

Efecto del fuego y el pastoreo sobre el reservorio de carbono de pastizales del Parque y Reserva Nacional Quebrada del Condorito en Córdoba, Argentina

Tesinista: María Cecilia Naval Fernández

Firma:

Director: Dr. Juan Pablo Argañaraz

Firma:

Codirectora: Dra. Laura Marisa Bellis

Firma:

Cátedra de Ecología
Carrera de Ciencias Biológicas
Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales
Universidad Nacional de Córdoba



Año 2019

Efecto del fuego y el pastoreo sobre el reservorio de carbono de pastizales del Parque y Reserva Nacional Quebrada del Condorito en Córdoba, Argentina

Tribunal Examinador:

Dra. Hebe Carreras

Firma:

Dra. Natalia Pérez Harguindeguy

Firma:

Dra. Romina C. Torres

Firma:

Calificación: _____

Fecha: _____

Índice

1. Resumen.....	4
2. Introducción.....	5
2.1. Objetivo general.....	9
2.1.1. Objetivos específicos.....	9
2.2. Hipótesis y predicciones.....	10
3. Materiales y métodos.....	10
3.1. Área de estudio.....	10
3.2. Estimación de la biomasa aérea de los pajonales.....	12
3.2.1. Pajonales finos.....	12
3.2.2. Pajonales gruesos.....	14
3.2.3. Análisis de datos de los pajonales.....	16
3.3. Reservorio de C y emisiones de CO ₂ por fuego de la biomasa aérea de pajonales finos y gruesos.....	16
4. Resultados.....	17
4.1. Estimación del reservorio de C de la biomasa aérea de los pajonales.....	17
4.1.1. Pajonales finos.....	17
4.1.2. Pajonales gruesos.....	19
4.2. Emisiones de CO ₂ por fuego en pajonales finos y gruesos.....	21
5. Discusión.....	23
5.1. Biomasa aérea y reservorio de C de los pajonales.....	23
5.1.1. Pajonales finos.....	24
5.1.2. Pajonales gruesos.....	25
5.2. Emisiones de CO ₂ por fuego en pajonales finos y gruesos.....	27
5.3. Implicancias de manejo	29
6. Conclusión.....	30
7. Agradecimientos.....	32
8. Referencias Bibliográficas.....	33
9. Anexos.....	41
9.1. Elaboración de la ecuación alométrica para la estimación de la biomasa aérea en pie de los pajonales gruesos.....	41
9.2. Biomasa aérea de los pajonales.....	42
9.3. Reservorio de carbono de los pajonales gruesos.....	44

Efecto del fuego y el pastoreo sobre el reservorio de carbono de pastizales del Parque y Reserva Nacional Quebrada del Condorito en Córdoba, Argentina

Palabras Claves: fuego, pastoreo, pajonales, biomasa vegetal aérea, reservorio de carbono, emisión de CO₂.

1. Resumen

Dado que la biomasa vegetal aérea constituye el compartimiento más visible de los reservorios de carbono de los ecosistemas terrestres, los cambios producidos en esta son importantes indicadores del impacto de la intervención humana, como el fuego y el pastoreo, en los beneficios relacionados al secuestro del carbono en la vegetación. El fuego y el pastoreo son disturbios importantes en ecosistemas de pastizales como el de Pampa de Achala en las Sierras de Córdoba, que afectan el reservorio de carbono al comportarse como consumidores alternativos de la vegetación. Los objetivos de este trabajo fueron: 1) analizar el efecto del fuego y el pastoreo sobre el reservorio de carbono de la biomasa aérea y 2) estimar las emisiones de CO₂ generadas por fuego (incendios y quemas prescritas) en los pajonales finos y gruesos el Parque y la Reserva Nacional Quebrada del Condorito. Para cumplir con estos objetivos se seleccionaron sitios con diferente historial de fuego y pastoreo y se determinó la biomasa de la vegetación en pie, de la broza y de la biomasa aérea total (en pie más broza) para luego estimar el reservorio de carbono de cada fracción de la vegetación y total. Además, se calcularon las emisiones de CO₂ generadas por fuego en dichos pajonales. Los resultados de este estudio evidenciaron que los pajonales finos y gruesos del Parque y la Reserva pueden llegar a almacenar hasta 28 Tn C ha⁻¹ en su biomasa aérea, o aproximadamente 1047200 Tn C en 37400 ha del área protegida. En los pajonales finos, el fuego provocó una mayor disminución del reservorio de C de la biomasa aérea total que el pastoreo en cargas ganaderas bajas-moderadas. Sin embargo, el pastoreo en cargas altas provocó una disminución del reservorio de C similar a la ocasionada por el fuego. El pastoreo bajo-moderado por sí sólo logró disminuir el reservorio de C de la biomasa aérea total en comparación a los sitios con exclusión ganadera. En el caso de los pajonales gruesos, el único disturbio determinante del reservorio de C de la biomasa aérea total fue el fuego, visto que el pastoreo bajo-moderado encontrado dentro del Parque no tuvo un efecto significativo sobre el reservorio por sí solo y tampoco presentó interacciones con el fuego. Entre los años 2009 y 2016 se emitieron, en total, 245,165 Gg de CO₂ en 7177 ha a partir de la quema de la biomasa aérea de pajonales. En los pajonales finos, los sitios con carga ganadera alta emitieron las menores cantidades de CO₂, mientras que los sitios con cargas ganaderas bajas-moderadas se diferenciaron de los sitios con exclusión, emitiendo el doble del carbono esperado por unidad de área. En el caso de los pajonales gruesos, los sitios con pastoreo bajo-moderado liberaron cantidades similares a los sitios con exclusión ganadera. Este estudio representa una importante contribución respecto a los efectos del fuego y el pastoreo

sobre el reservorio de carbono de la biomasa vegetal aérea en sistemas de pastizales de altura. También se destaca la relevante magnitud de emisiones de CO₂ por incendios en pastizales a nivel local. Además, se ha puesto en evidencia que la Pampa de Achala presenta una gran capacidad de almacenamiento de C en los pajonales, resaltando la potencialidad de la zona de convertirse en un importante sumidero de CO₂ de la región central Argentina.

2. Introducción

Dado que la biomasa vegetal aérea constituye el compartimiento más visible de los reservorios de carbono de los ecosistemas terrestres, los cambios producidos en ésta son importantes indicadores del impacto de la intervención humana en los beneficios relacionados al secuestro del carbono en la vegetación (Ravindranath & Ostwald, 2008). La biomasa vegetal constituye el principal medio de absorción de CO₂ de la atmósfera en ecosistemas terrestres (IPCC, 2006). Debido a esto, el secuestro de carbono en la biomasa ha recibido gran atención como una de las medidas impulsadas por la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático, cuyos principales objetivos son la reducción de emisiones y mejora de los sumideros de gases de efecto invernadero (Iglesias et al., 2012). El secuestro del carbono por medio del manejo de la biomasa vegetal es una herramienta importante al momento de aplicar acciones de mitigación frente al cambio climático (Zivkovic et al., 2013). Para implementar dicho secuestro, hace falta más información cuantitativa sobre el reservorio de carbono de los ecosistemas terrestres y de esta manera poder entender cómo las intervenciones humanas influyen e interactúan con el ciclo de carbono (van der Werf, 2010).

La creciente concentración de CO₂ en la atmósfera como resultado de las emisiones provenientes principalmente de la quema de combustibles fósiles y el cambio en el uso de la tierra, ha alcanzado niveles preocupantes a nivel global, constituyendo un incremento neto de 9 Gt C año⁻¹ al ciclo de carbono contemporáneo. El aumento de la concentración de este gas está relacionada con el cambio climático global, que se ha puesto de manifiesto, en los últimos tres decenios, con el aumento promedio de la temperatura de la atmósfera y los océanos, cambios en las precipitaciones, disminución de los volúmenes de hielo y nieve e incremento del nivel del mar (IPCC, 2014). Niveles altos de CO₂ atmosférico, particularmente superiores a 450 ppm, probablemente conduzcan a un aumento de la temperatura global por encima de los 2° C a finales del siglo XXI. Este calentamiento impactará directamente sobre el funcionamiento de los ecosistemas y sus servicios, y esto tendrá consecuencias importantes para las poblaciones humanas, afectando la salud, la seguridad alimentaria y la seguridad de las condiciones sociales (IPCC, 2014).

El fuego es un agente de disturbio natural de gran importancia en muchos ecosistemas terrestres a nivel mundial y cumple un rol ecológico clave en el modelado del paisaje (van der Werf et al., 2010). El fuego ocasiona una remoción directa de la biomasa vegetal (consumo tanto de material vivo como muerto)

(Bond & Keeley, 2005), afectando el reservorio de carbono en la misma y liberando CO₂ directamente a la atmósfera (Oliveras et al., 2014). La biomasa quemada por incendios naturales y antropogénicos es una fuente importante de emisiones de CO₂ a nivel global, liberando entre 1,8 y 3,3 Gt C año⁻¹ (equivalente al 6% de las emisiones de CO₂ producto de la quema de combustibles fósiles en 2014) (Mouillot et al., 2006; van der Werf et al., 2017).

En la actualidad, los regímenes de fuego se encuentran fuertemente influenciados por las actividades humanas en muchos ecosistemas (Pechony & Shindell, 2010), que muchas veces favorecen la ocurrencia y una mayor frecuencia de incendios (IPCC, 2006; Trollope y Trollope, 2010; Argañaraz et al., 2015). Las causas de esta alteración de los regímenes de fuego son tanto los incendios accidentales como los incendios intencionales con el objetivo de ocasionar daño o para la obtención de beneficios económicos para el hombre (como la conversión de bosques a tierras de cultivo y pastoreo), entre otras. Los incendios generados por el ser humano consumen anualmente millones de hectáreas a nivel mundial, no sólo incrementando las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) a la atmósfera, sino también poniendo en riesgo la vida de las personas y la propiedad privada (FAO, 2005; Bowman et al., 2009).

La herbivoría es un proceso ecológico que afecta a los ecosistemas a niveles que van desde la fisiología de las plantas individuales, a través de la dinámica poblacional y comunitaria, hasta los patrones del paisaje y el reciclado biogeoquímico. A consecuencia de lo anterior, la herbivoría es considerada un factor clave que afecta la composición de especies, la producción y el destino de la biomasa en muchos ecosistemas (Bond & Keeley, 2005; Fuhlendorf et al, 2008; Blair et al, 2014).

Los herbívoros, por ejemplo el ganado doméstico, remueven biomasa vegetal aérea a través del consumo directo o proceso de forrajeo (Borrelli y Oliva, 2001). El efecto del forrajeo será positivo o negativo para el rebrote y crecimiento de la vegetación dependiendo de la intensidad del pastoreo (Milchunas & Lauenroth, 1993; IPCC, 2006). En el corto plazo, se ve afectada la biomasa aérea, tanto de la vegetación en pie como de la broza (Qasim et al, 2017). El pastoreo moderado puede incrementar la biomasa de la vegetación a través del crecimiento compensatorio de las plantas, mientras que mayores intensidades de pastoreo pueden disminuir la biomasa de la vegetación (Noy-Meir, 1993). Como consecuencia de esto, la herbivoría también afectaría de forma relevante el reservorio de carbono aéreo de pastizales debido al consumo de la vegetación (van der Werf et al., 2010).

El fuego y el pastoreo son disturbios críticos en el desarrollo de los ecosistemas de pastizales (Fuhlendorf & Engle 2001). Bond y Keeley (2005) hablan de un paralelismo entre el fuego y la herbivoría como consumidores alternativos de la vegetación. El fuego se “alimenta” de moléculas orgánicas complejas, al igual que los herbívoros. Sin embargo, el fuego difiere de la herbivoría en el sentido de que no es selectivo, consumiendo tanto material vegetal vivo como muerto e independientemente de su calidad nutricional. En el corto plazo, la herbivoría en conjunto con el fuego pueden provocar una disminución de la vegetación aérea. En un primer momento, el fuego consume la biomasa aérea que encuentra a su paso. Este

consumo provoca un rebrote de la vegetación, el cual atrae al ganado, resultando en una suma de los efectos del fuego y del pastoreo. El ganado prefiere alimentarse de los brotes frescos que surgen en zonas recientemente quemadas, dado que concentran la mayor cantidad de nutrientes de los pastizales (Fuhlendorf & Engle, 2004; Granado-Sánchez et al., 2008).

Si bien la mayor parte del carbono almacenado en los ecosistemas de pastizales no se encuentra en la biomasa vegetal aérea sino en la biomasa subterránea de las raíces y en la materia orgánica del suelo (90%), la porción vegetal aérea no deja de ser relevante dado que constituye el compartimiento más sensible al fuego y a la herbivoría, los cuales afectan el ingreso de carbono en ese reservorio subterráneo (IPCC, 2006). Se conoce que, del total de emisiones de carbono por incendios de la vegetación a nivel global, las correspondientes a pastizales y sabanas contribuyen con el 43%. En cambio, las emisiones debidas a incendios en bosques (templados, boreales, bosques bajos y abiertos) fisonomía que ha recibido mayor atención en las acciones de mitigación del cambio climático, contribuyen con el 30% (van der Werf et al., 2010). El impacto del ganado doméstico sobre el reservorio de carbono ha sido menos estudiado que el del fuego, aún cuando el cambio en el uso de la tierra es un componente clave del cambio climático y la ganadería doméstica, la forma más extensiva de uso de la tierra a nivel global (IPCC, 2007).

La creación de áreas protegidas constituye una estrategia fundamental para la conservación de la diversidad biológica y cultural y proporcionan bienes y servicios ecosistémicos esenciales para la sociedad y la vida en general (UICN, 1994). Además, las áreas protegidas cumplen un rol sustancial en la obtención de datos de referencia respecto a numerosos parámetros biológicos, entre los cuales se encuentra el secuestro de carbono en la vegetación. Esto se debe a que, al mantener su estructura y función poco afectada por la acción humana, sirven de sitios de referencia para comparar con los parámetros de ecosistemas modificados por el hombre (Stab y Henle, 2009; Iglesias et al, 2012; Zivkovic et al, 2013).

El Parque y la Reserva Nacional Quebrada del Condorito (Parque y Reserva), ubicados en las Sierras Grandes de la Provincia de Córdoba, son lugares de gran relevancia en términos de preservación de la biodiversidad y los recursos hídricos. Esto último se debe a que la planicie de altura Pampa de Achala, localizada a 2150 m en la región, obra de cabecera de cuenca de importantes cursos de agua (Pucheta et al., 1998) que abastecen al 70% de los habitantes de la Provincia de Córdoba (Morandini, 2011). Los pajonales constituyen la vegetación dominante del lugar (66% de la superficie del área de Parque y Reserva; Argañaraz et al., datos sin publicar), y dentro de ellos se pueden distinguir los pajonales finos, con gramíneas de crecimiento en mata de hoja fina, *Deyeuxia hieronymi* o *Festuca spp*, que dominan según la altitud y posición topográfica y los pajonales gruesos, en donde predomina *Poa stuckertii*, gramínea de crecimiento en mata de hoja ancha (APN, 2004; Cingolani et al., 2004).

La zona en donde se localizan el Parque y la Reserva posee un historial de pastoreo doméstico, acompañado de fuegos antrópicos, de 4 siglos (Díaz et al., 1994; Cingolani et al., 2008). Se hipotetiza que este uso extinguió localmente a los grandes herbívoros nativos de la región (*Lama guanicoe* y probablemente

Rhea americana). Además, la acción del pastoreo doméstico, sumada al uso del fuego como práctica de manejo de los pastizales para favorecer su rebrote, ocasionó procesos erosivos, reducción de la cobertura vegetal y retracción de algunos bosques (Díaz et al. 1994; Renison et al. 2006; Cingolani et al. 2008; Cingolani et al. 2013). Al crearse el Parque, el ganado doméstico fue excluido en gran parte de su extensión y el fuego suprimido a fin de evitar la degradación del suelo por la erosión, favoreciendo la recuperación de la cobertura vegetal del área protegida (pastizales, matorrales y bosques). Sin embargo, probablemente debido a la larga historia evolutiva de herbivoría de la zona (Cingolani et al., 2005), la exclusión del ganado ocasionó un rápido avance de los pajonales dominados por *P. stuckertii* sobre los céspedes de pastoreo de alta diversidad, homogeneizando el paisaje (Cingolani et al., 2003; 2008; 2010). Esto trajo aparejado un aumento significativo de la biomasa vegetal seca potencialmente combustible que favoreció la ocurrencia de incendios de gran extensión, los más grandes observados por encima de los 1700 m (Jaacks, 2014; J.P. Argañaraz, comunicación personal).

