

PLANTACIONES DE ESPECIES NATIVAS PARA LA REHABILITACIÓN DE CANTERAS DE CONCHILLA EN CASTELLI, PROVINCIA DE BUENOS AIRES



TRABAJO FINAL DE GRADO
MODALIDAD INVESTIGACIÓN
CAMPO TEMÁTICO ECOLOGÍA FORESTAL



UNIVERSIDAD NACIONAL
DE LA PLATA

Facultad de Ciencias
Agrarias y Forestales

ESTUDIANTE

Hernán Carlos Schrohn

Legajo 27144/1

DNI 37.385.955

hernan.schrohn@gmail.com

DIRECTORA

Dra. Carolina Pérez

CO-DIRECTORA

Lic. Micaela Medina

12 de julio del 2019

AGRADECIMIENTOS

A mi Directora Dra. Carolina Pérez por su incondicional atención, paciencia y apoyo. A mi Co-directora Lic. Micaela Medina por la ayuda brindada.

A mis evaluadores, Ing. Ftal. Martín Sandoval López y al Ing. Agr. Augusto José Frías Calvo por el tiempo dedicado a la corrección del trabajo.

A la Ing. Ftal. Maia Plaza Behr por compartir su conocimiento en la temática y brindar siempre su ayuda sin ningún compromiso.

Al equipo de trabajo del Laboratorio de Investigación de Sistemas Ecológicos y Ambientales (LISEA) por el espacio compartido, la comodidad brindada y su compañía en los viajes a campo.

A la Unidad de Vivero Forestal (UVF) y a los estudiantes por siempre dar una mano en lo que necesité y los materiales prestados.

A la Universidad Nacional, pública y gratuita que me permitió alcanzar un título de grado.

A la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales de la Universidad Nacional de La Plata, a todas las personas que la habitan y en especial a sus docentes que me mostraron su verdadero compromiso por la educación.

A mi familia por el apoyo emocional ofrecido, y en especial a mis viejos que con gran esfuerzo pudieron bancarme los estudios y siempre apoyaron mis decisiones.

A mi hermana, con quien vivo, por el cariño y el aguante.

A mi compañera por compartir estos años conmigo y alegrar mis días.

A mis amigos y amigas, tanto de la facultad como de la vida, a quienes les debo en gran medida ser quien soy, e hicieron que el transcurso universitario se vuelva muy placentero y divertido.

Muchas Gracias!

Índice

RESUMEN	3
1. INTRODUCCIÓN.....	4
1.1 Restauración y rehabilitación	4
1.2 Situación actual de los bosques	4
1.3 Los Talares	5
1.4 Restauración ecológica aplicada en ecosistemas boscosos y su relación con los atributos funcionales y la facilitación.....	5
1.5 Importancia de la utilización de plantines adecuados en una reforestación	6
1.6 Antecedentes	8
1.7 Objetivos.....	9
1.7.1 Objetivos generales	9
1.7.2 Objetivos particulares.....	9
1.8 Hipótesis	10
2. MATERIALES Y MÉTODOS	11
2.1 Área de estudio	11
2.2 Reforestación con especies nativas en la cantera.....	11
2.3 Ensayo con hidrogel	13
2.4 Remediones.....	13
2.5 Obtención y búsqueda bibliográfica de atributos funcionales	14
2.6 Diseño de ensayo de producción de tala en vivero	15
2.7 Análisis de datos.....	16
3. RESULTADOS.....	17
3.1 Análisis de la reforestación con especies nativas en la cantera	17
3.1.1 Supervivencia	17
3.1.2 Crecimiento absoluto.....	18
3.1.3 Crecimiento diario	19
3.1.4 Análisis de la varianza (ANOVA)	21
3.2 Ensayo con hidrogel	22
3.2.1 Ensayo de tala	22
3.2.2 Ensayo de espinillo	23
3.3 Análisis de los atributos funcionales de las especies de la reforestación	24
3.3.1 Atributos funcionales obtenidos	24
3.3.2 Análisis de Componentes Principales	25

3.3.3	Análisis de correlación de Pearson	26
3.4	Ensayo de producción de tala en vivero.....	27
3.4.1	Descripción del ensayo	27
3.4.2	Diseño del ensayo.....	27
3.4.3	Resultados esperados.....	29
3.4.4	Análisis logístico	30
4.	DISCUSIÓN	31
4.1	Relación de los atributos funcionales con el crecimiento y supervivencia de las especies de la reforestación	31
4.2	Relación del crecimiento y supervivencia de las especies de la reforestación y las condiciones climáticas.....	33
4.3	Enfoque de facilitación como posible uso futuro	34
4.4	Crecimiento y supervivencia de ensayo con hidrogel	36
4.5	Diseño de ensayo de producción de tala en vivero	36
5.	CONCLUSIONES.....	39
6.	BIBLIOGRAFÍA	40

RESUMEN

La deforestación es un proceso a escala global, que ocasiona gran pérdida de biodiversidad y disminución de servicios ecosistémicos. La rehabilitación ecológica surge como una alternativa para revertir este efecto. Los talares, fisonomía boscosa predominante en la provincia de Buenos Aires, se encuentran sufriendo un proceso de pérdida de superficie debido a la minería, sin que se observe recuperación espontánea del bosque. Algunos atributos funcionales de las especies se emplean como indicadores del funcionamiento del ecosistema y de su respuesta a los cambios generados por perturbaciones. Las experiencias en reforestación reconocen la importancia de la calidad de las plántulas producidas en vivero. El LISEA se encuentra abocado desde el 2010 a la rehabilitación de bosques de tala degradados. Hasta el momento, los ensayos llevados a cabo con *Celtis ehrenbergiana* presentaron resultados poco satisfactorios. Los objetivos del estudio fueron evaluar especies nativas que puedan establecerse en canteras de conchilla abandonadas y proponer técnicas de vivero que permitan desarrollar plantas de tala capaces de establecerse en dichos ambientes. Como hipótesis planteamos que las diferencias en supervivencia y crecimiento entre las especies seleccionadas se relacionan con atributos funcionales y por otra parte que la formación de un adecuado sistema radical de los plantines de tala en vivero determinan su eficacia a campo. Se reforestó una cantera abandonada con especies nativas de la zona y se realizaron ensayos con adición de hidrogel. Se estimaron la supervivencia y el crecimiento de las plantas a partir de mediciones periódicas. Se buscaron y midieron atributos funcionales de las especies involucradas. Se diseñó un ensayo de producción de talas en vivero. En la reforestación todas las especies presentaron más de 50% de supervivencia, se observaron diferencias significativas en crecimiento entre las especies de la reforestación. Se encontró correlación negativa entre la supervivencia y densidad de madera. Entender y predecir el comportamiento de los diferentes de las especies a través de sus atributos funcionales, constituye una técnica valiosa para mejorar el éxito de este tipo de proyectos de restauración.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Restauración y rehabilitación

Según la Society for Ecological Restoration (SER, 2004), se define a la restauración como alteración intencional de un sitio para establecer un ecosistema histórico indígena definido. Aronson et al., (1993) sugiere utilizar el término “restauración en sentido estricto” para describir los esfuerzos que corresponden a la definición de la SER, ya que rara vez es posible determinar en qué ecosistemas históricos o prehistóricos basar dichos esfuerzos (Cairns, 1989; 1991; Simberloff, 1990).

En cambio, la restauración ecológica en sentido amplio, incluye las técnicas y procesos que tienen como objetivo iniciar o acelerar la recuperación de ecosistemas disturbados hacia algún tipo de sistema que otorgue protección, sea productivo, estéticamente agradable o que posea valor de conservación y que sea sostenible en el tiempo (Hobbs & Norton, 1996).

La rehabilitación pretende reparar las funciones ecológicas de un ecosistema dañado, con el objetivo principal de elevar la productividad del ecosistema en beneficio de la población local (Aronson et al., 1993b). Sin embargo, un proyecto de rehabilitación se asemeja a un intento de restauración al adoptar la estructura y funcionamiento del ecosistema nativo como los principales modelos a seguir, en la medida en que pueden determinarse o predecirse (Allen, 1988, 1989; DePuit & Redente, 1988). Bradshaw (1987) ha propuesto que los principios de la restauración de ecosistemas terrestres son los mismos que los de la sucesión ecológica.

En este trabajo, basaremos nuestros esfuerzos según el término rehabilitación o restauración en sentido amplio.

1.2 Situación actual de los bosques

Desde 1990, en el mundo, se han perdido unas 129 millones de hectáreas de bosques a través la deforestación (FAO, 2015). La reducción creciente de la superficie de bosques es un proceso a escala global que, en Argentina alcanzó 297.000 ha/año en el período 2010-2015, lo cual la coloca dentro los países con mayor tasa de deforestación de Latinoamérica (FAO, 2015; Armenteras et al., 2017). Esta pérdida de superficie de los bosques provoca a su vez pérdida de biodiversidad y disminución de servicios ecosistémicos (Ciccarese et al., 2012; Crouzeilles et al., 2016). Frente a este escenario, la restauración ecológica surge como una alternativa de creciente interés en la región (Meli et al., 2017).

1.3 Los Talares

Los talares, fisonomía boscosa dominada por *Celtis ehrenbergiana* (Klotzsch) Liebm. var. *Ehrenbergiana* (tala) y *Scutia buxifolia* (Reiss.) (coronillo), constituyen la principal comunidad boscosa presente en la provincia de Buenos Aires (Arturi y Goya, 2004). Estos bosques se desarrollan sobre áreas de relieve positivo constituidas por depósitos cuaternarios de valvas de moluscos marinos (conchilla) (Arturi y Goya, 2004). Debido a su biodiversidad, los talares han sido incluidos en el programa El Hombre y la Biosfera (MAB-UNESCO) con la creación del “Parque Costero del Sur”. Sin embargo, la mayor parte de las 26.000 ha de la reserva son propiedades privadas y no existe una regulación estatal de las actividades económicas que garantice su conservación (Arturi y Goya, 2004). Los talares han sufrido un proceso de degradación importante desde principios de siglo debido a la expansión de las fronteras urbana y agropecuaria y la utilización de madera como leña (Arturi y Goya, 2004). La extracción de la conchilla del subsuelo, en las denominadas canteras de conchilla, es un importante factor que contribuyó a la desaparición de cobertura boscosa sin que se observe la recuperación espontánea del bosque (García Cortés et al., 2009). La conchilla es utilizada para la elaboración de alimentos balanceados (principal uso), en la construcción (cemento y cal), cristalería y siderurgia, y también es utilizada en la agricultura como enmienda o fertilizante, entre otros usos.

1.4 Restauración ecológica aplicada a ecosistemas boscosos y su relación con los atributos funcionales y la facilitación

Una de las principales herramientas para lograr la restauración de bosques degradados es la reforestación con especies nativas (Parrotta et al., 1995). Por ello, el éxito de la restauración o rehabilitación ecológica requiere de un profundo conocimiento de las especies intervinientes en este proceso (Bradshaw, 1987). Sin embargo, la selección de especies para estas tareas muchas veces es difícil debido a falta de información sobre sus requerimientos, interacciones con otras especies y procesos sucesionales (Ostertag et al., 2015). Para minimizar o reducir la pérdida de diversidad de especies y la pérdida potencial de recuperación de los ecosistemas, es necesario entender y predecir mejor el comportamiento de los diferentes grupos de respuesta funcional dentro de las comunidades de plantas (Aronson et al., 2002; Mitchell et al., 1999; 2000). Díaz et al., (2002) sugieren que los tipos de respuesta funcional de las plantas pueden ser utilizados para controlar la estructura y función del ecosistema para evaluar los impactos ecológicos y para determinar técnicas de manejo apropiadas.

En los procesos de restauración ecológica, algunos atributos funcionales de las especies se han cuantificado y se emplean como indicadores del funcionamiento del ecosistema y de su respuesta a los cambios generados por perturbaciones (Aronson et al., 1993a; 1993b; Aronson & Le Floch, 1996; Wortley et al., 2013; Murcia & Guariguata, 2014; Ostertag et al., 2015). Estos atributos, actúan como facilitadores y orientadores para la selección de especies (Barrera-Cataño & Valdés-López, 2007; Castellanos-Castro & Bonilla, 2011). Un rasgo o atributo funcional de una planta es toda característica morfológica, fisiológica o fenológica, medible a nivel de individuo, con potencial para afectar su desempeño ecológico y al ambiente donde se desarrolla (Lavorel & Garnier, 2002; McGill et al., 2006; Lavorel et al., 2007; Violle et al., 2007).

El enfoque funcional, basado en el reconocimiento de atributos de las plantas y su relación con respuestas a factores ambientales, permite identificar especies capaces de sobrevivir y crecer en las condiciones impuestas por los ambientes degradados (Ostertag et al., 2015). Una revisión acerca de cómo restaurar ecosistemas degradados por minería propone que las especies a ser consideradas para la reforestación deberían ser especies que tengan raíces poco profundas, crecimiento rápido y que sean fijadoras de nitrógeno (Chatterjee & Clay, 2016).

Por otra parte, en ambientes limitantes tales como tierras áridas, alpinas, o hábitats infértiles, algunas plantas se benefician del crecimiento cerca de otras, esta interacción entre especies se denomina facilitación, ya que mejoran las condiciones extremas, mejoran la disponibilidad de recursos, o protegen contra la herbivoría (Callaway, 1995; Callaway & Pugnaire, 1999; Cavieres et al., 2006; Padilla & Pugnaire, 2006).

La aplicación de la facilitación en proyectos de restauración puede mejorar el establecimiento de plantas objetivo, imitando un proceso natural, que de lo contrario podrían fallar al establecerse (Bradshaw & Chadwick, 1980; Padilla & Pugnaire, 2006).

La influencia positiva de las plantas adultas sobre la regeneración de las plántulas se denomina “síndrome de planta nodriza” (Niering et al., 1963).

1.5 Importancia de la utilización de plantines adecuados en una reforestación

Además de las condiciones ambientales, las técnicas utilizadas en el vivero para producir plantines, podrían también afectar el desempeño de dichas plantas una vez que son llevadas a campo. Las técnicas de producción convencionales de plantines incluyen forma y volumen del contenedor inicial donde se desarrolla el plantín, por lo que podrían influir sobre su establecimiento futuro (Chirino et al., 2008; Dumroese & Landis, 2015; Mariotti et al., 2015).

Para obtener una plantación exitosa resulta de gran importancia definir la “planta ideal” o “target plant concept”, es decir, aquella que incluye todas las características morfológicas y fisiológicas que se puedan vincular cuantitativamente con el éxito de la plantación (Rose et al., 1990; Stanturf et al., 2014). Pero es difícil determinar qué es lo que se tiene que medir, teniendo en cuenta los numerosos atributos morfológicos y fisiológicos que afectan el comportamiento de las plantas en el campo. Otra opción es conocer las respuestas a diferentes tratamientos de producción de la especie que vamos a plantar, y así perfeccionar las prácticas en vivero. Se espera que tales prácticas modifiquen las características morfológicas de las plantas para asegurar una mayor supervivencia a campo (Duryea, 1984). Dichas prácticas abarcan la selección de las especies, manejo de las semillas, proceso de producción y cuidados durante el transporte y la plantación (Rose et al., 1990). De este modo, la calidad del plantín depende tanto de las características genéticas del germoplasma (propiedades intrínsecas) y de las técnicas utilizadas para su producción en vivero (características extrínsecas) y se refleja en la capacidad para adaptarse y desarrollarse en las condiciones climáticas y edáficas del sitio de plantación (Prieto Ruíz et al., 2003).

Las experiencias en reforestación en ambientes secos reconocen la importancia de la calidad de las plántulas y, en particular, de los componentes subterráneos (arquitectura de la raíz y morfología) de las especies leñosas para la resistencia al estrés hídrico (Padilla & Pugnaire, 2007; Luis et al., 2009; Negreros-Castillo et al., 2010; West et al., 2012; Ovalle et al., 2017). La selección de contenedores adecuados para el crecimiento de las plántulas y el desarrollo adecuado del sistema radical son un aspecto clave en la producción en vivero y pueden minimizar el shock del trasplante (Dixon & Wheeler, 1983; Crunkilton et al., 1992; Miller & Urban, 1999; BCMOF 2001; Davis, 2003). Al mismo tiempo, la reducción del estrés del trasplante puede conducir a un aumento de las tasas de supervivencia y crecimiento (Davis & Jacobs, 2005). La morfología de la raíz puede diferir ampliamente dependiendo del contenedor utilizado, aunque normalmente éstos producen la deformación en espiral (Burdett et al., 1986; Balisky et al., 1995; Lindström, 1998; Davis & Jacobs, 2005). Se ha encontrado una ganancia de hasta el 40% en la biomasa subterránea cuando el volumen del contenedor se duplica (Poorter et al., 2012). Proporciones de biomasa aérea/subterránea inadecuadas impactan negativamente en la economía hídrica de las plántulas (Tsakalidimi et al., 2005). La estructura y el funcionamiento adecuado de los sistemas de raíces son importantes para la productividad de la planta, ya que los nutrientes absorbidos por las raíces se invierten en la biomasa aérea y promueven la asimilación neta de carbono (Evans & Terashima, 1988).

Al mismo tiempo, consideramos que una escasa rustificación en vivero, podría resultar en una desventaja ya que generalmente las condiciones del sitio de reforestación resultan muy contrastantes respecto a las condiciones en vivero.

