

EVALUACIÓN DE TÉCNICAS DE REHABILITACIÓN DE ÁREAS DEGRADADAS EN LOS TALARES DE MAGDALENA Y PUNTA INDIO



TRABAJO FINAL DE CARRERA INGENIERÍA FORESTAL

MODALIDAD INVESTIGACIÓN

CAMPO TEMÁTICO ECOLOGÍA FORESTAL



UNIVERSIDAD NACIONAL
DE LA PLATA

Facultad de Ciencias
Agrarias y Forestales

ESTUDIANTE

Maximiliano Azcona

Legajo N° 25201/3

DNI N° 25.460.169

maxiazcona@gmail.com

DIRECTORA

Dr. Carolina Pérez

JTP Ecología Forestal

CODIRECTORA

Dr. Sarah L. Burns

JTP Manejo Forestal

AGRADECIMIENTOS

A la Facultad de Ciencias agrarias y Forestales de la Universidad Nacional de La Plata y al Laboratorio de Investigación en Sistemas Ecológicos y Ambientales. Gracias al espacio brindado en el proyecto de investigación y extensión “Estrategias para la recuperación de áreas degradadas y alternativas de manejo forestal en los talares de Magdalena y Punta Indio”, logre recabar la información para la realización del presente trabajo.

A mí Directora la Dr. Carolina Pérez y a mi Co Directora Dr. Sarah L. Burns, por el acompañamiento y los consejos brindados.

A mis viejos y hermanos por tanto sacrificio y esperanzas invertidas.

A mi compañera de viaje y mi hijo Genaro, que son lo más importante de mi vida y fueron la gran inspiración para terminar con mi carrera.

RESUMEN

Los talaes, bosques dominados principalmente por *Celtis ehrenbergina* (Klotzsch) Liemb (tala) y *Scutia buxifolia* Reiss (coronillo) de los Partidos de Magdalena y Punta Indio de la provincia de Buenos Aires representan una importante superficie de bosques nativos de la Pampa Oriental. Sin embargo, estos bosques se encuentran en retroceso, debido principalmente a la presión antrópica que reciben. En la actualidad el bosque es marginalmente utilizado como fuente de leña en un área principalmente ganadera y minera. La extracción de materiales calcáreos del subsuelo constituyó una de las principales causas de desmonte en los últimos 20 años, aunque también se destinaron áreas desmontadas al uso ganadero. Además, la introducción de leñosas exóticas como *Ligustrum lucidum* (ligustro) causan grandes cambios en el ecosistema. En los bosques de tala, el ligustro compite con las leñosas nativas y al tener un desarrollo mucho más acelerado, termina desplazándolas.

Existen algunas experiencias que permiten pensar que la recuperación de áreas de bosques es una cuestión de desarrollar la tecnología apropiada. En bosques tropicales se encontró que la plantación de especies nativas constituye uno de los medios más idóneos para la restauración de áreas forestales degradadas. Considerando los requerimientos para la regeneración del tala, que incluyen buena disponibilidad de agua edáfica, luz, suelo removido y baja competencia de otras plantas, tales medidas deberían involucrar el manejo de las variables que limitan la regeneración natural y el repoblamiento con especies forestales propias de estos sistemas.

Este trabajo pretende evaluar las técnicas de plantación de *Celtis ehrenbergina* (tala) sobre áreas desmontadas o invadidas por ligustro para la recuperación de las áreas degradadas que la especie habita.

ÍNDICE

1	INTRODUCCIÓN.....	4
2	OBJETIVO GENERAL.....	7
3	OBJETIVOS PARTICULARES.....	7
4	HIPÓTESIS	8
5	MATERIALES Y MÉTODOS	8
5.1	Descripción del área de estudio	8
5.2	Instalación de los ensayos.....	10
5.3	Establecimiento sobre cordones desmontados.	10
5.4	Establecimiento en bosques invadidos por ligustro.....	13
5.5	Altura y supervivencia	14
5.6	Humedad del suelo.....	14
5.7	Tratamiento estadístico de los datos	14
6	RESULTADOS.....	15
6.1	Parcelas de pastizal.	15
6.1.1	Supervivencia	15
6.1.2	Humedad en el suelo.....	18
6.1.3	Variación de la altura	20
6.2	Parcelas en claros de bosques invadidos por ligustro.....	22
6.2.1	Supervivencia.	22
6.2.2	Humedad del suelo.....	22
6.2.3	Crecimiento en altura.....	24
7	DISCUSIÓN.....	28
8	CONCLUSIONES	34
9	REFERENCIAS.....	35

1 INTRODUCCIÓN

La transformación de ecosistemas, es decir el reemplazo de un sistema por otro o bien la degradación, entendida ésta como los cambios graduales que reducen la diversidad y productividad, se caracterizan por la pérdida de vegetación y suelo (SER 2004). Los procesos de reducción de las masas boscosas a nivel mundial en los primeros diez años del siglo XXI significaron una pérdida neta de 5,2 millones de hectáreas (FAO 2010). Estas pérdidas tienen consecuencias negativas no sólo sobre la biodiversidad sino también sobre la provisión de servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques, los cuales incluyen alimentos, materiales para la construcción, regulación climática, hidrológica, de calidad del agua, bienestar estético y ecoturismo, entre otros (Oyarzún et al. 2005, Balvanera 2012).

La deforestación obedece principalmente al avance de la frontera agropecuaria y de la urbanización, mientras que la degradación incluye como causas más importantes a la tala selectiva, los incendios forestales, el ramoneo de herbívoros, la extracción de leña y la invasión de leñosas exóticas (MA 2005, Armenteras y Rodríguez Eraso 2014, Mazzini et al. 2017).

Dentro de las estrategias factibles para el repoblamiento de los bosques que han sido desmontados o degradados se pueden considerar las centradas en la restauración ecológica.

El objetivo de la restauración forestal es devolver un bosque degradado a su estado original, esto es, restablecer la estructura, la productividad y la diversidad de las especies del bosque que en teoría estaban presentes originariamente en un lugar (sistema histórico o de referencia) (Aronson et al. 1993, Comín 2002). Por otro lado, el objetivo de la rehabilitación es restablecer la capacidad de tierras degradadas para suministrar productos y servicios. La rehabilitación forestal, por lo tanto, restablece la productividad del bosque y algunas, pero no necesariamente todas, las especies de plantas y animales

que se considera que estaban presentes en el sistema histórico (Aronson et al. 1993, Zamora 2002). Tanto la restauración como la rehabilitación se basan esencialmente en principios y experiencias de la sucesión ecológica (Aronson et al. 1993, Comín 2002). A su vez, se puede distinguir entre restauración pasiva y activa. La primera consiste en eliminar el factor de disturbio y dejar que actúe el proceso sucesional. Sin embargo, puede ocurrir que la cobertura de leñosas no se recupere espontáneamente, o bien que el tiempo requerido sea demasiado prolongado en relación con las necesidades humanas, lo que hace necesario la realización de trabajos que logren acelerar esos procesos sucesionales (Jorba y Vallejo 2008). La plantación de especies nativas es una de las prácticas más frecuentes de la restauración activa (McIver y Starr 2001).

Los talares de los Partidos de Magdalena y Punta Indio representan una importante superficie de bosques nativos de la Pampa Oriental (Goya et al.1992). Su valor de conservación promovió la creación de la reserva de biosfera “Parque Costero del Sur” por el Programa El Hombre y la Biosfera (MaB, UNESCO). Sin embargo, estos bosques se encuentran en retroceso, debido principalmente a la presión antrópica que reciben (Athor et al. 2006). En la actualidad el bosque es marginalmente utilizado como fuente de leña en un área principalmente ganadera y minera. La extracción de materiales calcáreos del subsuelo constituyó una de las principales causas de desmonte en los últimos 20 años, aunque también se destinaron áreas desmontadas al uso ganadero (García Cortes et al. 2009). Además, la introducción de leñosas exóticas como *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton (ligustro) causan grandes cambios en el ecosistema. En los bosques de tala, *L. lucidum* compite con las leñosas nativas y al tener un desarrollo mucho más acelerado, termina desplazándolas (Galup 2006, Laiolo y Athor 2008, Díaz Villa et al. 2016). Dentro de las leñosas exóticas, *L. lucidum* es una de las especies con mayor distribución dentro de la Argentina (Hoyos et al. 2010). Esto es debido a que el ligustro cuenta con una serie de ventajas para su expansión y el mantenimiento de sus poblaciones, tales como una

eficiente dispersión por semillas, reproducción vegetativa, rápida tasa de crecimiento, tolerancia a la sombra y a que puede sobrevivir en un amplio rango de hábitats (Grau y Aragón 2000, Ceballos et al. 2015, Diaz Villa et al. 2016).

La invasión del ligustro en bosques de tala es un claro ejemplo del surgimiento de lo que se ha dado en llamar ecosistemas nóveles (Hobbs et al. 2006). Estos ecosistemas surgen como consecuencia de las actividades humanas, pero no necesitan de la intervención del hombre para mantenerse en el tiempo y difieren marcadamente en composición y funcionamiento del ecosistema histórico. Conceptualmente el modelo de ecosistemas nóveles concuerda con el carácter dinámico de la naturaleza y permite considerar las potencialidades ventajosas que estos sistemas pueden brindar cuando ocurren situaciones irreversibles (Frangi et al. 2015).

Por otra parte, la dinámica de bosques maduros de distintas latitudes es fuertemente influenciada por los claros, los cuales representan un incremento en la disponibilidad de recursos para el reclutamiento de nuevos individuos, lo que a su vez facilita la coexistencia de distintas especies (Grau 2004).

