

TESINA DE GRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Supervivencia y vigor de rebrote post-fuego
en *Schinopsis marginata*, árbol
característico del Chaco Serrano

Tesinista: Candela B. Martín
Director: Dr. Diego E. Gurvich
Co-Director: Dr. Esteban Kowaljow
Cátedras de Biogeografía y Problemática Ambiental



FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS, FÍSICAS Y NATURALES

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA

Córdoba, Argentina

-2022-

Índice

Resumen	3
Introducción	4
Objetivo general	8
Objetivos particulares	8
Hipótesis de trabajo	8
Materiales y Métodos	8
<i>Sitio de estudio y especie estudiada</i>	8
<i>Recolección de datos</i>	9
<i>Características microambientales</i>	12
<i>Análisis de datos</i>	13
Resultados	15
<i>Tamaño previo y supervivencia</i>	15
<i>Tamaño previo y vigor de rebrote</i>	15
<i>Características microambientales y supervivencia</i>	17
<i>Características microambientales y vigor de rebrote</i>	18
<i>Severidad del incendio y supervivencia</i>	18
<i>Severidad del incendio y vigor de rebrote</i>	19
Discusión	19
Conclusión	22
Agradecimientos	22
Bibliografía	23

Supervivencia y vigor de rebrote post-fuego en *Schinopsis marginata*, árbol característico del Chaco Serrano

Palabras clave: incendios forestales, Sierras de Córdoba, especies claves, regeneración post fuego.

Resumen

El fuego es uno de los principales disturbios que afecta a los bosques de climas semiáridos y estacionales, por lo cual entender las respuestas de las plantas a este disturbio, en particular la de las especies características, es fundamental para poder predecir la respuesta de la vegetación. *Schinopsis marginata* es el árbol más frecuente en matorrales y bosques de los faldeos occidentales de las Sierras de Córdoba, esto hace que sea importante conocer la respuesta de esta especie. El objetivo del estudio fue analizar la supervivencia y el vigor de rebrote de *S. marginata* luego de un incendio en función del tamaño previo de los individuos, las características microambientales y la severidad del incendio. Se realizaron muestreos en una zona cercana a la localidad de Villa de Soto donde se encuentra una población de *S. marginata* que fue afectada por un incendio durante septiembre del 2020. Se seleccionaron 290 individuos y se registró su supervivencia, el diámetro a nivel de la base y su altura previa al incendio. En individuos vivos que rebrotaron de la base se determinó el vigor de rebrote. Como características microambientales se midieron los porcentajes de cobertura de vegetación (hierbas, gramíneas, arbustos, suelo desnudo) y de rocas, la profundidad del suelo, pendiente, orientación y posición en la ladera. Como indicadores de la severidad del incendio se midieron el porcentaje de corteza carbonizada y el diámetro de la rama más fina en pie. Los resultados obtenidos indicaron que la supervivencia fue del 52%. Individuos de menor tamaño sobrevivieron más y tuvieron un mayor vigor de rebrote que individuos de mayor tamaño. Respecto a la influencia de las características microambientales, se encontró una relación entre la posición de la ladera y las coberturas, siendo la posición en ladera alta y la cobertura de gramíneas variables que aumentan la posibilidad de supervivencia de los individuos de *S. marginata*, mientras que, la posición de ladera media y baja con una mayor cobertura de hierbas, arbustos, la disminuye. El vigor de rebrote no se relacionó con ninguna variable microambiental. El porcentaje de corteza carbonizada fue mayor en individuos muertos y no se relacionó con el vigor de rebrote. Se puede concluir que el tamaño del individuo es un factor que influye en la respuesta al

fuego de *S. marginata*, en donde individuos pequeños tienen una mayor supervivencia y vigor de rebrote post-incendio que individuos grandes. La supervivencia de los individuos también se vio afectada por las variables microambientales, con una mayor mortalidad en lugares con mayor porcentaje de cobertura de hierbas y arbustos encontrados en la posición de la ladera media y baja.

Introducción

Los incendios son un disturbio recurrente en bosques de climas semiáridos y estacionales, ya que las características climáticas y el tipo de vegetación de estas regiones las hacen propensas a quemarse (Bowman et al., 2009; van Etten et al., 2021). Este disturbio produce una remoción directa de la biomasa vegetal condicionando la supervivencia de las plantas, su crecimiento posterior y el establecimiento de nuevos individuos (Pausas & Keeley 2014; Johnstone et al., 2016). Así mismo, el fuego puede actuar como un filtro evolutivo para ciertos rasgos de la comunidad vegetal (i.e., rebrote y ciclo de vida), que confieren un mayor valor adaptativo frente a las condiciones ambientales post-fuego (Pausas et al., 2004). De esta manera, la flora y la fauna de los ecosistemas afectados por incendios recurrentes presentan, en general, una alta capacidad de recuperarse luego de los mismos (Keeley & Zedler, 1978; Keeley et al., 2011). Se ha planteado que, en sistemas con una larga historia de incendios, las plantas habrían generado estructuras vegetales particulares de resistencia, crecimiento y reproducción asociadas al fuego como una respuesta adaptativa (Pausas & Keeley, 2009). El rebrote es una de estas estrategias (Keeley & Zedler, 1978; Canadell et al., 1991), y la habilidad de las especies para rebrotar es regularmente usada para predecir la dinámica de la vegetación en ecosistemas afectados por incendios (Pausas et al., 2004). Sin embargo, esta respuesta de las plantas se ha visto también en regiones sin registros históricos de incendios frecuentes (Vieira & Scariot, 2006) por lo que podría ser una exaptación (Keeley et al., 2011).

Las plantas leñosas pueden presentar dos estrategias principales para enfrentar los incendios. Por un lado, existen especies leñosas de crecimiento rápido que destinan muchos recursos a la reproducción, generando una gran cantidad de semillas que tienen el potencial de permanecer viables dentro del banco de semillas del suelo o aéreo, además presentan plántulas con alta supervivencia y una maduración sexual temprana (Keeley & Zedler, 1978; Bellingham & Sparrow, 2000; Bond & Midgley, 2001; Pausas et al., 2004).

Por otro lado, existen especies leñosas rebrotadoras. Estas suelen tener menos semillas, no forman bancos de semillas en el suelo, tienen tasas de crecimiento y maduración más lentas y, casi siempre, presentan pocas plántulas de escasa supervivencia, debido principalmente, a que destinan sus recursos a los nuevos rebrotes (Pausas et al., 2004; Gurvich et al., 2005; Torres et al., 2015). En la región chaqueña del centro de Argentina se ha observado que la principal estrategia de regeneración post incendio de las especies de plantas leñosas es el rebrote, a través de yemas latentes que utilizan las reservas de la planta (Torres et al., 2014; Jaureguiberry et al., 2020). Aun así, la capacidad de rebrote de un individuo puede disminuir cuando los incendios son lo suficientemente severos como para dañar los meristemas o lo suficientemente frecuentes como para impedir que las plantas recuperen biomasa aérea entre incendios (Bellingham & Sparrow, 2000; Clarke et al., 2013).

Se ha demostrado que la estructura de la comunidad vegetal se ve alterada por las características propias de los incendios, particularmente relacionadas a su intensidad, severidad, duración y frecuencia (Flannigan et al., 2000). La severidad puede ser utilizada como parámetro de disturbio para predecir los efectos del incendio (Keeley, 2009). Si bien en experimentos naturales es difícil poder estimar cuál fue la severidad de los incendios, existen indicadores de la misma que se pueden determinar luego de un incendio. Por ejemplo, se ha utilizado el diámetro menor de ramas quemadas en pie o el grado de carbonización de los tallos principales (Jaureguiberry et al., 2020).

