

ARTÍCULO TÉCNICO

Quema prescrita y recuperación ecológica en arbustales de un área protegida de La Pampa, Argentina

Suárez, Carla Etel^{1@} y Rossini, María Sol^{2,3@}

1 Universidad Nacional de La Pampa, Facultad de Agronomía, Argentina.

2 Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Administración de Parques Nacionales. Argentina.

3 Universidad Nacional de La Pampa, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Argentina.

@ suarez@agro.unlpam.edu.ar

Recibido: 02/06/2025

Aceptado: 21/07/2025

Resumen. En este trabajo se evaluaron los efectos de la quema prescrita como herramienta de manejo del fuego, en arbustales de un área protegida de Argentina. El objetivo fue evaluar las respuestas estructurales, composicionales y funcionales de un arbustal de *Larrea divaricata* durante los dos años posteriores a una quema prescrita, identificando las trayectorias de recuperación y sus implicancias para el manejo adaptativo. La quema se realizó en septiembre de 2022, sobre 408 has de arbustales de *Larrea divaricata*. Se realizaron relevamientos pre y post quema (hasta 24 meses) sobre vegetación (estructura, cobertura total y de especies por estrato, broza, suelo y combustible muerto), densidad de arbustos vivos/muertos, disponibilidad de fitomasa fina (carga), banco de semillas y propiedades del suelo. Se utilizaron tres fajas transectas con estaciones fijas y análisis estadísticos como ANOVA, PCA, PerMANOVA y SIMPER. Los resultados mostraron diferencias significativas solo en la cobertura de broza y en el estrato vegetal de 1 a 2 m. La cobertura predominante en todos los tratamientos se concentró entre 20 y 50 cm de altura. La mayor disimilitud en la contribución de especies se registró entre los tratamientos PreQ y PostQ 24 meses. El porcentaje de arbustos vivos/rebrotados en promedio para todos los tratamientos post quema fue del 88 %. La carga combustible fino post quema a los dos años presentó valores cercanos a los iniciales. No se observaron cambios significativos en el número de plántulas ni en la mayoría de las propiedades del suelo. La máxima temperatura alcanzada debajo de los arbustos se registró dentro del rango de los 316 y 427 °C y en áreas abiertas de pastizal la temperatura mínima estuvo en el rango de los 121 °C y 143 °C. Esta primera quema controlada mostró ser efectiva para reducir combustible fino y favorecer la renovación vegetal, avanzando hacia un manejo adaptativo del fuego. Su implementación en otros contextos semiáridos requerirá caracterización local, monitoreo continuo y un enfoque institucional integrador basado en evidencia.

Palabras clave: ecología del fuego; manejo del combustible vegetal; manejo adaptativo del fuego; regeneración post quema; parques nacionales.

Abstract. Prescribed burning and ecological recovery in shrublands of a protected area in La Pampa, Argentina. This study evaluated the effects of prescribed burning as a fire management tool in the shrublands of a protected area in Argentina. The aim was to evaluate the structural, compositional, and functional responses of a *Larrea divaricata* shrubland during the two years following a prescribed burn, identifying the recovery trajectories and their implications for adaptive management. The prescribed fire was implemented in September 2022 across 408 ha dominated by *Larrea divaricata* shrublands. Vegetation surveys were carried out before and after the burn (up to 24 months), assessing structure, total and stratified species cover, litter, bare soil, and dead fuel, as well as live/dead shrub density, fine fuel availability, soil seed bank, and soil properties. Three transect belts with fixed sampling stations were established, and statistical analyses included ANOVA, PCA, PerMANOVA, and SIMPER. Significant differences were found only in litter cover and in the 1–2 m vegetation stratum. In all treatments, the highest vegetation cover was consistently concentrated between 20 and 50 cm in height. The dissimilarity in species composition was observed between PreQ and PostQ 24-month treatments. On average, 88 % of shrubs were alive or resprouting following the burn. Two years after the fire, fine fuel load returned to levels close to those observed initially. No significant changes were detected in seedling density or in most soil properties. Maximum temperatures recorded beneath shrubs ranged from 316 to 427 °C, while minimum temperatures in open grassland areas ranged from 121 to 143 °C. This first controlled burn proved effective in reducing fine fuels and promoting vegetation renewal, marking a step forward toward adaptive fire management. Its application in other semi-arid regions will require local ecological characterization, long-term monitoring, and an integrative, evidence-based institutional approach.

Key words: fire ecology; vegetation fuel management; adaptive fire management; post-fire regeneration; national park.

Cómo citar este trabajo:

Suárez, C. E. y Rossini, M. S. (2026). Quema prescrita y recuperación ecológica en arbustales de un área protegida de La Pampa, Argentina. *Semiárida*, 36(1), 19-35.

INTRODUCCIÓN

Los incendios son disturbios ecológicos de origen natural o antrópico que pueden modificar drásticamente la estructura y funcionalidad de

los ecosistemas (Dannenmann et al., 2018; de Torres Curth, 2018; Pausas y Ribeiro, 2017). En los ambientes semiáridos y áridos del centro-oeste argentino, el fuego cumple un rol ecológico complejo. Por un lado, puede funcionar como un agente de renovación y apertura de nichos, favoreciendo ciertos procesos de regeneración vegetal; por otro, su intensificación y recurrencia lo convierten en una amenaza para el mantenimiento de las funciones ecosistémicas (Bran et al., 2007; Lehmann et al., 2014; Resco de Dios, 2020). En áreas protegidas, donde la conservación de la biodiversidad y los procesos ecológicos es prioritaria, los incendios generan preocupación creciente, especialmente ante el aumento de su frecuencia y magnitud en las últimas décadas (Ellis et al., 2021; Zamora Fernández et al., 2022). En este sentido, en las zonas de interfaz entre áreas naturales y asentamientos humanos, el fuego representa un riesgo significativo con impactos socioeconómicos y sanitarios que dependen de variables como la cercanía a los focos, la densidad poblacional y la infraestructura disponible (Fekete y Nehren, 2023; Kala 2023; Vega y Fernández, 2020).

El inicio y propagación de un evento de incendio requiere la convergencia de cuatro componentes principales: acumulación de fitomasa aérea, temperaturas elevadas y baja humedad, una fuente de ignición y un entorno propicio (Boer et al., 2017; Bradstock, 2010; Chirino et al., 2010; Costafreda-Aumedes et al., 2017; Obando Cabrera et al., 2022; Resco de Dios, 2020; Resco de Dios et al., 2015). La combinación de estos factores genera ambientes propensos al desarrollo de incendios frecuentes y de alta intensidad.

A nivel global, las áreas afectadas por incendios alcanzan aproximadamente 350 millones de hectáreas anuales (2.3 % de la superficie terrestre), de las cuales 18.7 millones corresponden a Sudamérica (Chuvienco et al., 2016; Giglio et al., 2013; Resco de Dios, 2020). En Argentina, entre 2001 y 2016 los incendios afectaron 17.987.288 hectáreas, de los cuales un 35 % correspondió a ecosistemas pastizal, 34 % a bosque nativo y un 31 % a arbustales (Bilbao et al., 2020; Cangianno et al., 2021; SNMF 2024).

El comportamiento del combustible vegetal, factor clave en la propagación y severidad del fuego, varía considerablemente en función del régimen de precipitaciones, que determina tanto la acumulación de biomasa como su inflamabilidad (Alvarado et al., 2020). Así, la acumulación de biomasa durante los períodos de humedad se transforma en combustible fino disponible en los períodos más secos aumentando el riesgo de incendios (Gibson, 2012; Giordano et al., 2011; Rossini y Suárez, 2024; Santacruz-García et al., 2019). Ante esta situación, el manejo planificado del combustible a través de quemas prescriptas ha sido propuesto como una herramienta preventiva. Las quemas prescriptas consisten en la aplicación controlada del fuego bajo condiciones ambientales definidas y con objetivos específicos, como la reducción de carga combustible, el restablecimiento de procesos ecológicos o la restauración de hábitats (Ernst et al., 2015; Estelrich et al., 2022; Fuhlendorf et al., 2011; Kunst et al., 2003).

En Argentina, la regulación del uso del fuego varía significativamente entre provincias. Mientras algunas han adoptado políticas de "fuego cero", otras permiten su utilización bajo ciertas condiciones. En el caso de la provincia de La Pampa, el marco normativo autoriza el uso del fuego con fines de manejo, siempre que se realice en el contexto de programas específicos y bajo estrictos requisitos de planificación, evaluación de riesgos y monitoreo posterior. Los arbustales que se desarrollan en un 50% de la superficie de la provincia ($\approx 7.100.000$ ha) conforman un mosaico de comunidades en distintos estados sucesionales, influenciados tanto por el fuego como por su historia de uso (Cabrera, 1971). Se caracterizan por su variabilidad climática, con precipitaciones escasas y gran amplitud térmica (Barros et al., 2014; Cano et al., 1980). Desde principios del siglo XX, la combinación del pastoreo de ganado doméstico y el régimen de incendios ha sido determinante en la configuración de estos paisajes.

En este trabajo se propuso evaluar las respuestas estructurales, composicionales y funcionales de un arbustal de *Larrea divaricata* durante los dos años posteriores a una quema prescripta, identificando las trayectorias de recuperación y sus implicancias para el manejo adaptativo.

METODOLOGÍA

Área de estudio

El trabajo se desarrolló en un área protegida natural dentro de la Provincia Fitogeográfica del Monte en La Pampa, Argentina (Oyarzabal et al., 2018) (Figura 1). El clima es templado semiárido, con una temperatura media anual de 15,1 °C y precipitaciones escasas, concentradas principalmente en verano y otoño, que oscilan entre 200 y 400 mm anuales (Cano et al., 1980; Villagra et al., 2021). El relieve se caracteriza por sierras de forma cónica, acompañadas de pedemontes planos y escalonados, así como zonas bajas y salitrales. Los suelos presentan una textura franco-arenosa a areno-franca, con un escaso desarrollo genético y perfiles simples, donde es común encontrar un manto calcáreo a aproximadamente un metro de profundidad. La vegetación varía según las geoformas, destacándose arbustales dominados por especies del género *Larrea* (como *L. divaricata*, *L. nitida* y *L. cuneifolia*), pastizales orófilos, pajonales de *Jarava ichu* y bosquesillos de *Geoffroea decorticans* (Zabalza et al., 1989).