En el bosque de tala existen limitaciones de disponibilidad de luz que limitarían la regeneración espontánea del tala (Arturi 1997). Sin embargo, el incremento en la radiación aumenta la transpiración disminuyendo la supervivencia de las plántulas en sitios con baja disponibilidad hídrica como claros de gran superficie y los pastizales (Arturi y Goya 2004). Es por esto que la generación de claros tendientes a favorecer la regeneración de ciertas especies debe contemplar el balance entre dichos factores. A su vez, la recuperación del bosque de tala sobre pastizales originados por desmonte no ocurre espontáneamente (Arturi 1997) y sólo pequeñas superficies de las canteras abandonadas son colonizadas por las especies arbóreas de los talaes. En esas condiciones los desmontes y las áreas invadidas por el ligustro, podrían considerarse como un proceso irreversible a menos que se implementen medidas de restauración que

actúen en sentido contrario. Considerando los requerimientos para la regeneración del tala, que incluyen buena disponibilidad de agua edáfica, luz, suelo removido y baja competencia de otras plantas (Arturi 1997), tales medidas deberían involucrar el manejo de las variables que limitan la regeneración natural (Arturi y Goya, 2004) y el repoblamiento con especies forestales propias de estos sistemas.

Existen algunas experiencias que permiten pensar que la recuperación de áreas de bosques es una cuestión de desarrollar la tecnología apropiada. En bosques tropicales se encontró que la plantación de especies nativas constituye uno de los medios más idóneos para la restauración de áreas forestales degradadas (Martínez Ramos y García Orth, 2007). Además de la recuperación de áreas degradadas, deberían plantearse estrategias tendientes a reducir la pérdida de las actuales áreas de bosque. Arturi et al. (2006) propusieron que el desarrollo de sistemas silvopastoriles podría constituir una manera de integrar las actividades ganaderas al manejo forestal evitando el reemplazo del bosque.

2 OBJETIVO GENERAL

El objetivo general de este trabajo es evaluar las técnicas de plantación de *Celtis ehrenbergina* (tala) sobre áreas desmontadas o invadidas por ligustro para la recuperación de áreas degradadas.

3 OBJETIVOS PARTICULARES

- Evaluar la supervivencia y crecimiento en altura de plantas de tala implantadas sobre cordones desmontados y en claros generados en bosque invadido por ligustro.
- Evaluar el efecto del tamaño de claros generados en bosque invadido por ligustro sobre el crecimiento en altura de la plantación de tala.

- Evaluar la relación del crecimiento en altura con el contenido de humedad en el suelo de los claros generados en bosque de Ligustro.

4 HIPÓTESIS

- ✓ La supervivencia y crecimiento en altura de las plantas de tala es mayor en los claros de bosques que en las áreas desmontadas.
- ✓ Las diferencias en superficies de los claros generados están relacionadas con el crecimiento de la plantación.
- ✓ La variación en el contenido de humedad de los claros se relaciona directamente con el crecimiento de la plantación.

5 MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 Descripción del área de estudio

El área de estudio comprende la Reserva de Biosfera "Parque Costero del Sur". Esta reserva abarca una faja costera de 26.000 ha, de las cuales aproximadamente 3.000 ha corresponden a bosque nativo, y se extiende entre las localidades de Magdalena y Pipinas. En esta zona se seleccionaron rodales originalmente ocupados por *Celtis ehrenbergina* (Klotzsch) Liemb (tala) y *Scutia buxifolia* Reiss (coronillo), que actualmente se encuentran en un estado avanzado de colonización por *Ligustrum lucidum* (ligustro). (Fig. 1 y Fig. 2).



Figura 1. Distribución de los bosques de tala y ligustro con diferente grado de colonización.



Figura 2. Vista del bosque de tala con un alto grado de reemplazo por ligustro.

5.2 Instalación de los ensayos

Se produjeron 1000 plantas de tala en la Unidad de Vivero Forestal de la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales de la Universidad Nacional de La Plata a partir de semillas colectadas en la zona de estudio. A las mismas se les realizó un proceso pre germinativo de escarificado. Se procedió a la disposición de las plantas en bandejas tipo spilding de 24 tubetes de 250 cm³ bajo cubierta. Una vez terminadas y con el tamaño suficiente, se trasvasó una parte de estas a envases de 3 litros para de esta manera generar los dos lotes de plantas que se utilizaron en este trabajo, transcurrido el tiempo de crecimiento correspondiente. Cabe aclarar que el proceso desde la cosecha de la semilla a la plantación fue de 8 meses aproximadamente.

5.3 Establecimiento sobre cordones desmontados

Se establecieron tres plantaciones sobre cordones desmontados en parcelas de 20 x 50 m. Los sitios seleccionados presentaban diferente historia de uso, pero una misma situación de pastizal (Fig. 3). Una de las parcelas correspondió a una cantera que fue dejada de explotar en 1995 en la que se niveló el suelo, encontrándose actualmente una mezcla de texturas como consecuencia de la mezcla del material limoso, arcilloso y restos conchilla proveniente de diferentes profundidades; las otras dos parcelas presentaban la misma historia de uso, estas explotaciones, se realizaron sobre talares desmontados con el fin de propiciar el pastoreo del ganado, las texturas fueron similares y se encontraban sobre cordones equidistantes al Río de la Plata. Los sitios de ensayo se denominaron Cantera, El Destino, y Rosalía. Cada parcela fue alambrada para proteger a las plantas de los eventuales daños producidos por el ganado. Previo a la plantación se efectuaron labores del suelo tendientes a reducir la cobertura herbácea (Fig. 4). En cada parcela se plantaron 60 plantas entre los meses de junio-julio de 2010 y 60 plantas entre los meses de septiembre-octubre de 2010, la plantación se realizó con un espaciamiento de 3 x 3 m.

En cada fecha de plantación se utilizaron 30 plantas provenientes de tubetes y 30 de maceta de 3 litros de capacidad (Fig. 5). De esta manera pudo evaluarse el efecto del tipo de envase, y la consecuente diferencia en el tamaño alcanzado por las plantas, sobre la supervivencia en cada fecha de muestreo.



Figura 3. Sitios de instalación de las parcelas de reforestación sobre cordones desmontados.



Figura 4. Preparación de las parcelas de reforestación.



Figura 5. Diferente tamaño y forma de producción del material llevado a la plantación.

5.4 Establecimiento en bosques invadidos por ligustro

Además de las plantaciones en cordones desmontados se establecieron plantas de tala en bosques de tala y coronillo invadidos por ligustro. La plantación se realizó en dos claros de 500 m² y dos de 200 m². Dichos claros se abrieron cortando la totalidad de los individuos de ligustro con motosierra y dejando en pie los de tala y coronillo. La misma se llevó a cabo entre los meses de septiembre-octubre utilizando plantas de maceta con un espaciamiento de 3 x 3. Los claros fueron identificados con números, los claros 1 y 2 correspondieron a los de 500 m² y los claros 4 y 5 a los de 200 m².

En la figura 6 se presentan dos imágenes de uno de los claros en el bosque con invasión de ligustro seleccionados para realizar la recuperación de la estructura del bosque de tala.



Figura 6. Arriba: ejemplo de sitio de instalación de claro con invasión de ligustro. Abajo: Ejemplar de tala producido en envase, plantado en el interior del claro.

5.5 Altura y supervivencia

Se determinó la supervivencia de las plantas y se midió su altura en varias fechas entre septiembre de 2010 y marzo de 2012. En las parcelas instaladas en cordones desmontados (pastizales) las mediciones se realizaron en septiembre 2010, febrero, mayo, septiembre, y noviembre de 2011 y marzo de 2012. En las parcelas instaladas en los claros las mediciones se realizaron en febrero, mayo y octubre de 2011 y marzo de 2012.

5.6 Humedad del suelo

Se determinó la humedad del suelo a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) mediante técnicas gravimétricas. Se tomaron tres muestras adentro de cada parcela de cordón desmontado y tres afuera para evaluar eventuales diferencias relacionadas con la reducción de la cobertura herbácea asociada a las labores del suelo.

En cada uno de los claros se tomaron cuatro muestras (1) en el centro del claro, (2) en el borde del claro, (3) en el borde del bosque circundante al claro y (4) en el bosque circundante a 5 m del borde del claro. Las determinaciones de humedad de suelo se realizaron en las mismas fechas en las que se midió la altura y la supervivencia.

5.7 Tratamiento estadístico de los datos

En las parcelas de pastizal y en los claros de bosque, se compararon las variaciones de la supervivencia, humedad del suelo y de la altura de las plantas entre fechas de muestreo, mediante análisis de la varianza de medidas repetidas. Se utilizaron las fechas como factor intra-sujeto. Se comprobó el cumplimiento de la esfericidad de la matriz de covarianza mediante la prueba de Mauchly (1940).

6 RESULTADOS

6.1 Parcelas de pastizal

6.1.1 Supervivencia

La supervivencia de las plantas de *Celtis ehrenbergina* implantadas en parcelas de pastizal varió significativamente a lo largo del tiempo y de acuerdo con el tipo de envase de producción en vivero (Tabla 1). A su vez las variaciones en la supervivencia a lo largo del tiempo dependieron del sitio y del tipo de envase, pero no fue significativo el efecto de la fecha de plantación (Tabla 2).

Las tres parcelas instaladas mostraron una tendencia similar en la variación de la supervivencia a lo largo del tiempo. Se observó una caída en el porcentaje de supervivencia al final del periodo de mediciones en todas las parcelas de pastizal (Figura7), alcanzado 60 % de sobrevivencia en la parcela de El Destino, 35% en la de Rosalía y 15% en la de Cantera.