Por otro lado, la morfología funcional y en particular la asignación de biomasa a diferentes órganos de la planta varía mucho con el desarrollo ontogenético (Villar et al., 2004).

1.6 Antecedentes

El grupo de trabajo del LISEA se encuentra abocado desde el año 2010 a la rehabilitación de bosques de tala degradados. Para ello, se realizaron varios ensayos con *C. ehrenbergiana* (Tala). Hasta el momento, los ensayos llevados a cabo en áreas de cordones desmontados y canteras no presentaron resultados satisfactorios (Plaza Behr et al., 2016; Plaza Behr, 2017; Azcona, 2018). Por un lado Azcona (2018), realizó ensayos de reforestación con talas en claros de talaes invadidos por *Ligustrum lucidum* y en áreas de cordones desmontados, y llegó a la conclusión que el claro ejercía un efecto positivo para el establecimiento de los plantines, ya que se observó una supervivencia del 100%, en cambio, en las áreas de cordones desmontados la supervivencia fue del 60% en el primer año y nula en años posteriores. A su vez, en dicho trabajo, se comprobó la existencia de diferencias significativas entre los plantines producidos en diferentes tamaños de contenedor. Por otro lado, Plaza Behr (2017), realizó ensayos de reforestación con talas en una cantera de conchilla en la localidad de Castelli, la cual corresponde al sitio de estudio del presente trabajo, allí comprobó que la competencia con herbáceas propias del pastizal sumado el efecto de la sequía estival ejercían un efecto negativo sobre la supervivencia del tala, a tal punto que a dos años de realizada la reforestación la supervivencia fue nula.

La regeneración natural del tala es afectada por procesos de estrés hídrico, por lo que dicha regeneración tiende a ocurrir en acúmulos de tierra removida como alambrados, banquinas, cordones con plantación de especies exóticas y bordes de canteras abandonadas, sitios con baja ocupación de la vegetación herbácea que pueden ofrecer mejores condiciones para un crecimiento temprano de las plántulas (Arturi & Goya, 2004). Por otra parte, la técnica de producción en vivero del tala hasta el momento incluye su crecimiento inicial en tubetes (Arturi et al., 2015). Esta técnica podría influir en el desarrollo de las raíces y de una relación raíz/tallo inadecuadas para asegurar el establecimiento del tala en las adversas condiciones de la cantera. La evidente capacidad de establecimiento del tala en condiciones de baja ocupación del suelo, hace suponer que la técnica de producción en vivero, en contenedores de

volumen limitado, y el gran contraste entre las condiciones de producción en vivero y las de implantación en cantera podrían afectar la posterior supervivencia y crecimiento cuando las plantas son llevada a campo.

Debido a la mortalidad generalizada de las plantas de tala llevadas a la cantera se han realizado recientemente una reforestación con *Schinus longifolius* (Lindl.) Speg. (molle), *Sesbania punicea* (Cav.) Benth. (sesbania), *Acacia caven* (Mol.) Mol. (espinillo), *Parkinsonia aculeata* L. (cina-cina), *Erythrina crista-galli* L. (ceibo) y coronillo, y un ensayo con tala y espinillo, cuyos desempeños se pretenden evaluar. Conocer la respuesta de diferentes atributos funcionales de las especies utilizadas para estos ensayos, en relación a factores del estrés del ambiente, contribuirá a comprender el porqué de su éxito o fracaso, y permitirá identificar otras especies nativas que potencialmente contribuirían a la recuperación de alguna de las funciones ecosistémicas perdidas con el cambio de uso de la tierra.

1.7 Objetivos

1.7.1 Objetivos generales

- Evaluar especies nativas que puedan establecerse en bosques de tala degradados por explotación minera para favorecer el proceso de recuperación de la cobertura leñosa.
- Proponer técnicas en vivero que permitan desarrollar plantas de tala capaces de establecerse en estas canteras.

1.7.2 Objetivos particulares

- Analizar el crecimiento y supervivencia de especies nativas empleadas en la reforestación previa y el ensayo en la cantera.
- Obtener atributos funcionales relacionados con el desempeño de las distintas especies implantadas en la cantera.
- Analizar la relación entre la supervivencia y crecimiento de las especies consideradas y sus atributos funcionales obtenidos.
- Plantear un ensayo en vivero que permita evaluar el desarrollo radical de plántulas de tala y las técnicas de vivero necesarias para producir plantas exitosas en el campo.

1.8 Hipótesis

Las diferencias entre especies en sus tasas de supervivencia y crecimiento en la cantera, se relacionan con atributos funcionales que reflejan diferentes repuestas frente a las condiciones ambientales de los sitios en rehabilitación ecológica.

Las condiciones iniciales de disponibilidad de sustrato durante la producción de tala en vivero determinan características del sistema radical que afectan a las tasas de supervivencia y crecimiento al ser trasplantadas en sitios en tratamiento de rehabilitación ecológica.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Se analizó el crecimiento y la supervivencia de los árboles plantados en la cantera, producto de una reforestación activa de varias especies y de un ensayo de dos especies para analizar distintos métodos de plantación llevados a cabo por el grupo de trabajo del Laboratorio de Investigación de Sistemas Ecológicos y Ambientales (LISEA). Por otra parte, se obtuvieron atributos funcionales de las especies consideradas. A continuación se describirá detalles de los mismos.

2.1 Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el predio que pertenece a la firma Domingo González y CIA en la localidad Cerro de la Gloria, partido de Castelli ($35^{\circ}56'35,77''S$ - $57^{\circ}26'48,25''O$) el cual está ubicado en el sector Este de la distribución de los talares en la Provincia de Buenos Aires (Torres Robles & Arturi, 2009). En el mismo se intervino una superficie de 4 ha de área boscosa con el objetivo de extraer conchilla. Previo a la explotación minera, el cordón de conchilla presentaba un horizonte superficial bien desarrollado y buenas condiciones de drenaje (Sánchez et al., 1976; Hurtado & Ferrer, 1988). Las áreas de canteras inactivas se caracterizan por alta irradiación solar, elevada exposición a los vientos predominantes, nula o escasa vegetación herbácea, y un sustrato que presenta malas características para retener agua ya que presenta mezclas de materiales con distintas proporciones de conchilla fina, arena y limos con escasa o nula materia orgánica; por lo que en estas condiciones la vegetación se ve sometida a altos niveles de evapotranspiración, y a una escasa disponibilidad de agua en el suelo (Pérez et al., 2017; Plaza Behr, 2017). Las actividades de extracción de conchilla finalizaron en el año 2011 y desde entonces distintas tareas y ensayos se realizaron desde el grupo de trabajo del Laboratorio de Investigación de Sistemas Ecológicos y Ambientales (LISEA) con la finalidad de rehabilitar la cobertura boscosa de la misma. Al mismo tiempo, la empresa responsable de la explotación (Domingo González y CIA), realizó, a fin de mitigar los efectos de degradación, la aplicación de una capa superficial de tierra negra sobre una porción de la cantera.

2.2 Reforestación con especies nativas en la cantera

La reforestación se realizó con el objetivo de establecer especies que pudieran sobrevivir y establecerse en la cantera, para ello se seleccionaron especies nativas y se plantaron en zonas con características contrastantes (Figura 1). La plantación se llevó a cabo durante los años 2016 y 2017. En las zonas más elevadas del paisaje y

sobre depósitos de material superficial del suelo original, que presenta mayor disponibilidad de tierra negra, se plantaron molles y coronillos. En las zonas de la cantera con menor aptitud, en los bajos y en zonas con predominio de material calcáreo, se plantaron ejemplares de cina-cina, espinillo y sesbania. El coronillo y el molle fueron seleccionados teniendo en cuenta que aparecen con frecuencia en los bordes de los cordones e intercordones de conchilla, en contacto con los suelos finos y de pH alto. Por otro lado, la cina-cina, el espinillo y la sesbania, si bien no son especies del talar, están representadas en ambientes locales, al mismo tiempo que presentan una elevada tolerancia a condiciones adversas de suelo, rápido crecimiento y podrían contribuir a la revegetación temprana de esos sitios (Plaza Behr et al., 2018).

En otoño del 2016 se plantaron 20 cina-cinas en 4 grupos de 5 individuos cada uno, 45 molles y 9 coronillos, formando 9 grupos de 5 molles y 1 coronillo, y 15 ceibos. En la primavera de 2016 se plantaron 15 espinillos y 8 sesbanias (“sesbania 1”) cercanos a los grupos de cina-cina. Durante el otoño del 2017 se plantaron 30 molles más y a principios de primavera del 2017 se plantaron 20 sesbanias (“sesbania 2”).

Las plantas tenían 2 años de edad al momento de su instalación y se plantaron con un espaciamiento de 3 m entre sí dentro de cada grupo.

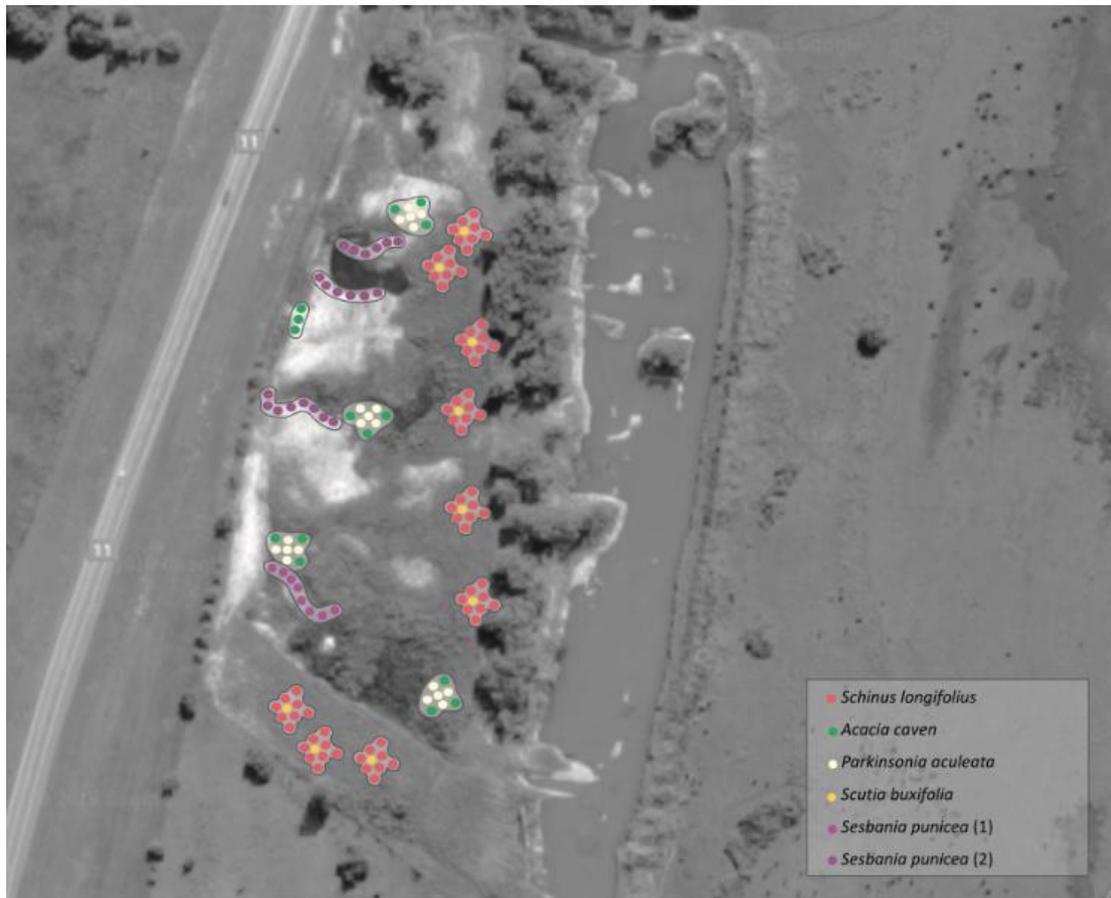


Figura 1. Esquema de los sitios de plantación de los individuos de cada especie.

2.3 Ensayo con hidrogel

Este ensayo tuvo como objetivo evaluar distintas técnicas de plantación para el tala y el espinillo. En agosto de 2017 se plantaron 20 individuos de tala formando 5 grupos de 4 individuos, donde cada individuo del grupo recibió un tratamiento diferente: 1) con montículo (elevación del terreno en el sitio de plantación) e hidrogel (polímero súper absorbente que retiene y almacena agua), 2) con montículo y sin hidrogel, 3) sin montículo y con hidrogel, y 4) sin montículo y sin hidrogel (testigo). Por otro lado, se plantaron 20 individuos de espinillo formando 5 grupos de 4 individuos pero sólo se aplicaron dos tratamientos: 1) con hidrogel y 2) sin hidrogel (testigo). En la Figura 2 se representa un esquema del diseño del ensayo.



Figura 2. Esquema de la ubicación de los individuos del ensayo y los tratamientos.

2.4 Remediciones

Las remediciones se realizaron estacionalmente. Hasta el momento se realizaron 5 mediciones en la reforestación (27/05/2016, 21/12/2016, 22/02/2017, 24/11/2017, 17/04/2018) y dos mediciones en el ensayo (24/11/2017, 17/04/2018). Para cada individuo se determinó su condición de vivo/muerto, se midió el diámetro a la altura del cuello (DAC), el diámetro a la altura del pecho (DAP) en el caso de individuos que

superaban 1,30 m de altura, y la altura. La condición vivo/muerto se determinó visualmente por la presencia o no de brotes. El instrumental utilizado para la medición del DAC y DAP fue un calibre Vernier con precisión de 0,1 cm y para la altura se utilizaron cintas métricas.

2.5 Obtención y búsqueda bibliográfica de atributos funcionales

Se realizó una búsqueda sistemática de atributos funcionales en la base de datos web de atributos funcionales llamada "Try plant trait database" (Kattge et al., 2011), y en trabajos científicos. Además, se realizaron mediciones con el fin de completar los atributos para las especies analizadas siguiendo lo propuesto por Cornelissen et al., (2003). Se obtuvo área foliar específica (AFE) de 3 especies y peso seco de semilla (PS) de 6 especies (Figura 3), consistió en recolectar muestras de hojas de ceibo, cina-cina y molle, considerando que debían ser de individuos adultos, expuestos al sol y con sus hojas totalmente desarrolladas. Se procedió al escaneado en laboratorio de cuatro hojas por individuo de ceibo (5 individuos, 20 hojas), 2 hojas por individuo de cina-cina (3 individuos, 6 hojas), y 28 hojas del molle (1 individuo), separando el raquis de los folíolos en las especies de hojas compuestas (ceibo y cina cina). Luego se realizó el secado de las hojas en estufa a 60°C hasta peso constante. Se pesaron las muestras secas en balanza con precisión de 0,001 gr para obtener el peso seco. Para el análisis de las hojas escaneadas se utilizó el software Image Tool que permite calcular el área foliar. A partir de la relación entre el área foliar (cm²) y el peso seco (g) se obtuvo el AFE (cm²/g) por individuo, los cuáles fueron promediados para obtener el AFE por especie.

La metodología utilizada para la obtención del peso de semillas por especie consistió en secar en estufa a 60°C hasta peso constante diez semillas de cada especie, las mismas fueron obsequiadas por la Unidad de Vivero Forestal (UVF) de la FCAYF de la UNLP que cuenta con una reserva propia de semillas, excepto de molle, ya que en el momento solicitadas no contaban con semillas de dicha especie. Una vez secas, fueron pesadas con una balanza de precisión 0,001 gr para obtener el peso seco de diez semillas por especie. El resultado fue expresado en peso seco por semilla. En el caso del molle obtuvo la media del género (*Schinus sp.*) a partir de los datos presentes en la base de datos (Kattge et al., 2011).



Figura 3. A. Semillas de 5 especies plantadas en la cantera (tala, cina cina, espinillo, sesbania y ceibo). B. Escaneado de raquis y foliolos de ceibo. C. Hojas de ceibo, cina-cina y molle. D. Escaneado de foliolos de cina-cina.

2.6 Diseño de ensayo de producción de tala en vivero

Se diseñó un ensayo a fin de poner a prueba la hipótesis que la baja supervivencia presentada por los talas implantados en la cantera se debe al limitado desarrollo radical en vivero o al estrés de trasplante generado por las condiciones de desarrollo contrastantes entre el vivero y la cantera, aunque cabe aclarar que el mismo no será llevado a la práctica dentro del presente trabajo, sino que quedará planteado para siguientes investigaciones. Fue planteado a partir de los resultados del presente trabajo y en base a estudios previos. Por lo que los tratamientos planteados en el ensayo fueron enfocados a poner a prueba diferentes condiciones de crecimiento para el desarrollo radical. Se seleccionaron variables a medir para evaluarlo. Se espera que, si se realiza este ensayo en el futuro, parte de las plantas producidas a partir de los diferentes tratamientos sean implantadas en la cantera para comprobar si las condiciones de producción en vivero afectan su comportamiento en el sitio de implantación.

Como posibles escenarios para la realización del ensayo se encuentra la Unidad de Vivero Forestal (UVF) perteneciente a la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales (FCAyF), UNLP, o el vivero instalado en la propiedad de la empresa Domingo González y CIA ubicado a 500 m de la cantera. La elección del lugar del ensayo se evaluará teniendo en cuenta las ventajas y desventajas logísticas.

