

Intervenciones para rehabilitar sistemas silvopastoriles degradados: Una oportunidad para las especies vegetales exóticas

CARLA E. SUÁREZ^{1,✉}; HÉCTOR D. ESTELRICH¹; ERNESTO F. A. MORICI^{1,2} &
RICARDO D. ERNST²

¹Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam). ²Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UNLPam.

RESUMEN. Las intervenciones para rehabilitar ecosistemas naturales degradados generan una oportunidad para el establecimiento de especies exóticas. En áreas de bosque de caldén, en la región semiárida pampeana, las técnicas probadas para recuperar el pastizal generan disturbios de distinta intensidad, desde remoción del suelo con eliminación total de la vegetación hasta disminución parcial de la fitomasa. El objetivo fue evaluar el ingreso y permanencia de especies vegetales exóticas en comunidades sometidas a distintas intervenciones, en diferentes momentos a partir de la última intervención. Los tratamientos incluyeron topadora con rastrillo, rolo y una quema prescripta. Para la intervención con topadora se definieron los tratamientos testigo y disturbado. Para las restantes, se establecieron: testigo, quemado, rolado y rolado+quemado. En cada tratamiento se consideró un gradiente desde el borde hacia el interior de la comunidad. Las evaluaciones se realizaron al año para las áreas topadas, a los cinco para las roladas y a los tres para las quemadas y roladas+quemadas. Se determinó cobertura de especies en el estrato gramíneo-herbáceo, cobertura total de vegetación y de broza, y proporción de suelo sin cobertura. Se registraron 79 especies, de las cuales 23% fueron exóticas. En las áreas intervenidas con topadora su proporción alcanzó el 33% (23% en el testigo). En las restantes intervenciones, su contribución fue del 26% en el rolado, 21% en el quemado y 28% en rolado+quemado (18% en el testigo). En cuanto a la intensidad del disturbio, en aquellas áreas roladas o intervenidas con topadora, la proporción de especies exóticas fue mayor. Las áreas hacia el interior de la comunidad y sin disturbio (o bien con disturbios de baja intensidad [e.g., quemas prescriptas]) presentaron un menor nivel de invasión. Luego de cinco años, las comunidades recuperaron la cobertura de las gramíneas perennes del pastizal, pero presentan una proporción elevada de exóticas que supera a la registrada en el testigo.

[Palabras clave: rolado, quema prescripta, topadora con rastrillo, flora arvense, fachinales]

ABSTRACT. Interventions for the rehabilitation of degraded silvopastoral systems: An opportunity for alien plants species. Interventions needed for degraded natural ecosystems rehabilitation create an opportunity for the establishment of exotic species. In caldén woodland areas in the semi-arid Pampas region, proven techniques for grassland recovery generate disturbances of varying intensity, ranging from soil removal with the total elimination of plant cover to partial aerial phytomass reduction. The objective was to evaluate the exotic plants species entry in communities subjected to different interventions and their permanence at different times from the last intervention. Treatments included bulldozer with rake, roller, and a prescribed burn. For the bulldozer intervention, the control and disturbed treatments were defined. For the rest, the following were established: control, burned, rolled and rolled + burned. In each of them, a gradient from the edge to the interior of the community was considered. For the capped areas, evaluations were carried out after one year, at five for the rolled ones and at three for the burned and rolled + burned ones. Coverage of species in the grassy-herbaceous stratum, total cover of vegetation and brush, and proportion of soil without cover were determined. A total of 79 species were recorded, 23% were exotic. In the bulldozer intervened areas, its proportion reached 33% (23% in the control). In the other interventions, their contribution was 26% in rolling, 21% in burning, and 28% in rolled+burned (18% in the control). Regarding the intensity of the disturbance, in those rolled areas or intervened with a bulldozer, the exotic species proportion was higher. The areas towards inside community and without disturbance (or with low intensity disturbances [e.g., prescribed burns]) showed a lower invasion level. After five years the communities recovered the coverage of the perennial grasses of the grassland, but a high proportion of exotics that exceeds that registered in the control one.

[Keywords: rolled bulldozed, prescribed fire, bulldozed, weed flora, caldén encroachment]

INTRODUCCIÓN

La degradación de los sistemas silvopastoriles va acompañada de cambios en la diversidad y estructura, así como también, de los procesos y relaciones ecológicas que definen su funcionamiento (van Auken 2000, 2009; Archer et al. 2011). En la región semiárida central de la Argentina, estos sistemas se encuentran en distintos estados de degradación como consecuencia de la introducción del ganado doméstico, su tecnología de manejo, la extracción de madera, los incendios y los desmontes con fines de cultivos (Covas 1989; Cangiano et al. 2021; Bilbao et al. 2021; Estelrich and Suárez 2022).

Uno de los sistemas más disturbados de la región fue el caldenal, que pasó de una fisonomía de bosque abierto con dos estratos bien definidos —el arbóreo y el graminoso herbáceo— a un sistema con alta proporción de leñosas bajas en un estrato intermedio (comúnmente denominado fachinal) con pajonal (Lerner 2004; Estelrich et al. 2005; SAyDS 2006; Cangiano et al. 2021; Bilbao et al. 2021).

Actualmente, la rehabilitación de estas áreas con fines productivos tiene implícita la idea de sustentabilidad, para lo cual se requiere recuperar o reestablecer funciones primarias del ecosistema a través de algún tipo de intervención (nota: en la Argentina, cualquier estrategia o acción que se implemente deberá realizarse en el marco regulatorio de la Ley Nacional N° 26331 —de Presupuestos Mínimos para la Protección de los Bosques Nativos— y del documento Principios y Lineamientos Nacionales para el Manejo de Bosques con Ganadería Integrada, en concordancia con la Ley N° 26331 [RESFC-2022-2-APN-MAD]). Estas acciones constituyen disturbios que, a su vez, pueden generar en paralelo condiciones propicias para que ingresen o aumenten las especies exóticas. En este sentido, desde hace algunos años se viene observando que las comunidades vegetales del caldenal presentan en la composición de su flora proporciones variables y crecientes de estas especies (Hierro et al. 2006; Rollhauser and Uhaldegaray 2015; Montoya et al. 2016; Estanga Mollica 2018; Parodi and Pérez Payeras 2019; Suárez et al. 2019; Ernst et al. 2020).

Entre las técnicas probadas para manejar las leñosas y recuperar la calidad del pastizal se encuentran las quemadas prescriptas, el raleo manual e intervenciones mecánicas

como el rolado selectivo, el triturado y el uso de topadora (Bóo 1990; Peláez et al. 2001; Fernández 2003; Llorens and Frank 2003; Estelrich et al. 2005; Adema 2006; Kunst 2008; Ernst et al. 2015; Ernst et al. 2017; Suárez et al. 2018; Suárez et al. 2019; Viana Olguín 2019). Todas ellas generan disturbios de intensidad variable que pueden ir desde la remoción total del suelo con la eliminación de la cobertura vegetal hasta la disminución parcial de la fitomasa aérea sin afectar directamente el suelo. Estos disturbios, junto con los ocasionados para la realización de picadas/corta fuegos (obligatorias para el control y manejo de los incendios en áreas naturales) (González Roglich et al. 2012), se vuelven un complejo entramado de corredores de dispersión que facilitan el ingreso y el movimiento de especies exóticas hacia el interior del sistema (Trombulak and Frissell 1999; Hansen and Clevenger 2005; Christen and Matlack 2009; Travers et al. 2021). Una vez establecidas, la permanencia de especies exóticas en la comunidad resultará de una combinación de factores que incluyen el estado de degradación del sistema y la presencia de grupos funcionales dominantes de especies nativas que contribuyen a la susceptibilidad del ecosistema a la invasión (invasibilidad), el tipo y la intensidad del disturbio al que fue sometido y los atributos de las especies exóticas (Lonsdale 1999; Bresciano et al. 2014; Pyšek et al. 2020).

La explicación del éxito de la invasión de especies exóticas debería encontrarse en la combinación entre los mecanismos basados en la resistencia biótica que pueden presentar los sistemas con mayor diversidad (en los que la competencia es la fuerza más importante en la regulación de la invasión, manteniendo al margen a las especies invasoras), la presencia de ciertos grupos funcionales importantes por su biomasa o productividad (como las gramíneas perennes) y, por último, la escala espacio-temporal a la cual se presentan estos procesos, en los cuales los eventos estocásticos pueden jugar un papel preponderante (Hierro et al. 2005; Fridley et al. 2007; Longo et al. 2013; Pyšek et al. 2020).

El objetivo general de este trabajo fue evaluar el ingreso y la permanencia de especies vegetales exóticas en comunidades sometidas a distintas intervenciones para su rehabilitación. En este sentido, el trabajo evaluó la composición de la flora de nativas y exóticas en la comunidad en diferentes momentos a partir de la última intervención.

Para ello, la hipótesis propuesta fue que las intervenciones —disturbios— generancambios estructurales y florísticos en la comunidad que facilitan el ingreso de especies exóticas, cuya permanencia en el sistema dependerá de la intensidad del disturbio y de la invasibilidad del sistema. Las predicciones para este trabajo fueron: a mayor intensidad de la intervención (topado y rolado), mayor presencia o contribución porcentual de especies exóticas en la comunidad; a mayor tiempo transcurrido luego de la intervención y con mayor presencia de nativas en la comunidad (en sus distintos grupos funcionales), menor presencia y permanencia de las exóticas —mayor cicatrización del sistema—.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio se encuentra en el Establecimiento Bajo Verde, unidad experimental de la Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa, Departamento Toay, provincia de La Pampa ($36^{\circ}27'58,81''$ S - $64^{\circ}38'31,19''$ O; 235 m s. n. m.) (Suárez et al. 2018; Fernández 2019) (Figura 1a,b,c). Desde 2010 forma parte de los establecimientos que se encuentran con planes de manejo del bosque en el marco de la Ley Nacional N° 26331 (Presupuestos Mínimos

para la Protección de los Bosques Nativos) y la Ley Provincial N° 2624 (Ordenamiento Territorial de los Bosques en la Provincia de La Pampa), a través de la cual quedó incorporado en la Categoría II (amarillo).