Factor	F	p
Intercepción	461,9900	0,000001
Sitio	2,6495	0,149738
Envase	8,5617	0,026423
Sitio * Envase	0,6695	0,546421
Fecha	87,2710	0,000000
Fecha * Sitio	18,4256	0,000000
Fecha * Envase	4,6116	0,003068
Fecha * Sitio * Envase	1,0012	0,464533

Tabla 1. ANOVA de medidas repetidas de la supervivencia de las plantas y el envase de producción.

Factor	F	p
Intercepción	179,1917	0,000011
Sitio	1,0277	0,413242
Fecha de plantación	0,1630	0,700427
Sitio * Fecha de plantación	0,0022	0,997779
Fecha	45,8145	0,000000
Fecha * Sitio	9,6728	0,000001
Fecha * Fecha de plantación	0,2554	0,933705
Fecha * Sitio * Fecha de plantación	0,1832	0,996281

Tabla 2. ANOVA de medidas repetidas de la supervivencia de las plantas y la fecha de plantación.

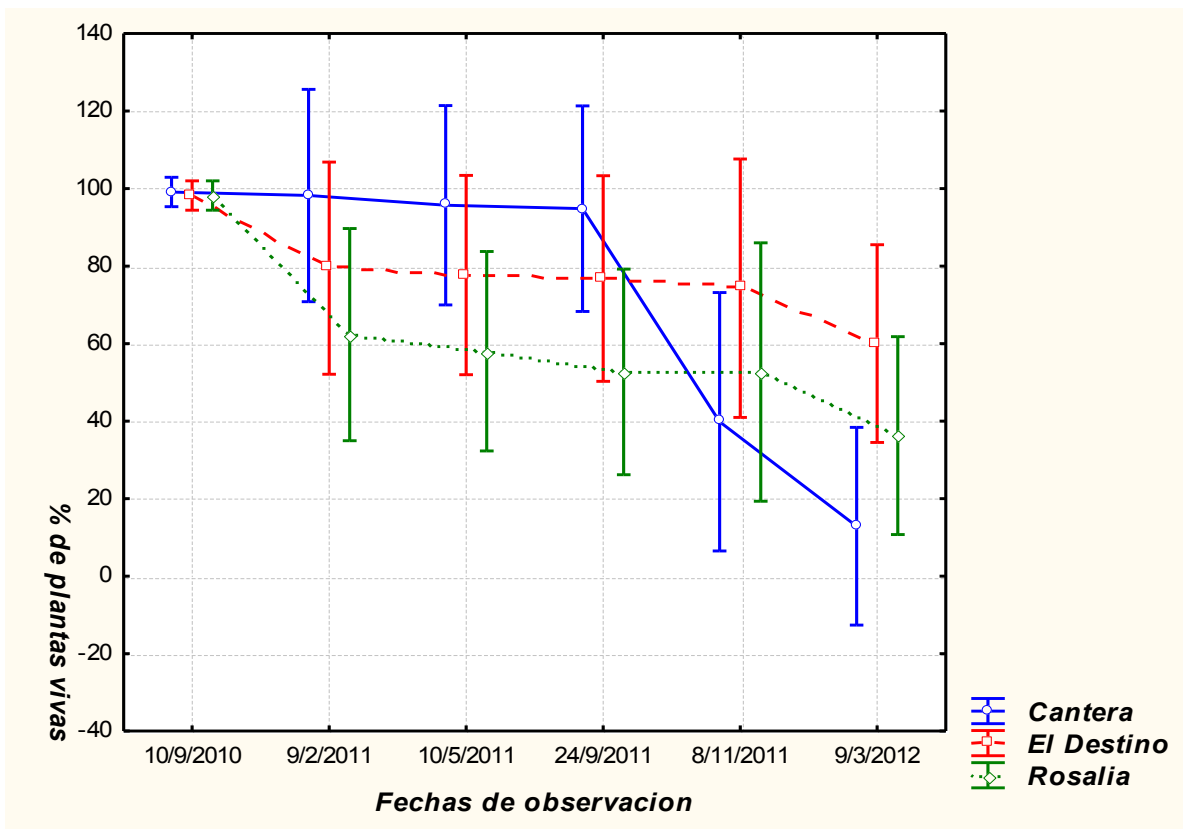


Figura 7. Supervivencia de plantas de tala en parcelas de pastizal.

La comparación de la supervivencia según el tipo de envase (Figura 8), mostró en todos los sitios una mayor persistencia de las plantas provenientes de maceta con respecto a las de tubete (El Destino: 70% en maceta y 50% en tubete, Rosalía: 50% en maceta y 20% en tubete y Cantera: 20% en maceta y 10% en tubete).

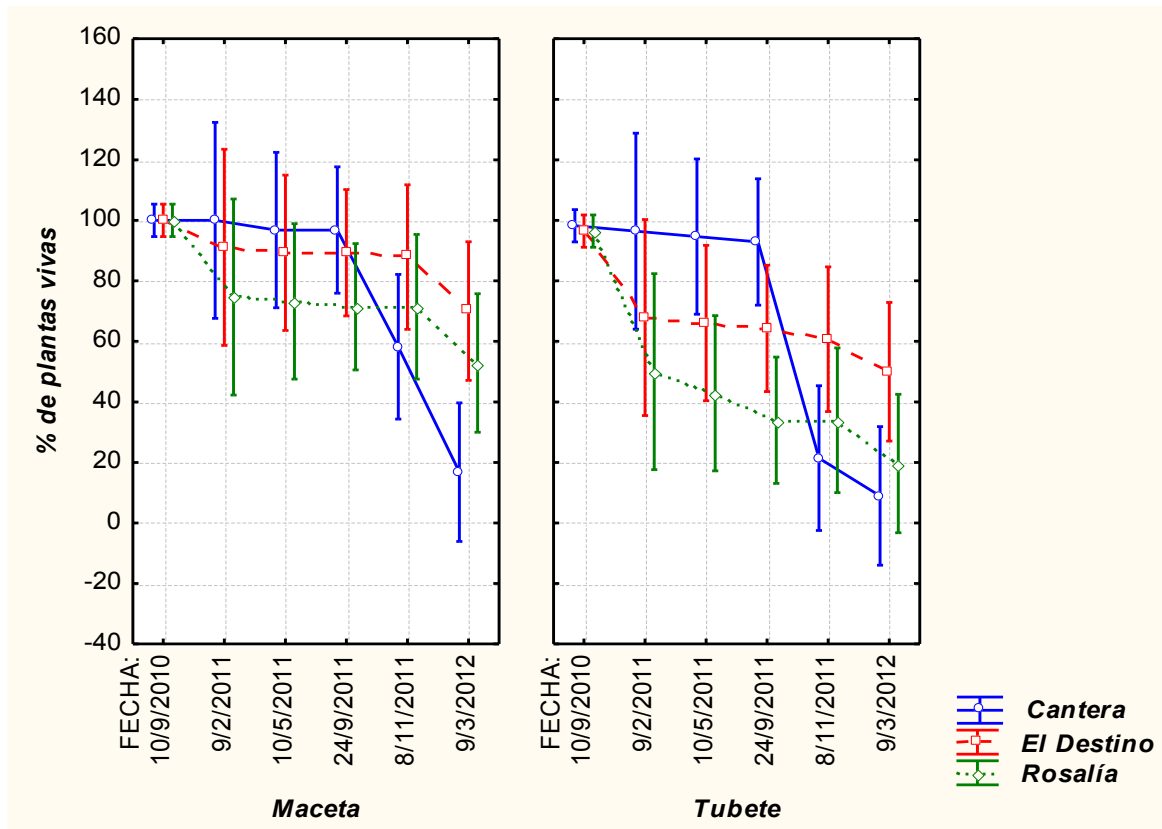


Figura 8. Supervivencia de los distintos tipos de envase en parcelas de pastizal.

La época de plantación no fue significativa como fuente de variación de la supervivencia, mostrando un patrón similar en las tres parcelas instaladas en pastizales (Figura 9). Se destaca que la supervivencia de las plantas siempre fue mayor en las provenientes de maceta, independientemente de la época de plantación.