2.7 Análisis de datos

Se calcularon incrementos en DAC, altura y tasa de supervivencia por especie. A partir de las mediciones de altura y DAC, realizadas en distintas fechas sobre los individuos plantados en la cantera, se obtuvieron los incrementos acumulados y diarios de cada especie en cada período, considerando la diferencia entre la medición inicial y final de cada planta en el período considerado. La tasa de supervivencia se calculó a partir del recuento del número de individuos vivos de cada especie en cada fecha de medición, expresado como porcentaje de supervivencia.

Los crecimientos en DAC de las especies fueron analizados mediante ANOVA, corroborando que los supuestos estadísticos del mismo se cumplan. Por un lado fueron comparadas las especies que se plantaron en zonas elevadas del predio (molle y coronillo), que se encontraban conformando grupos con individuos de ambas especies, por lo que, se compararon tanto diferencias entre grupos, como entre especies dentro del grupo (interacción grupo x especie). Por otra parte, se compararon las leguminosas (“sesbania 1”, cina cina y espinillo), las cuales fueron plantadas en los bajos y sin conformar grupos, por lo que sólo se compararon diferencias entre especies. La comparación de medias se realizó mediante el test de Tukey ($p \leq 0,05$). El grupo “sesbania 2” llevaba menos de un año al momento de la última medición, por lo cual no fue incluido en el análisis con el resto de las especies.

Para analizar cómo se ordenan las especies en función de los atributos funcionales se efectuó Análisis de Componentes Principales (ACP). Para analizar el crecimiento y supervivencia en relación a los atributos funcionales se realizó un análisis de correlación de Pearson.

El software utilizado para los análisis estadísticos fue R software (R Development Core Team, 2014).

3. RESULTADOS

3.1 Análisis de la reforestación con especies nativas en la cantera

3.1.1 Supervivencia

La supervivencia de todas las especies varió entre el 55-90% (Figura 4). La mayor supervivencia estuvo dada por el grupo “sesbania 2”. Los molles y el grupo “sesbania 1” presentaron similares tendencias, dadas por un descenso gradual de la supervivencia desde la fecha de plantación hasta la fecha de la última medición, alcanzando un valor del 79% y 75% respectivamente. Las especies cina-cina y espinillo presentaron una supervivencia cercana al 100% durante la mayor parte de su desarrollo, con un descenso brusco durante el último período de medición, coincidente con el verano del 2018, alcanzando el 65% y 56% respectivamente. El coronillo no mostró descenso alguno en la tasa de supervivencia durante el 2016, en cambio, la supervivencia descendió al 80% durante el verano de 2017, y continuó descendiendo gradualmente hasta alcanzar el 56% en la última medición realizada (abril de 2018). En cuanto al ceibo, la supervivencia fue muy baja desde la primera medición por lo que se decidió no incluirlo en la evaluación de la reforestación.

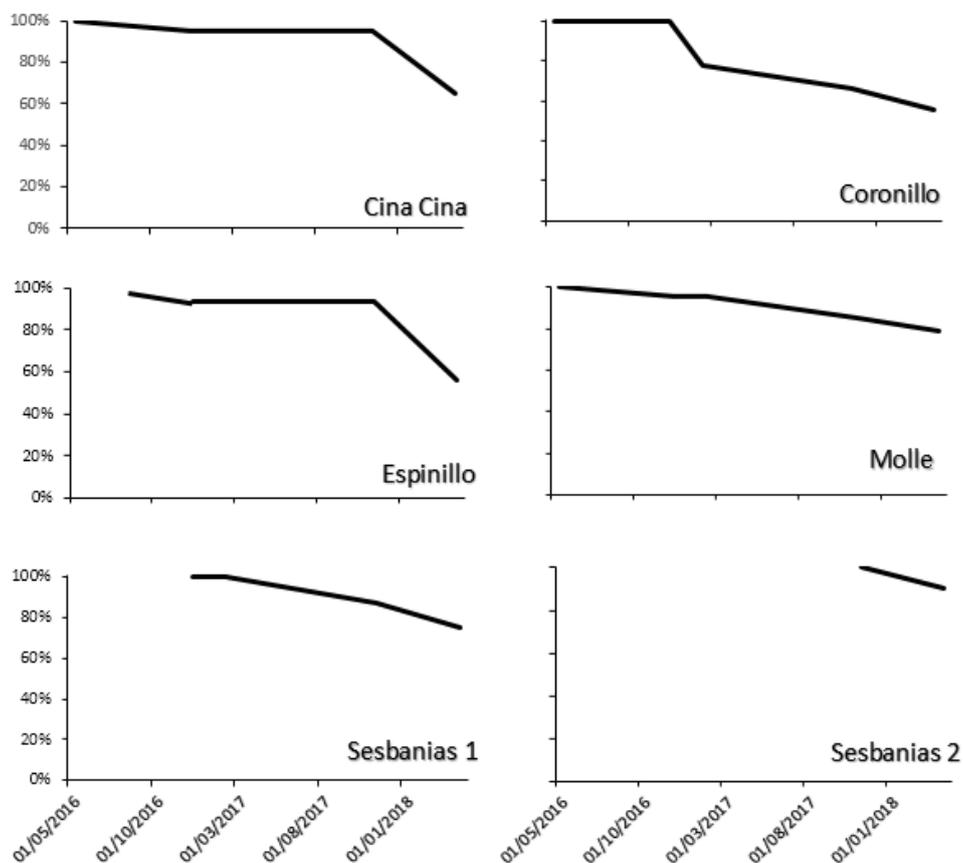


Figura 4. Supervivencia en porcentaje de las especies de la reforestación desde la fecha de su plantación hasta la fecha de su última medición (5 mediciones).

3.1.2 Crecimiento absoluto

Los grupos de sesbania ("sesbania 1" y "sesbania 2") presentaron incrementos en altura durante todos los períodos de mediciones (Figura 5). El grupo "sesbania 1", desde el verano del 2017 hasta su última medición en otoño de 2018 aumentó su altura, en promedio, 47 cm. De las demás especies plantadas en la cantera, ninguna de ellas evidenció una altura final superior respecto de la inicial. Todas ellas mostraron crecimiento y decrecimiento en altura en diferentes momentos a lo largo del período de mediciones. La especie cina-cina presentó, en promedio de altura, un descenso de 25 cm durante el año 2016, un pequeño aumento (2 cm) durante el verano del 2017, otro descenso de 15 cm en lo que restó del 2017 y un aumento de 15 cm durante el verano del 2018. El coronillo presentó un descenso gradual de la media de su altura durante el 2016 y 2017, disminuyendo en 10 cm, con un incremento de 9 cm durante el verano del 2018. El espinillo descendió, en promedio, 6 cm en altura desde su plantación (verano del 2017) hasta principios del verano del 2018, durante este último período hasta la fecha de la última medición (otoño del 2018) recuperó 3 cm. El molle presentó un descenso gradual a lo largo del tiempo, resultando en una pérdida de 16 cm de altura, aunque cabe aclarar que el descenso más abrupto ocurrió durante el verano del 2017.

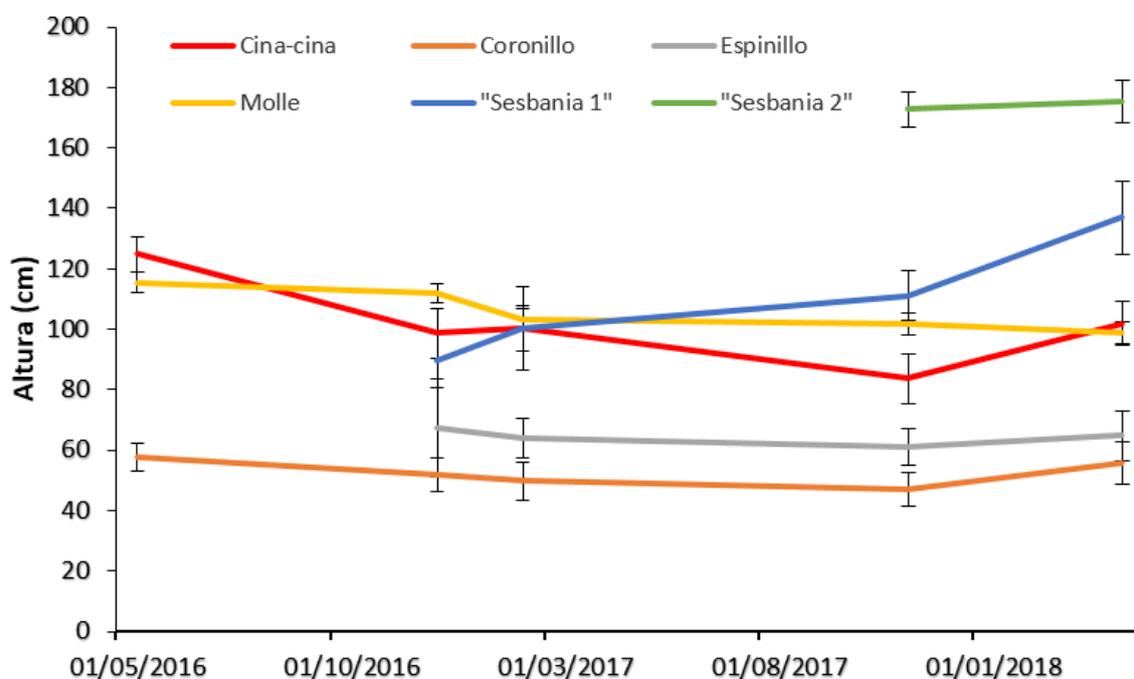


Figura 5. Progreso de la altura promedio de las especies de la reforestación desde su plantación hasta la última medición. Líneas verticales indican el error estándar.

Respecto al DAC, todas las especies presentaron un aumento del mismo entre la primera y la última medición (Figura 6). El mayor crecimiento en DAC se observó en el grupo “sesbania 1” y la especie espinillo, donde mostraron un aumento de 20 mm y 7 mm respectivamente. El grupo “sesbania 1” presentó un marcado incremento del DAC en el verano de 2018. El espinillo creció 2 mm durante el verano del 2017, 1 mm en lo que restó del año y 4 mm durante el verano del 2018. Las especies restantes (cina-cina, molle y coronillo) mantuvieron casi constante el DAC incrementando entre 1 y 2 mm.

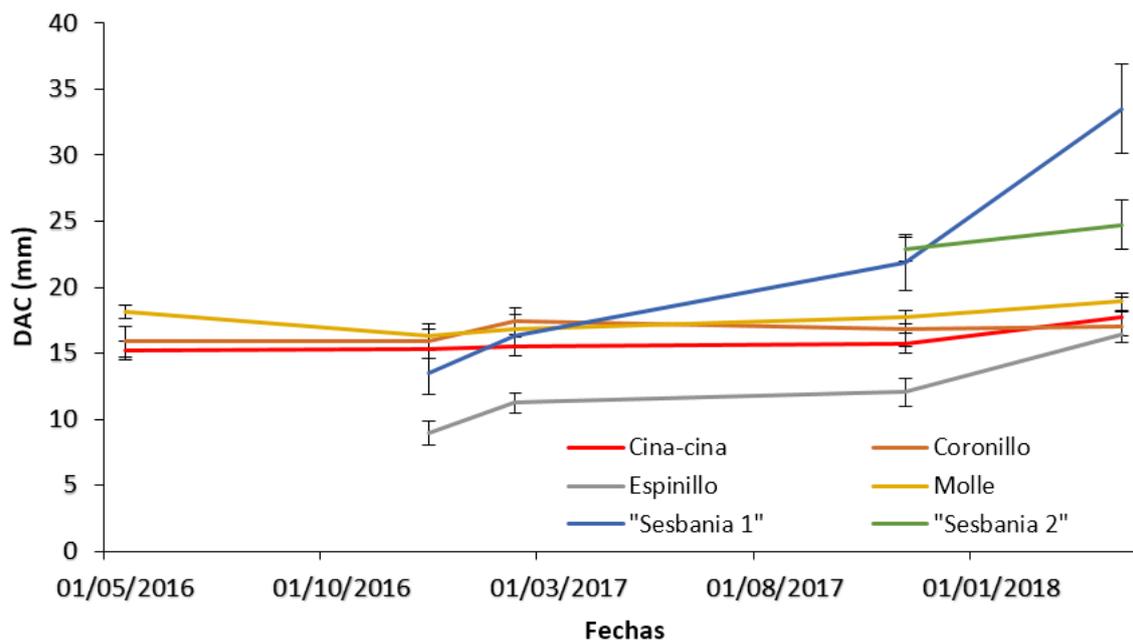


Figura 6. Progreso del DAC promedio de las especies de la reforestación desde su plantación hasta la última medición. Líneas verticales indican el error estándar.

3.1.3 Crecimiento diario

En cuanto a la variación diaria de la altura se puede observar que los períodos comprendidos entre mayo y diciembre del 2016, y entre febrero y noviembre del 2017 resultaron negativos para el crecimiento en altura de todas las especies con excepción del grupo “sesbania 1” (Figura 7).

El grupo “sesbania 1” tanto en el verano del 2017 como en el verano del 2018 presentó tasas de crecimiento en altura de igual magnitud (0,2 cm/día), siendo la especie con mayor crecimiento diario. En cambio, la tasa de crecimiento diario en altura del grupo “sesbania 2” durante el verano del 2018 (0,037 cm/día) fue muy inferior al alcanzado por el grupo “sesbania 1”. La especie coronillo evidenció un comportamiento contrastante entre ambos veranos (verano del 2017 y del 2018), ya

que en el primero decreció en altura (-0,1 cm/día), mientras que en el segundo mostró un incremento diario positivo (0,029 cm/día).

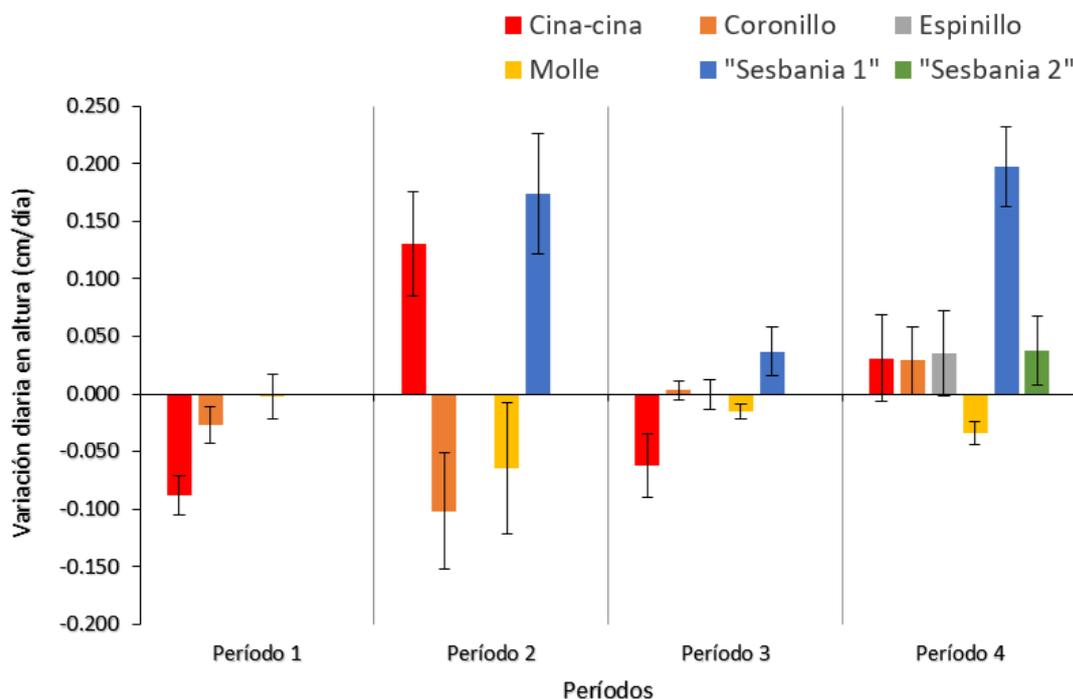


Figura 7. Variación diaria de la altura promedio de las especies de la reforestación en los períodos comprendidos entre cada fecha de medición. Líneas verticales indican el error estándar. Período 1: mayo 2016-diciembre 2016; Período 2: diciembre 2016-marzo 2017; Período 3: marzo 2017- noviembre 2017; Período 4: noviembre 2017-abril 2018.

Las plantas correspondientes al grupo “sesbania 1” fueron las que presentaron mayor tasa diaria de incremento del DAC (0,075 mm/día), que se verificó durante los veranos de 2017 y 2018 (Figura 8).

La especie cina-cina presentó el mayor crecimiento diario en DAC durante el verano del 2018, destacando que fue tres veces mayor al alcanzado durante el verano del 2017. El molle sólo presentó incrementos del DAC de pequeña magnitud a partir del verano del 2017. El coronillo creció en menor medida respecto a las demás especies, con una tasa diaria relativamente baja durante el verano de 2017. La mayor tasa de incremento diario del DAC del espinillo se observó durante el verano de 2018. La “sesbania 2” presentó crecimiento durante el verano del 2018 aunque 4 veces inferior al alcanzado por la “sesbania 1”.

