

Establecimiento experimental de algarrobo (*Prosopis alba*) y tala (*Celtis ehrenbergiana*) en un sistema agrícola-ganadero para optimización de la restauración del Espinal

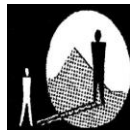


Luciana Peirone Cappri

Directora: Dra. Cecilia Estrabou

Co-directora: Dra. Romina Torres

Lugar de trabajo: Centro de Ecología y Recursos Naturales Renovables “Dr Ricardo Luti” – IIByT – Universidad Nacional de Córdoba



- Tesina para optar por título de Bióloga –

Establecimiento experimental de algarrobo (*Prosopis alba*) y tala (*Celtis ehrenbergiana*) en un sistema agrícola-ganadero para optimización de la restauración del Espinal

Tesinista: Luciana Peirone Cappri

Firma:.....

Directora: Dra. Cecilia Estrabou

Firma:.....

Co-directora: Dra. Romina Torres

Firma:.....

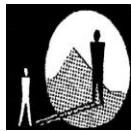
Universidad Nacional de Córdoba

Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales

Carrera de Ciencias Biológicas

Centro de Ecología y Recursos Naturales Renovables (CERNAR)

-2019-



- Tesina para optar por título de Bióloga –

Establecimiento experimental de algarrobo (*Prosopis alba*) y tala (*Celtis ehrenbergiana*) en un sistema agrícola-ganadero para optimización de la restauración del Espinal

Tribunal examinador:

Nombre y apellido:.....

Firma:.....

Nombre y apellido:.....

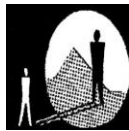
Firma:.....

Nombre y apellido:.....

Firma:.....

Calificación:.....

Fecha:.....



ÍNDICE

RESUMEN	4
INTRODUCCIÓN	5
OBJETIVOS	8
HIPÓTESIS Y PREDICCIONES	9
MATERIALES Y MÉTODOS	10
Área de estudio.....	10
Especies seleccionadas.....	11
Diseño experimental	11
Análisis de datos	13
RESULTADOS	15
Caracterización de los sitios.....	15
Supervivencia.....	15
Altura	17
Herbivoría por vertebrados	19
Herbivoría por invertebrados	21
Fumigación con herbicidas	22
DISCUSIÓN.....	24
CONSIDERACIONES FINALES.....	27
BIBLIOGRAFÍA	28
AGRADECIMIENTOS	33

RESUMEN

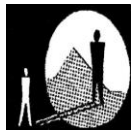
La recuperación del bosque de Espinal en áreas de uso agrícola-ganadero al sur de Córdoba reviste suma importancia en la actualidad, siendo la reforestación una técnica recomendable para iniciar su restauración. En este contexto, es necesario evaluar los sitios de plantación disponibles, seleccionar las especies a plantar en función de su comportamiento en los sitios y tener en cuenta el impacto que pueden tener los distintos tipos de herbívoros presentes en el área.

En este trabajo se propuso comparar la supervivencia y el crecimiento de dos especies arbóreas nativas (*Prosopis alba* “algarrobo blanco” y *Celtis ehrenbergiana* “tala”) plantadas en un área cultivada según dos abordajes de reforestación: en el borde de un bosque remanente y en un área abierta. Además, se propuso comparar la incidencia de herbívoros entre especies y entre sitios. Para ello, se plantaron 200 plantines en un sitio con bosque y 200 en un sitio sin bosque; 100 de cada especie por sitio. Se midió mensualmente durante 11 meses la supervivencia, altura, estado sanitario e incidencia de herbívoros vertebrados e invertebrados de cada plantín. Además, se caracterizaron los sitios de plantación en cuanto a la cobertura y altura de la vegetación herbácea, la compactación del suelo y la infiltración del agua en el suelo.

La supervivencia final de los plantines de ambas especies fue del 24 %. *P. alba* tuvo una mayor supervivencia en el sitio próximo al bosque mientras que el *C. ehrenbergiana* mostró el patrón inverso. Específicamente, los plantines de algarrobo en el sitio con bosque sobrevivieron un 173 % más que aquellos en el sitio sin bosque, mientras que los de tala sobrevivieron un 560 % más en el sitio sin bosque que en el sitio con bosque. La altura de los plantines al finalizar el experimento fue menor que en el momento de plantación y no se encontraron diferencias entre especies ni entre sitios. Los tipos de herbivoría incidieron de forma diferente en ambas especies, siendo el algarrobo la especie más afectada por los herbívoros vertebrados y el tala la más afectada por invertebrados.

Este estudio aporta información importante para la restauración de bosques en áreas cultivadas. El algarrobo podría ser la especie más apropiada para extender parches de bosque remanentes y el tala para la creación de nuevos parches de bosque. Se recomienda que los sitios a reforestar sean efectivamente excluidos del ganado y se evite la aplicación cercana de herbicidas.

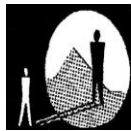
Palabras claves: Reforestación – Bosque nativo – Supervivencia – Herbivoría



INTRODUCCIÓN

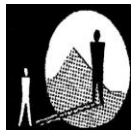
En la Provincia de Córdoba, Argentina, la agricultura es la producción más extendida en el territorio, en particular en el sur y sureste de la provincia donde amplias áreas cultivadas con tecnología de precisión dominan la región (Paruelo et al., 2005). El proceso de expansión e intensificación agrícola-ganadera durante las primeras décadas del siglo XX implicó la destrucción de grandes extensiones de bosque de Espinal, un bosque xerófilo caducifolio que originalmente se distribuía en forma de arco por el noreste y centro de Argentina. En la actualidad, sólo se encuentra bosque de Espinal en forma de fragmentos pequeños y aislados dentro de una gran matriz agrícola-ganadera (Zak et al., 2008; Matteucci, 2012; Noy-Meir et al., 2012). Gran parte de las problemáticas ambientales del sur y sureste de Córdoba, tales como inundaciones temporarias y permanentes, salinización de los suelos y altos niveles de contaminación, están asociadas a la fragmentación y reemplazo de la masa boscosa nativa como resultado del actual modelo de producción agrícola (Jobbágy et al., 2008; Estrabou, 2014). Además, el bosque de Espinal es uno de los ecosistemas de Córdoba más invadidos por especies exóticas lo cual empeora su situación de degradación (Cabido et al., 2018). Frente a este escenario, recuperar la estructura y funcionalidad del bosque de Espinal reviste suma importancia frente a la necesidad de re-establecer las funciones ecológicas de regulación, provisión, sostén y funciones culturales que se han perdido (Paruelo et al., 2005; Jobbágy et al., 2008; Casermeiro et al., 2015).

La disciplina científica que estudia la recuperación de un ecosistema se conoce como Ecología de la Restauración. Su dimensión práctica se denomina Restauración Ecológica, definida por Gann y Lamb (2006) como el proceso de asistir a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, acelerando intencionalmente una trayectoria hacia un sistema de referencia. Hasta ahora, la restauración ecológica ha utilizado dos vías para superar la degradación de un ecosistema: a través de la colonización natural y sucesión ecológica (restauración pasiva) o mediante intervenciones como el establecimiento artificial de vegetación (restauración activa). La decisión sobre qué vía utilizar o el tipo de intervenciones que se realizará para iniciar o acelerar la recuperación de un ecosistema depende tanto del tipo de ecosistema como del tipo de factores que han ocasionado su degradación (Lamb y Gilmour, 2003). En el contexto de los sistemas agrícolas, el histórico cambio de las condiciones edáficas y de la composición de las comunidades vegetales, así como también la exposición continua a herbicidas, hace que la colonización natural de las especies leñosas resulte demasiado lenta o dificultosa (Estrabou, 2014; Benayas y Bullock, 2015). Por ejemplo, en sitios que han sido cultivados durante largos periodos de tiempo, los suelos suelen tener deficiencia de nutrientes o exceso de los



mismos debido al uso desmedido de fertilizantes, también suelen estar compactados debido al uso frecuente de maquinaria agrícola, causando anegamientos en temporada de lluvia y erosión laminar (Paruelo et al., 2005; Casermeiro et al., 2015). En áreas cultivadas, el banco de semillas en el suelo es muy diferente al del ecosistema original, con dominancia de especies ruderales y anuales, mientras que la reproducción de otras especies como las leñosas puede volverse altamente dependiente de la distancia a los parches de bosque remanentes y de la presencia de agentes de dispersión (Figuroa y Jaksic, 2004). Todos estos factores hacen que el establecimiento artificial de especies leñosas mediante reforestación sea lo más recomendable cuando se desea restaurar un bosque en un sistema agrícola-ganadero (Flinn y Vellend, 2005; Benayas y Bullock, 2012).

La reforestación como técnica es ampliamente utilizada cuando se desea restaurar un bosque degradado porque permite superar artificialmente las limitaciones de las primeras y más vulnerables etapas del ciclo de regeneración de las especies arbóreas, tales como la remoción de frutos, dispersión de semillas, germinación-emergencia y reclutamiento (Jordano et al., 2004). Aun así, los plantines introducidos mediante reforestación deben ser capaces de sobrevivir y crecer bajo la influencia de múltiples factores bióticos y abióticos que pueden afectar su establecimiento hasta alcanzar un estado adulto (Benayas y Bullock, 2012). Cuando se desea reforestar áreas cultivadas, es posible abordar el objetivo de dos maneras: reforestar los bordes de parches de bosque remanentes, aumentando progresivamente el área de la cobertura leñosa; o bien hacerlo en áreas abiertas, generando nuevos núcleos de vegetación nativa (Vieira et al., 2009; Benayas y Bullock, 2012, 2015). Ambas aproximaciones ofrecen tanto ventajas como desventajas para el establecimiento de los plantines. Por un lado, plantando en los bordes de parches de bosque, los plantines podrían beneficiarse de la proximidad del mismo al obtener protección del viento y sombra parcial de árboles adultos lo que reduciría la evapotranspiración, especialmente durante la época seca (Vieira et al., 2009; Torres y Renison, 2015). No obstante, algunos estudios muestran que la cercanía con árboles adultos y la cobertura herbácea en este sitio podría generar un efecto de competencia por recursos como la luz y nutrientes (Plaza et al., 2016). Por otro lado, plantando en áreas totalmente abiertas, los plantines allí instalados estarían libres de competencia con individuos adultos. Sin embargo, en regiones con marcada estacionalidad climática como el Espinal, la plantación de leñosas en sitios abiertos suele tener algunas desventajas para el desarrollo de plantines como mayor exposición a la radiación solar y a temperaturas extremas (Casermeiro et al., 2015; Torres y Renison, 2015).