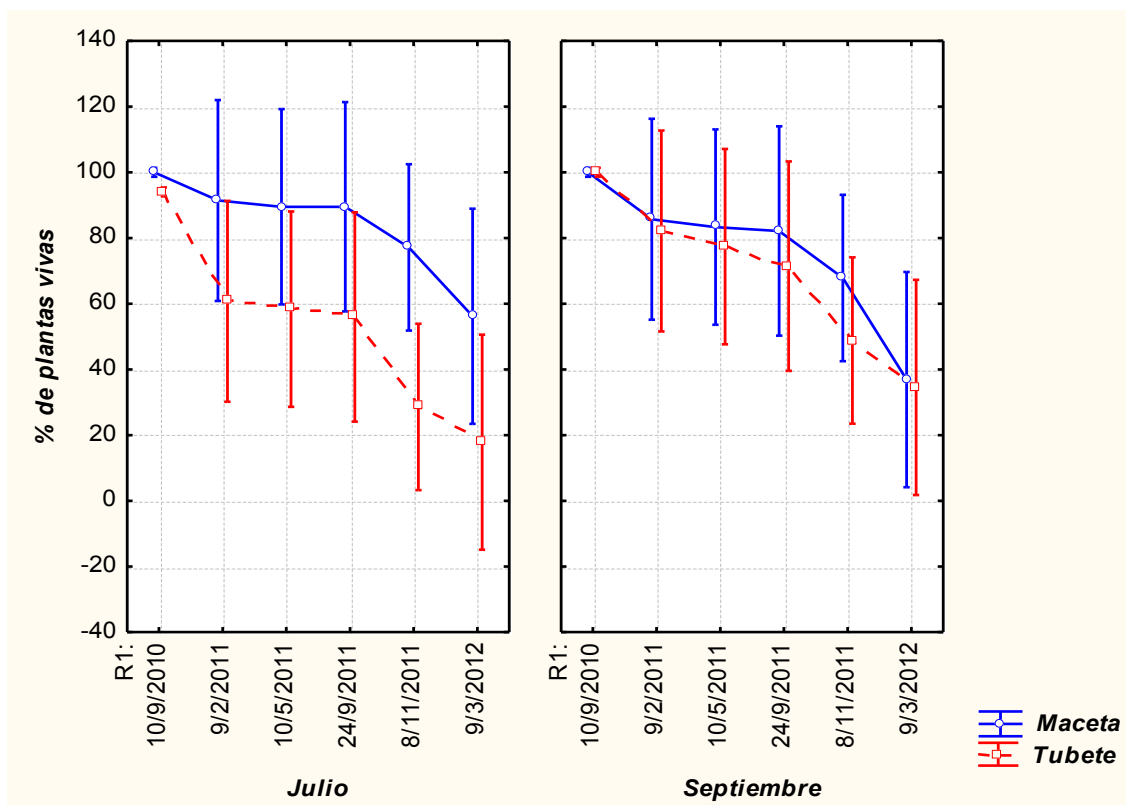


Figura 9. Supervivencia de las plantas en función del tipo de envase y la época de plantación.

6.1.2 Humedad en el suelo

La humedad del suelo varió entre fechas de muestreo con tendencias diferentes según el sitio (Tabla 3). El contenido de humedad del suelo fue similar entre los primeros 10 cm de profundidad con respecto a los 10 cm subsiguientes.

Factor	F	P
Intercepción	980,3	0,000
Sitio	50,5	0,000
Adentro/Afuera	2,0	0,167
Sitio * Adentro/Afuera	7,9	0,002
Fecha	19,1	0,000
Fecha * Sitio	7,0	0,000
Fecha * Adentro/Afuera	1,1	0,366
Fecha * Sitio * Adentro/Afuera	2,1	0,040

Tabla 4. ANOVA de medidas repetidas del contenido de agua del suelo.

La marcha de la humedad del suelo a lo largo del período de muestreo mostró un patrón de variación similar entre los sitios El Destino y Rosalía, mientras que el sitio Cantera presentó un comportamiento distinto a los otros dos (Figura 10).

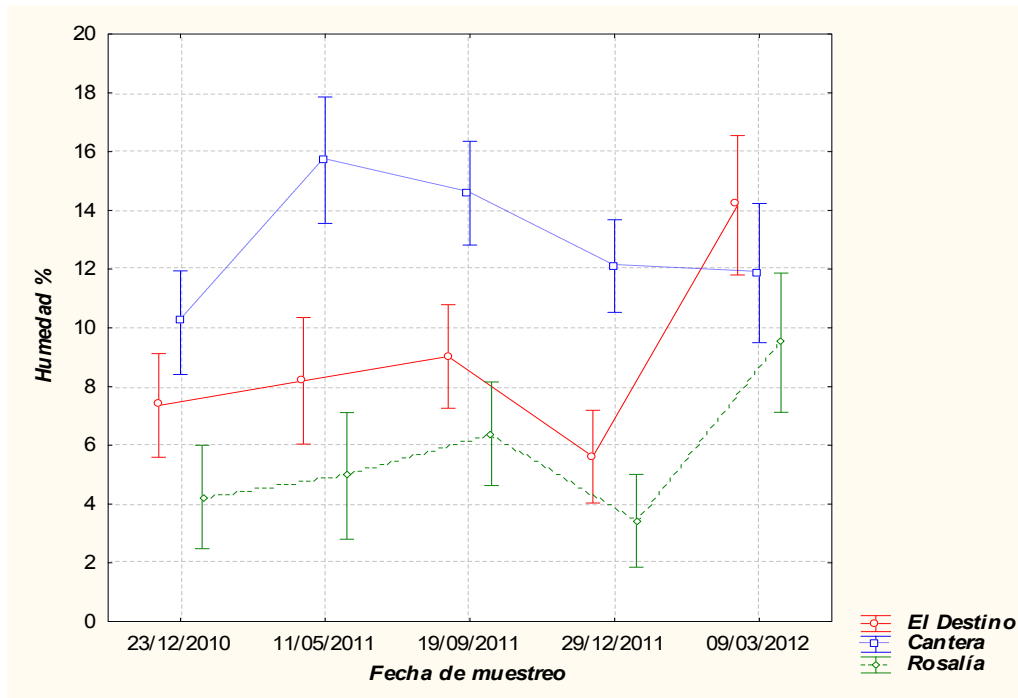


Figura 10. Marcha de contenido de humedad en el suelo para los sitios de pastizal.

El contenido de agua en el suelo dentro de las parcelas implantadas con *Celtis ehrenbergina* difirió del contenido de humedad del suelo por fuera de las mismas, dependiendo del sitio de muestreo (Figura 11). En los sitios Cantera y Rosalía no se observaron diferencias en el contenido de agua del suelo dentro y fuera de las parcelas forestadas, mientras que, en el Destino, la humedad del suelo tendió a ser mayor afuera que adentro de la parcela.

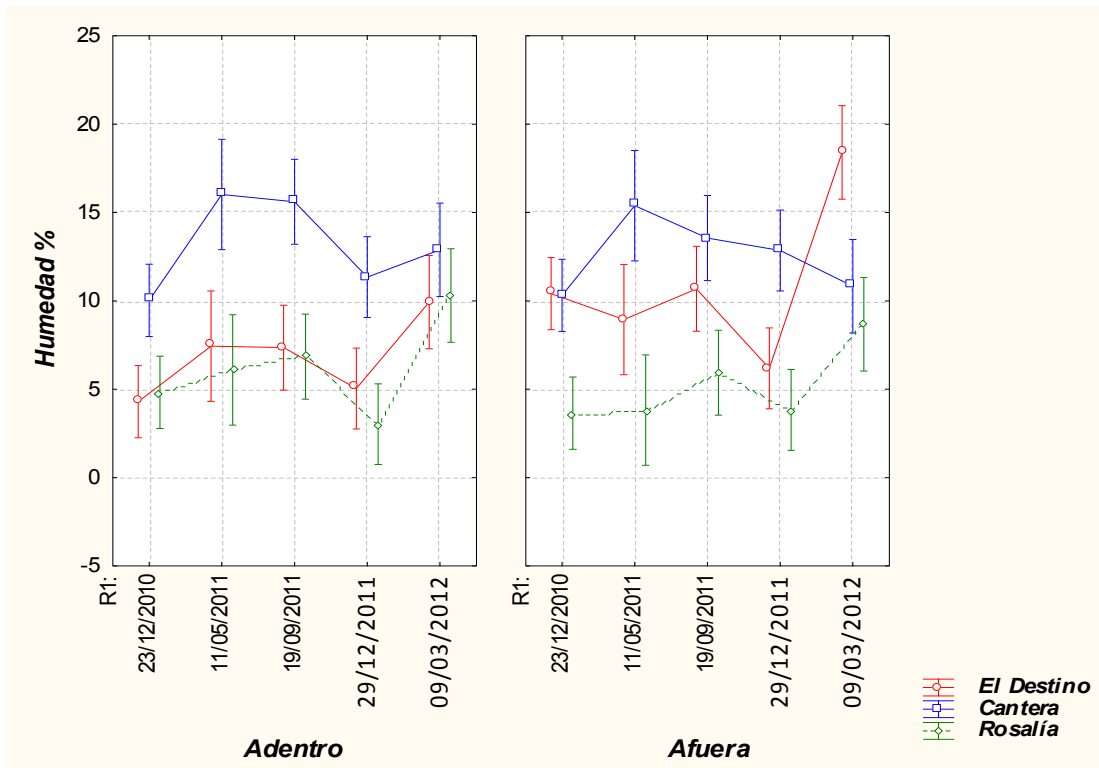


Figura 11. Contenido de agua en el suelo (%) adentro y afuera de los sitios de pastizal.

6.1.3 Variación de la altura

La altura de los individuos de *Celtis ehrenbergina* implantados en parcelas de pastizal mostró variaciones a lo largo del tiempo, dependiendo del sitio y del tipo de envase.

También fue significativa la interacción entre sitio, tipo de envase y fechas de muestreo (Tabla 5). Estas variaciones en muchos casos fueron debidas a la herbivoría por ganado ovino o por liebres silvestres, la cual fue de distinta intensidad según el sitio y la fecha de muestreo (Figura 12).

Factor	F	p
Sitio	8,93693	0,002994
Sitio*Envase	6,49235	0,011264
Sitio*Fecha de Plantación	0,04494	0,832236
Sitio*Envase*Fecha de Plantación	0,00556	0,940618
Fecha*Sitio	47,82277	0,000000
Fecha*Sitio*Envase	6,55567	0,000005
Fecha*Sitio*Fecha de Plantación	0,84133	0,520266

Tabla 5. ANOVA de medidas repetidas para la ganancia en altura.

