



FACULTAD DE CIENCIAS  
EXACTAS Y NATURALES

Universidad Nacional de La Pampa

**“EL CHIPEADO, ¿HERRAMIENTA ÚTIL PARA  
RESTAURAR UN CALDENAL DEGRADADO DE UNA  
RESERVA NATURAL PROTEGIDA EN LA PAMPA,  
ARGENTINA?”**

CARESANI TOSSONI, Fabrizio Nehuen

**TESINA PRESENTADA PARA  
OBTENER EL GRADO ACADÉMICO  
DE INGENIERO EN RECURSOS  
NATURALES Y MEDIO AMBIENTE**

SANTA ROSA (LA PAMPA)

ARGENTINA

2021

## Prólogo

Esta Tesina es presentada como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Ingeniero en Recursos Naturales y Medio Ambiente de la Universidad Nacional de La Pampa y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad ni en otra Institución Académica. Se llevó a cabo en el Laboratorio de Suelos dependiente de la Facultad de Agronomía de la UNLPam y en el Laboratorio de Ecología, del centro de Investigaciones en Biotecnología y Ecología Ambiental, dependiente de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la UNLPam, durante el período comprendido entre el junio de 2020 y diciembre de 2021, bajo la dirección del Dr. Pilati, Alberto y la codirección de la Dra. Estanga Mollica, Eugenia.



Dr. Alberto Pilati (Director)  
firmado digitalmente el 15 de diciembre de 2021




Fabrizio Nehuen Caresani Tossoni  
firmado digitalmente el 15 de diciembre de 2021

15 de diciembre de 2021

## Agradecimientos

A mi director Alberto Pilati y a mi codirectora Eugenia Estanga Mollica por su dedicación, por brindarme sus conocimientos, tiempo y apoyo siempre que lo necesité y por demostrarme su amor a su trabajo. A Ricardo Ernst, Marina Cock, Verónica Capello y Jaime Bernardos por su predisposición para otorgarme información, asesoramiento, asistencia técnica y responder mis dudas. A Fabian Tittarelli y al personal de la Subsecretaría de Ambiente y de la Reserva Provincial Parque Luro por hacer todo lo posible para que pueda llevar a cabo mi investigación pese a la pandemia.

También le agradezco a mi familia por estar siempre presentes, por su apoyo y amor incondicional, que gracias a ellos soy la persona de hoy en día. A mis amigos y colegas que estuvieron junto a mí y me ayudaron en lo que estuviera a su alcance. A la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales por la formación y otorgarme todas las herramientas que precisara para lograr el desarrollo de este trabajo. A todos los que me acompañaron en este recorrido, gracias.



Dr. Alberto Pilati (Director)  
firmado digitalmente el 15 de diciembre de 2021



Fabrizio Nehuen Caresani Tossoni  
firmado digitalmente el 15 de diciembre de 2021

15 de diciembre de 2021

## **RESUMEN**

La arbustización es un proceso de aumento de la abundancia de especies leñosas, generando una espesura excesiva y escasa cobertura herbácea. Sus dos principales factores causantes son: la ganadería y los cambios en los regímenes de incendios. Debido a la degradación que genera la arbustización sobre los bosques y pastizales nativos, se ha intentado reiteradamente controlarlo con diversas técnicas de variable eficacia. Recientemente en Parque Luro se ha chipeado una sección de bosque cerrado de caldén, una reciente técnica de control mecánico. Con este estudio se buscó corroborar que el chipeado, inicialmente, reduce la densidad de leñosas en los Caldenales cerrados, mejorando las condiciones para el desarrollo de la comunidad herbácea. Para ello, se determinó el efecto de dicha intervención sobre la estructura vertical de la vegetación y luego de un año se midió la cobertura de rebrotes. En los sitios chipeado y control se analizó estacionalmente su acción sobre la biomasa y diversidad de herbáceas, la radiación fotosintéticamente activa (RFA) y la humedad del suelo. El chipeado disminuyó la densidad de leñosas, desconectando el estrato herbáceo de los superiores, y redujo la biomasa vegetal. Sin embargo, con el tiempo las leñosas rebrotaron rápidamente y la biomasa vegetal creció hasta superar los valores del control. Este aumento en la biomasa podría explicarse por una mayor RFA, pero no por la humedad. A pesar de que no aumentó la diversidad de herbáceas, sí cambió la composición, ya que dominaban anuales. En conclusión, el chipeado disminuyó efectivamente la densidad de leñosas, pero los crecientes rebrotes arbustivos y la dominancia de herbáceas anuales genera un alerta para el futuro sucesional de este bosque nativo. Futuros trabajos que combinen esta práctica con otros métodos de control reforzarán el conocimiento actual sobre su eficacia contra la arbustización.

**Palabras clave:** Arbustización, Control mecánico de leñosas, Chipeado, Rehabilitación de bosques, Prevención de incendios.

## **ABSTRACT**

Arbustization is a process of increasing the abundance of woody species, generating excessive thicket and a scarce herbaceous cover. It is generally due to livestock grazing and changes in the fire regimes. Due to the degradation that this disturbance generates on native forests and grasslands, many attempts have been made to control it with various techniques of variable efficiency. Recently in Parque Luro natural reserve, a section of closed caldén forest has been mulched with a novel mechanical control technique. The aim of this study was to corroborate that mechanical mastication initially reduces the density of woody plant species in closed caldén forests, improving the natural conditions for the development of the herbaceous community. In order to do this, its effect on the vertical structure of the vegetation was determined, and the coverage of sprouts was measured after one year. In the mulched and control sites, the impact on herbaceous biomass and diversity, photosynthetically active radiation (PAR) and soil moisture were seasonally analyzed. Mechanical mastication reduced the density of woody species, disconnecting the herbaceous stratum from the upper ones. However, this effect did not last long because of the quick resprout response. It also reduced the herbaceous biomass, although it later grew to exceed the non-mulched site values. However, mechanical mastication did not increase the herbaceous community diversity since it was dominated by annuals. This increase in biomass could have been explained by a higher PAR, but not by soil moisture. In conclusion, mechanical mastication effectively decreased woody plant density, but the increasing shrub regrowth and the dominance of annual herbaceous species raises alarms for the successional future of this native forest. Future work combining this technique with other control methods will reinforce current knowledge of its effectiveness against shrub development.

**Keywords:** Arbustization, Mechanical control, Forest restoration, Fire prevention, Mechanical mastication.

<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	1
<b>2. MATERIALES Y MÉTODOS</b> .....	4
2.1. Área de estudio.....	4
2.2. Muestreo y Diseño Experimental.....	5
<b>2.2.1. Mediciones de vegetación</b> .....	6
<b>2.2.2. Medición de condiciones ambientales</b> .....	7
2.3. Análisis de los datos.....	8
<b>3. RESULTADOS</b> .....	8
3.1. Mediciones de vegetación .....	8
<b>3.1.1. Estructura vertical</b> .....	8
<b>3.1.2. Rebrotos</b> .....	10
<b>3.1.3. Cobertura y Biodiversidad</b> .....	10
<b>3.1.4. Biomasa vegetal</b> .....	16
3.2. Medición de condiciones ambientales .....	16
<b>3.2.1. Radiación Fotosintéticamente Activa (RFA)</b> .....	16
<b>3.2.2. Humedad del suelo</b> .....	17
<b>4. DISCUSIÓN</b> .....	17
<b>6. BIBLIOGRAFÍA</b> .....	21
<b>7. APÉNDICE</b> .....	27

## 1. INTRODUCCIÓN

La arbustización es un proceso que consiste en el aumento de la abundancia de especies leñosas, generando una espesura excesiva y escasa cobertura herbácea. Es muy frecuente en los pastizales naturales de distintas regiones del mundo (INTA, 1980; Walker, 1981; Archer, 1995; Wiegand y Milton, 1996; Chaneton *et al.*, 2012). Uno de los causantes de este fenómeno fue la introducción del ganado bovino y ovino en estos ecosistemas. El pastoreo intenso y continuo ejerce una fuerte presión sobre las especies forrajeras, favoreciendo la dispersión de leñosas (Walker *et al.*, 1981; Cingolani *et al.*, 2005). Algo similar ocurrió en el bosque de caldén o Caldenal (ecorregión dominada por *Prosopis caldenia* Burk.), una formación sabánica que originalmente abarcaba las provincias de San Luis, Córdoba y La Pampa (Koutche y Carmelich, 1936; Estelrich *et al.*, 2005). En esta región, el ganado doméstico no sólo benefició el desarrollo de pajas de gran biomasa combustible por el pastoreo selectivo (Distel y Bóo, 1996), sino también potenció la dispersión del caldén por el consumo de sus frutos (Peinetti *et al.*, 1993; Dussart *et al.*, 1998).