Fisonómicamente, el área se caracteriza por la presencia de un bosque degradado de caldén (*Prosopis caldenia* Burk.), producto de la lignificación del sistema que se manifiesta con el desarrollo de un estrato de aspecto arbustivo muy denso y cerrado hasta los 2 m de altura (fachinal). Dicho estrato está conformado principalmente por renuevos de *P. caldenia* y especies acompañantes como *Condalia microphylla* Cav., *Schinus fasciculatus* (Griseb.) I.M. Johnst. y *Lycium chilense* Bertero. El estrato gramíneo-herbáceo presenta una matriz de parches con dominancia alternada de especies forrajeras (*Poa ligularis* (Speg.) Hack. y *Piptochaetium napostaense* (Speg.) Hack.) y no forrajeras nativas (*Nassella trichotoma* (Nees) Hack. ex Arechav., *Nassella tenuissima* (Trin.) Barkworth y *Jarava ichu* Ruiz and Pav.). Anualmente, toda el área recibe un pastoreo de un mes durante el invierno con unos 350 animales (pastoreo intensivo con baja frecuencia; 6-7 ha.UG⁻¹.año⁻¹).

Las intervenciones planteadas en este trabajo se realizaron en un potrero de 220 ha. En noviembre 2013 se realizó un rolado selectivo sobre 50 ha (superficie de labor

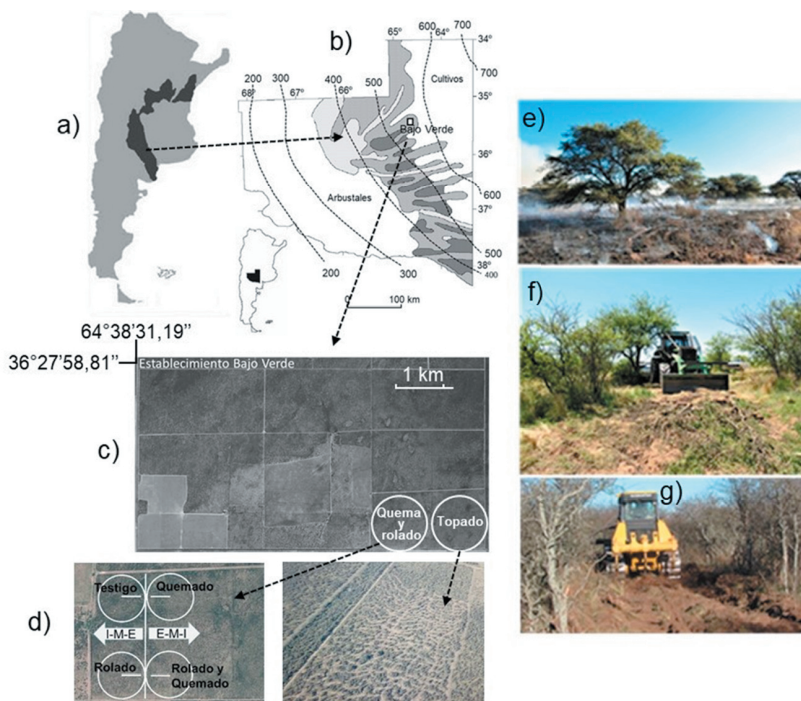


Figura 1. Distribución de la región del Espinal en la Argentina (a), el distrito del caldén en La Pampa (b), la ubicación del Establecimiento Bajo Verde FA-UNLPam (c) y las intervenciones realizadas (d). Quema prescrita (e), rolado selectivo (f) y topadora con rastrillo (g). Referencias: E=externo, M=medio, I=interno.

Figure 1. Distribution of the Espinal region in Argentina (a), the Caldén district in La Pampa (b), the Bajo Verde Establishment location (c) and the interventions carried out (d). Prescribed burn (e), Selective rolling (f) and bulldozer with rake (g). References: E=external, M=medium, I=internal.

efectiva de ~60%); en abril de 2015 se realizó una quema prescrita sobre 100 ha que abarcó parte del área rodada. En agosto 2019, en otro sector del mismo potrero se realizó sobre 10 ha una intervención con topadora con rastrillo (superficie efectiva de labor de 30%) (Figura 1d). Cada una de estas prácticas tuvo un efecto inmediato diferencial sobre la vegetación y el suelo: la quema prescrita (disturbio de menor intensidad) disminuyó la cobertura de fitomasa área del estrato gramíneo herbáceo (Figura 1e); el rolado afectó parcialmente el suelo y disminuyó la cobertura área en todos los estratos (Figura 1f), y la topadora con rastrillo (disturbio de mayor intensidad) provocó la remoción de los primeros 30 cm del perfil del suelo con eliminación total de la cobertura de vegetación (Figura 1g).

Intervención con topadora con rastrillo

La respuesta de la vegetación al disturbio generado por topadora se evaluó luego de un año de realizada la intervención. Allí se definieron los tratamientos testigo (T) y disturbado con topadora (D). Para estos dos tratamientos se establecieron cuatro fajas de 3x5 m (15 m²), dentro de las cuales se determinaron la cobertura de las especies presentes en el estrato gramíneo herbáceo en cuatro parcelas de 0.5 m² (n=16; N=32), cobertura total de vegetación y de broza y la proporción de suelo sin cobertura. Para eliminar el efecto de borde se tomó el recaudo de una separación mayor a 2 m entre y dentro de los tratamientos.

Intervención con rolo, quema y su combinación

Para estas intervenciones, la respuesta de la comunidad se evaluó a los tres años para las áreas con quema prescrita y su combinación con rolado, y a los 5 para las áreas rodadas solamente. Las cuatro situaciones de fachinal bajo análisis fueron testigo (T), quemado (Q), rolado (R) y rolado+quemado (RQ).

Para cada tratamiento se establecieron 9 fajas de 15x250 m (3750 m²) paralelas a la picada (área de cortafuegos). Estas fajas se ubicaron en un *continuum* desde las áreas más abiertas (picada) hacia el interior del tratamiento, lo que permitió definir una zona externa, una media y una interna. En cada faja se evaluó la cobertura del estrato gramíneo-herbáceo, la cobertura total de vegetación y de broza y la proporción de suelo sin cobertura en 3 parcelas de 0.5 m² (n=27; N=108).

Censos florísticos

Para todas las intervenciones se realizaron censos florísticos de acuerdo con Mueller-Dombois y ElleMBERG (1974), y se utilizó la escala de Braun-Blanquet (1979). Se confeccionó una lista florística a partir de la cual se identificaron especies nativas y exóticas (Zuloaga et al. 2019); los grupos funcionales herbáceas/dicotiledóneas perennes, gramíneas perennes forrajeras y no forrajeras; gramíneas y dicotiledóneas anuales, y dentro de estas, las especies exóticas (Cano 1988; Rúgolo de Agrazar et al. 2005; Morici et al. 2009). Se consideraron especies vegetales forrajeras a las palatables y con cierto valor nutritivo, y especies vegetales exóticas a aquellas que no pertenecen a la vegetación nativa y provienen de otro país.

Análisis de datos

La cobertura de las especies, junto con los grupos funcionales de las áreas disturbadas y sin disturbar, fue analizada en la intervención con topadora, con ANOVA para un diseño completamente aleatorizado. Mientras tanto, en las intervenciones con rolo, quema y su combinación, el análisis se realizó a partir de una estructura factorial con parcelas divididas (intervenciones como parcela principal y gradiente externo, medio e interno como subparcelas). Excepto la cobertura de vegetación y broza, las restantes variables fueron transformadas a arcoseno $\sqrt{p/100}$ (Sokal and Rohlf 1981). Para las diferencias entre las medias se usó la prueba de Tukey (a un nivel de confianza de 0.05).

Se utilizó el índice de Bray-Curtis para evaluar la similitud en la composición de la flora entre los distintos tratamientos y en el gradiente. Para lo cual se construyó una matriz de varianza/covarianza de censos x especies. Las especies consideradas para los análisis fueron las que presentaron una frecuencia igual o superior al 50% en algunos de los tratamientos; de esta manera se mantuvo un balance apropiado de muestras y de variables. La información fue presentada a través de un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) (Taguchi and Oono 2005) usando como medida de distancia la correspondiente al índice. Se realizó un análisis SIMPER para evaluar las especies responsables de las diferencias observadas entre grupos de muestras. La medida de similitud que se utilizó fue Bray-Curtis. En todos los análisis multivariados se aplicó la

prueba de aleatorización PerMANOVA para testear las diferencias entre los tratamientos y el gradiente. Se utilizaron los paquetes estadísticos Infostat versión 2018 (Di Renzo et al. 2018), PCOrd 6 (McCune and Mefford 2011) y PAST ver. 3.26 (Hammer et al. 2001).

RESULTADOS

A nivel de comunidad se registraron 79 especies de plantas (Tabla 1), 46% de las cuales fueron anuales; dentro de las perennes, 25% fueron monocotiledóneas, en su mayoría

Tabla 1. Composición florística de la comunidad vegetal. D=dicotiledóneas, M=monocotiledóneas, A=anuales, P=perennes. Estacionalidad: I=invernal, P=primaveral, E=estival, O=otoñal. F=especie forrajera, NF=especie no forrajera. N=nativa, Ex=exótica.