Como la intención de abordar el problema de la acumulación de combustible, se reintrodujo al ganado doméstico y herbívoros nativos (guanacos) en algunas zonas del parque, con cargas ganaderas bajas a moderadas (<0,23 Unidades ganaderas (UG)/ha) para minimizar la erosión del suelo por pisoteo excesivo. Si bien se lograron evitar los procesos erosivos, el pastoreo bajo-moderado no fue suficiente para frenar el avance de *P. stuckertii* por sobre otras especies del pastizal (Cingolani et al., 2013; 2014). En cambio en el área de Reserva, donde las cargas ganaderas son generalmente altas (>0,34 UG/ha) y se generan fuegos ilegales, sí se observa un mantenimiento de los céspedes de pastoreo. Sin embargo, en estas situaciones, existe disminución de la cobertura de bosques y expansión de roca desnuda, consecuencia de la erosión del suelo (Cingolani et al., 2013). El fuego es usado en las zonas de Reserva durante la estación seca (julio-diciembre) como una estrategia de manejo para estimular el rebrote de los pastizales que alimentan al ganado. Dicha estación es la época de mayor riesgo de propagación de incendios antrópicos ilegales en la zona debido a la cantidad de combustible que se acumula y a las altas temperaturas y baja humedad ambiente (Argañaraz et al., 2015). En muchos casos, estos fuegos ilegales se escapan de control y se producen grandes incendios (Cingolani et al., 2013; Jaacks, 2014). Un caso destacable de fuego intencional ilegal, aunque sin fines ganaderos, que se escapó de control fue el incendio ocurrido en agosto de 2015, que llegó a consumir aproximadamente 8.000 ha del Parque y Reserva (Morosini, 2015; Argañaraz, datos sin publicar).

Hasta hace pocos años no se conocía la existencia de otro tipo de incendios que no fuese de origen humano en la región. Los estudios previos a la creación del Parque no daban cuenta de la existencia de fuegos naturales, visto que las bajas cargas de combustible de los céspedes de pastoreo (antrópicos) no propiciaban la ignición. Sin embargo la acumulación de combustible luego de la creación del Parque posibilitó la ocurrencia de incendios naturales generados por tormentas eléctricas en la salida de la estación seca (final de la primavera), aún dentro de la temporada crítica de riesgo de propagación incendios, cuando los pajonales todavía presentan el 90% de biomasa seca. Las descargas eléctricas no siempre son sucedidas

por lluvias sino apenas por algunas ligeras precipitaciones, las cuales no mojan la broza, perdurando fuegos subsuperficiales (Jaacks, 2013). Es así que la ocurrencia de incendios naturales se transformó en una preocupación cada vez más importante para el Parque, teniendo en cuenta el riesgo futuro debido a la gran acumulación de biomasa (la cual no podía ser controlada con el ganado, salvo en cargas que significaran la erosión del suelo). En este contexto, a partir de 2013 se empieza a estudiar la implementación de quemas prescriptas en la época de lluvias para establecer zonas cortafuego y disminuir el riesgo de propagación de incendios de los pastizales, teniendo la precaución de no ocasionar la erosión del suelo. Además estas quemas permiten observar el efecto del fuego sobre otros componentes del sistema, tales como la fauna y los suelos (Jaacks, 2013; 2014; 2015).

Debido a su condición de área protegida, la gran representatividad de pastizales y su variado historial de fuegos y pastoreo, el Parque junto a la Reserva representan un lugar clave para llevar a cabo estudios relacionados al efecto del fuego y el pastoreo en el balance de carbono. Pucheta et al. (1998; 2004) han estimado la cantidad de biomasa aérea de pastizales en Pampa de Achala, encontrando valores entre 1960 y 50000 kg/ha en sitios pastoreados y distintos tiempos de exclusión ganadera. Sin embargo, estos estudios fueron realizados en un área acotada de la Pampa de Achala, por lo que sería necesario realizar un muestreo más exhaustivo para obtener datos más representativos del área y que reflejen la variabilidad de la región. De esta manera, se podría lograr un mejor entendimiento de: i) la capacidad de almacenamiento de carbono del sistema de pastizales de Pampa de Achala; ii) los efectos del manejo del carbono de la biomasa vegetal aérea a través del fuego y el pastoreo como posibles estrategias de mitigación de emisiones de CO₂; iii) y las emisiones de CO₂ por incendios a nivel local para así comprender su magnitud respecto al inventario nacional de GEI.

2.1. Objetivo general:

Evaluar el efecto de los disturbios fuego y el pastoreo en el ciclo de carbono de la biomasa vegetal aérea de los pastizales de las Sierras Grandes de la Provincia de Córdoba.

2.1.1. Objetivos específicos:

1. Analizar el efecto del fuego y el pastoreo sobre el reservorio de carbono de la biomasa vegetal aérea de los pajonales finos y gruesos del Parque y la Reserva a partir de mediciones de campo en sitios con diferente historia de disturbio.
2. Estimar las emisiones de CO₂ generadas por fuego (incendios y quemas prescriptas) entre 1999 y 2016 en los pajonales del Parque y la Reserva.

2.2. Hipótesis y predicciones:

Hipótesis 1: El fuego, al hacer un consumo no selectivo y de gran magnitud de la vegetación., disminuirá en mayor medida el reservorio de carbono aéreo de los pajonales que el ganado, que hace un consumo selectivo y de menor magnitud.

Predicción 1: El reservorio de carbono de la biomasa aérea será menor en los sitios quemados que en los sitios pastoreados.

Hipótesis 2: Las cargas ganaderas bajas a moderadas utilizadas dentro del Parque no son lo suficientemente efectivas para disminuir la biomasa aérea respecto de los sitios con exclusión ganadera, a diferencia de lo que ocurre con las cargas ganaderas altas observadas en la Reserva.

Predicción 2: El reservorio de carbono de la biomasa aérea de los sitios pastoreados con cargas altas será menor que el de sitios con cargas bajas a moderadas y de sitios con exclusión, mientras que estos dos últimos presentarán reservorios similares.

Predicción 3: Los sitios con el efecto combinado de fuego y pastoreo bajo moderado presentarán un similar reservorio de carbono que los sitios con sólo el disturbio fuego.

Predicción 4: Dada la relación existente entre la cantidad de biomasa aérea, el reservorio de carbono y las emisiones de CO₂ por fuego, se predice que las emisiones de CO₂ hacia la atmósfera por unidad de área quemada en sitios con cargas ganaderas altas serán menores que las de sitios con exclusión ganadera o con cargas ganaderas bajas a moderadas.

3. Materiales y métodos

3.1. Área de estudio

El estudio se desarrolló en el Parque y la Reserva Nacional Quebrada del Condorito (37344 ha en total), localizados en las Sierras Grandes de la Provincia de Córdoba (31°34'S, 64°50'W, 1700-2800 m.s.n.m) (Figura 1). La región se caracteriza por poseer un clima templado-frío y húmedo, con una temperatura media anual de 12,4 °C (Colladon, 2004), mínimas absolutas de -15°C, precipitación media anual que oscila entre los 800 y 900 mm y lluvias concentradas en los meses más cálidos, entre octubre y abril (Cabido et al., 1998; Colladon y Pazos, 2014). Sin embargo, la época de lluvias se puede retrasar hasta noviembre en años extremadamente secos. Las lluvias se presentan en forma de tormenta en la zona, especialmente a la salida de la estación seca y durante el verano. La ocurrencia de incendios naturales por rayos en el comienzo de la estación lluviosa es un fenómeno habitual de la zona (Jaacks, 2014).

La fisonomía del Parque y la Reserva se encuentra caracterizada por parches de pastizales, céspedes de

pastoreo, afloramientos de granito, bosques de tabaquillo (*Polylepis australis*) y áreas erosionadas con roca expuesta (APN, 2004; Cingolani et al., 2004; 2013). La vegetación se clasifica dentro de los bosques y arbustales sub-andinos de *Polylepis australis-Deyeuxia hieronymi*, pertenecientes al Chaco Montano y Espinal (Cabido et al., 2018). Se presenta como una sabana de tipo parque con herbáceas dominadas por gramíneas del Pastizal de Stipea y Festucea que en ocasiones forman mosaicos con los bosques de *P. australis* (Oyarzabal et al., 2018).

La vegetación es, al menos en parte, el resultado de la perturbación a largo plazo del pastoreo en cargas altas y el fuego antrópico asociado (Cingolani et al., 2013; 2014). El pastoreo y el fuego asociado reducen el tamaño y aumentan la mortalidad de *P. australis*, provocando una reducción de la cobertura boscosa, promoviendo su reemplazo por matorrales, pastizales y parches de césped y zonas de roca expuesta (Teich et al., 2005; Cingolani et al., 2008; Giorgis et al., 2010; Renison et al., 2010). En lugares donde la presión perturbación de pastoreo y fuego sigue siendo alta, los bosques se encuentran restringidos en el fondo de quebradas, protegidos de dicha presión. Si en dichos lugares hubo una exclusión recientemente las prácticas de pastoreo e incendio, se observa una lenta recuperación de los bosques (Teich et al., 2005; Giorgis et al., 2010).

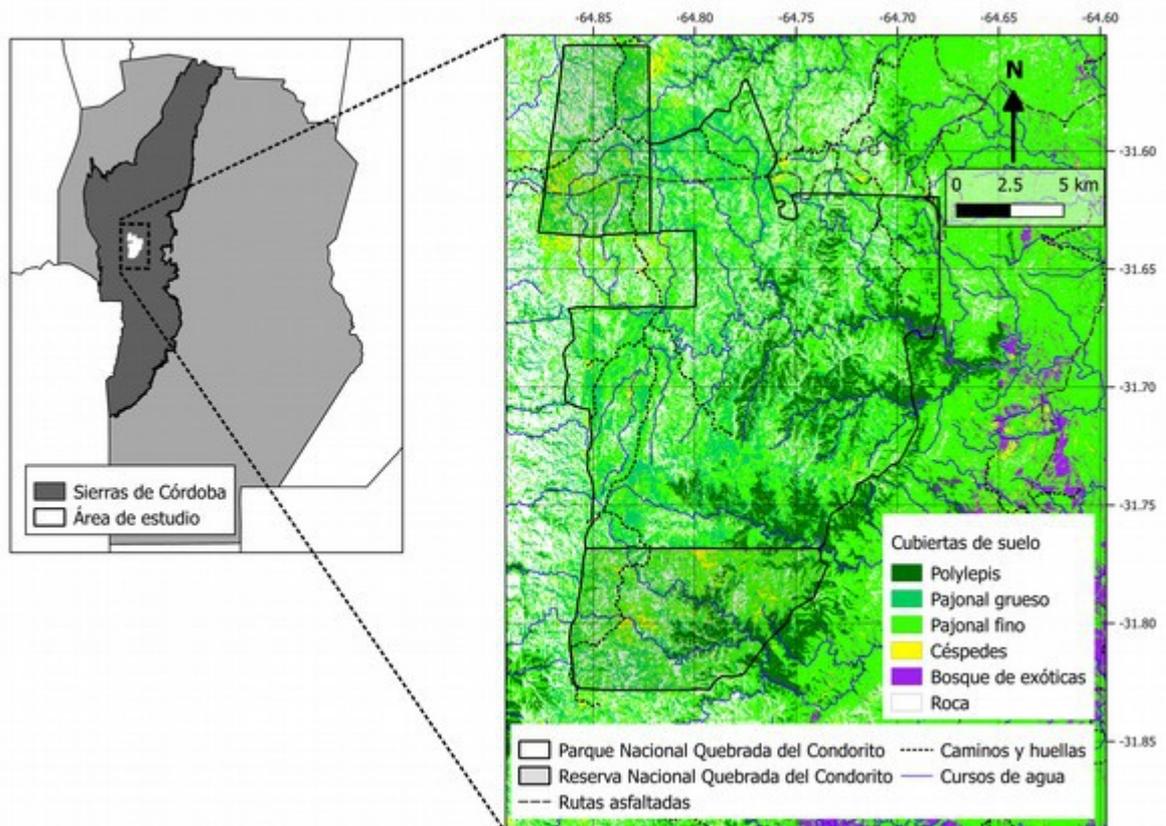


Figura 1. Localización del área de estudio en las Sierras de Córdoba dentro de la provincia de Córdoba (izq.).

Delimitación de Parque y la Reserva Nacional Quebrada del Condorito con las diferentes cubiertas de suelo (der.).

3.2. Estimación de la biomasa aérea de los pajonales

Para la determinación de la biomasa aérea se subdividieron a los pajonales en 2 tipos tomando como referencia las unidades de vegetación descritas por Cingolani et al. (2004): pajonal fino y pajonal grueso (Figura 2). Es importante señalar que se tomaron sólo éstas dos unidades debido a que poseen la mayor extensión (66%) dentro del área de estudio (Argañaraz et al., datos sin publicar) y a que se queman con mayor frecuencia (Argañaraz et al., 2015). Ésta mayor frecuencia de quema ocurre debido a que sobre estos pajonales, en particular sobre los pajonales gruesos, el ganado no ingresa a alimentarse, por lo que sólo si son abiertos mediante el uso del fuego, son aprovechables con fines ganaderos (Cingolani et al., 2013). La alta frecuencia de fuego también tiene que ver con que son más inflamables en comparación con las especies leñosas arbustivas y arbóreas (Jaureguiberry et al., 2011; Argañaraz et al., 2016) y con los céspedes de pastoreo (quienes presentan menor proporción de biomasa seca combustible que los pajonales; Jaacks, 2014; Pucheta et al. 2004). Las mediciones y colectas a campo se realizaron durante la temporada de incendios de las Sierras Grandes (junio-diciembre).

3.2.1. Pajonales finos

Se seleccionaron 40 sitios con distintos usos de suelo (exclusión ganadera, pastoreo bajo-moderado y pastoreo alto) y con distinta historia de incendios (no quemado y quemado en el incendio de 2015): 8 sitios no quemados y con exclusión ganadera, 8 sitios no quemados y con pastoreo bajo-moderado, 8 sitios no quemados y con pastoreo alto, 8 sitios quemados y con exclusión ganadera, y 8 sitios quemados y con pastoreo bajo-moderado (Figura 2). En cada uno de los sitios seleccionados se instalaron 4 cuadratas (submuestras) de 0,25 m² orientadas hacia cada punto cardinal (N, S, E y O; Figura 3 A) y se recolectó por separado la fracción vegetación en pie (cortada al ras del suelo) y la fracción broza. Todo el material recolectado se llevó al laboratorio y se secó en estufa a 75°C, hasta alcanzar peso constante (t'Mannetje, 2000). El valor de materia seca de cada sitio, expresada como kilogramos de materia seca por hectárea, se calculó promediando el peso seco de las cuatro submuestras de cada fracción y, a partir de la suma de ambas fracciones, se obtuvo la biomasa aérea total.

A



B



C



D

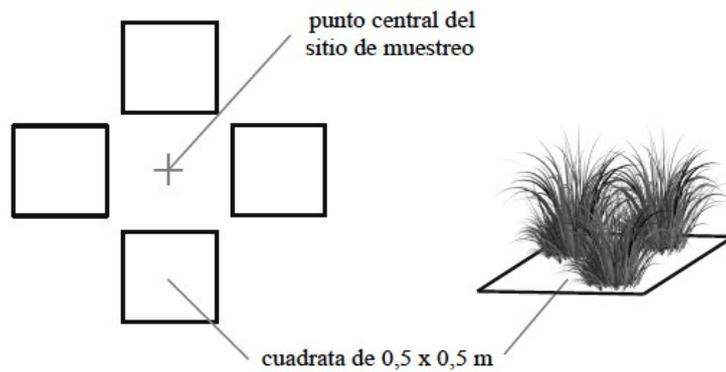


E



Figura 2. Pajonales finos del Parque y la Reserva Quebrada del Condorito con diferente historia de disturbio: no quemado-exclusión ganadera (A), no quemado-pastoreo bajo-moderado (B), no quemado – pastoreo alto (C), quemado-exclusión ganadera (D), quemado-pastoreo bajo-moderado (E).

A



B

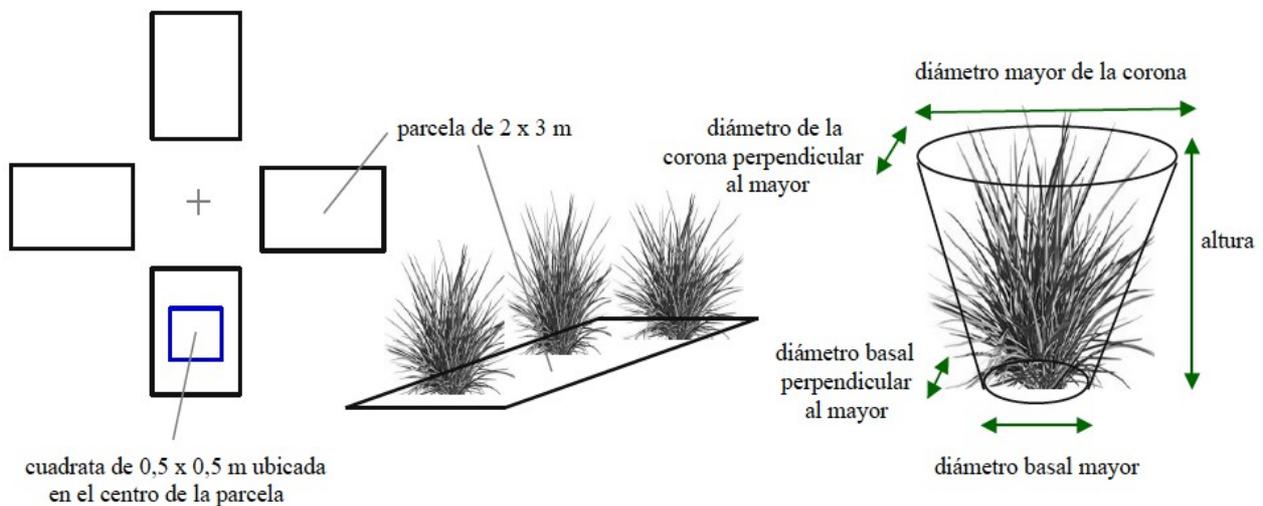


Figura 3. Diseño de muestreo en cada sitio. A: disposición de las 4 cuadratas en los puntos de pajonal fino. B: disposición de las 4 parcelas en los puntos de pajonal grueso; se incluyen las mediciones que se realizaron sobre individuos de *P. stuckertii*. Las distancias en la figura no están en escala para facilitar la visualización de cada una de las partes que conforman el sitio de muestreo.