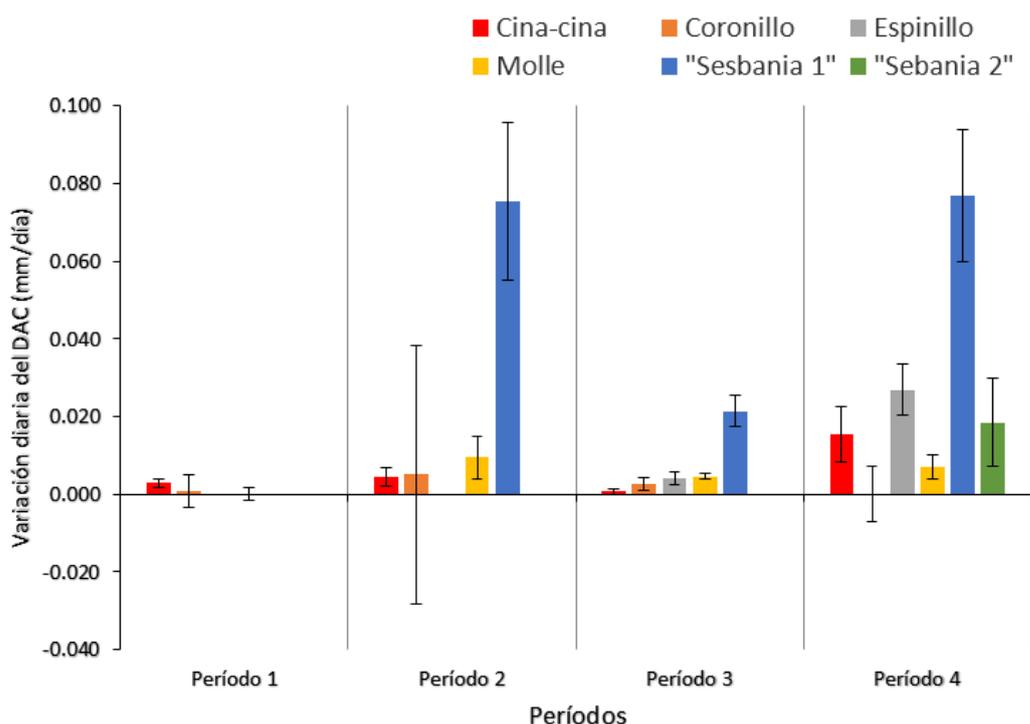


Figura 8. Variación diaria del DAC promedio de las especies de la reforestación en los períodos comprendidos entre cada fecha de medición. Líneas verticales indican el error estándar. Período 1: mayo 2016-diciembre 2016; Período 2: diciembre 2016-marzo 2017; Período 3: marzo 2017- noviembre 2017; Período 4: noviembre 2017-abril 2018.

3.1.4 Análisis de la varianza (ANOVA)

A partir del ANOVA realizado para analizar el crecimiento en DAC (mm/día) de los grupos integrados por individuos de las especies molle y coronillo (Tabla 1), se observa que no presentan diferencias significativas en crecimiento entre grupos, ni tampoco entre las especies dentro del grupo ($p\text{-valor} > 0.05$).

Tabla 1. Análisis de la varianza (ANOVA) del crecimiento en DAC (mm/día) de molles y coronillos, se analiza el efecto del grupo y su interacción.

Efecto	F	P
Grupo	0,44	0,81
Grupo x Especie	0,31	0,90

Las leguminosas, en cambio, presentaron diferencias significativas en crecimiento entre especies (Tabla 2A). A partir de la comparación de las medias de crecimiento a través del test de Tukey (Tabla 2B) se corrobora que la especie

sesbania se diferenci6 significativamente en la media de crecimiento ($p < 0,05$) de las dem6s especies de leguminosas (cina-cina y espinillo).

Tabla 2. (A) An6lisis de la varianza (ANOVA) del crecimiento en DAC (mm/dia) de las leguminosas plantadas en la cantera, se analiza el efecto de las especies. (B) Test de Tukey para comparaci6n de las medias en crecimiento, letras diferentes indican medias significativamente diferentes ($p < 0,05$).

(A)			(B)	
Efecto	F	P	Especie	Tukey
Especie	96,48	0,00	Cina-cina	a
			Espinillo	a
			Sesbania	b

3.2 Ensayo con hidrogel

3.2.1 Ensayo de tala

En el ensayo de tala los tratamientos no presentaron diferencias significativas (ANOVA $p\text{-valor} > 0.05$) debido a la alta variabilidad en cada uno de ellos. Sin embargo, se pueden se~alar algunas tendencias. En la variaci6n diaria en altura (Figura 9A) se puede observar que en todos los tratamientos la altura present6 valores negativos, siendo m6s acentuada esta tendencia en el testigo (sin mont6culo y sin hidrogel). En cuanto a la variaci6n diaria en DAC en los diferentes tratamientos (Figura 9B), el tratamiento sin mont6culo y con hidrogel fue el que mostr6 una mayor tendencia positiva, seguido por el tratamiento con mont6culo y con hidrogel.

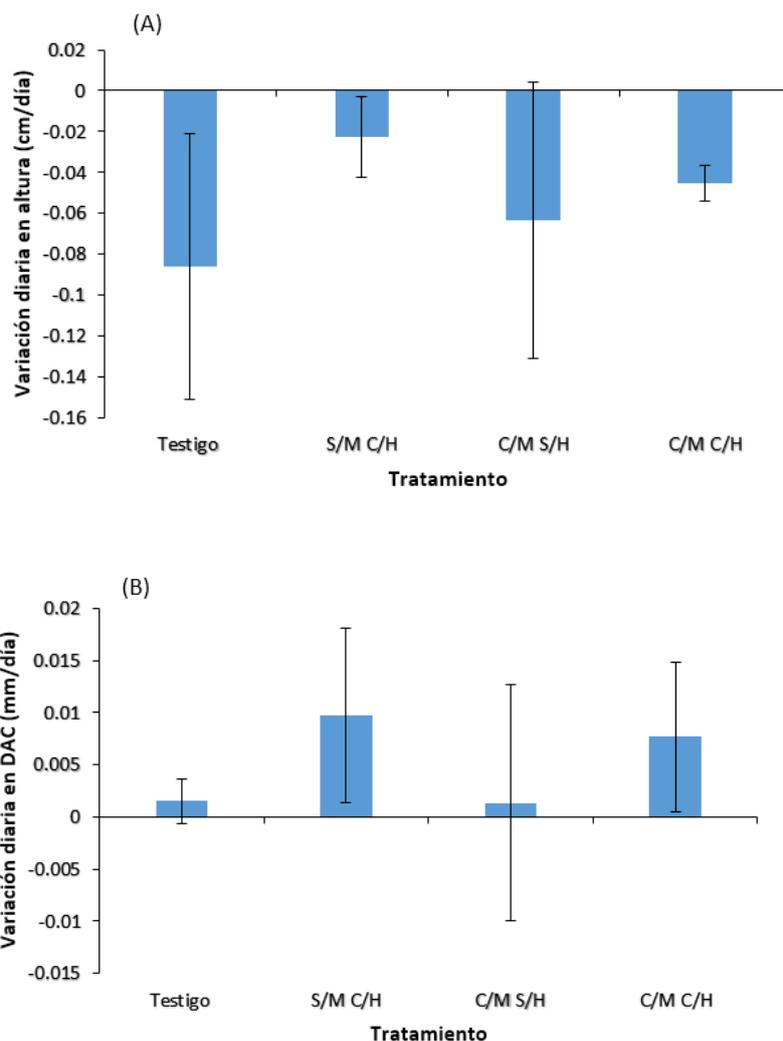


Figura 9. Ensayo de talas durante el período comprendido entre agosto del 2017 y abril del 2018: (A) Variación diaria de la altura. (B) Variación diaria del diámetro a la altura del cuello (DAC). Las líneas verticales indican el error estándar. Testigo: sin montículo y sin hidrogel; S/M C/H: sin montículo con hidrogel; C/M S/H: con montículo sin hidrogel; C/M C/H: con montículo con hidrogel.

3.2.2 Ensayo de espinillo

Al igual que los ensayos del tala, los ensayos con espinillo e hidrogel no presentaron diferencias significativas entre tratamientos (ANOVA p-valor>0.05).

En la variación diaria en altura una tendencia observada es que en el segundo período de medición (verano de 2018) decrecieron en igual magnitud ambos tratamientos (Figura 10A).

En la variación diaria en DAC durante el primer período de mediciones (primavera del 2017) el crecimiento en DAC en las plantas con hidrogel mostró una tendencia a superar a las que no tuvieron hidrogel pero esta tendencia no se mantuvo en el siguiente período de mediciones (Figura 10B).

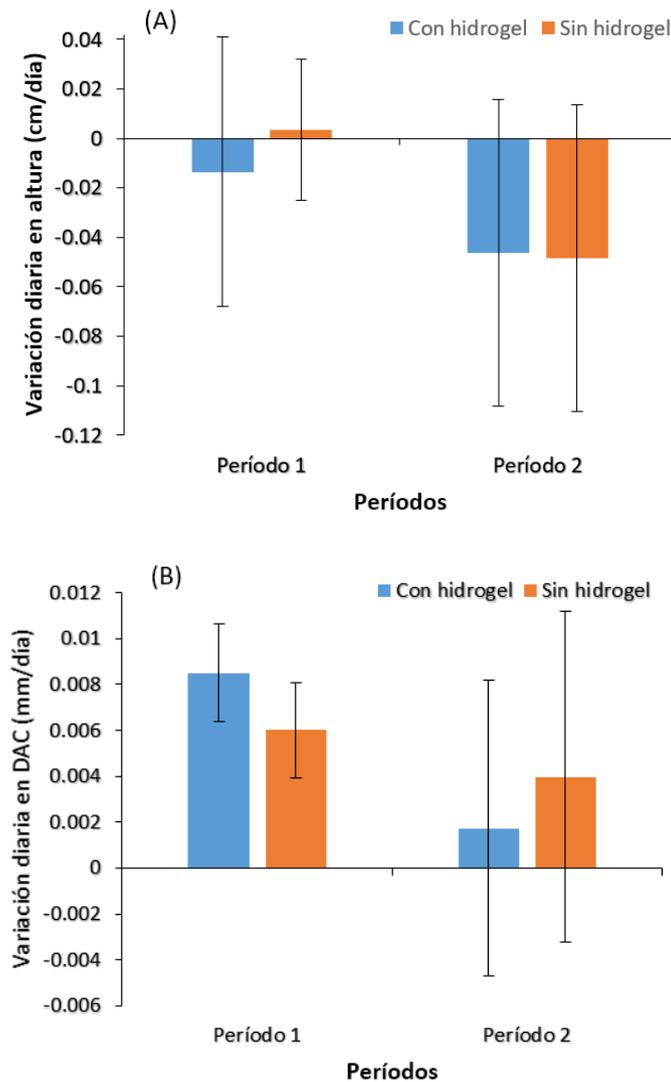


Figura 10. Ensayo de espinillos en el período comprendido entre agosto del 2017 y abril del 2018: (A) Variación diaria en altura. (B) Variación diaria en DAC. Las líneas verticales indican el error estándar. Período 1: agosto 2017-noviembre 2017; Período 2: noviembre 2017-abril 2018.

3.3 Análisis de los atributos funcionales de las especies de la reforestación

3.3.1 Atributos funcionales obtenidos

Se encontraron en la bibliografía los valores de la densidad de la madera (DM), la altura promedio (Hprom) y la altura máxima (H) para todas las especies consideradas en el presente trabajo; registros bibliográficos del área foliar específica (AFE) se encontraron para las especies espinillo, sesbania, ceibo y tala; mientras que el peso seco de semilla (PS) se encontró solo para molle (Tabla 2). Por lo tanto, se obtuvieron a partir de medidas en laboratorio según lo informado en la sección materiales y métodos, el peso de semilla y el área foliar específica, del resto de las especies. Los detalles se describen en la Tabla 3. El rango de altura promedio de las

especies estudiadas fue de 4-8 m, de área foliar específica (AFE) de 5-12 m²/kg, de peso de semilla (PS) de 0,022-0,35 gr/semilla y densidad de madera (DM) de 0,25-1,06 gr/cm³. La mayoría de las especies presentaron DM mayores a 0,4, excepto el ceibo.

Tabla 3. Atributos funcionales de las especies del presente estudio. H prom: altura promedio; H: altura máxima; AFE: área foliar específica; PS: peso de semilla; DM: densidad de madera. (n°): Valores obtenidos en bibliografía; (*): Valores obtenidos en el presente estudio.

Especie	Código	H prom (m)	H (m)	AFE (m ² /kg)	PS (gr/semilla)	DM (gr/cm ³)
<i>Acacia caven</i>	Acacav	4,0 ²	5,0 ²	12,04 ⁴	0,081*	0,96 ⁷
<i>Parkinsonia aculeata</i>	Paracu	4,0 ¹	12,0 ¹	11,87*	0,091*	0,71 ⁶
<i>Scutia buxifolia</i>	Scubux	8,0 ²	18,0 ¹	13,73 ¹	0,037*	1,06 ⁷
<i>Erythrina crista-galli</i>	Erycri	7,5 ²	15,0 ²	15,00*	0,358*	0,25 ⁷
<i>Sesbania punicea</i>	Sespun	2,0 ²	4,0 ²	16,28 ⁴	0,054*	0,41 ⁵
<i>Celtis ehrenbergiana</i>	Celehr	6,0 ²	8,0 ²	7,580 ³	0,077*	0,81 ⁷
<i>Schinus longifolius</i>	Schlon	4,5 ²	5,0 ²	5,070*	0,022 ¹	0,65 ⁷

Referencias bibliográficas:

¹ Kattge et al., (2011).

² Muñoz et al., (1993).

³ Vendramini et al., (2002).

⁴ Grotkopp, E. & M. Rejmánek (2007).

⁵ Zanne et al., (2009).

⁶ Rodríguez et al., (2016)

⁷ Atencia (2013).

3.3.2 Análisis de Componentes Principales

En los dos primeros ejes del Análisis de Componentes Principales (ACP) se explica el 79% de la variación. El eje 1 (PC1) explicó un 50% de variación, mientras que el eje 2 (PC2) explicó un 29% de la variación. El eje 1 mostró un gradiente donde en el extremo negativo se dispusieron las especies con mayor crecimiento en DAC y altura (crec.DAC y crec.H) mientras que en el extremo positivo se dispusieron las especies que presentaron mayor densidad (DM) y la altura máxima (H) (Figura 11). Sesbania fue la especie con mayor crecimiento y menor DM, mientras coronillo la de menor crecimiento y mayor DM. A su vez, las especies que presentaron similar crecimiento, DM y H se separaron teniendo cuenta el eje 2, el cual estuvo relacionado mayormente con el PS y AFE. En este gradiente, las especies con mayores valores de PS y AFE fueron espinillo y cina-cina, mientras que molle presentó los menores valores de dichos atributos.

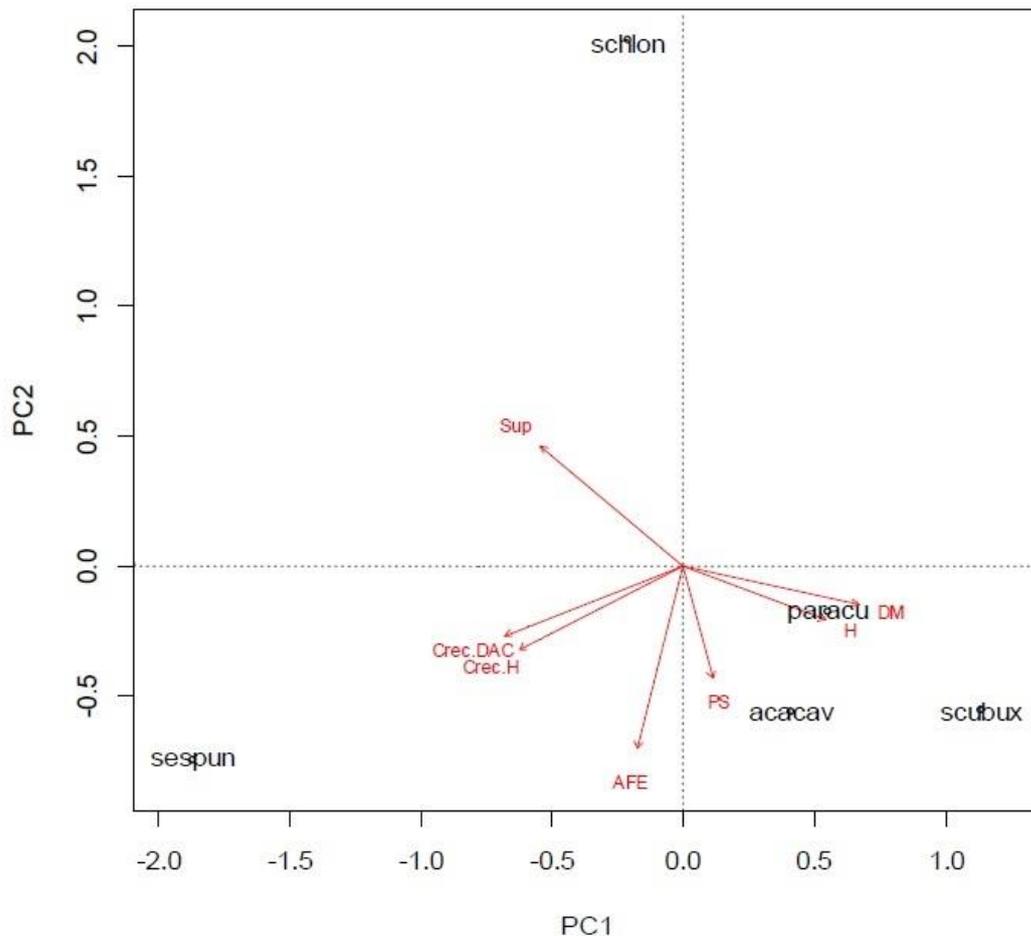


Figura 11. Análisis de componentes principales de los atributos funcionales, el crecimiento y la supervivencia para 5 especies plantadas en la cantera. Schlon: molle; sespun: sesbania; acacav: espinillo; paracu: cina-cina; scubux: coronillo. Crec.DAC: crecimiento en DAC; Crec.H: crecimiento en altura; Sup: supervivencia; AFE: área foliar específica; H: altura máxima; PS: peso seco de semilla; DM: densidad de madera.

