, 2005; Ernst *et al.*, 2015). Una vez germinadas las semillas, se identificaron, contabilizaron y extrajeron las plántulas, proceso que duró cuatro meses (Ernst *et al.*, 2015).

A partir de los resultados obtenidos del BSS germinable y de la vegetación, se determinó la riqueza específica y se confeccionó una lista florística. Para esto, se siguió el criterio de la base de datos del Instituto de Botánica Darwinion, lo que permitió identificarlas a nivel de familia y especie (Zuloaga *et al.*, 2025). Las especies se clasificaron considerando su ciclo de vida (anuales-perennes), origen

geográfico (nativas-exóticas), hábito de crecimiento (arbóreo, arbustivo, subarbustivo o graminoso/herbáceo) y según el sistema de formas biológicas de Raunkiaer (1934).

En particular para el BSS, las especies identificadas se agruparon según su persistencia en el suelo como transitorias (menos de un año), persistentes a corto plazo (entre uno y cinco años) y persistentes a largo plazo (más de cinco años) (Thompson, 1992). Esta clasificación se basó en trabajos previos realizados en el caldenal por Morici (2006) y Morici *et al.* (2022). Adicionalmente, las especies se clasificaron en los siguientes grupos funcionales: gramíneas heliófilas perennes (GHP), gramíneas umbrófilas perennes (GUP), gramíneas y dicotiledóneas anuales (GA+DA) y dicotiledóneas perennes (DP). Los dos últimos grupos incluyeron especies nativas y exóticas. Estas últimas (E) también se analizaron de manera independiente dentro de las gramíneas y dicotiledóneas anuales y perennes (Vecchio *et al.*, 2022).

Análisis estadístico

Para el análisis de los resultados se utilizó el software INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2020). Los datos obtenidos en relación a las variables vinculadas con el BSS y la riqueza de la comunidad vegetal presente, fueron analizados mediante ANOVA siguiendo una estructura factorial con parcelas divididas, donde la parcela principal fue el manejo (intervenido y su respectivo control) y las subparcelas, los parches de vegetación (árboles y arbustos, arbustos y graminoso/herbáceo). Para la comparación entre medias se usó la prueba de Tukey (con un nivel de significancia del 0,05). Finalmente, para establecer relaciones entre las especies del BSS germinable, a través de los manejos y parches de vegetación, se seleccionaron las especies más abundantes de cada grupo funcional, y se efectuó un análisis de componentes principales (ACP).

RESULTADOS

En el sitio de estudio se registró un total de 61 especies vegetales. Sus características se presentan en la Tabla 1. En el BSS germinable se identificaron 35 especies, comprendidas en 12 familias, representadas mayormente por Poaceae y Asteraceae (34% y 20%, respectivamente), y en menor proporción de Apiaceae (9%), Brassicaceae (6%) y Fabaceae (6%). Del total de las especies, el 37% posee un ciclo de vida perenne, siendo las gramíneas más abundantes (plántulas/m²): *Piptochaetium napostaense* y *Jarava ichu*. El 63 % restante correspondió a especies anuales, incluyendo tanto gramíneas como dicotiledóneas. De acuerdo a su origen, el 23% fueron exóticas (dominadas por Chenopodiaceae y Asteraceae), donde la más frecuente fue *Chenopodium album* en el área control (C), mientras que, en el área intervenida (I), lo fue *Centaurea solstitialis*. Dentro de las especies nativas (77%) la de mayor representación fue *Parietaria debilis* en C y *Poa ligularis* en I; mientras que *J. ichu* y *Descurainia erodiifolia* estuvieron presentes en ambas áreas. El 97% de las especies presentan un hábito de crecimiento graminoso/herbáceo. Un resultado relevante fue la ausencia de especies leñosas en el BSS germinable, con excepción de *Neltuma caldenia*, que se detectó únicamente en C, con presencia en los parches de árboles y arbustos. Las formas biológicas quedaron representadas mayormente por 23 taxones correspondientes a terófitos (66%), y 9 taxones a hemicriptófitos (26%). Según su persistencia en el BSS germinable, el 49% estuvo representado por semillas persistentes a corto plazo, seguidas de semillas con persistencia transitoria y en menor proporción aquellas de largo plazo (37% y 14%, respectivamente).

En la comunidad vegetal se registraron 44 especies, comprendidas en 14 familias, representadas, en su mayoría, por Poaceae y Asteraceae (61% en su conjunto). El 75% de las especies fueron de ciclo perenne, y el 9% exóticas (dominadas por Asteraceae). El 64% presentó un hábito de crecimiento graminoso/herbáceo. Similar a lo registrado para el BSS germinable, las formas biológicas dominantes fueron terófitas y hemicriptófitas (29% y 27%, respectivamente; Tabla 1).

En relación a la riqueza específica y densidad de plántulas, no se detectó interacción significativa ($p > 0,05$) entre los factores considerados. Las áreas C presentaron mayor riqueza, tanto en la comunidad vegetal como en BSS germinable, independientemente de los parches de vegetación (Tabla 2). No se detectaron diferencias significativas ($p > 0,05$) en la densidad del BSS germinable entre tratamientos ni entre parches (Tabla 2).

En relación a los grupos funcionales de plántulas presentes en el BSS germinable, para GHP, GUP y E, se detectó interacción significativa entre los factores analizados ($p \leq 0,05$). Dentro de las áreas intervenidas, se registró mayor densidad de plántulas de GHP en los parches de vegetación GH ($p \leq 0,05$; Fig. 2)

Tabla 1. Especies presentes en el banco de semillas del suelo (BSS) germinable y la comunidad vegetal de la Reserva Provincial Parque Luro (VEG). P= perenne; A= anual; N= nativa; E= exótica; Ar= arbóreo; Arb= arbustivo; Sub-Arb= subarbutivo; GH= graminoso/herbáceo; T= transitorio; Pcp= persistente a corto plazo; Plp= persistente a largo plazo.