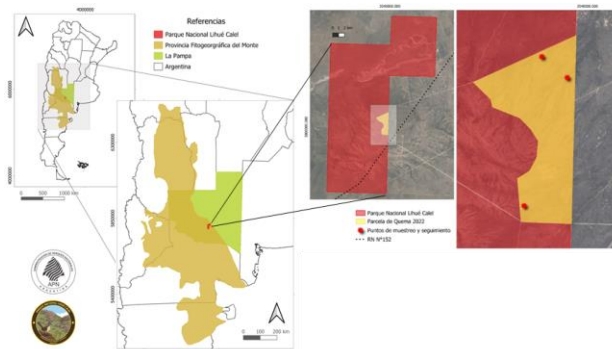


Figura 1. Parcela de quema con los tres sitios de muestreo. Parque Nacional Lihué Calel, La Pampa, Región Fitogeográfica del Monte, Argentina.

Figure 1. Burn plot with the three sampling sites. Lihué Calel National Park, La Pampa, Monte Phytogeographic Region, Argentina.

Aspectos relevantes de la historia del área protegida -Parque Nacional Lihué Calel (PNLC)-

El PNLC protege ambientes serranos de pastizales y arbustales. La exclusión del ganado doméstico (solo guanacos y ciervos permanecieron como grandes herbívoros) redujo la presión de pastoreo sobre la vegetación. La menor extracción de biomasa, sumada al clima cálido y seco, favoreció la acumulación de material vegetal inflamable, aumentando la frecuencia y severidad de los incendios. Además, la variabilidad climática, acentuada por el cambio climático, ha alterado la dinámica del fuego en la región. Frente a esto, en 2021 el PNLC presentó un Plan de Manejo del Fuego, y en 2022 propuso usar quemas prescritas como herramienta preventiva, según lo permite la ley provincial. Esta técnica busca reducir el combustible vegetal acumulado y minimizar riesgos.

Descripción de la parcela y caracterización técnica de la quema

El área destinada a la quema abarcó 408 ha y fue seleccionada por su ubicación estratégica, lindando con la Ruta Nacional N° 152 y campos vecinos (PMF). Este sector había sido afectado previamente por incendios en 2003 y 2018 (Figura 1). La fisonomía dominante correspondió a un arbustal bajo muy abierto de *L. divaricata*, acompañado por un estrato graminoso-herbáceo denso, que en varios sectores llegó a conformar un pastizal dominado por especies del género *Nassella*, con arbustos dispersos. La matriz herbáceo-graminosa presentó variaciones florísticas locales: en zonas bajas predominó *Amelichloa brachychaeta* (Godr.) Arriaga & Barkworth, mientras que en un extremo del área se identificó un pequeño rodal de chañar (*G. decorticans*), junto con áreas de vizcacheras caracterizadas por suelo sin cobertura. En conjunto, el sitio se caracterizó por los siguientes valores promedio de cobertura: 55 % de vegetación, 25 % de broza y 20 % de suelo sin cobertura.

La estructura de la comunidad mostró baja continuidad vertical, pero una continuidad horizontal suficiente para permitir la propagación del fuego, favoreciendo condiciones típicas de una quema de baja intensidad o “quema fría” (Kunst et al., 2003). La fitomasa fina, compuesta principalmente por gramíneas y herbáceas, varió entre 1800 y 2500 kg MS ha⁻¹, mientras que se registró un 5–10 % de combustible intermedio muerto en pie o depositado en el suelo, remanente de incendios previos. Este combustible leñoso aportó puntos de mayor temperatura local y pudo influir en el tiempo de residencia del fuego en esos microsectores.

La quema se llevó a cabo el 2 de septiembre de 2022, con una duración aproximada de 4 horas, iniciando a las 9:00 h. Aunque la normativa provincial recomienda iniciar quemas a partir de las 14 h —cuando las condiciones meteorológicas se estabilizan, especialmente la velocidad del viento— en este caso se decidió adelantar el horario por cuestiones operativas asociadas a la superficie a quemar y la disponibilidad de horas de luz. El tipo de quema fue de avance frontal a favor del viento, con una velocidad de propagación cercana a 100 m/min. La altura de llama alcanzó aproximadamente 1 m en los sectores de pastizal y hasta 2 m en el arbustal, logrando una superficie efectivamente quemada del 70 %. Los datos meteorológicos registrados durante la quema se presentan en la Tabla 1.

Luego de la quema, entre octubre y diciembre de 2022, se acumularon 167 mm de precipitación (promedio anual fue de 540 mm), mientras que durante 2023 se registraron aproximadamente 377 mm.

Previo a la quema, se identificaron sectores con diferencias florísticas y estructurales que permitieron seleccionar tres sitios representativos para realizar la evaluación inicial y el posterior monitoreo. Sobre esta base, se definieron los siguientes tratamientos: prequema (PreQ), postquema a los 6 meses (PostQ 6 meses), postquema al año (PostQ 12 meses) y postquema a los dos años (PostQ 24 meses).

Hora	Datos meteorológicos				
	Temperatura (°C)	Humedad Relativa (%)	Vel. del viento (Km/h)	Ráfagas (Km/h)	Dirección
08:30	8	70	5	9	N
09:00	11,6	60	6	9	N
09:30	10,5	60	11	15	N
09:38	12	60	10	15	N
10:00	13	57	13	17	N
10:30	16	58	16,9	23	N
11:00	18	58	16,9	23,9	N
11:30	19,1	54	12	18,7	N
12:14	19,1	42	16	20,1	N
13:14	21	36	16	20,1	O

Tabla 1. Datos meteorológicos del día en que se realizó la quema prescrita (Parque Nacional Lihue Calel, La Pampa, Argentina).

Table 1. Meteorological data from the day of the prescribed burn (Lihué Calel National Park, La Pampa, Argentina).

Evaluación de la vegetación

Para la evaluación y el seguimiento de la comunidad vegetal, los relevamientos se realizaron de manera sistemática en tres fajas fijas de 10 x 100 metros (1000 m²), subdivididas en estaciones de 10 x 20 metros (200 m²). En cada estación, se llevaron a cabo tres censos intercalados cada 20 metros (N= 9; n= 3). En estas estaciones de muestreo se registraron: la estructura vertical de la vegetación, la cobertura total de vegetación, broza, suelo sin cobertura, cobertura de especies por estrato, y el porcentaje de combustible muerto en pie y depositado sobre el suelo (Batista et al., 2014; Braun-Blanquet, 1979; Müeller-Dombois y Ellenberg, 1974). Además, se evaluó la capacidad de regeneración de los arbustos mediante el conteo directo de ejemplares vivos (o rebrotados) y muertos. De esta manera se determinó la densidad por hectárea y se calculó el porcentaje de supervivencia post quema. Con respecto a los momentos de muestreo, los

relevamientos previos a la quema se realizaron en abril de 2022 (PreQ), mientras que el seguimiento posterior incluyó tres momentos: marzo de 2023 (PostQ 6 meses), septiembre de 2023 (PostQ 12 meses) y noviembre de 2024 (PostQ 24 meses).

La reinterpretación de estos datos permitió el análisis de la regeneración del sistema a partir de una serie de indicadores. A corto plazo, se consideraron la cobertura del suelo (medida por el incremento de broza y/o vegetación), la presencia y cantidad de especies arbustivas vivas o rebrotadas, así como el rebrote o reclutamiento de especies graminosas y herbáceas en el estrato inferior. A mediano y largo plazo, se analizó la complejidad estructural a través del desarrollo y la composición del estrato arbustivo.

Determinación de disponibilidad de fitomasa combustible fina (carga)

Para determinar la carga combustible fina (pastos), se empleó el método de corte y pesada (Estelrich y Cano, 1985). En cada faja se incorporó una estación de muestreo, donde se distribuyeron al azar cuatro cuadrados de $\frac{1}{4} \text{ m}^2$ ($n=4$; $N=12$). En cada cuadrado, se recolectó toda la fitomasa aérea presente, la cual se almacenó en bolsas de papel y se secó en estufa a 70°C durante 48 horas, hasta alcanzar un peso constante. Posteriormente, se determinó el peso seco de las muestras utilizando una balanza OHAUS, modelo Traveler TM. La carga (Kg de MS ha^{-1}) se estimó considerando la contribución porcentual del estrato graminoso-herbáceo respecto a la cobertura total de vegetación de la estación. Esta información permitió analizar el riesgo de incendio a partir de la neo acumulación de combustible fino en el sistema (disponibilidad de fitomasa de gramíneas).

Banco de semillas germinable

Para estudiar el banco de semillas del suelo se utilizó el método indirecto de germinación (Piudo y Caverio, 2005; Roberts, 1981). En cada faja transecta se recolectaron muestras de suelo diferenciando áreas bajo los arbustos (áreas más cerradas) y entre arbustos (áreas más abiertas, con predominio de gramíneas y herbáceas). En cada una de ellas se colectaron al azar 8 muestras compuestas por 9 submuestras mediante un cilindro de 7 cm de diámetro con el que se extrajeron los cuatro primeros centímetros del suelo, incluyendo la broza (Morici, 2006) ($n=8$; $N=24$). Las muestras fueron secadas al aire, homogeneizadas y, posteriormente, dispuestas en bandejas de germinación para registrar la emergencia de las plántulas. La experiencia se realizó en invernáculo bajo condiciones semicontroladas, recibiendo riegos periódicos durante tres meses. A medida que las plántulas emergían, se identificaron hasta el nivel de género o especie (Ernst et al., 2015). Finalmente, con base en el conteo total de plántulas, se determinó la densidad total por tratamiento (plántulas m^{-2}).