La respuesta a las condiciones de un determinado sitio de plantación, por lo general, es especie-específica. Es por esto que la selección de las especies a plantar suele ser uno de los aspectos más importantes para el éxito de la reforestación (Vieira et al., 2009). Es decir, el establecimiento de los plantines en los diferentes sitios de plantación depende de la interacción entre las condiciones (bióticas y abióticas) que ofrecen los sitios con las características propias de cada especie (Verzino et al., 2004). *Prosopis alba* y *Celtis ehrenbergiana* son dos especies dominantes del bosque de Espinal (Matteucci, 2012; Cabido et al., 2018). La capacidad de las especies del género *Prosopis* de tolerar condiciones edáficas adversas y su simbiosis con bacterias fijadoras de nitrógeno atmosférico, así como su adaptación a la herbivoría, son las principales razones que hacen que actualmente sean especies muy utilizadas para la restauración ecológica. Estas cualidades, combinadas con disponibilidad de agua, hacen que el crecimiento de las especies de *Prosopis* sea óptimo (Weltzin et al., 1998; Villagra, 2000; Suárez Guerrero y Equihua, 2009). Por su parte, *Celtis ehrenbergiana* tolera condiciones de sequía, aunque no de anegamiento, y se caracteriza por ser abundante en sitios modificados por actividades humanas. En sitios modificados los renovales no sólo son más abundantes que en el bosque nativo sino que también presentan mayor crecimiento (Arturi y Goya, 2004). Además, esta especie presenta una elevada plasticidad fenotípica que le permite adaptarse morfo-fisiológicamente a las condiciones de luz, aunque es sensible a la competencia con la cobertura del dosel y con una alta biomasa subterránea (Arturi y Goya, 2004; Plaza et al., 2016).

Finalmente, otro aspecto importante a tener en cuenta en las plantaciones con fines de restauración es el impacto que pueden tener los herbívoros presentes en el área ya que disminuyen la supervivencia y crecimiento de los plantines (Torres y Renison, 2015). En áreas agro-productivas, el principal herbívoro suele ser el ganado doméstico teniendo un gran impacto negativo sobre las plantaciones. Por esta razón es que se recomienda proteger a los plantines del ganado como medida prioritaria para la reforestación (Giorgis et al., 2010). Sin embargo, habiendo excluido al ganado, los plantines aún se encuentran expuestos a la incidencia de herbívoros silvestres, vertebrados e invertebrados. En el caso de los vertebrados, el impacto de la herbivoría sobre el establecimiento de los plantines depende de la palatabilidad y tolerancia de las especies, de la interacción con condiciones estresantes y de la distancia a parches de bosque que podrían funcionar como refugios de, por ejemplo, lagomorfos y roedores (Weltzin et al., 1998). Por otro lado, en ambientes agrícolas las poblaciones de insectos herbívoros como hormigas y lepidópteros se encuentran en altas densidades asociados a cultivos y podrían representar un importante obstáculo para el establecimiento de especies leñosas. El impacto de este último tipo de herbivoría en el establecimiento varía según la época del año, la

palatabilidad de las especies y la etapa del desarrollo en que el insecto se comporta como herbívoro (Edwards y Wratten, 1980; Dulamsuren et al., 2008).

El estudio del establecimiento de distintas especies leñosas nativas en sitios degradados y cómo distintos factores influyen en esta etapa es fundamental para diseñar estrategias de recuperación de los bosques (Jacobs et al., 2015). En el centro de Argentina se han realizado varios esfuerzos de investigación orientados a la restauración de los bosques nativos estudiando la supervivencia y crecimiento de las especies nativas en el Chaco Árido (Barchuk y Díaz, 2000), en sitios quemados y pastizales de altura del Chaco Serrano (Verzino et al., 2004; Torres et al., 2015) y en suelos degradados del Chaco Serrano y los Bosques de altura de las Sierras Grandes (Renison et al., 2005; Landi y Renison, 2010; Torres y Renison, 2015, 2016). En la región del Espinal, un número considerable de trabajos evalúan el crecimiento de especies nativas para aprovechamiento maderero (Michela et al., 2015) y silvo-pastoril (Casermeiro et al., 2015) pero unos pocos trabajos se han enfocado en la recuperación del bosque de Espinal (Natale et al., 2014). Ante la necesidad de restaurar el bosque de Espinal y habiendo decidido utilizar la técnica de reforestación, surgen las preguntas: ¿Cuál será el desempeño de *P. alba* y de *C. ehrenbergiana* en dos sitios de plantación que difieren en la presencia de bosque? ¿Qué incidencia tendrán los herbívoros vertebrados e invertebrados sobre las especies en los distintos sitios de plantación?

OBJETIVO GENERAL

Contribuir al conocimiento sobre el establecimiento de especies nativas en ambientes agrícola-ganaderos con fines de restauración del Espinal.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Comparar la supervivencia y el crecimiento de **dos especies arbóreas nativas** (*P. alba* y *C. ehrenbergiana*) plantadas en **dos sitios** bajo cultivo que difieren en la presencia de bosque.
- ✓ Comparar la incidencia de **herbívoros** vertebrados e invertebrados entre especies y entre sitios.

HIPÓTESIS Y PREDICCIONES

El desempeño de las especies nativas utilizadas para reforestar en sistemas agrícola-ganaderos está influenciado por las condiciones que se presentan en los posibles sitios de plantación. En un sitio con un remanente de bosque aledaño, la sombra parcial (menor incidencia solar) disminuye la evapotranspiración y gran desarrollo de raíces favorece la infiltración del agua en el suelo. A su vez, el bosque funciona como refugio de herbívoros vertebrados silvestres los cuales pueden incidir negativamente en la regeneración de especies leñosas en las cercanías del bosque. Se hipotetiza entonces que este sitio sería favorable para el establecimiento de especies tolerantes al sombreado, que se vean favorecidas en sitios con disponibilidad de agua y que además puedan tolerar la herbivoría como *P. alba*.

De manera contraria, en un sitio abierto, la ausencia de cobertura arbórea evita la competencia por recursos y a su vez permite una mayor incidencia solar, lo cual aumenta la evapotranspiración, y el suelo se encuentra más compactado. Por otra parte, este sitio tendría menor presión de herbívoros silvestres ya que se encuentra alejado del parche de bosque. Se hipotetiza entonces que las condiciones abióticas más estresantes de un sitio abierto podrían ser toleradas e incluso beneficiosas para especies heliófilas y sensibles a la competencia como *C. ehrebergiana*.

También se asume que los herbívoros invertebrados en este sistema se encuentran asociados a los cultivos y no a las diferentes condiciones que se presentan en los sitios de plantación. Además, se asume que la incidencia de este tipo de herbívoros en las diferentes especies arbóreas depende, entre otras cosas, del tamaño foliar. Se hipotetiza que *C. ehrebergiana* representa un recurso palatable para insectos y moluscos por poseer mayor tamaño foliar que *P. alba*.

Bajo estas hipótesis, se espera:

1. Que la supervivencia y crecimiento de *P. alba* sea mayor en el sitio con bosque con respecto al sitio sin bosque, y que la supervivencia y crecimiento de *C. ehrebergiana* sea mayor en el sitio sin bosque con respecto al sitio con bosque.
2. Mayor incidencia de herbívoros vertebrados en el sitio con bosque en relación al sitio sin bosque, sin diferencias entre especies.

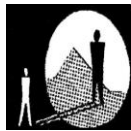
3. Mayor incidencia de herbívoros invertebrados en *C. ehrebergiana* en relación a la incidencia sobre *P. alba*, sin diferencias entre los sitios.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en un área con cultivo de alfalfa perteneciente al establecimiento privado Estancia Yucat (32°22'02.9"S 63°25'32.6"W) ubicado al norte de la ciudad de Villa María y aproximadamente a 140 km al sureste de la ciudad de Córdoba. La estancia pertenece a la Orden de La Merced y cuenta con unas 20.600 ha donde se realizan diversas actividades productivas, principalmente agrícola-ganaderas. La ubicación y vegetación dominante en esta región coincide con lo descrito para el Dominio Fitogeográfico Chaqueño, Provincia Fitogeográfica del Espinal, Distrito del Algarrobo (Cabrera, 1976). Actualmente, en el establecimiento sólo queda un relictos de bosque de Espinal de unas 300 ha y parches pequeños a lo largo de los cursos de los ríos Ctlamochita y Cabral. En el estrato arbóreo de estos relictos dominan los algarrobos (*Prosopis alba* y *Prosopis nigra*), el tala (*Celtis ehrenbergiana*) y la mora (*Morus alba*, especie exótica invasora) y acompañan en abundancia el espinillo (*Vachellia caven*), moradillo (*Schinus fasciculata*), el chañar (*Geoffroea decorticans*) y la sombra de toro (*Jodina rhombifolia*; Noy-Meir et al., 2012; Cabido et al., 2018). Los parches de bosque remanentes se encuentran en regular estado de conservación, ya que fueron utilizados para pastoreo de ganado doméstico (caprino, ovino, equino y bovino) y extracción de leña. Además, están rodeados por cultivos de oleaginosas y cereales con frecuente aplicación de agroquímicos.

El clima es continental estacional, con precipitaciones medias anuales entre 700 y 800 mm. El 50 % de la precipitación anual ocurre en verano, el 30 % en otoño y el 16 % en primavera. La temperatura media anual es de alrededor de 19 °C. En verano, la temperatura máxima media es de 29 °C y la mínima de 16,9 °C. Mientras que, en invierno, la máxima media es de 15,3 °C y la mínima de 3 °C (Mateucci, 2012).



Especies seleccionadas

Prosopis alba Griseb. (Mimosaceae), de ahora en más “algarrobo”, es un árbol de hasta 18 m de altura y copa globosa de hasta 10 m de diámetro. Hojas bipinnaticompuestas y caducas. Se distribuye en Perú, Bolivia, Paraguay y Argentina. En el norte del Espinal es el elemento dominante (Demaio et al., 2015). Es una especie en retroceso en todos sus ambientes y ha sido categorizado como “En riesgo bajo” por la UICN (IUCN, 2018).

