

# EVALUACIÓN PRELIMINAR DE ESPECIES NATIVAS PARA LA REFORESTACIÓN DE BOSQUES DE TALA DEGRADADOS POR ACTIVIDAD MINERA.

PRELIMINARY EVALUATION OF NATIVE SPECIES FOR REFORESTATION OF TALA FORESTS DEGRADED BY MINING ACTIVITY.

Fecha de recepción: 02/07/2021 // Fecha de aceptación: 20/12/2021

## RESUMEN

Los bosques transformados por la actividad minera representan un desafío para la restauración ecológica. *Celtis tala* es una de las especies dominantes en bosques nativos del este de la provincia de Buenos Aires. Las iniciativas llevadas a cabo hasta el momento para reforestar canteras abandonadas con esta especie tuvieron poco éxito, por lo que resulta necesario evaluar la respuesta de otras especies nativas. El enfoque funcional resulta valioso para la selección de especies, ya que permite entender y predecir su desempeño ecológico. Los objetivos del estudio fueron evaluar la supervivencia y el crecimiento de cinco especies nativas (*Scutia buxifolia*, *Schinus longifolia*, *Parkinsonia aculeata*, *Vachellia caven* y *Sesbania punicea*), trasplantadas en canteras de conchilla abandonadas y relacionarlas con los atributos funcionales altura máxima (altura alcanzada a la madurez, m) y densidad de la madera ( $\text{g/cm}^3$ ). Luego de dos años, los individuos trasplantados presentaron una supervivencia promedio de 61%. La supervivencia y el crecimiento se correlacionaron negativamente con la altura máxima. *S. punicea*, que tiene baja altura máxima y baja densidad de madera, presentó mayor crecimiento que las otras especies plantadas. Se discute la

## SUMMARY

Forests transformed by mining activities represent a challenge for ecological restoration. *Celtis tala* is one of the dominant species in native forests of eastern Buenos Aires province. Initiatives to reforest abandoned quarries with this species had little success, so it is necessary to evaluate the response of other native species. The functional approach is valuable for species selection, as it allows understanding and predicting their ecological performance. The objectives of the study were to evaluate the survival and growth of five native species (*Scutia buxifolia*, *Schinus longifolia*, *Parkinsonia aculeata*, *Vachellia caven*, and *Sesbania punicea*), transplanted in abandoned shell quarries, and to relate them to height (height at maturity, m) and wood density ( $\text{g/cm}^3$ ) functional attributes. After two years, the transplanted individuals showed an average survival rate of 61%. The maximum height of the species was negatively correlated with survival and growth. *Sesbania punicea*, which have low maximum height and low wood density, presented higher growth than the others planted species. The possibility of using *S. punicea* as a nurse species and the need to continue monitoring the growth of the rest of the species are discussed.

### Hernán Schrohn

Ingeniero Forestal. Autor de correspondencia:  
hernan.schrohn@gmail.com

### Micaela Medina

Dra. en Ciencias Naturales.  
micaelamedina@fcnym.unlp.edu.ar

### Maia Plaza Behr

Ingeniera Forestal. Becaria Doctoral CONICET.  
mplazabehr@gmail.com

### Marcelo Arturi

Dr. en Ciencias Naturales.  
marceloarturif@gmail.com

### Juan Goya

Ingeniero Forestal.  
jgoya@agro.unlp.edu.ar

### Carolina Perez

Dra. en Ciencias Naturales.  
perezcarolina@fcnym.unlp.edu.ar

Laboratorio de Investigación de Sistemas Ecológicos y Ambientales, LISEA, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales y Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata. Diag. 113 N° 469, La Plata, Buenos Aires.

posibilidad de utilizar *S. punicea* como especie nodriza y la necesidad de continuar con el monitoreo del crecimiento del resto de las especies.

**Palabras clave:** canteras de conchilla, restauración ecológica, supervivencia, crecimiento

**Key words:** Shell quarries, ecological restoration, survival, growth.

## INTRODUCCIÓN

La restauración ecológica es el proceso de contribuir al restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido (SER 2004). Una de las principales herramientas para lograr la restauración de bosques degradados es la reforestación con especies nativas (PARROTTA 1995). El éxito de la restauración ecológica requiere de un profundo conocimiento de las especies intervinientes en este proceso (BRADSHAW 1987). Sin embargo, la selección de especies con fines de restauración muchas veces es difícil debido a falta de información sobre sus requerimientos para el establecimiento e interacciones con otras especies (OSTERTAG *et al.* 2015). El enfoque funcional contribuye a este propósito (MARTÍNEZ-GARZA *et al.* 2013), ya que cuantifica diferentes atributos funcionales de las especies que se emplean como indicadores del funcionamiento del ecosistema y de su respuesta a los cambios generados por perturbaciones. (BARRERA-CASTAÑO y VALDÉS-LÓPEZ 2007; CASTELLANOS-CASTRO y BONILLA 2011). La altura máxima, valor aproximado de la estatura de la planta a la madurez (LÓPEZ *et al.* 1987) y la densidad de madera, biomasa por unidad de volumen de madera, son atributos funcionales de importancia relacionados con la capacidad intrínseca de crecimiento de las especies (FALSTER y WESTOBY 2005; MOLES *et al.* 2009; WRIGHT *et al.* 2010; RÜGER *et al.* 2012). Especies con menor altura máxima y menor densidad de la madera tienden a tener tasas de crecimiento mayor, atributos relacionados con la adaptación a una mayor disponibilidad de luz y su capacidad de crecimiento rápido en ambientes recientemente disturbados (WESTOBY 1998; KUNSTLER *et al.* 2016; RÜGER *et al.* 2018).