3.2.2. Pajonales gruesos

Se seleccionaron 32 sitios con distintos usos de suelo (exclusión y pastoreo) y diferente historia de incendios (no quemado y quemado en los incendios de 2013 y 2015): 8 sitios no quemados y con exclusión ganadera, 8 sitios no quemados y pastoreados, 8 sitios quemados y con exclusión ganadera, y 8 sitios quemados y pastoreados (Figura 4). Debido al tamaño de los individuos de *P. stuckertii* y estructura de la comunidad resultaba complicado utilizar el método de corte, secado y pesado para cada sitio. Es por ello que se optó por estimar la biomasa aérea de los individuos de *P. stuckertii* utilizando una ecuación alométrica ajustada para tal fin, incluyendo 5 variables medidas a campo: diámetro basal mayor, diámetro basal perpendicular al mayor, diámetro mayor de la corona, diámetro de la corona perpendicular al mayor y altura

de los individuos (Johnson et al., 1988; Anexo 9.1).

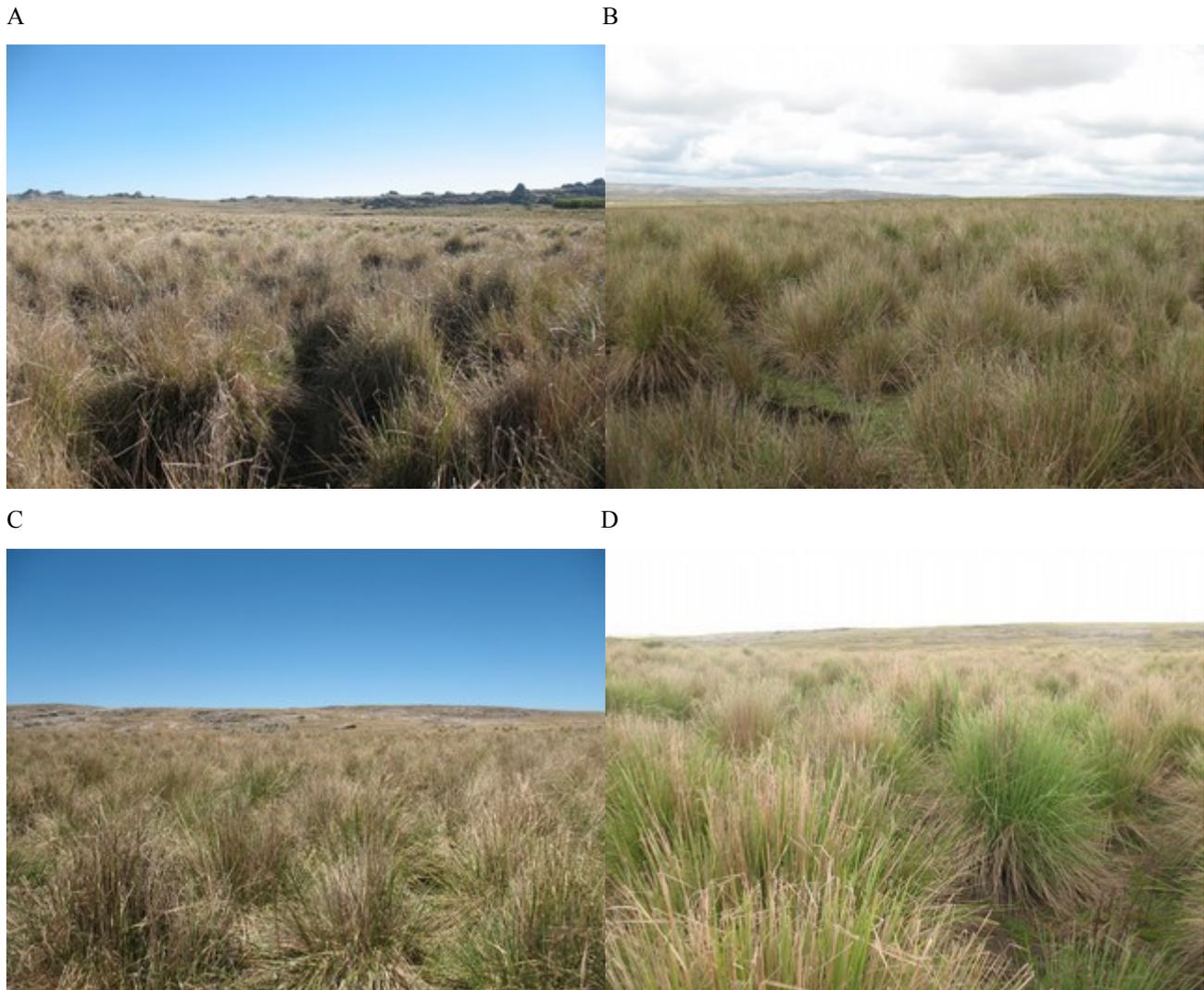


Figura 4. Pajonales gruesos del Parque y la Reserva Quebrada del Condorito con diferente historia de disturbio: no quemado - exclusión ganadera (A), no quemados – pastoreo (B), quemado - exclusión ganadera (C), quemado – pastoreo (D) (Figura 4).

Para estimar la biomasa aérea en cada uno de los 32 sitios, se establecieron 4 parcelas (submuestras) de 6 m² (orientadas hacia cada punto cardinal) donde se midieron las variables mencionadas anteriormente de cada individuo de *P. stuckertii* encontrado dentro de cada parcela. Asimismo, se colocó una cuadrata de 0,25 m² en el centro de la parcela donde se recolectó, por separado, la broza y el material vegetal en pie distinto de *P. Stuckertii* (Figura 3 B). De igual manera que con el pajonal fino, el material recolectado se llevó para secar en estufa. La biomasa en pie de cada parcela se obtuvo sumando los pesos secos de cada individuo de *Poa* (estimados a partir de la ecuación alométrica) y la vegetación en pie distinta de *Poa* recolectada dentro de la cuadrata. A los valores obtenidos de biomasa en pie (materia seca) se les sumó la biomasa promedio de

la broza para de esta manera obtener la biomasa aérea promedio total, de cada sitio.

3.2.3 Análisis de datos de los pajonales

Para los pajonales finos se debió recurrir a un análisis de la varianza (ANAVA) a un factor, combinando los factores fuego y pastoreo en una misma columna a causa de la ausencia del tratamiento quemado-pastoreo alto; y pruebas *a posteriori* DCG (Di Rienzo et al., 2002) para comparar el reservorio de C de la biomasa aérea total y fraccionada en vegetación en pie y broza entre los diferentes tratamientos: no quemado – exclusión, no quemado – pastoreo bajo-moderado, no quemado – pastoreo alto, quemado – exclusión, quemado – pastoreo bajo-moderado. En el caso de los pajonales gruesos se realizó un análisis de la varianza (ANAVA) a dos factores así como pruebas DGC (Di Rienzo et al., 2002) para comparar el reservorio de C de la biomasa aérea total y fraccionada en vegetación en pie y broza entre los diferentes tratamientos: no quemado – exclusión, no quemado – pastoreo, quemado – exclusión y quemado – pastoreo.

Se comprobaron los supuestos de normalidad de los errores y homogeneidad de varianzas mediante pruebas de normalidad de Shapiro-Wilks y de Levene, respectivamente. Se transformaron las variables respuestas (reservorio de C de la vegetación en pie, broza y biomasa aérea total) a raíz cuadrada para lograr el cumplimiento de los supuestos; en el caso de su incumplimiento se utilizó el análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis. Los análisis fueron realizados con un nivel de significancia del 0,05 en Infostat (Di Rienzo et al., 2017) y R (versión 3.4.0, 2017).

3.3. Reservorio de C y emisiones de CO₂ por fuego de la biomasa aérea de pajonales finos y gruesos

Para estimar el reservorio de carbono de la biomasa aérea (reservorio de C, de aquí en adelante), se asumió que el C representaba el 50 % de la biomasa, según lo indica la bibliografía (Zivkovic et al., 2013). Para estimar las emisiones de CO₂ derivadas de incendios se utilizó la ecuación:

$$\text{Emisión}_{CO_2} = A * B * CE * e_{CO_2}$$

donde “A” se refiere al área quemada, “B” es la carga de combustible (masa de biomasa vegetal aérea por unidad de área), “CE” es la eficiencia de combustión (o fracción de biomasa de combustible quemada) y “ e_{CO_2} ” es el factor de emisión para el CO₂ (cantidad del CO₂ liberado por cantidad de combustible seco consumido, expresado en g Kg⁻¹) (Seiler y Crutzen, 1980; Wiedinmyer et al., 2006).

La superficie quemada “A” se obtuvo a partir de una base de datos de incendios que fue elaborada a partir de imágenes Landsat TM, ETM+ y OLI (30 m de resolución espacial) del período 1999-2016 (Argañaraz et al., 2015; Argañaraz et al., datos sin publicar). El tipo de vegetación quemada (pajonal fino o

grosso) se obtuvo a partir de un mapa de cubiertas de suelo elaborado con imágenes satelitales SPOT 6 (6 m de resolución espacial) adquiridas el 17 de mayo de 2015 y el 16 de marzo de 2017 empleando el software ENVI 4.8 (Argañaraz et al., datos sin publicar). La carga de combustible de cada cubierta vegetal “B” se desprendió de la sección 2.2. titulada “Estimación de la biomasa aérea de los pajonales” teniendo en cuenta el uso del suelo (exclusión ganadera o pastoreo); los valores de eficiencia de combustión “CE” usados para los pajonales finos y gruesos fueron 0,967 y 0,686, respectivamente, y se tomaron del informe de quemas prescriptas del año 2013 dirigidas por Germán Jaacks (2014); y el factor de emisión de CO₂ “e_{CO2}” usado fue de 1646 g/kg, tomado del trabajo de van der Werf et al. (2010).

4. Resultados

4.1. Estimación del reservorio de C de la biomasa aérea de los pajonales

Se reportarán sólo los resultados del reservorio de C, dado que este representa el 50% de la biomasa aérea de los pajonales. Los resultados de la biomasa aérea se pueden encontrar en la sección “7. Anexos”, pudiéndose aplicarles descripciones e interpretaciones similares a las expuestas más adelante para el reservorio de C.

4.1.1. Pajonales finos

El reservorio de C de la biomasa aérea total (vegetación en pie + broza) se encontró comprendido en un intervalo entre 1000 y 24000 kg ha⁻¹. Los sitios quemados, tanto con presencia como con ausencia de ganado, y los sitios no quemados con pastoreo alto presentaron el menor reservorio de carbono aéreo (3000 - 4700 kg C ha⁻¹) (Figura 5). En estos tratamientos, la mayor parte del reservorio de C estuvo representado por el C de la vegetación en pie, oscilando entre 60% (sitios no quemados con pastoreo alto) y 87% (sitios quemados) (Figura 6). Mientras que los sitios no quemados con pastoreo bajo-moderado presentaron valores intermedios de C (7475 kg C ha⁻¹) y los sitios quemados con exclusión ganadera fueron los que tuvieron el mayor reservorio de C (14200 kg C ha⁻¹) (Figura 5). Estos últimos dos patrones se debieron principalmente a lo que se observó en el reservorio de C de la broza, quien pasó de aportar un 40% del C de la biomasa aérea total en los sitios no quemados con pastoreo bajo moderado a un 64% en los sitios no quemados con exclusión ganadera (Figura 6). De acuerdo a estos resultados, el efecto del fuego en conjunto con el pastoreo bajo moderado fue similar al efecto individual del fuego y del pastoreo con cargas altas. En cambio, el efecto individual del pastoreo bajo-moderado se diferenció de los anteriores (menor remoción de C) y de la ausencia de ambos disturbios (Figura 5).

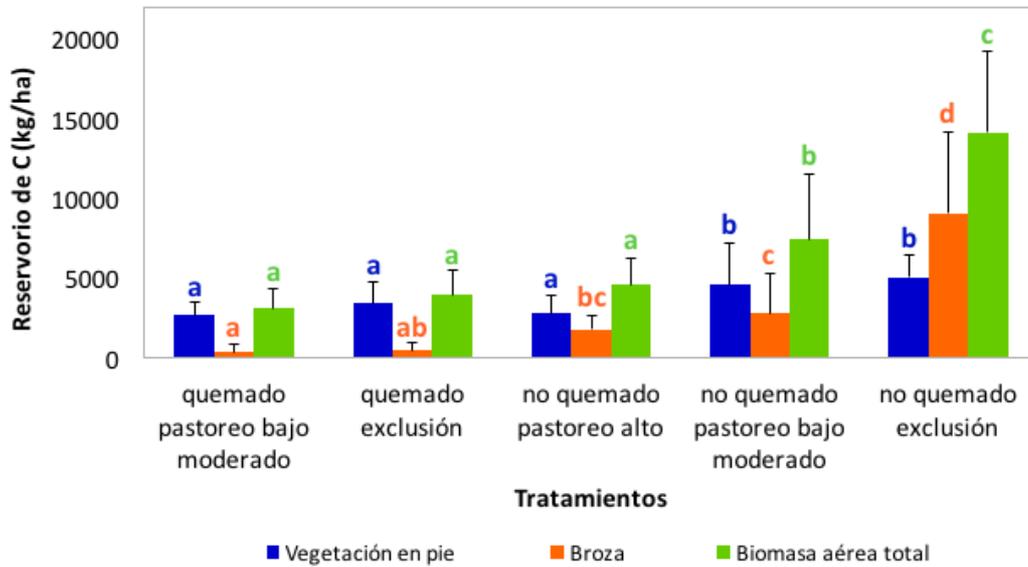


Figura 5. Reservorio de C (kg ha^{-1}) de la vegetación en pie, la broza y la biomasa aérea total (vegetación en pie + broza) en pajonales finos del Parque y la Reserva Nacional Quebrada del Condorito para las diferentes combinaciones de tratamientos de fuego y pastoreo. Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) (ANAVA de vegetación en pie y biomasa aérea total con $p\text{-valor}=0,0276$ y $<0,0001$, respectivamente; Kruskal Wallis de broza con $H=24,24$ y $p=0,0001$).

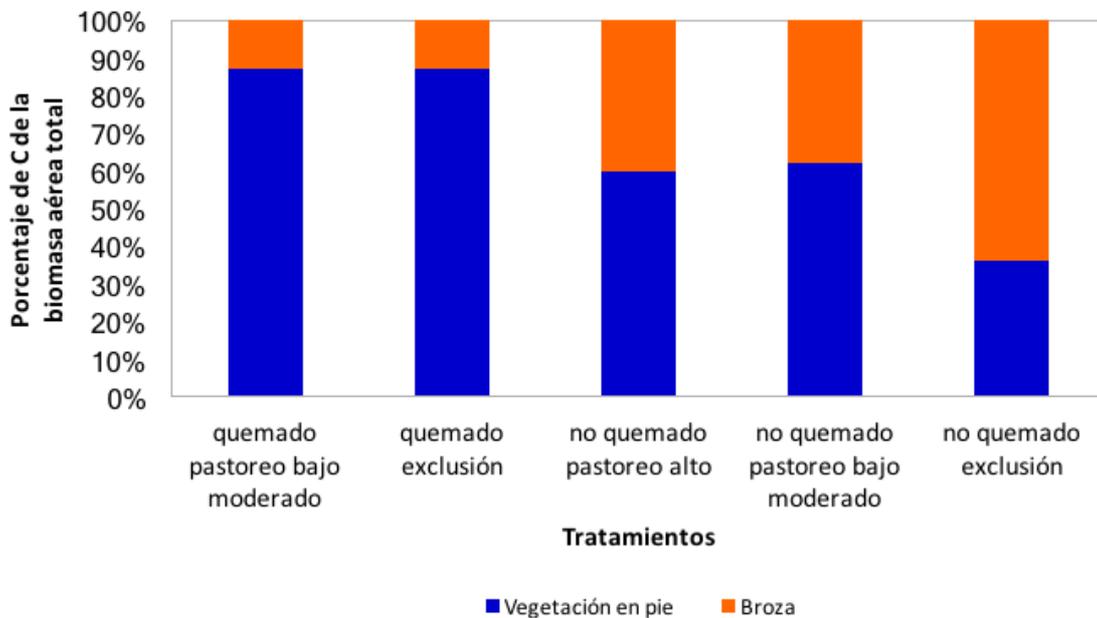


Figura 6. Porcentaje de C de las fracciones vegetación en pie y broza en la biomasa aérea total de los pajonales finos del Parque y la Reserva Quebrada del Condorito para las diferentes combinaciones de tratamientos de fuego y pastoreo.