Celtis ehrenbergiana (Klotzsch) Liebm. (Celtidaceae), de ahora en más “tala”, es un árbol de 4-12 m de altura con hojas simples ovadas, alternas y caducas. Se distribuye en Brasil, Uruguay, Paraguay, Bolivia y Argentina. Aquí es una especie de amplia distribución encontrándose en las regiones fitogeográficas del Chaco, Espinal, Paranaense, Yungas y veras de ríos del Monte (Demaio et al., 2015) aunque su dominancia en estos ambientes se encuentra amenazada por la extracción de madera y el posible efecto de la capa freática alta (Arturi y Goya, 2004).

Diseño experimental

Para comparar el **desempeño de las especies arbóreas en los sitios** se delimitaron 2 sitios de plantación: uno paralelo y contiguo a un parche de bosque nativo (sitio con bosque) y otro a 500 m del parche (sitio sin bosque), ambos en un área bajo cultivo de alfalfa y sin presencia de ganado asignados por la administración de la Estancia Yucat. En cada uno de los dos sitios se plantaron 100 plantines de algarrobo y 100 plantines de tala (100 plantines x 2 especies x 2 sitios = 400 plantines) distribuidos al azar en dos filas paralelas con una distancia de 3 m entre plantines y entre filas (Imagen 1). La primera fila contigua al bosque se encontraba a 1,5 m del borde del parche de bosque y la cuarta fila ubicada en el sitio sin bosque a 1,5 m de un camino rural. Se regaron por única vez inmediatamente después del plantado con 3 litros de agua por plantín. Todos los plantines, de aproximadamente un año y medio de edad y producidos bajo condiciones homogéneas de luz y riego, fueron adquiridos del mismo vivero ubicado en la ciudad de Córdoba. El experimento duró 11 meses a partir de la plantación en el mes de abril del año 2017. En el transcurso del experimento hubo dos imprevistos (acceso de ganado doméstico y una fumigación con herbicida) que, como se detallará más adelante, se tuvieron en cuenta al interpretar los resultados.

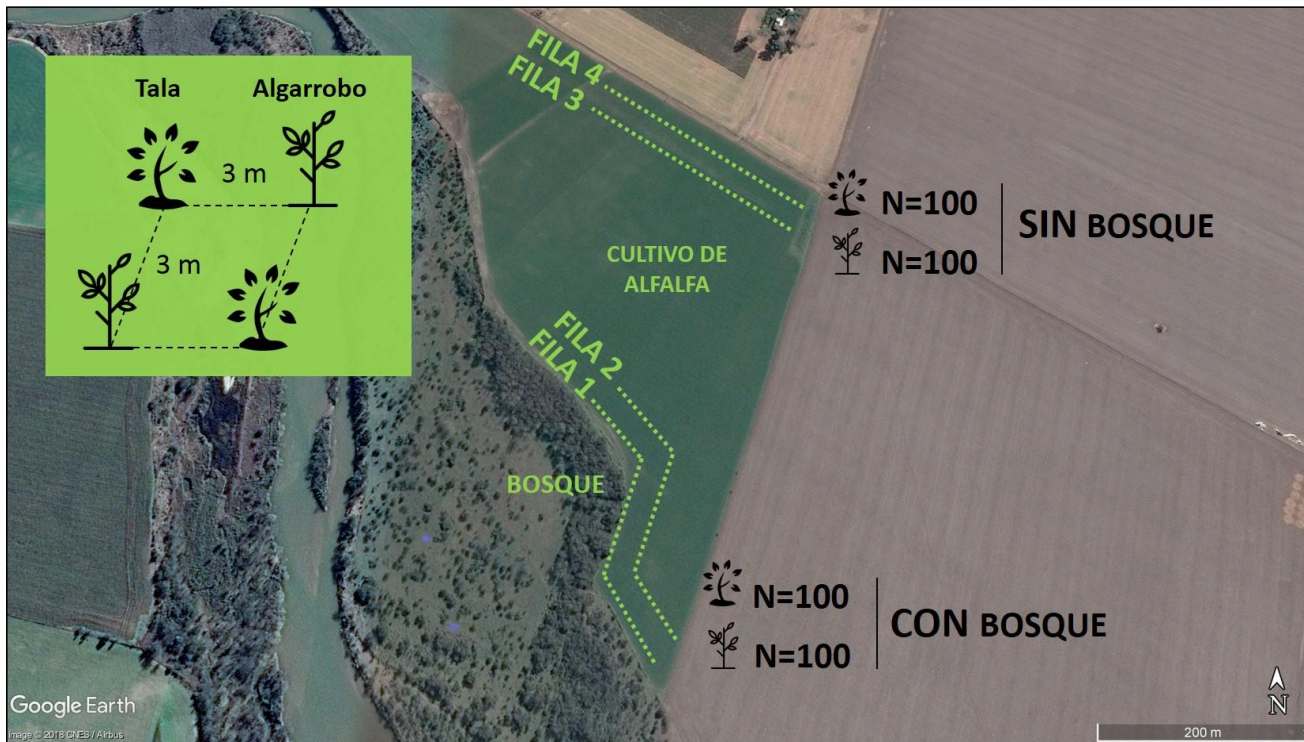


Imagen 1. Representación del diseño experimental. Se detallan los sitios de plantación (con y sin bosque), la ubicación de las filas y el diseño de plantado.

Para evaluar el **desempeño de los plantines** se registraron los siguientes datos:

- Supervivencia (0-1) se midió cada 30 días tomando valores discretos “vivo” / “muerto”. Se consideró un plantín “vivo” cuando presentaba indicios como yemas de crecimiento activas, ramas flexibles y/o tejido vivo debajo de la corteza del tallo principal. De lo contrario, se lo consideró “muerto”.
- Altura (cm) se midió el día de plantado y cada 30 días con una cinta métrica desde la base del plantín hasta la yema de crecimiento viva más alta, extendiendo el plantín sobre la cinta métrica.
- Estado sanitario (MB - B - R - M) se estimó al inicio y final del experimento asignando a cada plantín una de las siguientes categorías: “Muy Bueno”, “Bueno”, “Regular” o “Malo” siguiendo el método utilizado en Verzino et al., (2004).
 - MUY BUENO (MB): Plantín vigoroso, con más del 50% de las ramas con hojas verdes. Ramas flexibles. Brotes nuevos.
 - BUENO (B): Plantín con el 50% o menos de las ramas con hojas verdes. Ramas flexibles. Brotes nuevos.
 - REGULAR (R): Plantín con 50% o menos de las ramas con hojas. Presencia de ramas altas secas. Presencia de hojas cloróticas o de enfermedades.

- MALO (M): Plantín sin hojas, quebradizo con presencia de ramas altas secas. Sin brotes nuevos.

Para comparar la **incidencia de herbívoros**, para cada plantín se registró el daño por herbivoría cada 30 días diferenciando daño por herbívoros vertebrados (ganado, roedores y lagomorfos) del daño por invertebrados (insectos y moluscos).

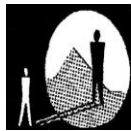
- Vertebrados: se registró como presencia (1) / ausencia (0) de ramoneo y/o pisoteo.
- Invertebrados: se midió como la relación entre cantidad de ramas con hojas predadas por herbívoros invertebrados sobre la cantidad total de ramas con hojas de cada plantín.

Con el fin de **caracterizar los sitios de plantación**, al inicio del experimento se midió la compactación superficial del suelo con un penetrómetro en 22 puntos al azar por sitio. Además, se estimó la capacidad de infiltración del agua en el suelo en 5 puntos al azar por sitio. Se midió con un cilindro metálico en el cual se vertió 100 ml de agua y se cronometró el tiempo que demora en infiltrar en el suelo (minutos). Por último, para cada uno de los plantines se estimó la cobertura y altura promedio de la vegetación herbácea (alfalfa y “malezas” ocasionales) en un radio de 50 cm alrededor de cada plantín.

Análisis de datos

Los datos se analizaron usando modelos lineales generales y modelos lineales generalizados. Se realizaron 2 tipos de análisis: (1) análisis empleando como variable respuesta la supervivencia, crecimiento e incidencia de herbívoros **final** (11 meses después de la plantación) y (2) análisis empleando como variable respuesta los valores **mensuales** e incluyendo el tiempo en los modelos. Para todos los análisis se incluyó el sitio de plantación (con bosque / sin bosque), la especie (algarrobo / tala) y la interacción de los factores (sitio*especie) como variables predictoras categóricas (factores fijos), la fila de plantado como factor aleatorio o fijo según el análisis; y la cobertura y altura de la vegetación circundante como co-variables. Cuando se realizaron los análisis en relación al tiempo se incluyó el tiempo en meses como variable predictora.

Para analizar la supervivencia final se realizó un modelo lineal generalizado con asunción de distribución binomial (0 = muerto / 1 = vivo) empleando como variable respuesta la supervivencia 11 meses



después de la plantación. Para analizar la supervivencia en relación al tiempo se realizó una regresión de Cox empleando como variable respuesta la supervivencia mensual (0 = muerto / 1 = vivo).

Para analizar el crecimiento se realizó un ANAVA empleando como variable respuesta la altura final. Para analizar el crecimiento en relación al tiempo se realizó un ANAVA de medidas repetidas empleando como variable respuesta la altura mensual de los plantines. Se empleó la altura en lugar de la diferencia entre altura final y altura inicial para evitar expresar el crecimiento con valores negativos, ya que la altura final de la mayoría de los plantines fue menor al final del experimento que al momento de la plantación.

Para analizar la incidencia de herbívoros vertebrados se realizó un ANAVA empleando como variable respuesta el promedio de la presencia de ramoneo durante los 11 meses de experimento. Para analizar la herbivoría por vertebrados en el tiempo se realizó una regresión de Cox empleando como variable respuesta la presencia/ausencia de herbivoría (0 = ausencia / 1 = presencia). Para analizar la incidencia de herbívoros invertebrados se realizó un ANAVA empleando como variable respuesta el promedio de la proporción de ramas afectadas/ramas totales durante los 11 meses de experimento. La incidencia de herbívoros invertebrados en el tiempo se analizó gráficamente.