Cabe destacar, que si bien se obtuvieron los valores de los atributos funcionales del ceibo y del tala, los mismos no pudieron ser analizados en el ACP ya que no se contaba con los valores de crecimiento de estas especies debido a su baja supervivencia.

3.3.3 Análisis de correlación de Pearson

Respecto al análisis bivariado entre crecimiento (DAC y altura), supervivencia y los atributos funcionales, en el único caso que se observó correlación significativa fue entre densidad de madera y la supervivencia, las cuales se relacionaron negativamente (Tabla 4).

Tabla 4. Coeficientes de correlación de Pearson (r) entre los valores promedio de supervivencia y crecimientos en DAC y altura y los atributos funcionales estudiados. (*): Correlación significativa ($p < 0,05$)

	Peso seco semilla	Altura máxima	Densidad madera	Área foliar específica
Supervivencia	-0,440	-0,600	-0,879(*)	-0,384
Crecimiento en DAC	-0,002	-0,572	-0,728	0,569
Crecimiento en altura	-0,107	-0,437	-0,591	0,644

3.4 Ensayo de producción de tala en vivero

3.4.1 Descripción del ensayo

El ensayo propuesto se dividirá en dos sub-ensayos, uno destinado a evaluar el efecto de diferentes volúmenes de contenedor desde la germinación de las plántulas, y el otro destinado a evaluar el efecto de distintos tipos de sustratos y frecuencias de riego.

Los ensayos en vivero se realizarán durante el período de crecimiento de los talas, a partir de diciembre (período de germinación) hasta marzo, dentro de este lapso de tiempo se realizará un seguimiento de crecimiento y supervivencia. A fines de marzo se van a realizar las mediciones destructivas en 10 plantas de cada tratamiento donde se medirán parámetros relacionados con el desarrollo radical y distribución de la biomasa. Las restantes se mantendrán en el vivero, bajo las mismas condiciones iniciales, hasta su trasplante en la cantera durante los meses de mayo a septiembre, donde las plantas presentan menor actividad. A partir de ese momento se evaluará el comportamiento en la cantera de cada planta en relación al tratamiento con el cuál fue producida.

3.4.2 Diseño del ensayo

El sub-ensayo que evaluará el efecto del volumen del contenedor se realizará mediante tres tratamientos (Figura 12): tubete de 270 cm³ de capacidad (137 mm de alto), de forma tronco cónica, con 8 nervaduras internas de orientación radicular, que corresponde al tipo de contenedor más comúnmente utilizado por los viveros forestales, maceta de 3 litros y maceta de 10 litros. Estos tres tratamientos presentaran la misma frecuencia de riego y tipo de sustrato (tierra negra) en cada recipiente.



Figura 12. Diseño del sub-ensayo para evaluar el efecto del volumen del contenedor.

En cuanto al sub-ensayo que evaluará el efecto del tipo de sustrato y frecuencia de riego (Figura 13), se realizará utilizando dos tipos de sustrato y dos frecuencias de riego, conformando así cuatro tratamientos. Uno de los sustratos será el proveniente de la cantera en estudio, extraído de un sitio donde el suelo mantiene casi las mismas características que cuando la cantera fue abandonada y nivelada, encontrándose texturas provenientes de diferentes profundidades (gran proporción de conchilla, material limoso y arcilla). Este sustrato lo consideraremos el de peor calidad ya que en el sitio donde se encuentra se observa gran proporción de suelo descubierto (50%) y la mayor mortalidad de plántulas. El otro sustrato será tierra negra comercial, material limoso rico en materia orgánica, considerado de mejor calidad que el anterior y el más comúnmente utilizado por los viveros. Ambos sustratos serán expuestos a dos niveles de disponibilidad hídrica, que estará dada por la frecuencia de los riegos, semanal o cada 20 días, este último caso buscando simular sequías. El volumen de agua utilizado será el necesario para alcanzar la saturación del sustrato. El efecto del sustrato y la disponibilidad hídrica se pondrá a prueba en los contenedores de 10 litros, para que en este caso el volumen del contenedor no sea un factor limitante para el crecimiento de las plantas. Cada tratamiento se hará con 20 repeticiones, será debidamente identificado y se dispondrán al azar bajo invernáculo.

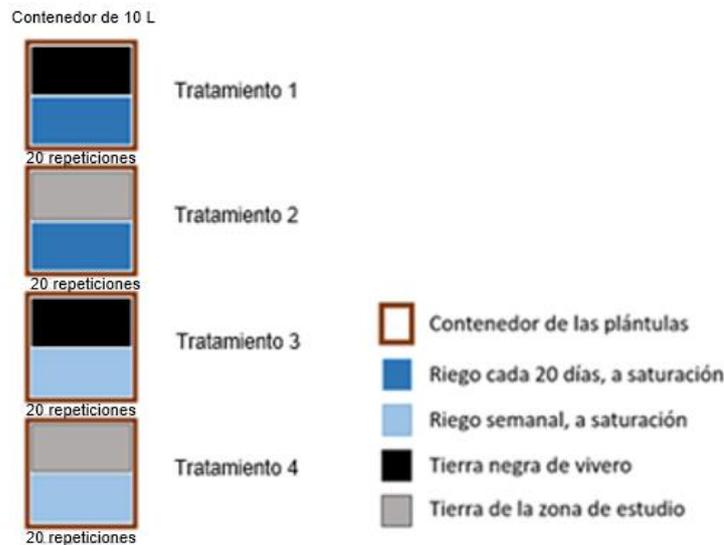


Figura 13. Diseño del sub-ensayo para evaluar el efecto sustrato y disponibilidad hídrica.

Se considerará iniciado el sub-ensayo cuando el 50% de las plántulas de cada tratamiento presente dos pares de hojas verdaderas.

Desde el inicio, con una frecuencia quincenal, se corroborará la supervivencia de las plantas y se medirá su altura, con cinta métrica, y el DAC con calibre de Vernier. Estas dos últimas variables permitirán evaluar el crecimiento de las plantas.

Una vez finalizada la etapa de crecimiento, a través de métodos destructivos, se medirán parámetros relacionados con el desarrollo radical y distribución de la biomasa, tales como área foliar específica, longitud relativa de raíz, biomasa subterránea, biomasa aérea, y su relación (biomasa subterránea/biomasa aérea). Las plantas restantes serán trasplantadas en el área de estudio para evaluar diferencias en la supervivencia y crecimiento de los distintos tratamientos del ensayo.

Los datos obtenidos serán analizados mediante análisis de la varianza (ANOVA) para distinguir si hay diferencias significativas entre tratamientos. La comparación de medias se realizará mediante el test de Tukey ($p \leq 0,05$). En caso de no cumplirse los supuestos estadísticos se realizarán transformaciones para el análisis.

3.4.3 Resultados esperados

- Las plantas tendrán mayor supervivencia y crecimiento en las macetas de 10 litros que en los tubetes, con un desarrollo de raíces mayor (mayor peso seco de raíces y mayor longitud de la raíz principal) en las plantas desarrolladas en las macetas de 10 litros.
- Las plantas del tratamiento con tierra negra tendrán mayor supervivencia y crecimiento que en el tratamiento de sustrato extraído de la cantera.

- Las plantas tendrán igual supervivencia potencial en ambos tratamientos de frecuencia de riego, pero mayor crecimiento en el tratamiento con riego semanal que con riego cada 20 días.
- Las plantas provenientes del tratamiento con mayor volumen del contenedor (macetas de 10 litros) tendrán mayor supervivencia y crecimiento a campo que las provenientes del tratamiento con volúmenes menores.
- Las plantas provenientes del tratamiento con sustrato de la cantera tendrán mayor supervivencia y crecimiento a campo que las provenientes del tratamiento con tierra negra, debido al menor contraste entre ambos sustratos.
- Las plantas que recibieron riego cada 20 días tendrán mayor supervivencia y crecimiento a campo que las que recibieron riego semanal, debido a que las primeras presentarán mayor resistencia al estrés hídrico.

3.4.4 Análisis logístico

A partir del análisis logístico realizado (Tabla 5) se optó por proponer la realización del ensayo en la Unidad de Vivero Forestal de la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, UNLP.

Tabla 5. Ventajas y desventajas logísticas de cada uno de los posibles lugares para realizar el ensayo.

	Ventajas	Desventajas
UVF	<ul style="list-style-type: none"> • Cercanía. • Posibilidad de realizar mediciones más frecuentes. • Posibilidad de visitar con gran frecuencia el ensayo. 	<ul style="list-style-type: none"> • Condiciones climáticas diferentes a las del sitio de implantación (cantera). • Menor facilidad de utilizar sustratos provenientes de la cantera.
Vivero de la cantera	<ul style="list-style-type: none"> • Condiciones climáticas iguales a las del sitio de implantación (cantera). • Cercanía a la cantera por lo que se podrían obtener sustratos de la misma para el ensayo. 	<ul style="list-style-type: none"> • 200 km de distancia. • Visitas al ensayo cada dos meses. • Gasto en combustible y viáticos para realizar viajes a campo.

4. DISCUSIÓN

4.1 Relación de los atributos funcionales con el crecimiento y supervivencia de las especies de la reforestación

Hay un creciente consenso de que la densidad de la madera (DM), peso de semilla (PS), área foliar específica (AFE), y altura máxima (H) son rasgos funcionales clave entre los árboles del bosque proporcionando información sobre los ciclos biogeoquímicos (densidad de madera y AFE), la supervivencia (altura máxima, densidad de madera), la capacidad para dispersarse a nuevos sitios (peso de semilla) y de adquirir recursos (AFE), el crecimiento relativo (densidad de madera y AFE), capacidad de competir con los vecinos (AFE, peso de semilla, y altura máxima) y tolerar las plagas y otros peligros (densidad de madera, peso de semilla, y AFE) (Hodgson et al., 1999; Weiher et al., 1999; Lavorel & Garnier, 2002; Westoby et al., 2002; Cornelissen et al., 2003; Reich et al., 2003; Díaz et al., 2004; Westoby & Wright, 2006; Wright et al., 2007; Chave et al., 2009).

Los resultados de este estudio demuestran que hay diferencias significativas en crecimiento entre las especies utilizadas en la reforestación, al mismo tiempo, el análisis de correlación sólo presentó correlación negativa entre la supervivencia (Sup) y la densidad de madera (DM), es decir, que a mayor densidad de madera hay menor supervivencia. Esto es contrario a lo que informan ciertos autores (Putz et al., 1983; King et al., 2006; Osunkoya et al., 2007) ya que destacan una correlación positiva entre ambas variables, aunque, esto seguramente sea debido a que dichos autores realizaron la evaluación de ambas variables en condiciones óptimas de crecimiento, en cambio, en nuestro caso las plantas que evaluamos se encuentran en condiciones muy alejadas de las óptimas.

Por otra parte, el análisis de componentes principales (ACP) nos permite observar ciertas tendencias, la densidad de madera se encuentra negativamente correlacionada con el crecimiento en diámetro (crec.DAC), al igual que lo aseguran otros autores (Putz et al., 1983; Kitajima, 1994; Enquist et al., 1999; Muller-Landau, 2004; King et al., 2006b; Poorter et al., 2008, Alvarez-Clare & Kitajima, 2009; Chave et al., 2009). Generalmente aquellas especies que presentan elevadas densidades de madera, mayor supervivencia y lento crecimiento se relacionan con especies tolerantes a la sombra (Smith & Tumeay, 1982; Lawton, 1984; King, 1986; King et al., 2005; Chave et al., 2006; King et al., 2006). Por un lado, esto coincide con los resultados presentados en el ACP ya que las especies de lento crecimiento (cina-cina, espinillo, molle) presentan altas DM, pero por otro lado presentaron baja

supervivencia, aunque esto último sea debido a que como se mencionó anteriormente son especies tolerantes a la sombra y en esta reforestación fueron plantadas en sitios con exposición total al sol.

Westoby (1998) afirma que el AFE puede ser utilizado como un indicador de crecimiento relativo, y Turner (1994) de la economía de recursos en relación con la disponibilidad de nutrientes. En este caso la especie con mayor AFE, *sesbania*, fue la que presentó mayor crecimiento relativo y quizás su éxito frente a las demás especies se deba a la economía de recursos ya que se encuentra plantada en un ambiente con baja disponibilidad de nutrientes.

La masa de semillas juega un papel fundamental en la reproducción, dispersión, germinación, establecimiento y capacidad competitiva de las plantas, y se considera uno de los atributos vitales para las especies de una amplia gama de ecosistemas (Westoby, 1998; Leishman et al., 2000). Las especies que producen semillas pequeñas tienden a tener mayor producción por planta (Smith & Fretwell, 1974), mayor persistencia en el banco de semillas (Dalling & Denslow, 1998) y, por lo tanto, mayor poder de colonización (Wright et al., 2015), en general, son especies de rápido crecimiento (Poorter & Rose, 2005). El elevado crecimiento inicial, probablemente sea debido a que luego de la germinación dependen de una gran inversión en tejidos fotosintéticos, porque agotan sus reservas con mayor rapidez que las especies de semilla grande (Osunkoya et al., 1994). El crecimiento relativamente elevado, depende de las características morfofuncionales de las plántulas y de los patrones de distribución de biomasa (Huante et al., 1995; Rose & Poorter 2003; Soriano et al., 2011), por lo que también se relacionan con especies que invierten gran cantidad de biomasa en hojas delgadas (elevada AFE) (Poorter & Rose, 2005).

En el caso de la altura de la planta, generalmente se encuentra estrechamente relacionada con la respuesta de la especie a las perturbaciones (Belsky, 1992; McIntyre et al., 1999). El tamaño pequeño de la planta indica generalmente adaptación a las condiciones secas de ambientes áridos o mediterráneos (Small, 1973; Aronson et al., 1992). Poorter et al., (2008) plantearon la hipótesis de que las tasas de crecimiento y mortalidad deberían relacionarse inversamente con la altura máxima debido a que las especies adaptadas a los claros efímeros, necesitan crecer rápidamente y reproducirse tempranamente, mientras que las especies adaptadas a condiciones de dosel cerrado pueden crecer lentamente en condiciones de baja disponibilidad de luz y son, comparativamente, más altas y longevas. En este esquema, los resultados observados en *sesbania* coinciden con la primera de las estrategias mencionadas, ya que se trata de una especie de baja altura máxima con buena respuesta a condiciones

adversas, y según Hoffmann & Moran (1998) de elevado crecimiento, madurez reproductiva a los dos años de vida y de escasa longevidad (15 años).

Rose (2000), afirma que la supervivencia y el peso de semilla dentro de una misma especie están estrechamente correlacionados en situaciones de escasez de luz, mientras que la relación se vuelve débil o insignificante en condiciones de alta disponibilidad de la luz. El hecho de no observar correlación entre ambas variables en el análisis de correlación de Pearson realizado puede deberse a que todos los ejemplares implantados se encuentran con total exposición lumínica.

En las últimas visitas a la cantera se ha observado reclutamiento de sesbanias en las cercanías de las mismas, relacionado en mayor medida a que es una especie que entra en estado reproductivo a partir del segundo año de vida (Hoffman & Moran, 1998), siendo la única especie hasta el momento implantada en la cantera en la que se han observado frutos y semillas.

Todas estos atributos funcionales de la sesbania, es decir, elevado crecimiento, elevado AFE, baja densidad de madera, baja altura máxima, peso de semilla relativamente bajo y elevada capacidad de colonización hacen a que podamos considerarla como especie pionera, tal como surge de la caracterización de esta estrategia de regeneración de especies arbóreas en otros estudios de varios autores (Grubb, 1977; Kitajima, 1994; Grime et al., 1997; Hodgson et al., 1999; Westoby et al., 2002; Cornelissen et al., 2003; Reich et al., 2003; Westoby & Wright 2006; Poorter et al., 2008; Chave et al., 2009; Muller-Landau, 2010). Además de su rápido crecimiento, la alta supervivencia en la cantera y su capacidad de repoblamiento en este ambiente permiten señalarla como la especie más adecuada para iniciar el proceso de rehabilitación de la cantera, dentro de las especies consideradas en este ensayo.

De todos modos, será necesario continuar con un monitoreo a largo plazo de la reforestación, ya que si bien las demás especies no presentaron crecimientos importantes, podría deberse a un proceso de adaptación, destacando que todas, presentan una buena supervivencia hasta el momento de la última medición incluida en este estudio.