El reservorio de C de la vegetación en pie osciló entre valores de 1000 y 9000 kg ha⁻¹. Los sitios quemados, tanto aquellos con pastoreo bajo moderado, como en los que se excluyó el ganado, y los sitios no quemados con pastoreo alto fueron los que presentaron el menor reservorio de C (2500 - 3500 kg C ha⁻¹). En cambio, los sitios no quemados con pastoreo bajo moderado y los sitios no quemados con exclusión presentaron los mayores reservorio de C de la vegetación en pie (4637 kg C ha⁻¹ y 5100 kg C ha⁻¹, respectivamente). Estos resultados estarían indicando que el efecto de ambos disturbios fue similar al efecto individual del fuego y del pastoreo en cargas altas. En cambio, el efecto individual del pastoreo bajo-moderado fue menor que los anteriores (menor remoción de carbono), asemejándose a los sitios no disturbados (Figura 5).

El reservorio de C de la broza presentó valores entre 0 y 18000 kg ha⁻¹. El menor reservorio de C se observó en los sitios quemados, tantos pastoreados como con exclusión ganadera (400 - 500 kg C ha⁻¹), mientras que los sitios no quemados con pastoreo bajo-moderado presentaron un valor más alto (2837 kg C ha⁻¹) y los sitios no quemados con exclusión exhibieron el valor máximo de C de los reservorios (9100 kg C ha⁻¹). Por su parte, los sitios quemados con exclusión ganadera y no quemados con pastoreo alto presentaron valores intermedios de C (500 - 2000 kg C ha⁻¹). Estos resultados indicarían que: el efecto del fuego en combinación con el pastoreo bajo moderado fue similar al efecto individual del fuego; el efecto individual del fuego fue similar al efecto individual del pastoreo en cargas altas; y que el efecto individual de ambas cargas ganaderas (baja-moderada y alta) fue similar, aunque sí se diferenciaron de la de la ausencia de disturbios (Figura 5).

4.1.2. Pajonales gruesos

A diferencia de lo encontrado para los pajonales finos, el pastoreo no tuvo un efecto significativo en el reservorio de C de la biomasa aérea total (y de sus componentes, vegetación en pie y broza) de los pajonales gruesos (Anexo 9.2.). Es por ello que la presentación de los siguientes resultados se hizo discriminando solamente dos tratamientos: quemado y no quemado (en ambos casos, incluyendo tanto sitios pastoreados como con exclusión ganadera).

El reservorio de C de la biomasa aérea total se encontró comprendido en un intervalo entre 8000 y 28000 kg C ha⁻¹. Los sitios quemados presentaron 40% menos C que los sitios no quemados (11164 kg C ha⁻¹ y 18785 kg C ha⁻¹, respectivamente), evidenciando una influencia marcada del fuego sobre el reservorio de C de la biomasa aérea total (Figura 7). Este patrón se debió fundamentalmente a lo que se observó en el reservorio de C de la broza, quien pasó de aportar el 4% del C de la biomasa aérea total en los sitios quemados a un 35% en los sitios no quemados (Figura 8).

El reservorio de C de la vegetación en pie osciló entre valores de 7000 y 21000 kg C ha⁻¹. Los sitios quemados presentaron un reservorio de C similar al de los sitios no quemados (10712 kg C ha⁻¹ y 12300 kg C

ha⁻¹, respectivamente; Figura 7). El reservorio de C de la broza presentó valores contenidos dentro de un rango de 0 a 12000 kg C ha⁻¹. Los sitios quemados presentaron 14 veces menos C que los sitios no quemados (452 kg C ha⁻¹ y 6486 kg C ha⁻¹, respectivamente; Figura 7).

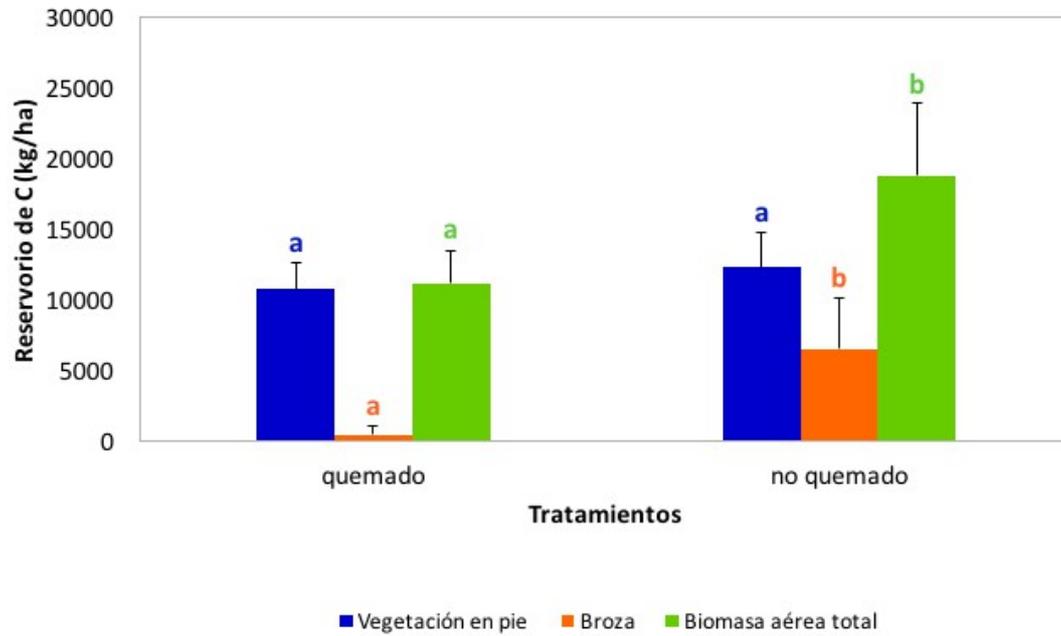


Figura 7. Reservorio de C (kg ha⁻¹) de la vegetación en pie , la broza y la biomasa aérea total (vegetación en pie + broza) en pajonales gruesos del Parque y la Reserva Quebrada del Condorito para los tratamientos de fuego. Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) (ANAVA de broza y biomasa aérea total con $p\text{-valor} = <0,0001$).

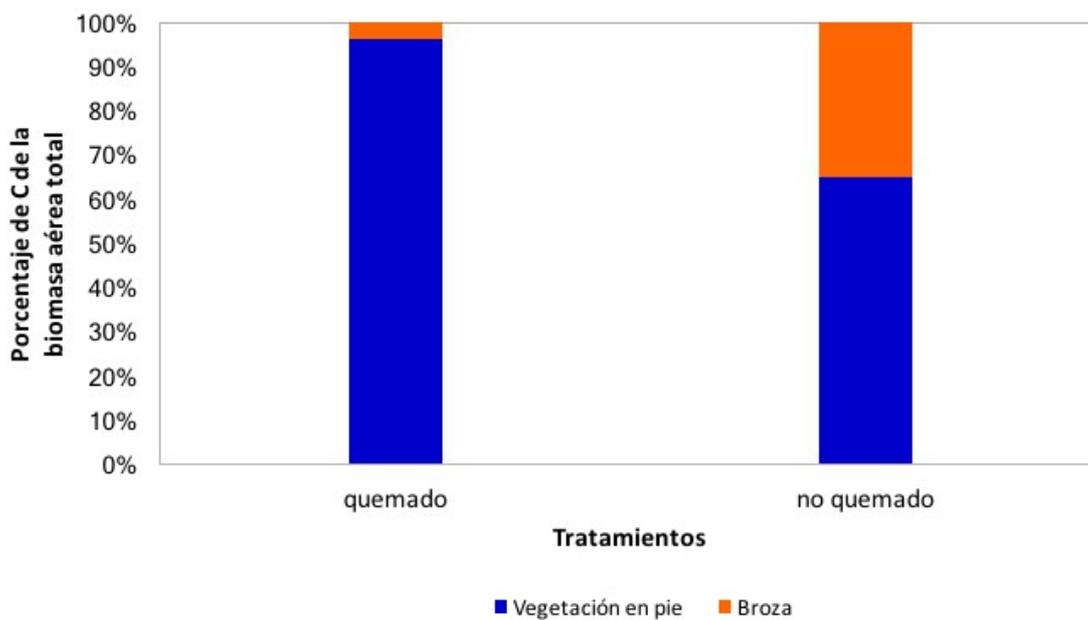


Figura 8. Porcentaje de C de las fracciones vegetación en pie y broza en la biomasa aérea total de los pajonales gruesos

del Parque y la Reserva Nacional Quebrada del Condorito para los diferentes tratamientos de fuego.

4.2. Emisiones de CO₂ por fuego en pajonales finos y gruesos

En el período comprendido entre 1999 y 2016 se quemó una superficie de 9.087 ha dentro del Parque y la Reserva, registrándose fuegos en 1999, 2003, 2004, 2009, 2011, 2013 y 2015. De ese total, los pajonales finos y gruesos fueron las cubiertas vegetales con mayor área quemada, representando el 57% y el 23% respectivamente (Tabla 1 y Figura 9). Es importante aclarar que sólo se calcularon las emisiones de CO₂ a partir de 2009 debido a que la superficie quemada en el período 1999 – 2004 resultó despreciable (2%) en comparación al período 2009 – 2015 (98%). Otra razón por la cual se decidió no estimar las emisiones del primer periodo fue debido a que se consideró que el mapa de 2015/2017 no era representativo de las coberturas de 1999-2004 por los cambios de cobertura que ocurrieron en el tiempo (Tabla 1 y Figura 9).

Tabla 1. Área quemada según el año del incendio y el tipo de cubierta de suelo del Parque y la Reserva Nacional Quebrada del Condorito.

Año del fuego	Tipo de cubierta quemada (ha)					Total quemado
	Pajonal fino	Pajonal grueso	<i>Polylepis australis</i>	Césped	Otras cubiertas	
1999	25,9	0,3	0,1	0,0	1,9	28,2
2003	46,8	7,6	50,5	0,6	1,7	107,2
2004	16,6	10,7	0,7	0,0	4,8	32,8
2009	465,6	386,2	0,1	4,8	113,8	970,5
2011	3,0	4,8	0,0	0,1	0,2	8,1
2013	24,3	23,7	0,0	0,0	2,3	50,3
2015	4581,4	1686,5	732,1	131,6	757,9	7889,5
Total quemado	5163,6	2119,8	783,5	137,1	882,6	9086,6

Descripción de los incendios: en 1999 ocurrió un incendio en la Reserva; en 2003 un incendio que afectó Parque y Reserva; en 2004 se desarrollaron 3 incendios en la Reserva; en 2009 hubo un incendio que afectó distintas áreas del Parque y campos privados; en 2011 un incendio en dos potreros del Parque; en 2013 se quemaron tres parches en una quema prescripta; y en 2015 hubo un incendio que afectó distintas áreas del Parque, la Reserva y campos privados. Datos calculados a partir del mapa de cubiertas de suelo elaborado por J.P. Argañaraz.

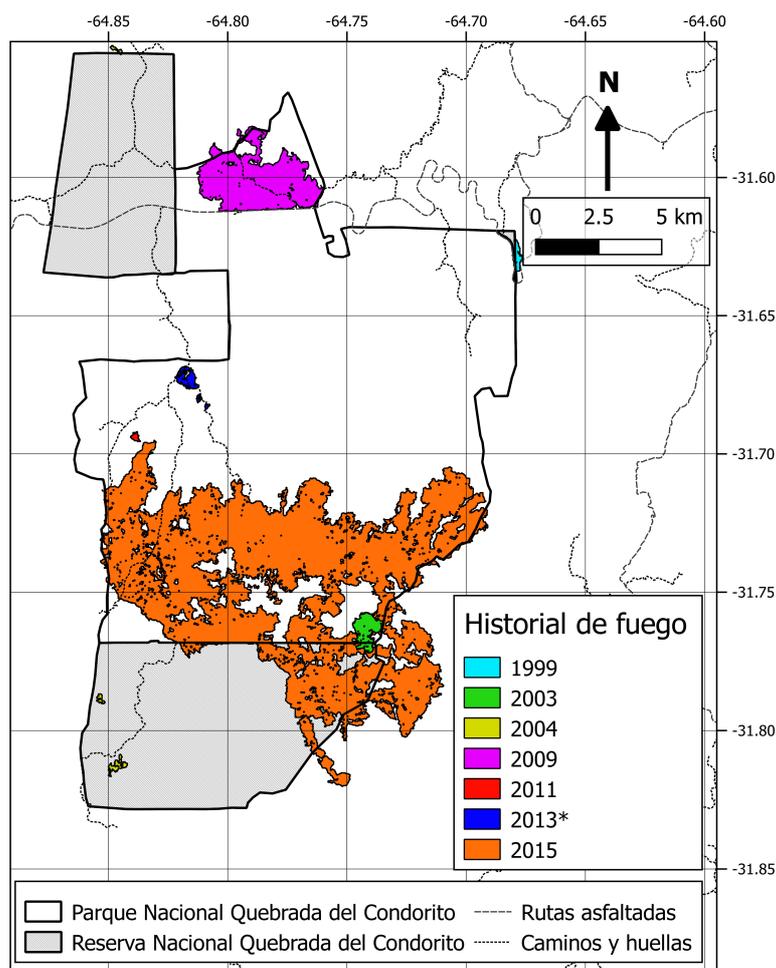


Figura 9. Historial y localización del fuego en la zona del Parque y la Reserva Nacional Quebrada del Condorito elaborado a partir de la base de datos de incendios de Argañaraz et al. (2015) y Argañaraz, datos sin publicar. * Quemias prescriptas.

Las estimaciones realizadas indicaron que entre los años 2009 y 2016 se emitieron, en total, 245,165 Gg* de CO₂ en 7177 ha a partir de la quema de la biomasa aérea de pajonales. De esas emisiones, el 14% correspondieron al incendio de 2009, el 0,1% al de 2011, el 0,9% a las quemias prescriptas de 2013 y 85% al gran incendio de 2015. Se estimó que la biomasa aérea quemada de los pajonales finos liberó 118,406 Gg totales de CO₂ en 5075 ha, mientras que la biomasa de los pajonales gruesos liberó 126,759 Gg totales de CO₂ en 2102 ha quemadas (Tabla 1, Figuras 9 y 10).

* 1 Gg equivale a 10⁹ g.

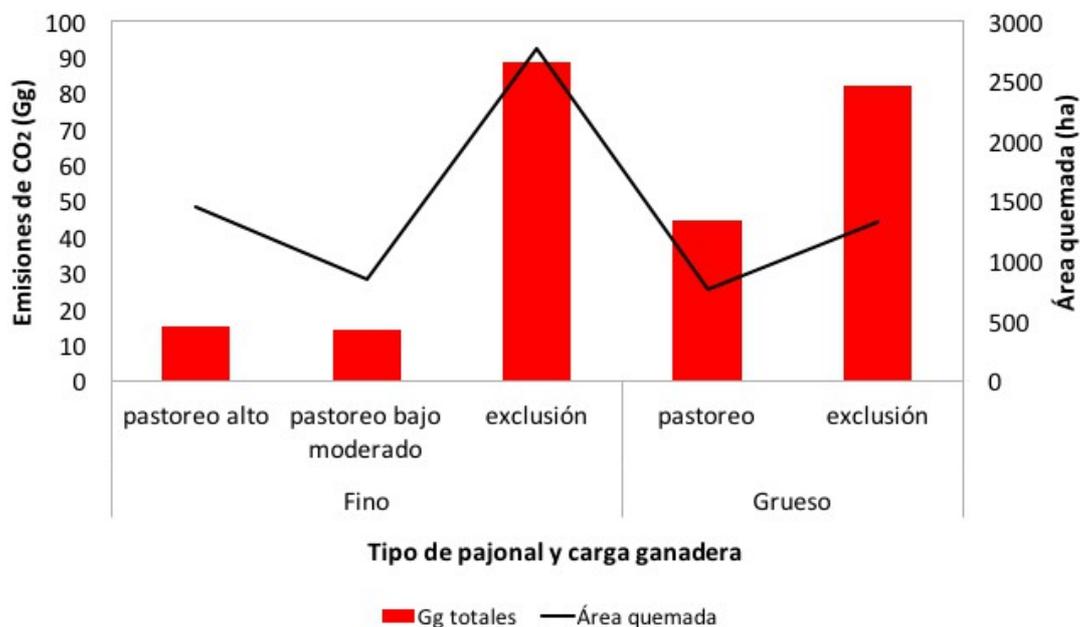


Figura 10. Emisiones de CO₂ y área quemada según la carga ganadera de los pajonales finos y gruesos del Parque y la Reserva Nacional Quebrada del Condorito en el período comprendido entre 2009-2016. 1 Gg equivale a 10⁹g.