Para interpretar mejor los resultados obtenidos se realizó una comparación de la compactación del suelo, infiltración del agua en el suelo, cobertura y altura de la vegetación herbácea entre el sitio con bosque y sin bosque mediante ANAVA.

Se incluyó en los gráficos la influencia de factores que por un imprevisto ajeno a este estudio afectaron el desarrollo del experimento. Se cuantificó la incidencia de herbivoría a partir de la entrada de ganado a la plantación y se registró el momento de exclusión del mismo a través de la construcción de un alambrado. Por otro lado, se realizó una descripción gráfica a partir del evento de fumigación sobre la plantación. La información que se pudo recabar sobre este evento fue la fecha, las condiciones climáticas y los químicos utilizados el día de la aplicación. Se graficó la proporción de plantines vivos por especie en cada fila de plantado un mes antes de la fumigación y al finalizar el experimento. Se realizó una regresión de Cox empleando la supervivencia antes y después de la fumigación como variable respuesta.

Para todos los análisis se comprobaron los supuestos de normalidad y homocedasticidad. Las comparaciones entre tratamientos se realizaron mediante la prueba “a posteriori” Diferencia Mínima Significativa ($\alpha = 0.05$). Para todos los análisis se utilizó el programa IBM SPSS Statistics 20.

RESULTADOS

Caracterización de los sitios

Con respecto a las características de los sitios de plantación, en el sitio con bosque el estrato herbáceo fue más alto y cubrió más superficie alrededor de los plantines y la compactación del suelo fue mayor con respecto al sitio sin bosque. Mientras que los valores promedio de infiltración de agua en el suelo fueron similares en ambos sitios (Tabla 5).

Tabla 5. Valores promedio y ANAVAS de cobertura ($p = < 0,0001$; $N = 400$) y altura ($p = < 0,0001$; $N=400$) de la vegetación herbácea, compactación del suelo ($p = 0,026$; $N = 44$) e infiltración ($p = 0,975$; $N = 10$) de los sitios con y sin bosque al momento de la plantación. Letras distintas indican diferencias significativas.

Variable	CON BOSQUE	SIN BOSQUE
Cobertura de la vegetación herbácea (%)	80,7 ± 0,9 ^(A)	67,3 ± 1,4 ^(B)
Altura de la vegetación herbácea (cm)	13,5 ± 0,3 ^(A)	11,3 ± 0,2 ^(B)
Compactación del suelo (kg/cm ²)	4,1 ± 0,8 ^(A)	3,4 ± 1,1 ^(B)
Infiltración del suelo (min)	10,8 ± 4,2 ^(A)	11 ± 3,9 ^(A)

Supervivencia

Al finalizar el experimento, 11 meses después de la plantación, la supervivencia de los plantines de ambas especies fue del $24 \pm 2,1$ % ($N = 400$). Los plantines de algarrobo en el sitio con bosque sobrevivieron 1,7 veces más que aquellos en el sitio sin bosque. Por el contrario, los plantines de tala sobrevivieron 5,6 veces más en el sitio sin bosque que en el sitio con bosque (Fig. 1a). Al comenzar el experimento todos los plantines se encontraban en muy buen estado, es decir, presentaban brotes nuevos, ramas flexibles y más del 50% de las ramas con hojas verdes. Luego de los 11 meses, la mayoría de los plantines se encontraron en estado malo (36%) o regular (29%). Es decir, la mayoría de los plantines presentaron ramas altas secas, el tallo quebradizo y presentaban menos del 50% de las ramas con hojas. La distribución de los estados entre especies y sitios fue homogénea (Fig. 1a). Además, se encontró que la supervivencia de los plantines de ambas especies aumentó significativamente en un 1,6 % con la cobertura de herbáceas (Tabla 1).

Al igual que en el análisis de la supervivencia final, al analizar la supervivencia en el tiempo se encontraron diferencias significativas entre los sitios de plantación, entre las especies y una interacción entre los factores confirmando el patrón ya descrito: mayor supervivencia de algarrobo en el sitio con bosque y de tala en el sitio sin bosque. Así mismo se obtuvo un valor p significativo para el factor fila de plantado, siendo la fila 3 la que se diferencia por su baja supervivencia (Tabla 1). El análisis en el tiempo permite calcular la probabilidad de muerte de los plantines, expresada por el estadístico Exp (B). En el tiempo considerado, la probabilidad de muerte de los plantines en el sitio sin bosque es 1.9 veces mayor que en el sitio con bosque. A su vez, los plantines de tala tienen una probabilidad de morir 1.5 veces mayor que los de algarrobo (Tabla 1). Mientras que la supervivencia de los plantines de algarrobo en el sitio sin bosque disminuyó a partir del segundo mes de plantación, para el resto de los tratamientos la tendencia se mantiene similar hasta el mes 7 en donde se registra una notable caída en la supervivencia en especial para el tala en el sitio con bosque (Fig. 1b).

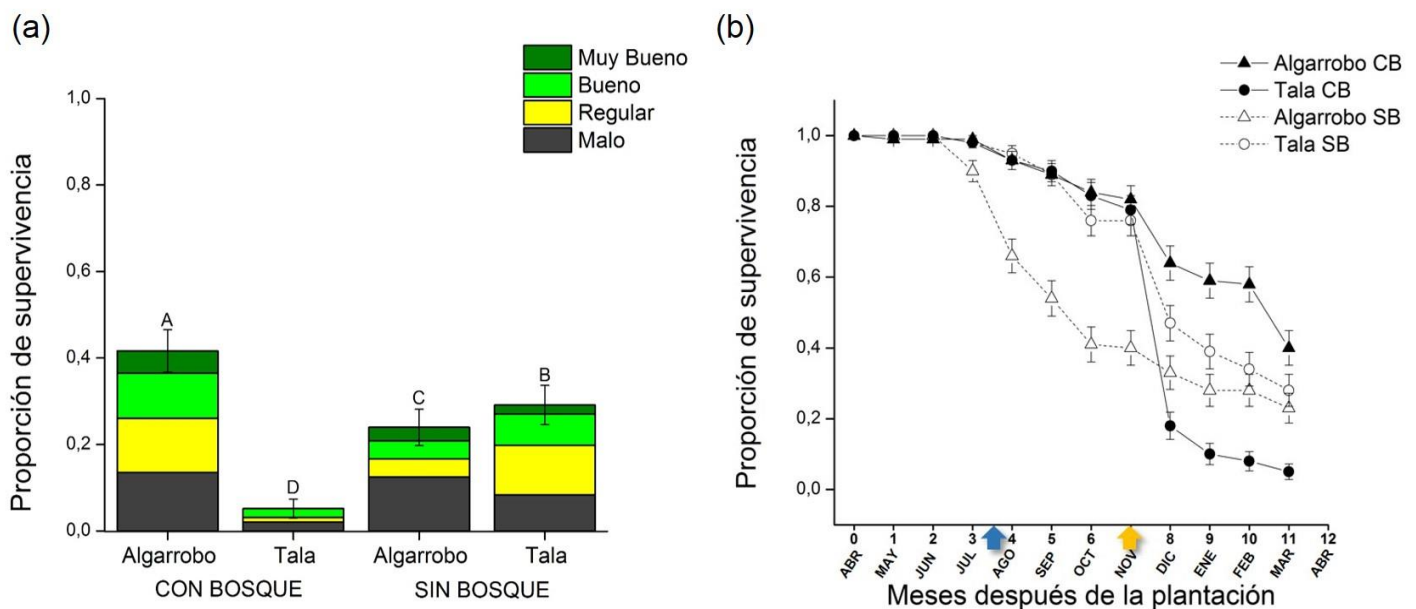


Figura 1 (a). Proporción final de plantines vivos (supervivencia) de algarrobo y tala en sitios con y sin bosque. Los distintos colores en cada columna indican la proporción de plantines según el estado sanitario estimado en forma cualitativa. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$). Las barras sobre las columnas indican error estándar. **(b)** Proporción de plantines vivos (supervivencia) a lo largo del tiempo según tratamiento. Líneas enteras y símbolos rellenos representan el sitio con bosque (CB). Líneas cortadas y símbolos vacíos representan el sitio sin bosque (SB). La flecha azul indica el momento en que se excluye el ganado. La flecha amarilla indica un evento de fumigación con herbicidas no previsto en el experimento. Las barras sobre las columnas indican error estándar.

Tabla 1. (a) Modelo lineal generalizado (MLG) de la supervivencia en función del sitio de plantación, la especie y la vegetación del micrositio. **(b).** Regresión de Cox de la supervivencia en función del tiempo, sitio de plantación, especie y fila. Los valores de p significativos se indican en negrita ($p < 0,05$).

(a) Supervivencia final (N = 400)				
Factor	gl	χ^2	B	p
Sitio	1	7,5	-2,3	0,006
Especie	1	14	-0,3	< 0,0001
Sitio*especie	1	21,9	2,8	< 0,0001
Cobertura herbáceas	1	4,1	0,016	0,042
Altura herbáceas	1	21,8	0,037	0,246
(b) Supervivencia en el tiempo (N = 1465)				
Factor	gl	χ^2	Exp(B)	p
Sitio	1	8,1	1,9	0,004
Especie	1	30,2	1,5	< 0,0001
Sitio*especie	1	88,2	0,4	< 0,0001
Fila	2	79,2	-	< 0,0001

Altura

La altura promedio de los plantines al finalizar el experimento fue menor que al momento de la plantación y no difirió significativamente entre tratamientos (Fig. 2a). Por otro lado, ni la cobertura ni la altura de las herbáceas circundantes a los plantines mostraron una relación significativa con la altura final de los mismos (Tabla 2).

Si bien la altura promedio de los plantines al finalizar el experimento no difirió significativamente entre tratamientos, el patrón de disminución de la altura a lo largo del tiempo difirió significativamente entre especies y entre sitios (Tabla 2). Dos meses después de la plantación, se observa una notable caída en la

altura de ambas especies que es más pronunciada en el sitio sin bosque que con bosque, y más pronunciada para los plantines de algarrobo cuya altura inicial era mayor a los talas. Pasados los 5 meses las alturas se equipararon y los plantines presentaron pocos cambios en la altura a excepción de una pequeña disminución luego del séptimo mes de la plantación, terminando el experimento con un promedio de $11 \pm 0,5$ cm de altura (N = 96) (Fig. 2b).