4.2 Relación del crecimiento y supervivencia de las especies de la reforestación y las condiciones climáticas

A partir de datos climáticos de la Estación Meteorológica “Punta Indio” aportados por el Centro de Información Meteorológica (CIM), perteneciente al Servicio Meteorológico Nacional (SMN), se relacionó la evapotranspiración potencial (obtenida por el método de Thornthwaite, 1948) y las precipitaciones durante el período de

mediciones (Figura 14). Si se tienen en cuenta los resultados obtenidos en la reforestación, relacionados con el contraste realizado entre precipitación y evapotranspiración, se puede observar que durante las estaciones primavera-verano la evapotranspiración potencial (EP) supera a las precipitaciones (P) por lo que probablemente se den condiciones de déficit hídrico, mientras que, en otoño-invierno las precipitaciones superan la evapotranspiración potencial por lo que durante esos meses el agua no sería una limitante para el crecimiento. También se observa que el déficit del verano 2017 fue más acentuado que el del verano 2018. Esto probablemente se encuentre relacionado al menor crecimiento ocurrido en las cina-cinas, al decrecimiento en altura debido a necrosis de tejidos por sequía en la mayoría de las plantas y a la elevada mortalidad observada en los molles, cabe destacar que las sesbanias no se vieron afectadas en dicho período. Por otro lado, debido a que las precipitaciones no fueron limitantes durante el otoño-invierno de ambos años, los decrecimientos en altura observados en todas las especies en estos períodos seguramente se debieron al quemado de tejidos por heladas.

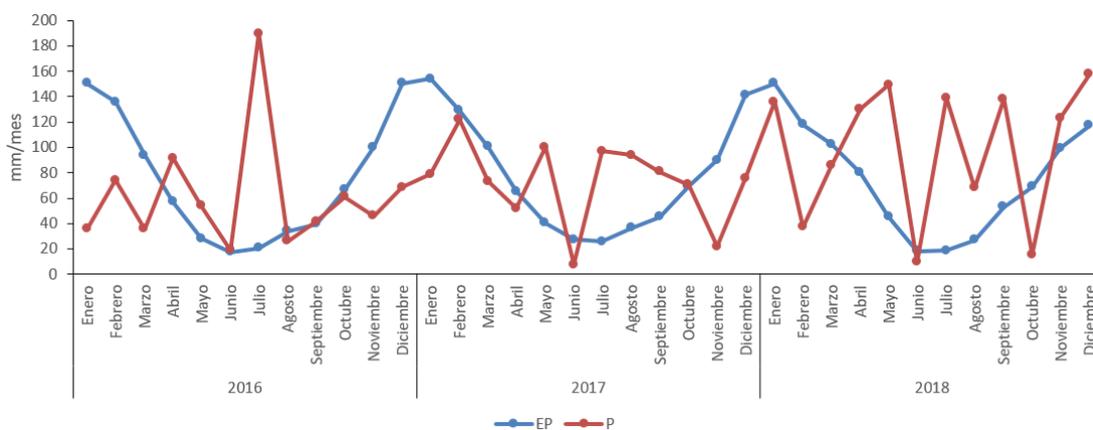


Figura 14. Evapotranspiración potencial (EP) y precipitaciones efectivas (P) desde enero del 2016 hasta diciembre del 2018 (SMN, 2016; 2017; 2018).

4.3 Enfoque de facilitación como posible uso futuro

Tanto la facilitación como la competencia se producen simultáneamente, afectan a diferentes variables y pueden cambiar con el tiempo y la ubicación (Armas & Pugnaire, 2005). El balance neto entre estos efectos definirá que tipo de interacción predomina (Figura 15) (Callaway & Walker, 1997; Holmgren et al., 1997).

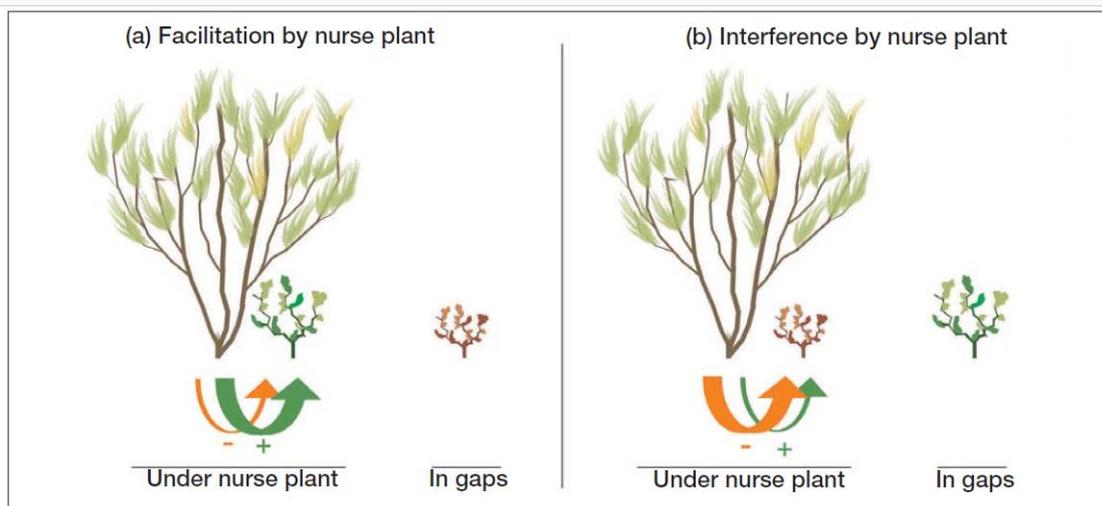


Figura 15. Facilitación e interferencia entre planta nodriza y planta objetivo. (A) Mayor efecto positivo que negativo dando como resultado facilitación. (B) Mayor efecto negativo que positivo dando como resultado interferencia o competencia. Fuente: Padilla & Pugnaire (2006).

Por lo que la selección de las mejores especies nodrizas es una decisión importante en los proyectos de restauración, ya que esto determinará el éxito del proyecto (Gómez-Aparicio et al., 2004; Sánchez-Velásquez et al., 2004). En ambientes extremos, las opciones más adecuadas son especies nativas (Padilla & Pugnaire, 2006), aunque algunas especies exóticas se han usado con éxito como nodrizas en el sur de Inglaterra (Nimmo & Weatherell, 1961).

La especie objetivo, es decir, la especie que se desea que se establezca en el proyecto de restauración también puede influir en los resultados del proyecto, el balance de la interacción entre la planta nodriza y la planta objetivo podría ser determinado por los requerimientos ecológicos de la especie en cuestión y su capacidad de resistir a condiciones abióticas desfavorables (Liancourt et al., 2005; Bertness & Hacker, 1994).

Decidimos hacer hincapié en el enfoque de la facilitación porque creemos que podría ser utilizado en proyectos de restauración de canchales de conchilla, ya que a partir de los resultados de la reforestación se observó un muy buen comportamiento de la sesbania en las duras condiciones de este ambiente, tanto en crecimiento como en supervivencia, situación que no fue observada en las demás especies del ensayo realizado.

Por todo lo expuesto consideramos que la sesbania podría ser una especie adecuada para ser utilizada como planta nodriza para la rehabilitación de estas canchales. Por otra parte, sin duda la planta objetivo debería ser el tala, ya que es la especie dominante de los bosques de la región. Dado que el tala regenera, por ejemplo, en los bordes de los talares y en plantaciones de *Eucalyptus* spp, queda

planteado a futuro ensayos para probar si su supervivencia y crecimiento podrían verse favorecidas por las sesbanias como facilitadoras.

4.4 Crecimiento y supervivencia de ensayo con hidrogel

A partir de las tendencias observadas en el ensayo de tala y espinillo con hidrogel, el tala parece mostrar una mayor respuesta al hidrogel en comparación al espinillo.

Esto podría deberse a que el espinillo es una especie xerófila, con enraizamiento profundo (De la Fuente, 2018) donde el hidrogel podría no estar ejerciendo efecto, ya que fue aplicado superficialmente.

Las especies con este tipo de sistema radical casi siempre tienen tasas de crecimiento potencial más bajas que las especies estrechamente relacionadas de los suelos ricos en nutrientes (Grime & Hunt, 1975; Lambers et al., 1989). Dicho crecimiento puede relacionarse a que en plantas jóvenes con este tipo de sistema radical las raíces normalmente son más largas que el brote, de este modo crecen lentamente sobre la superficie mientras que se encuentran estableciéndose debajo de la superficie (Western, 1988).

4.5 Diseño de ensayo de producción de tala en vivero

Respecto al ensayo de producción de tala en vivero, consideramos que los sub-ensayos y tratamientos propuestos ayudarían a distinguir claramente si el fracaso de los talas en la cantera se debe al protocolo convencional de producción de plantines en vivero, debido al uso de contenedores de tamaño limitado (tubetes forestales) para el óptimo desarrollo radical, o bien, si dicho fracaso se debe a las condiciones adversas de la cantera (sustrato y/o frecuencia de precipitaciones), pudiendo distinguir a su vez, entre ellas.

Por otro lado, relativamente poca investigación se ha centrado en la evaluación de la calidad del sistema radical. En muchos casos, esto se debe a que la medición de la raíz y el análisis del sistema de raíces son dificultosos debido a su naturaleza subterránea y demandan gran cantidad de tiempo (Bouma et al., 2000; Costa e Silva et al., 2001).

Los parámetros derivados del análisis arquitectónico de raíz permiten una descripción formal de los sistemas radicales y tienen importantes aplicaciones ecológicas, ya que reflejan respuestas plásticas a factores ambientales significativos, como el suministro de agua y nutrientes (Fitter et al., 1988) o infección micorrízica

(Fitter, 1985; Hetrick et al., 1988; Schellenbaum et al., 1991), y diferencias entre especies que están relacionadas con su comportamiento ecológico.

De todos modos, la arquitectura del sistema de raíz, es decir, la configuración estructural tridimensional de todo el sistema de raíz, cambia drásticamente en respuesta a las condiciones nutricionales y, en particular, en respuesta a la alteración de la disponibilidad de N en el ambiente de la raíz (Drew, 1975; Robinson, 1994; Linkohr et al., 2002; Lopez-Bucio et al., 2003; Gruber et al., 2013; Lynch, 2013; White et al., 2013; Araya et al., 2014; Giehl et al., 2014; Giehl & von Wiren 2014). Esto da idea a que la arquitectura de raíz variará en gran medida entre las plantas que serán cultivadas con sustrato de la cantera y en las que se utilizará de sustrato tierra negra.

Cuando una planta tiene una raíz primaria, varias veces no reinicia su crecimiento en profundidad una vez que se ha trasplantado y, en algunos casos, la planta simplemente muere (Domínguez-Lerena et al., 2006). Chirino et al., (2008) llegó a la conclusión que la importancia de cultivar plantines con una raíz más larga, a través del diseño adecuado del recipiente, llevó a un aumento de la conductancia hidráulica de la raíz y al número de nuevas raíces que colonizaron las capas más profundas y, en consecuencia, mejoraron la capacidad de la planta para evitar el estrés hídrico después del transplante. Esta capacidad de producir nuevas raíces es esencial para mejorar la supervivencia de las plántulas después de la plantación (Tsakalimi et al., 2005; Trubat et al., 2010).

Domínguez-Lerena et al., (2006) sugirieron un volumen mínimo de 300 ml para los plantines destinados a condiciones ambientales secas, mientras que Poorter et al., (2012) sugirió un tamaño de contenedor en el que la biomasa subterránea de la planta no exceda 1 g/l. Un estudio realizado por De la Fuente (2018), sobre el efecto de los contenedores en el desarrollo radical de *A. caven* y *Baccharis linearis*, superaron el umbral establecido por Poorter et al., (2012), en los dos tamaños de contenedores utilizados (contenedor corto de 440 ml y contenedor alargado de 880ml), ya que obtuvieron como resultado 6,5 g/l y 3,5 g/l respectivamente, por lo que, sugieren que los contenedores utilizados sean aún de mayor tamaño si se desean producir plantines que se adapten bien a condiciones secas. También llegaron a la conclusión que bajo condiciones de campo, las plantas de los contenedores alargados colonizarían los estratos más profundos del suelo más rápido que las plantas de los contenedores cortos. Esto ayudaría a las raíces principales alcanzar las reservas de aguas profundas (Canadell & Zedler, 1995), que representan una fuente de agua más segura en ambientes semiáridos (Ehleringer & Dawson, 1992). Se espera que suelos con escasa capacidad de retención de agua, como ocurre en la cantera, las plantas

provenientes de envases más grandes podrían alcanzar estratos más profundos con sus raíces, lo cual redundaría en una mayor supervivencia y crecimiento de los plantines de tala.

Sería importante para el proyecto de rehabilitación de estas canteras que el ensayo en vivero propuesto en este estudio sea llevado a cabo, ya que de esta manera se podría comprobar la segunda hipótesis planteada, al mismo tiempo que permitiría contribuir al establecimiento de la especie objetivo (tala).

5. CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio permiten afirmar que los atributos funcionales de las especies utilizadas se encuentran relacionados con la supervivencia y el crecimiento de las mismas, en especial en el caso de sesbania. Los atributos funcionales que se encontraron relacionados con valores relativamente altos de supervivencia y crecimiento de las sesbanias, constituyen una guía que permitirá contribuir a la selección de otras especies adecuadas para procesos de rehabilitación en canteras de la zona de estudio. Se propone a partir de este trabajo evaluar el desempeño de esta especie en áreas de la cantera más elevadas y con mayor contenido de tierra negra.

Consideramos que se deben tener en cuenta los efectos de la facilitación, no solo porque el papel de las especies facilitadoras es clave para restaurar las características estructurales y funciones del sistema que existía previamente al disturbio, sino también, en este caso, porque la facilitación de la sesbania podría mejorar el crecimiento y supervivencia del tala en estas canteras.

Tanto la investigación dirigida a entender y predecir el comportamiento de los diferentes grupos funcionales dentro de las comunidades de plantas, como aquella destinada a determinar las zonas de influencia de las especies nodrizas y sus efectos en las plantas vecinas u objetivo en distintas condiciones edafo-climáticas, proporcionarán técnicas valiosas para mejorar el éxito de este tipo de proyectos de restauración.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Alvarez-Clare, S. & K. Kitajima.** 2009. Susceptibility of tree seedlings to biotic and abiotic hazards in the understory of a moist tropical forest in Panama. *Biotropica* 41:47–56.
- Allen, E.B.** 1988. The reconstruction of disturbed arid lands. Westview Press, Boulder, Colorado.
- Allen, M.F.** 1989. Mycorrhizae and rehabilitation of disturbed arid soils: processes and practises. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 3:229-241.
- Araya, T., M. Miyamoto, J. Wibowo, A. Suzuki, S. Kojima, Y.N. Tsuchiya, S. Sawa, H. Fukuda, N. von Wirén & H. Takahashi.** 2014. CLE-CLAVATA1 peptide-receptor signaling module regulates the expansion of plant root systems in a nitrogen-dependent manner. *Proc Natl Acad Sci USA* 111: 2029–2034.
- Armas, C. & F.I. Pugnaire.** 2005. Plant interactions govern population dynamics in a semi-arid plant community. *J Ecol* 93:978–89.
- Armenteras, D., J.M. Espelta, N. Rodríguez & J. Retana.** 2017. Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: Three decades of studies (1980–2010). *Global environmental change*, 46, 139-147.
- Aronson, J. & E. Le Floch.** 1996. Vital landscape attributes: Missing tools for restoration ecology. *Restor. Ecol.* 4: 377-387.
- Aronson, J., J. Kigel, A. Shimda & J. Klein.** 1992. Adaptive phenology of desert and Mediterranean populations of annual plants grown with and without water stress. *Oecologia* 89: 17-26.
- Aronson, J., C. Floret, E. Le Floch, C. Ovalle & R. Pontanier.** 1993a. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. I. A view from the south. *Restor. Ecol.* 1: 8-17.
- Aronson, J., C. Floret, E. Le Floch, C. Ovalle & R. Pontanier.** 1993b. 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.
- Aronson, J., E. Le Floch, H. Gondard & F. Romane.** 2002. Gestion environnementale en région méditerranéenne : références et indicateurs liés à la biodiversité végétale.
- Arturi, M.F. & J.F. Goya.** 2004. Estructura, dinámica y manejo de los talares del NE de Buenos Aires. En: Arturi MF, Frangi JL, Goya JF (Eds.) *Ecología y manejo de los bosques de Argentina*. Publicación multimedia, Editorial de la Universidad Nacional de La Plata.
- Arturi, M.F., J.F. Goya, C. Pérez, S.L. Burns, M. Azcona, M. Presutti, C. Graciano & M. Cavalcante.** 2015. Estrategias para la recuperación de áreas degradadas y alternativas de manejo forestal en los talares de Magdalena y Punta Indio. Informe Final del Proyecto Institucional de Investigación y Extensión de la FCAYF. Exp N° 200-241/09.
- Atencia ME.** 2013. INTI – CITEMA. Disponible en: http://www.inti.gob.ar/maderaymuebles/pdf/densidad_comun.pdf
- Azcona, M., M.F. Arturi, J.F. Goya, C. Pérez, S.L. Burns & M. Cavalcante.** 2012. Plantaciones de *Celtis* tala sobre áreas degradadas de los talares de Magdalena y Punta Indio XXV Reunión Argentina de Ecología, Luján.
- Azcona, M., C. Pérez & S.L. Burns.** 2018. Evaluación de técnicas de rehabilitación de áreas degradadas en los talares de Magdalena y Punta Indio. Trabajo final de grado, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, UNLP.