Especie	Familia	Presencia		Ciclo de vida	Origen	Hábito	Persistencia	Grupo funcional	Forma biológica
		BSS	VEG						
<i>Schinus fasciculata</i>	Anacardiaceae		X	P	N	Ar			Microfanerófito
<i>Boulesia incana</i>	Apiaceae	X		A	N	GH	T	GA+DA	Terófito
<i>Cyclospermum leptophyllum</i>	Apiaceae	X		A	N	GH	Pcp	GA+DA	Terófito
<i>Daucus pusillus</i>	Apiaceae	X		A	N	GH	T	GA+DA	Terófito
<i>Austrobrickellia patens</i>	Asteraceae		X	P	N	Sub-Arb			Fanerófito escandente
<i>Baccharis crispa</i>	Asteraceae		X	P	N	Sub-Arb			Caméfito
<i>Baccharis gilliesii</i>	Asteraceae		X	P	N	Sub-Arb			Caméfito
<i>Baccharis glutinosa</i>	Asteraceae		X	P	N	Sub-Arb			Caméfito
<i>Baccharis ulicina</i>	Asteraceae		X	P	N	Sub-Arb			Caméfito
<i>Carduus thoermeri</i>	Asteraceae	X	X	A	E	GH	Plp	GA+DA	Terófito
<i>Centaurea solstitialis</i>	Asteraceae	X	X	A	E	GH	Plp	GA+DA	Terófito
<i>Conyza bonariensis</i>	Asteraceae	X	X	A	N	GH	T	GA+DA	Terófito
<i>Gamochaeta subfalcata</i>	Asteraceae	X		A	N	GH	T	GA+DA	Terófito
<i>Gamochaeta peregina</i>	Asteraceae	X		A	N	GH	T	GA+DA	Terófito
<i>Lactuca serriola</i>	Asteraceae		X	A	N	GH			Terófito
<i>Pseudognaphalium gaudichaudianum</i>	Asteraceae	X		A	N	GH	Pcp	GA+DA	Terófito
<i>Sonchus asper</i>	Asteraceae	X		A	E	GH	Pcp	GA+DA	Terófito
<i>Descurainia erodiifolia</i>	Brassicaceae	X		A	N	GH	Pcp	GA+DA	Terófito

<i>Diploaxis tenuifolia</i>	Brassicaceae	X	X	P	E	GH	Plp	GA+DA	Caméfito
<i>Cerastium junceum</i>	Caryophyllaceae	X	X	A	N	GH	T	GA+DA	Terófito
<i>Chenopodium album</i>	Chenopodiaceae	X	X	A	E	GH	Plp	GA+DA	Terófito
<i>Salsola kali</i>	Chenopodiaceae	X		A	E	GH	Pcp	GA+DA	Terófito
<i>Ephedra ochreatea</i>	Ephedraceae		X	P	N	Arb			Nanofanerófito
<i>Ephedra trianda</i>	Ephedraceae		X	P	N	Arb			Nanofanerófito
<i>Neltuma caldenia</i>	Fabaceae	X	X	P	N	Ar	Pcp	DP	Microfanerófito
<i>Neltuma flexuosa</i>	Fabaceae		X	P	N	Ar			Microfanerófito
<i>Rhynchosia senna</i>	Fabaceae	X	X	P	N	GH	Pcp	DP	Caméfito
<i>Geranium molle</i>	Geraniaceae	X		A	E	GH	Pcp	GA+DA	Terófito
<i>Prosopanche americana</i>	Hydnoraceae		X	P	N	GH			Geófito
<i>Lamium amplexicaule</i>	Lamiaceae	X		A	E	GH	Pcp	GA+DA	Terófito
<i>Sphaeralcea crispa</i>	Malvaceae		X	P	N	GH			Caméfito
<i>Nuttallanthus canadensis</i>	Plantaginaceae	X		P	N	GH	T	GA+DA	Terófito
<i>Plantago patagonica</i>	Plantaginaceae	X	X	A	N	GH	T	GA+DA	Terófito
<i>Amelichloa brachychaeta</i>	Poaceae		X	P	N	GH			Hemicriptófito
<i>Aristida adscensionis</i>	Poaceae		X	A	N	GH			Terófito
<i>Aristida subulata</i>	Poaceae		X	P	N	GH			Hemicriptófito
<i>Bothriochloa springfieldii</i>	Poaceae		X	P	N	Sub-Arb			Hemicriptófito
<i>Bromus catharticus subsp. rupestris</i>	Poaceae	X	X	A	N	GH	T	GA+DA	Terófito
<i>Digitaria californica</i>	Poaceae	X	X	P	N	GH	T	GHP	Hemicriptófito
<i>Hordeum pusillum</i>	Poaceae	X	X	A	N	GH	Pcp	GA+DA	Terófito

<i>Jarava ichu</i>	Poaceae	X	X	P	N	GH	T	GUP	Hemicriptófito
<i>Leptochloa crinita</i>	Poaceae		X	P	N	GH			Hemicriptófito
<i>Nassella longiglumis</i>	Poaceae		X	P	N	GH			Hemicriptófito
<i>Nassella tenuis</i>	Poaceae	X	X	P	N	GH	Pcp	GHP	Hemicriptófito
<i>Nassella tenuissima</i>	Poaceae	X	X	P	N	GH	Pcp	GUP	Hemicriptófito
<i>Nassella trichotoma</i>	Poaceae	X		P	N	GH	Pcp	GUP	Hemicriptófito
<i>Panicum bergii</i>	Poaceae	X	X	P	N	GH	T	GHP	Hemicriptófito
<i>Phalaris angusta</i>	Poaceae	X	X	A	N	GH	Pcp	GA+DA	Terófito
<i>Piptochaetium napostaense</i>	Poaceae	X	X	P	N	GH	Pcp	GHP	Hemicriptófito
<i>Poa annua</i>	Poaceae		X	A	N	GH			Terófito
<i>Poa ligularis</i>	Poaceae	X	X	P	N	GH	Pcp	GHP	Hemicriptófito
<i>Setaria leucopila</i>	Poaceae	X	X	P	N	GH	T	GHP	Hemicriptófito
<i>Condalia microphylla</i>	Rhamnaceae		X	P	N	Arb			Nanofanerófito
<i>Aphanes parodii</i>	Rosaceae	X		A	N	GH	Plp	GA+DA	Terófito
<i>Jodina rhombifolia</i>	Santalaceae		X	P	N	Ar			Microfanerófito
<i>Lycium chilense</i>	Solanaceae		X	P	N	Arb			Nanofanerófito
<i>Lycium gilliesianum</i>	Solanaceae		X	P	N	Arb			Nanofanerófito
<i>Nierembergia aristata</i>	Solanaceae		X	P	N	GH			Caméfito
<i>Solanum elaeagnifolium</i>	Solanaceae		X	P	N	GH			Geófito
<i>Solanum juvenale</i>	Solanaceae		X	P	N	GH			Geófito
<i>Parietaria debilis</i>	Urticaceae	X		A	N	GH	Pcp	GA+DA	Terófito

Tabla 2. Valores (promedio $\pm$ 1 E.E., $n=5$) de riqueza específica de la comunidad vegetal y del banco de semillas del suelo (BSS) germinable y densidad (plántulas/m²) del BSS germinable, en áreas control e intervenidas con quema prescrita y raleo mecánico, y parches con diferente vegetación dominante. AA= árboles y arbustos; A= arbustos, GH= graminoso/herbáceo; Letras minúsculas y mayúsculas distintas= diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre parches y manejos, respectivamente.