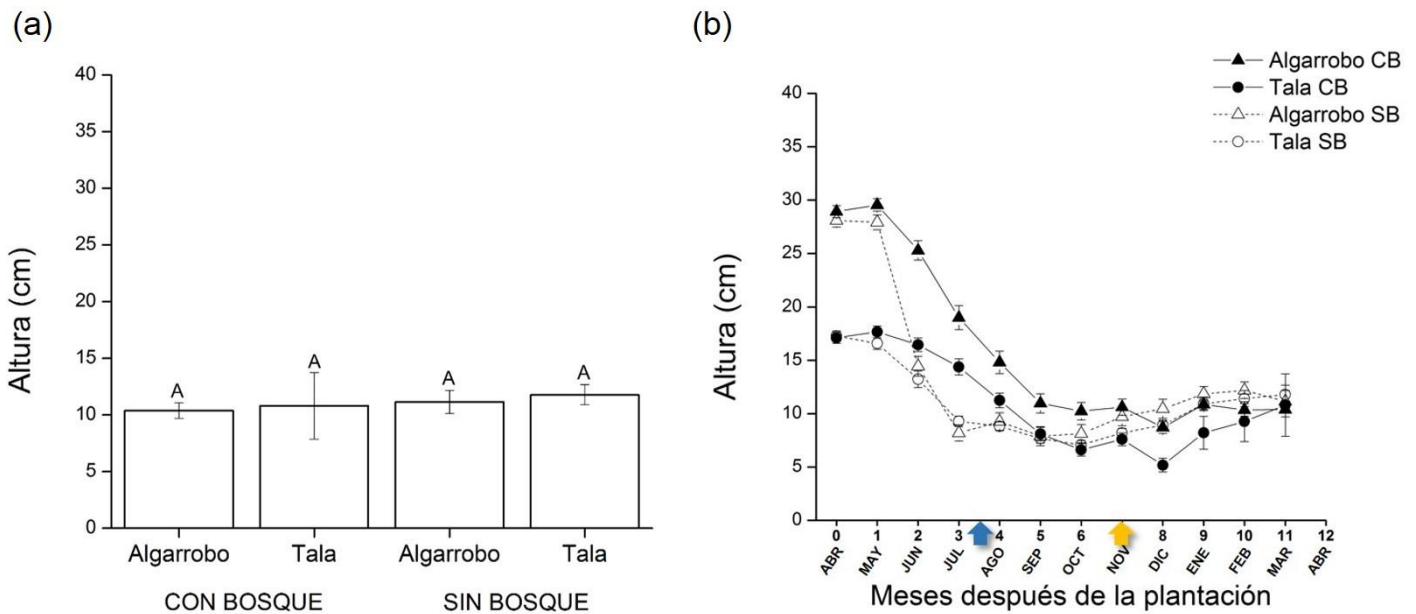


Figura 2 (a) Altura (cm) media final de algarrobo y tala en sitios con y sin bosque. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$). Las barras sobre columnas indican el error estándar. **(b)** Altura (cm) media de plantines vivos a lo largo del tiempo según tratamiento. Líneas enteras y símbolos rellenos representan sitio con bosque (CB). Líneas cortadas y símbolos vacíos representan sitio sin bosque (SB). La flecha azul indica el momento en que se excluye el ganado. La flecha amarilla indica un evento de fumigación con herbicidas no previsto en el experimento. Las barras sobre los símbolos indican error estándar.

Tabla 2. (a) ANAVA de la altura final en función del sitio de plantación, la especie y la vegetación del micrositio. (b) ANAVA de Medidas Repetidas de la altura mensual en función del tiempo, sitio de plantación y especie. Los valores de p significativos se indican en negrita ($p < 0,05$).

(a) Altura final (N = 96)			
Factor	gl	χ^2	p

Sitio	1	0,431	0,513
Especie	1	0,176	0,676
Sitio*especie	1	0,005	0,945
Cobertura herbáceas	1	0,062	0,803
Altura herbáceas	1	0,010	0,921

(b) Altura en el tiempo (N = 400)

Factor	gl	F	p
Tiempo	1	184,8	< 0,0001
Tiempo*sitio	1	19,7	< 0,0001
Tiempo*especie	1	21,3	< 0,0001
Tiempo*sitio*especie	1	0,04	0,842
Sitio	1	3,8	0,05
Especie	1	7,1	0,009
Sitio*especie	1	0,2	0,660

Herbivoría por vertebrados

El 28 % de los plantines fueron afectados por herbívoros vertebrados al menos una vez durante el experimento. La herbivoría promedio de los plantines fue diferente entre sitios de plantación y entre especies. En el sitio sin bosque fue significativamente mayor y la especie más afectada por herbívoros vertebrados fue el algarrobo (Fig. 3a). A su vez, se encontró una relación positiva de la herbivoría por vertebrados con la cobertura herbácea y una negativa con la altura de las herbáceas circundantes a los plantines (Tabla 3a).

La proporción de plantines afectados por herbívoros vertebrados varió en el tiempo de distinta forma ya que hasta los 3 meses el algarrobo fue más predado que el tala y en el sitio sin bosque hubo más plantines predados que en el sitio con bosque. Entre los 4 y los 6 meses esta tendencia se invirtió, siendo más predados los plantines en el sitio con bosque que en el sitio sin bosque y con diferencias menores entre especies. A partir del mes de octubre no se registró herbivoría por vertebrados (Fig. 3b).

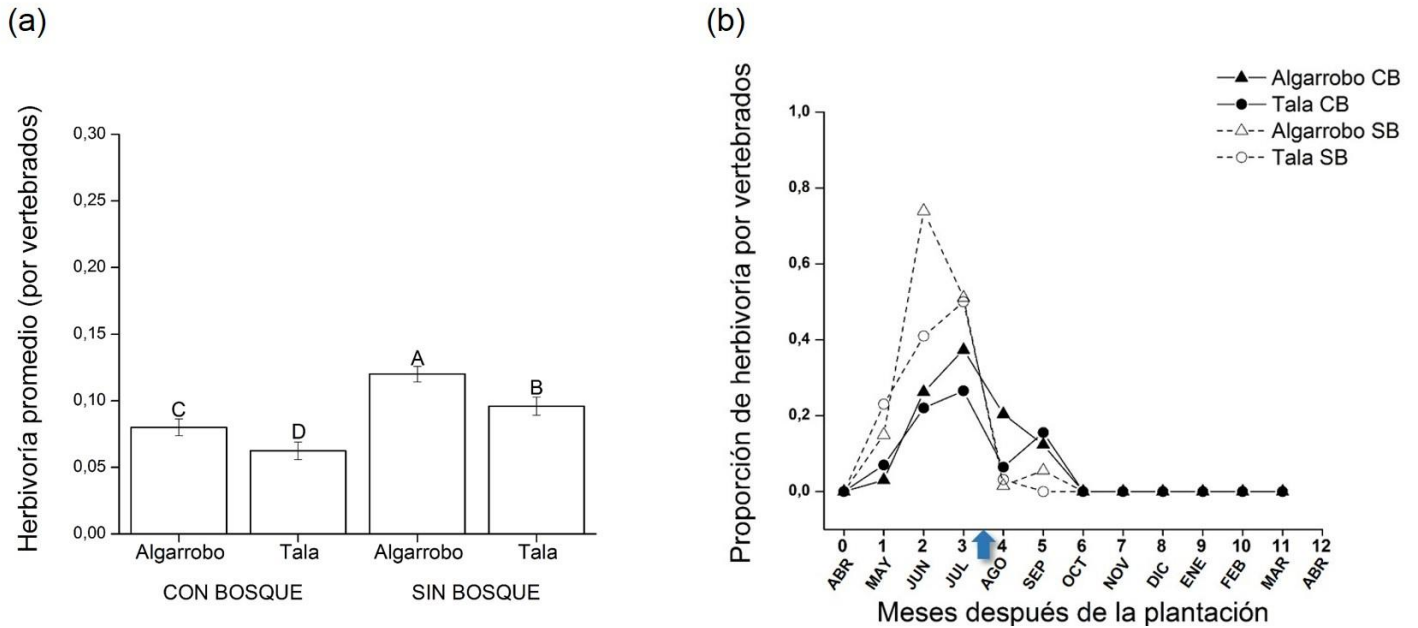


Figura 3 (a). Herbivoría promedio por vertebrados sobre plantines vivos de algarrobo y tala durante los 11 meses de experimento en sitios con y sin bosque. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$). Las barras sobre las columnas indican el error estándar. **(b)** Proporción de plantines vivos predados por herbívoros vertebrados a lo largo del tiempo según tratamiento. Líneas enteras y símbolos rellenos representan el sitio con bosque (CB). Líneas cortadas y símbolos vacíos representan el sitio sin bosque (SB). La flecha azul indica el momento en que se excluye el ganado.

Tabla 3 (a). ANAVA de la herbivoría promedio por vertebrados en función del sitio de plantación, la especie y la vegetación del micrositio. **(b)** Regresión de Cox de la proporción de herbivoría por vertebrados en función del sitio de plantación y la especie. Los valores de p significativos se indican en negrita ($p < 0,05$).

(a) Herbivoría promedio por vertebrados (N = 400)					
Factor	gl	F	χ^2	B	p
Sitio	1	12,5	-	-	< 0,0001
Especie	1	14,5	-	-	< 0,0001
Sitio*especie	1	0,1	-	-	0,710
Cobertura herbáceas	1	4,5	-	< 0,0001	0,035

Altura herbáceas	1	18,4	-	- 0,003	< 0,0001
------------------	---	------	---	---------	----------

(b) Herbivoría por vertebrados en el tiempo (N = 400)

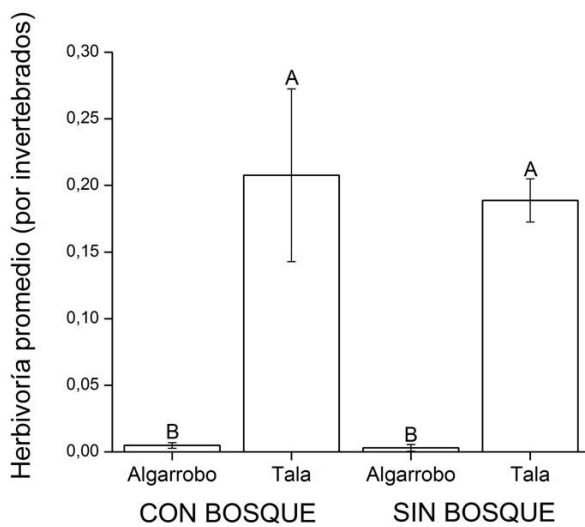
Factor	gl	F	χ^2	B	p
Sitio	1	0,8	2,9	-0,254	0,087
Especie	1	1,7	19,4	0,551	< 0,0001
Sitio*especie	1	0,5	9,4	-0,610	0,002

Herbivoría por invertebrados

La herbivoría promedio por invertebrados durante el experimento resulto en un total de 5 %. El promedio de la proporción de ramas afectadas por invertebrados difirió entre las especies. Los plantines de tala fueron 50 veces más afectados por herbívoros invertebrados que los de algarrobo. A su vez, se encontró un relación significativa y levemente positiva con la cobertura herbácea (Fig. 4a; Tabla 4).