Dentro de una especie vegetal en particular, los factores que más influyen sobre la mortalidad y el rebrote frente a incendios son el tamaño previo del individuo y las características del microambiente que la rodea. Con respecto al tamaño previo, las plantas de mayor tamaño pueden evadir el contacto directo del fuego y rebrotar desde las ramas no quemadas de la copa (Pausas, 1998; García Núñez & Azocar, 2004). Por el contrario, las plantas pequeñas pueden quedar completamente calcinadas por el incendio, aumentando así la mortalidad o propiciando el rebrote basal a partir del cuello del tallo o de los órganos subterráneos (Gurvich et al., 2005; Rodríguez-Cubillo et al., 2021). Gurvich y colaboradores (2005), estudiando diferentes especies vegetales del centro de Argentina, encontraron que el tamaño previo de las plantas se relacionó positivamente con el vigor de rebrote, plantas grandes usualmente poseen más raíces que sirven de reserva de carbohidratos y ayudan en el crecimiento de nuevos rebrotes, mientras que plantas pequeñas tienen menos capacidad de reserva y el crecimiento de rebrotes es más

lento. Asimismo, Bond y Midgley (2001) consideran que la capacidad de rebrote aumenta con el tamaño de la planta hasta alcanzar un máximo en la fase adulta. Sin embargo, Bravo y colaboradores (2019) observaron que, en cuatro especies leñosas nativas del Chaco Argentino, el vigor de rebrote disminuyó en individuos de mayor tamaño. Propusieron que esto puede estar relacionado con una mayor asignación de reservas de carbohidratos hacia las yemas apicales para el alargamiento de los brotes y ramas principales, y una menor inversión en nuevos módulos de crecimiento vegetativo o defensivo. Además, de que la habilidad de rebrotar usualmente decrece con la edad debido a una combinación de cambios genéticos, fisiológicos y anatómicos. Otros autores coinciden con Bravo ya que observaron que la capacidad de rebrote suele ser mayor en la fase juvenil que en la fase adulta (Klimešová, & Klimeš, 2007; Pelc et al., 2011). Aunque, Herrero y colaboradores (2016) observaron que en el caso de solo algunas especies tanto nativas como no nativas del Chaco Argentino el crecimiento estaba relacionado positivamente con la altura previa al incendio. En otros estudios también observaron variabilidad en cuanto al tamaño previo al incendio y el número y tipo de rebrote dentro y entre especies, y entre sitios (Torres et al., 2014; Jaureguiberry et al., 2020). Esto nos da una idea, que, aunque varios autores han visto patrones concretos, el tamaño previo y la capacidad de rebrote es variable, tanto entre especies como dentro de una especie.

Con respecto a las características microambientales la cantidad y el tipo de vegetación que rodea un árbol pueden influir en la propagación de los fuegos de superficie y, por lo tanto, en el daño que experimenta el ejemplar (Keeley, 2009). Existen algunas condiciones, como el mal drenaje del sitio y los suelos orgánicos gruesos, que pueden proteger los meristemas del fuego favoreciendo la supervivencia y al rebrote del individuo (Day et al., 2020). Otras características del microambiente, como la pendiente y presencia de rocas también podrían afectar a las respuestas de las plantas (May et al., 2008). De hecho, las rocas pueden tener efectos directos, al proteger a las plantas de las altas temperaturas y efectos indirectos, al disminuir la carga de combustible. Un estudio realizado por Renison y colaboradores (2002) sobre el árbol *Polylepis australis*, encontraron que los individuos situados en ambientes más rocosos tenían una mayor supervivencia luego de incendios. Así mismo, en un estudio realizado por Alinari y colaboradores (2019) sobre los árboles *Vachellia caven* y *Lithraea molleoides*, encontraron que los ejemplares rodeados por más vegetación sufrieron un mayor daño que aquellos rodeados por menos vegetación y, por ende, más roca, pedregullo o suelo

desnudo. Aun así, existen escasos estudios que hayan analizado el efecto de estas y otras variables microambientales, como, por ejemplo, la profundidad del suelo, sobre la supervivencia y la capacidad de rebrote luego de un incendio.

En las sierras del centro de Argentina, entre los 500 m y aproximadamente 1500 m de altitud, se encuentra la unidad de vegetación denominada Bosque Serrano (Cingolani et al., 2022). La misma, pertenece a la Provincia Fitogeográfica Chaqueña (Oyarzabal et al., 2018). En las últimas décadas, la recurrencia de los incendios en la región del Chaco ha aumentado, promovida por profundas modificaciones en el uso de la tierra y el cambio climático (Tálamo & Caziani, 2003; Boletta et al., 2006; Grau et al., 2005; Bravo et al., 2010; Kowaljow et al., 2019). Como consecuencia de ello, algunas comunidades vegetales se conservan sólo a modo de “relictos” y probablemente desaparecerán en las próximas décadas si no se adoptan políticas y estrategias de conservación apropiadas (Cingolani et al., 2022).

Schinopsis marginata Engl., conocida como “orco quebracho”, es una de las especies clave del Chaco Serrano, debido a que es el árbol característico de estos bosques (Oyarzabal et al., 2018). Es de destacar que esta especie ha sido sinonimizada con *Schinopsis lorentzii* Griseb. (“quebracho colorado santiagueño”, “coronillo”) por unos autores (Demaio, et al., 2002; Flores et al., 2013), mientras que otros la diferencian en dos especies distintas (Mogni et al., 2017). En un trabajo previo, Herrero y colaboradores (2016) estudiaron el vigor de rebrote post-fuego de *S. marginata* en comparación a otras especies nativas del Chaco y algunas especies exóticas. Los resultados indicaron que *S. marginata* presenta elevadas tasas de rebrote desde la base y una alta supervivencia. Sin embargo, en este trabajo la cantidad de individuos muestreados de la especie fue bajo, y no se midieron variables ambientales en cada individuo. Otro trabajo, realizado por Torres y colaboradores (2014), estudió el tipo de rebrote y la supervivencia post fuego de *S. marginata* y otras especies tanto nativas como no nativas del Chaco en tres sitios distintos de las sierras de Córdoba. Encontraron en sus resultados que *S. marginata* posee una supervivencia media y el tipo de rebrote predominante es de base. El actual trabajo pretende indagar con mayor profundidad en la autoecología de la especie y conocer cómo el tamaño previo del individuo y las características de su microambiente se relacionan a la supervivencia y a la capacidad de rebrote luego de un incendio. El conocimiento sobre el desempeño de las especies leñosas luego de los incendios, y en particular aquellas que son características, es fundamental no sólo para la recuperación de los ecosistemas

boscosos, sino también para garantizar una mayor eficiencia en los proyectos de restauración y conservación de estos ecosistemas (Torres et al., 2015).

Objetivo general

El objetivo general del estudio es analizar la supervivencia y el vigor de rebrote de *Schinopsis marginata* luego de un incendio.

Objetivos particulares

- Determinar la importancia del tamaño del individuo previo al incendio tanto sobre la supervivencia como sobre el vigor de rebrote.
- Determinar el efecto de las características microambientales (cobertura de la vegetación, pendiente, orientación, cobertura de rocas y profundidad del suelo) sobre la supervivencia y vigor de rebrote.
- Determinar cómo afecta la severidad del incendio a la supervivencia y el vigor de rebrote de los individuos.

Hipótesis de trabajo

- El tamaño previo del individuo influye tanto en la supervivencia como en el vigor de rebrote, por lo tanto, se espera que los individuos más pequeños rebroten desde la base y así mismo posean mayor vigor de rebrote y supervivencia que los individuos de mayor tamaño. Si bien existen antecedentes contradictorios respecto a la forma de la relación, se considera esta hipótesis dada la variación observada por algunos autores, y por la biología de lento crecimiento del árbol en estudio.
- Las características microambientales afectarán tanto a la supervivencia como al vigor de rebrote. Se espera que a mayor cobertura de rocas y menor cobertura de vegetación la mortalidad sea menor y el vigor de rebrote mayor.