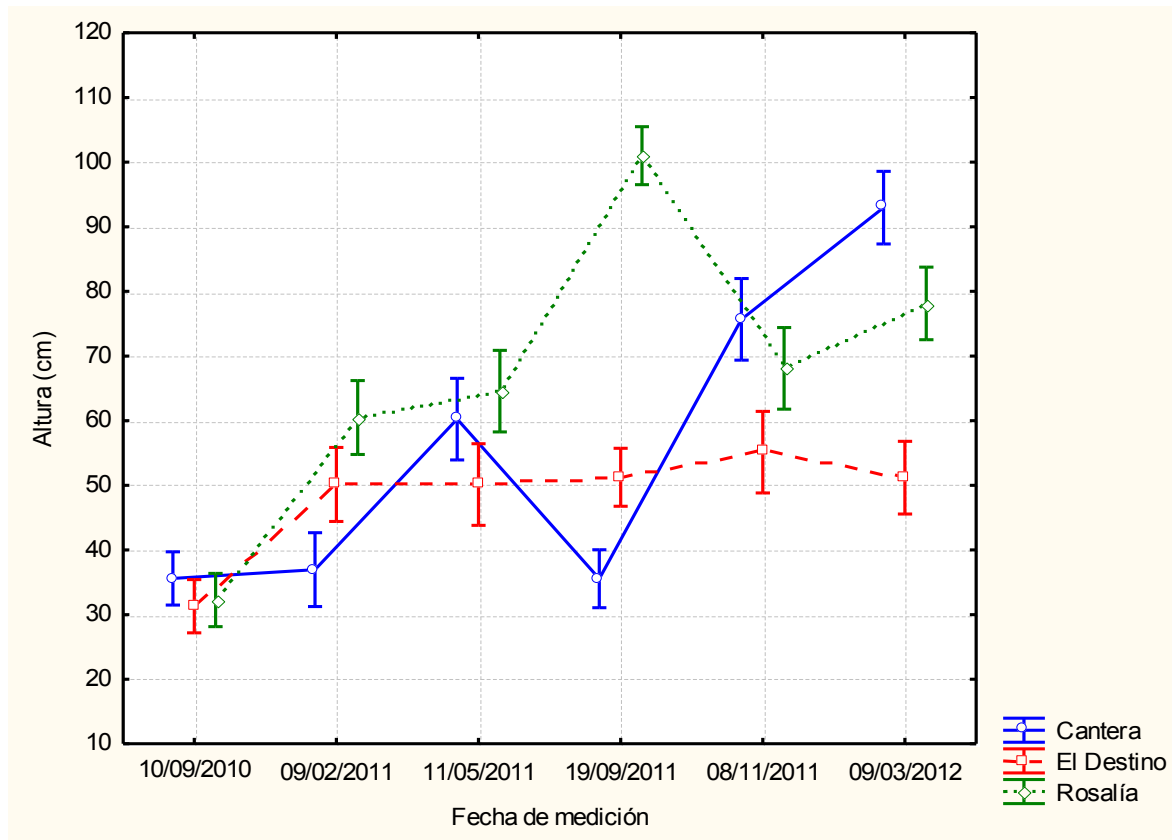


Figura 12. Variación en altura de las mediciones realizadas en individuos de *C. ehrenbergiana* en parcelas de pastizal.

6.2 Parcelas en claros de bosques invadidos por ligustro

6.2.1 Supervivencia.

La supervivencia fue cercana al 100% en todas las parcelas instaladas en los claros generados en bosques invadidos por ligustro. Las pocas plantas que murieron (cuatro plantas distribuidas en varias parcelas) fue por consecuencia del daño producido por personas que extrajeron leña en esa zona.

6.2.2 Humedad del suelo

El contenido de agua en el suelo varió significativamente entre las distintas fechas de muestreo. El tamaño del claro (tamaño de parcela) y la ubicación dentro del mismo (centro, borde de claro, borde de bosque y bosque) no fue significativo, aunque si la interacción entre cada uno de ellos y las fechas de muestreo (Tabla 6).

La humedad de suelo mostró una similar tendencia de variación en las ubicaciones dentro de los claros, correspondientes a borde de claro, borde de bosque y bosque, mientras que el centro mostró una tendencia opuesta, principalmente durante el primer año de mediciones (Figura 13).

Factor	F	p
Intercepción	380,8649	0,000000
Parcela	0,9635	0,434001
Ubicación	1,5056	0,251165
Parcela*Ubicación	0,1841	0,992914
Fecha	7,8408	0,000005
Fecha*Parcela	2,3070	0,008823
Fecha*Ubicación	1,8696	0,038949
Fecha*Parcela*Ubicación	1,2705	0,173958

Tabla 6. ANOVA de medidas repetidas del contenido de agua del suelo.

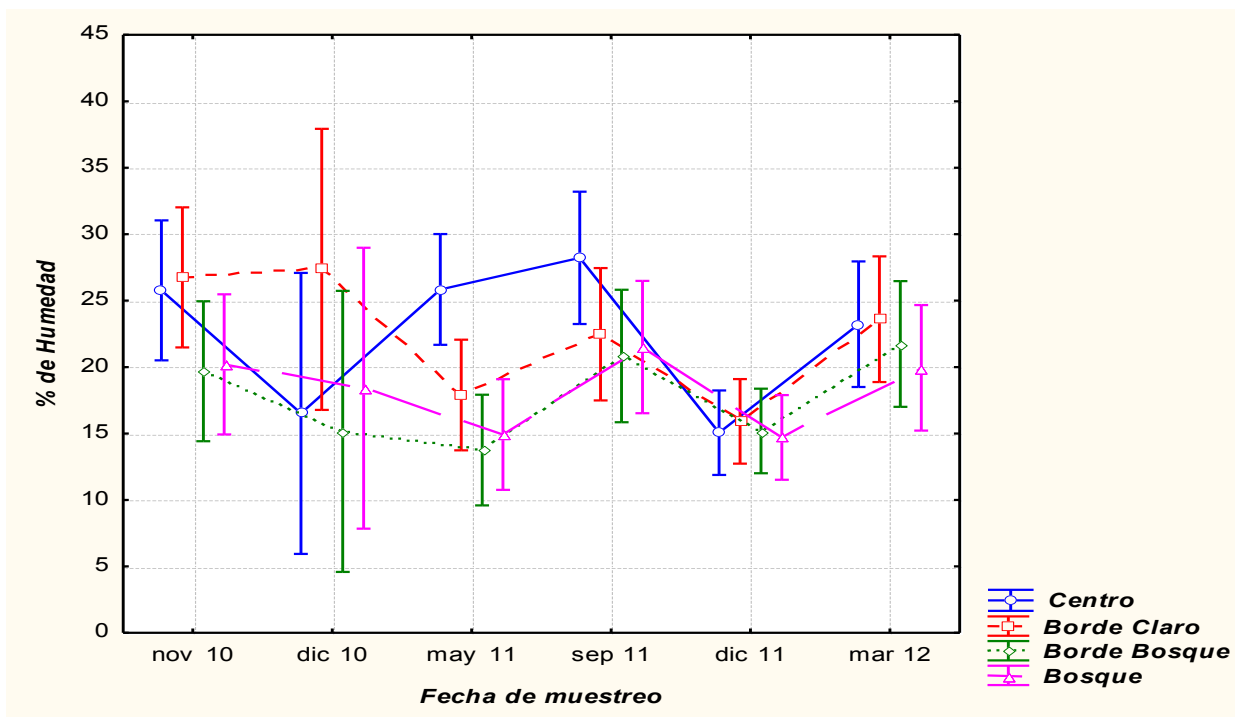


Figura 13. Distribución del porcentaje de humedad en el suelo en parcelas de ligustro para distintas fechas de muestreo.

La comparación del contenido de agua en el suelo (Tabla 7) y (Figura 14) a distinta profundidad presentó la misma tendencia a lo largo del tiempo, pero los primeros 10 cm presentaron un mayor porcentaje de humedad que los 10 cm más profundos.

Factor	F	p
Intercepción	1041,798	0,000000
Profundidad	38,560	0,000001
Fecha	6,116	0,000035
Fecha*Profundidad	1,172	0,325454

Tabla 7. ANOVA de medidas repetidas del contenido de humedad en el suelo a distinta profundidad de muestreo.

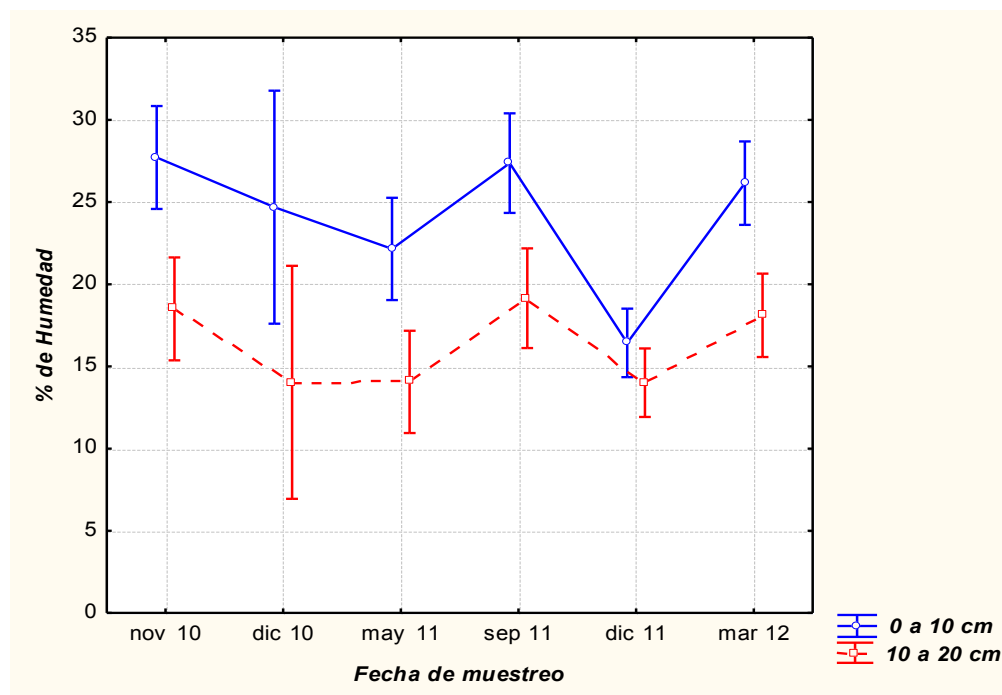


Figura 14. Variación del contenido de humedad en el suelo a distinta profundidad y fecha de muestreo para parcelas de bosque invadido por ligustro.