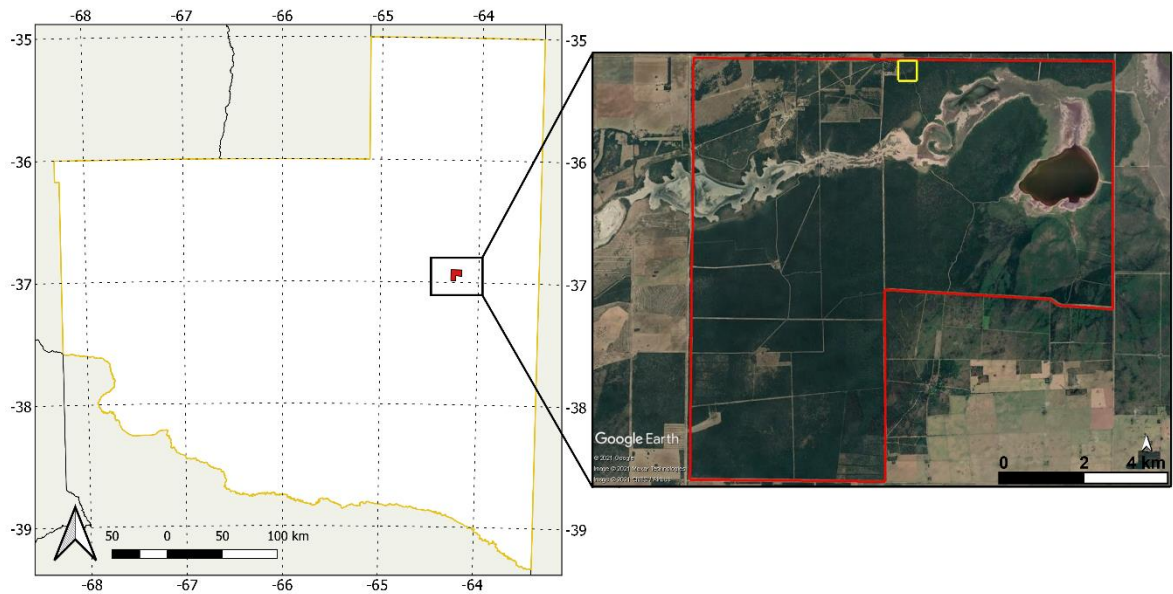
Además, el fuego ejerce un fuerte efecto modelador natural en estas comunidades vegetales. Algunas leñosas del Caldenal, como el molle (*Schinus fasciculatus*), chañar (*Geoffroea decorticans*) y el mismo caldén (*P. caldenia*), poseen una alta capacidad de rebrotar de cepa, ya sea por la muerte del tallo principal por efecto del fuego o al ser cortado (Lell y Alvarelos, 1999). De esta manera, se entra en un estado altamente estable denominado “fachinal”, caracterizado por un estrato arbustivo denso con renovales de caldén y arbustivas y un estrato herbáceo empobrecido dominado por pajas (Llorens, 1995; Lerner, 2004; Peinetti *et al.*, 2019). Esta condición se encuentra retroalimentada por el fuego, debido a que la disponibilidad y la continuidad del material combustible incrementan el riesgo de incendios de corona de alta severidad (Whelan, 1995; Kitzberger *et al.*, 2016). Según lo señalado por Medina *et al.* (2000), los fuegos en el bosque de caldén se volvieron más frecuentes, pasando de una frecuencia promedio de 15 años (1880-1910) a una frecuencia de 7 años (1911-1993). Dada la importancia de controlar las leñosas para recuperar y manejar estos sitios, se han utilizado diversos métodos con resultados variados.

Entre los métodos más utilizados, las quemadas controladas son una práctica frecuente para la recuperación de los pastizales debido a sus bajos costos y fácil aplicación. No obstante, sus efectos son a corto plazo y no siempre positivos, dependiendo más que nada de la estructura y composición de la vegetación y de la época en la que se realice (Maquieyra *et al.*, 1985; Iglesias *et al.*, 1990; Estelrich *et al.*, 2005). Una técnica de control mecánica muy utilizada últimamente es el rolado selectivo de baja intensidad, mediante la cual se aplastan

y fragmentan las leñosas menores a 12 cm de diámetro (Kunst *et al.*, 2008). Al no producir la muerte de la leñosa, inicialmente aumenta la cobertura herbácea por la reducción de la competencia y de captación de agua y por el mayor ingreso de luz, pero al año los renovales rebrotan, razón por la cual este método se suele combinar con la aplicación de herbicidas (Adema *et al.*, 2003; Rollhauser y Uhaldegaray, 2015). Otra técnica y muy reciente es el chipeado, que consiste en la trituración de leñosas, mediante un vehículo terrestre equipado con cabezales trituradores rotativos controlados por el operador (Kreye *et al.*, 2016). Múltiples estudios en bosques de Estados Unidos han demostrado que, en los primeros años posteriores a la aplicación de esta técnica, se logra mejorar la biodiversidad de herbáceas y reducir la intensidad de quemas prescriptas posteriores (Reemts y Cimprich, 2014; Kreye *et al.*, 2016). Es un buen método para reducir el material combustible en los bosques cerrados (Kreye *et al.*, 2016), aunque se desconoce el efecto que pueda tener en el rebrote de leñosas. Asimismo, tampoco se ha evaluado el impacto de esta técnica sobre la estructura vertical de la vegetación, importante factor en la continuidad vertical de combustibles que favorecería la propagación de incendios.

En la Reserva Provincial Parque Luro, ubicada en el centro-este de la provincia de La Pampa (Figura 1), se intervinieron 10 has en el sector noreste del bosque con el objetivo de disminuir la densidad de leñosas y la biomasa combustible, para reducir el riesgo de incendios (POA 2019). Se seleccionó esta zona por poseer un bosque denso con arbustal abierto de alto valor de conservación (Figura 2), así como también para evitar un incendio por un eventual ingreso de fuego desde el norte. Esto último se debe a la falta de quemas recientes en el bosque denso y al escaso mantenimiento de las picadas por parte de los vecinos. Asimismo, en caso de ingresar, el fuego se podría propagar hacia la zona de servicios y viviendas, así como a las construcciones históricas y de uso público. La intervención, incluida en el Plan de Conservación de la reserva, constó de tres tratamientos: un raleo manual selectivo, un chipeado con trituradora forestal (objeto de este estudio) y un raleo de baja intensidad con trituradora forestal.





**Figura 1.** Ubicación de la Reserva Provincial Parque Luro (delimitada en rojo) y del área de estudio (recuadro amarillo).



**Figura 2.** Imagen satelital de la zona de estudio antes del raleo (3 de abril de 2019) con la clasificación fisionómica propuesta por la Dirección de Recursos Naturales en el Anexo I del a Disposición N° 337/16 del mismo organismo: bosque abierto a denso con arbustal cerrado (marrón) y bosque denso con arbustal abierto (verde).

En esta tesina, se estudió la zona tratada con trituradora forestal (chipeadora), analizando su evolución estacionalmente a lo largo de un año. El objetivo de este estudio fue analizar la efectividad que tuvo el chipeado sobre la estructura vertical, sobre la comunidad herbácea de un bosque cerrado (fachinal) de caldén (*P. caldenia*) de la Reserva Provincial Parque Luro y la consecuente reducción del riesgo de incendios. Para ello se trabajó bajo la hipótesis que “El chipeado inicialmente reduce la densidad de leñosas en los Caldenales cerrados,

mejorando las condiciones para el desarrollo de la comunidad herbácea”. Se espera que el chipeado produzca una interrupción en la continuidad vertical de los estratos. Por otro lado, se prevé que a largo plazo incremente la cobertura de rebrotes en el sitio chipeado, dado que la técnica no remueve el tocón (parte del tronco de una leñosa que queda unida a la raíz cuando la cortan por el pie). Al reducirse el estrato arbustivo denso en el sitio chipeado, se predice que mejorará la disponibilidad de luz y aumentará el contenido de humedad del suelo. Consecuentemente, aumentará la biodiversidad del estrato herbáceo y la biomasa de combustibles finos respecto del sitio sin chipear (control).

## **2. MATERIALES Y MÉTODOS**

### 2.1. Área de estudio

Este trabajo se desarrolló en la Reserva Provincial Parque Luro de la provincia de La Pampa (Figura 1), en un área de bosque abierto a denso con arbustal cerrado, quemado en 1988 (Figura 2), con las siguientes características (POA 2019): el estrato arbóreo con una cobertura de 20-65% y una densidad entre 200-500 ind/ha. La altura promedio de 6 m y diámetros promedio de 10 a 20 cm, con presencia de caldén (*P. caldenia*), algarrobo (*Prosopis flexuosa*), molle (*S. fasciculatus*) y chañar (*G. decorticans*). El estrato arbustivo con una cobertura >65%, altura media >1,5 m, con especies como el piquillín (*Condalia microphyla*), llaollín (*Lycium chilense*), azahar de monte (*Aloysia gratissima*), tramontana (*Ephedra triandra*) y regeneración de caldén, molle y algarrobo. El estrato herbáceo es poco diverso, con presencia de anuales forrajeras como la cebadilla pampeana (*Bromus catharticus*).

El chipeado (zona blanca, Figura 3) se realizó en julio de 2019 en una superficie de 5 hectáreas con una trituradora forestal autopropulsada Bobcat (Foto 1). Los efectos del chipeado fueron contrastados con un sitio control ubicada al sur del sitio chipeado (zona roja, Figura 3).



**Figura 3.** Imagen satelital del área con la delimitación del sitio chiheado (blanco) y del sitio control para el presente proyecto (rojo). Fuente: elaboración propia, en base a datos del POA 2019).



**Foto 1.** Trituradora forestal autopropulsada Bobcat empleada en la Reserva Provincial Parque Luro.

## 2.2. Muestreo y Diseño Experimental

Los muestreos fueron planificados para realizarse de acuerdo a las estaciones durante un año. Sin embargo, debido al aislamiento social preventivo y obligatorio establecido a nivel nacional en el DNU 297/2020 por la pandemia de la COVID-19, los muestreos correspondientes a otoño no pudieron llevarse a cabo.

### 2.2.1. Mediciones de vegetación

El efecto del chipeado sobre la estructura vertical de la vegetación se analizó en 15 unidades de muestreo de 5 m x 5 m en cada sitio, distribuidas al azar a lo largo de una transecta, con una separación mínima de 20 m entre cada una. Se realizaron dos muestreos en las épocas estivales de 2020 y 2021 y se analizó la cobertura total en los siguientes estratos: 0-0,5 m (pastizal), 0,5-1 m (renuevos y arbustal bajo), 1-2 m (arbustal alto), 2-4 m (árboles bajos) y 4-6 m (árboles altos), de acuerdo a lo sugerido por Chirino *et al.* (2012), salvo la consideración de la vegetación herbácea en un solo estrato. Cuando un ejemplar ocupaba más de un estrato, sólo se consideró su cobertura en el estrato más alto en el que se encontraba. De esta manera se evitó sobreestimar la cobertura en los estratos subyacentes. Estas mediciones permitieron crear gráficos de porcentaje de cobertura en función de la altura, para observar la continuidad vertical del material combustible.

En verano de 2021, en las mismas parcelas del sitio chipeado en las que se analizó la estructura vertical, se determinó la cobertura de rebrotes. Para esto, se tomaron dos medidas del diámetro, perpendiculares entre sí, por rebrote en cada parcela. Considerando que los rebrotes rara vez eran perfectamente circulares, para calcular el área se utilizó la fórmula de una elipse. Además, en caso de que los diámetros fueran iguales, la fórmula de la superficie elíptica se transforma en la de un círculo.

$$S = \frac{\pi}{4} * d_1 * d_2$$

siendo S: área;  $d_1$  y  $d_2$ : diámetros.

Además, se midió la altura de los rebrotes y se identificó la especie a la que pertenecían.