Table 1. Floristic composition of the plant community. D=dicots, M=monocots, A=annual; P=perennials. Seasonality: I=winter, P=spring, E=summer, O=autumnal. F=forage species, NF=non-forage species. N=native, Ex=exotic.

Especies	Familia	Clase	Ciclo de vida	Estacionalidad	Calidad forrajera	Estatus
<i>Acaena myriophylla</i> Lindl.	Rosaceae	D	P	PE	NF	N
<i>Acmella decumbens</i> (Sm.) R.K. Jansen var. <i>decumbens</i>	Asteraceae	D	P	PE	NF	N
<i>Amelichloa brachychaeta</i> Godr.) Arriaga and Barkworth	Poaceae	M	P	OIP	NF	N
<i>Austrobrickellia patens</i> (D. Don ex Hook. and Arn.) R.M. King and H.Rob.	Asteraceae	D	P	PE	NF	N
<i>Baccharis artemisioides</i> Hook. and Arn.	Asteraceae	D	P	PE	NF	N
<i>Baccharis crispa</i> Spreng.	Asteraceae	D	P	PE	NF	N
<i>Baccharis gilliesii</i> A. Gray	Asteraceae	D	P	PE	NF	N
<i>Baccharis pingraea</i> DC.	Asteraceae	D	P	PE	NF	N
<i>Baccharis ulicina</i> Hook. and Arn.	Asteraceae	D	P	PE	NF	N
<i>Bothriochloa springfieldii</i> (Gould) Parodi	Poaceae	M	P	PEO	F	N
<i>Bowlesia incana</i> Ruiz and Pav.	Apiaceae	D	A	OIP	NF	N
<i>Bromus catharticus</i> subsp. <i>rupestris</i> Vahl	Poaceae	M	A	OIP	F	N
<i>Capsella bursa pastoris</i> (L.) Medik.	Brassicaceae	D	A	OIP	NF	N
<i>Carduus thoenmeri</i> Weinm.	Asteraceae	D	A	PEO	NF	Ex
<i>Carex bonariensis</i> Desf. ex Poir. var. <i>Bonariensis</i>	Cyperaceae	M	P	OIP	NF	N
<i>Centaurea solstitialis</i> L.	Asteraceae	D	A	PE	NF	Ex
<i>Cerastium junceum</i> Möschl.	Cariophyllaceae	D	A	IP	NF	N
<i>Chascolitrum subaristatum</i> (Lam.) Desv.	Poaceae	D	P	OIP	F	N
<i>Chenopodium album</i> L.	Quenopodiaceae	D	A	OIP	NF	Ex
<i>Chenopodium borbassii</i> Murr	Quenopodiaceae	D	A	OIP	NF	Ex
<i>Condalia microphylla</i> Cav.	Ramnaceae	D	P	PE	NF	N
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	Asteraceae	D	A	OIE	NF	N
<i>Cyclosporum leptophyllum</i> (Pers.) Müll. Ex Benth.	Apiaceae	D	A	IP	NF	N
<i>Cynodon hirsutus</i> Stent.	Poaceae	M	P	PEO	NF	N
<i>Daucus pusillum</i> Michx.	Apiaceae	D	A	IP	NF	N
<i>Descourainia erodiifolia</i> (Phil.) Prantl ex Reiche	Brassicaceae	D	A	OIP	NF	N
<i>Dichondra sericea</i> var. <i>Microcalyx</i> Sw.	Convolvulaceae	D	P	OIP	NF	N
<i>Digitaria californica</i> (Benth.) Henrard	Poaceae	M	P	PEO	F	N
<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér. ex Aiton	Geraniaceae	D	A	IP	F	Ex
<i>Euphorbia serpens</i> H. B. K.	Euphorbiaceae	D	A	PE	NF	N
<i>Gallardia megapotamic</i> (Spreng.) Baker	Asteraceae	D	P	PE	NF	N
<i>Gallium richardianum</i> (Gillies ex Hook. and Arn.) Endl. Ex Walp.	Rubiaceae	D	P	IP	NF	N
<i>Gamochaeta calvoiceps</i> (Fernald) Cabrera	Asteraceae	D	A	IP	NF	N
<i>Gamochaeta subfalcata</i> (Cabrera) Cabrera	Asteraceae	D	A	IP	NF	N
<i>Geranium molle</i> L.	Geraniaceae	D	A	IP	NF	Ex
<i>Heterotheca subaxillaris</i> (Lam.) Britton and Rusby	Asteraceae	D	A	OIP	NF	Ex
<i>Hordeum pusillum</i> Nutt.	Poaceae	M	A	OIP	NF	N
<i>Hypochoeris pampasica</i> Cabrera	Asteraceae	D	P	PE	NF	N
<i>Jarava ichu</i> Ruiz and Pav.	Poaceae	M	P	OIP	NF	N
<i>Junellia hookeriana</i> Covas and Schnack	Verbenaceae	D	P	PE	NF	N
<i>Lactuca serriola</i> L.	Asteraceae	D	A	PE	NF	Ex
<i>Linaria canadensis</i> (L.) Dum. Cours.	Escrofulariaceae	D	A	PE	NF	Ex
<i>Lycium chilense</i> Bertero	Solanaceae	D	P	PE	F	N
<i>Lycopsis arvensis</i> L.	Boraginaceae	D	A	OIP	NF	Ex
<i>Margyricarpus pinnatus</i> (Lam.) Kuntze	Rosaceae	D	P	PE	NF	N
<i>Medicago minima</i> (L.) Grufb	Fabaceae	D	A	IP	F	Ex
<i>Mellica macra</i> Nees.	Poaceae	M	P	OIP	NF	N
<i>Nassella clarazii</i> Ball.	Poaceae	M	P	OIP	F	N
<i>Nassella tenuis</i> (Phil.) Barkworth	Poaceae	M	P	OIP	F	N
<i>Nassella tenuissima</i> (Trin.) Barkworth	Poaceae	M	P	OIP	NF	N
<i>Nassella trichotoma</i> (Nees) Hack. ex Arechav.	Poaceae	M	P	OIP	NF	N
<i>Nierembergia rigida</i> Miers	Solanaceae	D	P	PE	NF	N
<i>Oenothera indecora</i> Cambess.	Onagraceae	D	A	PE	NF	N
<i>Panicum bergii</i> Arechav.	Poaceae	M	A	PE	NF	N

Tabla 1. Continuación.

Table 1. Continuation.

<i>Pappophorum caespitosum</i> R. E. Fr.	Poaceae	M	P	PE	F	N
<i>Parietaria debilis</i> G. Forst.	Urticaceae	D	A	OIP	NF	N
<i>Pfaffia gnaphaloides</i> (L. f.) Mart.	Amarantaceae	D	P	PE	NF	N
<i>Phalaris angusta</i> Nees ex Trin	Poaceae	M	A	OIP	F	N
<i>Piptochaetium napostaense</i> (Speg.) Hack.	Poaceae	M	P	OIP	F	N
<i>Plantago patagonica</i> Jacq.	Plantaginaceae	D	A	OIP	NF	N
<i>Poa ligularis</i> Nees ex Stend.	Poaceae	M	P	OIP	F	N
<i>Prosopis caldenia</i> Burkart	Fabaceae	D	P	PEO	NF	N
<i>Prosopis flexuosa</i> DC.	Fabaceae	D	P	PEO	NF	N
<i>Pseudognaphalium gaudichaudianum</i> (DC.) Anderb.	Asteraceae	D	A	OIP	NF	N
<i>Salsola kali</i> L.	Quenopodiaceae	D	A	PE	NF	Ex
<i>Schinus fasciculatus</i> (Griseb.) I.M. Johnst.	Anacardiaceae	D	P	PE	NF	N
<i>Setaria lachnea</i> (Ness) Kunth.	Poaceae	M	P	PEO	F	N
<i>Setaria leucopila</i> (Scribn. and Merr.) K. Schum.	Poaceae	M	P	PEO	F	N
<i>Silene antirrhina</i> L.	Caryophyllaceae	D	A	PE	NF	Ex
<i>Silybum marianum</i> (L.) Gaertn.	Asteraceae	D	A	PE	NF	Ex
<i>Sirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	Asteraceae	D	A	PE	NF	Ex
<i>Sisymbrium irio</i> L.	Brassicaceae	D	A	OIP	NF	Ex
<i>Solanum elaeagnifolium</i> Cav.	Solanaceae	D	P	PE	NF	N
<i>Solanum juvenale</i> Thell.	Solanaceae	D	P	PE	NF	N
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	Asteraceae	D	A	PE	NF	Ex
<i>Spergula ramosa</i> ssp. <i>rosbachiae</i> (Cambess.) D. Dietr.	Cariophyllaceae	D	A	PE	NF	N
<i>Sphaeralcea crispa</i> (Cambess.) Baker f.	Malvaceae	D	P	PE	NF	N
<i>Sporobolus cryptandrus</i> (Torr.) A. Gray	Poaceae	M	P	PEO	F	N
<i>Tragopogon dubius</i> Scop.	Asteraceae	D	A	PE	NF	Ex

gramíneas. De acuerdo con su origen, el 23% fueron exóticas (principalmente de la familia Asteraceae) y las más frecuentes fueron *Carduus thoermeri* Weinm., *Medicago minima* (L.) Grufb, *Heterotheca subaxillaris* (Lam.) Britton and Rusby, *Chenopodium album* L. y *Centaurea solstitialis* L. En las áreas intervenidas con topadora, la proporción de exóticas alcanzó el 33% (23% en el testigo). En las restantes intervenciones, su contribución fue del 26% en el rolado, 21% en el quemado y 28% en rolado+quemado (18% en el testigo). Desde el punto de vista de la utilización pastoril del área, el 20% de las especies fueron forrajeras.