En los pajonales finos, las estimaciones indicaron que la quema de la biomasa aérea de los sitios con carga ganadera alta emitió la menor cantidad de CO₂ por hectárea (10,473 Tn ha⁻¹). Mientras que, la quema de la biomasa aérea de los sitios con carga baja-moderada liberó aproximadamente 1,5 veces más CO₂ (16,880 Tn ha⁻¹) que la anterior. Finalmente, se estimó que la quema de la biomasa aérea de los sitios con exclusión, liberó el doble de CO₂ (32,068 Tn ha⁻¹) que la biomasa de los sitios anteriores. Respecto al total de área quemada, se estimó que la quema de la biomasa de los sitios con presencia de ganado, tanto en carga baja-moderada como alta, emitió una cantidad similar de CO₂ (14,409 y 15,205 Gg totales, respectivamente). En cambio, la quema de biomasa de los sitios con exclusión emitió casi 6 veces más CO₂ que las anteriores (88,792 Gg totales) (Figura 10).

En los pajonales gruesos, las estimaciones de la quema de biomasa de los sitios con pastoreo indicaron que se liberó una cantidad de CO₂ por hectárea cercana a la de la biomasa de los sitios con exclusión de ganado (57,819 y 61,781 Tn ha⁻¹, respectivamente). Referido al área quemada total, la biomasa aérea quemada de los sitios con pastoreo emitió aproximadamente la mitad de CO₂ (44,554 Gg totales) que la biomasa aérea quemada de los sitios con exclusión (82,205 Gg totales) (Figura 10).

5. Discusión

5.1. Biomasa aérea y reservorio de C de los pajonales

Los resultados de este estudio evidenciaron que el fuego provocó una mayor disminución del reservorio de C de la biomasa aérea total que el pastoreo en cargas ganaderas bajas-moderadas en los pajonales finos. Sin embargo, el pastoreo en cargas altas provocó una disminución del reservorio de C similar a la disminución ocasionada por el fuego, cumpliéndose parcialmente la hipótesis 1. Estos efectos también se observaron en la vegetación en pie y en la broza, aunque en esta última fracción el efecto del pastoreo en cargas altas fue similar no solo al efecto del fuego, sino también al efecto del pastoreo bajo-moderado. Además, el pastoreo bajo-moderado por sí sólo logró disminuir el reservorio de C de la biomasa aérea total y la broza, no así el de la vegetación en pie, cumpliéndose parcialmente la hipótesis 2. En el caso de los pajonales gruesos, el único disturbio determinante del reservorio de C de la biomasa aérea total (y de sus fracciones) fue el fuego, visto que el pastoreo bajo-moderado encontrado dentro del Parque no tuvo un efecto significativo sobre el reservorio por sí solo y tampoco presentó interacciones con el fuego. De esta manera se estarían verificando las hipótesis 1 y 2 de este estudio.

5.1.1. Pajonales finos

La mayor disminución en el reservorio de C de la biomasa aérea total (y de sus fracciones) provocada por el fuego en comparación a la provocada por el pastoreo bajo-moderado estaría explicada por el comportamiento del fuego como un “herbívoro no selectivo” que consume tanto la vegetación en pie como la broza (Bond & Keeley, 2005), eliminando gran parte de la biomasa aérea de los pastizales (Jaacks, 2014). Además, el fuego por sí sólo es capaz de ocasionar la mortandad de individuos al afectar los meristemas apicales de los brotes de las plantas cuando los incendios ocurren en la estación seca (Payton & Pearce, 2009), como en este caso. El consumo de la broza por fuego oscila en torno al 88%, pudiendo llegar inclusive al 100% (van Leeuwen et al., 2014; Ottmar et al., 2016).

El hecho de que el reservorio de C de la biomasa aérea total sea similar entre sitios con carga ganadera alta y quemados exclusivamente sugiere que el pastoreo alto tiene un efecto comparable al del fuego, al menos al año siguiente del incendio. Este efecto similar se puede observar más claramente en la vegetación en pie. Mientras que en la broza, el efecto del pastoreo alto se encuentra en una posición intermedia entre el efecto individual del fuego y el efecto individual del pastoreo bajo moderado. La similitud en el reservorio de C de la broza entre sitios con cargas ganaderas altas y bajas-moderadas podría estar indicando que en los sitios con pastoreo bajo-moderado, además del efecto de forrajeo sobre la vegetación en pie que tiende a disminuir la producción de broza (Naeth et al., 1991), se estaría produciendo una rápida descomposición y conversión de la broza en materia orgánica por efecto del pisoteo del ganado (Dyksterhuis & Schmutz 1947; Naeth et al., 1991).

El pastoreo bajo-moderado por sí sólo logró disminuir el reservorio de C de la biomasa aérea total y la broza respecto a la exclusión ganadera en los sitios no quemados, aunque no lo hizo cuando se presentó en

combinación con el fuego. Mientras que en la vegetación en pie, el pastoreo bajo-moderado no logró disminuir el reservorio de C respecto a los sitios con exclusión, tanto en presencia como en ausencia de fuego. Esto estaría indicando que el pastoreo bajo moderado, es presencia de fuego, no estaría afectando el reservorio de C de la biomasa aérea total ni de ninguna de sus fracciones. Los patrones observados en la biomasa aérea total serían el reflejo de lo que ocurre en el reservorio de C de la broza en el caso de los sitios no quemados y de la vegetación en pie en los sitios quemados. Estos resultados coinciden parcialmente con la hipótesis 2, que planteaba que las cargas ganaderas bajas moderadas no eran suficientes para disminuir la biomasa aérea respecto a los sitios con exclusión.

En el caso del reservorio de C de la broza, los resultados observados para los sitios quemados sugieren un efecto preponderante del fuego sobre esta fracción de la vegetación al igual que en otros pastizales (Bryant et al., 2017). Como se explicitó anteriormente el fuego, consume incluso la porción muerta de la vegetación (Bond & Keeley, 2005) y este consumo por fuego oscila en torno al 88%, pudiendo llegar inclusive al 100% (van Leewuen et al., 2014; Ottmar et al., 2016). En el caso de los sitios no quemados, el resultado del menor reservorio de C en la broza cuando hubo pastoreo bajo-moderado coincide con lo observado por Pucheta et al. (1998). Esto puede deberse al hecho de que el ganado, al alimentarse del material vivo, disminuye la acumulación de material muerto (Naeth et al., 1991).

El similar reservorio de C de la vegetación en pie en los casos presencia y ausencia de ganado en cargas ganaderas bajas moderadas, tanto en los sitios no quemados como en los quemados, podría explicarse por el crecimiento compensatorio de algunos pastos frente a la herbivoría de intensidad moderada, la cual posibilitaría a las plantas crecer rápido “recuperando” el carbono consumido (Noy-Meir, 1993; Blair et al., 2014). Si bien las diferencias entre pastoreo y exclusión no son significativas, sí se estaría observando un consumo de la vegetación en pie por parte del ganado, visto que los sitios quemados y pastoreados presentan un reservorio de C 22% menor que lo sitios quemados con exclusión y los sitios no quemados y pastoreados exhiben un reservorio de C 9% menor al de los sitios no quemados con exclusión. Estos resultados tienen sentido a la luz de lo encontrado por Pucheta et al. (1998), que expresa que el consumo de la vegetación en pie por el ganado de cargas altas puede llegar a alcanzar el 35% de la productividad anual de la vegetación.

5.1.2. Pajonales gruesos

El efecto exclusivo del fuego sobre el reservorio de C de la biomasa aérea total (y de sus fracciones) coincide con estudios realizados en Australia en pastizales de *Poa*, los cuales indican que los efectos del ganado son más moderados que los efectos del fuego sobre la biomasa aérea total (Prober et al., 2007). Esto estaría indicando el cumplimiento de la hipótesis 1, respecto a la predominancia del efecto del fuego respecto al pastoreo sobre el reservorio de C de la biomasa aérea. Además, también se estaría verificando la hipótesis 2, acerca del efecto similar del pastoreo con cargas bajas-moderadas y la exclusión ganadera sobre el

reservorio de C de la biomasa aérea.

El hecho de que el pastoreo bajo-moderado no afecte al reservorio de C de la biomasa aérea total puede deberse a que el ganado doméstico, así como los herbívoros nativos (guanaco) reintroducidos, evitan alimentarse en lugares dominados por pajonales gruesos de *P. stuckertii* (von Müller, 2011, Flores et al., 2012), debido a que dichos pajonales no son palatables (Cingolani et al., 2014). Aun así, se ha observado una disminución del avance de *P. stuckertii* sobre los céspedes de pastoreo, cuando las cargas ganaderas son altas. Esto puede estar dado por el consumo de individuos pequeños, localizados de forma aislada o en los bordes de los pajonales gruesos, principalmente cuando el alimento es escaso en la estación invernal (A.M. Cingolani, observación personal, citado en Cingolani et al., 2014; Barri et al., 2014).

El menor reservorio de C de la biomasa aérea total en los sitios quemados podría estar explicado, por un lado, por el consumo de la biomasa aérea por el fuego (Bond & Keeley, 2005). Además, puede existir la muerte de individuos cuando los incendios ocurren en condiciones de sequía, debido a que el paso del fuego incrementa la mortalidad de los sus brotes. No obstante, las condiciones no necesitan ser extremadamente secas para que se mueran los individuos (Payton & Pearce, 2009) Esto va en coincidencia con los resultados encontrados por Prober et al (2007) en pastizales de *Poa* en Australia, que muestran una mayor cantidad de estos pastos en sitios no quemados.

El similar reservorio de C de la vegetación en pie es sitios con presencia y ausencia de fuego puede deberse a que la recuperación de los pastizales luego de un incendio generalmente es bastante rápida en términos de rebrote de individuos y la acumulación biomasa aérea (Blair et al., 2014). El fuego, al eliminar gran parte de la biomasa aérea, favorece un rebrote vigoroso y nutritivo de los pajonales (Granados-Sánchez et al., 2008). Este rebrote vigoroso puede estar dado por diferentes factores: 1) incremento del suministro de nutrientes del suelo mediante la deposición de cenizas (Boerner, 1982) o mayor mineralización (Hobbs & Schimel, 1984); 2) relocalización de nutrientes desde la raíz hacia las hojas (McNaughton et al., 1982); 3) rejuvenecimiento y cambios relacionados en la composición del tejido vegetal (Christensen, 1977); y 4) mayor contenido de humedad de los suelos dominados por *P. stuckertii* (Pucheta et al, 1997; Cingolani et al., 2014). Resulta necesario mencionar que las estimaciones de C de los sitios quemados estuvieron afectadas por la inclusión de sitios quemados 1 y 3 años antes del muestreo (8 y 5 sitios, respectivamente). Así, una gran proporción de los puntos ($\approx 40\%$) presenta una acumulación de biomasa post-fuego de 3 años, lo que podría estar explicando que las diferencias hayan sido significativas para un valor de p de 0,1 y no de 0,05.

En el caso del reservorio de C de la broza, el impacto individual del fuego originó diferencias marcadas respecto a los sitios no quemados, al igual que en otros pastizales (Bryant et al., 2017). De hecho, en este estudio, es la broza quien termina determinando las diferencias en el reservorio de carbono de la biomasa aérea total. El menor reservorio de C en el caso de la ocurrencia del fuego puede deberse al hecho de que la broza es la porción más inflamable de los pastizales gracias a su menor contenido de humedad (Argañaraz et al., 2016). En un incendio bajo condiciones extremas (como el de 2015) la broza se consume

completamente debido a que el material muerto presenta un contenido de humedad muy bajo. En las quemas prescriptas, también existe un consumo de material muerto, aunque éste no es completo dado que la broza mantiene un alto contenido de humedad (Jaacks, 2013; 2014; obs. Pers.). Además, se observó que en los sitios muestreados 3 años luego del fuego, la broza aún no se había recuperado (obs. pers.), lo que sugiere que la recuperación de la broza luego del disturbio es más lenta que la de la vegetación en pie. Esto coincide con lo encontrado en estudios previos del área que indican que la biomasa muerta y la broza demoran 2 años para recuperarse luego de la exclusión del ganado (Pucheta et al., 1997).

5.2. Emisiones de CO₂ por fuego en pajonales finos y gruesos

Los datos de área quemada de los incendios ocurridos entre los años 1999 a 2016 estarían corroborando lo expuesto en la introducción, que los pajonales finos y gruesos son las coberturas que más se queman en mayor proporción de área, superando ampliamente al resto de las cubiertas vegetales, incluso a los céspedes de pastoreo. Este patrón se observa tanto en los incendios que ocurrieron en la estación seca (2009, 2011 y 2015), como en las quemas prescriptas del 2013. De hecho, en la quema prescripta de 2017 también se observó el patrón anterior (obs. pers.). En la estación lluviosa, época en la que se realizan las quemas prescriptas, los pajonales finos y gruesos presentan la mayor proporción de la biomasa aérea en pie muerta y seca, debido a que su rebrote ocurre de forma tardía, recién cuando se consolidan con regularidad las lluvias estacionales abundantes (diciembre; Jaacks, 2014; 2015). Sin embargo, la capa de broza presenta un gran contenido de humedad propiciado por las primeras lluvias, contrario a lo que ocurre en la estación seca. A diferencia de los pajonales, los céspedes no se encuentran en condiciones de arder en la estación húmeda debido a que presentan un alto porcentaje (80%) de su biomasa reverdecidas por las primeras lluvias. Incluso en las quemas ilegales de estación seca se aprovechan a los céspedes pastoriles como cortafuegos, ya que tienden a no arder en días de frío intenso y con alta humedad relativa, aunque presenten el 100% de la vegetación en pie muerta (Jaacks, 2014; 2015). Sin embargo, la acumulación de combustible no es el único factor determinante de qué superficie se quemará más. Diversos factores como, el foco inicial del fuego, las condiciones meteorológicas previas al incendio, la humedad de combustible, la dirección del viento, entre otros, van a estar determinando la cantidad y tipo de superficie a quemarse (Whelan, 1995; Agee, 1993, McKenzie et al., 2011).

En el presente estudio se encontró que los pajonales finos y gruesos del Parque y la Reserva pueden llegar a almacenar hasta 28 Tn C ha⁻¹ en su biomasa aérea, o aproximadamente 1047200 Tn C en 37400 ha del área protegida. Estos valores son similares a los valores máximos estimados para la biomasa aérea de los pastizales de la Pampa de Achala por Pucheta et al. (50 Tn/ha de biomasa aérea = 25 Tn C ha⁻¹; 1998: 2004). Teniendo en cuenta estos datos del reservorio de C de la biomasa aérea y de las raíces (Sarquis, 2017) se puede estimar que el C total (aéreo más subterráneo) almacenado en la biomasa vegetal de los pajonales del

Parque y Reserva es de aproximadamente 29 Tn C ha^{-1} (ratio C aéreo:subterráneo 40) o 1084600 Tn C en 37400 ha , aproximadamente. Estos valores resultan interesantes desde el punto de vista de la potencial capacidad que tienen los pastizales de Pampa de Achala para actuar como sumideros de carbono. Dicha potencialidad está dada, en primer lugar, si se tiene en cuenta que el 90% del carbono de los pastizales se encuentra en el suelo (Hungate et al., 1997; IPCC, 2006). Por otro lado, a que los valores de carbono aéreo y subterráneo estimados en este estudio son importantes, visto que representan entre el 60% y 30% del carbono almacenado en la biomasa aérea de bosques maduros localizados entre las provincias fitogeográficas del Chaco Seco y el Monte, en la región central de Argentina (48 Tn C ha^{-1} o 240000 Tn C en 5000 ha de bosques maduros del Chaco y 95 Tn C ha^{-1} o 3657500 Tn C en 38500 ha de bosques maduros del Monte; Iglesias et al., 2012). Y finalmente, al hecho de que toda la región podría almacenar una gran cantidad de carbono si no fuera porque se encuentra en muy mal estado de conservación (exceptuando el Parque), con severa erosión activa debida al sobrepastoreo y a los fuegos asociados de estación seca (APN, 2004; Cingolani et al., 2013; Argañaraz et al., 2015).