			Control			Intervenido		
Comunidad vegetal	Riqueza	AA	11,8 $\pm$ 0,58	a	B	10,2 $\pm$ 1,46	a	A
		A	14,2 $\pm$ 0,59	a	B	10,6 $\pm$ 0,93	a	A
		GH	11,4 $\pm$ 0,93	a	B	11 $\pm$ 0,32	a	A
BSS germinable	Riqueza	AA	15,6 $\pm$ 0,75	a	B	14,8 $\pm$ 0,72	a	A
		A	14,8 $\pm$ 0,8	a	B	13,6 $\pm$ 0,3	a	A
		GH	14,8 $\pm$ 0,63	a	B	13 $\pm$ 0,5	a	A
	Densidad	AA	19074 $\pm$ 2697	a	A	20625 $\pm$ 3295	a	A
		A	14125 $\pm$ 1372	a	A	16032 $\pm$ 4147	a	A
		GH	21977 $\pm$ 2909	a	A	22202 $\pm$ 6736	a	A

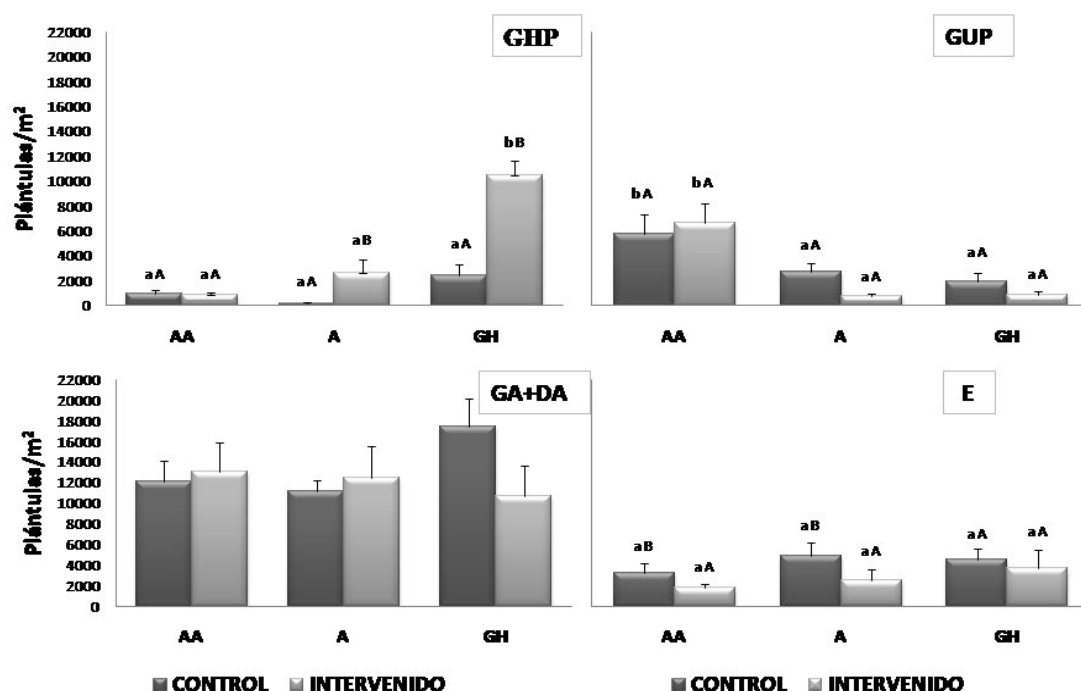


Fig. 2. Densidad (promedio $\pm$ 1 E.E., $n=5$) de plántulas/m². GHP: Gramíneas heliófilas perennes. GUP: Gramíneas umbrófilas perennes. GA+DA: Gramíneas y dicotiledóneas anuales. E: Exóticas presentes en el banco de semillas germinable del suelo, en áreas control e intervenidas con quema prescrita y raleo mecánico, y parches con diferente vegetación dominante. AA= árboles y arbustos; A= arbustos; GH= graminoso/herbáceo; letras minúsculas en GHP, GUP, E= diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre parches dentro de cada manejo; letras mayúsculas en GHP, GUP, E= diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre manejos dentro de cada parche.

En las áreas intervenidas se detectó mayor cantidad de plántulas de este grupo ($p \leq 0,05$) en los parches A y GH. Para las GUP, independientemente de los manejos realizados, se observó mayor densidad de plántulas en los parches AA ($p \leq 0,05$). Analizando las GA+DA, no se detectaron diferencias significativas entre parches y manejos ($p > 0,05$). Sin embargo, es importante mencionar una tendencia hacia la disminución de este grupo funcional, en las áreas intervenidas respecto del control para los parches GH. Finalmente, en relación a las especies E, se registró una disminución en la densidad de plántulas por efecto de los manejos realizados en los parches AA y A (Fig. 2). Cabe aclarar que las DP no se analizaron debido a su baja densidad.

Para la realización del ACP se consideraron las especies más abundantes de cada grupo funcional presentes en el BSS germinable. Las especies seleccionadas según sus densidades promedio fueron: *Piptochaetium napostaense* para GHP: 497 y 1473 plántulas/m², *Jarava ichu* para GUP: 229 y 2398 plántulas/m², *Bromus catharticus* para GA+DA: 419 y 27 plántulas/m², *Parietaria debilis* para GA+DA: 2744 y 1439 plántulas/m² y *Chenopodium album* para E: 693 y 312 plántulas/m² según el área control e intervenida, respectivamente.

Los tres primeros componentes del ACP mostraron una tasa de contribución del 81%, e incluyeron casi toda la información analizada (Tabla 3). La primera componente presentó un autovalor de 2,29 y mostró una correlación positiva entre *C. album*, *J. ichu* y *B. catharticus* ($r \geq 0,64$, Tablas 3 y 4) y negativa con *P. napostaense* ($r = -0,69$; Tabla 4). La segunda componente presentó un autovalor de 0,93 y se correlacionó positivamente con *P. debilis* ($r = 0,82$; Tablas 3 y 4).

Los parches de vegetación graminoso/herbáceo de las áreas intervenidas se relacionan con la mayor presencia de plántulas de *P. napostaense* (Fig. 3). A su vez, los parches AA de las áreas intervenidas se asociaron a *J. ichu*, mientras que las áreas control estos parches se asociaron a *C. album* y *B. catharticus*. *Parietaria debilis* no se asoció a ningún parche de vegetación en particular (Fig. 3).

Tabla 3. Resultados del análisis de componentes principales (ACP). Autovalores y varianza total (proporción y acumulada) explicada por las tres primeras componentes.