Materiales y Métodos

Sitio de estudio y especie estudiada

El estudio se llevó a cabo en las sierras de Córdoba, cerca de la localidad de Villa de Soto (30° 51' 43" S 64° 53' 19" W, Fig. 1). El sitio se encuentra alrededor de los 750 m s.n.m., la temperatura y precipitación media anual son de 18,4 °C y 503 mm,

respectivamente. Este lugar está dominado por a un matorral xerófito con emergentes de *Schinopsis marginata* (Chaco Serrano, Oyarzabal et al., 2018, Cingolani et al., 2022). Esta especie es característica del estrato superior de los bosques matorrales del noroeste de la provincia de Córdoba, pudiendo llegar a los 20 metros de altura. Tiene una madera valiosa, usada tradicionalmente como leña, y actualmente está categorizada en Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN (1998, Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales) como de preocupación menor.

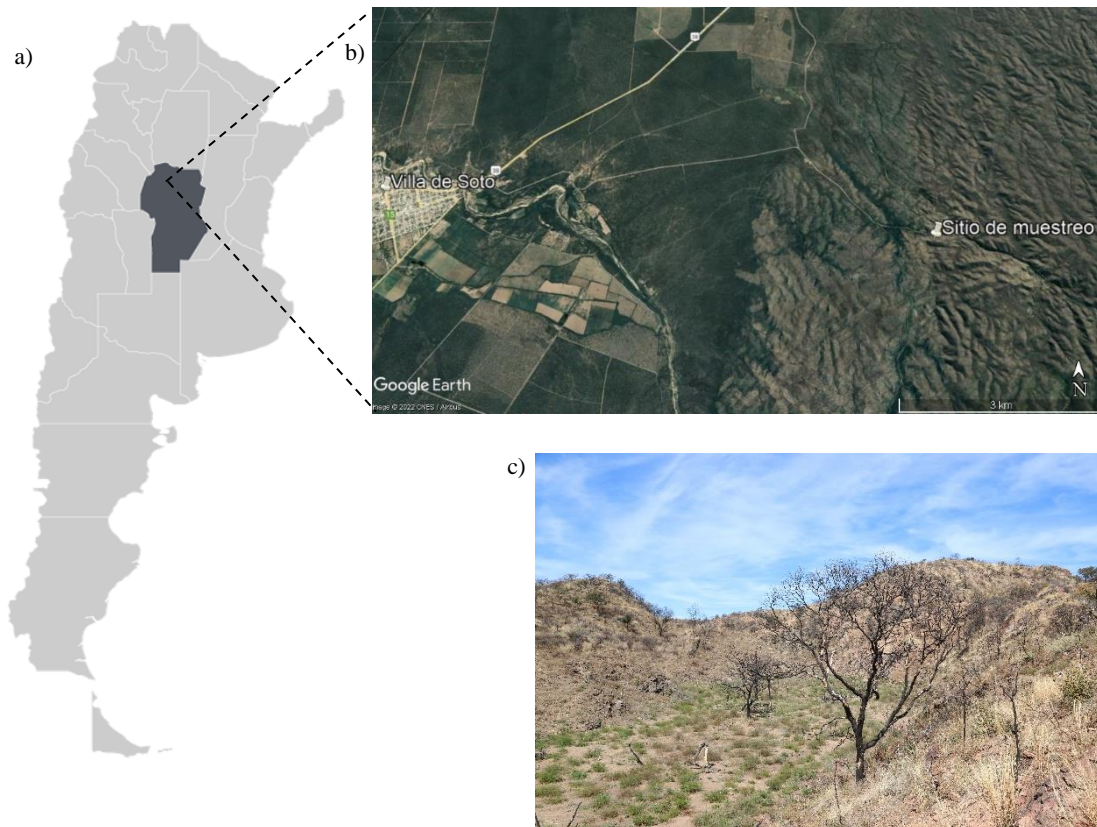


Figura 1: a) Mapa de Argentina, remarcado en negro la Provincia de Córdoba, b) imagen satelital del sitio de muestreo, como sitio de referencia se encuentra la localidad de Villa de soto, c) imagen en detalle del sitio de muestreo, donde se pueden observar individuos de *S. marginata* quemados.

Se estudió una población de *S. marginata*, que sufrió un incendio durante septiembre del 2020. Dicho incendio fue uno de los mayores de ese año, afectando unas 60,000 has, desde la localidad de la Cumbre hasta Villa de Soto.

Recolección de datos

Todas las mediciones se realizaron un año después del incendio entre agosto y septiembre del 2021, fecha correspondiente a la primera temporada de crecimiento de la

vegetación que sobrevivió al invierno. Se identificaron individuos de *S. marginata* quemados en el sitio de estudio, y se georreferenciaron con un GPS. Los individuos fueron seleccionados al azar en un área de alrededor de 25 ha, y la distancia entre los mismos fue de al menos 5 metros. Se abarcó el mayor rango de tamaños y de características microambientales posibles en el muestreo. La altura de los individuos a muestrear varió entre 10 cm hasta 1140 cm (Fig. 2). En cada individuo se registró: la supervivencia (vivo o muerto), el diámetro a nivel de la base y la altura total previa al incendio.

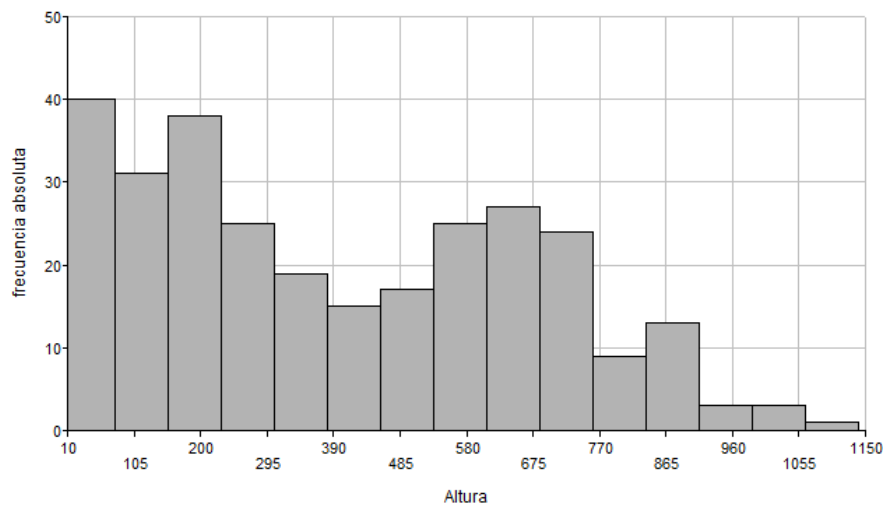


Figura 2: Histograma de frecuencia absoluta de la altura de los individuos muestreados.

Se identificaron a individuos vivos como los individuos que poseían rebrotes o habían escapado del fuego (copa del árbol intacta), e individuos muertos como los individuos que no poseían ningún tipo de rebrote. Aunque la supervivencia podría no ser evidente un año después del incendio, suponemos que si no lograron pasar dos temporadas de crecimiento y generar rebrote es poco probable que estén vivos. El diámetro a nivel de la base fue medido con calibre para los individuos de menor porte, y con cinta métrica para individuos de mayor porte. La altura, fue determinada con una cinta métrica para los individuos de menor porte y con una varilla telescópica en individuos de mayor porte (Fig. 3).

Cómo indicadores de severidad del incendio se midió el diámetro de la rama quemada más fina en pie con un calibre (Fig. 3), y se estimó visualmente el porcentaje de corteza carbonizada (Fig. 4), análogo al índice utilizado por Jaureguiberry y colaboradores (2020), en donde midieron el estado de la corteza (quemada o perdida).