Para evaluar el efecto del chipeado sobre la diversidad de herbáceas se registró estacionalmente la cobertura específica de herbáceas, suelo desnudo y broza, en unidades de muestreo de 0,5 m x 0,5 m (Mueller-Dombois y Elleberg, 1974; Braun-Blanquet, 1979). En cada sitio se realizaron 10 transectas, sobre las cuales se dispusieron al azar 3 de estas unidades de muestreo cada 10 m. De esta manera, se logró un N = 10 con 3 submuestras cada uno. Para estudiar las variaciones de diversidad biológica entre sitios se utilizó el índice de Shannon, debido a que mide la equitatividad de las especies y permite comparaciones estadísticas (Magurran, 2004):

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

siendo S: riqueza específica,  $p_i$ : proporción de cobertura individuos de la especie  $i$  respecto al total de individuos.

Además, para determinar la similitud entre las comunidades vegetales del sitio chipeado y control se determinó el índice de Jaccard (Magurran, 2004):

$$I_J = \frac{c}{a + b - c}$$

siendo a: riqueza en el sitio a; b: riqueza en el sitio b; c: n° de especies en ambos sitios.

En cuanto a la determinación de la biomasa vegetal del estrato herbáceo (combustible fino), se extrajo estacionalmente el material vegetal de las unidades de muestreo utilizadas para determinar la biodiversidad, siguiendo la metodología propuesta por Cano *et al.* (1988). Pevio al muestreo se tomaron las siguientes consideraciones: las muestras de biomasa sólo contenían material vegetal vivo y muerto en pie; si el material vegetal muerto en pie estaba postrado, se consideró broza; los arbustos <0,3 m de altura se consideraron parte del estrato herbáceo; si la vegetación herbácea representaba  $\leq 0,5\%$  de cobertura no se recolectó. Para determinar la biomasa aérea (peso seco) por metro cuadrado, todo el material vegetal presente en las unidades de muestreo fue cortado con tijeras al ras del suelo y colocado en bolsas de papel. Luego fueron secadas en estufa a 60 °C hasta peso constante y pesadas con una balanza de precisión Ohaus TA301 y una balanza de precisión Mettler Toledo ME303, según el tamaño de la muestra era grande o pequeño respectivamente.

### **2.2.2. Medición de condiciones ambientales**

Se registró estacionalmente en los sitios chipeado y control la radiación fotosintéticamente activa (RFA) a nivel del suelo y la humedad del suelo a dos profundidades, para evaluar los efectos de factores abióticos sobre la estructura herbácea. Se tomaron 20 mediciones ubicados al azar en cada sitio. Las mediciones de RFA se hicieron al mediodía entre las 11 a. m. y las 13 p. m. en días despejados, al ras del suelo mediante un sensor cuántico lineal (LQM-50-3 Apogee Instruments). También se tomaron datos de la RFA a nivel del suelo en el camino de acceso (libre de vegetación) para tener una idea de la cantidad de luz que incide sobre el dosel.

Para estimar el contenido de humedad del suelo, se colectaron muestras de suelo con barreno en dos profundidades (0-0,1 m y 0,1-0,2 m) (Suárez *et al.*, 2018). Las muestras se colocaron en bolsas de nylon y se trasladaron en una conservadora hasta el laboratorio, donde se siguió el método gravimétrico por secado a 80 °C, para estimar el peso seco y evitar la volatilización de compuestos orgánicos (McKean, 1993).

### 2.3. Análisis de los datos

Se realizó un análisis de correspondencia sin tendencia (DCA) (Hill, 1979), utilizando los datos de cobertura vegetal de cada estación, con el fin de determinar si la comunidad herbácea del sitio chipeado difirió de la del control. Luego se calculó el centroide e intervalos de confianza del 95% para los sitios chipeado y control. Las comunidades se consideraron como diferentes si los intervalos de confianza no se superponían en al menos uno de los ejes (Cavieres y Badano, 2009; Hierro y Cock, 2013). Este análisis se realizó mediante el software R 4.03 (2020), utilizando el paquete *vegan* (Oksanen, 2015). Los centroides y los intervalos de confianza del 95% se calcularon en SigmaPlot 14.0 (Systat Software, Inc., 2017)

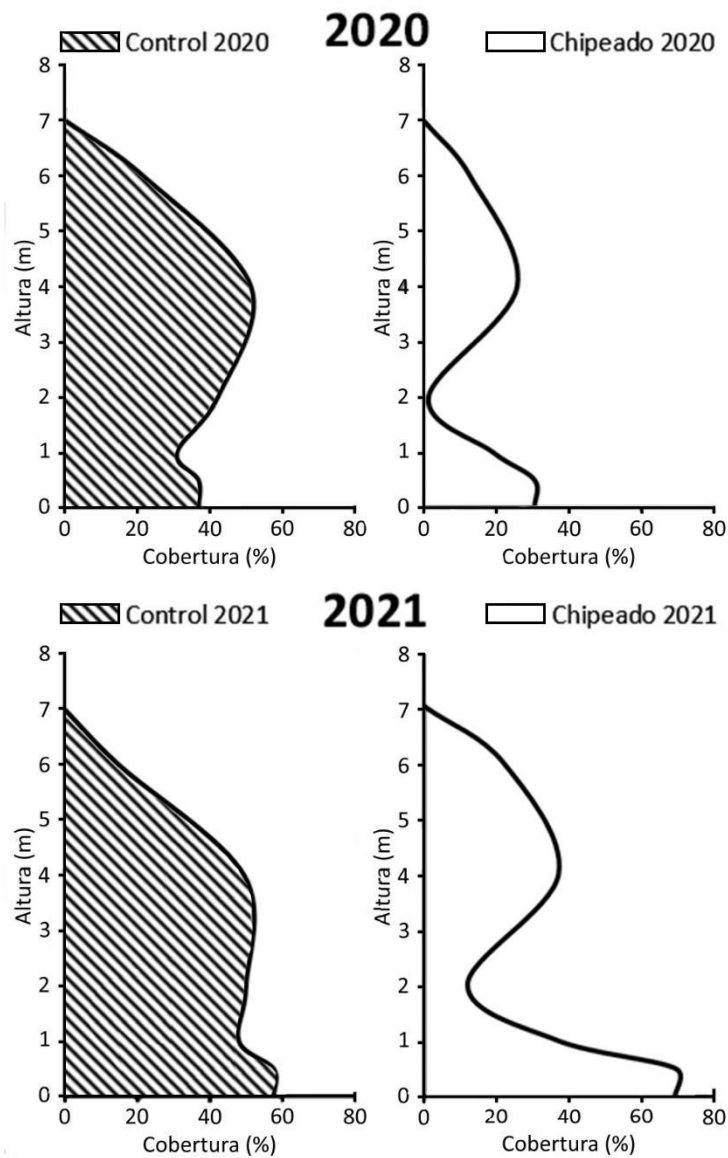
En cuanto a la biomasa de combustibles finos, la diversidad y la riqueza, se buscaron diferencias estadísticas entre sitios mediante un test t. La radiación fotosintéticamente activa fue analizada con un test t para cada momento de muestreo. En el caso del contenido de humedad del suelo, estacionalmente se realizó un test t para encontrar diferencias significativas entre chipeado y control, tanto en superficie como en profundidad. Todos los análisis estadísticos antes mencionados se realizaron a través del software libre PAST (Hammer *et al.*, 2001).

## **3. RESULTADOS**

### 3.1. Mediciones de vegetación

#### **3.1.1. Estructura vertical**

Respecto a la estructura vertical de la vegetación, se pudo observar una clara reducción de la cobertura arbustiva debida al chipeado, tanto en 2020 como en 2021. Tal como se aprecia en la Figura 4, en 2020 el sitio control presentó una continuidad vertical marcada, con un estrato herbácea abierto (37%), estratos arbustivos densos (renuevos y arbustal bajo: 31%; arbustal alto: 42,33%), un arbóreo bajo entre abierto y denso (51,67%) y un arbóreo alto abierto (22%). En cambio, en el sitio chipeado la importante reducción de la cobertura arbustiva (renuevos y arbustal bajo: 18,67%; arbustal alto: 1,07%) provocó una discontinuidad vertical (Figura 4). Asimismo, el estrato herbáceo era abierto (31%) y la cobertura arbórea fue de abierta a escasa (arbóreo bajo: 26%; arbóreo alto: 12,67%).

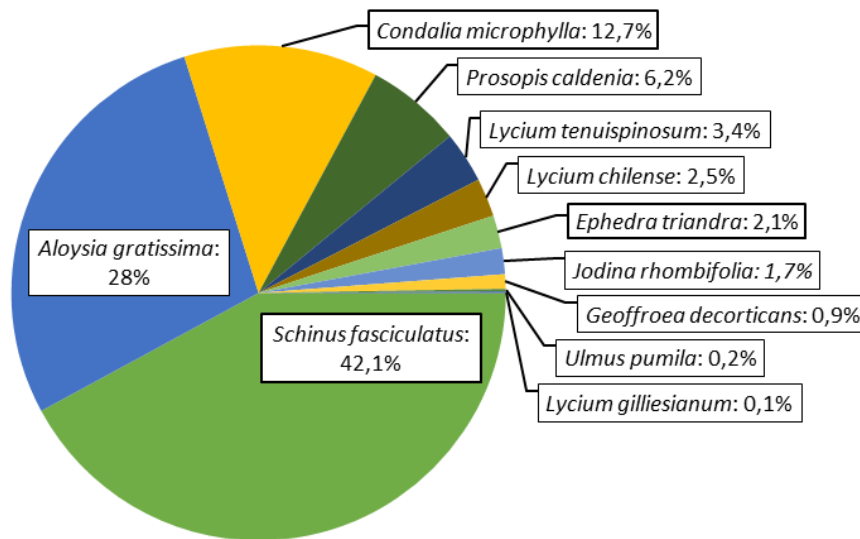


**Figura 4.** Distribución vertical de la cobertura vegetal en el sitio control (rayado) y el chipeado (liso) en las épocas estivales de 2020 y de 2021. Estratos: herbáceo: 0-0,5m; renuevos y arbustal bajo: 0,5-1m; arbustal alto: 1-2m; árboles bajos: 2-4m; árboles altos: 4-6m.

En 2021 los resultados en el chipeado fueron similares, aunque se duplicó la cobertura del estrato herbáceo y arbustivo bajo (69,33% y 36,67% respectivamente) (Figura 4), ambos dominados por *Chenopodium album*. Se mantuvo la conectividad entre estratos en el sitio control, con unos estratos herbáceo y arbustivos densos (herbáceo: 58%; renuevos y arbustal bajo 48,33%; arbustal alto: 50,33%), un arbóreo bajo abierto (49,8%) y un arbóreo alto ralo (15%). De la misma manera, en el sitio chipeado continuó siendo baja la cobertura del estrato arbustivo alto (11,67%), al igual que en los estratos arbóreos (árboles bajos: 37%; árboles altos: 21,67%).