La proporción de plantines afectados por invertebrados también varió en el tiempo. En la figura 4 (b) se puede observar un pico de actividad sobre los plantines de tala en ambos sitios unos meses después de la plantación. Los plantines de algarrobo prácticamente no resultaron afectados por herbívoros invertebrados.

(a)



(b)

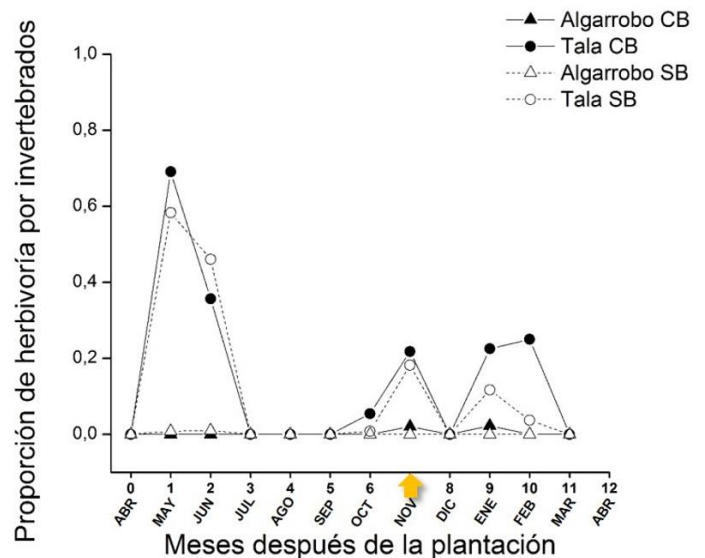


Figura 4 (a). Herbivoría promedio por invertebrados sobre plantines vivos de algarrobo y tala durante los 11

meses del experimento en sitios con y sin bosque. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$). Las barras sobre las columnas indican el error estándar. **(b)** Proporción de plantines vivos afectados por herbívoros invertebrados a lo largo del tiempo según tratamiento. Líneas enteras y símbolos rellenos representan el sitio con bosque (CB). Líneas cortadas y símbolos vacíos representan el sitio sin bosque (SB). La flecha azul indica el momento en que se excluye el ganado. La flecha amarilla indica un evento de fumigación con herbicidas no previsto en el experimento.

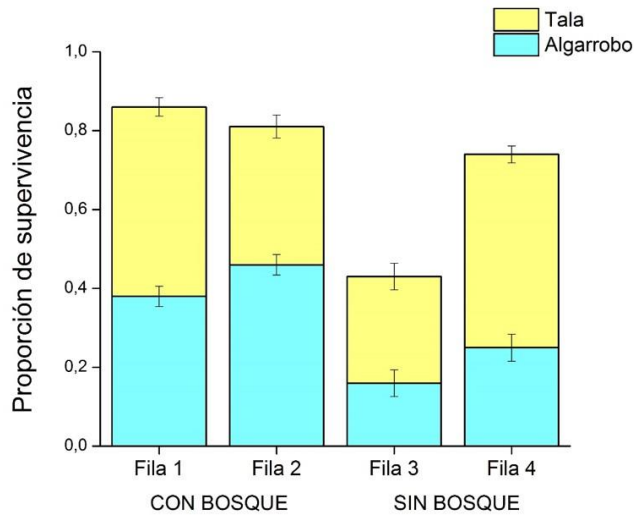
Tabla 4. ANAVA de la herbivoría promedio por invertebrados en función del sitio de plantación, la especie y la vegetación del micrositio (N = 400). Los valores de p significativos se indican en negrita ($p < 0,05$).

Factor	gl	χ^2	p
Sitio	1	1,4	0,237
Especie	1	527,8	< 0,0001
Sitio*especie	1	0,2	0,645
Cobertura herbáceas	1	13,5	< 0,0001
Altura herbáceas	1	3,2	0,071

Fumigación con herbicidas

En el mes de noviembre, la plantación fue afectada por una fumigación con glifosato (N-fosfonometilglicina) y 2,4 D (ácido 2,4-diclorofenoxiacético) no prevista ni controlada. Después de la fumigación se observó una total defoliación de los plantines de ambas especies. Debido a la acción del viento, que el día de la aplicación soplaba en dirección sur-oeste, es posible que la distribución de los químicos no haya sido uniforme en el área, siendo la fila 4 (sin bosque; Imagen 1) la que menos químico recibió. El análisis estadístico demostró que la supervivencia varió significativamente en el tiempo transcurrido desde la fumigación hasta el final del experimento. Varió entre especies (la supervivencia del tala disminuyó en relación al algarrobo; $p = \mathbf{0,014}$), entre sitios (la supervivencia en el sitio sin bosque fue más afectada que en el sitio con bosque; $p = \mathbf{0,001}$) y entre filas (la supervivencia de ambas especies se vió particularmente afectada en la fila 3 en comparación con la fila 4; $p < \mathbf{0,0001}$). Esta caída de la supervivencia se puede observar también en el gráfico 1b a partir del mes 7.

(a)



(b)

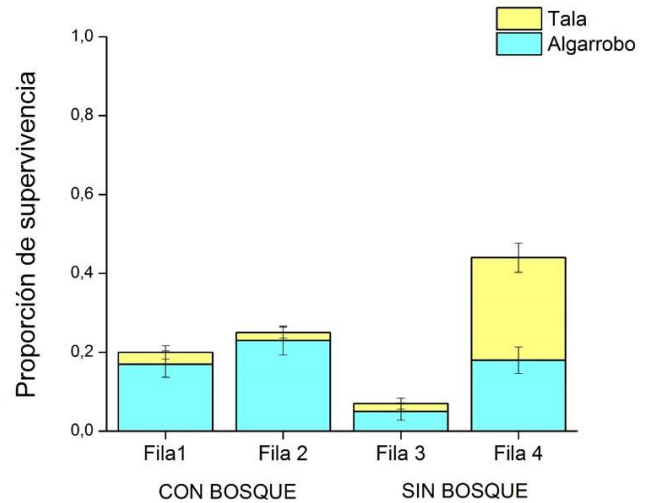
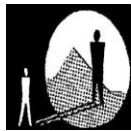


Figura 5. Proporción de plantines vivos (supervivencia) de algarrobo y tala según fila de plantado (a) un mes antes de la fumigación y (b) al final del experimento 4 meses después de la fumigación. Las barras sobre las columnas indican error estándar.

DISCUSIÓN

Este trabajo resulta un primer acercamiento en el estudio del establecimiento de diferentes especies nativas bajo distintos abordajes de reforestación en ambientes agrícolas al sur de Córdoba. Si bien los resultados obtenidos corresponden a un solo año de medición, los patrones encontrados acompañan las hipótesis propuestas. Demuestran que las especies plantadas tienen un desempeño diferente según las características del sitio de plantación. De acuerdo a lo esperado, la supervivencia del algarrobo fue mayor en el sitio con bosque que en el sitio sin bosque mientras que para el tala se encontró un patrón opuesto. La altura de los plantines al finalizar el experimento fue menor que en el momento de plantación, es decir, se registraron crecimientos negativos. Al contrario de lo esperado, no se encontraron diferencias en la altura entre especies ni entre sitios. Los tipos de herbivoría incidieron de forma diferente en ambas especies, siendo el algarrobo la especie más afectada por los herbívoros vertebrados y el tala la más afectada por invertebrados tal como se predijo para esta especie.

El valor de supervivencia final obtenido en este estudio (24%) fue más bajo que los obtenidos en otras plantaciones con las mismas especies (entre 30% y 90%) considerando períodos de tiempo incluso más largos y en regiones con condiciones similares como el Chaco Árido o Chaco Serrano (Barchuk y Díaz, 2000; Verzino et al., 2004; López Lauenstein et al., 2012; Natale et al., 2014). En este trabajo, el algarrobo tuvo mayor supervivencia en el sitio con bosque pero consideramos que tuvo un buen desempeño en general en relación al tala. Es decir, la supervivencia del algarrobo en la situación más desfavorable (sitio sin bosque) fue mayor que la supervivencia en la situación más desfavorable para el tala (sitio con bosque). Esto último coincide con el buen desempeño que presentan las especies del género *Prosopis* en general en relación a otras especies en zonas semiáridas y en áreas degradadas (Villagra, 2000; Verzino et al., 2004; López Lauenstein et al., 2012). El alto rendimiento suele ser parcialmente atribuido a su capacidad de establecer simbiosis con bacterias fijadoras de Nitrógeno atmosférico (Abrams et al., 1990). También se conoce que este desempeño mejora en condiciones de menor estrés hídrico (Villagra, 2000). La mayor supervivencia del algarrobo en el sitio con bosque podría explicarse, como se planteó en la hipótesis, a través de la protección proporcionada por la sombra parcial de la vegetación leñosa existente pero no así a través de las condiciones edáficas de compactación e infiltración del agua también planteadas en la hipótesis. La vegetación leñosa alledaña pudo haber significado, para los plantines en este sitio, condiciones favorables como menor evapotranspiración y

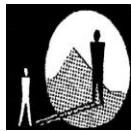


menor estrés hídrico con respecto a los plantines en el sitio sin bosque (Vieira et al., 2009). En este sentido, la protección de la vegetación leñosa remanente puede cumplir un papel importante en el establecimiento de esta especie en áreas cultivadas.