En los pajonales finos, las cantidades de CO_2 emitidas por unidad de área entre potreros con carga ganadera baja-moderada y exclusión fueron diferentes, mientras que la menor emisión ocurrió en potreros con cargas altas, cumpliéndose parcialmente la hipótesis 2. En cambio, en los pajonales gruesos sí se observaron cantidades similares de emisiones de CO_2 por unidad de área entre potreros pastoreados (carga baja-moderada) y potreros con exclusión, corroborándose la hipótesis 2. Como se mencionó en las secciones anteriores, estos resultados devienen de las diferencias en las menores acumulaciones de biomasa aérea en los sitios con pastoreo alto, seguidas por los sitios con pastoreo bajo-moderado y mayores en sitios con ausencia de ganado. Se debe resaltar que, es muy probable que se hayan subestimado las emisiones de los incendios de los años 2009, 2011 y 2015, dado que la información disponible sobre eficiencia de combustión utilizada para calcular la cantidad de CO_2 emitida fueron las de las quemas prescriptas de 2013. Al contrario de los incendios, éstas quemas se realizaron en la estación lluviosa temprana y durante la tarde-noche, por lo que las condiciones ambientales de dicha quema fueron diferentes al del resto de los incendios en cuanto a temperatura, humedad relativa, velocidad del viento y humedad del suelo (Jaacks, 2014). Esto se puede deber a que, probablemente, la eficiencia de combustión de los incendios de estación seca y bajo condiciones meteorológicas extremas sea mayor a la de incendios de estación lluviosa, cuando los combustibles tienen mayor humedad (Argañaraz et al., 2016; Fernandes, 2015; Sparks et al., 1998).

Según el Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero de Argentina elaborado por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (MAyDS, 2017), las emisiones de CO_2 por habitante en el año 2014 fueron iguales a $9 \text{ Tn CO}_2 \text{ eq}$. Si la población actual de la ciudad de Córdoba posee alrededor de $1.330.023$ habitantes (Fuente: Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, INDEC), se puede decir que las emisiones totales por incendios entre los años 2009 y 2015 (245.000 Tn CO_2) equivalen a las emisiones del 2% de la población en un año (aproximadamente 27000 habitantes) de Córdoba en 1 año. Sólo

en el incendio de 2015 se emitieron 208.250 Tn CO₂, lo que corresponden a las emisiones de 23.000 habitantes/año, superando las emisiones anuales de localidades como Río Ceballos o Cosquín (≈ 19600 hab) y Deán Funes (21200 hab) (INDEC). Estas cantidades de emisiones por fuego son bastante importantes si se tiene en consideración que la duración de un incendio suele ser de algunos días. Sin embargo, se debe destacar que no se consideró la reincorporación del carbono emitido por los incendios a través del rebrote de la vegetación, por lo que el balance neto en el mediano plazo podría estar siendo neutro (van der Werf et al, 2010).

5.3. Implicancias de manejo

Las investigaciones que se vienen realizando desde la creación del Parque y la Reserva en relación al manejo de la biomasa vegetal aérea exclusivamente con herbivoría (doméstica y nativa) en cargas bajas-moderadas indican que ésta no es suficiente para reducir la carga y continuidad de combustible de los pajonales y prevenir incendios. Y, si bien la herbivoría doméstica en cargas altas combinada con fuego ilegal de estación seca sí es capaz de mantener un paisaje no inflamable (con bajo riesgo de inicio y propagación de grandes incendios) y simplificado dominado por céspedes de pastoreo, este manejo constituye el factor principal de degradación del suelo por procesos erosivos y la disminución de la cobertura boscosa (Vaieretti, 2007; 2011; Renison et al., 2011; Cingolani et al., 2013; Jaacks 2014, 2015). Por otro lado, la evaluación de los registros de incendios del Parque indicó que el fuego de estación lluviosa (ignición por rayos) podría ser un componente natural de Pampa de Achala. La supresión de los focos de fuego por rayos desde la creación del Parque para evitar la propagación de incendios, puede estar relacionada con la homogeneización del paisaje gracias al avance de *P. stukertii* y la mayor acumulación y continuidad de la biomasa combustible. Si se estima que el tiempo sin fuegos naturales en la región es de entre 7 y 15 años (APN, 2012; Jaacks, 2013), ya se habría superado en el Parque dicho lapso de tiempo. Esto implicaría que se estaría acumulando más biomasa combustible de la que naturalmente enfrentaría un incendio por rayos. Entonces, los incendios que ocurren en estas condiciones de mayor acumulación y continuidad de biomasa combustible podrían ser más intensos y extensos, como el incendio de 2015.

Desde hace varios años, se viene observando un cambio de paradigma respecto a la percepción negativa que tiene el fuego sobre los ecosistemas y la aplicación de políticas de conservación a través de la prevención, combate y supresión del fuego (Pyne, 1996). Numerosas investigaciones han llegado a la conclusión que las alteraciones del régimen de fuego, como la supresión total de incendios, son extremadamente perjudiciales para los ecosistemas (Wuerthner, 2006; Fernandes & Botello, 2003; Pausas & Keeley, 2009). Es por ello que las políticas sobre combate de incendios dentro de áreas naturales protegidas han transitado desde un enfoque de supresión a uno de manejo del fuego (Gutiérrez Navarro et al., 2017). En diversas áreas protegidas con ambientes naturales pirogénicos, se están realizando quemas prescriptas de

manejo con el doble propósito de modelar el paisaje y establecer sectores que actúen como cortafuegos en el caso de que se produzcan incendios de escala regional (Vega et al., 2000; van Wilgen et al., 2007; Jaacks, 2014; 2015).

Como una de las técnicas utilizadas para reducir el riesgo de incendios, la quema prescrita tiene además el potencial de mitigar o disminuir las emisiones de carbono (Fernandes, 2015) y contribuye de manera efectiva a los esfuerzos propuestos como parte del Mecanismo de Desarrollo Limpio dentro del protocolo de Kyoto. Los resultados de simulaciones realizadas en una zona de reforestación de pinos de la región andina de Patagonia evidenciaron una reducción del 44% de las emisiones de CO₂; además, la prevención de incendios gracias a las quemas prescritas simuladas posibilitaron una mitigación adicional del 78% de GEI gracias al crecimiento adicional de la biomasa (Defossé et al., 2011). Por otro lado, en quemas artificiales realizadas en pastizales de Nueva Zelanda con fines de investigación, se ha observado que las pérdidas de biomasa, carbono y nutrientes del suelo son menores cuando se desarrollan bajo condiciones de humedad y que dichas pérdidas se incrementan a medida que los niveles de humedad de la vegetación y el suelo declinan (Payton & Pearce, 2009; Jaacks 2014; 2015).

Desde el 2013, el Parque Nacional Quebrada del Condorito viene planteado la necesidad de generar mayor conocimiento y manejo del fuego. El Plan de Quemias Prescritas presentado en 2017 tiene como objetivos implementar un sistema de cortafuegos a manera de “rosario” en sentido norte-sur y este-oeste y de esta manera dividir el área del Parque en cuatro cuadrantes para poder controlar de mejor manera futuros incendios (Gpque. Fernando Morosini, comunicación personal). Por lo que sería interesante acoplar a este manejo estudios relacionados a la potencialidad de mitigar emisiones de CO₂ a través de la utilización simulaciones y la aplicación de quemias prescritas.

Además, dado que los bosques maduros, en buen estado de conservación, también disminuyen la inflamabilidad del sistema por su menor propensión a quemarse (Landi, 2018; Paritsis et al., 2015; Argañaraz et al., 2015; Jaureguiberry et al., 2011), sería importante promover la conservación y restauración de los bosques de la Pampa de Achala como otra estrategia de manejo complementaria para disminuir la ocurrencia de incendios e incrementar el secuestro de CO₂ en el sistema. Esto traería aparejado beneficios en relación a la conservación de la biodiversidad y ayudaría a restituir los servicios ecosistémicos de la zona (Renison et al., 2006, 2010; Albanesi et al., 2014).

6. Conclusión

Los resultados obtenidos en los pajonales finos indicaron que el fuego ocasiona una mayor disminución del reservorio de C de la biomasa aérea total que el pastoreo en cargas bajas-moderadas. Sin embargo, el pastoreo alto provocó una disminución en el reservorio de C de la biomasa aérea total similar al fuego. A su vez, los patrones encontrados en el reservorio de C de la vegetación en pie y la broza fueron

similares a los encontrados en la biomasa aérea total. Contrario a lo esperado, el pastoreo bajo-moderado por sí solo logró disminuir el reservorio de C de la biomasa aérea total y de la broza, aunque en el caso de la vegetación en pie no se observó este patrón. Esto evidencia que el efecto del pastoreo incide de forma diferente según la fracción de la vegetación analizada, lo que se ve reflejado en el reservorio de C aéreo total.

En el caso de los pajonales gruesos, se puso de manifiesto que el fuego fue el único disturbio involucrado en la determinación del reservorio de C de la biomasa aérea total, dado que no se observó un efecto significativo por parte del pastoreo para las cargas bajas y moderadas aplicadas dentro del Parque. De la misma forma que en los pajonales finos, la representatividad de las distintas fracciones de la vegetación en pie y la broza determinaron los efectos observados sobre la biomasa aérea total. Estos resultados ayudan a reforzar la idea de que el fuego tiene un mayor impacto sobre el reservorio de C de la vegetación en comparación al pastoreo bajo moderado.

Las tendencias generales en relación a las emisiones de CO₂ de los pajonales finos muestran que, los sitios con carga ganadera alta emitieron las menores cantidades de CO₂ como se había hipotetizado, sin embargo los sitios con cargas ganaderas bajas-moderadas se diferenciaron de los sitios con exclusión, emitiendo el doble del carbono esperado por unidad de área. En el caso de los pajonales gruesos, los sitios con pastoreo (bajo-moderado) liberaron cantidades similares a los sitios con exclusión ganadera.

Este estudio representa una importante contribución respecto a los efectos del fuego y el pastoreo sobre el reservorio de carbono de la biomasa vegetal aérea en sistemas de pastizales de altura. También se destaca la importante magnitud de emisiones de CO₂ por incendios en pastizales a nivel local y en relación al Inventario Nacional de GEI de Argentina. Además, se ha puesto en evidencia que la Pampa de Achala presenta una gran capacidad de almacenamiento de C en los pajonales, resaltando la potencialidad de la zona de convertirse en un importante sumidero de CO₂ de la región central Argentina. Para que esto ocurra es necesario, en primer lugar definir una nuevo enfoque de conservación de la zona que no sólo apunte a la protección de los bosques y pastizales de la ganadería intensiva y los fuegos ilegales asociados. Como se ha visto, dicha protección puede provocar una acumulación y continuidad de biomasa combustible que puede favorecer la ocurrencia de grandes incendios, con mayores consecuencias a nivel de paisaje. Es por ello que se propone seguir desarrollando estudios sobre el rol del fuego como componente natural del sistema a través de las quemas prescriptas de estación lluviosa. Además, se sugiere continuar con la implementación de nuevas políticas de manejo del fuego como herramienta para prevenir grandes incendios a través de quemas prescriptas y conservación y restauración del bosque nativo, y de esta forma mitigar las emisiones de CO₂.

7. Agradecimientos

Esta Tesina no se podría haber realizado sin el apoyo de muchas personas que aportaron ilusiones, curiosidad, ideas, conocimiento, experiencia, ganas, esfuerzo, apoyo, compañía, contención, paciencia y generosidad.

A mi familia, especialmente a mi madre y a mi padre por haberme dado su apoyo incondicional y la posibilidad de forjar mi propio camino y seguir mis sueños. A mi hermana y hermano, también incondicionales, siempre a mi lado en todo.

A mi hermana de corazón, Euge por haber sido mi apoyo y compartido conmigo estos últimos años de carrera universitaria.

A mis amigos de toda la vida, a los de Tucumán, Brasil y Córdoba, que a pesar de la distancia y la falta de tiempo estuvieron presentes de una forma u otra. A los amigos que me dio la facultad, especialmente a Debi, Luni, Marquitos, Nahu, Gabu, Lean, Ailu, Tizi, Agos, Aye, Mel y Lau por haber compartido todos estos años de estudio, trabajo duro y diversión con esta increíble pasión por la biología que tanto nos mueve.

A mis ayudantes, Juan, Luni, Marquitos, Tizi, Lean, Ailu, Nahu, Gabu, Juli, Marcos, indispensables para la recolección de datos de campo. Además, Ailin Aguirre colaboró en el procesado de muestras.

A mis directores Juan y Laura, excelentes profesionales y personas, de quienes aprendí muchísimo gracias a su paciencia, experiencia, conocimiento y espíritu crítico, y que me ayudaron a dar mis primeros pasos en mi carrera profesional.

A los compañeros y amigos de piso y oficina, Carla, Lili, Ceci, Juli, Val, Ale, Moira, Luni, Juli, Jime, Marcos y Laura por sus aportes, apoyo moral, contención y los momentos de distensión. Además, Marcos Landi y Laura Bellis colaboraron en los muestreos de campo y en el procesado de muestras.

Al personal del Parque Nacional Quebrada del Condorito, especialmente a Fernando Morosini, Carina Rivas, Gustavo González, Hugo Merlo, Cecilia Abril, Fernanda Fabbio, Jael Dominino, Hernán Luisi, Maximiliano Ceballos y Germán Jaacks por todo el apoyo logístico que nos brindaron.

A mi tribunal de tesina, por aceptar de manera desinteresada evaluar y mejorar la calidad de mi primer trabajo de investigación.

Al CERNAR, especialmente a Cecilia Estrabou y Juan Manuel Rodríguez por facilitar el uso de su

espacio y estufa.

Al Museo Botánico, especialmente a Gabriel Bernardello por facilitar el uso de su estufa.

A la Universidad Nacional de Córdoba, la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, a la Cátedra de Ecología y al Instituto de Diversidad y Ecología Animal (IDEA), por brindar apoyo logístico. Esta tesina se pudo realizar gracias al financiamiento económico provisto por la Secretaría de Ciencia y Técnica (SECYT) de la UNC y del Fondo para la Investigación Científica y Tecnológica (FONCyT), PICT 1338-2016 otorgado a la Dra. Laura Bellis.

8. Referencias Bibliográficas

- Agee, J.K. (1993) Fire ecology of Pacific Northwest forests, Island Press, Washington, USA.
- Albanesi, S., Dardanelli, S. & Bellis, L.M. (2014) Effects of fire disturbance on bird communities and species of mountain Serrano forest in central Argentina. *Journal of Forest Research*, 19, 105–114.
- APN. (2004). Plan de manejo: Parque Nacional Quebrada de Condorito. Reserva Hídrica Provincial de Achala: versión final.
- APN (2012, en actualización). Plan Trianual de Protección Contra Emergencias del Parque Nacional Quebrada del Condorito. Subplan de Protección Trianual Jurisdiccional contra Incendios Forestales.
- Argañaraz, J.P., Gavier-Pizarro, G., Zak, M., & Bellis, L.M. (2015). Fire regime, climate, and vegetation in the Sierras de Córdoba, Argentina. *Fire Ecology*. 11(1), 55-73.
- Argañaraz, J.P., Landi, M.A., Bravo, S.J., Gavier-Pizarro, G.I., Scavuzzo, C.M., & Bellis, L.M. (2016). Estimation of Live Fuel Moisture Content From MODIS Images for Fire Danger Assessment in Southern Gran Chaco. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observation and Remote Sensing* 9 (12), 5339-5349.
- Boerner R. E. J. (1982). Fire and nutrient cycling in temperate ecosystems. *BioScience* 32, 187–191.
- Barri, F.R., Falczuk, V., Cingolani, A.M., Díaz, S., (2014). Dieta de la población de guanacos (*Lama guanicoe*) reintroducida en el Parque Nacional Quebrada del Condorito, Argentina. *Ecología Austral* (24).
- Blair, J., Nippert, J., & Briggs, J. (2014). Grassland ecology. *Ecology and the Environment*, 389-423.
- Bond, W. J., & Keeley, J. E. (2005). Fire as a global ‘herbivore’: the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in ecology & evolution*, 20(7), 387-394.
- Borrelli, P., & Oliva, G. (2001). Efectos de los animales sobre los pastizales. *Ganadería Sustentable en la Patagonia Austral*. (Eds P. Borrelli and G. Oliva.) pp, 99-128.
- Bowman, D.M., Balch, J.K., Artaxo, P., Bond, W.J., Carlson, J.M., Cochrane, M.A.,..., & Pyne, S.C. (2009). Fire in the earth system. *Science* 324(5926), 481–484.
- Bryant, D., Bruce, M. J., & Sinclair, S. J. (2017). Observations of responses to re- introducing fire in a Basalt Plains grassland after the removal of grazing: Implications for restoration. *Ecological Management & Restoration*, 18(3), 239-245.
- Cabido, M., Zeballos, S. R., Zak, M., Carranza, M. L., Giorgis, M. A., Cantero, J. J., & Acosta, A. T. (2018). Native woody vegetation in central Argentina: Classification of Chaco and Espinal forests. *Applied Vegetation Science*, 21(2), 298-311.
- Cabido, M., Funes, G., Pucheta, E., Vendramini, F., & Díaz, S. (1998). A chorological analysis of the mountains from Central Argentina. Is all what we call Sierra Chaco really Chaco? Contribution to the study of the flora and vegetation of the Chaco: 12. *Candollea*, 53(2), 321–331.