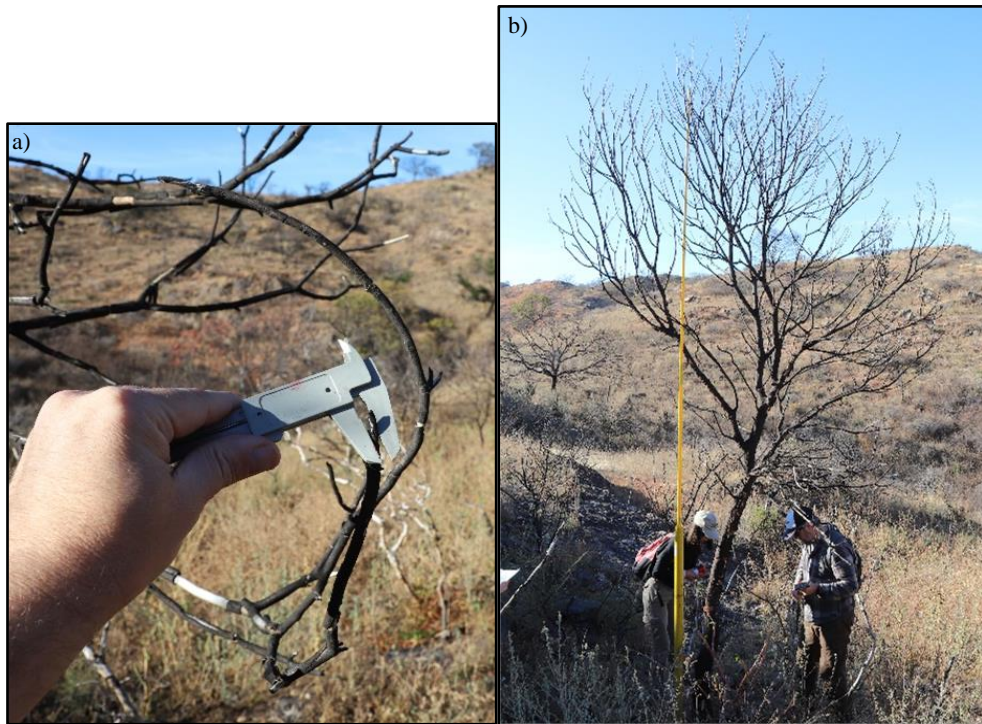


Figura 3: a) Medición con calibre del diámetro de las ramas terminales. Se utilizó esta variable como un indicador de la severidad del incendio. b) Medición de la altura de los árboles con varilla telescópica.



Figura 4: Corteza carbonizada de *S. marginata*. Se puede observar que varía el porcentaje de la corteza carboniza, lo que permitió calcular esta variable y utilizarla como un indicador de severidad del incendio.

En cuanto a los individuos con rebrotes desde la base, se contabilizó el número total de rebrotes y se midió la altura y el diámetro del brote más largo con una cinta

métrica y un calibre respectivamente. Esta información se utilizó para obtener el vigor de rebrote.

Características microambientales

Se determinó la profundidad del suelo circundante a cada individuo mediante una varilla de hierro graduada (Kowaljow et al., 2019, Fig. 5). Se realizaron 5 determinaciones por individuo. Para los análisis se utilizó el valor promedio entre los 5 puntos. Los valores fueron desde los 0 cm (lugares con roca) hasta los 20 cm.



Figura 5: Medición de la profundidad del suelo con varilla metálica graduada.

Se calculó el porcentaje de cobertura de rocas y de vegetación total mediante estimación visual del perímetro en función del diámetro de copa de cada individuo para obtener las coberturas previas al incendio (desde 0% hasta el 100%). La cobertura de vegetación total se subdividió en distintas coberturas: de hierbas, arbustos, gramíneas y suelo desnudo. Al ser una estimación es posible que estos datos no reflejen con exactitud las coberturas anteriores al incendio, pero se considera que son indicadores confiables en términos relativos, y han sido utilizados por otros autores como Alinari y colaboradores 2019.

Se determinó la orientación y la pendiente (con valores entre 5 y 40 de pendiente) del área circundante a cada individuo mediante un clinómetro. Por último, se registró la

posición en la ladera (alta, media y baja), muestreando un rango similar de alturas de los individuos en cada posición (Tabla 1, Fig. 6).

Posición en la ladera	Altura mín.	Altura máx.
Baja	4	1140
Media	1	980
Alta	1	875

Tabla 1: Altura mínima y máxima de los individuos en las distintas posiciones de ladera.



Figura 6: Representación de las distintas posiciones en ladera. En color amarillo posición en ladera baja, en color naranja posición en ladera media y en rojo posición en ladera alta.

Análisis de datos

Los análisis de datos se realizaron con InfoStat y Rstudio.

El diámetro total a la altura de la base (DAB) fue usado para analizar el tamaño medio de cada individuo previo al fuego ya que se correlaciona positivamente con la altura. Para analizar el vigor de rebrote solo se tuvieron en cuenta los individuos rebrotados de base. Se utilizó el índice (RCI2) propuesto por Jaureguiberry y colaboradores (2020). El cual se calcula dividiendo el diámetro del tallo del rebrote (MRD, estimada multiplicando el área del rebrote más grande por el número de rebrotes existentes) sobre el diámetro del tallo previo al incendio (MTD, estimada a partir del diámetro a la altura de la base del tallo quemado) sus valores varían de 0 a +inf.,

aumentando cuando la diferencia entre el diámetro del tallo del rebrote y del tallo previo al incendio es mayor.

$$RCI2 = MRD/MTD$$

Para analizar cómo afecta el tamaño pre-incendio de los individuos a la supervivencia post-incendio, y al tipo y vigor de rebrote, se realizaron pruebas “t” de Student para evaluar diferencias entre medias, se utilizó el diámetro del tronco a la altura de la base (DAB). Además, se realizó un análisis de regresión lineal para analizar la relación entre el tamaño pre-incendio y el vigor de rebrote.

En cuanto a los análisis realizados con las variables microambientales, para observar la relación entre cobertura de rocas, cobertura de vegetación y la supervivencia (vivo y muerto) se realizaron análisis de la varianza (ANOVA). En complemento, para obtener una aproximación general de cómo afectan las diferentes variables microambientales (cobertura de hierbas, suelo desnudo, arbustos, gramíneas; profundidad del suelo; pendiente; orientación) en la distribución de los individuos (vivos y muertos) se realizó un análisis multivariado por componentes principales (ACP). Para observar la distribución de los individuos vivos y muertos en los distintos ejes del ACP se realizaron pruebas “t” de Student para evaluar diferencias entre medias. Con el fin evaluar la correlación entre las variables significativas del ACP se realizaron análisis de correlación de Spearman. Además, para analizar la distribución de los individuos vivos y muertos en cada una de las posiciones en la ladera se realizaron gráficos de barras de frecuencias.

Para analizar el efecto de las características microambientales sobre el vigor de rebrote se realizaron análisis de correlación con los componentes principales del ACP.

Por último, para analizar cómo la severidad del incendio afectó a la supervivencia (comparando individuos vivos y muertos) y al vigor de rebrote, se utilizaron los dos indicadores de severidad (diámetro de la rama más fina y porcentaje de corteza quemada)

en donde se realizaron pruebas “t” de Student para evaluar diferencias entre medias y correlaciones para analizar la relación con el vigor de rebrote.

Resultados

Tamaño previo y supervivencia

Se muestrearon un total de 290 individuos de *S. marginata*, de los cuales sobrevivieron el 52% luego de un año post incendio. Los individuos muertos presentaron un mayor diámetro del tronco a la altura de la base (cm, DAB) que los vivos ($p < 0,0002$, Fig. 7).

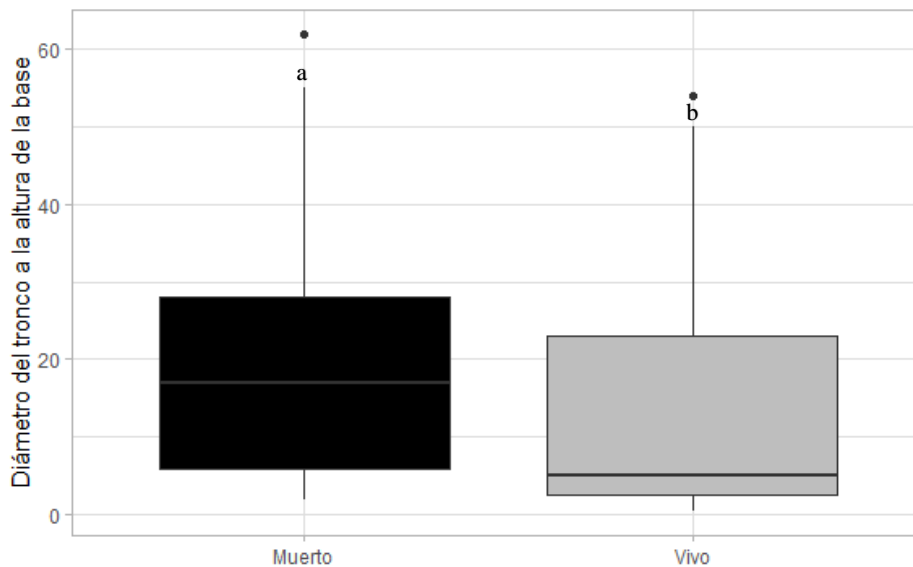


Figura 7: Diámetro del tronco a la altura de la base (cm) en individuos vivos y muertos de *S. marginata*. Diferentes letras indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Tamaño previo y vigor de rebrote

Del total de individuos vivos, 120 individuos tuvieron rebrote de base y 30 escaparon del fuego. Los individuos que escaparon del fuego tuvieron, en promedio, un mayor diámetro del tronco a la altura de la base (DAB) que los individuos que rebrotaron de base ($p < 0,05$, Fig. 8).