- Balisky, A.C., P. Salonijs, C. Walli & D. Brinkman.** 1995. Seedling roots and forest floor: Misplaced and neglected aspects of British Columbia's reforestation effort? *For. Chron.* 71, 59–65.
- Barrera-Cataño, J. & C. Valdés-López.** 2007. Herramientas para abordar la restauración ecológica de áreas disturbadas en Colombia. *Universitas Scientiarum*, 12(2), 11-24.
- BCMOF.** 2001. Effects of stock type on seedling performance in the northern interior of British Columbia: twenty-year results. *Silviculture Note 29*. British Columbia Ministry of Forests.
- Belsky, A.J.** 1992. Effects of grazing, competition, disturbance and fire on species composition and diversity in grassland communities. *J. Veg. Sci.* 3: 187-200.
- Bertness, M.D. & S.D. Hacker.** 1994. Physical stress and positive associations among marsh plants. *Am Nat* 144: 363-72.
- Bouma, T.J., K.L. Nielsen & B.A.S. Koutstaal.** 2000. Sample preparation and scanning protocol for computerised analysis of root length and diameter. *Plant and soil*, 218(1-2), 185-196.
- Bradshaw, A.D.** 1987. Restoration: an acid test for ecology. En: Jordan WR, Gilpin ME, Aber JE (Eds.) *Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press. Cambridge, Inglaterra. pp. 23-29.
- Bradshaw, A.D. & M.J. Chadwick.** 1980. *The restoration of land. The ecology and reclamation of derelict and degraded land*. Los Angeles, CA: Blackwell.
- Burdett, A.N., R. Coates, R. Eremko & P.A.F. Martin.** 1986. Toppling in British Columbia's lodge pole pine plantations: significance, cause and prevention. *For. Chron.* 62, 433–439.
- Castellanos-Castro, C. & M. Bonilla.** 2011. Grupos funcionales de plantas con potencial uso para la restauración en bordes de avance de un bosque altoandino. *Acta Biológica Colombiana*, 16(1), 153-174.
- Cairns Jr, J.** 1989. Restoring damaged ecosystems: is predisturbance condition a viable option? *Environmental Professional* 11:152- 159.
- Cairns Jr, J.** 1991. The status of the theoretical and applied science of restoration ecology. *Environmental Professional* 13:1-9.
- Callaway, R.M.** 1995. Positive interactions among plants. *Bot Rev* 61: 306–49.
- Callaway, R.M. & F.I. Pugnaire.** 1999. Facilitation in plant communities. In: Pugnaire FI and Valladares F (Eds). *Handbook of functional plant ecology*. New York, NY: Marcel Dekker.
- Callaway, R.M. & L.R. Walker.** 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* 78: 1958–65.
- Canadell, J. & P.H. Zedler.** 1995. Underground structures of woody plants in Mediterranean ecosystems of Australia, California and Chile. In: M. Fox, M. Kalin, & P.H. Zedler (Eds.), *Ecology and biography of Mediterranean ecosystems in Chile, California and Australia* (pp. 177–210). Berlin: Springer-Verlag.
- Cavieres, L.A., E.I. Badano, A. Sierra-Almeida, S. Gómez-González & M.A. Molina-Montenegro.** 2006. Positive interactions between alpine plant species and the nurse cushion plant *Laretia acaulis* do not increase with elevation in the Andes of central Chile. *New Phytologist*, 169(1), 59-69.
- Ciccarese, L., A. Mattsson & D. Pettenella.** 2012. Ecosystem services from forest restoration: thinking ahead. *New Forests* 43(5-6): 543-560.

- Chatterjee, A. & D. Clay.** 2016. Cover Crops Impacts on Nitrogen Scavenging, Nitrous Oxide Emissions, Nitrogen Fertilizer Replacement, Erosion, and Soil Health. *Soil Fertility Management in Agroecosystems*, 2016;1, pp. 76-89.
- Chave, J., H.C. Muller-Landau, T.R. Baker, T.A. Easdale, H. ter Steege & C.O. Webb.** 2006. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 neotropical tree species. *Ecological Applications*, 16, 2356–2367.
- Chave, J., D. Coomes, S. Jansen, S.L. Lewis, N.G. Swenson & A.E. Zanne.** 2009. Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters* 12:351–366.
- Chirino, E., A. Vilagrosa, E. Hernández, A. Matos & R. Vallejo.** 2008. Effects of a deep container on morpho-functional characteristics and root colonization in *Quercus suber* L. seedlings for reforestation in Mediterranean climate. *Forest Ecology and Management*, 256(4), 779–785. doi: 10.1016/j.foreco.2008.05.035.
- Cornelissen, J.H.C., S. Lavorel, E. Garnier, S. Díaz, N. Buchmann, D.E. Gurvich, P.B. Reich, H. ter Steege, H.D. Morgan, M.G.A. van der Heijden, J.G. Pausas & H. Poorter.** 2003. Handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51:335–380.
- Costa e Silva, J., G.W. Dutkowski & A.R. Gilmour.** 2001. Analysis of early tree height in forest genetic trials is enhanced by including a spatially correlated residual. *Canadian Journal of Forest Research*, 31(11), 1887-1893.
- Crouzeilles, R., M. Curran, M.S. Ferreira, D.B. Lindenmayer, C.E. Grelle & J.M.R. Benayas.** 2016. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nature communications* 7.
- Crunkilton, D.D., S.G. Pallardy & H.E. Garrett.** 1992. Water relations and gas exchange of northern red oak seedlings planted in a central Missouri clearcut and shelterwood. *Forest Ecology and Management*, 53(1-4), 117-129.
- Dalling, J.W. & J.S. Denslow.** 1998. Soil seed bank composition along a forest chronosequence in seasonally moist tropical forest, Panama. *J VegSci* 9:669–678.
- Davis, M.R., R.B. Allen & P.W. Clinton.** 2003. Carbon storage along a stand development sequence in a New Zealand *Nothofagus* forest. *Forest Ecology and Management*, 177(1-3), 313-321.
- Davis, A.S. & D.F. Jacobs.** 2005. Quantifying root system quality of nursery seedlings and relationship to outplanting performance. *New Forests*, 30(2-3), 295-311.
- De la Fuente, L.M., J.F. Ovalle, E.C. Arellano & R. Ginocchio.** 2018. Does woody species with contrasting root architecture require different container size in nursery?. *MADERA Y BOSQUES*, 24(2).
- DePuit, E.J., & E.F. Redente.** 1988. Manipulation of ecosystem dynamics on reconstructed semiarid lands. Pages 164-204 in E.B. Allen, editor. *The Reconstruction of disturbed arid lands*. Westview Press, Boulder, Colorado.
- Díaz, S., D. Briske & S. McIntyre.** 2002. Range management and plant functional types. In: Hodgkinson, K. & Grice, A.C. (eds.) *Global rangelands: progress and prospects*, pp. 81-100. CAB International, Wallingford, UK.
- Díaz, S., J.G. Hodgson, K. Thompson, M. Cabido, J.H. Cornelissen, A. Jalili, G. Montserrat-Martí, J.P. Grime, F. Zarrinkamar, Y. Asri, S.R. Band, S. Basconcelo, P. Castro-Díez, G. Funes, B. Hamzehee, M. Khoshnevi, N. Pérez-Harguindeguy, M.C. Pérez-Rontomé, F.A. Shirvany, F. Vendramini, S. Yazdani, R. Abbas-Azimi, A. Bogaard, S. Boustani, M. Charles, M. Dehghan, L. de Torres-Espuny, V. Falczuk, J. Guerrero-Campo, A. Hynd, G. Jones, E. Kowsary, F. Kazemi-Saeed, M. Maestro-Martínez, A. Romo-Díez, S. Shaw, B. Siavash, P. Villar-Salvador & M.R. Zak.** 2004.

The plant traits that drive ecosystems: evidence from three continents. *Journal of vegetation science*, 15(3), 295-304.

- Dixon, R.O. & C.T. Wheeler.** 1983. Biochemical, physiological and environmental aspects of symbiotic nitrogen fixation. In *Biological nitrogen fixation in forest ecosystems: foundations and applications* (pp. 107-171). Springer, Dordrecht.
- Domínguez-Lerena, S., N. Herrero Sierra, I. Carrasco-Manzano, L. Ocaña-Bueno, J.L. Peñuelas-Rubira & J.G. Mexal.** 2006. Container characteristics influence *Pinus pinea* seedling development in the nursery and field. *Forest Ecology and Management*, 221(1-3), 63-71. doi: 10.1016/j.foreco.2005.08.031
- Drew, M.C.** 1975. Comparison of the effects of a localised supply of phosphate, nitrate, ammonium and potassium on the growth of the seminal root system, and the shoot, in barley. *New Phytol* 75: 479-490.
- Dumroese, R.K. & T.D. Landis.** 2015. Growing container seedlings: three considerations. *Tree Planters Note*, 58(2), 58-62.
- Duryea, M.L.** 1984. Nursery cultural practices: impacts on seedling quality. In *Forestry Nursery Manual: Production of Bareroot Seedlings* (pp. 143-164). Springer, Dordrecht.
- Ehleringer, J. & T.E. Dawson.** 1992. Water-uptake by plants-perspectives from stable isotope composition. *Plant Cell and Environment*, 15(9), 1073- 1082. doi: 10.1111/j.1365-3040.1992.tb01657.x
- Enquist, B.J., G.B. West, E.L. Charnov & J.H. Brown.** 1999. Allometric scaling of production and life-history variation in vascular plants. *Nature*, 401, 907-911.
- Evans, J.R. & I. Terashima.** 1988. Photosynthetic characteristics of spinach leaves grown with different nitrogen treatments. *Plant Cell Physiol* 29: 157-165.
- Fitter, A.H.** 1985. Functional significance of root morphology and root system architecture. In: *Ecological Interactions in Soil* (Ed. by A. H. Fitter, D. Atkinson, D. J. Read & M. B. Usher), pp 87-106. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Fitter, A.H., M.L. Harvey & R. Nichols.** 1988. Root system architecture in relation to life history and nutrient supply. *Functional Ecology* 2, 345-352.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).** 2015. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2015. ¿Cómo están cambiando los bosques del mundo? Segunda Edición. FAO, Roma.
- García Cortés, M., C. Pérez, M. Presutti & M. Arturi.** 2009. Cambios en la superficie boscosa y biomasa forrajera en los talares 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.
- Giehl, R.F.H. & N. von Wirén.** 2014. Root nutrient foraging. *Plant Physiol* 166: 509-517.
- Giehl, R.F.H., B.D. Gruber & N. von Wirén.** 2014. It's time to make changes: Modulation of root system architecture by nutrient signals. *J Exp Bot* 65: 769-778
- Gómez-Aparicio, L., R. Zamora, J.M. Gómez, J.A. Hódar, J. Castro & E. Baraza.** 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications*, 14(4), 1128-1138.
- Grime, J.P. & R. Hunt.** 1975. The range and adaptive significance of relative growth rate in a local flora. *Journal of Ecology* 65, 393-422.
- Grime, J.P., K. Thompson, R. Hunt, J.G. Hodgson, J.H.C. Cornelissen, I.H. Rorison, T.W. Ashenden, A.P. Askew, S.R. Band, R.E. Booth, C.C. Bossard, B.D. Campbell, J.E.L. Cooper, A.W. Davison, P.L. Gupta, W. Hall, D.W. Hand, M.A. Hannah, S.H. Hillier,**

- D.J. Hodkinson, A. Jalili, Z. Liu, J.M.L. Mackey, N. Matthews, M.A. Mowforth, A.M. Neal, R.J. Reader, K. Reiling, W. Ross-Fraser, R.E. Spencer, F. Sutton, D.E. Tasker, P.C. Thorpe & J. Whitehouse. 1997. Integrated screening validates primary axes of specialisation in plants. *Oikos*, 259-281.
- Grotkopp, E. & M. Rejmánek. 2007. High seedling relative growth rate and specific leaf area are traits of invasive species: phylogenetically independent contrasts of woody angiosperms. *American Journal of Botany*, 94(4), 526-532.
- Grubb, P.J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Review* 52:107–145.
- Gruber, B.D., R.F. Giehl, S. Friedel & N. von Wirén. 2013. Plasticity of the Arabidopsis root system under nutrient deficiencies. *Plant physiology*, 163(1), 161-179.
- Hetrick, B.D., J.F. Leslie, G.T. Wilson & D.G. Kitt. 1988. Physical and topological assessment of effects of a vesicular–arbuscular mycorrhizal fungus on root architecture of big bluestem. *New Phytologist*, 110(1), 85-96.
- Hobbs, R.J. & D.A. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4(2): 93-110.
- Hodgson, J.G., P.J. Wilson, R. Hunt, J.P. Grime & K. Thompson. 1999. Allocating C-S-R plant functional types: a soft approach to a hard problem. *Oikos* 85:282–294.
- Hoffmann, J.H. & V.C. Moran. 1998. The population dynamics of an introduced tree, *Sesbania punicea*, in South Africa, in response to long-term damage caused by different combinations of three species of biological control agents. *Oecologia*, 114(3), 343-348.
- Holmgren, M., M. Scheffer & M.A. Huston. 1997. The interplay of facilitation and competition in plant communities. *Ecology* 78: 1966–75.
- Huante, P., E. Rincon & I. Acosta. 1995. Nutrient availability and growth rate of 34 woody species from a tropical deciduous forest in Mexico. *Funct Ecol* 9:849–858.
- Hurtado, M. & J.A. Ferrer. 1988. Guía de Campo de las Segundas Jornadas de Suelos de la Región Pampeana. La Plata, Argentina.
- Kattge, J., S. Díaz, S. Lavorel, I.C. Prentice, P. Leadley, G. Bönisch, E. Garnier, M. Westoby, P.B. Reich, I.J. Wright, J.H.C. Cornelissen, C. Violle, S.P. Harrison, P.M.v. Bodegom, M. Reichstein, B.J. Enquist, N.A. Soudzilovskaia, D.D. Ackerly, M. Anand, O. Atkin, M. Bahn, T.R. Baker, D. Baldocchi, R. Bekker, C. Blanco, B. Blonder, W.J. Bond, R. Bradstock, D.E. Bunker, F. Casanoves, J. Cavender-Bares, J.Q. Chambers, F.S. Chapin, J. Chave, D. Coomes, W.K. Cornwell, J.M. Craine, B.H. Dobrin, L. Duarte, W. Durka, J. Elser, G. Esser, M. Estiarte, W.F. Fagan, J. Fang, F. Fernandez-Méndez, A. Fidelis, B. Finegan, O. Flores, H. Ford, D. Frank, G.T. Freschet, N.M. Fyllas, R.V. Gallagher, W.A. Green, A.G. Gutierrez, T. Hickler, S. Higgins, J.G. Hodgson, A. Jalili, S. Jansen, C. Joly, A.J. Kerkhoff, D. Kirkup, K. Kitajima, M. Kleyer, S. Klotz, J.M.H. Knops, K. Kramer, I. Kühn, H. Kurokawa, D. Laughlin, T.D. Lee, M. Leishman, F. Lens, T. Lenz, S.L. Lewis, J. Lloyd, J. Llusià, F. Louault, S. Ma, M.D. Mahecha, P. Manning, T. Massad, B. Medlyn, J. Messier, A.T. Moles, S.C. Müller, K. Nadrowski, S. Naeem, Ü. Niinemets, S. Nöllert, A. Nüske, R. Ogaya, J. Oleksyn, V.G. Onipchenko, Y. Onoda, J. Ordoñez, G. Overbeck, W.A. Ozinga, S. Patiño, S. Paula, J.G. Pausas, J. Peñuelas, O.L. Phillips, V. Pillar, H. Poorter, L. Poorter, P. Poschlod, A. Prinzing, R. Proulx, A. Rammig, S. Reinsch, B. Reu, L. Sack, B. Salgado—Negret, J. Sardans, S. Shiodera, B. Shipley, A. Siefert, E. Sosinski, J.—F. Soussana, E. Swaine, N. Swenson, K. Thompson, P. Thornton, M. Waldram, E. Weiher, M. White, S. White, S.J. Wright, B. Yguel, S. Zaehle, A.E. Zanne & C. Wirth. 2011. TRY – a global database of plant traits. *Global Change Biology*, 17:2905–2935.