	Componentes		
	1	2	3
Autovalor	2,29	0,93	0,81
Proporción	0,46	0,19	0,16
Proporción acumulada	0,46	0,64	0,81

Tabla 4. Resultados del análisis de componentes principales (ACP). Correlación entre las variables, las tres componentes y el porcentaje de reconstrucción.

Variables	CP1	CP2	CP3	% Reconstrucción
Ch a - <i>Chenopodium album</i>	0,64	0,34	-0,54	81,68
P na - <i>Piptochaetium napostaense</i>	-0,69	-0,34	0,15	61,42
J ic - <i>Jarava ichu</i>	0,84	-0,16	0,14	75,08
P de - <i>Parietaria debilis</i>	-0,48	0,82	0,23	95,57
B ca - <i>Bromus catharticus</i>	0,68	0,11	0,65	89,70

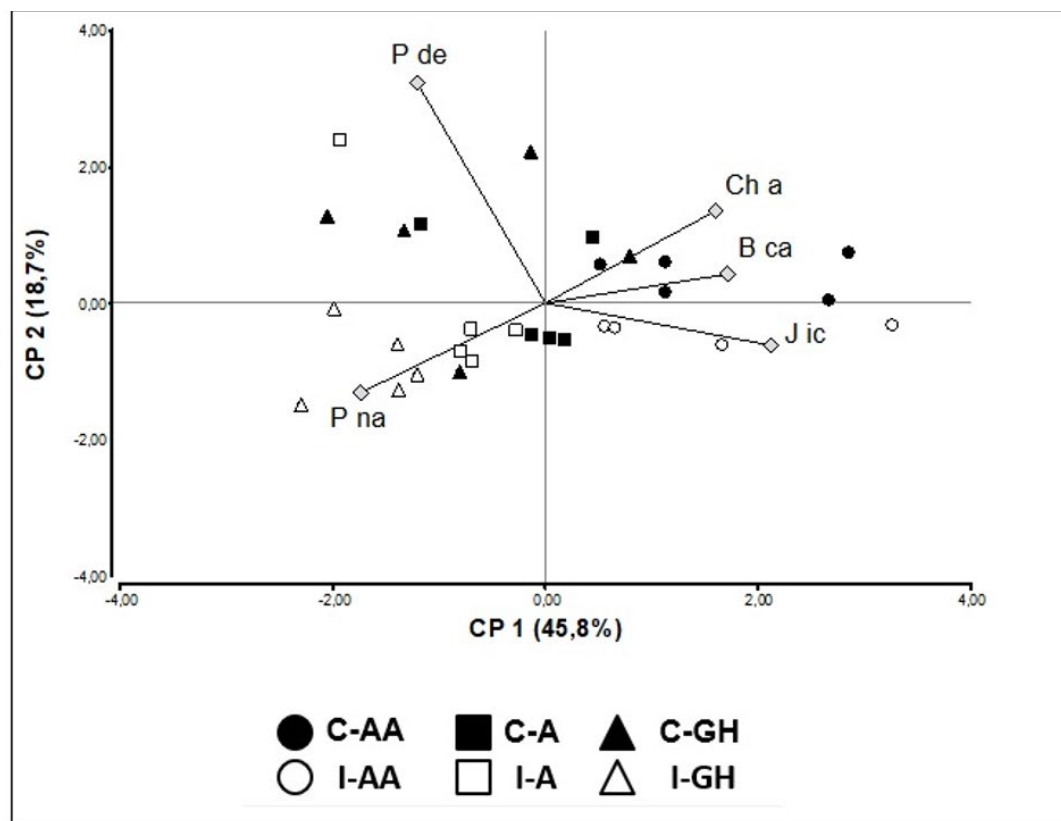


Fig. 3. Gráfico biplot del análisis de componentes principales (ACP) vinculando la densidad de plántulas más abundantes presentes en el banco de semillas germinable del suelo, en áreas control e intervenidas con quema prescrita y raleo mecánico, y parches con diferente vegetación dominante. *P na*= *Piptochaetium napostaense*; *J ic*= *Jarava ichu*; *Ch a*= *Chenopodium álbum*; *B ca*= *Bromus catharticus*; *P de*= *Parietaria debilis*; C= control; I= intervenido; AA= árboles y arbustos; A= arbustos; GH= graminoso/herbáceo.

DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio evidencian que las intervenciones de manejo aplicadas (quema prescrita y raleo mecánico) generan efectos contrastantes pero ecológicamente consistentes sobre el banco de semillas del suelo. Por un lado, se observa un efecto claramente positivo sobre las gramíneas heliófilas perennes, cuya mayor expresión en parches abiertos y arbustivos sugiere que la reducción de la cobertura leñosa favorece su regeneración desde el BSS. Por otro lado, y de manera particularmente relevante desde una perspectiva de conservación, las intervenciones no promovieron el establecimiento de especies exóticas, las cuales además no evidenciaron reclutamiento en parches leñosos intervenidos. Estos hallazgos indican que el manejo no solo contribuye a restablecer componentes funcionales clave del pastizal, sino que también podría limitar procesos de invasión, incluso varios años después de su aplicación. En este marco, los resultados confirman parcialmente la primera hipótesis, dado que la quema y el triturado forestal promovieron un aumento del BSS germinable en el estrato graminoso/herbáceo de las gramíneas heliófilas perennes. Respecto a la segunda hipótesis, esta se rechaza, dado que luego de las intervenciones no se incrementó la presencia de especies exóticas.

La evaluación del área intervenida mediante quema y triturado forestal muestra que estas acciones generaron cambios en la riqueza de la comunidad vegetal y del BSS germinable. Estos resultados fueron contrarios a lo esperado, pero se hallan en concordancia con estudios realizados en

ecosistemas del Monte, donde Peter *et al.* (2013) documentaron que la riqueza de especies disminuye a medida que aumenta el disturbio. Por su parte, en pastizales naturales del centro de Argentina, disturbios de intensidad moderada e intensa no produjeron cambios significativos en la riqueza de especies (Márquez *et al.*, 2002). En contraste, en el caldenal y el sur de la región del Monte, diversos estudios han mostrado que distintas intervenciones (como rolado, quema y sus combinaciones) pueden incrementar la riqueza y la abundancia de especies (Peláez *et al.*, 2017; Ernst *et al.*, 2020; Estelrich & Suárez, 2022). Estos hallazgos refuerzan la idea de que el impacto de los disturbios sobre la riqueza específica de la comunidad vegetal depende tanto de su composición como del tipo de intervención aplicada. Asimismo, es importante destacar que, tras la intervención en un área determinada, resulta difícil predecir sus efectos sobre la riqueza de especies y otros parámetros de la vegetación.