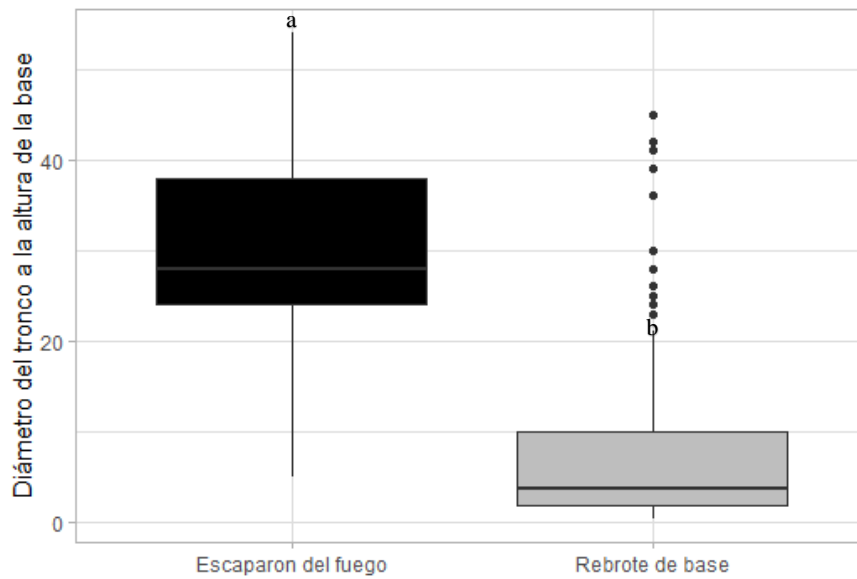


Figura 8: Diámetros del tronco (DAB, cm, media \pm E.E) en los individuos que rebrotaron de la base o de la copa. Diferentes letras indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

El vigor de rebrote se relacionó de manera negativa y significativa con el diámetro del tronco a la altura de la base (Fig. 9). Esto indica que individuos más pequeños tuvieron un mayor índice de rebrote. El índice varió entre 0 y 0,67.

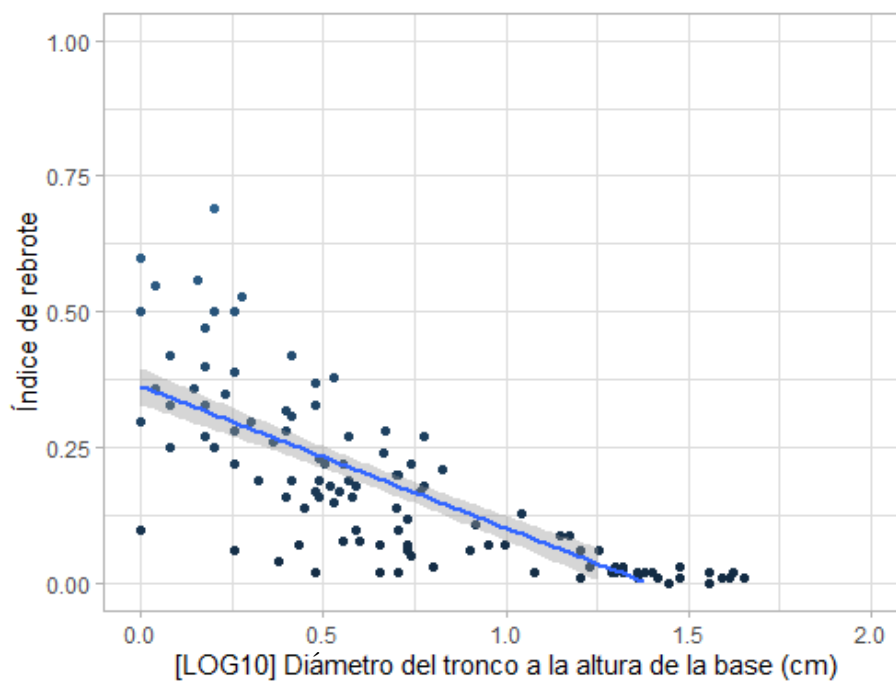


Figura 9: Regresión lineal entre el logaritmo del diámetro del tronco a la altura de la base (cm) y el índice de rebrote de individuos vivos de *S. marginata* ($p = 0,0094$; $r = -0,30$).

Características microambientales y supervivencia

No se observaron diferencias significativas en el porcentaje de cobertura de roca y el porcentaje de cobertura vegetal total entre individuos vivos y muertos ($p > 0,05$).

El ACP mostró que el componente principal 1 (CP1) se relacionó positivamente con el porcentaje de cobertura de roca y pendiente, y el CP2 con el porcentaje de cobertura de hierbas, y negativamente con la posición de la ladera y el porcentaje de cobertura de gramíneas (Tabla 2).

Variables	CP1	CP2
Orientación	0,14	0,08
Pendiente	0,47	0,23
Posición en la ladera	-0,17	-0,43
Profundidad del suelo	-0,34	0,34
% cobertura de roca	0,56	-0,20
% cobertura de hierba	-0,22	0,54
% cobertura de suelo desnudo	-0,36	0,08
% cobertura de arbusto	0,26	0,23
% cobertura de gramíneas	-0,25	-0,49

Tabla 2: Tabla de relación entre las variables microambientales y los CP 1, 2. En negrita se remarcan los valores significativos.

Al analizar los valores entre los individuos muertos y vivos en los dos primeros componentes del ACP, se observó que solo en el CP2 existieron diferencias significativas para la supervivencia ($p = 0,0004$). Los individuos muertos presentaron valores más positivos en el eje, lo que significa que se encontraban en sitios con un mayor porcentaje de cobertura de arbustos y hierbas. Los individuos vivos presentaron valores más negativos en el eje, indicando que individuos que se encontraban en sitios con un mayor porcentaje de cobertura de gramíneas presentaron mayor supervivencia, viéndose también influidos por la posición en la ladera (Fig. 10). Se observó una relación significativa y baja entre las coberturas de gramíneas, hierbas y la posición en ladera ($p < 0,05$; $r = 0,21$, $r = -0,16$ respectivamente). Habiendo más gramíneas en posiciones altas y hierbas en posiciones bajas, correspondiendo con sitios donde se encontró mayor mortalidad (Fig. 11).