- King, D.A.** 1986. Tree form, height growth, and susceptibility to wind damage in *Acer saccharum*. *Ecology*, 67, 980–990.
- King, D.A., S.J. Davies, M.N.N. Supardi & S. Tan.** 2005. Tree growth is related to light interception and wood density in two mixed dipterocarp forests of Malaysia. *Functional Ecology*, 19, 445–453.
- King, D.A., S.J. Davies, S. Tan & M.N.N Supardi.** 2006. The role of wood density and stem support costs in the growth and mortality of tropical trees. *Journal of Ecology*, 94, 670–680.
- Kitajima, K.** 1994. Relative importance of photosynthetic and allocation traits as correlates of seedling shade tolerance of 15 tropical tree species. *Oecologia* 98:419–428.
- Lambers, H., N. Freijssen, H. Poorter, T. Hirose & A. van der Werf.** 1989. Analyses of growth based on net assimilation rate and nitrogen productivity. In: *Causes and Consequences of Variation in Growth rate and Productivity of Higher Plants* (Ed. Lambers H, Cambridge ML, Konings H, Pons TL), pp. 1-17. SPB Academic Publishing, The Hague.
- Lavorel, S. & É. Garnier.** 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional ecology*, 16(5), 545-556.
- Lavorel, S., S. Díaz, J.H.C. Cornelissen, E. Garnier, S.P. Harrison, S. McIntyre, J.G. Pausas , N. Pérez-Harguindeguy, C. Roumet & C. Urcelay.** 2007. Plant functional types: are we getting any closer to the Holy Grail?. In *Terrestrial ecosystems in a changing world* (pp. 149-164). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Lawton, R.O.** 1984. Ecological constraints on wood density in a tropical montane rain forest. *American Journal of Botany*, 71, 261–267.
- Leishman, M.R., I.J. Wright, A.T. Moles & M. Westoby.** 2000. The evolutionary ecology of seed size. In: Fenner M (ed) *Seeds*, 2nd edn. CABI, Wallingford, pp 31–57.
- Liancourt, P., R.M. Callaway & R. Michalet.** 2005. Stress tolerance and competitive-response ability determine the outcome of biotic interactions. *Ecology* 86: 1611–18.
- Lindström, A.** 1998. Root deformation and its implications for containerized seedling establishment and future quality development [In Swedish with English summary.] In *Root Development and Stability*. Conf. held at Garpenberg, Swed., 30 Sept.–1 Oct. 1997. Ed. C Almqvist. pp 51–60. The For. Res. Inst. of Swed. Rep. No. 7.
- Linkohr, B.I., L.C. Williamson, A.H. Fitter & H.M.O. Leyser.** 2002. Nitrate and phosphate availability and distribution have different effects on root system architecture of *Arabidopsis*. *Plant J* 29: 751–760.
- López-Bucio, J., A. Cruz-Ramirez & L. Herrera-Estrella.** 2003. The role of nutrient availability in regulating root architecture. *Current opinion in plant biology*, 6(3), 280-287.
- Luis, V.C., J. Puértolas, J. Climent, J. Peters, A.M. González-Rodríguez, D. Morales & M.S. Jiménez.** 2009. Nursery fertilization enhances survival and physiological status in Canary Island pine (*Pinus canariensis*) seedlings planted in a semiarid environment. *European Journal of Forest Research*, 128(3), 221–229. doi: 10.1007/s10342-009-0257-7.
- Lynch, J.P.** 2013. Steep, cheap and deep: An ideotype to optimize water and N acquisition by maize root systems. *Ann Bot* 112: 347–357
- Mariotti, B., A. Maltoni, P.M. Chiarabaglio, A. Giorcelli, D.F. Jacobs, R. Tognetti & A. Tani.** 2015. Can the use of large, alternative nursery containers aid in field establishment of *Juglans regia* and *Quercus robur* seedlings? *New Forests*, 46(5-6), 773–794. doi: 10.1007/s11056-015-9505-5.

- McGill, B.J., B.J. Enquist, E. Weiher & M. Westoby.** 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in ecology & evolution*, 21(4), 178-185.
- McIntyre, S., S. Lavorel, J. Landsberg & T.D.A. Forbes.** 1999. Disturbance response in vegetation towards a global perspective on functional traits. *J. Veg. Sci.* 10: 621-630.
- Meli, P., F.F. Herrera, F. Melo, S. Pinto, N. Aguirre, K. Musálem, C. Minaverri, W. Ramírez & P.H. Brancalion.** 2017. Four approaches to guide ecological restoration in Latin America. *Restoration Ecology*, 25(2), 156-163.
- Miller, C. & D.L. Urban.** 1999. A model of surface fire, climate and forest pattern in the Sierra Nevada, California. *Ecological Modelling*, 114(2-3), 113-135.
- Mitchell, R.J., R.H. Marrs, M.G. Le Duc & M.H.D. Auld.** 1999. A study of the restoration of heathland on successional sites in Dorset, Southern England: changes in vegetation and soil chemical properties. *J. Appl. Ecol.* 36: 770-783.
- Mitchell, R.J., M.H.D. Auld, M.G. Le Duc & R.H. Marrs.** 2000. Ecosystem stability and resilience: a review of their relevance for the conservation management of lowland heaths. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 3: 142-160.
- Muller-Landau, H.C.** 2004. Interspecific and inter-site variation in wood specific gravity of tropical trees. *Biotropica* 36: 20–32.
- Muller-Landau, H.C.** 2010. The tolerance–fecundity tradeoff and the maintenance of diversity in seed size. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, in press.
- Muñoz J., P. Ross & P. Cracco.** 1993. Flora indígena del Uruguay: árboles y arbustos ornamentales. Hemisferio Sur.
- Murcia, C., M. Guariguata.** 2014. La restauración ecológica en Colombia: tendencias, necesidades y oportunidades. Occasional Paper. Bogor, Indonesia: Centro para la investigación Forestal Internacional (Cifor). 107 p.
- Negreros-Castillo, P., M. Apodaca-Martinez & C.W. Mize.** 2010. Efecto de sustrato y densidad en la calidad de plántulas de cedro, caoba y roble. *Madera y Bosques*, 16 (2), 7-18. doi: 10.21829/myb.2010.1621169.
- Niering, W.A., R.H. Whittaker & C.H. Lowe.** 1963. The saguaro: a population in relation to environment. *Science* 142: 15–23.
- Nimmo, M. & J. Weatherell.** 1961. Experiences with leguminous nurses in forestry. *Rep Forest Research* 1961: 126–47.
- Ostertag, R., L. Warman, S. Cordell & P.M. Vitousek.** 2015. Using plant functional traits to restore Hawaiian rainforest. *Journal of Applied Ecology* 52:805-809.
- Osunkoya, O.O., J. Ash, M.S. Hopkins & A.W. Graham.** 1994. Influence of seed size and seedling ecological attributes on shade tolerance of rain forest tree species in Northern Queensland. *J Ecol* 82:149–163.
- Osunkoya, O.O., T.K. Sheng, N.A. Mahmud & N. Damit.** 2007. Variation in wood density, wood water content, stem growth and mortality among twenty-seven tree species in a tropical rainforest on Borneo Island. *Austral Ecology*, 32, 191–201.
- Ovalle, J.F., E.C. Arellano, R. Ginocchio.** 2015. Trade-offs between drought survival and rooting strategy of two South American Mediterranean tree species: Implications for dryland forests restoration. *Forests*, 6(10), 3733–3747. doi: 10.3390/f6103733
- Ovalle, J.F., R. Ginocchio, E.C. Arellano & P. Valenzuela.** 2017. Root adaptive management to improve plant quality and field performance under drought: Experiences with native tree species from South American Mediterranean-type ecosystem. *Plant Sociology*, 54 (1), 19-27. doi: 10.7338/pls2017541S1/03

- Padilla, F.M. & F.I. Pugnaire.** 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(4), 196-202.
- Padilla, F.M. & F.I. Pugnaire.** 2007. Rooting depth and soil moisture control Mediterranean woody seedling survival during drought. *Functional Ecology*, 21(3), 489–495. doi: 10.1111/j.1365-2435.2007.01267.x.
- Parrotta, J.A.** 1995. Influence of overstory composition on understory colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. *Journal of Vegetation Science* 6: 627–636.
- Plaza Behr, M.C.** 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.
- Plaza Behr, M.C., C.A. Pérez, J.F. Goya, M. Azcona & M.F. Arturi.** 2016. Plantación de *Celtis ehrenbergiana* como técnica de recuperación de bosques invadidos por *Ligustrum lucidum* en los talares del NE de Buenos Aires. *Ecología austral*, 26(2), 171-177.
- Plaza Behr, M.C., C.A. Pérez, H.C. Schrohn, M. Medina, J.F. Goya & M.F. Arturi.** 2018. Plantación de especies nativas para la rehabilitación de canteras de conchilla de Buenos Aires. Libro de Resúmenes XXVIII Reunión Argentina de Ecología, Octubre de 2018, Mar del Plata, Buenos Aires.
- Pérez, C., M. Arturi, J. Goya, M. Plaza Behr, V. Fernández, M. Sandoval, M. Medina, C. Graciano, A. Montenegro, A. Aguilar, F. Papisodaro & M. Gauna.** 2017. Plantación de especies nativas para la recuperación de áreas degradadas en bosque de tala del NE de la provincia de Buenos Aires. Informe Final del Proyecto Institucional de Investigación FCAyF-Promforz. Exp.200-1435/15.
- Poorter, L. & S.A. Rose.** 2005. Light-dependent changes in the relationship between seed mass and seedling traits: a meta-analysis for rain forest tree species. *Oecologia*, 142(3), 378-387.
- Poorter, L., S.J. Wright, H. Paz, D.D. Ackerly, R. Condit, G. Ibarra-Manriquez, K.E. Harms, J.C. Licona, M. Martinez-Ramos, S.J. Mazer, H.C. Muller-Landau, M. Pena-Claros, C.O. Webb & I.J. Wright.** 2008. Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five neotropical forests. *Ecology*, 89, 1908–1920.
- Poorter, H., J. Böhler, D. van Dusschoten, J. Climent & J. Postm.** 2012. Pot size matters: A meta-analysis of the effects of rooting volume on plant growth. *Functional Plant Biology*, 39(11), 839–850. doi: 10.1071/FP12049
- Prieto Ruiz, J.A.** 2004. Factores que influyen en la producción de planta de *Pinus* spp. en vivero y en su establecimiento en campo (Doctoral dissertation, Universidad Autónoma de Nuevo León).
- Putz, F.E., P.D. Coley, K. Montalvo & A. Aiello.** 1983. Uprooting and snapping of trees – structural determinants and ecological consequences. *Canadian Journal of Forest Research*, 13, 1011–1020.
- R Development Core Team.** 2014. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.Rproject.org>.
- Reich, P.B., I. Wright, J. Cavender-Bares, J. Craine, J. Oleksyn, M. Westoby & M.B. Walters.** 2003. The evolution of plant functional variation: traits, spectra, and strategies. *International Journal of Plant Sciences* 164:S143–S164.
- Rodriguez, H.G., R. Maiti, A. Kumari & N.C. Sarkar.** 2016. Variability in wood density and wood fibre characterization of woody species and their possible utility in northeastern Mexico. *American Journal of Plant Sciences*, 7(07), 1139.

- Rose, R., W.C. Carlson & P. Morgan.** 1990. The target seedling concept. Pp 1-8. En: Rose R, Campbell SJ, Landis TD (eds.). Target Seedling Symposium: Proceedings, Combined Meeting of the Western Forest Nursery Associations. General Technical Report. RM-200. Ft. Collins, CO. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.
- Rose, S.A.** 2000. Seeds, seedlings and gaps: size matters. A study in the tropical rain forest of Guyana.
- Rose, S.A. & L. Poorter.** 2003. The importance of seed mass for early regeneration in tropical forests: a review. In: ter Steege H (ed) Long term changes in tropical tree diversity: studies from the Guyana Shield, Africa, Borneo and Melanesia, Tropenbos series 22. Tropenbos International, Wageningen, pp 19–35.
- Robinson, D.** 1994. The responses of plants to non-uniform supplies of nutrients. *New Phytol* 127: 635–674.
- Sánchez, R.O., J.A. Ferrer, O.A. Duymovich & M.A. Hurtado.** 1976. Estudio pedológico integral de los Partidos de Magdalena y Brandsen (Provincia de Buenos Aires). Anales del LEMIT Serie II N° 310, Ministerio de Obras Públicas de la Provincia de Buenos Aires.
- Sánchez-Velásquez, L.R., S. Quintero-Gradilla, F. Aragón-Cruz & M.A.R. Pineda-López.** 2004. Nurses for *Brosimum alicastrum* reintroduction in secondary tropical dry forest. *Forest Ecol Manag* 198: 401–04.
- Schellenbaum, L., G. Berta, F. Ravolanirina, B. Tisserant, S. Gianinazzi & A.H. Fitter.** 1991. Influence of endomycorrhizal infection on root morphology in a micropropagated woody plant species (*Vitis vinifera* L.). *Annals of Botany*, 68(2), 135-141.
- Servicio Meteorológico Nacional.** 2019. Mediciones meteorológicas de la Estación Meteorológica Punta Indio de los años 2016, 2017 y 2018. Directora A. Celeste Saulo.
- Simberloff, D.** 1990. Reconstituting the ambiguous-can islands be restored? Pages 37-51 in D. Towns, C. H. Dougherty, and I. A. E. Atkinson, editors. Ecological restoration of New Zealand islands. New Zealand Department of Conservation, Wellington, New Zealand.
- Small, E.** 1973. Xeromorphy in plants as a possible basis for migration between arid and nutritionally-deficient environments. *Bot. Notiser* 126: 33-38.
- Smith, C.C. & S.D. Fretwell.** 1974. The optimal balance between size and number offspring. *Am Nat* 108:499–506.
- Smith, D.W. & P.R. Tunney.** 1982. Specific density and caloric value of the trunk wood of white birch, black cherry, and sugar maple and their relation to forest succession. *Canadian Journal of Forest Research*, 12, 186–190.
- Society for Ecological Restoration (SER).** 2004. The SER primer on ecological restoration. Society for Ecological Restoration, Science and Policy Working Group. www.ser.org
- Soriano, D., A. Orozco-Segovia, J. Márquez-Guzmán, K. Kitajima, A. Gamboa-de Buen & P. Huante.** 2011. Seed reserve composition in 19 tree species of a tropical deciduous forest in Mexico and its relationship to seed germination and seedling growth. *Annals of Botany*, 107(6), 939-951.
- Stanturf, J.A., B.J. Palik & R.K. Dumroese.** 2014. Contemporary forest restoration: a review emphasizing function. *Forest Ecology and Management* 331: 292-323.
- Thorntwaite, C.W.** 1948. An approach toward a rational classification of climate (Vol. 66, No. 1, p. 77). LWW.
- Torres Robles, S.S. & M.F. Arturi.** 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.

- Trubat, R., J. Cortina & A. Vilagrosa.** 2010. Nursery fertilization affects seedling traits but not field performance in *Quercus suber* L. *Journal of Arid Environments*, 74(4), 491–497. doi: 10.1016/j.jaridenv.2009.10.007
- Tsakalidimi, M., T. Zagas, T. Tsitsoni & P. Ganatsas.** 2005. Root morphology, stem growth and field performance of seedlings of two Mediterranean evergreen oak species raised in different container types. *Plant and Soil*, 278(1-2), 85–93. doi:10.1007/s11104-005-2580-1
- Vendramini, F., S. Díaz, D.E. Gurvich, P.J. Wilson, K. Thompson & J.G. Hodgson.** 2002. Leaf traits as indicators of resource-use strategy in floras with succulent species. *New Phytologist*, 154(1), 147-157.
- Villar, R., J. Ruiz-Robledo, J.L. Quero, H. Poorter, F. Valladares & T. Marañón.** 2004. Tasas de crecimiento en especies leñosas: aspectos funcionales e implicaciones ecológicas. En: Valladares F. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Pp. 191-227. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid.
- Violle, C., M.L. Navas, D. Vile, E. Kazakou, C. Fortunel, I. Hummel & E. Garnier.** 2007. Let the concept of trait be functional. *Oikos*, 116(5), 882-892.
- Weiher, E., A. van der Werf, K. Thompson, M. Roderick, E. Garnier & O. Eriksson.** 1999. Challenging Theophrastus: a common core list of plant traits for functional ecology. *Journal of Vegetation Science* 10:609–620.
- West, A.G., T.E. Dawson, E.C. February, G.F. Midgley, W.J. Bond & T.L. Aston.** 2012. Diverse functional responses to drought in a Mediterranean-type shrubland in South Africa. *New Phytologist*, 195(2), 396–407. doi: 10.1111/j.1469-8137.2012.04170.x
- Western, R.A.** 1988. Adaptation of Plants to a Desert Environment. *Boletín* 36. Emirates Natural History Group. Disponible en: http://www.enhg.org/bulletin/b36/36_17.htm
- Westoby, M.** 1998. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant Soil* 199: 213-227.
- Westoby, M. & I.J. Wright.** 2006. Land-plant ecology on the basis of functional traits. *Trends in Ecology and Evolution* 21:261–268.
- Westoby, M., D.S. Falster, A.T. Moles, P.A. Vesk & I.J. Wright.** 2002. Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33:125–159.
- White, P.J., T.S. George, L.X. Dupuy, A.J. Karley, T.A. Valentine, L. Wiesel & J. Wishart.** 2013. Root traits for infertile soils. *Front Plant Sci* 4: 193.
- Wortley, L., J.M. Hero & M. Howes.** 2013. Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration Ecology*, 21(5), 537-543.
- Wright, I.J., D.D. Ackerly, F. Bongers, K.E. Harms, G. Ibarra-Manriquez, M. Martinez-Ramos, S.J. Mazer, H.C. Muller-Landau, H. Paz, L. Poorter, M.R. Silman, C.F. Vriesendorp, C.O. Webb, M. Westoby & S.J. Wright.** 2007. Relationships among ecologically important dimensions of plant trait variation in seven Neotropical forests. *Annals of Botany*, 99(5), 1003-1015.
- Wright, S.J., K. Kitajima, N.J. Kraft, P.B. Reich, I.J. Wright, D.E. Bunker, R. Condit, J.W. Dalling, S.J. Davies, S. Díaz, B.M.J. Engelbrecht, K.E. Harms, S.P. Hubbell, C.O. Marks, M.C. Ruiz-Jaen, C.M. Salvador & A.E. Zanne.** 2010. Functional traits and the growth–mortality trade-off in tropical trees. *Ecology*, 91(12), 3664-3674.

Zanne, A.E., G. Lopez-Gonzalez, D.A. Coomes, J. Ilic, S. Jansen, S.L. Lewis, R.B. Miller, N.G. Swenson, M.C. Wiemann & J. Chave. 2009. Global wood density database. Dryad. Identifier: <http://hdl.handle.net/10255/dryad.235>.