6.2.3 Crecimiento en altura

La altura de las plantas en los claros generados en bosques invadidos por ligustro varió en función del tiempo, la superficie del claro y la ubicación de las plantas dentro del mismo. Fueron significativas las interacciones entre estos factores (Tablas 8 y 9)

Factor	F	p
Intercepción	3369,571	0,000000
Superficie de claro	13,913	0,000248
Fecha	8,780	0,000010
Fecha*Superficie de claro	2,970	0,031298

Tabla 8. ANOVA de medidas repetidas en la variación de altura para distinta superficie de claro.

Factor	F	p
Intercepción	2552,335	0,000000
Borde y Centro de claro	5,351	0,021709
Fecha	17,386	0,000000
Fecha*Borde y centro de claro	8,931	0,000008

Tabla 9. ANOVA de medidas repetidas en la variación de altura para distinta distribución de las plantas en los claros.

En la comparación de la variación en altura de las plantas y el tamaño de los claros (Figura 15) se puede ver que en los claros de 200 m² (claros chicos), las plantas alcanzaron mayor altura que en los claros de 500 m² (claros grandes). En éstos últimos se registró una disminución de la altura durante el invierno, mientras que en los claros chicos no se registró crecimiento en dicho período. En las mediciones correspondientes al último verano las plantas de los claros chicos alcanzaron mayores alturas que en los claros grandes.

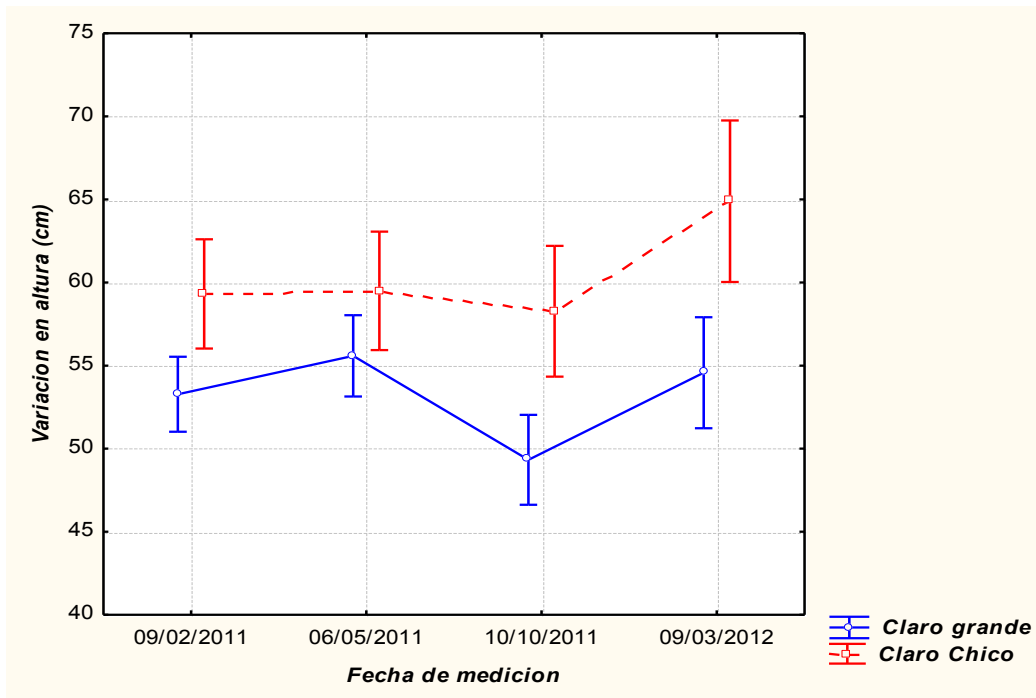


Figura 15. Variación en altura de la plantación para distintas superficies de claro en distintas fechas de medición.

La comparación de la variación en altura con la disposición de las plantas en los claros, independientemente del tamaño de este (figura 16), mostró mayores ganancias de altura en el centro del claro, aunque la tendencia de variación en las diferentes fechas de muestreo fue similar entre ambos tipos de ubicación.

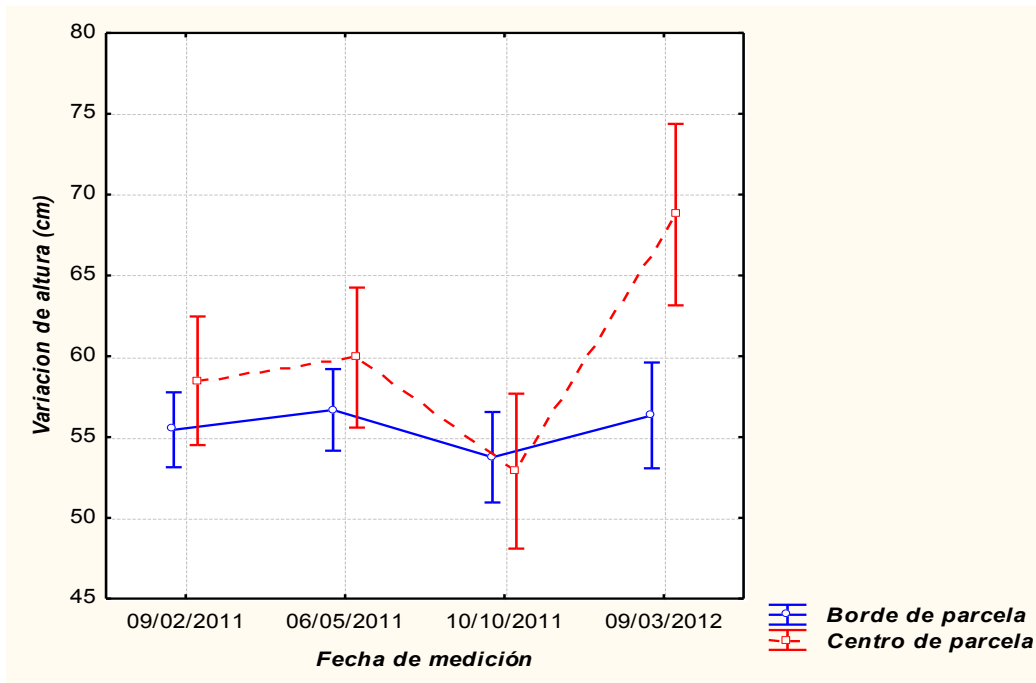


Figura 16. Diferencias en la variación de altura para los distintos sectores de los claros en relación a la fecha de medición.

7 DISCUSIÓN

La supervivencia de las plantas de *Celtis ehrenbergina* implantadas sobre cordones desmontados fue menor que en los claros de bosque. La formación de claros en un bosque tiene como principal efecto el cambio en las condiciones ambientales y en la disponibilidad de recursos para el crecimiento de las plantas (Canham y Marks 1985). La diferencia en la supervivencia entre los ejemplares de tala plantados en cordones desmontados y en los claros de bosque invadido por ligustro puede atribuirse al efecto protector ejercido por el bosque adyacente sobre los ensayos realizados. El bosque atenuaría los efectos negativos de las condiciones climáticas desfavorables, tales como bajas temperaturas, heladas invernales, alta radiación y temperatura estivales. Posiblemente el bosque adyacente ejerció también un efecto protector contra la herbivoría del ganado doméstico, ya que en los ensayos de los claros no se encontraron evidencias de la presencia de estos animales.

Los niveles en la disponibilidad de los recursos varían con el tamaño del claro y la localización dentro y alrededor del mismo (Gray et al 2002; Gálhidy et al. 2006). En los claros generados en el bosque nativo invadido por ligustro, el tamaño del claro no influyó sobre la supervivencia de las plantas de *Celtis ehrenbergina* implantadas en estos ensayos, pero sí sobre su crecimiento. En los claros de menor tamaño (200 m²), las plantas de tala mostraron mayor crecimiento en altura en los períodos climáticamente favorables. Por otra parte, durante el invierno, el aumento en altura fue nulo en todos los ensayos de claros, sin embargo, las plantas de los claros grandes (500 m²) mostraron una tendencia decreciente, mientras que en los claros pequeños la altura permaneció constante durante ese período. El efecto negativo de las bajas temperaturas y las heladas invernales podría estar amortiguado en mayor medida por el bosque circundante en los claros pequeños con respecto a los de mayor superficie. Gray et al. (2002), en bosques

de *Pseudotsuga menziesii* de EE. UU., analizaron claros de 40 a 2000 m² de superficie donde encontraron diferencias significativas en la radiación solar recibida y las temperaturas del suelo durante el verano, dependiendo del tamaño del claro y de la posición dentro del mismo, siendo mayor la heterogeneidad y cantidad de radiación recibida a medida que aumentaba el tamaño del claro. En el ensayo realizado en los talaes es esperable una mayor exposición a condiciones climáticas extremas en posiciones centrales de los claros de mayor tamaño, comparados con los más pequeños. Esto puede relacionarse con el mayor crecimiento en altura de los renovales de tala plantados en los claros de menor tamaño en la época favorable y un menor efecto negativo sobre el crecimiento de éstos durante el invierno.