Propiedades físico-químicas del suelo

La recolección de muestras de suelo para determinar propiedades físico-químicas se realizó antes y después de la quema, siguiendo el diseño establecido para el banco de semillas germinable. Se tomaron seis muestras compuestas ($n=6$; $N=18$) utilizando un cilindro de 7 cm de diámetro, con una profundidad de 7 cm. Se analizaron las siguientes propiedades: materia orgánica y carbono orgánico total (método de Walkley y Black); nitrógeno total y en fracciones mayores a $100 \mu\text{m}$ (método Kjeldahl); fósforo total (Pt) (Digestión húmeda con ácido nítrico en horno de microondas) y medición por espectrometría de emisión atómica por plasma de acoplamiento inductivo (ICP-OES, Shimadzu Simultáneo 9000); fósforo inorgánico (Pi) (método de Murphy y Riley con medición colorimétrica en espectrómetro UV-VIS); fósforo orgánico (Po) (calculado como la diferencia entre Pt y Pi con el método Kaila); cationes intercambiables (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} , Na^{+}) (extracción con acetato de amonio 1 mol/dm^3 , pH 7; Ca^{2+} y Mg^{2+} por titulación con EDTA, y K^{+} y Na^{+} por fotometría de llama según Jackson 1970); pH en agua (por potenciometría); textura del suelo (método del hidrómetro de Bouyoucos).

Temperatura de la quema: crayones térmicos y cenizas

Antes de la quema, se distribuyeron en la parcela 10 crayones sensibles al calor (Tempilstik), con rangos de temperatura entre 52°C y 649°C . Se instalaron dos juegos de crayones considerando la influencia del arbusto, diferenciando entre áreas abiertas y cerradas, ya que la fisonomía vegetal

afecta las temperaturas alcanzadas durante la quema. Inmediatamente después de la intervención, se recolectaron los crayones y seis muestras compuestas de cenizas, obtenidas a partir de nueve submuestras y diferenciadas entre las mismas áreas. La interpretación de los crayones se basó en el último crayón fundido, que indicó la temperatura máxima alcanzada por el fuego, proporcionando un rango de temperaturas para cada sector. Por su parte, el color de las cenizas se utilizó como un estimador indirecto de la intensidad del fuego, complementando los datos obtenidos con los crayones. Al respecto, las cenizas de color negro correspondieron a intensidades bajas, mientras que las cenizas blancas indicaron intensidades altas (Munsell, 2009). Según la bibliografía (Pereira et al., 2010), una coloración negruzca (80-90 % en la escala de Munsell tonos grises) corresponde a temperaturas inferiores a 200 °C, mientras que una coloración gris (25-40 % en la misma escala) está asociada a temperaturas de hasta 400 °C. Esta combinación de métodos permitió caracterizar con mayor detalle la dinámica térmica del fuego en función de la cobertura vegetal.

Análisis de datos

Las diferencias en la cobertura de vegetación total y por estratos, suelo y broza; la contribución porcentual por tipo biológico (arbustos, subarbustos, gramíneas y herbáceas) y la densidad de arbustos entre los distintos tratamientos se analizaron a partir de un análisis de la varianza (ANOVA) con un diseño completamente aleatorizado. Los datos de vegetación, suelo y broza fueron transformados según la ecuación: $y = \arccos(\sqrt{p/100})$ (Rohlf y Sokal, 1981). Se realizaron contrastes específicos en la cobertura de vegetación por estratos y la contribución por forma de vida para comparar el tratamiento PreQ contra los restantes PostQ. Para las diferencias entre medias se usó la prueba de Tukey (a un nivel de confianza de $p < 0.05$). Se realizó un análisis de componentes principales (ACP) a partir de una matriz de covarianza donde las especies consideradas fueron las que presentaron una cobertura ≥ 5 % en alguno de los censos. Se aplicó la prueba de aleatorización PerMANOVA para establecer si existen diferencias en cuanto a la composición de especies entre los tratamientos. Se realizó un análisis de similitud SIMilarity PERcentages (SIMPER) para evaluar las especies responsables de las diferencias observadas entre los distintos tratamientos; la medida de similitud que se utilizó fue Bray-Curtis. Para la evaluación del banco de semillas germinable se realizó un análisis SIMPER (Bray-Curtis) entre los tratamientos PreQ y PostQ. Por otro lado, banco de semillas y propiedades edáficas fueron analizadas a partir de un ANOVA con estructura factorial de parcelas divididas, en las cuales las parcelas principales fueron los tratamientos PreQ y PostQ y las subparcelas se definieron según la influencia del arbusto (debajo y afuera de los arbustos). Para las diferencias entre las medias se usó la prueba de Tukey (a un nivel de confianza de $p < 0.05$).

Todos los análisis y los gráficos se realizaron utilizando los softwares estadísticos Infostat (Di Rienzo et al., 2020), PCOrd 6 (McCune y Mefford, 2011) y PAST ver. 3.26 (Hammer et al., 2001).

RESULTADOS

Caracterización florística de la comunidad

A nivel de comunidad se registraron 65 especies (Tabla 2) de las cuales un 86 % presentaron un ciclo de vida perenne. Dentro de estas un 16 % pertenecieron al grupo de las fanerófitas, un 35 % al grupo de las caméfitas y otro 35 % al grupo de las hemicriptófitas. Las familias más representativas con el mayor número de especies fueron Poaceae y Asteraceae seguido de Fabaceae. Con respecto a su origen sólo 4 especies fueron exóticas *Centaurea solstitialis* L., *Erodium cicutarium* (L.) L'Hér. ex Aiton, *Medicago minima* (L.) Grubb y *Schismus barbatus* (L.) Thell.

Con respecto a la cobertura de vegetación (PreQ= 53,3 %; PostQ 6m= 65 %; PostQ 12m= 59,45 %; PostQ 24m= 59,45 %), broza (PreQ= 27,5 %; PostQ 6m= 11,6 %; PostQ 12m= 15 %; PostQ 24m= 8,3 %) y suelo sin cobertura (Pre= 19,2 %; PostQ 6m= 23,3 %; PostQ= 12m 25,6 %; PostQ 24m= 32,2 %) solo la broza presentó diferencias significativas entre tratamientos ($p=0,5281$; $p=0,0067$; $p=0,3692$, respectivamente).

Tabla 2. Lista florística y frecuencia de aparición de las especies en los censos de pre y post quema, Parque Nacional Lihué Calel, La Pampa, Argentina. Referencias: CV: ciclo de vida; P: perenne; A: anual; O: origen; E: exótica; N: nativa; PreQ: pre quema; PostQ 6m: post quema a los 6 meses, PostQ 12m: post quema a los 12 meses; PostQ 24m: post quema a los 24 meses.

Table 2. Floristic list and species occurrence frequency in pre- and post-burn surveys, Lihué Calel National Park, La Pampa, Argentina. References: CL: life cycle; P: perennial; A: annual; O: origin; E: exotic; N: native; PreQ: before the burn; PostQ 6m: 6 months after the burn; PostQ 12m: 12 months after the burn; PostQ 24m: 24 months after the burn.

Nombre científico	Familia	CV	O	PreQ	PostQ 6m	PostQ 12m	PostQ 24m
<i>Aloysia gratissima</i>	Verbenaceae	P	N	0	0,08	0	0
<i>Amelichloa brachychaeta</i>	Poaceae	P	N	0	0,08	0,25	0,08
<i>Aristida subulata</i>	Poaceae	P	N	0,17	0	0,08	0,08
<i>Baccharis crispa</i>	Poaceae	P	N	0,25	0,25	0,25	0,25
<i>Baccharis gilliesii</i>	Asteraceae	P	N	0,17	0	0,25	0,17
<i>Baccharis glutinosa</i>	Asteraceae	P	N	0,25	0,17	0,17	0,17
<i>Baccharis melanopotamica</i>	Asteraceae	P	N	0,17	0,25	0,17	0,25
<i>Baccharis ulicina</i>	Asteraceae	P	N	0,25	0,08	0,17	0,17
<i>Bougainvillea spinosa</i>	Nyctaginaceae	P	N	0	0	0,08	0
<i>Bowlesia incana</i>	Apiaceae	A	N	0	0	0,08	0
<i>Brachyclados lycioides</i>	Asteraceae	P	N	0,17	0,17	0,17	0,25
<i>Centaurea solstitialis</i>	Asteraceae	A	E	0,08	0	0	0
<i>Chuquiraga erinacea</i>	Asteraceae	P	N	0,17	0	0	0,08
<i>Condalia microphylla</i>	Rhamnaceae	P	N	0,25	0,25	0,25	0,25
<i>Conyza bonariensis</i>	Poaceae	A	N	0	0,17	0,08	0,08
<i>Digitaria californica</i>	Poaceae	P	N	0	0,17	0,17	0,08
<i>Distichlis scoparia</i>	Poaceae	P	N	0,25	0	0	0
<i>Ephedra ochreata</i>	Ephedraceae	P	N	0,08	0	0,25	0,08
<i>Ephedra triandra</i>	Ephedraceae	P	N	0	0,17	0	0,08
<i>Erodium cicutarium</i>	Geraniaceae	A	E	0,08	0,25	0,25	0,17
<i>Evolvulus sericeus</i>	Convolvulaceae	P	N	0,25	0,08	0	0,17
<i>Gaillardia megapotamica</i>	Asteraceae	P	N	0,08	0	0	0
<i>Geoffroea decorticans</i>	Fabaceae	P	N	0,08	0,17	0,08	0,08
<i>Glandularia tenera</i>	Verbenaceae	P	N	0,17	0	0,08	0,08
<i>Hoffmannseggia glauca</i>	Fabaceae	P	N	0,17	0,17	0	0,25
<i>Hysterionica jasionoides</i>	Asteraceae	P	N	0,25	0,08	0	0,17
<i>Jarava ichu</i>	Poaceae	P	N	0,25	0,17	0,17	0,17
<i>Junellia hookeriana</i>	Verbenaceae	P	N	0,17	0,08	0	0
<i>Junellia seriphioides</i>	Verbenaceae	P	N	0	0,08	0	0
<i>Larrea cuneifolia</i>	Zygophyllaceae	P	N	0,25	0,08	0,08	0,08
<i>Larrea divaricata</i>	Zygophyllaceae	P	N	0,25	0,25	0,25	0,25
<i>Larrea nitida</i>	Zygophyllaceae	P	N	0	0,25	0,17	0,08
<i>Lecanophora ecristata</i>	Malvaceae	P	N	0,08	0,08	0	0
<i>Lycium chilense</i>	Solanaceae	P	N	0,25	0,08	0,08	0,17
<i>Lycium gilliesianum</i>	Solanaceae	P	N	0	0,08	0	0,08
<i>Medicago minima</i>	Fabaceae	A	E	0,25	0,25	0,25	0,17
<i>Nassella tenuis</i>	Poaceae	P	N	0,25	0,25	0,25	0,08
<i>Nassella tenuissima</i>	Poaceae	P	N	0,25	0,17	0,25	0,17
<i>Neltuma caldenia</i>	Fabaceae	P	N	0,08	0,08	0	0,08
<i>Neltuma flexuosa</i> var. <i>depressa</i>	Fabaceae	P	N	0,25	0,25	0,25	0,25
<i>Neltuma humilis</i>	Fabaceae	P	N	0	0,08	0	0,08
<i>Nierembergia aristata</i>	Solanaceae	P	N	0,25	0,25	0,08	0,25
<i>Pappophorum caespitosum</i>	Poaceae	P	N	0	0,08	0	0
<i>Pappostipa speciosa</i>	Poaceae	P	N	0	0,08	0	0,08
<i>Parthenium hysterophorus</i>	Asteraceae	A	N	0,08	0,08	0	0
<i>Piptochaetium napostaense</i>	Poaceae	P	N	0,17	0,25	0,25	0,25
<i>Plantago patagonica</i>	Plantaginaceae	A	N	0	0	0	0,17
<i>Poa lanuginosa</i>	Poaceae	P	N	0	0	0,08	0,08
<i>Poa ligularis</i>	Poaceae	P	N	0,25	0,17	0,25	0,25
<i>Prosopidastrum angusticarpum</i>	Fabaceae	P	N	0	0,08	0,17	0,08
<i>Rhampophetalum microphyllum</i>	Polygalaceae	P	N	0	0	0	0