En los talares de Buenos Aires, considerados parte del Espinal (Cabrera, 1976), se observó que los suelos ocupados por raíces de ejemplares adultos o pastizales fueron limitantes para el crecimiento de plántulas de tala (Arturi y Goya, 2004). Estos resultados coinciden con lo obtenido en este trabajo. Entonces, la menor supervivencia del tala en el sitio con bosque podría deberse, como se planteó en la hipótesis, a condiciones desfavorables que presenta el sitio para la especie como una mayor competencia con la cobertura herbácea y biomasa subterránea provenientes del parche de bosque. En cambio, en el sitio sin bosque, el tala tuvo mayor supervivencia posiblemente debido a una menor competencia y a condiciones favorables para la especie como una mayor exposición solar. En relación a esto último, Nughes et al. (2013) observaron una alta densidad estomática en hojas de tala expuestas al sol respecto a las hojas de sombra indicando que las expuestas al sol tendrían mayor eficiencia fotosintética.

En relación al crecimiento, los plantines decrecieron en altura, como ha sido observado en otras plantaciones con estas y otras especies nativas (Barchuk y Díaz, 2000; Verzino et al., 2004; López Lauenstein et al., 2012; Natale et al., 2014, Torres et al., 2015) lo cual sumado al corto tiempo de monitoreo dificultó encontrar patrones entre especies y sitios. A partir del análisis de la altura en el tiempo, se observa que la primera caída en la altura de ambas especies coincide con el pico de herbivoría por vertebrados y con el comienzo de la estación seca. La ocurrencia simultánea de ambos factores posiblemente hayan causado la muerte de la mayoría de los plantines a través de la progresiva sequía desde las ramas más altas hacia la base (Torres et al., 2015). Debido a la permanencia de las yemas vivas en la base, los plantines que sobrevivieron la estación seca pudieron rebrotar desde allí y recuperar parcialmente su altura quedando la mayoría en una situación similar.

Con respecto a la herbivoría por vertebrados, al finalizar el experimento el algarrobo resultó más afectado que el tala en ambos sitios, especialmente los primeros meses coincidente con la entrada imprevista del ganado. Se conoce que el algarrobo tiene un alto contenido proteico en sus hojas por lo cual es bueno como forraje y podría explicar una preferencia del ganado sobre el algarrobo en comparación con el tala (Chaplin-Kramer et al., 2011; Campos y Velez, 2015). Además, los individuos de algarrobo plantados presentaban una altura inicial mayor que los individuos de tala, por lo que es probable que fueran



identificados más fácilmente por los animales. Aun así, estudios sobre el género *Prosopis* resaltan sus adaptaciones para tolerar la herbivoría incluso bajo repetidas remociones de biomasa en etapas tempranas del ciclo de vida. Wetzlin et al. (1998) probaron esta capacidad a campo y concluyeron que, bajo estas condiciones, la tolerancia a la herbivoría depende en mayor medida de la disponibilidad de recursos necesarios para la activación de meristemas y crecimiento de los brotes. En este trabajo, a partir del ingreso del ganado la supervivencia del algarrobo comienza a decaer en el sitio sin bosque. La incidencia de herbívoros, combinada con las condiciones estresantes del sitio y la época seca, habrían dificultado la recuperación de la biomasa del algarrobo en este sitio. El patrón observado y lo descrito en la bibliografía sugieren que un menor estrés hídrico y probablemente un mayor aporte nutricional por parte de la hojarasca en el sitio con bosque, podrían ser factores que marcaron la diferencia en la supervivencia del algarrobo en este sitio a pesar de haber sido la especie más ramoneada en ambos sitios.

Al realizar el análisis temporal de la herbivoría pudo observarse que durante los meses que el ganado accedió a la plantación, la incidencia de herbívoros fue mayor en el sitio sin bosque. Esto se debe a que el ingreso del ganado se produjo por un camino rural contiguo a este sitio de plantación. Luego de la exclusión total de ganado, la herbivoría comenzó a disminuir en este sitio y a aumentar en el sitio con bosque, tal como se esperaba. Esta inversión podría estar relacionada con la incidencia de herbívoros vertebrados silvestres. En este estudio fue muy frecuente encontrar fecas de Liebre europea (*Lepus europaeus*) (obs. pers.), un lagomorfo de origen europeo que suele utilizar los parches de bosque como refugio (Neumann et al., 2012). No se pudo identificar una preferencia de este tipo de herbívoro por alguna de las dos especies.

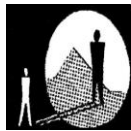
En relación a la herbivoría por invertebrados, sólo un pequeño porcentaje del total de ramas con hojas presento incidencia de este tipo de herbivoría. El tala fue más afectado que el algarrobo, tal como se esperaba. El único invertebrado que se pudo identificar y observar consumiendo las hojas de tala (obs. pers.) fue la larva del lepidóptero *Colias lesbia* (“isoca de la alfalfa”), principal plaga del cultivo de alfalfa (Grilli et al., 2009). La diferencia en la incidencia entre especies podría deberse a una diferencia en el área foliar. Según Schoonhoven et al. (2005), el área foliar de las plantas influye en la susceptibilidad a la herbivoría por lepidópteros ya que representa un valioso recurso alimenticio y de oviposición. En este caso, el tala posee hojas enteras de 8-35 mm de longitud y 5-20 mm de ancho contra el algarrobo que posee hojas compuestas con numerosos folíolos de 0,5-1,5 cm de longitud y 1-2 mm de ancho (Demaio et al., 2015). Por otro lado, al realizar el análisis temporal se observó que la incidencia de herbívoros invertebrados tuvo varios picos que

coinciden con la presencia de hojas en los plantines: uno durante los primeros meses después de la plantación cuando los plantines estaban en muy buen estado, con todas sus hojas sanas, y luego, dos picos de menor incidencia relacionados con el rebrote después del invierno y con el rebrote posterior a la defoliación causada por la aplicación de herbicidas.

Si bien no fue posible controlar la aplicación ni cuantificar de manera precisa los efectos de la fumigación, es importante no desestimar su ocurrencia ya que al parecer las especies respondieron de manera diferente a la misma. El glifosato es un herbicida de amplio espectro, desarrollado para la eliminación de hierbas y arbustos y también utilizado como herbicida forestal (Steinrücken y Amrhein, 1980). Debido a que este químico es absorbido por las hojas y la tolerancia de cada especie parece estar relacionada con una absorción diferencial, posiblemente el tala presente mayor susceptibilidad que el algarrobo al poseer mayor área foliar (Neal et al., 1986; Demaio et al., 2015). Este hecho podría aportar a la explicación de la supervivencia del tala de 5 veces más en el sitio sin bosque con respecto al sitio con bosque: es el sitio donde supuestamente recibió menos químico (la mayoría de los sobrevivientes se ubicaban en la fila 4) sumado a que aquí encontró condiciones que le favorecían. Así mismo, el algarrobo, presentó mayor supervivencia en el sitio con bosque a pesar de haber sido fumigado posiblemente por una menor susceptibilidad al agroquímico y porque en este sitio dispuso de recursos necesarios para la activación de meristemas, crecimiento de los brotes y rápida recuperación de actividad fotosintética posterior a la defoliación por la acción del herbicida (Wetzlin et al., 1998).

CONSIDERACIONES FINALES

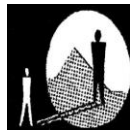
El estudio aporta información importante a tener en cuenta para la restauración de bosques en áreas cultivadas donde tanto la reforestación en bordes de parches para su ampliación como la creación de nuevos parches podrían ser factibles mediante una cuidadosa selección de las especies. De acuerdo a los resultados de este trabajo, el algarrobo podría ser la especie más apropiada para extender parches de bosque ya que su establecimiento puede beneficiarse de la proximidad del parche. El tala en cambio es una especie que podría recomendarse para la creación de nuevos parches de bosque ya que su establecimiento pareciera beneficiarse de las condiciones de mayor disponibilidad de luz y baja cobertura vegetal de dicho sitio. Este trabajo cobra especial relevancia en el contexto del “Plan Provincial Agroforestal” el cual obliga a los establecimientos alcanzados por las disposiciones de la Ley a poseer, como mínimo, el 2% de su superficie con cobertura vegetal arbórea o de forestación (Ley N° 10.467, 2018).



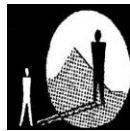
Para futuras plantaciones en áreas cultivadas, se recomienda que los sitios a reforestar sean efectivamente excluidos del ganado ya que en esta plantación su efecto negativo sobre los plantines fue mayor que el de los pequeños vertebrados silvestres y el de los invertebrados. Cabe destacar el importante efecto negativo de la herbivoría por parte del ganado doméstico en el éxito de numerosas plantaciones con fines de restauración (Giorgis et al., 2010; Torres y Renison, 2015). Por último, se recomienda evitar la aplicación de herbicidas. Si bien su efecto no se pudo controlar ni medir, este trabajo representa un antecedente de afectación por herbicidas sobre una reforestación con fines de restauración ecológica.

BIBLIOGRAFÍA

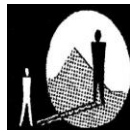
- Abrams, M. M., Jarrell, W. M., Smith, H. A., y Clark, P. R. (1990). Nitrogen accretion in soil and biomass production by three *Prosopis* species. *Agroforestry Systems*, 10(2), 93-97.
- Arturi, M. F., y Goya, J. F. (2004). Estructura, dinámica y manejo de los talares del NE de Buenos Aires. *Ecología y manejo de los Bosques de Argentina. Universidad Nacional de La Plata, Argentina*, 1-24.
- Barchuk, A. H., y Díaz, M. P. (2000). Vigor de crecimiento y supervivencia de plantaciones de *Aspidosperma quebracho-blanco* y de *Prosopis chilensis* en el Chaco árido. *Quebracho-Revista de Ciencias Forestales*, (8).
- Benayas, J. M. R., y Bullock, J. M. (2012). Restoration of biodiversity and ecosystem services on agricultural land. *Ecosystems*, 15(6), 883-899.
- Benayas, J. M. R., y Bullock, J. M. (2015). Vegetation restoration and other actions to enhance wildlife in European agricultural landscapes. In *Rewilding European Landscapes* (pp. 127-142). Springer, Cham.
- Cabido, M., Zeballos, S. R., Zak, M., Carranza, M. L., Giorgis, M. A., Cantero, J. J., y Acosta, A. T. (2018). Native woody vegetation in central Argentina: Classification of Chaco and Espinal forests. *Applied Vegetation Science*.
- Cabrera, A. L. (1976). *Enciclopedia Argentina de agricultura y jardinería: regiones fitogeográficas Argentinas*. Acme.
- Casermeiro, J., Spahn, E., De Petre, A., Prand, M., Ronconi, A. P., Rosenberger, J., y Müller, A. (2015). PID 2130 Enriquecimiento de sistemas forestales degradados del distrito Ñandubay con especies nativas leñosas. *Ciencia, Docencia y Tecnología Suplemento*, 5(5).