Intervención con topadora

Luego de un año de la intervención, la cobertura de vegetación no tuvo diferencias

entre las áreas disturbadas y testigos, pero sí con respecto a la broza y suelo sin cobertura (ANOVA; $P=0.3398$, $P=0.0001$, $P=0.0004$, respectivamente). En el área disturbada, la cobertura de broza fue la mitad de la registrada en el área testigo, mientras que la proporción de suelo sin cobertura fue a la inversa (Figura 2). Las gramíneas y las dicotiledóneas anuales, y las gramíneas perennes tuvieron diferencias significativas (ANOVA; $P=0.0004$, $P=0.0002$, respectivamente); las primeras, con mayores valores en las áreas disturbadas, mientras que las segundas, en las áreas testigo. Por otra parte, las exóticas tuvieron mayores valores de cobertura en las áreas disturbadas ($P=0.0022$).

La similitud en la composición de especies entre las áreas disturbadas y los testigos fue

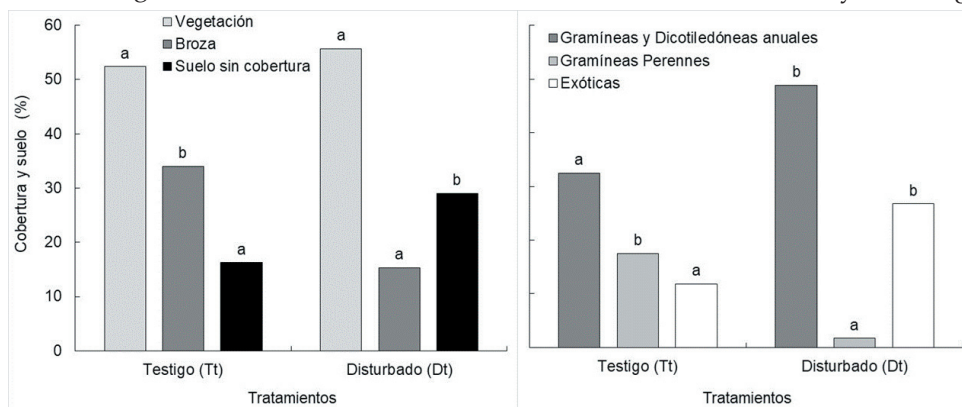


Figura 2. Cobertura de vegetación, broza, suelo sin cobertura y grupos de especies por tratamiento en áreas intervenidas por topadora. Letras diferentes muestran diferencias entre tratamientos ($P<0.05$).

Figure 2. Vegetation cover, litter, bare soil and species groups by treatment in bulldozer intervened areas. Different letters show differences between treatments ($P<0.05$).

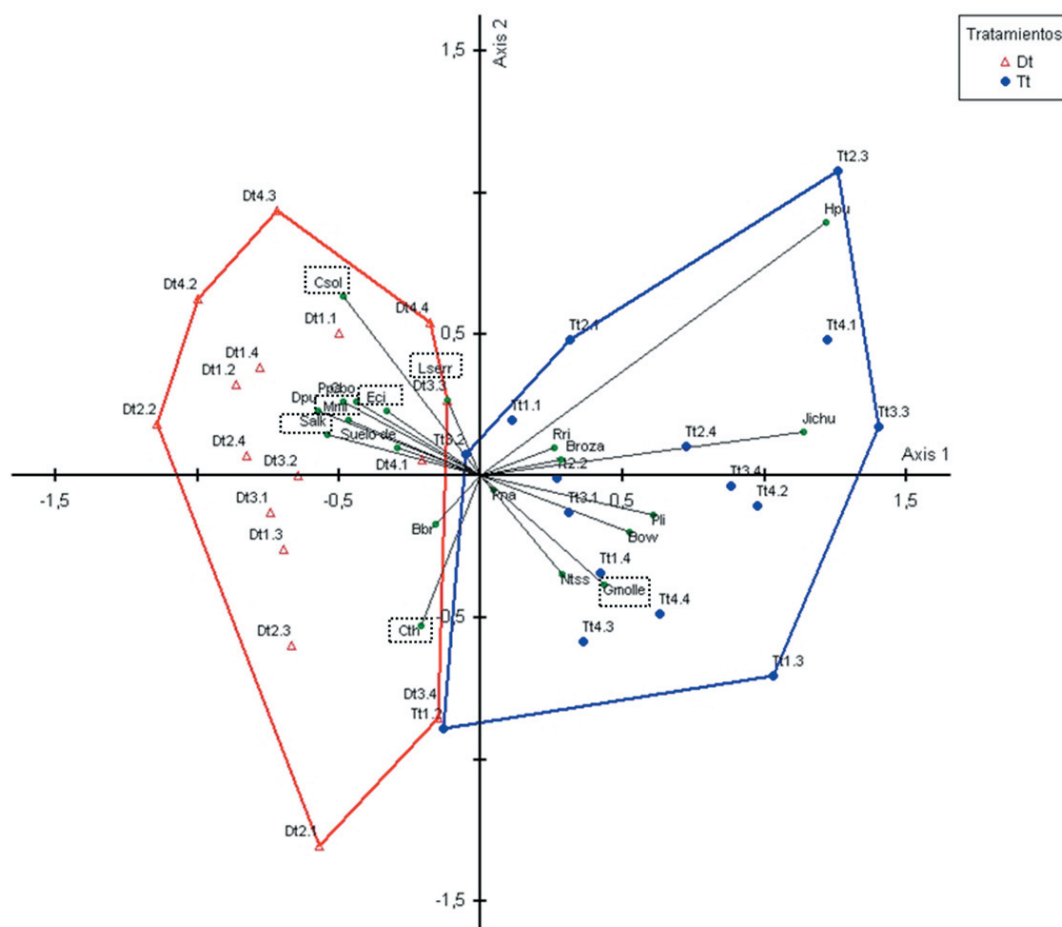


Figura 3. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) a partir del índice de similitud de Bray-Curtis de la composición específica de la comunidad vegetal en los tratamientos del área intervenida con topadora. Referencias: Tt=testigo, Dt=área disturbada con topadora; *Centaurea solstitialis* (Csol), *Erodium cicutarium* (Eci), *Lactuca serriola* (Lserr), *Bowlesia incana* (Bow), *Geranium molle* (Gmolle), *Daucus pusillus* (Dpu), *Gallium richardianum* (Rri), *Carduus thoermeri* (Cth), *Bromus catharticus* subsp. *rupestris* (Bbr), *Conyza bonariensis* (Cbo), *Hordeum pusillum* (Hpu), *Medicago minima* (Mmi), *Piptochaetium napostaense* (Pna), *Poa ligularis* (Pli), *Jarava ichu* (Jichu), *Nassella tenuissima* (Ntss), *Salsola kali* (Salk), *Plantago patagonica* (Ppa); Suelo (% de suelo sin cobertura). Los recuadros de puntos identifican a las especies exóticas.

Figure 3. Non-metric multidimensional scaling analysis (NMDS) from the Bray-Curtis similarity index on the plant community specific composition in the treatments of the bulldozer intervened area. References: Tt=control, Dt=bulldozer disturbed area; *Centaurea solstitialis* (Csol), *Erodium cicutarium* (Eci), *Lactuca serriola* (Lserr), *Bowlesia incana* (Bow), *Geranium molle* (Gmolle), *Daucus pusillus* (Dpu), *Gallium richardianum* (Rri), *Carduus thoermeri* (Cth), *Bromus catharticus* subsp. *rupestris* (Bbr), *Conyza bonariensis* (Cbo), *Hordeum pusillum* (Hpu), *Medicago minima* (Mmi), *Piptochaetium napostaense* (Pna), *Poa ligularis* (Pli), *Jarava ichu* (Jichu), *Nassella tenuissima* (Ntss), *Salsola kali* (Salk), *Plantago patagonica* (Ppa); Soil (% bare soil). Dotted boxes identify alien species.

baja. El análisis NMDS explicó el 64% de la varianza (Eje1=0.475; Eje2=0.165; stress=0.162) y separó los testigos de las áreas disturbadas (Figura 3). Hubo diferencias entre ambos (PERMANOVA; $P=0.0001$, $F=6.235$). En las áreas disturbadas predominaron las especies exóticas *C. solstitialis*, *Erodium cicutarium* (L.) L'Hér. ex Aiton, *Lactuca serriola* L., *C. thoermeri*, *M. minima* y *Salsola Kali* L. Los indicadores que más contribuyeron porcentualmente a las diferencias entre ambos tratamientos fueron la broza y la proporción de suelo sin cobertura junto con las especies *Bromus*

catharticus subsp. *rupestris* Vahl, *M. minima*, *C. thoermeri* y *P. ligularis* (disimilitud promedio SIMPER=54.58).

Intervención con rolo, quema y su combinación

Luego de 5 años del rolado y 3 años de la quema, la cobertura de vegetación fue diferente entre los distintos tratamientos ($P=0.027$), no hubo diferencias estadísticamente significativas en el gradiente desde el borde hacia el interior ($P=0.138$), aunque sí hubo interacción ($P=0.016$). La broza solo tuvo

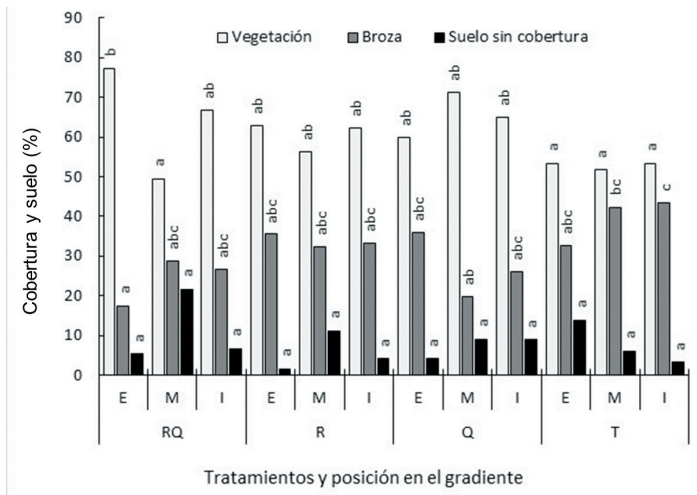


Figura 4. Cobertura de vegetación, broza y suelo sin cobertura por tratamiento y en el gradiente generado desde afuera de la comunidad hacia el interior en áreas intervenidas con quema prescrita, rolado y su combinación. Referencias: RQ=rolado+quemado, R=rolado, Q=quemado, T=testigo, E=externo, M=medio, I=interno. Letras diferentes muestran diferencias significativas entre tratamientos (P<0.05).