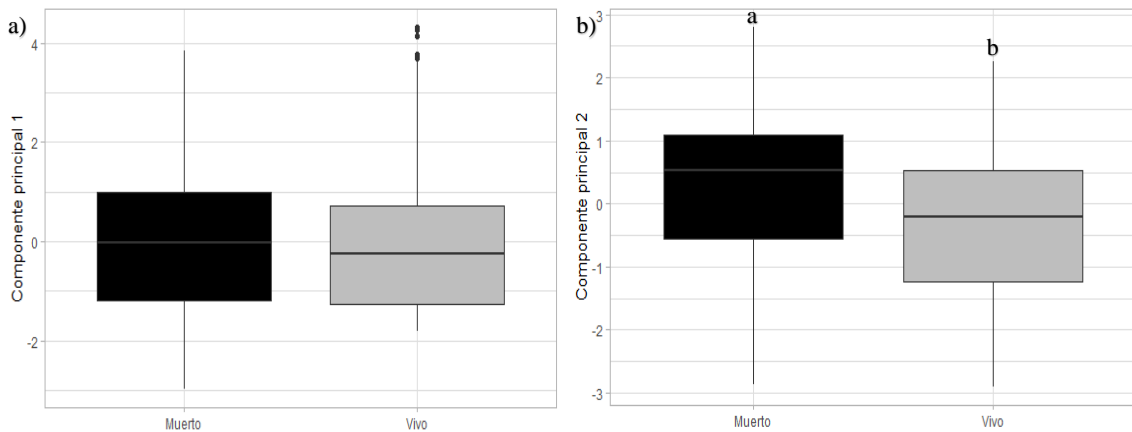


Figura 10: Valores entre los individuos muertos y vivos en los componentes principales a) 1 y b) 2. Diferentes letras indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

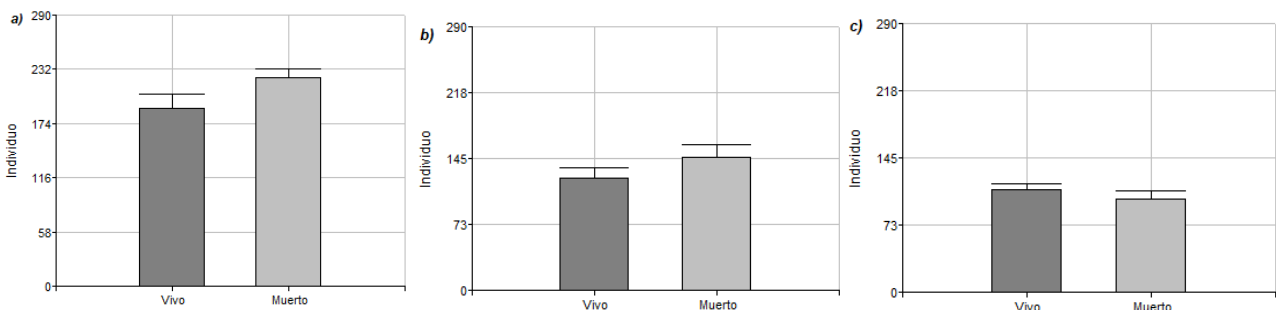


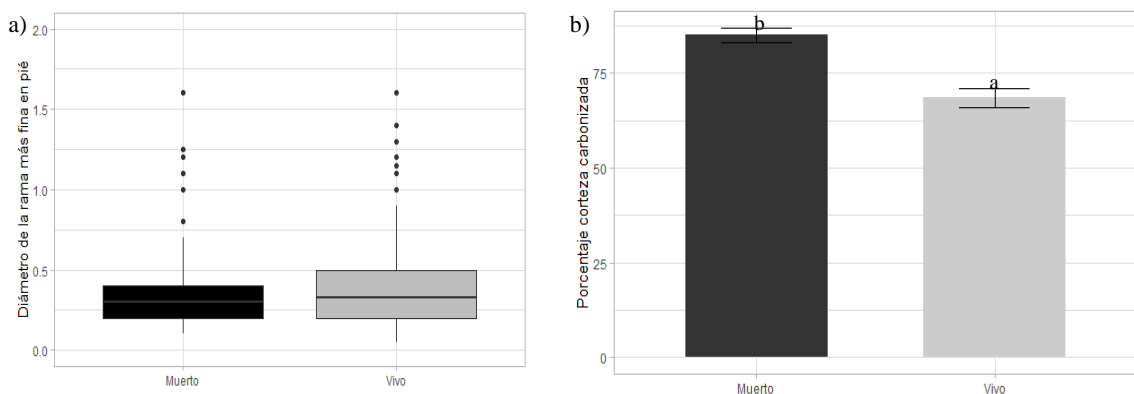
Figura 11: Cantidad de individuos vivos y muertos en las distintas posiciones de la ladera a) posición baja, b) posición media, c) posición alta. Mayor cantidad de individuos muertos se ubicaron en posiciones bajas y medias, que en posiciones altas.

Características microambientales y vigor de rebrote

No se encontraron relaciones entre los componentes principales y el vigor de rebrote ($p > 0,05$).

Severidad del incendio y supervivencia

Al analizar los dos índices de severidad del incendio se encontró que el porcentaje de corteza carbonizada fue un mejor indicador de la misma, ya que se observaron



diferencias significativas de esta variable entre los individuos muertos y vivos ($p < 0,0001$, Fig. 13). Los individuos muertos mostraron mayores valores de esta variable.

Figura 13: Diferencias entre los individuos vivos y muertos en relación a las dos medidas utilizadas para estimar la severidad del incendio. a) Diámetro de la rama quemada más fina en relación a los individuos muertos y vivos, b) porcentaje de corteza carbonizada en relación a los individuos muertos y vivo. Diferentes letras indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

La severidad del incendio se relacionó positivamente con el CP2 ($p < 0,05$; $r = 0,33$). En donde los individuos con mayor porcentaje de corteza carbonizada se ubican en lugares con una mayor cobertura de hierbas, coincidiendo con lugares en donde la mortalidad fue mayor.

Severidad del incendio y vigor de rebrote

El vigor de rebrote no se relacionó significativamente con ninguno de los dos indicadores de severidad ($p = 0,72$; $p = 0,08$).

Discusión

Los resultados del presente estudio indican que la supervivencia de individuos de orco quebracho luego de un incendio es de un 52%. Estos resultados difieren con los encontrados por Herrero y colaboradores (2016) donde se registró una supervivencia mucho mayor, del casi un 90%, y con los encontrados por Torres y colaboradores (2014) donde la supervivencia fue de un 71%. Esta diferencia podría deberse a que, mientras que en el trabajo de Herrero y colaboradores (2016) se evaluó el efecto del fuego sobre 17 especies vegetales y, en el de Torres y colaboradores (2014) sobre 20 especies vegetales, en este trabajo se evaluó una única especie, lo que permitió tener un tamaño de muestra mucho mayor y disminuir el error (290 individuos vs 30 individuos en el trabajo de Herrero y colaboradores y 20 en el de Torres y colaboradores). No se puede descartar que, debido a que se trata de incendios ocurridos en años distintos, y en diferentes sitios, posibles diferencias en la intensidad del fuego (Bravo et al., 2014), el contenido de humedad de las plantas (Kunst et al., 2015), o características propias de cada sitio podrían ser la causa de los diferentes patrones observados. Sería importante para trabajos futuros evaluar cómo influyen las condiciones ambientales y meteorológicas pre-incendio sobre

los rebrotes post-incendio, así como posibles variaciones entre los sitios, como por ejemplo la altitud (Alinari et al., 2019).

Se observó que el tamaño previo de los individuos influye tanto en la supervivencia como en el tipo y el vigor de rebrote. Según estos resultados se acepta la primera hipótesis planteada, ya que los individuos de menor tamaño (menor DAB) tuvieron mayor supervivencia, mayor rebrote de base y un mayor vigor de rebrote post incendio que los individuos de mayor tamaño (mayor DAB). Como se mencionó anteriormente, este mismo patrón fue observado por Bravo y colaboradores (2019) en especies leñosas del Chaco Oriental. Una posible explicación a este resultado es la propia biología de las plantas, en donde individuos pequeños poseen más reservas en las partes inferiores, permitiéndoles una gran capacidad de rebrote de base y supervivencia (Pausas et al., 2004). Es de destacar que la supervivencia y el rebrote no es necesariamente evidente una temporada de crecimiento luego de que ocurra el incendio ya que ciertos factores, como el régimen de incendio, pueden prevenir el rebrote en los primeros meses (Jaureguiberry et al., 2020). Sería de interés para futuros trabajos analizar lo que sucede con respecto a la supervivencia y vigor de rebrote en las siguientes temporadas de crecimiento.