### 3.1.2. Rebrotos

En lo que respecta a los rebrotos, se pudo observar que luego de un año y medio (desde julio de 2019 hasta verano de 2021) crecieron hasta ocupar el 9,5% de la superficie de las parcelas (945,2 m<sup>2</sup>/ha) con una altura promedio de 0,55m. Las 11 especies leñosas encontradas, ordenadas de mayor a menor cobertura relativa, fueron: *S. fasciculatus*, *A. gratissima*, *C. microphylla*, *P. caldenia*, *Lycium tenuispinosum*, *L. chilense*, *E. triandra*, *Jodina rhombifolia*, *G. decorticans*, *Ulmus pumila* y *L. gilliesianum* (Figura 5).

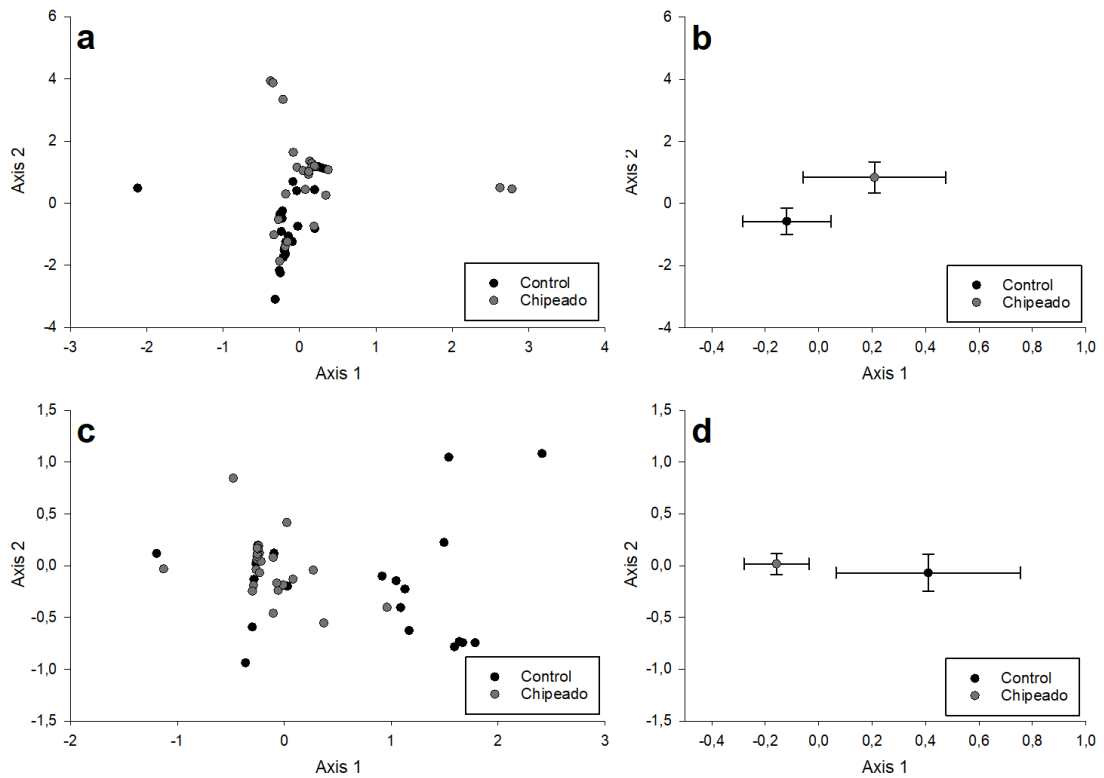


**Figura 5.** Composición específica de los rebrotos arbustivos analizados en el sitio chipeado, clasificados de acuerdo a su cobertura relativa (%), verano de 2021.

### 3.1.3. Cobertura y Biodiversidad

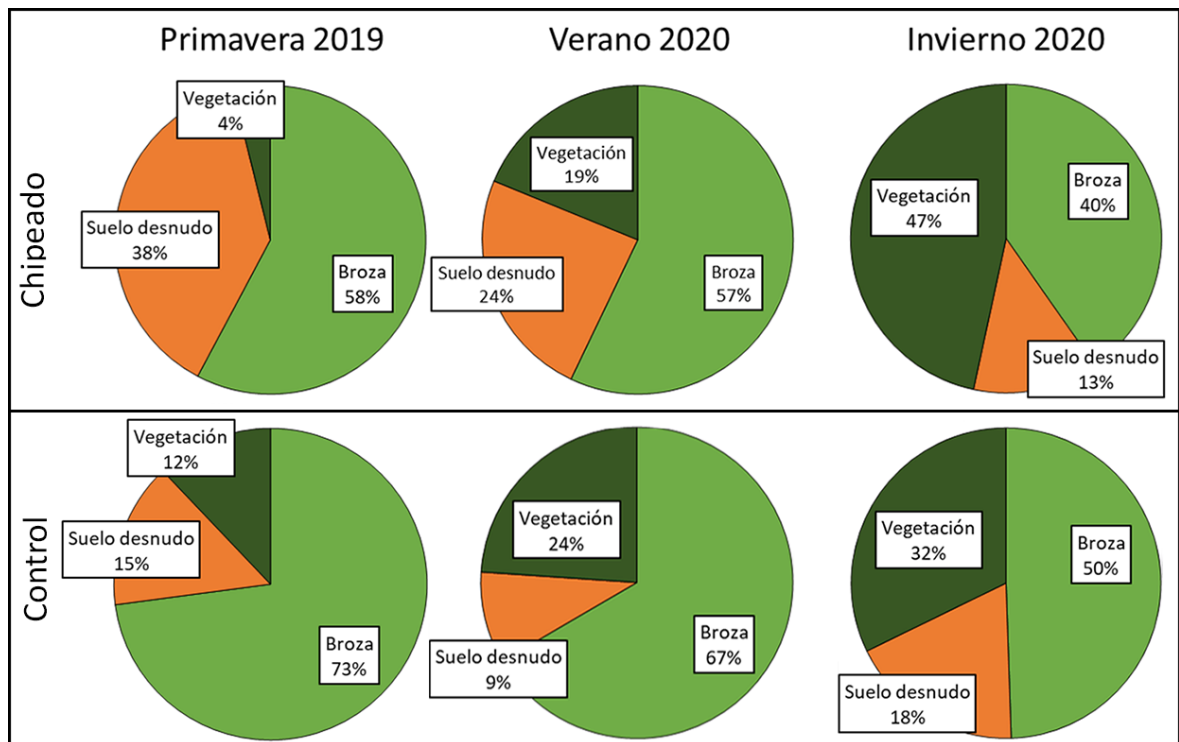
Un análisis de correspondencia sin tendencia indicó que la comunidad de herbáceas del sitio chipeado comenzó a diferenciarse del control en verano, manteniendo esta disimilitud en invierno (Figura 6). Tanto en verano (Figura 6c) como en invierno (Figura 6d), los centroides y los intervalos de confianza se superpusieron en sólo uno de los ejes, demostrando así que las comunidades difieren entre sí.





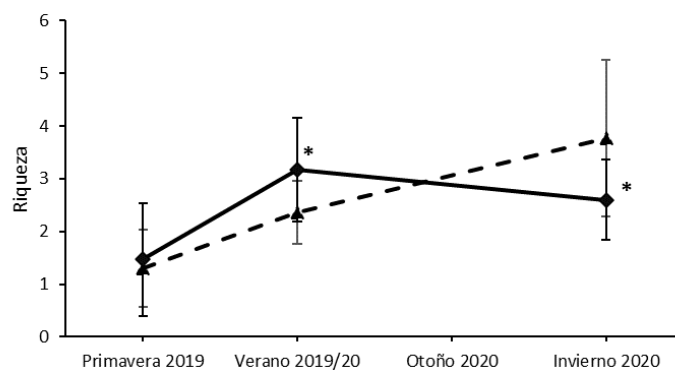
**Figura 6.** Resultado del análisis de correspondencia sin tendencia de las comunidades de plantas en los sitios chipeado y control. Distribución de los valores de ordenación para todas las unidades de muestreo en las 10 transectas en base a datos de cobertura estivales (a) e invernales (c) en los dos sitios. Centroides e intervalos de confianza del 95% de los valores de ordenación en los dos sitios para verano (b) e invierno (d).

La cobertura de herbáceas fue claramente afectada por el chipeado, llegando a una cobertura de vegetación tres veces menor que en el sitio control en primavera de 2019. Asimismo, el porcentaje de suelo desnudo llegó a cubrir casi la mitad de la superficie de las parcelas (Figura 7). En verano de 2020 la vegetación del chipeado se triplicó, comparado con el año anterior, pero la cobertura relativa seguía siendo menor que la del control (Figura 7). Para invierno del mismo año la vegetación del chipeado había crecido aún más, superando los valores del control (Figura 7).