Figure 4. Vegetation and litter cover, and bare soil proportion by treatment and in the gradient from outside to inside community in intervened areas with prescribed burning, selective rolling and their combination. References: RQ=rolled+burned, R=rolled, Q=burned, T=control, E=external, M=medium, I=internal. Different letters show significant differences between treatments (P<0.05).

diferencias entre tratamientos (ANOVA; P=0.001 tratamientos; P=0.78 gradiente; P=0.069 interacción). En cuanto al suelo sin cobertura, no hubo diferencias en ninguno de los casos (ANOVA; P=0.2588 tratamientos; P=0.12 gradiente; P=0.09 interacción) (Figura 4).

Las gramíneas y dicotiledóneas anuales, y el subgrupo de las exóticas no tuvieron

diferencias entre tratamientos (ANOVA; P=0.19; P=0.2183, respectivamente), pero sí en el gradiente (ANOVA; P=0.005; P=0.0002, respectivamente), con mayores valores de cobertura en la parte externa, disminuyendo hacia el interior de la comunidad. Solo hubo interacción en las exóticas (P=0.02). En cuanto a las gramíneas perennes no se observó ninguna diferencia (P=0.34). Las dicotiledóneas perennes solo tuvieron diferencias entre

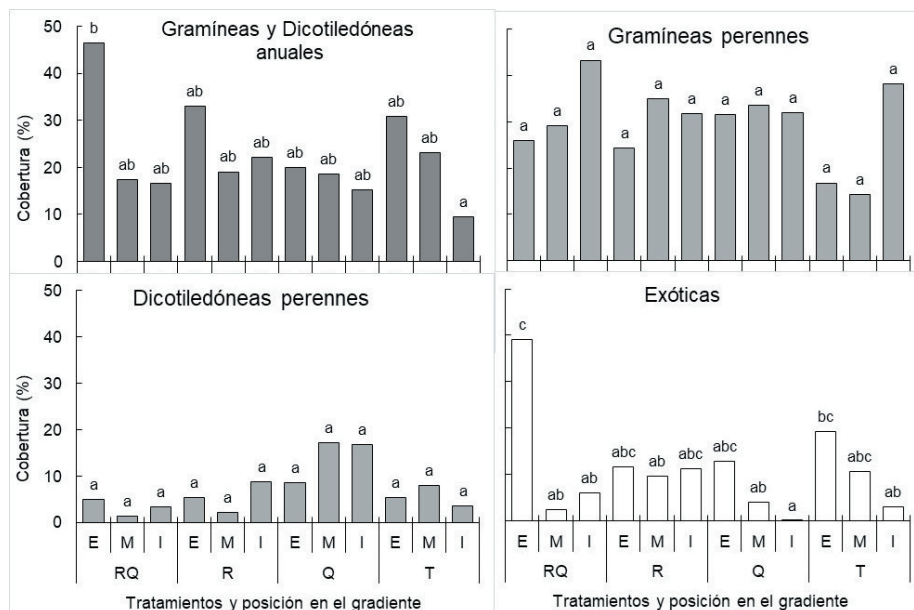


Figura 5. Cobertura de los distintos grupos de especies por tratamiento y en el gradiente generado desde el borde hacia el interior de la comunidad en áreas intervenidas con quema prescrita, rolado y su combinación. Referencias: RQ=rolado+quemado, R=rolado, Q=quemado, T=testigo, E=externo, M=medio, I=interno. Letras diferentes muestran diferencias entre tratamientos (P<0.05).

Figure 5. Cover of the different species groups by treatment and in the gradient from outside to inside community in intervened areas with prescribed burning, rolling and their combination. References: RQ=rolled+burned, R=rolled, Q=burned, T=control, E=external, M=medium, I=internal. Different letters show differences between treatments (P<0.05).

tratamientos (ANOVA; $P=0.0051$ tratamientos; $P=0.84$ gradiente; $P=0.56$ interacción) (Figura 5).

La similitud en la composición de especies hacia el interior de la comunidad fue baja, independientemente de los tratamientos. El análisis NMDS explicó el 93% de la varianza (Eje1=0.58; Eje2=0.35; stress=0.10) y permitió separar los externos con predominancia de *H. subaxillaris* y *C. thoermeri* de los medios e internos (Figura 6). El análisis de PERMANOVA evidenció que no hubo diferencias significativas entre tratamientos ni en el gradiente hacia el interior de la comunidad ($F=1.33$, $P=0.14$; $F=1.26$, $P=0.21$).

La mayor disimilitud se registró entre la zona externa y la media (SIMPER=58.31%), y la menor, entre esta última y la interna (SIMPER=52.87%) (disimilitud promedio para el gradiente 58.77%). Las especies que más contribuyeron porcentualmente a estas diferencias fueron *P. ligularis* y *J. ichu* junto con las exóticas *H. subaxillaris* y *C. thoermeri*.

En cuanto al tiempo transcurrido desde las intervenciones y la capacidad de recuperación de las comunidades, en la Figura 7 se presenta un modelo conceptual que sintetiza los principales aspectos. Una vez producida una intervención, la contribución de especies exóticas en la comunidad es mayor en las

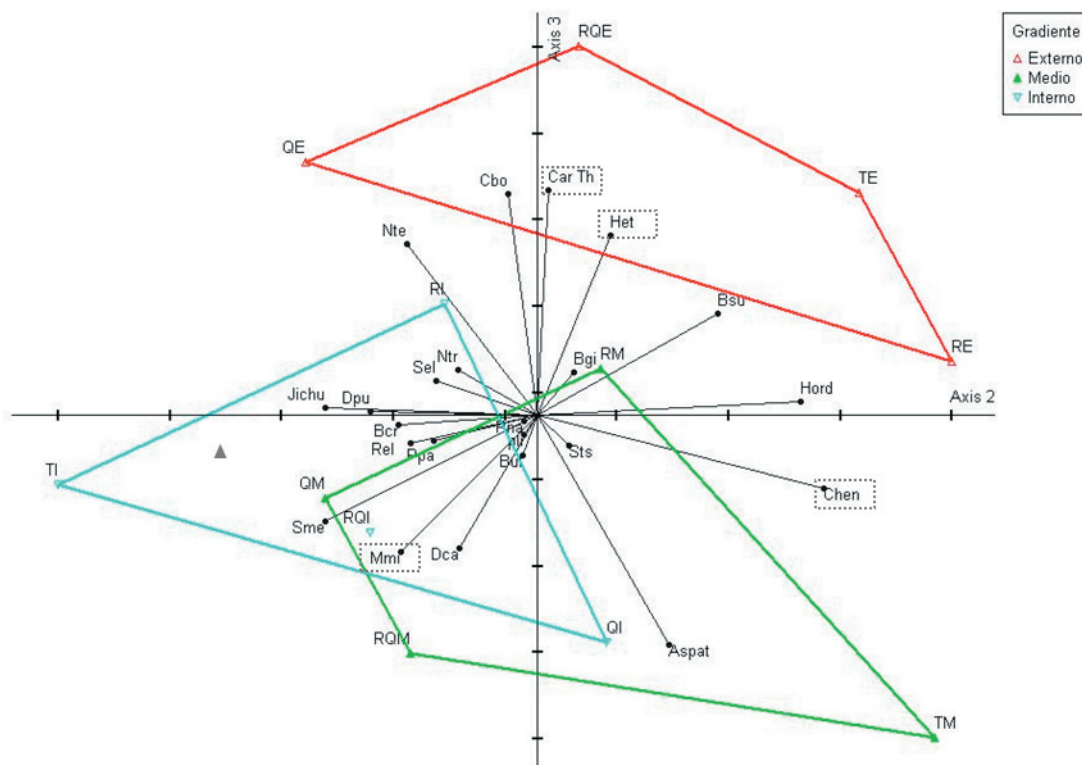


Figura 6. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) a partir del índice de similitud de Bray-Curtis de la composición específica de la comunidad vegetal en el gradiente en las distintas intervenciones. Referencias: T=testigo, Q=quemado, R=rolado, RQ=rolado+quemado, E=externo, M=medio, I=interno. *Baccharis crispa* (Bcr), *Nassella tenuis* (Nte), *Baccharis gilliesii* (Bgi), *Baccharis ulicina* (Bul), *Chenopodium album* (Chen), *Austrobrickellia patens* (Aspat), *Daucus pusillus* (Dpu), *Gallium richardianum* (Rel), *Briza subaristata* (Bsu), *Carduus thoermeri* (Carth), *Digitaria californica* (Dca), *Solanum juvenale* (Sme), *Conyza bonariensis* (Cbo), *Heterotheca subaxillaris* (Het), *Hordeum pusillum* (Hord), *Medicago minima* (Mmi), *Piptochaetium napostaense* (Pna), *Poa ligularis* (Pli), *Solanum elagnifolium* (Sel), *Jarava ichu* (Jic), *Nassella tenuissima* (Nts), *Nassella trichotoma* (Ntr) y *Plantago patagonica* (Ppa). Los recuadros de puntos identifican a las especies exóticas.