Aunque el cambio en la disponibilidad de luz es central para el crecimiento y supervivencia de renovales en los claros, también es de suma importancia la disponibilidad de agua en el suelo (Poorter y Hayashida-Oliver 2000). En varios estudios se constató una mayor disponibilidad de agua en los claros que en el bosque, relacionado con la alta densidad de raíces y el consumo de agua de los árboles circundantes (Fisher et al. 1991, Gray et al 2002; Gálhidy et al. 2006). En el presente estudio se observó mayor crecimiento de las plantas de *Celtis ehrenbergina* en el centro de los claros, coincidentemente con la tendencia de este sector a contener mayor humedad en el suelo que el resto de la parcela. El bosque adyacente podría afectar negativamente a las plantas del ensayo ubicadas en el borde del claro o debajo del dosel, tanto por una disminución de la intensidad de la luz como por un mayor consumo del agua del suelo. El efecto negativo sobre la regeneración debido a la escasez de luz y a la alta densidad de raíces superficiales en bosques de tala en el área de estudios ha sido señalado previamente (Arturi 1997, Arturi y Goya 2004). En los períodos del año hídricamente desfavorables, la alta densidad de raíces y el consumo de agua del bosque intensifican las condiciones de sequía para los renovales y demás plantas del sotobosque

(Veenendaal et al. 1995). A las diferencias microambientales y de disponibilidad de recursos entre los claros y bajo el dosel se suman la interacción de estos factores con la respuesta de las plantas. Poorter y Hayashida-Oliver (2000) trabajaron con renovales de tres especies arbóreas de la selva amazónica, plantados en claros y bajo el dosel. En ese estudio demostraron que la escasez de luz genera respuestas en los renovales que promueven mayor área foliar y menor inversión en raíces, comparado con los plantados en los claros. Durante el período más seco del año, la distribución de la biomasa que otorga ventajas a los renovales en la captación de luz se vuelve negativa, ya que estas plantas tienen mayor superficie transpirante (mayor área foliar) y menor capacidad de captar agua debido a un sistema radical reducido, comparadas con las de los claros. Si bien la presencia del bosque de ligustro adyacente en los ensayos instalados en los claros podría ejercer un efecto facilitador sobre las plantaciones de *Celtis ehrenbergiana*, este efecto positivo sería temporario y requeriría de controles que eviten el crecimiento del ligustro dentro de la plantación. Esta recomendación se basa en que las plantas de *Celtis ehrenbergiana* implantadas en el borde de los claros o debajo del dosel del bosque circundante presentaron un menor crecimiento en altura que las del centro del claro. Aunque en la supervivencia temprana de las plantas de tala de este ensayo no se observaron diferencias entre los claros y bajo el dosel, se esperaría una mayor mortalidad de ejemplares en aquellos ubicados a menor distancia del bosque, debido al efecto competitivo de los árboles de mayor tamaño y a las posibles diferencias en los patrones de asignación de la biomasa en las plantas de tala.

En las parcelas instaladas en los cordones desmontados (pastizales), las plantas provenientes de macetas eran de mayor tamaño que las provenientes de tubete. El mayor tamaño inicial de las plantas proveniente de las macetas influyó positivamente en su supervivencia. En estos ensayos, la instalación de alambrados impidió el acceso del ganado vacuno, pero no del ovino y de la fauna silvestre (liebres, coipos) detectadas a

partir de las heces encontradas dentro de las parcelas. Debido a que la herbivoría no fue homogénea, las variaciones en la supervivencia y el crecimiento entre las parcelas instaladas en sitios de pastizal no pueden ser atribuidas directamente a diferencias entre sitios, tales como la textura del suelo, presencia de parches de bosque cercanos, distancia al río, etc. De todos modos, el sitio El Destino, que tuvo mayor intensidad de herbivoría, presentó la mayor supervivencia dentro de los ensayos de pastizal, indicando que otros factores influyeron en la supervivencia, posiblemente relacionados con la disponibilidad de agua en el suelo.

La escasez de agua ha dado lugar a diferentes adaptaciones en las plantas, que van desde aquellas que les permiten eludir la sequía hasta el desarrollo de mecanismos de tolerancia (Valladares et al. 2004). Las especies que eluden la sequía (estrategia de escape) son las que pasan el período de sequía como semillas, o con algún tipo de dormancia que restringe la actividad vegetativa. En cambio, existen otros dos tipos de estrategias en las que las plantas están activas vegetativamente durante el período hídricamente desfavorable, e incluyen a las especies que evitan la sequía y a las que la toleran (Valladares et al. 2004). Las especies que evitan la sequía lo hacen regulando la transpiración y evitando tensiones excesivas en el xilema, por lo cual se han denominado también especies reguladoras u homeohídricas, porque tienen un comportamiento hídrico estable. En el otro extremo se encuentran las tolerantes, también llamadas anisohídricas, que son aquellas especies que toleran los efectos del estrés hídrico, minimizando o eliminando los daños que podrían sufrir por la sequía (Valladares et al. 2004). En la estrategia evitadora, las plantas previenen el estrés hídrico en sus tejidos, que son muy sensibles a la desecación, por dos mecanismos diferentes, uno es el derroche y el otro es el ahorro de agua. En el primero se maximiza la absorción de agua a través del desarrollo de un sistema radical profundo que les permite mantener hidratados los tejidos en plena sequía. En el segundo, se evitan las pérdidas mediante el cierre estomático aún ante

leves descensos en el potencial hídrico de sus tejidos. Cuando el agua en el suelo disminuye a niveles inaccesibles, las derrochadoras se convierten en ahorradoras o mueren. Por otra parte, las especies tolerantes están más expuestas a sufrir una falla hidráulica, dado que mantienen una alta conductancia estomática con potenciales agua del suelo en disminución. Las estrategias desarrolladas por las especies evitadoras son consideradas más exitosas frente a períodos de sequía severos, pero de corta duración, mientras que las especies con estrategias de tolerancia podrían sobrellevar períodos de sequía prolongados pero de menor intensidad (Valladares et al. 2004, Gonzalez-Rodriguez et al. 2016). En este sentido, Plaza Behr (2017) realizó un ensayo con plantas de *C. ehrenbergiana* que recibieron diferentes niveles de riego y a las que se les realizaron mediciones de la conductancia estomática. En este trabajo se puso en evidencia que el tala tiene una estrategia de “derroche” de agua y sólo cierra sus estomas cuando el contenido de agua en el suelo es mínimo. Los talaes bonaerenses, en toda su extensión, se desarrollan dentro de un gradiente de precipitaciones entre los 1074 y 900 mm de precipitación anual media, con lluvias durante todo el año, siendo la primavera y el otoño los períodos más lluviosos y el invierno el más seco (Torres Robles y Arturi 2009). En ese sentido, los períodos de sequía suelen ser de gran intensidad durante el verano, pero de relativamente corta duración, por lo cual una estrategia de derroche sería acorde con el régimen de lluvias del área de distribución de tala.

La variación de la humedad del suelo en las parcelas de pastizal fue similar en los sitios Rosalía y El Destino, los cuales fueron comparables en cuanto a la textura del suelo, relativamente gruesa, y en cuanto a su ubicación respecto del río. El sitio Cantera, presentó mayores diferencias con respecto a los anteriores en cuanto a su historia de uso, textura del suelo más fina y mayor distancia al río. Este último sitio fue el que mostró mayores contenidos de humedad durante gran parte del período de muestreo. Sin embargo, los contenidos de agua en el suelo en el muestreo del verano de 2012

mostraron escasas diferencias entre los tres sitios de pastizal. Esta tendencia decreciente de la humedad del suelo en la Cantera hacia el final del muestreo podría estar relacionada con un aumento notorio en la cobertura de la vegetación herbácea, que no se observó en los otros dos sitios de pastizal, en parte por el consumo de los herbívoros. De acuerdo con los resultados obtenidos y las observaciones a campo, las plantas de *Celtis ehrenbergiana* de la parcela instalada en la Cantera presentaron una menor pérdida de biomasa debida a herbivoría, pero la alta intensidad de la mortalidad en el último verano muestreado podría relacionarse con el efecto de la competencia ejercida por la vegetación espontánea, principalmente gramíneas. El efecto competitivo de los pastos sobre la supervivencia y crecimiento de plantas de *C. ehrenbergiana* en ensayos realizados en una cantera de conchilla abandonada en Castelli, fue evidenciado por Plaza Behr (2017). El tipo de sistema radical de las herbáceas, que determina una alta ocupación del volumen del suelo más superficial, ejerce un efecto competitivo con las leñosas, principalmente en la fase de instalación de las mismas, cuando éstas aún no han logrado desarrollar raíces que les permitan alcanzar los horizontes más profundos del suelo. El efecto competitivo de las herbáceas determina una menor disponibilidad de agua para las leñosas, lo cual a su vez influye negativamente en su supervivencia y crecimiento, principalmente en época de sequía (Scholes y Archer 1997). Un desarrollo de raíces insuficiente para poder sobrellevar períodos hídricamente desfavorables también puede señalarse como una posible causa de la mayor supervivencia en los ensayos realizados con plantas de tala producidas en macetas respecto de las provenientes de tubetes.