Nombre científico (continuación)	Familia	CV	O	PreQ	PostQ 6m	PostQ 12m	PostQ 24m
<i>Schinus fasciculata</i>	Anacardiaceae	P	N	0,17	0,08	0	0,08
<i>Schinus johnstonii</i>	Anacardiaceae	P	N	0,08	0	0,25	0,17
<i>Schismus barbatus</i>	Poaceae	A	E	0	0	0,17	0,17
<i>Senecio pampeanus</i>	Asteraceae	P	N	0,08	0	0	0
<i>Senna aphylla</i>	Fabaceae	P	N	0,25	0,08	0,08	0,25
<i>Setaria leucopila</i>	Poaceae	P	N	0	0,08	0	0
<i>Sphaeralcea crispa</i>	Malvaceae	P	N	0,25	0,25	0,25	0,25
<i>Sphaeralcea mendocina</i>	Malvaceae	P	N	0	0,25	0	0
<i>Stevia satuireifolia</i>	Asteraceae	P	N	0	0	0	0,17
<i>Thelesperma megapotamicum</i>	Asteraceae	P	N	0,08	0	0	0
<i>Thymophylla pentachaeta</i>	Asteraceae	P	N	0,17	0,17	0	0,17
<i>Trichocline sinuata</i>	Asteraceae	P	N	0	0	0	0,08
<i>Troncosa seriphioides</i>	Verbenaceae	P	N	0,25	0,17	0,17	0,25
<i>Xiphodesma anthemoides</i>	Calyceraceae	P	N	0,17	0,08	0	0

La contribución porcentual de la vegetación por estrato mostró diferencias significativas únicamente en el estrato superior (1–2 m), donde el tratamiento PreQ presentó valores mayores que los tratamientos posteriores a la quema ($p = 0,0003$) (Figura 2). En todos los tratamientos, la mayor cobertura vegetal se concentró entre los 20 y 50 cm de altura, estrato en el cual se observaron cambios en la composición específica a lo largo del tiempo, con presencia variable de gramíneas, herbáceas y arbustos en rebrote. Al comparar los tratamientos posteriores a la quema, se registró un desplazamiento vertical de la contribución de la cobertura de los arbustos rebrotados, que pasaron desde estratos bajos hacia el estrato inmediatamente superior a medida que avanzó el proceso de recuperación.

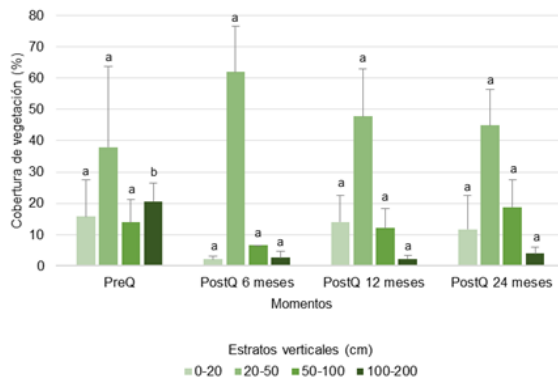


Figura 2. Porcentaje de cobertura de vegetación por estratos según los tratamientos pre y post quema en el Parque Nacional Lihué Calel, La Pampa, Argentina. Referencias: PreQ: pre quema; PostQ 6m: post quema a los 6 meses; PostQ 12m: post quema a los 12 meses; PostQ 24m: post quema a los 24 meses. Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo estrato a un nivel de significancia de $p < 0,05$.

Figure 2. Percentage of vegetation cover by strata according to pre- and post-burn treatments in Lihué Calel National Park, La Pampa, Argentina. References: PreQ: before the burn; PostQ 6m: 6 months after the burn; PostQ 12m: 12 months after the burn; PostQ 24m: 24 months after the burn. Different letters indicate significant differences between treatments for the same stratum at a significance level of $p < 0,05$.

En cuanto a la composición específica por tipo biológico los arbustos más representativos fueron *L. divaricata*, *L. cuneifolia*, *L. nitida*, *C. microphylla*, *G. decorticans*, *Neltuma flexuosa* var. *depressa* (ver Tabla 2). El grupo de subarbustos estuvo conformado principalmente por especies de los géneros *Baccharis*, *Senna aphylla*, *Ephedra ochreatea*, *Lycium chilense* y *Troncosa seriphioides*. Las gramíneas registradas incluyeron *A. brachychaeta*, *J. ichu*, *N. tenuis*, *N. tenuissima*, *Piptochaetium napostaense*, *Poa ligularis*, *P. lanuginosa*. Entre las herbáceas se identificaron *Sphaeralcea crispa*, *Plantago patagonica*, *Hysterionica jasionoides*, *Thelesperma megapotamica*, *Thymophylla belenidium* (Tabla 2).

En relación con los tipos biológicos, se observaron diferencias significativas únicamente en el grupo de los arbustos, donde el tratamiento PreQ presentó valores superiores a los tratamientos posteriores a la quema ($p=0,04$) (Figura 3).

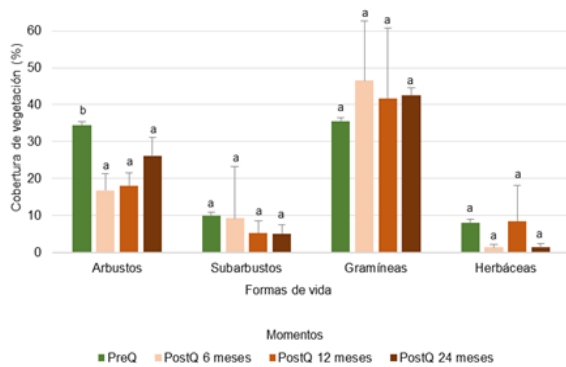


Figura 3. Porcentaje de cobertura de vegetación por tipo biológico según los tratamientos pre y post quema en el Parque Nacional Lihúé Calel, La Pampa, Argentina. Referencias: PreQ: pre quema; PostQ 6m: post quema a los 6 meses; PostQ 12m: post quema a los 12 meses; PostQ 24m: post quema a los 24 meses. Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos según tipo biológico a un nivel de significancia de $p < 0,05$.

Figure 3. Percentage of vegetation cover by life form according to pre- and post-burn treatments in Lihúé Calel National Park, La Pampa, Argentina. References: PreQ: before the burn; PostQ 6m: 6 months after the burn; PostQ 12m: 12 months after the burn; PostQ 24m: 24 months after the burn. Different letters indicate significant differences between treatments within each life form at a significance level of $p < 0,05$.

El ACP mostró la distribución y relación entre las especies y los tratamientos de PreQ y PostQ en los distintos momentos de muestreo (explicó 80,4 % de la varianza; eje 1: 48,1 % y eje 2: 32,3 %) (Figura 4). El primer eje permitió distinguir el tratamiento PreQ de los restantes; el segundo eje proporcionó información sobre la regeneración del sistema en cuanto a cobertura de especies (Fig. 4). De esta manera quedaron definidos tres grupos: 1) PreQ caracterizado por *L. divaricata*, *G. decorticans*, *C. microphylla* y *C. solstitialis*; 2) PostQ 6 y 12m con una mayor contribución de los géneros *Baccharis* y *Nassella* y *T. seriphioides*; 3) PostQ 24m que se caracterizó por *P. napostaense*, *A. brachychaeta*, *N. flexuosa*, *N. flexuosa* var. *depressa* y *L. cuneifolia*. No hubo diferencias significativas entre PreQ y ningún PostQ (PERMANOVA $p=0,0974$).

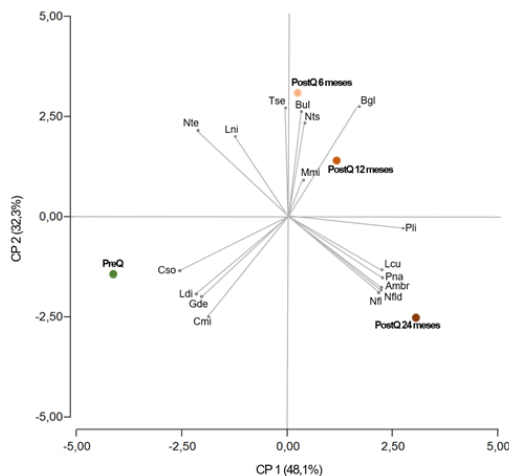


Figura 4. Análisis de componentes principales de las especies en los distintos tratamientos. Referencias: Cmi: *Condalia microphylla*, Gde: *Geoffroea decorticans*, Ldi: *Larrea divaricata*, Cso: *Centaurea solstitialis*, Nte: *Nassella tenuis*, Lni: *Larrea nitida*, Tse: *Troncota seriphioides*, Bul: *Baccharis ulicina*, Nte: *Nassella tenuissima*, Mmi: *Medicago minima*, Bgl: *Baccharis glutinosa*, Pli: *Poa ligularis*, Lcu: *Larrea cuneifolia*, Pna: *Piptochaetium napostaense*, Ambr: *Amelichloa brachychaeta*, Nfi: *Neltuma flexuosa*, Nfd: *Neltuma flexuosa* var. *depressa*. PreQ: pre quema; PostQ 6m: post quema a los 6 meses; PostQ 12m: post quema a los 12 meses; PostQ 24m: post quema a los 24 meses. Coeficiente de Correlación cofenética: 0,963.