Figure 6. Non-metric multidimensional scaling analysis (NMDS) from the Bray-Curtis similarity index of the plant community specific composition in the gradient of the different interventions. References: T=control, Q=burned, R=rolled, RQ=rolled+burned, E=external, M=medium, I=internal. *Baccharis crispa* (Bcr), *Nassella tenuis* (Nte), *Baccharis gilliesii* (Bgi), *Baccharis ulicina* (Bul), *Chenopodium album* (Chen), *Austrobrickellia patens* (Aspat), *Daucus pusillus* (Dpu), *Gallium richardianum* (Rel), *Briza subaristata* (Bsu), *Carduus thoermeri* (Carth), *Digitaria californica* (Dca), *Solanum juvenale* (Sme), *Conyza bonariensis* (Cbo), *Heterotheca subaxillaris* (Het), *Hordeum pusillum* (Hord), *Medicago minima* (Mmi), *Piptochaetium napostaense* (Pna), *Poa ligularis* (Pli), *Solanum elagnifolium* (Sel), *Jarava ichu* (Jic), *Nassella tenuissima* (Nts), *Nassella trichotoma* (Ntr) and *Plantago patagonica* (Ppa). Dotted boxes identify alien species.

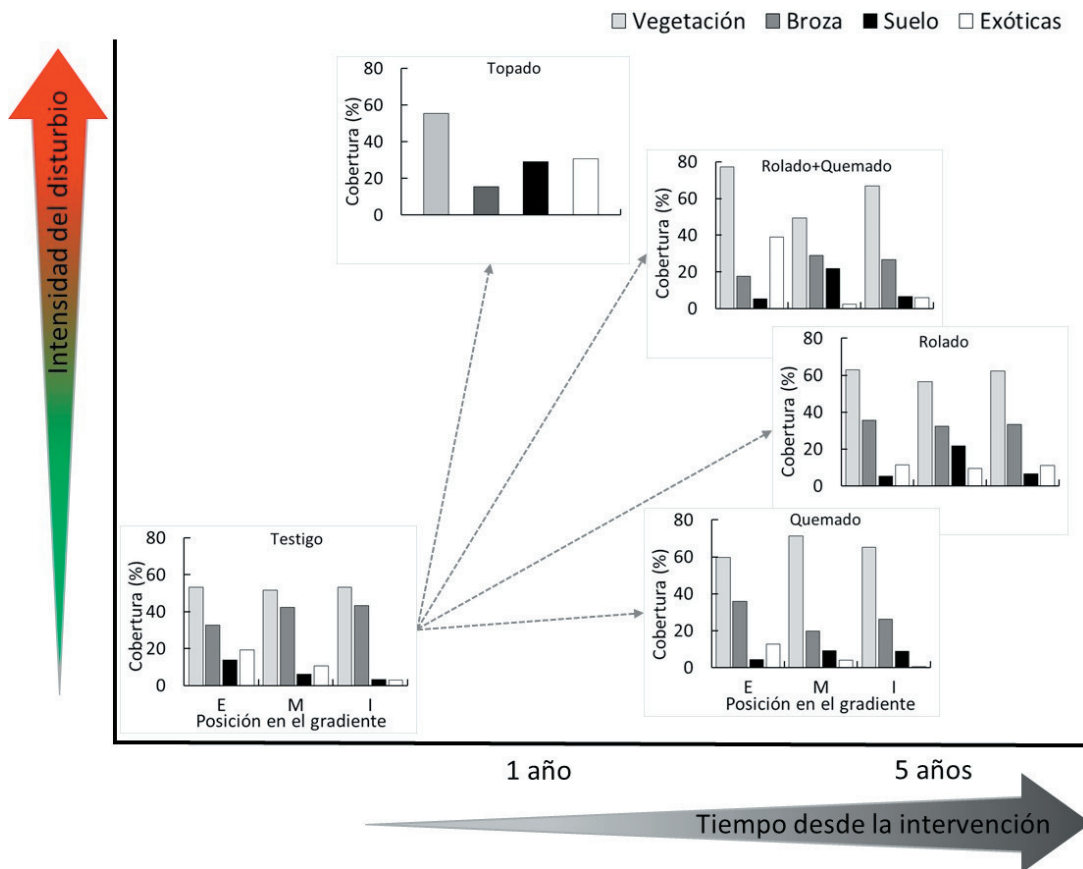


Figura 7. Modelo conceptual sobre algunas propiedades del sistema en relación con la intensidad del disturbio y el tiempo transcurrido desde la intervención. Referencias: E=externo, M=medio, I=interno.

Figure 7. Conceptual model about some properties of the system in relation to disturbance intensity and the elapsed time since the intervention. References: E=external, M=medium, I=internal.

primeras etapas sucesionales. A medida que el sistema se estabiliza, la contribución de estas especies disminuye. Sin embargo, en las áreas afectadas por una mayor intensidad de disturbio (e.g., rolado y rolado-quemado), el porcentaje de exóticas sigue siendo alto en todo el gradiente (Figuras 4 y 7).

DISCUSIÓN

Al igual que en otros sistemas naturales del mundo, la composición florística de las comunidades de esta región incluye proporciones variables de especies exóticas (Mack et al. 2000; Simberloff et al. 2013; Chiuffo et al. 2015; Gross et al. 2015). En bosques degradados que fueron intervenidos para su rehabilitación, el éxito de estas especies estará determinado por la resultante de la interacción entre sus estrategias de vida y las propiedades de invasibilidad del sistema, que surgen de la capacidad de las especies nativas de contrarrestar la invasión principalmente por un aumento de la resistencia biótica.

Los resultados obtenidos en este trabajo destacan dos aspectos relevantes: uno, vinculado a los tipos de disturbios, y otro, al tiempo transcurrido desde la intervención. En cuanto al primero, en aquellas áreas que fueron roladas o topadas donde el disturbio fue de intensidad media y alta, la proporción de especies exóticas en la comunidad fue mayor. Estas acciones que remueven el suelo y la vegetación, total o parcialmente provocan corredores lineales que favorecen la conectividad con el interior de la comunidad, lo que facilita que estas especies ingresen y se establezcan (Hansen and Clevenger 2005; Chiuffo et al. 2018; Christen and Matlack 2009; Travers et al. 2021).

En el caso particular de la acción de la topadora con rastrillo, se destacó la heterogeneidad a nivel de micrositiros ocasionados por el laboreo en la respuesta del sistema durante los primeros estados sucesionales. Esto se reflejó en una mayor abundancia de las especies exóticas en

áreas donde la remoción de suelo fue más profunda. La agresividad de este disturbio es tan importante que luego de un año, si bien se alcanzó una cobertura de vegetación similar al testigo, su composición florística fue diferente debido sobre todo a la mayor contribución de especies de características más ruderales, tanto exóticas como nativas (Chiuffo 2017; Chiuffo et al. 2018). Entre estas últimas se destacaron *Conyza bonariensis* (L.), *B. catharticus*, *Plantago patagonica* Jacq., *Daucus pussillus* Michx., *Hordeum pusillum* Nutt. En el caso de las exóticas, algunas se naturalizaron a tal punto que también son consideradas especies valiosas del pastizal por su calidad forrajera (e.g., *M. minima*, *E. cicutarium* y *Geranium molle* L.), mientras que otras son malezas invasoras agresivas por su nula o escasa palatabilidad y su comportamiento en áreas cultivadas (e.g., *C. solstitialis*, *H. subaxillaris*, *C. thoermeri*, *S. kali* y *C. album*) (Hierro et al. 2011; Lindstron et al. 2018; Suárez and Estelrich 2018; Estanga Mollica 2018).

Por otra parte, en lo que respecta al tiempo transcurrido desde una intervención, los resultados muestran que independientemente del tipo de intervención, luego de tres o cinco años, las comunidades recuperaron la cobertura de especies perennes del pastizal. Sin embargo, aún presentan una proporción elevada de exóticas que supera a la registrada en los testigos. Al respecto, una vez que estas especies ingresan al sistema dada sus características de alta producción de semillas (muchas veces con heteromorfismo) y mecanismos de dispersión principalmente anemófilo (Leguizamón et al. 2014; Suárez and Estelrich 2018), se mantienen en él a través de flujos de reclutamiento recurrentes, ya sea desde el banco de semillas de la misma comunidad o desde áreas aledañas (Montoya et al. 2017; Ernst et al. 2020; Morici et al. 2022; Suárez et al. 2022). En este sentido, el reservorio del banco de semillas pre-disturbio es alterado por los cambios en su composición debido a la presencia de exóticas (Theoharides and Dukes 2007; Montoya et al. 2017; Ernst et al. 2020). Estudios realizados en el mismo lugar mostraron una alta contribución de *G. molle*, *H. subaxillaris*, *C. thoermeri*, *S. kali*, *C. album* y *Lamium amplexicaule* L. en el banco de semillas germinable, principalmente en las áreas roladas (Ernst et al. 2020).

El análisis del gradiente de distancia permitió identificar diferentes niveles de susceptibilidad de la comunidad a la invasión desde el borde

hacia su interior y, a su vez, su relación con la intensidad del disturbio. Así, áreas internas y sin disturbio o bien con disturbios de baja intensidad (quemadas prescritas) presentaron un menor nivel de invasión. Al respecto, las especies perennes fueron el grupo funcional que más contribuyó a esta resistencia (Davis et al. 2000; Rejmánek et al. 2005; Christen and Matlack 2009; Hierro et al. 2011; Longo et al. 2013; Chiuffo et al. 2018).