La cobertura arbórea, cuando es densa y persistente, genera condiciones particulares de sombra y acumulación de hojarasca que modifican la disponibilidad de luz, temperatura, humedad y nutrientes del suelo (Díaz Villa *et al.*, 2016). Por el contrario, la apertura del dosel derivada de intervenciones que generan claros puede producir cambios profundos en la estructura del microhábitat, alterando la regeneración vegetal y la competitividad entre especies (Bedoya-Patiño *et al.*, 2010). Estas modificaciones suelen manifestarse en la composición y respuesta del BSS, elemento clave para la regeneración de las comunidades vegetales futuras y para la conservación *in situ* de la diversidad vegetal (Haretche & Rodríguez, 2006). En ambientes impredecibles, tanto el BSS como la lluvia de semillas funcionan como mecanismos de estabilidad frente a perturbaciones ambientales y acciones antrópicas (Pompelli *et al.*, 2024).

Contrariamente a la primera hipótesis, la densidad de plántulas del BSS germinable no presentó diferencias significativas entre el área intervenida y el control. En contraste, estudios realizados en el caldenal luego de una quema prescrita (Ernst *et al.*, 2015) y de un rolado selectivo con quema posterior (Ernst *et al.*, 2020) registraron incrementos en la densidad del BSS germinable tras la intervención. Estos autores señalan que factores como la intensidad del disturbio, la cantidad de material combustible acumulado, el enterramiento de las semillas y las características del parche de vegetación pueden influir sobre la germinación. En nuestro caso, es posible que la ausencia de diferencias se deba a que el sistema se encuentra en una etapa de recuperación, en la cual las especies leñosas han comenzado a restablecer su cobertura luego de varios años de aplicado el disturbio (Peláez *et al.*, 2017). Este proceso podría haber atenuado los efectos iniciales de las intervenciones sobre el BSS germinable reportados por otros autores, lo que explicaría la falta de diferencias observadas luego de seis años.

Investigaciones previas en el Espinal reportan densidades entre 18 mil y más de 93 mil plántulas/m² (Ernst *et al.*, 2020; Piacenza *et al.*, 2024), valores comparables a los observados en este estudio, lo que sugiere que la variabilidad en los BSS puede ser amplia y responder a múltiples condiciones ambientales y de manejo. En relación con la persistencia del BSS, se observó que predominan los bancos transitorios y los persistentes a corto plazo, un patrón coincidente con otros sitios del caldenal, pastizales templados y matorrales áridos (Márquez *et al.*, 2002; Ernst *et al.*, 2020; Morici *et al.*, 2022). Aunque estos bancos permiten una germinación rápida luego de su dispersión, no siempre garantizan el reclutamiento exitoso de las plántulas y su persistencia en el tiempo (Harper, 1977; Fenner & Thompson, 2005). En sistemas dominados por bancos de corta persistencia, como el observado, la dinámica del BSS podría estar fuertemente condicionada por el momento e intensidad de los disturbios, así como por los pulsos de germinación y reclutamiento. En este contexto, la escasa representación de bancos de larga persistencia podría aumentar la vulnerabilidad de la regeneración de los pastizales.

La baja presencia de semillas de especies leñosas observada en el BSS germinable coincide con lo reportado en otros estudios (Marone *et al.*, 1998; Leder *et al.*, 2017). Este patrón podría atribuirse a múltiples factores, entre ellos la falta de condiciones adecuadas para su germinación, la necesidad de procesos de escarificación (Ferrandis, 2019), el predominio de individuos juveniles con baja producción de semillas (Leder *et al.*, 2017; Ernst *et al.*, 2020) o la intensa herbivoría por insectos, en especial hormigas, roedores y aves (Marone *et al.*, 1998). En el caso de especies con reproducción vegetativa, como *Geoffroea decorticans*, además de la producción de numerosos frutos, la regeneración también ocurre a través de raíces gemíferas. Su ausencia en el BSS germinable podría explicarse por la falta de ruptura de la dormición y la predación de sus semillas por brúquidos, como *Amblycerus dispar*, entre otros factores (Lerner & Peinetti, 1996; Gutiérrez *et al.*, 2017; Piacenza *et al.*, 2024).

El análisis por grupos funcionales reveló patrones estrechamente vinculados a los parches de vegetación. Las GHP registradas correspondieron a especies nativas, palatables y fotoblásticas positivas (Bedoya-Patiño *et al.*, 2010). Tal como se esperaba, en este grupo las intervenciones tuvieron un efecto benéfico sobre el BSS germinable en los parches arbustivos y graminoso/herbáceos. *Piptochaetium napostaense* se destacó como una de las especies más representativas, en concordancia con estudios previos del caldenal que documentan su incremento en áreas abiertas tras quemas prescriptas y otros tratamientos mecánicos (Ernst *et al.*, 2015, 2017, 2020). Este incremento podría explicarse por la mayor disponibilidad de luz, la presencia de micrositios seguros para la germinación y una mayor disponibilidad de nutrientes. Estas gramíneas presentan baja emergencia, crecimiento y supervivencia en condiciones de sombra, además de una mayor vulnerabilidad al pastoreo por fauna nativa y exótica (Morici *et al.*, 2009).

Por su parte, las GUP, las cuales son nativas y no palatables, están adaptadas a condiciones de sombra bajo el dosel arbóreo/arbustivo. A diferencia de lo esperado, no se detectó un efecto del manejo a nivel de grupo funcional. Las GUP mantuvieron una mayor presencia en los parches con cobertura arbórea. Esto sugiere que el raleo y la quema no modificaron de manera sustancial el principal filtro ambiental para este grupo (la disponibilidad de sombra), ya que el estrato arbóreo persistió luego de las intervenciones. En este contexto, la reducción de la cobertura arbustiva podría haber disminuido la competencia por recursos sin alterar las condiciones microambientales requeridas por estas especies. En línea con esto, se observó una mayor asociación entre *Jarava ichu* (la especie más abundante de este grupo funcional) y parches con cobertura arbórea intervenidos, lo que indicaría una respuesta positiva a la combinación de menor competencia y mantenimiento del dosel. Asimismo, su baja palatabilidad, asociada a un alto contenido de lignina, reduciría el consumo por parte de la fauna y favorecería su producción de semillas (Kahmen & Poschlod, 2008; Morici *et al.*, 2009; Rauber *et al.*, 2014), contribuyendo a su persistencia y dominancia en estos ambientes.