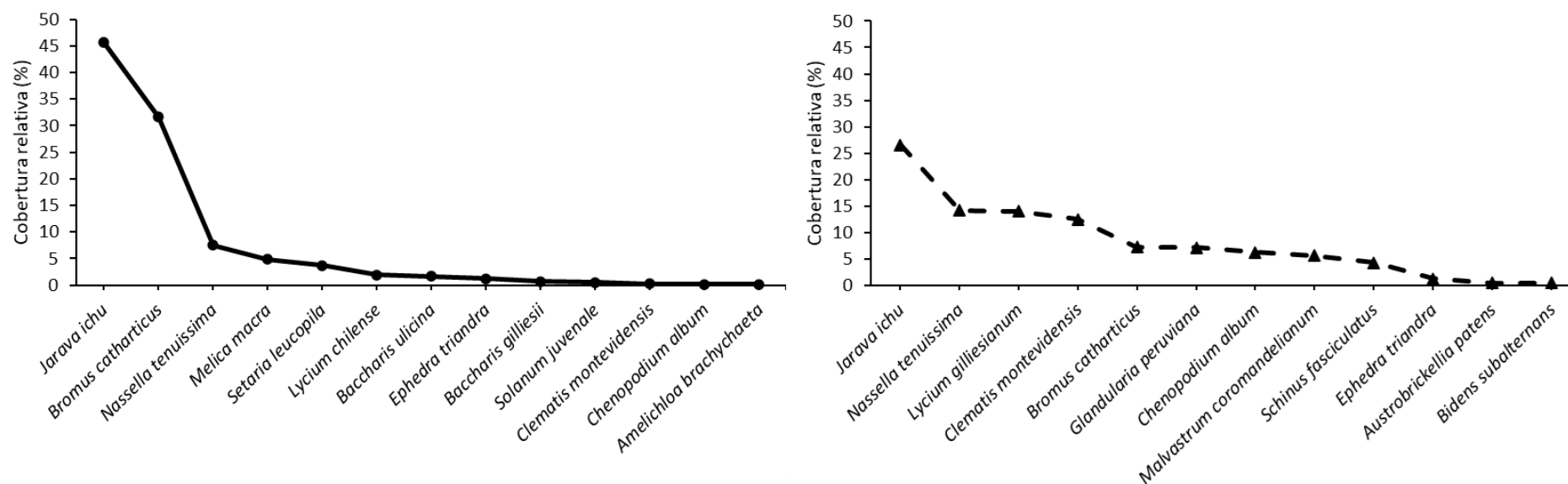
**Figura 7.** Cobertura relativa de vegetación (verde oscuro), broza (verde claro) y suelo desnudo (naranja) en los sitios chipeado y control en primavera 2019, verano 2020 e invierno 2020.

En lo que respecta a la biodiversidad, no hubo un efecto significativo del chipeado en ninguna de las estaciones (primavera:  $t=2,101$ ,  $p=0,58$ ; verano:  $t=2,101$ ,  $p=0,49$ ; invierno:  $t=2,101$ ,  $p=0,74$ ), resultando en valores similares entre los sitios a lo largo del tiempo. Por otro lado, se encontraron diferencias estacionales entre sitios respecto a la riqueza de especies. La riqueza específica fue significativamente menor en el sitio chipeado en verano ( $t=2,101$ ,  $p<0,05$ ) y mayor en el control en invierno ( $t=2,101$ ,  $p<0,05$ ). En cambio, en primavera no se observaron diferencias (Figura 8).



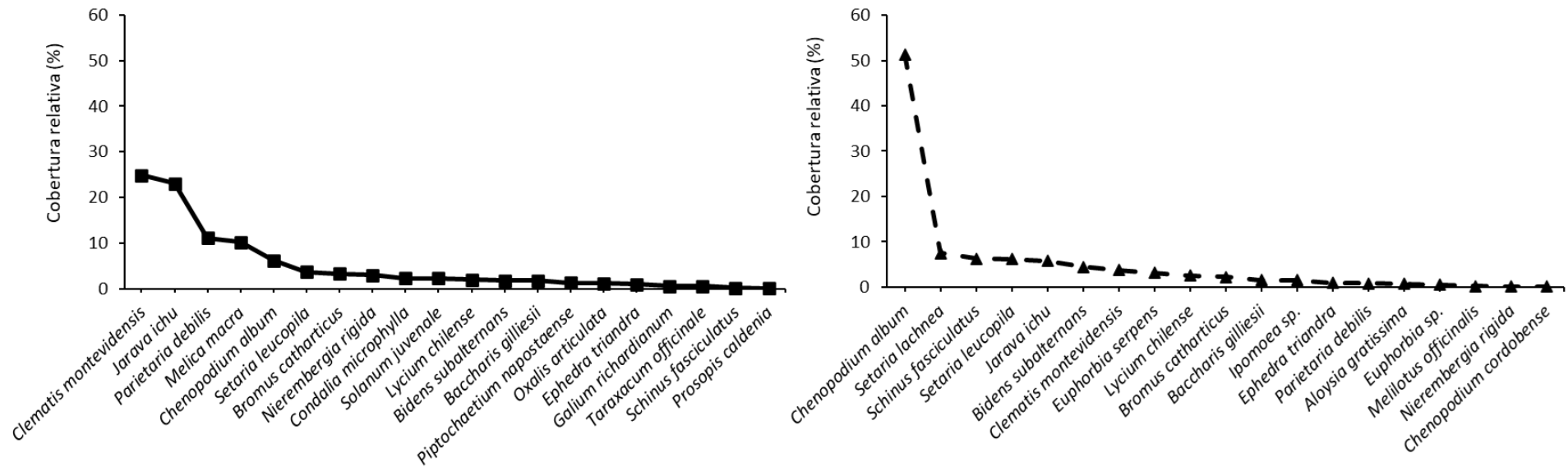
**Figura 8.** Evolución de la riqueza en el estrato herbáceo del sitio chipeado (línea punteada) y del control (línea sólida) para el período entre primavera 2019 e invierno 2020. Las barras de error son desviaciones estándar. Los asteriscos indican diferencias significativas entre sitios ( $p<0,05$ ) según el test t de Student.

Durante primavera en las comunidades vegetales del sitio control se observó una clara dominancia de las gramíneas nativas *Jarava ichu* y *B. catharticus*, con otras 10 especies herbáceas acompañantes (Figura 9). Mientras que en el sitio chipeado las comunidades vegetales fueron más equitativas, con valores de cobertura relativa menores al 25% y un total de 13 especies (Figura 9). De todas las especies, los sitios compartían sólo un 32% (6 especies): *J. ichu*, *B. catharticus*, *Nassella tenuissima*, *E. triandra*, *Clematis montevidensis* y *C. album*.



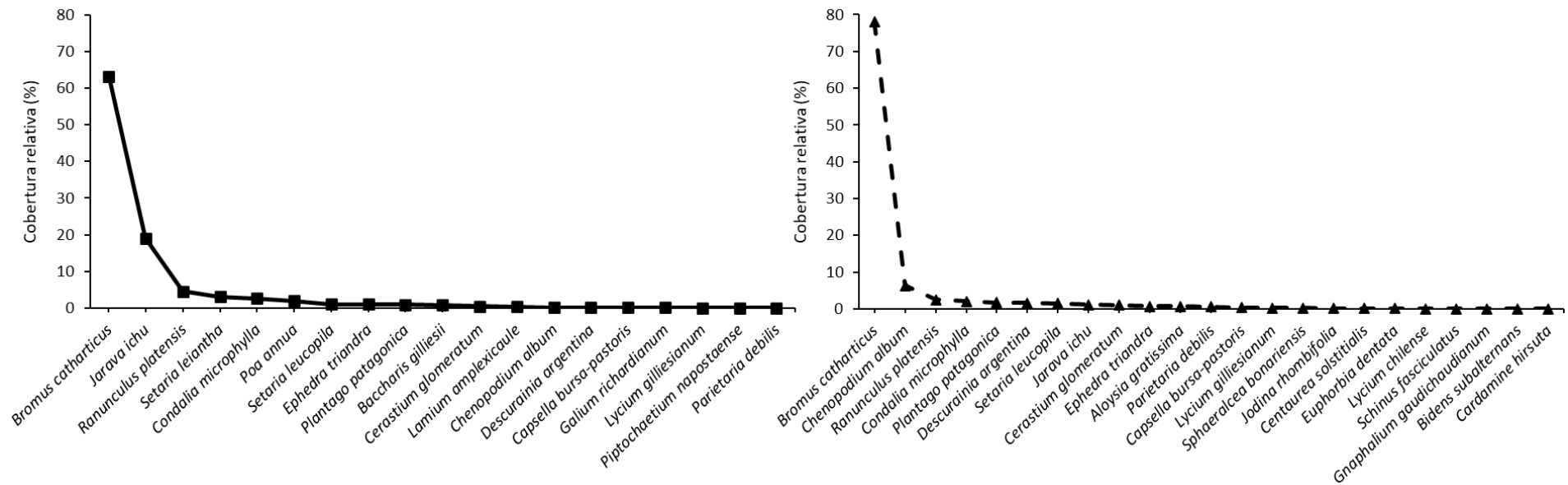
**Figura 9.** Curvas de rango-abundancia del estrato herbáceo del sitio control (línea sólida) y del chipeado (línea punteada), primavera 2019.

En verano la cobertura del control fue más equitativa, con un incremento de *C. montevidensis*, siendo una de las más abundantes junto con *J. ichu* (Figura 10). En cambio, en el sitio chipeado se encontraron 19 especies y una alta dominancia de quinoa (*C. album*) (Figura 10). Del total de especies, los sitios compartían sólo un 44% de ellas, es decir, unas 12 especies en común (*Baccharis gilliesii*, *Bidens subalternans*, *B. catharticus*, *C. album*, *C. montevidensis*, *E. triandra*, *J. ichu*, *Lycium chilense*, *Nierembergia rigida*, *Parietaria debilis*, *Schinus fasciculatus* y *Setaria leucopila*).



**Figura 10.** Curvas de rango-abundancia del estrato herbáceo del sitio control (línea sólida) y del chipeado (línea punteada), verano 2020.

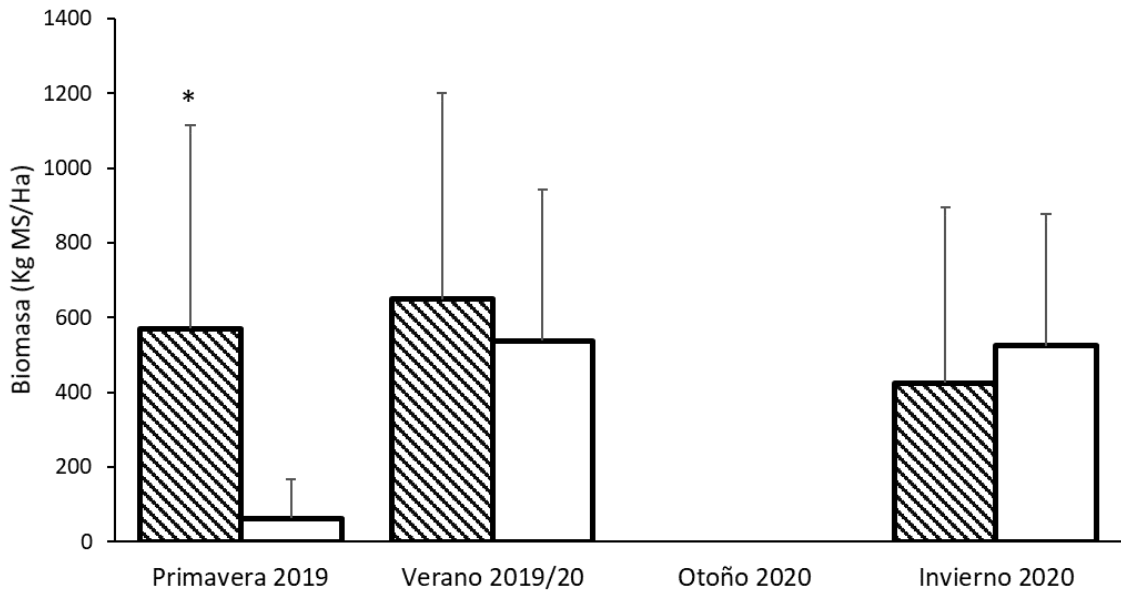
Por último, en invierno el sitio control presentó un total de 19 especies, con una clara dominancia de *B. catharticus* (63%), seguida por *J. ichu* (Figura 11). Por otro lado, en el sitio chipeado se encontró un total de 23 especies, con *B. catharticus* ampliamente dominante (78%), seguida por la herbácea exótica *C. album* (6%) (Figura 11). La similitud entre los sitios se mantuvo, compartiendo un 45% de las especies, unas 13 en total (*B. catharticus*, *Capsella bursa-pastoris*, *Cerastium glomeratum*, *C. album*, *C. microphylla*, *Descurainia argentina*, *E. triandra*, *J. ichu*, *Lycium gilliesianum*, *P. debilis*, *Plantago patagonica*, *Ranunculus platensis* y *S. leucopila*).