En el contexto de una trayectoria sucesional, estos resultados muestran que indistintamente del tipo e intensidad de disturbio provocados por las intervenciones, algunas especies exóticas se acoplan a la dinámica de las nativas del sistema. El grado de acople dependerá del *fitness* relativo de las especies nativas y exóticas, y de la superposición de nichos entre ambas (MacDougall et al. 2009). De alguna manera, en los estratos gramíneos herbáceos de estos sistemas —que son predominantemente C3—, las especies exóticas con una baja superposición de nichos y un mayor *fitness* con respecto a las nativas logran establecerse y sumarse a la dinámica de la comunidad. Incluso, cuando las especies exóticas cambian las propiedades del sistema modificando su invasibilidad, algunas de ellas pueden tener la capacidad de minimizar la erosión de los suelos, permitiendo el desarrollo de microambientes al ocupar rápidamente áreas sin cobertura vegetal (como es el caso de *C. thoermeri*, *S. kali*, *C. solstitialis*). En este contexto, el rol que ellas jueguen en la rehabilitación aún no está definido; mucho tendrá que ver el tipo de variables que se consideren, su ponderación y la escala de análisis.

AGRADECIMIENTOS. El trabajo ha sido financiado por la Facultad de Agronomía-Universidad Nacional de La Pampa, a partir de la ejecución de distintos proyectos. En particular, se agradece a la Ing. Agr. Eugenia Montoya por el trabajo de muestreo realizado en el campo, al Mg. Ing. RRNN Edgardo Adema, por la intervención con rolo, a la Dirección de Recursos Naturales del Gobierno de La Pampa por el acompañamiento en general y en la realización del clareo con topadora y a Defensa Civil por colaborar en la realización de las quemadas prescritas. Además, también se agradece tanto a la MSc. Ing. Agr. Claudia Chirino, al Ing. Agr. Francisco Babinec, y a los evaluadores por las recomendaciones realizadas que han contribuido a la mejora del artículo.

REFERENCIAS

- Adema, E. 2006. Recuperación de pastizales mediante rolado en el Caldenal y en el monte Occidental. Publicación Técnica N° 65. INTA EEA Anguil. La Pampa. Pp. 52.
- Archer, S. A., K. W. Davies, T. E. Fulbright, K. C. McDaniel, B. P. Wilcox, and K. I. Predick. 2011. Brush management as a rangeland conservation tool: A critical evaluation. Pp. 105-170 *en* D. D. Briske (ed.). Conservation Benefits of Rangeland Practices: Assessment, Recommendations, and Knowledge Gaps. Allen Press.
- Bilbao, B., L. Steil, I. R. Urbieta, L. Anderson, C. Pinto, et al. 2020. Incendios forestales. Pp. 459-524 *en* J. M. Moreno, C. Laguna-Defior, V. Barros, E. Calvo Buendía, J. A. Marengo and U. Oswald Spring (eds.). Adaptación frente a los riesgos del cambio climático en los países iberoamericanos. McGraw-Hill, Madrid, España.
- Bóo, R. M. 1990. Algunos aspectos a considerar en el empleo del fuego. Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam 5:63-80.
- Braun-Blanquet, J. 1979. Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. Ed. Blume.
- Bresciano, D., C. Rodríguez, F. Lezama, and A. Altesor. 2014. Patterns of invasion in grasslands of Uruguay at a regional scale. *Ecología Austral* 24(1):83-93. <https://doi.org/10.25260/EA.14.24.1.0.40>.
- Cangiano, M. L., M. A. Cendoya, M. Álvarez Redondo, R. D. Ernst, M. M. Gómez, M. S. Larroulet, et al. 2021. Ecosystem Services of the *Prosopis caldenia*. Woodlands in the Argentinean Pampas. Pp. 1-68 *en* R. Batista (ed.). *Prosopis. Properties, Uses and Biodiversity*. Plant Science Research and Practices. Editorial: Nova Science Publishers, Inc. New York. Pp. 274. ISBN 978-1-53619-592-7.
- Cano, A. E. 1988. Pastizales naturales de La Pampa. Tomo I: Descripción de las especies más importantes. Convenio AACREA - Provincia de La Pampa. Zona semiárida. Pp. 456.
- Chiuffo, M. C. 2017. Ruderales exóticas versus ruderales nativas: respuesta a disturbios, retroalimentaciones planta-suelo y rasgos de historia de vida. Tesis doctoral. Área Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Buenos Aires. Argentina. Pp. 98.
- Chiuffo, M. C., A. MacDougall, and J. L. Hierro. 2015. Native and nonnative ruderals experience similar plant-soil feedbacks and neighbor effects in a system where they coexist. *Oecologia* 179:843-852. <https://doi.org/10.1007/s00442-015-3399-y>.
- Chiuffo, M. C., M. C. Cock, A. O. Prina, and J. L. Hierro. 2018. Response of native and non-native ruderals to natural and human disturbance. *Biological Invasions* 20:2915-2925. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1745-9>.
- Christen, D. C., and G. R. Matlack. 2009. The habitat and conduit functions of roads in the spread of three invasive species. *Biological Invasions* 11:453-465. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9262-x>.
- Covas, G. 1989. Evolución del manejo de suelos en la Región Pampeana Semiárida. Actas de las primeras Jornadas de Suelos de Zonas Áridas y Semiáridas. INTA EEA Anguil La Pampa, Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa. Asociación Argentina de Ciencias del Suelo, Gobierno de la Provincia de La Pampa y Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Pp. 1-11.
- Davis, M. A., J. P. Grime, and K. Thompson. 2000. Fluctuating resources in plant communities: A general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88:528-534. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x>.
- Di Rienzo, J. A., F. Casanoves, M. G. Balzarini, L. González, M. Tablada, and C. W. Robledo. 2018. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Ernst, R. D., C. E. Suárez, H. D. Estelrich, E. F. Morici, and M. A. Campos. 2020. Fachinales de *Prosopis caldenia* intervenidos por distintos manejos: análisis desde su banco de semillas. *Ecología Austral* 30(3):380-392. <https://doi.org/10.25260/EA.20.30.3.0.989>.
- Ernst, R. D., E. Morici, H. D. Estelrich, W. A. Muiño, and M. A. Ruiz. 2015. Efecto de la quema controlada 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. <https://doi.org/10.21071/az.v64i247.404>.
- Ernst, R., V. Vásquez, D. Estelrich, and E. Morici. 2017. Banco de semillas de gramíneas en fachinales intervenidos mediante rolado selectivo. *Semiárida* 27(1):27-39. [https://doi.org/10.19137/semiarida.2017\(01\).27-39](https://doi.org/10.19137/semiarida.2017(01).27-39).
- Estanga Mollica, M. E. 2018. Importancia de las interacciones bióticas directas e indirectas en la invasión de plantas exóticas. Tesis doctoral. Área Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Buenos Aires. Argentina. Pp. 75.
- Estelrich, H. D., C. C. Chirino, E. Morici, and B. Fernández. 2005. Dinámica de áreas naturales cubiertas por bosque y pastizal en la región semiárida central de Argentina - Modelo Conceptual. Pp. 351-364 *en* J. Paruelo, M. Oesterheld and M. Aguiar (eds.). Heterogeneidad de la Vegetación. Libro homenaje a Rolando León. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. ISBN 950.29.0902-X.
- Estelrich, H. D., and C. E. Suárez, (Eds.). 2022. El bosque de caldén: un abordaje multidisciplinario para su manejo y conservación. 1ra Edición. EdUNLPam, Santa Rosa La Pampa. ISBN: 978-950-863-445-0. Pp. 280.
- Fernández, G. 2019. Campos de enseñanza y producción. Pp. 205-212 *en* S. Bongianino et al. (eds.). Universidad Nacional de La Pampa, 60 años de construcción colectiva 1958-2018. Facultad de Agronomía. Universidad Nacional de la Pampa. 1° edición especial.
- Fernández, O. A. 2003. Los pastizales naturales del Caldenal. *Anales de la Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria* 57:68-92.
- Fridley, J. D., J. J. Stachowicz, S. Naeem, D. F. Sax, W. Seabloom, et al. 2007. The invasion paradox: reconciling pattern and process in species invasions. *Ecology* 88:3-17. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2007\)88\[3:TIPRPA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2007)88[3:TIPRPA]2.0.CO;2).
- González-Roglich, M., D. Villarreal, and M. G. Castro. 2012. Evaluación de la efectividad de la Reserva Parque Luro como herramienta de conservación del Caldenal pampeano: cambios en la cobertura vegetal a nivel de paisaje entre