- Christensen, N. L. (1977). Fire and soil-plant nutrient relations in a pine-wiregrass savanna on the coastal plain of North Carolina. *Oecologia*, 31, 27–44.
- Cingolani, A. M., Noy-Meir, I., and Díaz, S. (2005). Grazing effects on rangeland diversity: a synthesis of contemporary models. *Ecological Applications* 15, 757–773.
- Cingolani, A. M., Renison, D., Schinner, D., Cabido, M., Enrico, L., Galli, E., ... & Renison, R. (2003). Sistema de Información Geográfica de la Reserva Hídrica Provincial de Achala y Parque Nacional Quebrada del Condorito. In *Primer Congreso Nacional de Areas Naturales Protegidas. Resumen de presentaciones* (pp. 104-105). Agencia Córdoba DACyT, Dirección de Ambiente, Administración de Parques Nacionales Córdoba.
- Cingolani, A. M., Renison, D., Tecco, P. A., Gurvich, D. E., & Cabido, M. (2008). Predicting cover types in a mountain range with long evolutionary grazing history: a GIS approach. *Journal of Biogeography*, 35(3), 538-551.
- Cingolani, A., Renison, D., Zak, M.R., & Cabido, M. R. (2004). Mapping vegetation in a heterogeneous mountain rangeland using Landsat data: an alternative method to define and classify land-cover units. *Remote Sensing of Environment*, 92(1), 84–97.
- Cingolani, A. M., Vaieretti, M. V., Giorgis, M. A., La Torre, N., Whitworth-Hulse, J. I., & Renison, D. (2013). Can livestock and fires convert the sub-tropical mountain rangelands of central Argentina into a rocky desert?. *The Rangeland Journal*, 35(3), 285-297.
- Cingolani, A. M., Vaieretti, M. V., Giorgis, M. A., Poca, M., Tecco, P. A., & Gurvich, D. E. (2014). Can livestock grazing maintain landscape diversity and stability in an ecosystem that evolved with wild herbivores? *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 16(4), 143-153.
- Colladon, L. (2004). Temperaturas medias mensuales 1994-2003. Cuenca del Río San Antonio. Sistema del Río Suquia, Provincia de Córdoba. Instituto Nacional del Agua, Buenos Aires, Argentina.
- Colladon, L., & Pazos, I. (2014). Anuario pluviométrico 1992/1993 - 2011/2012. Cuenca del Río San Antonio. Sistema del Río Suquia, Provincia de Córdoba. Instituto Nacional del Agua, Buenos Aires, Argentina.
- Díaz, S., Acosta, A., & Cabido, M. (1994). Community structure in montane grasslands of central Argentina in relation to land use. *Journal of Vegetation Science*, 5(4), 483-488.
- Defossé, G. E., Loguercio, G., Oddi, F. J., Molina, J. C., & Kraus, P. D. (2011). Potential CO₂ emissions mitigation through forest prescribed burning: A case study in Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management*, 261(12), 2243-2254.
- Di Rienzo J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada y C.W. Robledo. InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL: <http://www.infostat.com.ar>.
- Di Rienzo J.A., Guzman A.W., Casanoves F. (2002). A Multiple Comparisons Methodbased On the

- Distribution of the Root Node Distance of a Binary Tree Obtained by Average Linkage of the Matrix of Euclidean Distances between Treatment Means. *JABES* 7(2), 129-142.
- FAO. (2005). *Global Forest Resource Assessment 2005. Progress towards sustainable forest management.* FAO Forestry Paper 147, Rome.
- Fernandes, P. M. (2015). Empirical support for the use of prescribed burning as a fuel treatment. *Current Forestry Reports*, 1(2), 118-127.
- Fernandes, P. M., & Botelho, H. S. (2003). A review of prescribed burning effectiveness in fire hazard reduction. *International Journal of wildland fire*, 12(2), 117-128.
- Flores, C. E., Cingolani, A. M., von Müller, A., & Barri, F. R. (2013). Habitat selection by reintroduced guanacos (*Lama guanicoe*) in a heterogeneous mountain rangeland of central Argentina. *The Rangeland Journal*, 34(4), 439-445.
- Fuhlendorf, S. D., & Engle, D. M. (2004). Application of the fire–grazing interaction to restore a shifting mosaic on tallgrass of Applied prairie. *Journal Ecology*, 4, 604–614.
- Giorgis, M. A., Cingolani, A. M., Teich, I., Renison, D., & Hensen, I. (2010). Do *Polylepis australis* trees tolerate herbivory? Seasonal patterns of shoot growth and its consumption by livestock. *Plant Ecology*, 207(2), 307-319.
- Granados-Sánchez, D., Ruíz-Puga, P., & Barrera-Escorcía, H. (2008). Ecología de la herbivoría. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*, 14(1), 51-63.
- Gutiérrez Navarro, A., García Barrios, L. E., Parra Vázquez, M., & Rosset, P. (2017). De la supresión al manejo del fuego en la Reserva de la Biosfera La Sepultura, Chiapas: perspectivas campesinas. *Región y sociedad*, 29(70), 31-70.
- Iglesias, M. del R., Barchuk, A., & Grilli, M. (2012). Carbon storage, community structure and canopy cover: A comparison along a precipitation gradient. *Forest Ecology and Management*, 265, 218-229.
- InfoStat (2008). *InfoStat, versión 2008. Manual del Usuario.* Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Primera Edición, Editorial Brujas Argentina.
- Instituto Nacional de Estadísticas de Censos (INDEC). *Censo Nacional 2010.* Recuperado de: https://www.indec.gob.ar/nivel4_default.asp?id_tema_1=2&id_tema_2=41&id_tema_3=135
- Hobbs, N.T. & Schimel, D.S. (1984). Fire effects on nitrogen mineralization and fixation in mountain shrub and grassland communities. *J. Range Manage.* 37, 402–405.
- Hungate B. A., E. A. Holland, R. B. Jackson, F. S. Chapin III, H. A. Mooney y C. B. Field. 1997. The fate of carbon in grasslands under carbon dioxide enrichment. *Nature* 388 (7).
- IPCC. (2006). *Guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4. Agriculture, forestry and other land uses.* (Eds. H.S. Eggleston, L. Buendía, K. Miwa, T. Ngara, and K. Tanabe). Institute for Global Environmental Strategies, Hyama, Japan.
- IPCC. (2007). *Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental*

- Panel on Climate Change. (Eds. S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor, and H. L. Miller). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IPCC. (2014). Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Eds. Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer). Geneva, Switzerland.
- Jaacks, Germán. (2013). Propuesta de quema prescripta. Documento de la Administración de Parques Nacionales, Parque Nacional Quebrada del Condorito. N° de registro 506/2013-PNQC, Expte. 3066/2013, fs. 9-30.
- Jaacks, Germán. (2014). Quemadas prescriptas de primavera 2013 en el P. N. Quebrada del Condorito: informe final. Informe Técnico de la Administración de Parques Nacionales. Programa de Conservación y Manejo de Recursos Naturales del Parque Nacional Quebrada del Condorito. Expte. APN 3066/2013.
- Jaacks, Germán. (2015). Informe de Avance: Monitoreo de Quemadas Prescriptas. Plan de Quemadas Prescriptas 2013, Parque Nacional Quebrada del Condorito. Documento para la Administración de Parques Nacionales. Expte. APN 3066/2013.
- Jaureguiberry, P., Bertone, G., & Diaz, S. (2011). Device for the standard measurement of shoot flammability in the field. *Austral Ecology* 36(7), 821–829.
- Johnson, P.S., Johnson, C.L., & West, N.E. (1988). Estimation of phytomass for ungrazed crested wheat grass plants using allometric equations. *Journal of Range Management* 41, 421–425.
- Hungate, B. A., Holland, E. A., Jackson, R. B., Chapin III, F. S., Mooneyk, H.A. & Field, C.B. (1997). The fate of carbon in grasslands under carbon dioxide enrichment. *Nature* 388 (7).
- Landi, M.A. (2018). Caracterización del régimen de incendios, su relación con el clima y su efecto en la resiliencia y estructura de la vegetación. (Doctoral dissertation, Universidad Nacional de Córdoba).
- McKenzie, D., Miller, C. & Falk, D.A. (2011) Toward a theory of landscape fire. *The Landscape Ecology of Fire Ecological Studies*. (ed. por D. McKenzie, C. Miller, D.A. Falk), Springer.
- McNaughton, S. J., Coughenour, M. B. & Wallace, L. L. (1982) Interactive processes in grassland ecosystems. In *Grasses and Grasslands: Systematics and Ecology*. Eds JR Estes, RJ Tyrl and JN Brunken. pp 167–193. University of Oklahoma Press, Norman.
- Milchunas, D., & Lauenroth, W. (1993). Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs*, 63, 327–366.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable – Presidencia de la Nación. (2017). Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero. Recuperado de: <https://inventariogei.ambiente.gob.ar/files/inventario-nacional-gei-argentina.pdf>
- Morandini, Norma. (18 de octubre de 2011). Pampa de Achala: por una efectiva protección. Norma Morandini:

- Senadora Nacional por la Provincia de Córdoba. Recuperado de: <http://www.normamorandini.com.ar/?p=3322>.
- Morosini, Fernando. 2015. Incendio Martín Fierro: informe general. Parque Nacional Quebrada de Condorito.
- Mouillot, F., Narasimha, A., Balkanski, Y., Lamarque, J.F., & Field, C. B. (2006). Global carbon emissions from biomass burning in the 20th century. *Geophysical Research Letters*, 33(1).
- Naeth, M. A., Bailey, A. W., Pluth, D. J., Chanasyk, D., & Hardin, R. T. (1991). Grazing impacts on litter and soil organic matter in mixed prairie and fescue grassland ecosystems of Alberta. *Journal of Range Management*, 7-12.
- Noy-Meir, I. (1993). Compensating growth of grazed plants and its relevance to the use of rangelands. *Ecological Applications*, 3(1), 32-34.
- O'Connor, K.F.; Powell, A.J. (1963). Studies on the management of snow-tussock grassland. I. The effects of burning, cutting and fertiliser on narrow-leaved snow tussock (*Chionochloa rigida* (Raoul) Zotov) at a mid-altitude site in Canterbury, New Zealand. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 7: 354–367.
- Oliveras, I., van der Eynden, M., Malhi, Y., Cahuana, N., Menor C., Zamora, F., & Haugaasen, T. (2014). Grass allometry and estimation of aboveground biomass in tropical alpine tussock grasslands. *Austral Ecology*, 39(4), 408-415.
- Ottmar, R. D., Hudak, A. T., Prichard, S. J., Wright, C. S., Restaino, J. C., Kennedy, M. C., & Vihnanek, R. E. (2016). Pre-fire and post-fire surface fuel and cover measurements collected in the south-eastern United States for model evaluation and development—RxCADRE 2008, 2011 and 2012. *International Journal of Wildland Fire*, 25(1), 10-24.
- Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., ... & Oesterheld, M. (2018). Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral*, 28(1), 040-063.
- Paritsis, J., Veblen, T.T. & Holz, A. (2015) Positive fire feedbacks contribute to shifts from *Nothofagus pumilio* forests to fire-prone shrublands in Patagonia. *Journal of Vegetation Science*, 26, 89–101.
- Pausas, J.G. & Keeley, J.E. (2009) A Burning Story: The Role of Fire in the History of Life. *BioScience*, 59, 593–601.
- Payton, I. J., & Pearce, H. G. (2009). Fire-induced changes to the vegetation of tall-tussock (*Chionochloa rigida*) grassland ecosystems. Wellington, New Zealand: Publishing Team, Department of Conservation.
- Pechony, O., & Shindell, D.T., 2010. Driving forces of global wildfires over the past millennium and the forthcoming century. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107(45), 19167-19170.
- Prober, S. M., Thiele, K. R., & Lunt, I. D. (2007). Fire frequency regulates tussock grass composition, structure and resilience in endangered temperate woodlands. *Austral Ecology*, 32(7), 808-824.

- Pucheta E., Cabido M. & Díaz S. (1997). Modelos de estados y transiciones para los pastizales de altura de las Sierras de Córdoba, Argentina. *Ecotropicos* 10: 151-160.
- Pucheta, E., Cabido, M., Díaz, S., & Funes, G. (1998). Floristic composition biomass and aboveground net plant production in grazed and protected sites in a mountain grassland of central Argentina. *Acta Oecologica*, 19(2), 97–105.
- Pucheta, E., Ferrero E., Heil, L. & Schneider, C. (2004). Modelos de regresión para la estimación de la biomasa aérea en un pastizal de montaña de Pampa de Achala (Córdoba, Argentina). *Agriscientia*, 21(1), 23-30.
- Pylypec, B., & Romo, J. T. (2003). Long-term effects of burning *Festuca* and *Stipa-Agropyron* grasslands. *Journal of range management*, 640-645.
- Pyne, Stephen. J. (1996). *World fire. The culture of fire on Earth*. Seattle: University of Washington Press.
- Qasim, S., Gul, S., Shah, M. H., Hussain, F., Ahmad, S., Islam, M., Rehman, G., Yaqoob, M., & Shah, S. Q. (2017). Influence of grazing exclosure on vegetation biomass and soil quality. *International Soil and Water Conservation Research* ,5(1), 62-68.
- Ravindranath, N. H., & Ostwald, M. (2007). *Carbon Inventory Methods: Handbook for Greenhouse Gas Inventory, Carbon Mitigation and Roundwood Production Projects*. (Vol. 29). Springer Science & Business Media, Dordrecht.
- Redmann, R. E., Romo, J. T., Pylypec, B., & Driver, E. A. (1993). Impacts of burning on primary productivity of *Festuca* and *Stipa-Agropyron* grasslands in central Saskatchewan. *American Midland Naturalist*, 262-273.
- Renison, D., Hensen, I. & Suárez, R. (2011). Landscape structural complexity of high-mountain *Polylepis australis* forests: a new aspect of restoration goals. *Restoration Ecology* Vol. 19, No. 3, pp. 390–398. May 2011.
- Renison, D., Hensen, I., Suarez, R., Cingolani, A. M., Marcora, P., & Giorgis, M. A. (2010). Soil conservation in *Polylepis* mountain forests of Central Argentina: is livestock reducing our natural capital? *Austral Ecology*, 35(4), 435-443.
- Renison, D., Hensen, I., Suarez, R. & Cingolani, A.M. (2006) Cover and growth habit of *Polylepis* woodlands and shrublands in the mountains of central Argentina: human or environmental influence? *Journal of Biogeography*, 33, 876–887.
- Renison, D., Hensen, I., Suarez, R., Cingolani, A.M., Marcora, P. & Giorgis, M.A. (2010) Soil conservation in *Polylepis* mountain forests of Central Argentina: Is livestock reducing our natural capital? *Austral Ecology*, 35, 435–443.
- Seiler, W., & Crutzen, P.J., (1980). Estimates of gross and net fluxes of carbon between the biosphere and atmosphere from biomass burning. *Climate Change*, 2(3), 207–247.
- Sparks, J. C., Masters, R. E., Engle, D. M., Palmer, M. W., & Bukenhofer, G. A. (1998). Effects of late

- growing- season and late dormant- season prescribed fire on herbaceous vegetation in restored pine-grassland communities. *Journal of Vegetation Science*, 9(1), 133-142.
- Stab, S., & Henle, K. (2009). Research, Management, and Monitoring in Protected Areas. *Biodiversity Conservation and Habitat Management-Volume I*, 1, 127.
- t'Mannetje. (2000). Measuring biomass of grassland vegetation in Field and Laboratory Methods for Grassland and Animal Production, Edited by, L. t'Mannetje and R.M. Jones. Cap. 7.
- Teich, I., Cingolani, A. M., Renison, D., Hensen, I., & Giorgis, M. A. (2005). Do domestic herbivores retard *Polylepis australis* Bitt. woodland recovery in the mountains of Córdoba, Argentina?. *Forest Ecology and Management*, 219(2-3), 229-241.
- Trollope, L. A., & Trollope, L. A. (2010). Fire effects and management in African grasslands and savannas. *Range and Animal Sciences and Resources Management*, 2, 121-145.
- UICN. (1994). Directrices para las Categorías de Manejo de Áreas Protegidas. CPNAP con la ayuda de WCMC. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.
- Vaieretti, M. V., Cingolani A.M., Pérez Harguindeguy, N., Gurvich, D.E. & Cabido, M. (2007). Los Herbívoros Domésticos en el Parque Nacional Quebrada del Condorito: Riesgos y Oportunidades. Programa y resumen de exposiciones del 6 de diciembre de 2007 en el Centro de interpretación del Parque Nacional Quebrada del Condorito.
- Vaieretti, M.V., Cingolani, A.M., Pérez Harguindeguy, N., Gurvich, D.E. & Cabido, M. (2010). Does decomposition of standard materials differ among grassland patches maintained by livestock? *Austral Ecology*. Ecological Society of Australia.
- Van der Werf, G. R., Randerson, J.T., Giglio, L., Collatz, G.J., Mu, M., Kasibhatla, P.S.,..., & van Leeuwen, T.T. (2010). Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peatfires (1997–2009), *Atmopheric. Chemistry and Physics*, 10(23), 11707–11735.
- Van der Werf, G. R., Randerson, J. T., Giglio, L., Van Leeuwen, T. T., Chen, Y., Rogers, B. M.,..., & Kasibhatla, P.S. (2017). Global fire emissions estimates during 1997–2016. *Earth System Science Data*, 9(2), 697.
- Van Leeuwen, T. T., Van der Werf, G. R., Hoffmann, A. A., Detmers, R. G., Rucker, G., French, N. H., ... & Hély, C. (2014). Biomass burning fuel consumption rates: a field measurement database.
- Van Wilgen B.W., Govender N. and Biggs H.C. (2007). The contribution of fire research to fire management: a critical review of a long-term experiment in the Kruger National Park, South Africa. *Int. J. Wildl. Fire* 16, 519–530.
- Vega, J. A., Cuiñas, P., & MT Fontúrbel, C. (2000). Planificar la prescripción para reducir combustibles y disminuir el impacto sobre el suelo en las quemas prescritas. *Cuadernos de la SECF*, (9).
- von Müller, A.R., (Tesis de doctorado) (2011). Selección de hábitat de herbívoros domésticos en las Sierras Grandes de Córdoba. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales Universidad Nacional de

Córdoba, Córdoba, Argentina.