**Figura 11.** Curvas de rango-abundancia del estrato herbáceo del sitio control (línea sólida) y del chipeado (línea punteada), invierno 2020.

### 3.1.4. Biomasa vegetal

A comienzos del trabajo, el chipeado redujo significativamente la biomasa vegetal del estrato herbáceo ( $t=2,101$ ;  $p<0,05$ ), con un valor casi diez veces menor al control. Sin embargo, esta diferencia desapareció rápidamente en los muestreos sucesivos (Figura 12). En verano y en invierno la vegetación en el sitio chipeado se desarrolló a tal punto que ya no se encontraron diferencias con el control (verano:  $t=2,101$ ;  $p=0,6$ ; invierno:  $t=2,101$ ;  $p=0,6$ ).

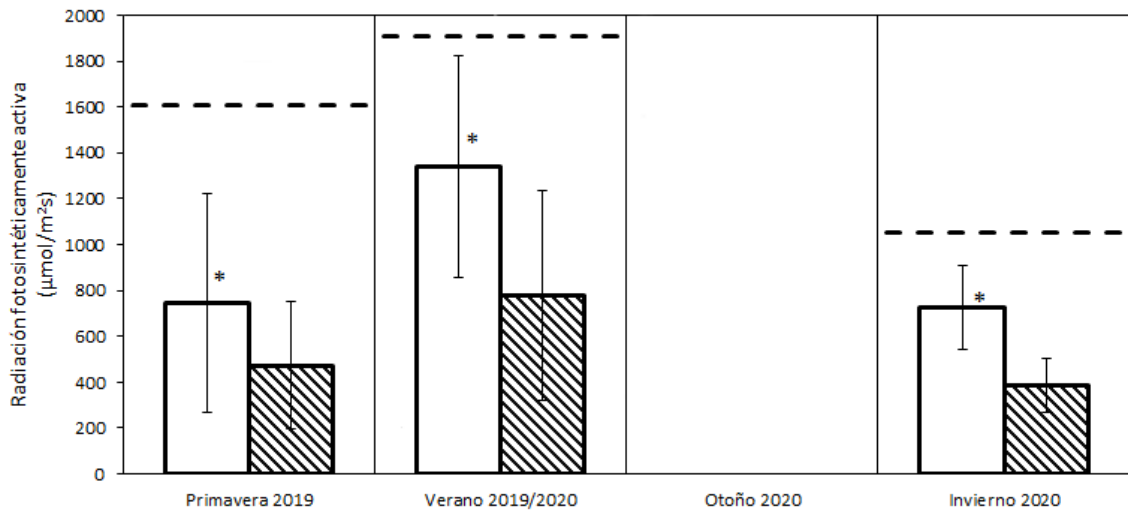


**Figura 12.** Evolución de la biomasa vegetal del estrato herbáceo en el sitio control (barra rayada) y el sitio chipeado (barra vacía) para el período entre primavera de 2019 e invierno de 2020. Las barras de error son desviación estándar. Los asteriscos indican diferencias significativas entre sitios ( $p<0,05$ ) según el test t de Student.

## 3.2. Medición de condiciones ambientales

### 3.2.1. Radiación Fotosintéticamente Activa (RFA)

Durante el transcurso del período analizado, se pudo observar que la RFA siempre fue significativamente mayor en el sitio chipeado (Figura 13) respecto del sitio sin chipear (control). En primavera la RFA promedio fue 1,6 veces mayor en el sitio chipeado ( $t=2,024$ ,  $p<0,05$ ), en verano fue 1,7 veces mayor ( $t=2,024$ ,  $p<0,001$ ) y en invierno llegó a ser 1,9 veces más alta ( $t=2,024$ ,  $p<0,001$ ).



**Figura 13.** Evolución de la RFA promedio en el dosel (línea punteada), en el sitio chipeado (barra vacía) y en el control (barra rayada), a lo largo del período comprendido entre primavera de 2019 e invierno de 2020. Las barras de error son desviación estándar. Los asteriscos indican diferencias significativas entre sitios ( $p < 0,05$ ), según el test t de Student.

### 3.2.2. Humedad del suelo

En ninguna de las estaciones analizadas se encontraron diferencias significativas de humedad del suelo entre el sitio chipeado (primavera:  $8,5 \pm 1,9\%$ ; verano:  $8 \pm 3,7\%$ ; invierno:  $8,4 \pm 2,6\%$ ) y el control (primavera:  $7,8 \pm 1,5\%$ ; verano:  $8,2 \pm 3,1\%$ ; invierno:  $7,1 \pm 1,4\%$ ) a nivel superficial (0-0,1 m) (primavera:  $t=2,024$ ,  $p=0,21$ ; verano:  $t=2,024$ ;  $p=0,86$ ; invierno:  $t=2,024$ ,  $p=0,06$ ). Por otro lado, la humedad en profundidad (0,1-0,2 m) en el sitio chipeado sólo fue significativamente mayor ( $7,8 \pm 1\%$ ) que en el sitio control ( $6,9 \pm 0,8\%$ ) en invierno ( $t=2,024$ ;  $p < 0,01$ ). Tanto en primavera (Chipeado:  $6,52 \pm 0,8\%$ ; Control:  $6,48 \pm 0,7\%$ ) como en verano (Chipeado:  $9,01 \pm 1,6\%$ ; Control:  $9,05 \pm 1,6\%$ ) las diferencias no fueron significativas (primavera:  $t=2,024$ ,  $p=0,87$ ; verano:  $t=2,024$ ,  $p=0,92$ ).

## 4. DISCUSIÓN

Este estudio permitió corroborar la hipótesis de que “El chipeado inicialmente reduce la densidad de leñosas en los Caldenales cerrados”. Por lo tanto, puede afirmarse que fue una técnica efectiva para reducir la densidad del estrato arbustivo, pero este efecto no fue duradero. Al principio (2020), la continuidad vertical que caracterizaba a esta zona del bosque se vio interrumpida, desconectando el estrato herbáceo de los superiores (Figura 4), lo cual reduciría los riesgos de fuegos de corona. Por lo que se describe en el POA 2019, al raleo el bosque se optó por conservar sólo isletas con regeneración de leñosas, algunos

árboles aislados e individuos muertos de buen porte. Sin embargo, sólo un año después (2021), no sólo se recuperó la biomasa herbácea sino también los arbustos, que rebrotaron y se desarrollaron notablemente (Figura 4). En el estrato de 0-0,5m, 1/3 de la variación interanual de cobertura se debió a los rebrotes (39% y 9,5% respectivamente), y en el estrato de 0,5-1m casi la mitad de la variación (17,8%) fue por rebrotes (6,7%). Esto es un claro ejemplo de la resiliencia que tiene estos bosques con estratos arbustivos densos a volver a su estado previo al disturbio (Peinetti *et al.*, 2019). En concordancia con lo predicho, al no removerse el tocón, a largo plazo incrementa la cobertura de rebrotes. Esto es dado a que se activan las yemas basales de las leñosas, generando múltiples tallos sin dominancia apical (Foto 2), cerrando nuevamente el bosque (Nazar Anchorena, 1988; García-Núñez y Azócar, 2004; Casillo *et al.*, 2005; Barchuck *et al.*, 2006; Kunst *et al.*, 2008).

Respecto de la hipótesis de que “el chipeado mejora las condiciones para el desarrollo de la comunidad herbácea” y su predicción asociada de “aumentará la biodiversidad del estrato herbáceo y la biomasa de combustibles finos respecto del sitio sin chipear (control)” se pudo corroborar en parte. El chipeado efectivamente provocó un aumento en la biomasa de combustibles finos. Inicialmente redujo significativamente la cobertura y biomasa herbácea, pero con el tiempo ésta fue aumentando hasta llegar a valores superiores a los del control (Figura 7 y Figura 12). Este desarrollo de la biomasa luego del chipeado es un resultado esperable, debido al aumento de disponibilidad de recursos (Adema *et al.*, 2003; Blanco *et al.*, 2005). No obstante, esto no significó una mejoría en la diversidad de herbáceas. En un principio la reducción de la cobertura vegetal dio lugar a la colonización de una amplia variedad de especies, con una comunidad más diversa que la original, al poder observar una cobertura vegetal más equitativa y rica en especies (Figura 9). No obstante, con el correr de los meses se registró una amplia dominancia de quinoa por sobre las demás especies, cubriendo el 50% del estrato vegetal en verano (Figura 10 y Foto 3). Esta especie es una ruderal exótica muy frecuente en el Caldenal pampeano, que invade los pastizales luego de un disturbio (Pearson *et al.*, 2014; Chiuffo *et al.*, 2015; Estanga *et al.*, 2019). Del mismo modo, en invierno *B. catharticus* se volvió altamente dominante en el sitio chipeado, con una cobertura relativa cercana al 80% (Figura 11). Esto se debe a que se trata de una gramínea que emerge en sitios donde el suelo ha sido disturbado, pudiendo volverse dominante (Cano, 1988). Ambas especies, tiene un ciclo de vida corto y producen un gran número de semillas (de elevada persistencia en el caso de quinoa), asegurando su permanencia en el banco de semillas (Bassett y Crompton, 1978; Cano, 1988; Ferreyra, 2008). El incremento en cobertura de especies anuales, la disminución de perennes y la



aparición de hierbas exóticas anuales es un comportamiento esperable post disturbio (Keeley *et al.*, 1981; Hobbs y Huenneke, 1992; Davis *et al.*, 2000). Incluso, Perchemlides *et al.* (2008) han observado que un bosque chipeado en el suroeste de Oregon permanecía en este estado sucesional primitivo incluso luego de 4-7 años desde el disturbio.