Figure 4. Principal Component Analysis of species across treatments. References: Cmi: *Condalia microphylla*, Gde: *Geoffroea decorticans*, Ldi: *Larrea divaricata*, Cso: *Centaurea solstitialis*, Nte: *Nassella tenuis*, Lni: *Larrea nitida*, Tse: *Troncota seriphioides*, Bul: *Baccharis ulicina*, Nte: *Nassella tenuissima*, Mmi: *Medicago minima*, Bgl: *Baccharis glutinosa*, Pli: *Poa ligularis*, Lcu: *Larrea cuneifolia*, Pna: *Piptochaetium napostaense*, Ambr: *Amelichloa brachychaeta*, Nfi: *Neltuma flexuosa*, Nfd: *Neltuma flexuosa* var. *depressa*. PreQ: before the burn; PostQ 6m: 6 months after the burn; PostQ 12m: 12 months after the burn; PostQ 24m: 24 months after the burn. Cophenetic Correlation Coefficient: 0,963.

La mayor disimilitud se registró entre los tratamientos PreQ y PostQ 24 meses (SIMPER= 73,28 %), donde las especies que más contribuyeron porcentualmente a estas diferencias fueron *N. tenuis*, *P. napostaense*, *L. divaricata*, *C. solstitialis* y *N. flexuosa*. La menor disimilitud se presentó entre PreQ y PostQ 6 meses (SIMPER= 55,87 %). La disimilitud promedio para todos los tratamientos fue de 61,87 %.

En cuanto a los arbustos vivos la densidad promedio por hectárea en el tratamiento PostQ 24 meses presentó diferencias significativas ($p= 0,03$) con respecto a los demás, alcanzando los 2217 (± 520) ind ha^{-1} . En los restantes las densidades fueron de: PreQ= 1776 (± 265) ind/ha; PostQ 6 meses= 1761(± 422) ind ha^{-1} ; PostQ 12 meses= 1333 (± 265) ind ha^{-1} . El porcentaje de arbustos vivos/rebotados en promedio para todos los tratamientos post quema fue del 88 % (PostQ 6 meses= 85,8 %; PostQ 12 meses= 86,7 %; PostQ 24 meses= 91,5 %).

Disponibilidad de fitomasa combustible fina (carga)

La carga combustible fina post quema fue recuperándose y a los dos años presentó valores cercanos a los iniciales (Figura 5). Las precipitaciones que acompañaron la situación pre quema y los dos años siguientes fueron de 540 mm para el año 2022, 380 mm para el 2023 y de 304 mm para el 2024 (precipitación promedio histórica 455 mm).

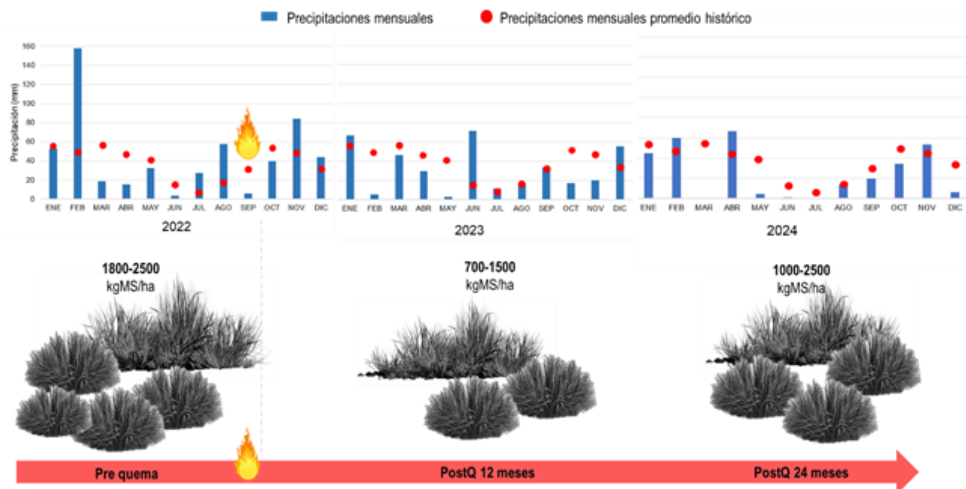


Figura 5. Dinámica de la fitomasa fina aérea lo largo del tiempo en pre y post quema en el Parque Nacional Lihué Calel, La Pampa, Argentina.

Figure 5. Dynamics of fine aboveground phytomass over time according to pre- and post-burn in Lihué Calel National Park, La Pampa, Argentina.

Respuesta del banco de semillas del suelo

Durante el ensayo de germinación del banco de semillas se identificaron un total de 11 especies, de las cuales 2 fueron de origen exótico (Tabla 3). Más de la mitad de las especies (6) presentaron un ciclo de vida perenne y el resto anual. La familia más representada en todos los tratamientos fue la Poaceae con una contribución ≥ 60 %, principalmente de especies del género *Nassella*.

Tabla 3. Listado de especies del banco de semillas germinable, familia a la que pertenecen, ciclo de vida y origen en los distintos tratamientos pre y post quema debajo y afuera de los arbustos (Parque Nacional Lihué Calel, La Pampa, Argentina). Referencias: CV: ciclo de vida; O: origen; PreQ D: pre quema debajo; PreQ A: pre quema afuera; PostQ D: post quema debajo; PostQ A: post quema afuera.

Table 3. Species list of the germinable seed bank, their corresponding family, life cycle, and origin across different pre- and post-burn treatments beneath and outside shrub canopies (Lihué Calel National Park, La Pampa, Argentina). References: CV: life cycle; O: origin; PreQ D: before the burn, under shrubs; PreQ A: before the burn, outside shrubs; PostQ D: after the burn, under shrubs; PostQ A: after the burn, outside shrubs.

Nombre científico	Familia	CV	O	PreQ D	PreQ A	PostQ D	PostQ A
<i>Digitaria californica</i>	Poaceae	P	N				x
<i>Erodium cicutarium</i>	Geraniaceae	A	E	x			
<i>Galium richardianum</i>	Rubiaceae	P	N				x
<i>Jarava ichu</i>	Poaceae	P	N			x	
<i>Lysimachia verna</i>	Primulaceae	A	N		x		
<i>Medicago minima</i>	Fabaceae	A	E			x	x
<i>Nassella tenuis</i>	Poaceae	P	N	x	x	x	x
<i>Nassella tenuissima</i>	Poaceae	P	N		x		
<i>Parthenium hysterophorus</i>	Asteraceae	A	N	x	x		
<i>Plantago patagonica</i>	Plantaginaceae	A	N		x		
<i>Setaria leucopila</i>	Poaceae	P	N	x	x		

El número total de plántulas establecidas en pre y post quema no presentó diferencias significativas, ni efecto del arbusto ni interacción ($p=0,3530$; $p=0,2054$; $p=0,7533$, respectivamente (Figura 6). Sin embargo, la cantidad de plántulas por m^2 fue mayor debajo de los arbustos (Figura 6).

En cuanto a la composición de especies por tratamiento se registró una disimilitud (SIMPER) de un 73,3 %. Las especies que aportaron a estas diferencias fueron *N. tenuis*, *Digitaria californica* y *Galium richardianum*.

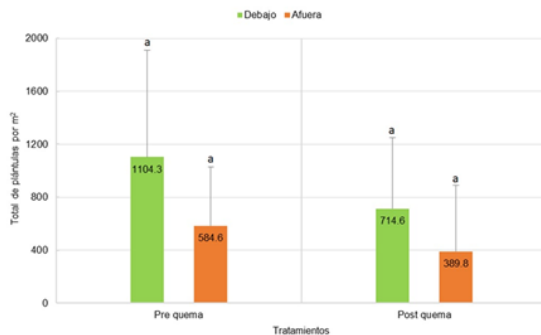


Figura 6. Densidad de plántulas pertenecientes al banco de semillas ($pl\ m^{-2}$) en los tratamientos pre y post quema debajo y afuera de los arbustos en el Parque Nacional Lihué Calel, La Pampa, Argentina. Letras diferentes indican diferencias significativas a un $p < 0,05$.

Figure 6. Seedling density from de seed bank (seedlings m^{-2}) under different pre- and post-burn treatments beneath and outside shrub canopies in Lihué Calel National Park, La Pampa, Argentina. Different letters indicate significant differences at $p < 0,05$.

Propiedades físico-químicas del suelo

En cuanto a las variables edáficas hubo diferencias significativas en algunas de ellas entre pre y post quema, hubo influencia del arbusto, pero no hubo interacción. Las variables edáficas que presentaron diferencias significativas fueron el porcentaje de arcillas ($p=0,0273$) con mayores valores pre quema (Tabla 4). El pH ($p=0,0420$), el nitrógeno ($p=0,0075$) y el porcentaje de arenas totales ($p=0,0368$) presentaron mayores valores post quema. Con respecto al efecto del arbusto, las variables que presentaron diferencias significativas fueron la capacidad de intercambio catiónico ($p=0,0088$) y el calcio + magnesio ($p=0,0066$) con valores superiores en zonas bajo la influencia del arbusto.