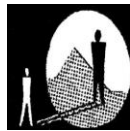
- Campos, C.M. y Velez, S. 2015. Almacenadores y frugívoros oportunistas: el papel de los mamíferos en la dispersión del algarrobo (*Prosopis flexuosa* DC) en el desierto del Monte, Argentina. *Ecosistemas* 24(3): 28-34.
- Chaplin-Kramer, R., O'Rourke, M. E., Blitzer, E. J., y Kremen, C. (2011). A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology letters*, 14(9), 922-932.
- Demaio, P., Karlin, U., y Medina, M. (2015). Árboles nativos de Argentina, tomo 1: Centro y Cuyo. *Ecoval, Córdoba, Argentina*.
- Dulamsuren, C., Hauck, M., y Mühlenberg, M. (2008). Insect and small mammal herbivores limit tree establishment in northern Mongolian steppe. *Plant Ecology*, 195(1), 143-156.
- Edwards, P. J., y Wratten, S. D. (1980). *Ecology of insect-plant interactions*. Edward Arnold (Publishers) Ltd..
- Estrabou, C. (2014). Acciones y propuestas generadas a partir del Observatorio Ambiental y Epidemiológico de Poblaciones de Córdoba expuestas a agroquímicos. *Cuestiones de Población y Sociedad*, 4(4).
- Flinn, K. M., y Vellend, M. (2005). Recovery of forest plant communities in post-agricultural landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3(5), 243-250.
- Figuroa, J. A., y Jaksic, F. M. (2004). Latencia y banco de semillas en plantas de la región mediterránea de Chile central. *Revista chilena de historia natural*, 77(1), 201-215.
- Gann, G. D., y Lamb, D. (2006). Ecological Restoration: a means of conserving biodiversity and sustaining livelihoods. *Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona*.
- Giorgis, M. A., Cingolani, A. M., Teich, I., Renison, D., y 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.
- Grilli, M. P., Teich, I., Mas, G. E., Bruno, M. A., y Pedemonte, M. L. (2009). Patrones dinámicos de abundancia y dispersión de una plaga en un paisaje heterogéneo. Dynamic patterns of abundance and dispersion of a pest in a heterogeneous landscape.
- Jacobs, D. F., Oliet, J. A., Aronson, J., Bolte, A., Bullock, J. M., Donoso, P. J., ... y Weber, J. C. (2015). Restoring forests: what constitutes success in the twenty-first century?, *New Forests*, 46 (5-6), 601-614.



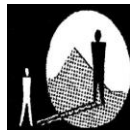
- Jobbágy, E. G., Nosoetto, M. D., Santoni, C. S., y Baldi, G. (2008). El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. *Ecología austral*, 18(3), 305-322.
- Jordano, P., Pulido, F., Arroyo, J., García-Castaño, J. L., y García-Fayos, P. (2004). Procesos de limitación demográfica. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, SA, Madrid, 229-248.
- IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-3. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 19 April 2018.
- Lamb, D., y Gilmour, D. (2003). Rehabilitation and restoration of degraded forests. *Rehabilitation and restoration of degraded forests*.
- Ley N° 10.467 – Plan Provincial Agroforestal. Decreto N° 1251/18. Legislatura de la Provincia de Córdoba, Córdoba, Argentina. 16 de agosto de 2018.
- López Lauenstein, D., Fernández, M. E., y Verga, A. (2012). Respuesta diferenciada a la sequía de plantas jóvenes de *Prosopis chilensis*, *P. flexuosa* y sus híbridos interespecíficos: implicancias para la reforestación en zonas áridas. *Ecología austral*, 22(1), 43-52.
- Matteucci, S. D. (2012). Ecorregión Espinal. *Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos*, 349-390.
- Michela, J. F., Kees, S., y Skoko, J. (2015). Evaluación del crecimiento de plantaciones juveniles de algarrobo blanco (*Prosopis alba* griseb) en el centro oeste del chaco argentino. *Revista Temas Agrarios*, 20(1), 9-18.
- Natale, E., Oggero, A., Marini, D., y Reinoso, H. (2014). Restauración de bosque nativo en un área invadida por tamariscos *Tamarix ramossisima* en el sur de la provincia de Córdoba, Argentina. *Revista Ecosistemas*, 23(2), 130-136.
- Neal, J. C., Skroch, W. A., y Monaco, T. J. (1986). Effects of plant growth stage on glyphosate absorption and transport in Ligustrum (*Ligustrum japonicum*) and Blue Pacific juniper (*Juniperus conferta*). *Weed Science*, 115-121.
- Neumann, F., Schai-Braun, S., Weber, D., y Amrhein, V. (2012). European hares select resting places for providing cover. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 22(2).



- Noy-Meir, I., Mascó, M., Giorgis, M. A., Gurvich, D. E., Perazzolo, D., y Ruiz, G. (2012). Estructura y diversidad de dos fragmentos del bosque de Espinal en Córdoba, un ecosistema amenazado. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 47(1-2), 119-133.
- Nughes, L., Colares, M., Hernández, M., y Arambarri, A. (2013). Morfo-anatomía de las hojas de *Celtis ehrenbergiana* (Celtidaceae) desarrolladas bajo condiciones naturales de sol y sombra. *Bonplandia*, 22(2), 159-170.
- Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., y Verón, S. R. (2005). Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia hoy*, 15(87), 14-23.
- Plaza, B., Pérez, C. A., Goya, J. F., Azcona, M., y Arturi, M. F. (2016). *Celtis ehrenbergiana* planting as a technique for the recovery of native forests invaded by *Ligustrum lucidum* in NE Buenos Aires. *Ecología Austral*, 26(2), 171-177.
- Schoonhoven, L. M., Van Loon, B., van Loon, J. J., y Dicke, M. (2005). *Insect-plant biology*. Oxford University Press on Demand.
- Suárez Guerrero, A. I., y Equihua, M. (2009). Rehabilitación de algunas propiedades químicas de los suelos y del bosque de niebla en Veracruz, México con ensambles experimentales de leñosas nativas y *Casuarina equisetifolia* L, Amoen. *Interciencia*, 34(7), 471-478.
- Steinrücken, H.C. y Amrhein, N. (1980). "The herbicide glyphosate is a potent inhibitor of 5-enolpyruvylshikimic acid-3-phosphate synthase". *Biochemical and Biophysical Research Communications* 94 (4): 1207-12.
- Torres, R. C., Giorgis, M., Trillo, C., Volkman, L., Demaio, P., Heredia, J., y 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.
- Torres, R. C., y Renison, D. (2015). Effects of vegetation and herbivores on regeneration of two tree species in a seasonally dry forest. *Journal of Arid Environments*, 121, 59-66.
- Torres, R. C., y Renison, D. (2016). Indirect facilitation becomes stronger with seedling age in a degraded seasonally dry forest. *Acta oecologica*, 70, 138-143.



- Verzino, G., Joseau, J., Díaz, M., y Dorado, M. (2004). Comportamiento inicial de especies nativas del Chaco Occidental en plantaciones en zonas de pastizales de altura de las Sierras de Córdoba, Argentina. *Bosque (Valdivia)*, 25(1), 53-67.
- Vieira, D. L., Holl, K. D., y Peneireiro, F. M. (2009). Agro-Successional Restoration as a Strategy to Facilitate Tropical Forest Recovery. *Restoration Ecology*, 17(4), 451-459.
- Villagra, P. E. (2000). Aspectos ecológicos de los algarrobales argentinos. *Multequina*, 9(2), 35-51.
- Weltzin, J. F., Archer, S. R., y Heitschmidt, R. K. (1998). Defoliation and woody plant (shape *Prosopis glandulosa*) seedling regeneration: potential vs realized herbivory tolerance. *Plant Ecology*, 138(2), 127-135.
- Zak, M. R., Cabido, M., Cáceres, D., y Díaz, S. (2008). What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors. *Environmental Management*, 42(2), 181-189.



AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional de Córdoba (pública y gratuita) por potenciar mi vocación.

A mis directoras y maestras, Cecilia Estrabou y Romina Torres, por su paciencia y compromiso con mi proceso de aprendizaje.

A la Estancia Yucat, por abrirnos las puertas y compartir todo tipo de riquezas. En especial al Padre Carlos Diez, por su visión y gestión.

A lxs CERNARes, por su compromiso con mis dudas, por los debates y divertidos almuerzos. A Ceci por hacerme parte de un espacio de formación científica priorizando el aspecto humano. A Daniel R., Lucre H., Tati V. y Silvia N., por su tiempo. A Edith, por la amistad.

A los integrantes del comité evaluador, Paula Tecco, Diego Gurvich y Ricardo Torres, por sus valiosos y respetuosos aportes.

A cada una de las más de 40 personas que colaboraron en la plantación y en los muestreos. Este trabajo no hubiese sido posible sin su aguante. A Leo B, Cami P, Viqui L, Dieguito F, Gabi O, Agus T, Gise T, Diego G, Clari R y Leo C, por el vínculo que se formó a partir de lo compartido. A Nachi que se puso la 10 y nunca más se la sacó.

A Pachi, Giuli, Flor y Guada, compañerasas que me regaló la carrera, por su generosidad y amistad incondicional. Son mis guías espirituales. A Iván, compañero invaluable.

A mis amigas de la vida, mi Kinder querido, por su amistad, apoyo y curiosas preguntas.

A mis compañerxs de Shell, por las oportunidades y por bancarme en el arduo estado de “estudiante trabajadora”.

A las y los científicxs que dejaron huella y me inspiraron con su pasión y calidez. A todas las mujeres del mundo, por llenarme de fuerza y valentía cuando las injusticias pesan.

A mamá y papá: sigo creciendo gracias a su amor. A mi familia entera por su apoyo infinito.