Este aumento en la biomasa de combustibles finos podría explicarse por el aumento en la RFA, pero no por la humedad. Tal y como se predijo, la RFA que llegaba al suelo del sitio chipeado fue mucho mayor que en el control (primavera: 57% más de RFA en el chipeado; verano: un 72% más; invierno: un 89% más), en consecuencia de la reducción de la cobertura leñosa. Este fue un efecto esperable, ya que en áreas más abiertas la luz interceptada por la canopia es mucho menor (Davies-Colley, Paney y Elswijk, 2000; Estanga *et al.*, 2019). En cambio, no se cumplió la predicción de que el tratamiento aumentaría el contenido de humedad del suelo. Si bien la primera capa del suelo chipeado (0-0,1 m) contenía más humedad en primavera y en invierno que el control y menos humedad en invierno, la variabilidad fue muy grande. Estos resultados pudieron haber sido causados por la variabilidad en la cobertura (Foto 2, Foto 3 y Foto 4), las escasas precipitaciones y/o por las variaciones microclimáticas entre sitios. Según los registros de la Policía de La Pampa, en la localidad de Ataliva Roca (punto de registro más cercano al sitio de estudio) las precipitaciones fueron muy leves y en eventos aislados, lloviendo 25 mm, 54 mm y 7 mm en los 30 días previos a cada uno de los muestreos estacionales (primavera, verano e invierno respectivamente). Probablemente, el agua que precipitó pudo haber sido en gran parte interceptada por la vegetación remanente y evapotranspirada, debido al aumento de la temperatura y de la velocidad de los vientos que ocasiona una menor cobertura arbustiva y arbórea (Gómez Sanz, 2004; Duval y Campo, 2016). En profundidad (0,1-0,2 m) el patrón de humedad fue el mismo, sólo que en invierno el aumento en el contenido de humedad si fue significativo. Esta diferencia pudo deberse a que en el control, al haber una comunidad de herbáceas más maduras y una cobertura leñosa más densa, el consumo de agua fue mayor comparado con la comunidad chipeada. Según explica Soriano (1987), las herbáceas típicamente concentran su biomasa radicular en los primeros 10 cm del suelo y, a medida que envejece el individuo, va robusteciendo su sistema radicular en profundidad.

Una desventaja de esta práctica fue la gran remoción de suelo que generó (Figura 7). La trituradora tracciona mediante una oruga que, al tener mayor superficie de contacto con el suelo que los neumáticos tradicionales, al avanzar y girar descalza la vegetación de debajo. En cambio, el rolado, al utilizar neumáticos sólo remueve y descalza la vegetación en las microcuencas que crean las cuchillas al pasar el rolo (Martin *et al.*, 2008), lo que reduciría

la germinación de ruderales como *C. album* (Chiuffo, 2016; Alshallash, 2018). En cuanto al control de leñosas, una práctica recomendada es la combinación del raleo mecánico con otras metodologías: control químico (Rollhauser y Uhaldegaray, 2015), quemas prescriptas (Schwilk *et al.*, 2009; Suárez *et al.*, 2018) o siembra con gramíneas forrajeras (Adema *et al.*, 2003; Blanco *et al.*, 2005). En primer lugar, el control químico de leñosas presenta resultados variados, dependiendo de la especie objetivo (Córdoba *et al.*, 2008) y del modo de aplicación (Rollhauser y Uhaldegaray, 2015). Se ha observado que la aplicación basal de herbicidas fue la más efectiva ( $72,4 \pm 15,5\%$ ), pero a su vez redujo la cobertura de gramíneas, debido a la no selectividad de los productos (Rollhauser y Uhaldegaray, 2015). Esto último es una desventaja clave a considerar, siendo que puede afectar a especies nativas de los ambientes naturales. En segundo lugar, el rolado con intersiembra no siempre incrementa la producción de biomasa herbácea, pero logra la reintroducción de especies que pudieron haberse perdido del banco de semillas (Adema *et al.*, 2003; Blanco *et al.*, 2005). Dado que la vegetación que germinará luego del disturbio dependerá del banco de semillas, incorporar especies nativas mediante la intersiembra aumentaría la riqueza del pastizal. De hecho, González *et al.* (2021) obtuvieron resultados positivos en pruebas de implantación y supervivencia de *Leptochloa crinita* y *Pappophorum caespitosum*, dos gramíneas nativas del Caldenal. Por último, la combinación de control mecánico con quemas prescriptas es una de las más prometedoras ya que por un lado controla y retarda el rebrote de las leñosas (Schwilk *et al.*, 2009; Suárez *et al.* 2018) y a su vez puede ser efectivo para controlar la invasión de *C. album*. Según menciona Ascard (1995), la quinoa es una especie sensible a la temperatura debido a su fino hipocótilo que, si es dañado, imposibilita el crecimiento de la planta.

Este trabajo nos permite concluir que el chipeado es una alternativa de manejo prometedora, ya que redujo efectivamente la densidad de leñosas. Sin embargo, el rápido rebrote de árboles y arbustos y la dominancia de especies anuales y exóticas en el estrato herbáceo genera un alerta para el futuro sucesional de los bosques nativos. Por ende, futuros trabajos que aborden la combinación de esta práctica con otros métodos de control permitirán reforzar el conocimiento actual sobre su eficacia en el control de la arbustización. Esto generará información muy útil a la hora de tomar decisiones para futuros manejos.

## 6. BIBLIOGRAFÍA

- Adema, E. O., Buschiazzo, D. E., Babinec, F. J., Rucci, T. y Gómez Hermida, V. G. (2003). Balance de agua y productividad de un pastizal rolado en Chacharramendi, La Pampa. Publicación Técnica N° 50. EEA Anguil “Ing. Agr Guillermo Covas”: INTA.
- Alshallash, K. S. (2018). Germination of weed species (*Avena fatua*, *Bromus catharticus*, *Chenopodium album* and *Phalaris minor*) with implications for their dispersal and control. *Annals of Agricultural Sciences*, 63, 91-97.
- Archer, S. (1995). Tree-grass dynamics in a *Prosopis*-thornscrub savanna parkland: Reconstructing the past and predicting the future. *Ecoscience*, 2(1), 83-99.
- Ascard, J. (1995). Thermal weed control by flaming: Biological and Technical Aspects.
- Barchuck, A., Iglesias, M. y Oviedo, C. (2006). Rebrote basal de *Aspidosperma quebracho-blanco* en estado de plántulas: mecanismo de persistencia en el Chaco Árido. *Ecología Austral*, 16, 197-205.
- Bassett, I. J. y Crompton, C. W. (1978). The biology of Canadian weeds. 32. *Chenopodium album* L. *Canadian Journal of Plant Science*, 58, 1061-1072.
- Blanco, L. J., Ferrando, C. A., Biurrun, F. N., Oriente, E. L., Namur, P., Recalde, D. J. y Berone, G. D. (2005). Vegetation responses to Roller Chopping and Buffelgrass Seeding in Argentina. *Rangeland Ecology & Management*, 58(2), 219-224.
- Braun-Blanquet, J. (1979). *Fitosociología – Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Madrid: Blume.
- Cano, E. (1988). Manejo de pastizales naturales de La Pampa. Tomo I: Descripción de las especies más importantes. Convenio AACREA-Provincia de La Pampa.
- Cano, E., Estelrich, H.D. y Fernández, B. (1988). Fitomasa aérea acumulada en pastizales de gramíneas bajas del centro y sudeste de La Pampa. *Revista de la Facultad de Agronomía, UNLPam*, 3(2), 75-84.
- Casillo, J., Kunst, C., Ledesma, R., Godoy, J. (2005). Control de *Schinus spp.* Mediante fuego prescripto. III Congreso Nacional sobre Manejo de Pastizales Naturales, Paraná, Argentina.
- Cavieres, L. A. y Badano, E. I. (2009). Do facilitative interactions increase species richness at the entire community level? *Journal of Ecology*, 97: 1181-1191.
- Chaneton, E. J., Mazia, N., Batista, W. B., Rolhauser, A. G. y Ghera, C. M. (2012). Woody plant invasions in Pampa grasslands: a biogeographical and community assembly perspective. En E. R. Myster (Ed.), *Ecotones between forest and grassland* (pp. 115-144). Berlin: Springer.

- Chirino, C. C., Suárez, C. E., Dussart, E., Sawczuk, N., Morici, E., Álvarez Redondo, M., Romero, G., Bonnemezón, C. y Ré, C. (2012). Protocolos para la estimación de los combustibles vegetales en los bosques nativos y arbustales de La Pampa. Relación entre su calidad y estado con la propagación de los incendios. Proyecto de Extensión Universitaria (PEU) N°10/10, aprobado por Resolución N° 227/2010 del C.S UNLPam. Facultad de Agronomía, UNLPam y Defensa Civil, Gobierno de La Pampa.
- Chiuffo, M, Macdougall, A. y Hierro, J. L. (2015). Native and non-native ruderals experience similar plant-soil feedbacks and neighbor effects in a system where they coexist. *Oecologia*, 179, 843-852.
- Chiuffo, M. C. (2016). Ruderales exóticas *versus* ruderales nativas: respuesta a disturbios, retroalimentaciones planta-suelo y rasgos de historia de vida. Tesis Doctoral, Universidad de Buenos Aires, Argentina.
- Cingolani, A. M. y Díaz, S. (2005). Grazing effects on rangeland diversity: A synthesis of contemporary models. *Ecological Applications*, 15(2), 757-773.
- Cordoba, L., Adema, E., Babinec, F., Rodríguez, N. y Ernst., R. (2008). Control químico de arbustos para prevenir la destrucción de alambrados por incendios. Publicación Técnica N° 75. EEA Anguil "Ing. Agr. Guillermo Covas": INTA.
- Davies-Colley, R. J., Paney, D. y van Elswijk, M. (2000). Microclimate Gradients across a Forest Edge. *New Zealand Journal of Ecology*, 24(2), 111-121.
- Davis, M. A. Grime, J. P. y Thompson, K. (2000). Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, 88, 528-534.
- Decreto Nacional de Urgencia 297 de 2020 [Poder Ejecutivo Nacional]. Aislamiento social preventivo y obligatorio. 19 de marzo de 2020.
- Distel, R. A. y Bóo, R. M. (1996). Vegetation states and transitions in temperate semiarid rangelands of Argentina. *Proceedings of the 5th International Rangelands Congress*. (pp. 117-118). Salt Lake City: Society for Range Management.
- Dussart, E., Lerner, P. y Peinetti, R. (1998). Long-term dynamics of two populations of *Prosopis caldenia* Burkart. *Journal of Range Management*. 51, 685-691.
- Duval, V. S., Campo, A. M. (2016). Variaciones microclimáticas en el interior y exterior del bosque de caldén (*Prosopis caldenia*), Argentina. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*. 26(1), 37-49.
- Estanga Mollica, M. E. (2019). Importancia de las interacciones bióticas directas e indirectas en la invasión de plantas exóticas. Tesis Doctoral, Universidad de Buenos Aires,

Argentina.