Propiedades	PreQ		PostQ	
	M	D.E.	M	D.E.
pH	7.94 a	(±0.08)	8.07 b	(±0.1)
MO [%]	3.7 a	(±0.74)	3.53 a	(±0.66)
COT [%]	2.15 a	(±0.43)	2.05 a	(±0.38)
Arc [%]	6.25 b	(±1.98)	4.85 a	(±1.04)
Limo [%]	55.37 a	(±2.73)	53.32 a	(±2.71)
Arenas [%]	38.4 b	(±1.49)	41.83 a	(±1.98)
P inorg [mg/kg suelo seco]	318.33 a	(±25.18)	367 b	(±30.72)
P org [mg/kg suelo seco]	118.67 b	(±15.32)	90 a	(±22.68)
P total [mg/kg suelo seco]	480.67 a	(±43.97)	501.67 a	(±37.31)
P lab [mg/kg suelo seco]	18.3 a	(±4.42)	18.77 a	(±3.16)
CIC [cmolc/kg]	16.65 a	(±0.77)	17.97 a	(±2.27)
Na [cmolc/kg]	0.2 a	(±0.1)	0.1 a	(±0.05)
K [cmolc/kg]	1.27 a	(±0.12)	1.55 a	(±0.22)
Ca+Mg [cmolc/kg]	15.17 a	(±0.74)	16.33 a	(±2.2)
N [mg/kg suelo seco]	0.12 a	(±0.01)	0.15 b	(±0.01)

Tabla 4. Variables físico-químicas del suelo (valores promedio y desvíos) pre y post quema inmediato en el Parque Nacional Lihué Calel, La Pampa, Argentina. Referencias: pH: potencial hidrógeno; MO: materia orgánica; COT: carbono orgánico total; Arc: arcillas; P inorg: fósforo inorgánico, P org: fósforo orgánico; P total: fósforo total; P lab: fósforo lábil; CIC: capacidad de intercambio catiónico; Na: sodio; K: potasio; Ca+Mg: calcio y magnesio; N: nitrógeno. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos a $p < 0.05$.

Table 4. Soil physico-chemical variables (mean values and standard deviations) before and immediately after the burn in Lihué Calel National Park, La Pampa, Argentina. References: pH: hydrogen potential; MO: organic matter; COT: total organic carbon; Arc: clay; P inorg: inorganic phosphorus; P org: organic phosphorus; P total: total phosphorus; P lab: labile phosphorus; CIC: cation exchange capacity; Na: sodium; K: potassium; Ca+Mg: calcium and magnesium; N: nitrogen. Different letters indicate significant differences between treatments at $p < 0.05$.

Temperaturas alcanzadas en la quema

La máxima temperatura alcanzada debajo de los arbustos (bajo influencia principalmente de *C. microphylla*) se registró dentro del rango de los 316 y 427 °C y en áreas abiertas de pastizal la temperatura mínima estuvo en el rango de los 121°C y 143°C.

Con respecto a la colorimetría de las cenizas, las muestras recolectadas en áreas más abiertas se correspondieron a una escala de 80-90 %, según escala de Munsell con tonos más negruzcos, y las muestras de áreas cerradas correspondieron a una escala 25-40 % con tonos grises claros a blancos.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La quema prescrita constituye una herramienta estratégica para la prevención y mitigación del impacto de incendios en sistemas semiáridos, donde la acumulación de fitomasa fina y la presencia de arbustos inflamables elevan el riesgo de propagación rápida y de alta intensidad. Dentro del marco del “ambiente del fuego”, la estructura del combustible, las condiciones climáticas y la topografía determinan el comportamiento del fuego y sus efectos ecológicos (Boer et al., 2017; Bradstock, 2010; Resco de Dios et al., 2015; Reyes Bueno y Balcázar Gallegos, 2021). En este contexto, manejar la cantidad, calidad y distribución del combustible no solo reduce la probabilidad de incendios severos, sino que también facilita operaciones más seguras y efectivas en escenarios de combate.

El arbustal semiárido estudiado presenta una marcada heterogeneidad en la acumulación de fitomasa fina y la proporción relativa de material leñoso, factores que influyen directamente en las temperaturas alcanzadas durante un evento de fuego. Los incendios pueden superar los 1100 °C (Hernández Vallecillo et al., 2020; Mataix-Solera y Guerrero, 2007), mientras que las quemas frías prescritas mantienen temperaturas sustancialmente menores, incluso por debajo de los 200 °C en pastizales y cerca de 500 °C en sectores dominados por leñosas (Hepper et al., 2008; Lell, 2004; Sawczuk, 2009). En este estudio, la baja continuidad vertical del arbustal y la carga moderada de combustible fino contribuyeron a mantener temperaturas compatibles con una quema fría. Las máximas (~400 °C) se registraron en sectores con mayor cobertura de arbustos, sin generar efectos adversos significativos en la recuperación vegetal a mediano plazo.

La vegetación mostró una capacidad de regeneración posterior a la quema, evidenciada por el aumento progresivo de la cobertura total y el rebrote de los arbustos. A los dos años, aproximadamente el 90 % de los individuos leñosos se encontraban vivos, indicando una buena resiliencia del sistema. Sin embargo, especies del género *Larrea* mostraron respuestas más lentas y sensibles al fuego, tal como se ha documentado en otros arbustales secos (Boó et al., 1997;

Frecentese y Milne, 1990). Para *Larrea*, la recuperación funcional requiere no solo el restablecimiento del dosel vegetativo, sino también el retorno a fases reproductivas, por lo cual el intervalo entre quemas cobra especial relevancia ecológica.

Las precipitaciones posteriores al fuego fueron determinantes para la recuperación inicial del estrato graminoso-herbáceo. Durante los tres meses posteriores a la quema se registraron varios eventos de lluvia (5,9 mm en septiembre; 39,6 mm en octubre; 84,2 mm en noviembre) que promovieron una rápida revegetación por rebrote y reclutamiento. Sin embargo, los dos años siguientes presentaron precipitaciones por debajo del promedio histórico, lo cual moderó la acumulación de biomasa senescente y evidenció la sensibilidad del sistema a los pulsos de humedad (Rossini y Suárez, 2024). Esta dinámica resalta el rol clave de la variabilidad interanual en la trayectoria postfuego de los pastizales y arbustales semiáridos.

El banco de semillas tampoco mostró señales de deterioro como consecuencia de la quema fría. Las gramíneas dominantes del sistema –*P. napostaense*, *N. tenuis* y *J. ichu*– presentan tolerancias térmicas entre 140 y 170 °C, manteniendo viabilidad incluso bajo exposiciones breves a esas temperaturas (Ernst et al., 2015; Kin et al., 2016; Morici, 2006). Dado que la intensidad y duración del calor son variables críticas que regulan la supervivencia de las semillas, las quemas de rápida propagación y baja intensidad favorecerían la conservación de la integridad del banco de semillas (Kin et al., 2016).

En relación con el suelo, los cambios observados estuvieron dentro de los rangos esperables para quemas de baja intensidad. El ligero aumento en el pH podría asociarse a incrementos en los iones K⁺ y Na⁺ derivados de la deposición de cenizas (Hepper et al., 2008; Rubenhacker, 2021; Sacchi et al., 2015). Los incrementos en N y P tras la quema sugieren temperaturas insuficientes para volatilizar estos nutrientes y procesos de rápida mineralización (Minervini et al., 2018). Los cambios texturales detectados se explican por la cementación térmica de arcillas, fenómeno que puede incrementar la fracción arenosa a partir de los 300 °C (Afif Khouri y Oliveira Prendes, 2005; Suárez et al., 2013).

Desde una perspectiva de manejo, la integración de los resultados permite avanzar hacia criterios más sólidos para definir la frecuencia y el momento oportuno de nuevas quemas prescritas. En este marco, el intervalo necesario para que el sistema se recupere post-quema antes de una nueva intervención depende de un balance (trade-off) entre dos procesos clave: por un lado, la regeneración del estrato arbustivo y, por otro, la acumulación suficiente de fitomasa fina combustible. En términos de estructura vertical, especies leñosas dominantes como *L. divaricata* requieren más de dos años para alcanzar niveles mínimos de recuperación, lo que restringe la restitución funcional del estrato arbustivo en el corto plazo. Sin embargo, durante ese mismo período tampoco se alcanza el umbral de carga combustible fina ni la continuidad horizontal necesaria para justificar una nueva quema prescrita. Si bien la normativa provincial establece un intervalo mínimo de cuatro años entre quemas, los tiempos ecológicos reales del sistema no necesariamente se ajustan a esta pauta.

No obstante, la definición de estos intervalos no depende únicamente de la dinámica estructural del sistema, sino también de los procesos fisiológicos y funcionales que determinan la calidad y la inflamabilidad del combustible a lo largo del tiempo. Dado que la acumulación de fitomasa fina responde a un proceso fisiológico natural acentuado por la baja presión de pastoreo que llevan adelante los herbívoros silvestres (exclusión del ganado doméstico) es probable que, de igual manera, se generen eventos de incendio entre ciclos de quema programados. A su vez, la vegetación sometida a quema reciente puede experimentar rejuvenecimiento tisular -semejante a lo producido por la herbivoría-, modificando la proporción de lignina, celulosa y hemicelulosa (Busso et al., 1990; Dalgleish y Hartnett, 2009; Lamela Arteaga et al., 2024), lo que influye en la inflamabilidad del combustible. Esto subraya la necesidad de evaluar la recuperación no solo en términos de cobertura, sino también de la calidad química del combustible.

Finalmente, una planificación integrada del fuego requiere incorporar criterios espaciales y temporales, contemplando la heterogeneidad del paisaje, la variación en tasas de recuperación, los umbrales de carga combustible y los objetivos de conservación. El diseño de circuitos de quema – con zonas de sacrificio, sectores de manejo diferenciado y, eventualmente, áreas con pastoreo de alta carga instantánea para reducir combustible fino (Bachiller et al., 2024)– permitiría aumentar la resiliencia del sistema frente a incendios. Asimismo, prácticas complementarias como la apertura de picadas cortafuego o picadas verdes mediante topadora con rastrillo, rolo u otra herramienta semejante serían alternativas para disminuir la continuidad horizontal en arbustales densos y reducir el riesgo de eventos de gran magnitud.