En contraposición a la segunda hipótesis planteada, no se encontraron relaciones entre la cobertura de rocas y la supervivencia, siendo entonces la ubicación de los individuos de *S. marginata* en áreas rocosas un factor que no estaría influyendo en su respuesta a los incendios. Por otro lado, tampoco se encontraron relaciones entre la cobertura de vegetación y la supervivencia, pero sí se observaron relaciones cuando se analizaron las coberturas vegetales de las diferentes formas de vida de la vegetación (hierbas, gramíneas y arbustos). Estas coberturas se relacionaron con las distintas posiciones en la ladera. Se observó que individuos que se encontraban en sitios con mayor cobertura de gramíneas y en posiciones altas presentaron una mayor supervivencia que aquellos que se encontraban en sitios con mayor cobertura de arbustos, hierbas y en posiciones bajas y medias. Las diferencias en la supervivencia con respecto a las coberturas podrían deberse a las temperaturas máximas que alcanzan los fuegos si se queman diferentes tipos de vegetación. Si bien se conoce que las gramíneas son muy inflamables (Jaureguiberry et al., 2011), las temperaturas que alcanzan no serían tan altas en comparación con la combustión de los arbustos. Con respecto a las posiciones en la ladera, este patrón indica que características topográficas, y quizás del paisaje, podrían

tener una importancia sobre la respuesta de esta especie a los incendios (Alinari et al., 2019). La relación encontrada entre las coberturas y la posición en la ladera indica que el patrón que observamos está dado por el tipo de especie vegetal que crece en las distintas posiciones (Giorgis et al., 2013).

Con respecto a la orientación, pendiente y profundidad de suelo estas no afectaron a la supervivencia de los individuos.

Al no encontrarse relaciones entre las características microambientales y el vigor de rebrote, no se cumple la segunda hipótesis planteada, siendo el único factor que influyó sobre el vigor de rebrote el tamaño previo de los individuos.

La severidad del incendio fue mayor en individuos muertos. Al no haber estudios previos que utilicen esta variable como indicador de severidad este trabajo sienta el precedente de que podría ser utilizada como tal. Serían necesarios estudios experimentales en donde se analice la severidad de los fuegos y como esta se relaciona al % de corteza carbonizada.

Los resultados del presente estudio también pueden aportar a comprender la dinámica de estos ecosistemas. El hecho de que la mortalidad sea mayor en individuos de gran tamaño indica que los incendios tienen un importante efecto sobre la estructura del bosque. Teniendo en cuenta que *S. marginata* es una especie de lento crecimiento (Herrera, 2016), y que los incendios recurrentes disminuyen el volumen del suelo (Kowaljow et al., 2019) y por ende la disponibilidad neta de agua y nutrientes para las plantas, es de esperar una simplificación en la estructura vertical del bosque (Carbone et al., 2017). Esta idea es acorde con la clasificación de la vegetación de las Sierras de Córdoba presentada por Cingolani y colaboradores (2022), donde describen la unidad de vegetación aquí estudiada como de matorral con emergentes.

Por otro lado, la alta mortalidad encontrada, de un 52%, podría tener importantes consecuencias sobre la dinámica poblacional. El hecho de que la mayor mortalidad se observó en los individuos de mayor tamaño podría tener un importante efecto sobre la producción de semillas (Carbone et al., 2017). Además, siendo esta especie diclino dioica (Herrera, 2016), pudiendo utilizar solo polen exógeno (de otros individuos) para producir semillas (Aguilar et al., 2006), la alta mortalidad de los individuos de mayor tamaño traería problemas en la reproducción sexual. Esto es de importancia ya que, a través de la

producción sexual de semillas, las plantas se benefician de una fase de dispersión independiente, la oportunidad de incrementar o mantener la diversidad genética, y el potencial para adaptarse a nuevos ambientes (Aguilar et al., 2006). Futuros estudios serían necesarios para comprender el efecto de los incendios sobre la dinámica temporal de las poblaciones de esta especie.

Conclusión

Este trabajo contribuye a expandir el conocimiento sobre la supervivencia y vigor de rebrote de *Schinopsis marginata* luego de un incendio. Podemos concluir que el tamaño pre-fuego es un factor que afecta a los individuos de *S. marginata*, en donde individuos pequeños tienen una mayor supervivencia y vigor de rebrote post-fuego que individuos grandes. Por otro lado, individuos de *S. Marginata* ubicados en ladera baja y media con un mayor porcentaje de hierbas y de arbustos mostraron una mayor mortalidad. Los resultados indican que, mientras que la supervivencia se relacionó con diferentes variables analizadas, tanto relacionadas a los mismos individuos (ej: tamaño) cómo a variables microambientales (ej: cobertura de gramíneas y arbustos), el vigor de rebrote sólo se relacionó al tamaño previo de los individuos.

Agradecimientos

En primer lugar, agradecer al Fondo para la Investigación Científica y Tecnológica (FONCyT) PICT 2016-0077 por financiar este estudio.

A mis directores Diego y Esteban, por acompañarme en cada momento, brindarme todas las herramientas necesarias para este proceso y ser tan amables desde el principio. Por hacer el final de este ciclo tan ameno y disfrutable.

A Marina, Khalil e Ivana, por acompañarme en los muestreos, fueron de gran ayuda y compañía. A Nayla que me brindo una gran ayuda con la edición de los gráficos.

A la universidad pública, que me formo como persona además de académicamente, y a todos los grandes profesores y profesoras que hicieron que el camino de la carrera fuera más que enriquecedor.

A mi familia, por darme la libertad de vivir siempre a mi elección y su apoyo incondicional en todas las etapas de mi vida.

Y por último a mis amigos y amigas, por su apoyo y compañía constante, sin ellos no sería la persona que soy.

Bibliografía

- Aguilar, R., Ashworth, L., Galetto, L., & Aizen, M. A. (2006). Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. *Ecology letters*, 9(8), 968-980.
- Alinari, J., Cingolani, A. M., Von Müller, A. R., & Cabido, M. (2019). El tamaño de los individuos y el microambiente afectan el daño por fuego y la supervivencia en árboles del Chaco Serrano. *Ecología austral*, 29(2), 272-284.
- Bellingham, P. J. and Sparrow, A. D. (2000). Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. – *Oikos* 89: 409–416.
- Boletta, P. E., Ravelo, A. C., Planchuelo, A. M., & Grilli, M. (2006). Assessing deforestation in the Argentine Chaco. *Forest Ecology and Management*, 228(1-3), 108-114.
- Bond, W. J., and Midgley, J. J. (2001). “Ecology of Sprouting in Woody Plants: The Persistence Niche.” *Trends in Ecology and Evolution* 16 (1): 45-51.
- Bowman, D. M., Balch, J. K., Artaxo, P., Bond, W. J., Carlson, J. M., Cochrane, M. A., ... & Pyne, S. J. (2009). Fire in the Earth system. *science*, 324(5926), 481-484.
- Bravo, S., Kunst, C., Grau, R., Aráoz, E., (2010). Fire–rainfall relationships in Argentine Chaco savannas. *J. Arid Environ.* 74, 1319–1323
- Bravo, S., Kunst, C., Leiva, M., & Ledesma, R. (2014). Response of hardwood tree regeneration to surface fires, western Chaco region, Argentina. *Forest ecology and management*, 326, 36-45.
- Bravo, S., Basualdo, M., Kunst, C., & del Corro, F. (2019). Aerial bud bank and structural changes of woody species from Argentine Chaco in response to disturbances. *Journal of Environmental Science and Engineering*, 8, 58-69.