8 CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en este estudio permiten aceptar las hipótesis planteadas, ya que la supervivencia y crecimiento en altura de las plantas de tala fueron mayores en los claros de bosque que en las áreas desmontadas, evidenciando un efecto amortiguador de las condiciones ambientales extremas por parte del bosque circundante. Sin embargo, el tamaño del claro influyó en el crecimiento de las plantas de tala, las cuales alcanzaron mayores alturas en los de menor tamaño, en relación con una mayor disponibilidad de agua en la parte central de los mismos. Por lo cual se concluye que existiría un balance entre cambios en las condiciones microambientales y uso de recursos por parte de las leñosas de mayor porte alrededor de los ensayos en los claros, que se relacionan con su proximidad, dentro de ciertos rangos, y van desde efectos positivos (distancias intermedias) a negativos (pequeñas y grandes distancia).

La reforestación con plantas de tala producidas en vivero para la restauración de bosques de tala invadidos por ligustro es una técnica que podría implementarse en áreas de extensión limitada y con presencia incipiente de la invasora. Sin embargo, existen otras áreas en las que, por cuestiones operativas y económicas resulta imposible la erradicación del ligustro y para las cuales se deberían contemplar alternativas de manejo que tomen en cuenta potenciales usos de su madera, a fin de compatibilizar aspectos económicos y de control de la leñosa invasora.

9 REFERENCIAS

Armenteras D, Rodríguez Eraso N. 2014. Forest deforestation dynamics and drivers in Latin America: a review since 1990. *Colombia Forestal* 17(2): 233-246.

Aronson J, Floret C, Le Floc'h E, Ovalle C, Pontanier R. 1993. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. II. Case studies in Southern Tunisia, Central Chile and Northern Cameroon. *Restoration ecology* 1(3): 168-187.

Arturi MF, Goya JF. 2004. Estructura, dinámica y manejo de los talaes del NE de Buenos Aires. En: *Ecología y manejo de los bosques de Argentina*.

Arturi MF, Frangi JL, Goya JF (Eds.). Publicación multimedia, Editorial de la Universidad Nacional de La Plata.

Arturi MF, Pérez CA, Horlent M, Goya JF, Torres Robles S. 2006. El manejo de los talaes de Magdalena y Punta Indio como estrategia para su conservación. En: Athor J, Mérida E (Eds.). *Talaes bonaerenses y su conservación*, pp. 37-45. Fundación de Historia Natural Felix de Azara, Bs. As

Arturi, M.F., 1997. Regeneración de *Celtis tala Gill ex Planch* en el NE de la Provincia de Buenos Aires. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP.

Athor J, Baigorria J, Mérida E. 2006. Proyecto: "Estrategias para la conservación de los talaes bonaerenses". En: Athor J, Mérida E (Eds.). *Talaes bonaerenses y su conservación*, pp. 12-13. Fundación de Historia Natural Felix de Azara, Bs. As.

Balvanera P. 2012. Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Revista Ecosistemas* 21(1-2).

Ceballos SJ, Malizia A, Chacoff NP. 2015. Influencia de la invasión de *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) sobre la comunidad de lianas en la sierra de San Javier (Tucumán – Argentina). *Ecología Austral* 25: 65-74.

- Canham CD, Marks PL.** 1985. The response of woody plants to disturbance: patterns of establishment and growth. En: Pickett STA, White PS (Eds.). The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics, pp. 197-216. Academic Press, New York.
- Comín FA.** 2002. Restauración ecológica: teoría versus práctica. Revista ecosistemas 11(1).
- Díaz Villa MVE, Madanes N, Cristiano PM, Goldstein G.** 2016. Composición del banco de semillas e invasión de *Ligustrum lucidum* en bosques costeros de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Bosque (Valdivia) 37(3): 581-590.
- Gálhidy L, Mihók B, Hagyó A, Rajkai K, Standovár T.** 2006. Effects of gap size and associated changes in light and soil moisture on the understory vegetation of a Hungarian beech forest. Plant Ecology 183(1): 133-145.
- Galup A.** 2006. Los últimos talaes del Sudoeste de Magdalena. En: Athor J, Mérida E (Eds.). Talaes bonaerenses y su conservación, pp. 240-243. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, Bs. As.
- García Cortés M, Pérez C, Pressuti M, Arturi M.** 2009. Cambios en la Superficie Boscosa y Biomasa Forrajera en los Talaes de Magdalena y Punta Indio. En: Athor, J. (Ed.) Parque Costero del Sur. Naturaleza, Conservación y Patrimonio Cultural, pp. 92-103. Fundación de Historia Natural Félix de Azara. Buenos Aires
- González-Rodríguez H, Himmelsbach W, Sarquís Ramírez JI, Cantú Silva I, Gonzalo Ramírez Lozano R, López Hernández JM.** 2016 Seasonal water relations in four co-existing native shrub species from Northeastern Mexico. Arid Land Research and Management 30(4): 375-388.
- Goya JF, Placi LG, Arturi MF, Brown AD.** 1992. Distribución y características estructurales de los talaes de la Reserva de Biosfera "Parque Costero del Sur". Revista de la Facultad de Agronomía La Plata 68: 53-64

- Grau HR.** 2004. Dinámica de bosques en el gradiente altitudinal de las Yungas Argentinas. En: Ecología y manejo de los bosques de Argentina. Arturi MF, Frangi JL, Goya JF (Eds.). Publicación multimedia, Editorial de la Universidad Nacional de La Plata.
- Grau HR, Aragón MR.** 2000. Árboles invasores de la sierra de San Javier, Tucumán, Argentina. En: Grau HR, Aragón MR (Eds.). Ecología de árboles exóticos en las Yungas argentinas pp5-20. Laboratorio de Investigaciones Ecológicas de las Yungas, Tucumán, Argentina.
- Gray AN, Spies TA, Easter MJ.** 2002. Microclimatic and soil moisture responses to gap formation in coastal Douglas-fir forests. *Canadian Journal of Forest Research* 32(2): 332-343.
- FAO.** 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010. Roma (disponible en: www.fao.org/forestry/fra/fra2010/es/).
- Frangi JL, Pérez C, Martiarena R, Pinazo M, Martínez Pastur G, Brown A, Peri PL, Ceballos DS.** 2015. Aspectos ecológicos y ambientales de los bosques nativos y plantaciones forestales en la Argentina: Una visión panorámica y conceptual. En: Casas RR, Albarracín GF (Eds.). El deterioro del suelo y el ambiente en Argentina, pp: 365-432. Ed. FECIC, Buenos Aires
- Hobbs RJ, Arico S, Aronson J, Baron JS, Bridgewater P, Cramer VA, Norton D.** 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global ecology and biogeography* 15(1): 1-7.
- Hoyos LE, Gavier Pizarro G, Kuemmerle T, Bucher E, Radeloff V, Tecco P.** 2010. Invasion of glossy privet (*Ligustrum lucidum*) and native forest loss in the Sierras Chicas of Córdoba, Argentina. *Biol Invasions* 12:3261–3275
- Jorba M, Vallejo R.** 2008. La restauración ecológica de canteras: un caso con aplicación de enmiendas orgánicas y riegos. *Revista Ecosistemas*, 17(3).

- Laiolo P, Athor J.** 2008 Parque Costero del Sur. En: Schüttler E, Karez CS (Eds.). Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas. UNESCO, Montevideo.
- Mclver J, Starr L.** 2001. Restoration of degraded lands in the interior Columbia River basin: passive vs. active approaches. *Forest Ecology and Management* 153(1-3): 15-28.
- Martínez Ramos M, García Orth X.** 2007. Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 80: 69-84.
- Mazzini F, Relva MA, Malizia LR.** 2018. Impacts of domestic cattle on forest and woody ecosystems in southern South America. *Plant Ecology* 219(8): 913-925.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA).** 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Oyarzún C, Nahuelhual L, Núñez D.** 2005. Los servicios ecosistémicos del bosque templado lluvioso: producción de agua y su valoración económica. *Ambiente y Desarrollo* 20(3): 88-95.
- Páez JA.** 2011 Foto de portada, rodal de tala en la localidad de Mar Chiquita.
- Plaza Behr M.** 2017. Evaluación de estrategias de rehabilitación de los bosques de *Celtis ehrenbergiana* "talares" en canteras de conchilla abandonadas en el partido de Castelli, Buenos Aires". Trabajo final de grado. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, UNLP
- Poorter L, Hayashida Oliver Y.** 2000. Effects of seasonal drought on gap and understorey seedlings in a Bolivian moist forest. *Journal of Tropical Ecology* 16(4): 481-498.
- Scholes RJ, Archer SR.** 1997. Tree-grass interactions in savannas. *Annual review of Ecology and Systematics* 28(1): 517-544.

SER. 2004. The SER primer on ecological restoration. Society for Ecological Restoration, Science and Policy Working Group. www.ser.org

Torres Robles SS, Arturi MF. 2009. Variación de la composición y riqueza florística en los talares del Parque Costero del Sur y su relación con el resto de los talares bonaerenses. En: Athor, J. (Ed.) Parque Costero del Sur. Naturaleza, Conservación y Patrimonio Cultural, pp. 104-121. Fundación de Historia Natural Félix de Azara. Buenos Aires

Valladares F, Vilagrosa A, Peñuelas J, Ogaya R, Camarero JJ, Corcuera L, Sisó S, Gil Pelegrín E. 2004. En: Valladares, F (Ed.). Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante, pp. 163-190. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid.

Zamora R. 2002. La restauración ecológica: una asignatura pendiente. Revista ecosistemas 11(1).