Las especies anuales, tanto gramíneas como dicotiledóneas, se destacaron como un grupo dominante en la composición específica de la comunidad, tanto en áreas disturbadas como no disturbadas. Estas presentan estrategias de vida caracterizadas por altas tasas de fecundidad, ciclos cortos y una elevada capacidad de respuesta ante disturbios (Beever *et al.*, 2006). Asimismo, suelen formar BSS densos y persistentes a corto plazo, con pulsos de emergencia rápidos y tolerancia a hábitats con baja disponibilidad de recursos (Mayor *et al.*, 1999). Sin embargo, al producir semillas de pequeño tamaño y con escasas reservas, pueden ver comprometidas su supervivencia y fecundidad, además de influir en la vegetación establecida a través de interacciones competitivas (Leguizamón *et al.*, 2014; Leder *et al.*, 2017). La ausencia de respuesta al manejo en estas especies podría explicarse por las características funcionales particulares antes descriptas, que les confieren una elevada resiliencia a disturbios y una estrategia de vida oportunista. Asimismo, su baja dependencia a condiciones microambientales específicas reduce su sensibilidad a variaciones en la estructura de la comunidad vegetal, como las representadas por los distintos tipos de parches considerados en este estudio.

Diversos autores destacan la importancia de analizar la dinámica de las especies exóticas para evaluar su riesgo de invasión y su potencial impacto sobre los ecosistemas (Suárez *et al.*, 2022). En la RPPL, las prácticas de manejo orientadas a preservar el caldenal, particularmente aquellas que modifican la cobertura leñosa, pueden alterar las relaciones de competencia y, bajo ciertas condiciones, favorecer la proliferación de especies exóticas, con efectos negativos sobre las nativas (Jalili *et al.*, 2003; Díaz Villa *et al.*, 2016; Ramírez-Brumatti *et al.*, 2024). Contrariamente a lo propuesto en la segunda hipótesis, las áreas intervenidas presentaron una menor presencia de especies exóticas, lo que sugiere que el manejo contribuyó a reducir su proliferación. Este patrón se observó particularmente en parches con vegetación leñosa (AA y A). En este caso, las intervenciones, aunque implicaron disturbios que podrían haber facilitado su ingreso, no promovieron su establecimiento. La especie exótica más abundante fue la anual *Chenopodium album*, la cual se asoció principalmente con parches de vegetación leñosa sin intervenir; esto refuerza la idea de que la ausencia de manejo favorecería su presencia. Esta especie se caracteriza por su alta producción de semillas y gran persistencia en el BSS, además de una mayor densidad y fecundidad bajo el dosel de *Neltuma caldenia*, lo que incrementa su capacidad de invasión (Estanga-Mollica & Hierro, 2024). En este sentido, su afinidad por ambientes más sombreados sugiere que la apertura del dosel generada por las intervenciones habría modificado las condiciones microambientales (por ejemplo, mayor radiación y temperatura, y menor humedad), resultando menos favorables para su establecimiento, contribuyendo así a su

menor presencia en las áreas intervenidas, aún luego de seis años desde la aplicación del manejo. Esto, junto con una mayor competencia interespecífica con otras herbáceas (en concordancia con la mayor abundancia de GHP en los parches A intervenidos), podría explicar su baja presencia actual en el BSS germinable. Además, la ubicación del área estudiada, en el centro de la reserva y lejos de establecimientos ganaderos lindantes, limitaría la lluvia de semillas procedentes de áreas adyacentes, disminuyendo la susceptibilidad del sistema a nuevas invasiones (Luzuriaga *et al.*, 2005).

CONCLUSIONES

En este estudio, las intervenciones que reducen el material leñoso y aumentan las áreas abiertas favorecieron el BSS germinable de las gramíneas heliófilas perennes, en detrimento de las gramíneas umbrófilas perennes, y contribuyeron además a la reducción de especies exóticas, lo que representa un resultado positivo desde el punto de vista de la conservación y la rehabilitación del pastizal. En contraste, las especies anuales no mostraron un patrón consistente de respuesta frente a las variaciones en la cobertura de leñosas.

En el caldenal, donde la arbustización puede modificar la estructura y el funcionamiento del sistema, el BSS cumple un rol clave como reservorio de la comunidad, con efectos tanto a largo como a corto y mediano plazo. Las especies leñosas son fundamentales para el mantenimiento de las funciones ecológicas en estos ecosistemas semiáridos; sin embargo, es necesario conservar un equilibrio entre los grupos funcionales para evitar que un aumento excesivo de su cobertura comprometa otros estratos, especialmente el gramíneo/herbáceo. En consecuencia, el manejo orientado a regular su expansión y prevenir estados de alta cobertura arbustiva resulta clave para sostener la dinámica del sistema. En este contexto, la efectividad de las intervenciones dependerá del estado y la capacidad de expresión del BSS. Por ello, es fundamental monitorear el BSS germinable e incorporarlo como herramienta de diagnóstico en áreas a rehabilitar.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue financiado a través del Proyecto de Investigación “Efecto de distintas intervenciones de manejo sobre la vegetación y el banco de semillas del suelo en un área del caldenal”, Proyecto N° 060 perteneciente al Departamento de Recursos Naturales de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, de la UNLPam. También agradecemos la importante colaboración en los trabajos de campo de Flavio Hernán Herbsommer, Guardaparque e Intendente de la Reserva Parque Luro (La Pampa) y a los evaluadores por las recomendaciones realizadas que han contribuido a la mejora significativa del artículo.

REFERENCIAS

- Adema, E. O., Buschiazzo, D. E., Babinec, F. J., Rucci, T. E., & Gómez Hermida, V. F. (2004). Mechanical control of shrubs in a semiarid region of Argentina and its effect on soil water content and grassland productivity. *Agricultural Water Management*, 68, 185–194.
- Bai, Y., & Cotrufo, M. F. (2023). Grassland soil carbon sequestration: Current understanding, challenges, and solutions. *Science*, 377, 603–608.
- Bedoya-Patiño, J. G., Estévez-Varón, J. V., & Castaño-Villa, G. J. (2010). Banco de semillas del suelo y su papel en la recuperación de los bosques tropicales. *Boletín Científico de Museos de Historia Natural*, 14(2), 77–91.
- Beever, E., Huso, M., & Pyke, D. (2006). Multiscale responses of soil stability and invasive plants to removal of non-native grazers from an arid conservation reserve. *Diversity and Distributions*, 12, 258–268.
- Bertiller, M. B. (1996). Grazing effects on sustainable semiarid rangeland in Patagonia: the state and dynamics of the soil seed bank. *Journal Environmental Management*, 20, 123–132.
- Bilbao, B., Steil, L., Urbiet, I. R., Anderson, L., Pinto, C., González, M., Millán, A., De Morales Falleiro, R., Morici, E., Ibarregaray, V., Pérez-Salicrup, D., Pereira, J. M. C., & Moreno, J. M. (2020). Incendios forestales. En J. M. Moreno, C. Laguna-Defior, V. Barros, E. Calvo Buendía, J. A. Marengo & U. Oswald Spring (Eds.), *Adaptación frente a los riesgos del cambio climático en los países RIOCC – Informe RIOCCADAPT* (pp. 459–524). McGraw Hill, Madrid. España.
- Braun-Blanquet, J. (1979). *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Blume.
- Cabrera, A. L. (1971). Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 14(1–2).
- Campos, C. M., Peco, B., Campos, V. E., Malo, J. E., Giannoni, S. M., & Suárez, F. (2008). Endozoochory by native and exotic herbivores in dry areas: consequences for germination and survival of *Prosopis* seeds. *Seed Science Research*, 18, 91–100.