- 1960 y 2004. *Ecología Austral* 22:11-21.
- Gross, N., P. Liancourt, R. Butters, R. P. Duncan, and P. E. Hulme. 2015. Functional equivalence, competitive hierarchy and facilitation determine species coexistence in highly invaded grasslands. *New Phytologist* 206:175-186. <https://doi.org/10.1111/nph.13168>.
- Hammer, O., D. A. T. Harper, and P. D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1):9.
- Hansen, M. J., and P. A. Clevenger. 2005. The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. *Biological Conservation* 125:249-259. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.03.024>.
- Hierro, J. L., J. L. Maron, and R. M. Callaway. 2005. A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. *Journal of Ecology* 93:5-15. <https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00953.x>.
- Hierro, J. L., C. J. Lortie, D. Villarreal, M. E. Estanga-Mollica, and R. M. Callaway. 2011. Resistance to *Centaurea solstitialis* invasion from annual and perennial grasses in California and Argentina. *Biological Invasions* 13:2249-2259. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-0037-4>.
- Hierro, J. L., D. Villarreal, Ö. Eren, J. Graham, and R. M. Callaway. 2006. Disturbance facilitates invasions: the effects are stronger abroad than at home. *The American Naturalist* 168:144-156. <https://doi.org/10.1086/505767>.
- Kunst, C. 2008. Implementación de Rolados. Aspectos generales de rolados selectivos de baja intensidad. Pp. 8-16 en C. Kunst, R. Ledesma and M. Navall (eds.). Rolado selectivo de baja intensidad. Ediciones INTA. Santiago del Estero. Argentina.
- Leguizamón, E. S., C. E. Suárez, O. A. Fernández. 2014. Capítulo V: Ecología de malezas I: Poblaciones vegetales. Reproducción, Estrategias Adaptativas. Pp. 101-138 en O. A. Fernández, E. S. Leguizamón, and H. A. Acciaresi (eds.). Malezas e Invasoras de la Argentina. Tomo I: Ecología y manejo. 1a ed. Editorial de la Universidad Nacional del Sur. Ediuns. Bahía Blanca. ISBN 978-987-1907-70-0. Pp. 964.
- Lerner, P. 2004. El Caldenal: dinámica de poblaciones de caldén y procesos de expansión de leñosas en pastizales. En M. F. Arturi, J. L. Frangi and J. F. Goya (eds.). Ecología y manejo de los bosques de Argentina. Universidad Nacional de La Plata.
- Lindström, I. M. E. Gil, J. P. Renzia, J. L. Escardón, and O. A. Fernández. 2018. *Centaurea solstitialis* L. Pp. 129-142 en O. A. Fernández, E. S. Leguizamón and M. Acciaresi (eds.), C. Villamil (co-ed). Malezas e Invasoras de la Argentina. Tomo III. Historia y Biología. 1ª ed. Ediuns. Pp. 813. ISBN: 978-987-655-193-9.
- Llorens, E. M., and E. O. Frank. 2003. El fuego en la provincia de La Pampa. Pp. 259-268 en C. Kunst, S. Bravo and J. L. Panigatti (eds.). Fuego en los ecosistemas argentinos. INTA. Santiago del Estero, Argentina.
- Longo, G., G. S. Tristram, L. A. Garibaldi, P. M. Tognetti, and E. J. Chaneton. 2013. Functional group dominance and identity effects influence the magnitude of grassland invasion. *Journal of Ecology* 101:1114-1124. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12128>.
- Lonsdale, W. M. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* 80:1522-1536. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[1522:GPOPIA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1522:GPOPIA]2.0.CO;2)
- MacDougall, A. S., B. Gilbert, and J. M. Levine. 2009. Plant invasions and the niche. *Journal of Ecology* 97:609-615. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01514.x>.
- Mack, R., D. Simberloff, M. Lonsdale, H. Evans, M. Clout, and F. Bazzaz. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Issues in Ecology* 5:1-20. <https://doi.org/10.2307/2641039>.
- McCune, B., and M. J. Mefford. 2011. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 6. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- Montoya, E., C. E. Suárez, E. Morici, and H. D. Estelrich. 2017. Banco de semillas en un pastizal intervenido de La Pampa: datos preliminares en el marco de su restauración. XXXVI Jornadas Argentinas de Botánica, XXVIII Reunión Anual de la Sociedad de Botánica de Chile y II Reunión Científica de la Asociación Micológica Carlos Spegazzini 52:231.
- Montoya, E., C. Suárez, E. Morici, and D. Estelrich. 2016. Respuesta de un bosque secundario a las técnicas de manejo de rolado y quema. Libro de Resúmenes de las XII Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales. Consejo Profesional de Ciencias Naturales. Pp. 85.
- Morici, E. F. A., R. D. Ernst, C. E. Suárez, H. D. Estelrich, and N. Sawczuk. 2022. Capítulo 9: El banco de semillas del cardenal. Pp. 124-140 en H. D. Estelrich and C. E. Suárez (eds.). El bosque de caldén: un abordaje multidisciplinario para su manejo y conservación. 1ra Edición. EdUNLPam, Santa Rosa La Pampa. ISBN: 978-950-863-445-0. Pp. 280.
- Morici, E., V. Doménech García, G. Gómez Castro, A. Kin, A. M. Sáenz, and C. M. Rabotnikof. 2009. Diferencias estructurales entre parches de pastizal del caldenal y su influencia sobre el banco de semillas, en la provincia de La Pampa, Argentina. *Agrociencia* 43:529-537.
- Mueller-Dombois, D., and H. Ellemberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. eds. Wiley International.
- Parodi, N. M., and M. Pérez Payeras. 2019. Dinámica de la vegetación en áreas de fachinal sometidas a distintas intervenciones. Trabajo final de graduación para obtener el título de Ingeniero Agrónomo Facultad de Agronomía. Universidad Nacional de La Pampa. Argentina. Pp. 35.
- Peláez, D. V., R. M. Bóo, M. D. Mayor, and O. R. Elía. 2001. Effect of fire on perennial grass species in central semiarid. *Journal of Range Management* 54(5):617-621. <https://doi.org/10.2307/4003593>.
- 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>.
- Rejmánek, M., D. M. Richardson, S. I. Higgins, M. J. Pitcairn, and E. Grotkopp. 2005. Ecology of invasive plants: state

- of the art. Pp. 104-161 *en* H. A. Mooney, J. A. McNeelly, L. Neville, P. J. Schei and J. Waage (eds.). *Invasive Alien Species: Searching for Solutions*. Island Press, Washington, DC.
- Rolhauser, M., and A. Uhaldegaray. 2015. El rolado selectivo y la aplicación de herbicidas selectivos como herramientas para intervenir fachinales, su efecto y duración sobre la estructura vertical y horizontal de la vegetación. Trabajo final de graduación para obtener el título de Ingeniero Agrónomo. Facultad de Agronomía. Universidad Nacional de La Pampa. Argentina. Pp. 39.
- Rúgolo de Agrazar, Z. E., P. E. Steibel, and H. O. Troiani. 2005. Manual ilustrado de las gramíneas de la provincia de La Pampa. Ed. Universidad Nacional de La Pampa y Universidad Nacional de Río Cuarto. Córdoba. Argentina. Pp. 359. ISBN 950-863-068-X.
- SAyDS. 2006. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Informe Regional Espinal. Segunda etapa. Anexo I: Estado de Conservación del Distrito Caldén.
- Simberloff, D., J. L. Martin, P. Genovesi, V. Maris, D. A. Wardle, et al. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution* 28(19):58-66. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>.
- Sokal, R. R., and F. J. Rohlf. 1981. *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*. WH Freeman and Company. New York.
- Suárez, C. E., H. D. Estelrich, E. F. A. Morici, and R. D. Ernst. 2022. Capítulo 10: Flora arvense en sistemas naturales intervenidos. Pp. 141-152 *en* H. D. Estelrich and C. E. Suárez (eds.). *El bosque de caldén: un abordaje multidisciplinario para su manejo y conservación*. 1ra Edición. EdUNLPam, Santa Rosa La Pampa. ISBN: 978-950-863-445-0. Pp. 280.
- Suárez, C. E., E. Montoya, E. Morici, H. D. Estelrich, and R. D. Ernst. 2019. Intervenciones en el caldén: ¿favorece el ingreso de las especies exóticas? XXXVII Jornadas Argentinas de Botánica. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 54:159-160.
- Suárez, C. E., H. D. Estelrich, E. A. F. Morici, R. D. Ernst, N. Sawczuk, et al. 2018. Evaluación de la vegetación en renovales de *Prosopis caldenia* intervenidos con distintas técnicas de manejo. Pp. 294-305 *en* V. Rusch, G. Caballé, S. Varela and J. P. Diez (eds.). *Actas. IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles*. Ediciones INTA.
- Suárez, C. E., and D. Estelrich. 2018. *Heterotheca subaxillaris* (Lam.). Pp. 435-448 *en* O. A. Fernández, E. S. Leguizamón and M. Acciaresi (eds.), C. Villamil (co-ed). *Malezas e Invasoras de la Argentina*. Tomo III. Historia y Biología. 1ª ed. Ediuns. ISBN: 978-987-655-193-9. Pp. 813.
- Taguchi, Y. H., and Y. Oono. 2005. Relational patterns of gene expression via non-metric multidimensional scaling analysis. *Bioinformatics* 21:730-740. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bti067>.
- Theoharides K. A., and J. S. Dukes. 2007. Plant invasion across space and time: factors affecting nonindigenous species success during four stages of invasion. *New Phytologist* 176:256-273. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.02207.x>.
- Travers, E., W. Härdtle, and D. Matthies. 2021. Corridors as a tool for linking habitats - Shortcomings and perspectives for plant conservation. *Journal for Nature Conservation* 60. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2021.125974>.
- Trombulak, S., and C. Frissell. 1999. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14:18-30. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x>.
- van Auken, O. W. 2000. Shrub invasions of North American semiarid grasslands. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 31:197-215. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.197>.
- van Auken, O. W. 2009. Causes and consequences of woody plant encroachment into western North American grasslands. *Journal of Environmental Management* 90:2931-2942. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.04.023>.
- Viana Olguín, M. N. R. 2019. Efecto del raleo selectivo manual sobre el pastizal natural en una fisonomía de bosque de *Prosopis caldenia*, La Pampa. Argentina. Trabajo final de graduación para obtener el título de Ingeniero en Recursos Naturales y Medio Ambiente Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de La Pampa. Argentina. Pp. 38.
- Zuloaga, F. O., M. J. Belgrano, and C. A. Zanotti. 2019. Actualización del catálogo de las plantas vasculares del cono sur. Apéndice 1. Catálogo de las plantas vasculares del cono sur (Argentina, Sur de Brasil, Chile, Paraguay y Uruguay). *Darwiniana*, nueva serie 7(2):208-278. <https://doi.org/10.14522/darwiniana.2019.72.861>.