Esta primera experiencia de quema prescripta en el sistema estudiado constituye un avance significativo hacia la implementación de un enfoque de manejo adaptativo del fuego, sustentado en monitoreo ecológico y evidencia científica. Su replicabilidad en otros territorios dependerá de un respaldo de marcos normativos, capacidad institucional, caracterización detallada del combustible y continuidad en el seguimiento postfuego.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue posible gracias al financiamiento de la Facultad de Agronomía- UNLPam (Proyecto N°176/22 CD-FA). Las autoras agradecen a Ernesto Morici y Daniel Esterlich por su guía y acompañamiento, a Ricardo Ernst, Federico Herlein, Denébola Torroba y Natalia Sawczuk por su colaboración en el campo. Además, muy especialmente al equipo de gestión y técnicos del Parque Nacional Lihué Calel, sin los cuales este trabajo no hubiera sido posible. Por último, las autoras agradecen a los revisores externos por las sugerencias realizadas que mejoraron sustancialmente este artículo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Afif Khouri, E. y Oliveira Prendes, J. A. (2005). Efectos de la quema controlada sobre matorral en la erosión hídrica, el valor pastoral y las propiedades del suelo a largo plazo. *Edafología*, 12(2), 91-103. [chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/http://www.edafologia.net/revista/tomo12b/articulo91.pdf](http://www.edafologia.net/revista/tomo12b/articulo91.pdf)
- Barros, V., Boninsegna, J., Camilloni, I., Chidiak, M., Magrín, G., & Rusticucci, M. (2014). Climate change in Argentina: trends, projections, impacts and adaptation. *WIREs Climate Change*, 6(2). <http://dx.doi.org/10.1002/wcc.316>
- Batcheler, M., Smith, M.M., Swanson, M.E., Ostrom, M., & Carpenter-Boggs, L. (2024). Assessing silvopasture management as a strategy to reduce fuel loads and mitigate wildfire risk. *Science Report*, 14. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-56104-3>
- Batista, W. B., Rolhauser, A. G., Biganzoli, F., Burkart, S. E., Goveto, L., Maranta, A., Pignataro, A. G., Morandeira, N. S., & Rabadán, M. (2014). Savanna plant community types at El Palmar National Park (Argentina). *Darwiniana, nueva serie*, 2(1), 5-38. https://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0011-67932014000100001&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Bilbao, B., Steil, L., Urbietta, I.R., Anderson, L., Pinto, C., Gonzalez, M., Millan, A., Falleiro de Moraes, R., Morici, E.F.A., Ibarnegaray, V., Perez-Salicrú, D.R. y Pereira, J.M. (2020). Incendios forestales. En J.M. Moreno, C. Laguna-Defior, V. Barros, E. Calvo Buendía, J. A. Marengo y U. Oswald Spring, (eds), *Adaptación frente a los riesgos del cambio climático en los países RÍOCC* (pp. 459-524). McGraw Hill, Madrid, España.
- Boer, M. M., Nolan, R. H., Resco De Dios, V., Clarke, H., Price, O. F., & Bradstock, R. A. (2017). Changing weather extremes call for early warning of potential for catastrophic fire. *Earth's Future*, 5, 1196-1202. <https://doi.org/10.1002/2017EF000657>
- Bóo, R. M., Peláez, D. V., Bunting, S. C., Mayor, M. D., & Elía, O. R. (1997). Effect of fire on woody species in central semi-arid Argentina. *Journal of Arid Environments*, 35, 87-94.
- Bradstock, R. A. (2010). A biogeographic model of fire regimes in Australia: current and future implications. *Global Ecology and Biogeography*, 19(2), 145-158. <http://www.istor.org/stable/40602937>
- Bran, D., Cecchi, G. A., Gaitán, J. J., Ayesa, J. A. y López, C. R. (2007). Efecto de la severidad del quemado sobre la regeneración de la vegetación en el Monte Austral. *Ecología Austral*, 17, 123-131. https://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia_Austral/article/view/1428
- Braun-Blanquet, J. (1979). *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Ed. Blume.
- Busso, C. A., Richards, J. H. y Chatterton, N. J. (1990). Carbohidratos no estructurales y rebroteprimaveral de dos gramíneas de estación fría: Interacción de la sequía y la poda. *Revista de Archivos de Gestión de Pastizales*, 43(4), 336-343.
- Cabrera, A. L. (1971). Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín Sociedad Argentina de Botánica*, 14, 1-42.

- 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., Risio Allione, L. y Bogino, S.M. (2021). Ecosystem Services of the *Prosopis caldenia*. Woodlands in the Argentinean Pampas. En R. Batista (ed), *Prosopis Properties, Uses and Biodiversity. Plant Science Research and Practices* (p 1-68) New York. Nova Science Publishers Inc.
- Cano, E., Casangrande, G., Conti, H., Salazar Lea Plaza, J., Peña Zubiate, C., Maldonado Pinedo, D., Martínez, H., Hevia, R., Scoppa, C., Cano, E., Fernández, B., Montes, M., Musto, J. y Pittaluga, A. (1980). Inventario integrado de los Recursos Naturales de la provincia de La Pampa. Clima, Geomorfología, Suelo y Vegetación. INTA. Provincia de La Pampa, Ministerio de Economía y Asuntos Agrarios. UNLPam, Facultad de Agronomía.
- Chirino, C., Suárez, C. E., Dussart, E., Fernández, B., Morici, E. F. A. y Ernst, R. D. (2010). Dinámica del contenido de humedad en biocombustibles presentes en la región semiárida central de Argentina. VII Simposio Internacional Sobre Flora Silvestre en Zonas Áridas. 17 al 19 de marzo del 2010, Hermosillo, Sonora, México.
- Chuvieco, E., Yue, C., Heil, A., Mouillot, F., Alonso-Canas, I., Padilla, M., Pereira, J. M., Oom, D. y Tansey, K. (2016). A new global burned area product for climate assessment of fire impacts. *Global Ecology and Biogeography*, 25(5), 619-629. <https://doi.org/10.1111/geb.12440>
- Costafreda-Aumedes, S., Comas, C., & Vega-García, C. (2017). Human-caused fire occurrence modelling in perspective: a review. *International Journal of Wildland Fire*, 26(12), 983-998. <https://doi.org/10.1071/WF17026>
- Dalgleish, H. J. y Hartnett, D. C. (2009). The effects of fire frequency and grazing on tallgrass prairie productivity and plant composition are mediated through bud bank demography. *Plant Ecology*, 201, 411-420. <https://doi.org/10.1007/s11258-008-9562-3>
- Dannenmann, M., Díaz-Pinés, E., Kitzler, B., Karhu, K., Tejedor, J., Ambus, P., Parra, A., Sánchez-Martin, L., Resco, V., Ramírez, D. A., Povoas- Guimaraes, L., Willibald, G., Gasche, R., Zechmeister-Boltenstern, S., Kraus, D., Castaldi, S., Vallejo, A., Rubio, A., Moreno, J. M., & Butterbach- Bahl, K. (2018). Postfire nitrogen balance of Mediterranean shrublands: Direct combustion losses versus gaseous and leaching losses from the postfire soil mineral nitrogen flush. *Global Change Biology*, 1-16.
- de Torres Curth, M. (2018). *Dinámica de arbustos en la estepa norpatagónica en relación a variaciones en el clima y en la frecuencia de fuego*. [Tesis de Doctorado]. Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Argentina. <http://rdi.uncoma.edu.ar/handle/uncomaid/16111>
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M. R. y Robledo, C. W. (2020). Infostat, Versión 2020. Centro de Transferencia Infostat. Argentina: FCA.
- Ellis, T. M., Bowman, D. M., Piyush, J. S., Flannigan, M. D., & Williamson, G. J. (2021). Global increase in wildfire risk due to climate-driven declines in fuel moisture. *Global Change Biology*, 28(4), 1544-1559. <https://doi.org/10.1111/gcb.16006>
- Ernst, R. D., Morici, E., Estelrich, H. D., Muñio, W. A. y Ruiz, M. A. (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 de Argentina. *Archivos de zootecnia*, 64(247), 245-254. [chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.produccion-animal.com.ar/produccion_y_manejo_pasturas/uso_del_fuego/29-banco_semillas.pdf](https://www.produccion-animal.com.ar/produccion_y_manejo_pasturas/uso_del_fuego/29-banco_semillas.pdf)
- Estelrich, H. D. y Cano, E. (1985). Disponibilidad forrajera y determinación de capacidad de carga de un bosque de *Prosopis caldenia*. *Revista Asociación Pampeana Profesionales Ciencias Naturales. Suplemento*, 1, 30-35.
- Estelrich, H. D., Suárez, C. E. y Morici, E. F. A. (2022). El fuego en áreas de bosque con pajonal y fachinales. En H. D. Estelrich y C. E. Suárez (eds), *El bosque de caldén: un abordaje multidisciplinario para su manejo y conservación*. EdUNLPam.
- Fekete, A. y Nehren, U. (2023). Assessment of social vulnerability to forest fire and hazardous facilities in Germany. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 87, 103562. <https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2023.103562>
- Frecentes, M. A. y Milne, R. (1990). Efecto del fuego sobre un arbustal con predominio de jarillas (*Larrea* spp) y pajonal asociado (*Stipa* spp), en el Parque Nacional Lihue Calel (La Pampa, Argentina). *Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam*, 5(1), 93-104.
- Fuhlendorf, S. D., Limb, R. F., Engle, D. M., & Miller, R. F. (2011). Assessment of prescribed fire as a conservation practice. En D. Briske ed, *Conservation benefits of rangeland practices: assessment, recommendations, and knowledge gaps*. USDA-NRCS.
- Gibson, A. C. (2012). Structure-function relations of warm desert plants. Springer. <https://library.oi/main/17E6488A72BCBEC09FAD11181FAE0D5F>
- Giglio, L., Anderson, J. T., & van der Werf, G. R. (2013). Analysis of daily, monthly, and annual burned area using the fourth-generation global fire emissions database (GFED4). *Journal of Geophysical Research- Biogeosciences*, 118, 317-328. <https://doi.org/10.1002/jgrg.20042>
- Giordano, C. V., Aranzazú Guevara, H. E., Boccalandro, C. S., & Villagra, P. E. (2011). Water status, drought responses, and growth of *Prosopis flexuosa* trees with different access to the water table in a warm South American desert. *Plant Ecology*, 212, 1123-1134. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11258-010-9892-9>
- Hammer, Ø., Harper, D., & Ryan, P. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electrónica*, 4(1), 1-9. [chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/past.pdf](https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/past.pdf)