- Cangiano, M. L., Cendoya, M. A., Álvarez Redondo, M., Ernst, R. D., Gómez, M. M., Larroulet, M. S., López, G. E., Estelrich, H. D., Morici, E. F. A., Suárez, C. E., Sawczuk, N., Reyes, M., Allione, L. R., & Bogino, S. M. (2021). Ecosystem services of the *Prosopis caldenia* wood lands in the Argentinean Pampas. En R. Batista (Ed.), *Prosopis: Properties, Uses and Diversity. Plant Science Research and Practices* (pp. 1–68). Nova Science Publishers, Inc. New York.
- Cantu-Salazar, L., & Gastón, K. J. (2010). Very large protected areas and their contribution to terrestrial biological conservation. *Bioscience*, 60(10), 808–818.
- Casagrande, G., & Conti, H. (1980). *Inventario Integrado de los Recursos Naturales de la Provincia de La Pampa*. INTA-Provincia de La Pampa-Facultad de Agronomía, UNLPam.
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M., & Robledo, C. W. (2020). *InfoStat versión 2020*. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>
- Díaz Villa, M. V. E., Madanes, N., Cristiano, P. M., & Goldstein, G. (2016). Composición del banco de semillas e invasión de *Ligustrum lucidum* en bosques costeros de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Bosque*, 37(3), 581–590.
- Duval, V. S., Benedetti, G. M., & Campo, A. M. (2019). Fisonomía y diversidad del bosque secundario de *Prosopis caldenia*. Provincia de la Pampa, Argentina. *Revista Geográfica de América Central*, 62, 164–185.
- Eldridge, D. J., Bowker, M. A., Maestre, F. T., Roger, E., Reynolds, J. F., & Whitford, W. G. (2011). Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: towards a global synthesis. *Ecology Letters*, 14, 709–722.
- Ernst, R. D., Morici, E., Estelrich, H. D., Muño, W. A., & Ruiz, M. A. (2015). Efecto de la quema prescrita sobre el banco de semillas de gramíneas en diferentes parches del bosque de caldén en la región semiárida central Argentina. *Archivos de Zootecnia*, 64(287), 245–254.
- Ernst, R. D., Suárez, C. E., Estelrich, H. D., Morici, E., & Campos, M. A. (2020). Fachinales de *Prosopis caldenia* intervenidos por distintos manejos: análisis desde su banco de semillas. *Ecología Austral*, 30, 380–392.
- Ernst, R. D., Vásquez, V., Estelrich, D., & Morici, E. (2017). Banco de semillas de gramíneas en fachinales intervenidos mediante rolo selectivo. *Semiárida*, 27(1), 27–39.
- Estanga-Mollica, M. E., & Hierro, J. L. (2024). Native tree promotes invasion when native grasses are absent. *Oikos*, 2025(1), e10614.
- Estelrich, H. D., & Suárez, C. E. 2022. *El bosque de caldén: un abordaje multidisciplinario para su manejo y conservación*. EdUNLPam, Santa Rosa La Pampa, Argentina.
- Fenner, M., & Thompson, K. (2005). *The ecology of seeds*. Cambridge. Cambridge University Press.
- Ferrandis, P. (2019). La importancia de los bancos de semillas del suelo en los estudios ecológicos. *Revista Cubana de Ciencias Forestales*, 7(3), 276–282.
- Ghermandi, L., & Gonzalez, S. (2009). Diversity and functional groups dynamics affected by drought and fire in Patagonian grasslands. *Ecoscience*, 16(3), 408–417.
- González-Roglich, M., Villarreal, D., & Castro, M. G. (2012). Evaluación de la efectividad de la Reserva Parque Luro como herramienta de conservación del Caldén pampeano: cambios en la cobertura vegetal a nivel de paisaje entre 1960 y 2004. *Ecología Austral*, 22, 11–21.
- Gutiérrez Caro, B., Gacitúa Arias, S., Villalobos Volpi, E., Pinilla Suárez, J. C., & Cerda, M. (2017). *Antecedentes para el manejo silvícola sanitario del Chañar (Geoffroea decorticans)*. INFOR.
- Haretche, F., & Rodriguez, C. (2006). Banco de semillas de un pastizal uruguayo bajo diferentes condiciones de pastoreo. *Ecología Austral*, 16, 105–113.
- Harper, J. L. (1977). *The population biology of plants*. Academic Press.
- Jalili, A., Hamzeh'ee, B., Asri, Y., Shirvany, A., Yazdani, S., Khoshnevis, M., Zarrinkamar, F., Ghahramani, M., Safavi, R., Shaw, S., Hodgson, J. G., Thompson, K., Akbarzadeh, M., & Pakparvar, M. (2003). Soil seed banks in the Arasbaran Protected Area of Iran and their significance for conservation management. *Biological Conservation*, 109, 425–431.
- Kahmen, S., & Poschod, P. (2008). Effects of grassland management on plant functional trait composition. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 128(3), 137–145.
- Leder, C. V., Peter, G., Funk, F. A., & Peláez, D. V. (2017). Consequences of anthropogenic disturbances on soil seed bank diversity and nurse shrub effect in a semi-arid rangeland. *Biodiversity and Conservation*, 26, 2327–2346.
- Leguizamón, E. S., Suárez, C. E., & Fernández, O. A. (2014). Ecología de malezas I: Poblaciones vegetales. Reproducción, Estrategias Adaptativas. En O. A. Fernández, E. S. Leguizamón, & H. A. Acciaresi (Eds.), *Malezas e Invasoras de la Argentina, Tomo I: Ecología y manejo* (pp. 101–138). 1° ed. Editorial de la Universidad Nacional del Sur. Ediuns. Bahía Blanca.
- Lerner, P., & Peinetti, R. (1996). Importance of predation and germination on losses from the seed bank of calden (*Prosopis caldenia*). *Journal of Range Management*, 49(2), 147–150.
- Luzuriaga, A. L., Escudero, A., Olano, J. M., & Loidi, J. (2005). Regenerative role of seed banks following an intense soil disturbance. *Acta Oecologica*, 27(1), 57–66.
- Maestre, F. T., Bowker, M. A., Puche, M. D., Hinojosa, M. B., Martínez, I., García-Palacios, P., Castillo, A. P., Soliveres, S., Luzuriaga, A. L., Sánchez, A. M., Carreira, J. A., Gallardo, A., & Escudero, A. (2009). Shrub encroachment can reverse desertification in semi-arid Mediterranean grasslands. *Ecology Letters*, 12, 930–941.