Whelan, R.J. (1995) *The Ecology of Fire*, Cambridge University Press.

Wiedinmyer, C., Quayle, B., Geron, C., Belote, A., McKenzie, D., Zhang, X., O'Neill, S., & Wynne, K.K., (2006). Estimating emissions from fires in North America for air quality modeling. *Atmospheric Environment*, 40(19), 3419-3432.

Wuerthner, G., 2006. *The wildfire reader. A century of failed forest policy*. Ed. Island Press.

Zivkovic, L., Martínez Carretero, E., Dalmaso, A., & Almirón, M. (2013). Carbono acumulado en la biomasa vegetal de la reserva de Villavicencio (Mendoza-Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 48 (3-4), 543-551.

9. Anexos

9.1. Elaboración de la ecuación alométrica para la estimación de la biomasa aérea en pie de los pajonales gruesos

La ecuación alométrica se construyó siguiendo los siguientes pasos: 1) selección de 2 individuos de *P. stuckertii* localizados a 25 m del centro de cada uno de los sitios de muestreo (Sección 2.2.2), en direcciones opuestas norte-sur; 2) medición de 5 variables sobre esos individuos: diámetro basal mayor, diámetro basal perpendicular al mayor, diámetro mayor de la corona, diámetro de la corona perpendicular al mayor y altura, para el cálculo del volumen de cada individuo, asumiendo que tienen una forma de cono elíptico truncado (Johnson et al., 1988); y 3) corte de los 2 individuos de *P. stuckertii* desde la base con motosierra. Los individuos cortados se pesaron en el campo para obtener su peso fresco total y luego se colectó una muestra de cada individuo de al menos 2 kg que también se pesó en campo. Las muestras (n=40) se llevaron al laboratorio y se secaron en estufa por 48hr a 75°C, hasta obtener el peso constante (t'Mannetje, 2000). Para la estimación de la biomasa aérea de la vegetación en pie se generaron, en primer lugar, análisis de regresión entre el peso seco de las matas colectadas, y las mediciones que se realizaron sobre los individuos de *P. stuckertii* en el campo. Una vez obtenido el modelo de regresión que mejor se ajustara a los datos se procedió a calcular los valores de biomasa de la vegetación en pie.

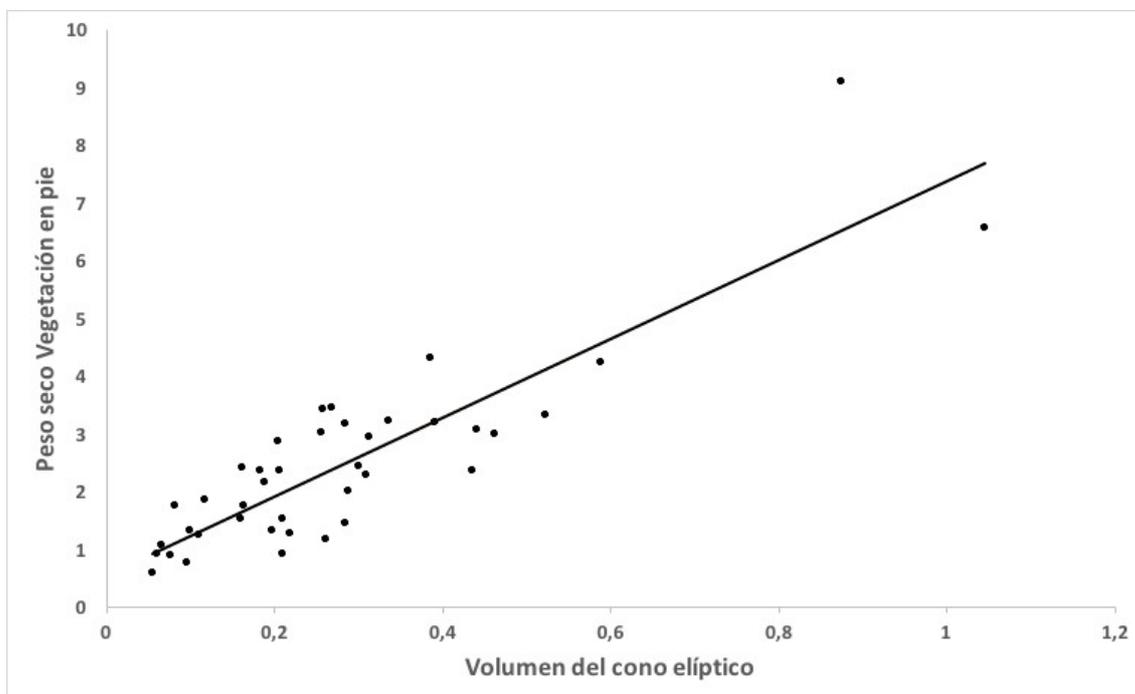


Figura 11. Modelo de regresión lineal del peso seco de los individuos de *Poa stuckertii* en función del volumen del cono elíptico: $\text{Peso seco del individuo (kg)} = 0,54 + 6,82 \cdot \text{Volumen del cono elíptico (m}^3\text{)}$.

9.2. Biomasa aérea de los pajonales

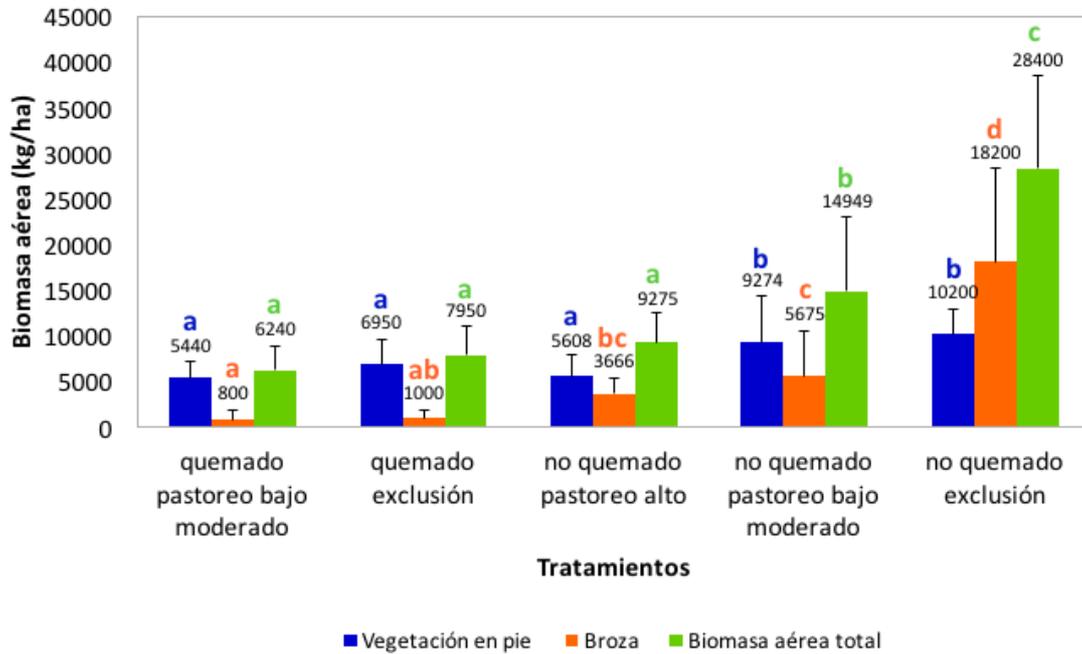


Figura 12. Biomasa aérea (kg ha^{-1}) de la vegetación en pie, la broza y la biomasa aérea total (vegetación en pie + broza) en pajonales finos del Parque y la Reserva Nacional Quebrada del Condorito para las diferentes combinaciones de tratamientos de fuego y pastoreo. Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) (ANAVA de vegetación en pie y biomasa aérea total con $p\text{-valor}=0,0276$ y $<0,0001$, respectivamente; Kruskal Wallis de broza con $H=24,24$ y $p=0,0001$).

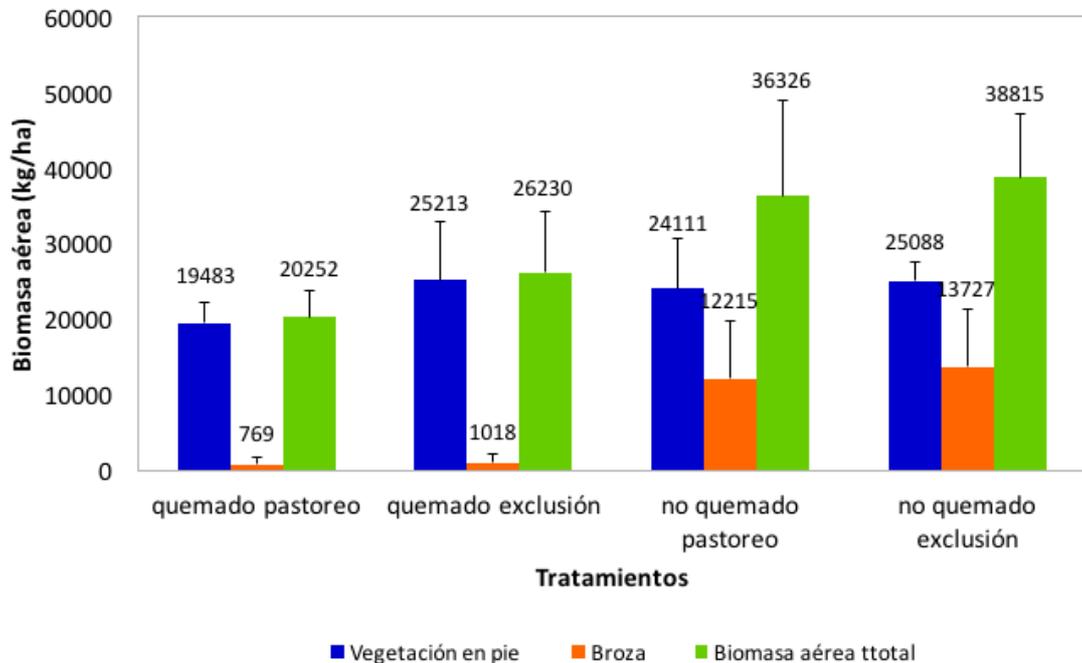


Figura 13. Biomasa aérea (kg ha^{-1}) de la vegetación en pie, la broza y la biomasa aérea total (vegetación en pie + broza) en pajonales gruesos del Parque y la Reserva Nacional Quebrada del Condorito para las diferentes combinaciones de

tratamientos de fuego y pastoreo. El pastoreo de los tratamientos con presencia de ganado corresponde a cargas ganaderas bajas-moderadas.

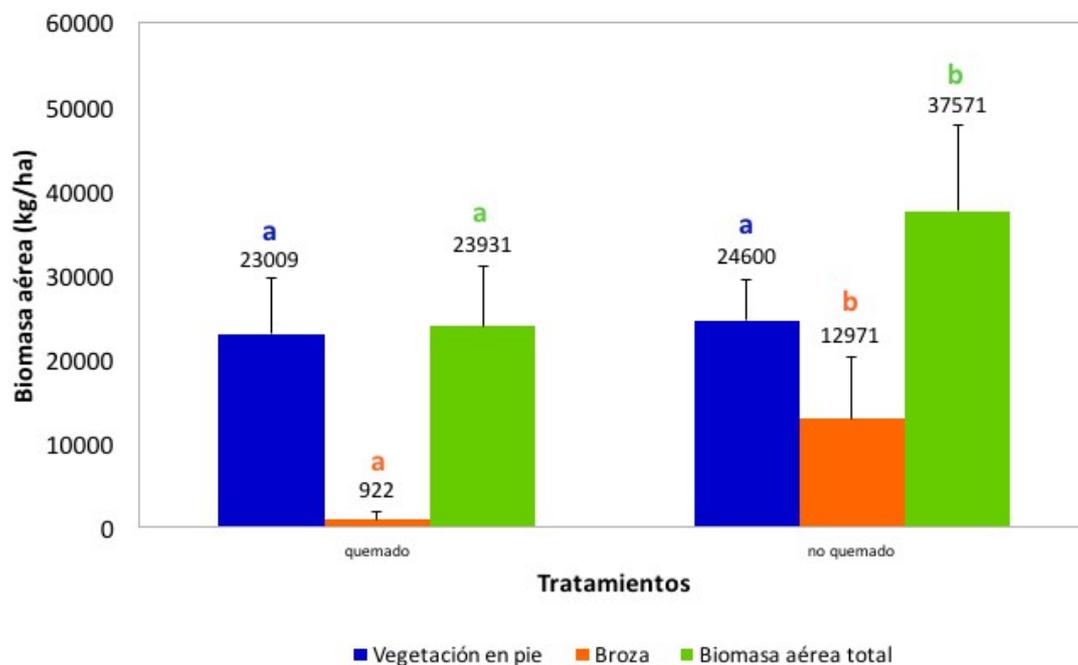


Figura 14. Biomasa aérea (kg ha^{-1}) de la vegetación en pie, la broza y la biomasa aérea total (vegetación en pie + broza) en pajonales gruesos del Parque y la Reserva Nacional Quebrada del Condorito para los tratamientos de fuego: no quemado y quemado. Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) (ANAVA de broza y biomasa aérea total con p-valor = $<0,0001$ y $0,0001$, respectivamente).

9.3. Reservorio de carbono de los pajonales gruesos

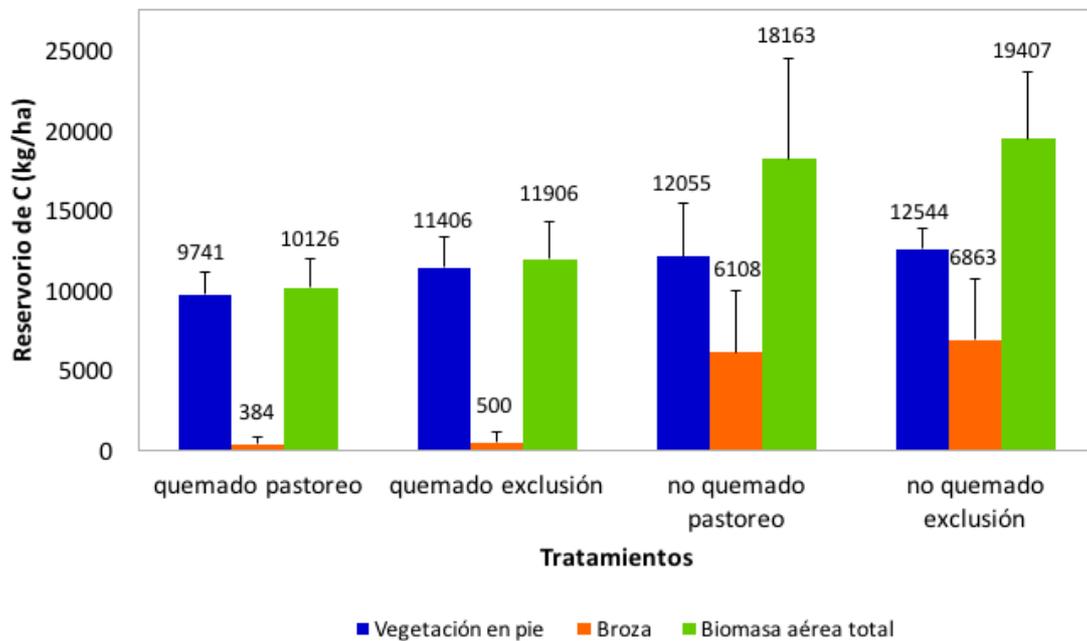


Figura 15. Reservorio de C (kg ha^{-1}) de la vegetación en pie, la broza y la biomasa aérea total (vegetación en pie + broza) en pajonales gruesos del Parque y la Reserva Nacional Quebrada del Condorito para las diferentes combinaciones de tratamientos de fuego y pastoreo. El pastoreo de los tratamientos con presencia de ganado corresponde a cargas ganaderas bajas-moderadas.