- Canadell, J., Lloret, F., & López-Soria, L. (1991). Resprouting vigour of two Mediterranean shrub species after experimental fire treatments. *Vegetatio*, 95(2), 119-126.
- Carbone, L. M., Aguirre-Acosta, N., Tavella, J., & Aguilar, R. (2017). Cambios florísticos inducidos por la frecuencia de fuego en el Chaco Serrano. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 52(4), 753-778.
- Cingolani, A. M., Giorgis, M. A., Hoyos, L. E., y Cabido, M. (2022). La vegetación De Las montañas De Córdoba (Argentina) a Comienzos Del Siglo XXI: Un Mapa Base Para El Ordenamiento Territorial. *Boletín De La Sociedad Argentina De Botánica* 57 (1).
- Clarke, P. J. et al. (2013). Resprouting as a key functional trait: how buds, protection and resources drive persistence after fire. – *New Phytol.* 197: 19–35.
- Day, N. J., White, A. L., Johnstone, J. F., Degré-Timmons, G. É., Cumming, S. G., Mack, M. C., ... & Baltzer, J. L. (2020). Fire characteristics and environmental conditions shape plant communities via regeneration strategy. *Ecography*, 43(10), 1464-1474.
- Demaio P., Karlin U. O. y Medina M. (2002). Árboles nativos del centro de Argentina. L.O.L.A (Literature of Latin América). Editorial: Colin Sharp. Buenos Aires. 210 pp.
- Flannigan, M. D., Stocks, B. J., & Wotton, B. M. (2000). Climate change and forest fires. *Science of the total environment*, 262(3), 221-229.
- Flores C. B., Zapater M. A. y Sühring S. (2013). Identidad taxonómica de *Schinopsis lorentzii* y *Schinopsis marginata* (Anacardiaceae). *Darwiniana*, nueva serie 1(1): 25-38
- García Núñez, C., Azocar, A., (2004). Ecología de la regeneración de árboles de la sabana. *Ecotropicos* 17 (1–2), 1–24
- Grau, H.R., Gasparri, N.I., Aide, T.M., (2005). Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environ. Conserv.* 32, 140.

- Giorgis, M. A., Cingolani, A. M., & Cabido, M. (2013). El efecto del fuego y las características topográficas sobre la vegetación y las propiedades del suelo en la zona de transición entre bosques y pastizales de las sierras de Córdoba, Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 48(3-4), 493-513.
- Gurvich, D. E., Enrico, L., & Cingolani, A. M. (2005). Linking plant functional traits with post-fire sprouting vigour in woody species in central Argentina. *Austral Ecology*, 30(8), 868-875.
- Herrera Alvarez, A. B. (2016). *Producción de plantas de calidad de Schinopsis marginata Engler" orco quebracho"* (Bachelor's thesis). Universidad Nacional de Córdoba.
- Herrero, M. L., Torres, R. C., & Renison, D. (2016). ¿Do wildfires promote woody species invasion in a fire-adapted ecosystem? Post-fire resprouting of native and no native woody plants in central Argentina. *Environmental Management*, 57(2), 308-317.
- IUCN red list category and criterio. (1998). Extraído de: <https://www.iucnredlist.org/es/species/32022/9674873>
- Jaureguiberry, P., Bertone, G., & Diaz, S. (2011). Device for the standard measurement of shoot flammability in the field. *Austral Ecology*, 36(7), 821-829.
- Jaureguiberry, P., Cuchietti, A., Gorné, L. D., Bertone, G. A., & Díaz, S. (2020). Post-fire resprouting capacity of seasonally dry forest species—Two quantitative indices. *Forest Ecology and Management*, 473, 118267.

- Keeley J. E. & Zedler P. H. (1978) Reproduction of Chaparral shrubs after fire: a comparison of sprouting and seeding strategies. *Am. Midland Nat.* 99, 142–61.
- Keeley, J. E. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire* 18, 116–126.
- Keeley, J. E., Pausas, J. G., Rundel, P. W., Bond, W. J., & Bradstock, R. A. (2011). Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends in plant science*, 16(8), 406-411.
- Klimešová, J., and Klimeš, L. (2007). “Bud Banks and Their Role in Vegetative Regeneration Literature Review and Proposal for Simple Classification and Assessment.” *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematic* 8 (3):115-29.
- Kowaljow, E., Morales, M. S., Whitworth-Hulse, J. I., Zeballos, S. R., Giorgis, M. A., Rodríguez Catón, M., & Gurvich, D. E. (2019). A 55-year-old natural experiment gives evidence of the effects of changes in fire frequency on ecosystem properties in a seasonal subtropical dry forest. *Land Degradation & Development*, 30(3), 266-277.
- Kunst, C., Ledesma, R., Bravo, S., Defossé, G., Godoy, J., Navarrete, V., & Jaime, N. (2015). Dinámica del contenido de humedad de pastos y su relación con la ecología del fuego en región chaqueña occidental (Argentina). *RIA. Revista de investigaciones agropecuarias*, 41(1), 83-93.
- May B. C., Wester D. B., Britton C. M. & Bryson T. (2008) Macro- and micro-habitat characteristics of Kuenzler’s Hedgehog cactus, *Echinocereus fendleri* var. *Kuenzleri*. *Haseltonia* 14, 170–5.
- Mogni, V. Y., Prado, D. E., & Oakley, L. J. (2017). Notas nomenclaturales en el género *Schinopsis* (Anacardiaceae). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 52(1), 185-191.
- N’dri, A. B., Soro, T. D., Gignoux, J., Dosso, K., Koné, M., N’dri, J. K., & Barot, S. (2018). Season affects fire behavior in annually burned humid savanna of West Africa. *Fire Ecology*, 14(2), 1-11.

- Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., ... & León, R. J. (2018). Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología austral*, 28(1), 40-63.
- Pausas, J., (1998). Modelling fire-prone vegetation dynamics. In: Trabaud, L. (Ed.), *Fire and Landscape Ecology*. International Association of Wildland Fire, Fairland, Washington, pp. 327–334
- Pausas J. G., Bradstock R. A., Keith D. A., Keeley J. E. & the GCTE Fire Network. (2004). Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems. *Ecology* 85, 1085–100.
- Pausas, J. G., & Keeley, J. E. (2009). A burning story: the role of fire in the history of life. *BioScience*, 59(7), 593-601.
- Pausas, J. G., & Keeley, J. E. (2014). Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems. *New Phytologist*, 204(1), 55-65.
- Pelc, B., Montgomery, R., and Reich, P. (2011). “Frequency and Timing of Stem Removal Influence *Corylus americana* Resprout Vigor in Oak Savanna.” *Forest Ecology and Management* 261 (1): 136-42.
- Renison D., Cingolani A. M. & Suarez R. (2002) Efectos del fuego sobre un bosquecillo de *Polylepis australis* (Rosaceae) en las montañas de Córdoba, Argentina. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 75, 719–27
- Rodriguez-Cubillo, D., Pilon, N. A., & Durigan, G. (2021). Tree height is more important than bark thickness, leaf habit or habitat preference to survive fire in the cerrado of south-east Brazil. *International Journal of Wildland Fire*, 30(11), 899-910.
- Tálamo, A., & Caziani, S. M. (2003). Variation in woody vegetation among sites with different disturbance histories in the Argentine Chaco. *Forest ecology and management*, 184(1-3), 79-92.
- Thonicke, K., Venevsky, S., Sitch, S., & Cramer, W. (2001). The role of fire disturbance for global vegetation dynamics: coupling fire into a Dynamic Global Vegetation Model. *Global Ecology and Biogeography*, 10(6), 661-677.

- Torres, R. C., Giorgis, M. A., Trillo, C., Volkmann, L., Demaio, P., Heredia, J., & Renison, D. (2014). Post-fire recovery occurs overwhelmingly by resprouting in the Chaco Serrano Forest of Central Argentina. *Austral Ecology*, 39(3), 346-354.
- Torres, R. C., Giorgis, M., Trillo, C., Volkmann, L., Demaio, P., Heredia, J., & Renison, D. (2015). Supervivencia y crecimiento de especies con distinta estrategia de vida en plantaciones de áreas quemadas y no quemadas: un estudio de caso con dos especies leñosas en el Chaco Serrano, Argentina. *Ecología austral*, 25(2), 135-143.
- van Etten, E. J., Davis, R. A., & Doherty, T. S. (2021). Fire in Semi-Arid Shrublands and Woodlands: Spatial and Temporal Patterns in an Australian Landscape. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 382.
- Vieira, D. L., & Scariot, A. (2006). Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration ecology*, 14(1), 11-20.