- Marañón, T. (2005). Ecología del banco de semillas y dinámica de comunidades mediterráneas. En T. Marañón (Ed.) *Ecosistemas mediterráneos. Análisis funcional* (pp. 153–181). Sevilla. España.
- Marone, L., Rossi, B. E., & Horno, M. E. (1998). Timing and spatial patterning of seed dispersal and redistribution in a South American warm desert. *Plant Ecology*, 137, 143–150.
- Márquez, S., Funes, G., Cabido, M., & Pucheta, M. (2002). Efectos del pastoreo sobre el banco de semillas germinable y la vegetación establecida en pastizales de montaña del centro de Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 75, 327–337.
- Mayor, M. D., Bóo, R. M., Peláez, D. V., & Elía, O. R. (1999). Soil seed bank variation with depth in the province of La Pampa, Argentina. *Phyton*, 64, 141–148.
- Morici, E. (2006). *Efecto de la estructura del pastizal sobre el banco de semillas de gramíneas en el bosque de caldén (Prosopis caldenia) de la provincia de La Pampa (Argentina)*. Tesis de doctorado. Universidad de Córdoba. España.
- Morici, E. F. A., Ernst, R. D., Suárez, C. E., Estelrich, H. D., & Sawczuk, N. (2022). El banco de semillas del caldén. En H. D. Estelrich, & C. E. Suárez (Eds.), *El bosque de caldén: un abordaje multidisciplinario para su manejo y conservación* (pp. 145–163). EdUNLPam, Santa Rosa. La Pampa. Argentina.
- Morici, E., Doménech García, V., Gómez Castro, G., Kin, A. G., Saenz, A. M., & Rabotnikof, C. M. (2009). Diferencias estructurales entre parches de pastizal del caldén y su influencia sobre el banco de semillas, en la provincia de La Pampa, Argentina. *Agrociencia*, 43, 529–537.
- Muñoz, W., Beinticino, L., Tamame, M. A., Prina, A., & Weinzettel, C. M. (2024). Primer listado florístico de plantas vasculares de la Reserva Provincial Parque Luro, La Pampa (Argentina). *Semiárida*, 34(1), 47–56.
- Nickelson, J. B., Holzmueller, E. J., Groninger, J. W., & Lesmeister, D. B. (2015). Previous land use and invasive species impacts on long-term afforestation success. *Forests*, 6, 3123–3135.
- Peláez, D. V., Giorgetti, H. D., Montenegro, O. A., Elia, O. R., Rodríguez, G. D., Blázquez, F. R., & Andrioli, R. J. (2017). Vegetation response to fire and roller-chopping in the south-west of Buenos Aires, Argentina. *Phyton*, 86, 325–331.
- Peter, G., Funk, F. A., & Torres Robles, S. S. (2013). Responses of vegetation to different land-use histories involving grazing and fire in the North-east Patagonian Monte, Argentina. *The Rangeland Journal*, 35, 273–283.
- Piacenza, M. S., Fúnez, G., Naldini, M. B., Palchetti, M. V., & Kowaljow, E. (2024). Contribución del banco de semillas del suelo a la restauración de agroecosistemas y fragmentos de bosques del Espinal (Córdoba). *Boletín de la Sociedad Argentina Botánica*, 59, 199–219.
- Piudo, M. J., & Caverio, R. Y. (2005). Banco de semillas: comparación de metodologías de extracción, de densidad y de profundidad de muestreo. *Publicaciones de Biología. Universidad de Navarra. Serie Botánica*, 16, 71–85.
- Pompelli, M. F., García Castaño, S. G., Vásquez Bettin, A. M., Perneth Montaña, M. J., & Barrera Violeth, J. L. (2024). Desert species: seed germination, ecological achievement, and land area protection. *Brazilian Journal of Development*, 10(12), 1–32.
- Ramírez-Brumatti, L. G., Muñoz, W. A., & Hierro, J. L. (2024). Native versus non-native dominance after disturbance varies with environmental context. *Journal of Arid Environments*, 220, 105119.
- Rauber, R., Steinaker, D., Demaria, M., & Arroyo, A. (2014). Factores asociados a la invasión de pajas en bosques de la región semiárida central argentina. *Ecología Austral*, 24, 320–326.
- Raunkiaer, C. (1934). *The Life Form of Plants and Statistical Plant Geography*. University Press, Oxford.
- Roberts, H. A. (1981). Seed banks in soils. En T. H. Coaker (Ed.), *Advances in Applied Biology* (pp. 1–55). Academic Press, London.
- Soliveres, S. (2026). Shrub Encroachment in Drylands: Scientific Basis Regarding Its Positive and Detrimental Effects. En J. Martínez-Valderrama & J. Olcina Cantos (Eds.), *The Labyrinth of Desertification: Sixteen Case Studies in Spain* (pp. 51–58). Cham: Springer Nature Switzerland.
- Suárez, C. E., Estelrich, H. D., Morici, E. F. A., & Ernst, R. D. (2022). Intervenciones para rehabilitar sistemas silvopastoriles degradados: Una oportunidad para las especies vegetales exóticas. *Ecología Austral*, 32, 1106–1119.
- Thompson, K. (1992). The functional ecology of seed banks. En M. Fenner (Ed.), *Seeds: the Ecology of Regeneration in Plant Communities* (pp. 231–258). Wallingford, CAB International.
- Torres, Y. A., Ithurrart, L. S., Ambrosino, M. L., Brendel, A. S., Blázquez, F.R., Armando, L. V., & Pezzola, A. (2024). Shrub encroachment in semi-arid rangelands of southwestern Buenos Aires, Argentina does not affect plant diversity and composition. *Journal of Arid Environments*, 222, 105140.
- Vecchio, M. C., Lissagarre, M. I., Heguy, B., Mendecino, L., Rodríguez, A. M., & Golluscio, R. A. (2022). Efecto del pastoreo sobre el banco de semillas en una estepa de halófitas de la Depresión del Salado. *Ecología Austral*, 32, 77–95.
- Zuloaga, F., Morrone, O., & Belgrano, M. (2025). *Flora del Cono Sur. Catálogo de las Plantas Vasculares. Instituto de Botánica Darwinion*. <http://www2.darwin.edu.ar/Proyectos/FloraArgentina/fa.htm> (consultado en diciembre de 2025).