- Hepper, E., Urioste, A., Belmonte, V. y Buschiazio, B. (2008). Temperaturas de quema y propiedades físicas y químicas de suelos de la Región Semiárida Pampeana Central. *Ciencia del suelo*, 26(1), 29-34. https://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1850-20672008000100003
- Hernández Vallecillo, G. A., Gutiérrez Castorena, M. C., Barragán Maravilla, S. M., Ángeles Cervantes, E. R., Gutiérrez Castorena, E. V. y Ortiz Solorio, C. A. (2020). La mineralogía en la estimación de las temperaturas de los incendios forestales y sus efectos inmediatos en Andosoles, Estado de México. *Madera y Bosques*, 26(1). <https://doi.org/10.21829/myb.2020.2611932>
- Kala, C.P. (2023). Environmental and socioeconomic impacts of forest fires: A call for multilateral cooperation and management interventions. *Natural Hazards Research*, 3, 286-294. <https://doi.org/10.1016/j.nhres.2023.04.003>
- Kin, A. G., Suárez, C. E., Chirino, C. C., Ávila, P. L., & Morici, E. F. A. (2016). Impact of heat on seed germination of three perennial grasses in the semiarid region in Central Argentina. *Australian Journal of Botany*, 64, 451-455. <https://www.frames.gov/catalog/54772>
- Kunst, C., Bravo, S., Moscovich, F., Herrera, J., Godoy, J. y Vélez, S. (2003). Fecha de aplicación de fuego y diversidad de herbáceas en una sabana de *Elionorus muticus* (Spreng) O. Kuntze. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76, 105-115. <https://www.scielo.cl/pdf/rchnat/v76n1/art10.pdf>
- Lamela Arteaga, P., Suárez, C. E. y Estelrich, H. D. (2024). Respuesta de una comunidad de pajonal (*Amelichloa brachychaeta*) al pastoreo frecuente y de altas cargas en la región semiárida central de Argentina. *Semiárida*, 34(2), 19-29. [https://doi.org/10.19137/semiárida.2024\(2\).19-29](https://doi.org/10.19137/semiárida.2024(2).19-29)
- Lehmann, C. E. R., Anderson, T. M., Sankaran, M., Higgins, S. I., Archibald, S., Hoffmann, W. A., Hanan, N. P., Williams, R. J., Fensham, R. J., Felfli, J., Hutley, L. B., Ratnam, J., San Jose, J., Montes, R., Franklin, D., Russell-Smith, J., Ryan, C. M., Durigan, G., Hiernaux, P., Haidar, R., Bowman, D. M. J. S., & Bond, W. J. (2014). Savanna vegetation-fireclimate relationships differ among continents. *Science*, 343, 548-552. <https://doi.org/10.1126/science.1247355>
- Lell J. D. (2004). El caldenal: una visión panorámica del mismo enfatizando en su uso. En M. F. Arturi., J. L. Frangi y J. F. Goya (eds.), *Ecología y manejo de los bosques de Argentina*. Universidad nacional de la Plata.
- Mataix-Solera, J. y Guerrero, C. (2007). Efectos de los incendios forestales en las propiedades edáficas. En J. Mataix-Solera (ed.), *Incendios Forestales, Suelos y Erosión Hídrica*, (pp. 5-40). Caja Mediterráneo CEMACAM Font Roja-Alcoi. Alicante, España. https://www.researchgate.net/publication/229187257_Efectos_de_los_incendios_forestales_en_las_propiedades_edaficas
- McCune, M. y Mefford, J. (2011). PC-ORD version 6.0., multivariate analysis of ecological data, Users guide. MjM Software Design, Gleneden Beach, OR.
- Minervini, M. G., Morrás, H. J. M y Taboada, M. A. (2018). Efectos del fuego en la matriz del suelo. Consecuencias sobre las propiedades físicas y mineralógicas. *Ecología Austral*, 28, 012-027. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.127>
- Morici, E. F. A. (2006). *Efecto de la estructura del pastizal sobre el banco de semillas de gramíneas en el bosque de caldén (Prosopis caldenia) de la provincial de La Pampa, Argentina*. [Tesis doctoral]. Universidad Nacional de Córdoba. España.
- Mueller-Dombois, D. y Ellenberg, H. (1974). Vegetation types: a consideration of available methods and their suitability for various purposes. Honolulu (HI): Island Ecosystems IRP, U.S. International Biological Program. International Biological Program Technical Report.
- Munsell Color. (2009). Geological Rock - Color Chart. Michigan, Estados Unidos.
- Obando Cabrera, L., Hantson, S. y Barragán Barrera, D. C. (2022). Chispas, cambio climático y actividades humanas. El triángulo de fuego que está quemando nuestros ecosistemas. *Revista de Divulgación Científica*, 6(2022). https://doi.org/10.12804/dvcn_10336.37296_num6
- Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., Maturo, H. M., Aragón, R., Campanello, P. I., Prado, D., Oesterheld, M. y Leo, R. J. C. (2018). Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral*, 28, 040-063. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.399>
- Pausas, J.G. y Ribeiro, E. (2017). Fire and plant diversity at the global scale. *Global Ecology and Biogeography*, 1-9. <https://doi.org/10.1111/geb.12596>
- Pereira, P., Bodi, M.B., Úbeda, X., Cerdá, A., Mataix-Solera, J., Balfour, V. y Woods, S. (2010). Las cenizas en el ecosistema suelo. En A. Cerdá, A. Jordán López (Coord.), *Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales* (pp 349-401). Universidad de Valencia.
- Piudo, M. J. y Caverro, R. Y. (2005). Banco de semillas: comparación de metodologías de extracción, densidad y profundidad de muestreo. Publicaciones en Biología. Universidad de Navarra. *Serie Botánica*, 16, 71-85. <https://dadun.unav.edu/entities/publication/13b016f7-402e-4644-b382-13ffa9fbb6c7>
- Resco de Dios, V. (2020). Plant-Fire Interactions. Applying Ecophysiology to Wildfire Management. En K. von Gadow, T. Pukkala y M. Tomé (eds.), *Managing Forest Ecosystems*. Springer Nature Switzerland.

- Resco de Dios, V., Fellows, A. W., Nolan, R. H., Boer, M. M., Bradstock, R. A., Domingo, F. y Goulden, M. L. (2015). A semi-mechanistic model for predicting the moisture content of fine litter. *Agricultural and Forest Meteorology*, 203, 64-73.
- Reyes Bueno, F. y Balcázar Gallegos, C. (2021). Factores que inciden en la probabilidad de ocurrencia de incendios forestales en Ecuador. *FIGEMPA, Investigación y Desarrollo*, 11(1), 50-60. <https://doi.org/10.29166/revfig.v11i1.2634>
- Roberts, H. A. (1981). Seed bank in soils. *Advances in Applied Biology*, 6, 1-55.
- Rohlf, F. J., y Sokal, R. R. (1981). Comparing numerical taxonomic studies. *Systematic Biology*, 30(4), 459-490.
- Rossini, M.S. y Suárez, C.E. (2024). Eventos de incendios en arbustales xerófilos de Argentina: análisis a partir del uso de índices climáticos para la toma de decisiones. Encuentro del Centro Internacional de ciencias de la Tierra E-ICES 19, octubre y noviembre 2024. Mendoza, Argentina.
- Rubenhacker, A. I. (2021). *Remediación de suelos de Córdoba afectados por incendios: análisis de las variaciones de las propiedades edáficas*. [Tesis de doctorado]. Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias. Córdoba, Argentina.
- Sacchi, G., Campitelli, P., Soria, P. y Ceppi, S. (2015). Influencia de temperaturas de calentamiento sobre propiedades físicas y químicas de suelos con distinto material parental y uso antrópico. *Spanish Journal of Soil Science*, 5(3), 214-226. <https://doi.org/10.3232/SJSS.2015.V5.N3.03>
- Santacruz-García, A. C., Bravo, S., del Corro, F., & Ojeda, F. (2019). A comparative assessment of plant flammability through a functional approach: The case of woody species from Argentine Chaco region. *Austral Ecology*, 44, 1416-1429. <https://doi.org/doi:10.1111/aec.12815>
- Sawczuk, N. (2009). *Evaluación del efecto del tiempo de permanencia de las temperaturas máximas de quema sobre propiedades físicas y químicas de un Haplustos éntico de la región central del Caldenal*. [Tesis de grado]. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa. La Pampa, Argentina.
- Servicio Nacional del Manejo del Fuego (SNMF). 2024. Informe Nacional de Peligro de incendios de Vegetación: enero 2024. https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/2018/05/enero_2024.pdf
- Suárez, A. E., Chirino, C., Ernst, R., Morici, E. y Kin, A. (2013). Dinámica de un arbustal de jarillal (*Larrea divaricata* Cav.) luego de un incendio en el Parque Nacional Lihué Calel, La Pampa. *Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam*, 22(2), 175-180. <https://cerac.unlpam.edu.ar/index.php/semiarida/article/view/4478>
- Vega, J. A., y Fernández, C. (2020). La interfaz urbano-forestal-agrícola en Galicia y el riesgo de incendio. En C. Fernández y J. A. Vega (eds), *Retos en el manejo de combustibles en masas forestales y en la interfaz urbano-forestal* (pp.123-128). Andavira.
- Villagra, P. E., Álvarez, J. A., Karlin, M., Meglioli, P. A., Vega Riveros, C. C., Zapata, R., Abraham, E. M., Álvarez, L., Aschero, V., Cesca, E. M., Coirini, R. O., Cony, M. A., Gatica, M. G., Karlin, U. O. T., Melián, E., Mora, S., Morales, M. S., Prieto, M. R., Pucheta, E. R., Ribas Fernandez, Y. A., Roig, S. A., Rojas, J. F., Rolhauser, A. G., Rubio, M. C., Rubio, M. C., Sartor, C.E., Tonolli, A. J. (2021). Bosques de la región del Monte. En P.L. Peri, G. J. Martinez Pastur y T.M. Schlichter (Eds.), *Uso sostenible del bosque: Aportes desde la Silvicultura Argentina* (pp. 443-541), Presidencia de la Nación. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. <http://hdl.handle.net/11336/170260>
- Zabalza, M. L., Barreix, J. C. y Cano, E. (1989). Relevamiento fitosociológico del parque nacional Lihue Calel - La Pampa-Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam*, 4(1). <https://cerac.unlpam.edu.ar/index.php/semiarida/article/view/5105>
- Zamora Fernández, M. A., Azanza Ricardo, J. y Bezanilla Morlot, A. (2022). Impacto del cambio climático en la generación de incendios forestales en Las Tunas. *Revista CFOREs*, 10(2), 150-168. <https://cfores.upr.edu.cu/index.php/cfores/article/view/729>