- Estelrich, H. D., Chirino, C. C., Morici, E. y Fernández, B. (2005). Dinámica de áreas naturales cubiertas por bosque y pastizal en la región semiárida central de Argentina - Modelo Conceptual. En: M. Oesterheld, M. R. Aguiar, C. M. Ghera y J. M. Paruelo (Eds.), Heterogeneidad de la Vegetación. Libro homenaje a Rolando Leon (pp. 351-364). Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Facultad de Agronomía, UBA.
- Ferreira, M. J.(2008). Caracterización morfológica, agronómica y molecular de germoplasma de *Bromus brevis* Ness (Sección Ceratocloa). Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Mar del Plata.
- García-Núñez, C. y Azócar, A. (2004). Ecología de la regeneración de árboles de la sabana. *Ecotrópicos*, 17(1-2): 1-24.
- Gómez-Sanz, V. (2004). Cubiertas forestales y respuesta microclimática. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 13(1), 84-100.
- Gonzalez, M. E., Ernst, R. D. y Ruíz, M. A. (2021). Aptitud para la implantación y supervivencia de gramíneas forrajeras estivales nativas y exóticas en la provincia de La Pampa, Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam*, 31(2), 21-31.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T. y Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica.*, 4(1), 1-9.
- Hierro, J. L. y Cock, M. (2013). Herbivore-mediated facilitation alters composition and increases richness and diversity in ruderal communities. *Plant Ecology*, 214: 1287–1297
- Hill, M. O. (1979). DECORANA, a FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Cornell University, Ithaca, NY.
- Hobbs, R. J y Huenneke, L. F. (1992). Disturbance, Diversity and Invasion: Implications for Conservation. *Conservation Biology*, 6(3), 324-337.
- Iglesias, D. H., Rucci, T. E., Frank, E. O., Llorens, E., Buschiazzo, D., De Giuseppe, R., Obieta, M. y Salvadori, O. (1990). Modificaciones producidas por incendios naturales y programados sobre el estrato leñoso y herbáceo de la zona central de la provincia de La Pampa. *Revista de la Facultad de Agronomía, UNLPam*, 5, 117-125.
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. (1980). Inventario integrado de los recursos naturales de la provincia de La Pampa. Buenos Aires: INTA.
- Keeley, S. C., Keeley, J. E., Hutchinson, S. M. y Johnson, A. W. (1981). Postfire succession of the herbaceous flora in a southern California chaparral. *Ecology*, 62, 1608-1621.

- Kitzberger, T., Perry, G. L. W., Paritsis, J., Gowda, J. H., Tepley, A. J., Holz, A. y Veblen, T. T. (2016). Fire-vegetation feedbacks and alternative states: common mechanisms of temperate forest vulnerability to fire in southern South America and New Zealand. *New Zealand Journal of Botany* 54, 247–272.
- Koutche, V. y Carmelich, J. (1936). Contribución al conocimiento de los bosques de la República Argentina: Estudio Forestal del caldén. *Boletín del Ministerio de Agricultura Nacional*, XXXVII (1-4), 1-22.
- Kreye, J. K., Varner, J. M. y Kobziar, L. N. (2016). Mechanical mastication as a fuels treatment in southeastern forests. *Proceedings of the 18th Biennial Southern Silvicultural Research Conference*. (pp. 198-205). Knoxville: Southern Research Station.
- Kunst, C., Ledesma, R. y Navall, M. (2008). *RBI: Rolado Selectivo de Baja Intensidad*. Ediciones INTA.
- Lell, J. y Alvarellós, E. (1999). Informe Preliminar del Relevamiento -Fase I- del Estudio Integral de la Región del Espinal-Provincia de La Pampa. Trabajo de Consultoría. Inédito.
- Lerner, P. D. (2004). El caldenar: dinámica de poblaciones de caldén y procesos de expansión de leñosas en pastizales. En M. F. Arturi, J. L. Frangi y J. F. Goya (Eds.), *Ecología y manejo de los bosques de Argentina* (pp. 1-15). La Plata: Editorial de la Universidad Nacional de La Plata.
- Llorens, E. M. (1995). Viewpoint: The state and transition model applied to the herbaceous layer of Argentina's caldén forest. *Journal of Range Management*, 48(5), 442-447.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Publishing.
- Maquieyra, C., Sciavi, G., Zingaretti, O., Zorzi, O. y Cano, E. (1985). Efecto de un fuego controlado en los estratos gramíneo y leñoso de un bosque de caldén. *Revista de la Facultad de Agronomía, UNLPam*, 1(1-2), 97-109.
- Martin, J., Adema, E., Aimar, S. y Babinec, F. (2008). Efecto del rolado sobre propiedades físicoquímicas del suelo en el ecotono Caldenal-Monte Occidental. *Publicación Técnica N° 76*. EEA Anguil "Ing. Agr Guillermo Covas": INTA.
- McKean, S. J. (1993). *Manual de análisis de suelo y tejido vegetal. Una guía teórica y práctica de metodologías*. Documento de Trabajo 129. Centro Internacional de Agricultura Tropical· CIAT. Agosto 1993.
- Medina, A., Dussart, E. G., Estelrich, H. D. y Morici, E. (2000). Reconstrucción de la Historia de Fuego en un bosque de *Prosopis caldenia* (Burk.) de Arizona, Sur de la

- Provincia de San Luis. *Multequina*, 9, 91-98.
- Mueller-Dombois, D. y Elleberg, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. Wiley International Ed.
- Nazar Anchorena, J. B. (1988). *Manejo de pastizales naturales de La Pampa. Tomo II: Manejo en regiones semiáridas*. Convenio AACREA-Provincia de La Pampa.
- Oksanen, J. (2015). *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-4. 43.
- Pearson, D. E., Hierro, J. L., Chiuffo, M. y Villarreal, D. (2014). Rodent seed predation provides strong biotic resistance to exotic plant invasion. *Biological Invasions*, 16, 1185-1196.
- Peinetti, R. H., Bestelmeyer B. T., Chirino, C. C., Kin, A. G. y Frank Buss, M. E. (2019). Generalized and Specific State-and-Transition Models to Guide Management and Restoration of Caldenal Forests. *Rangeland Ecology and Management*, 72(2), 230-236.
- Peinetti, R. H., Pereyra, M., Kin, A. y Sosa, A. (1993). Effects of cattle ingestion on viability and germination rate of caldén (*Prosopis caldenia*) seeds. *Journal of Range Management*, 46, 483-486.
- Perchemlides, K. A., Muir, P. S. y Hosten, P. E. (2008). Responses of Chaparral and Oak Woodland Plant Communities to Fuel-Reduction Thinning in Southwestern Oregon. *Rangeland Ecology & Management*, 61(1), 98-109.
- Plan Operativo Anual (POA) (2019). *Plan de Conservación Reserva Provincial Parque Luro. Áreas Protegidas*, Subsecretaría de Ambiente. Gobierno de La Pampa.
- Reemts, C. M. y Cimprich, D. A. (2014). Restoring early successional shrubland habitat for black-capped vireos using mechanical mastication. *Natural Areas Journal*, 34(4), 400-408
- Rollhauser, M. y Uhaldegaray, A. (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 (Tesina de Ingeniería Agronómica)*. Facultad de Agronomía, UNLPam.
- Schwilk, D. W., Keeley, J. E., Knapp, E. E., McIver, J., Bailey, J. D., Fettig, C. J., Fiedler, C. E., Harrod, R. J., Moghaddas, J. J., Outcalt, K. W., Skinner, C. N., Stephens, S. L., Waldrop, T. A., Yaussy, D. A. y Youngblood, A. (2009). The national Fire and Fire Surrogate study: effects of fuel reduction methods on forest vegetation structure and fuels. *Ecological Applications*, 19(2), 285-304.
- Soriano, A., Golluscio, R. A. y Satorre, E. (1987). *Spatial Heterogeneity of the Root System*

- of Grasses in the Patagonian Arid Steppe. Bulletin of the Torrey Botanical Club, 114(2), 103-108.
- Suárez, C. E., Estelrich, H. D., Morici, E. A. F., Ernst, R. D., Sawczuk, N., Pérez Payeras, M. y Parodi, N. (2018). Evaluación de la Vegetación en Renovales de *Prosopis caldenia* intervenidos con distintas técnicas de manejo. En V. Rusch, G. Caballé, S. Varela y J. P. Diez (Eds.), IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles (pp. 294-305). Entre Ríos: INTA.
- Walker, B. H., Ludwig, D., Holling, C. S. y Peterman, R. M. (1981). Stability of Semi-Arid Savanna Grazing Systems. Journal of Ecology, 69, 473-498.
- Whelan, R. J. (1995). The ecology of fire. Cambridge University Press.
- Wiegand, T. y Milton, S. J. (1996). Vegetation change in semiarid communities. Vegetatio, 125, 169-183.



## 7. APÉNDICE



**Foto 2.** Rebrote de molle (*S. fasciculatus*) encontrado en el sitio chipeado de la Reserva Provincial Parque Luro, 18 de julio de 2020.



**Foto 3.** Unidad de muestreo ubicada en el sitio chipeado dominada por quinoa (*C. album*), 8 de febrero de 2020.



**Foto 4.** Estado del sitio chipeado durante primavera, 30 de octubre de 2019.