Los talares, fisonomía boscosa dominada por *Celtis tala* Gillies ex Planch. (tala) y *Scutia buxifolia* Reiss. (coronillo), constituyen la principal comunidad boscosa presente en la provincia de Buenos Aires y se desarrollan sobre cordones de conchilla, de relieve positivo (ARTURI y GOYA 2004). Desde principios de siglo, los talares han sufrido un proceso de degradación importante debido a la expansión de las fronteras urbana y agropecuaria y la utilización de madera como leña (ARTURI y GOYA 2004). Además, la extracción de la conchilla del subsuelo es

una de las actividades económicas de la zona que contribuye a la pérdida de cobertura boscosa sin que se observe la recuperación espontánea del bosque (GARCÍA CORTÉS *et al.* 2009; PLAZA BEHR *et al.* 2021). Desde el año 2010 se han realizado varios ensayos con *C. tala* en áreas de cordones desmontados y canteras con el objetivo de lograr la restauración de estos bosques, sin embargo, los resultados obtenidos con esta especie han sido poco alentadores (PLAZA BEHR *et al.* 2016; 2021; AZCONA 2018).

Por este motivo se hace necesario analizar el desempeño de otras especies nativas, propias del talar o de la zona ribereña cercana, que puedan contribuir al proceso de recuperación de la cobertura de leñosas en canteras de conchilla. Para ello, evaluamos el crecimiento y la supervivencia de seis especies nativas plantadas con objetivos de reforestación en una cantera de conchilla con cese de la actividad, y analizamos la relación de esas dos variables con atributos funcionales con el fin de entender el desempeño de las especies seleccionadas en las condiciones adversas que tienen esos sitios.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en una cantera de conchilla de aproximadamente 4 ha en la localidad Cerro de la Gloria, partido de Castelli (35°56'35,77"S - 57°26'48,25"O), ubicada en el sector Este de la distribución de los talares en la Provincia de Buenos Aires (TORRES ROBLES y ARTURI 2009). Los suelos de los cordones sobre los que se desarrollan los talares son clasificados como Rendoles, presentan fragmentos gruesos de conchillas que le otorgan buen drenaje y aireación y presentan un horizonte superficial rico en materiales limosos y materia orgánica (HURTADO y FERRER 1988). Después de la extracción minera, el relieve positivo, característico de estos cordones queda transformado en un relieve deprimido con una mezcla heterogénea de materiales (cantera). El material superficial del suelo, con mayor contenido de limo y materia orgánica, que le otorga características adecuadas para el crecimiento de las plantas, ocupa porciones muy reducidas del paisaje. Además, el área queda expuesta a elevada irradiación solar y a los vientos predominantes (PLAZA BEHR *et al.* 2021).

Las actividades de extracción de conchilla en la cantera aquí estudiada finalizaron en el año 2011. Inmediatamente después del cese de la actividad

minera se esparció material proveniente del horizonte superficial remanente del cordón intervenido en una porción elevada del relieve (0,5 ha). Estas zonas más elevadas del relieve presentan mayor contenido de limo y materia orgánica, lo cual, les otorgan mayor capacidad de retención de agua, a diferencia de otras zonas más bajas, con mayor presencia de conchilla, donde de manera alternada se observan períodos de anegamiento y sequía.

### Reforestación con especies nativas en la cantera

Las especies se plantaron formando grupos en las zonas que *a priori*, presentaban mejores condiciones para su desarrollo. En las zonas más elevadas del relieve se plantaron especies propias del talar, *Scutia buxifolia* Reissek (coronillo, Rhamnaceae) y *Schinus longifolia* (Lindl.) Speg. var *longifolia* (molle, Anacardiaceae) (ARTURI y GOYA 2004). En las zonas más bajas del relieve se plantaron *Parkinsonia aculeata* L. (cina-cina, Fabaceae, Caesalpinioideae), *Vachellia caven* (Molina) Seigler y Ebinger (espinillo, Fabaceae, Mimosoideae) y *Sesbania punicea* (Cav.) Benth (sesbania, Fabaceae, Papilionoideae). Si bien estas especies no son propias del talar, están presentes en ambientes locales, sobre suelos mal drenados y donde evidencian rápido crecimiento, por lo que podrían contribuir a la revegetación temprana de leñosas de estos sitios.

La plantación se llevó a cabo durante 2016. En las zonas más elevadas del relieve, en la primavera, se plantaron 72 molles y 9 coronillos, formando 9 grupos de 8 molles y 1 coronillo. En las zonas bajas del relieve, en el otoño, se plantaron 20 cina-cinas, 15 espinillos y 28 sesbanias. Las plantas tenían aproximadamente 2 años al momento de ser trasplantadas a campo y se plantaron con un espaciamiento de 3 m entre sí dentro de cada grupo. Las plantas fueron producidas en la Unidad de Vivero Forestal de la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata. El número de individuos plantados de cada especie estuvo sujeta a la disponibilidad existente en el Vivero Forestal.

### Monitoreo de la supervivencia y el crecimiento y obtención de atributos funcionales

Para cada individuo se determinó su condición de vivo/muerto en seis mediciones (27/05/2016, 21/12/2016, 22/02/2017, 24/11/2017, 17/04/2018, 14/12/2018). La condición vivo/muerto se determinó visualmente por la presencia o no de hojas y brotes. En los individuos vivos se midió el diámetro a la altura del cuello (DAC) y la altura. El instrumental utilizado para la medición del DAC fue un calibre Vernier con precisión de 0,1 cm y para la altura se utilizaron cintas métricas.

La altura máxima se obtuvo de la base de datos de atributos funcionales “Try plant trait database” (KATTGE *et al.* 2011) y DE MUÑOZ *et al.* (1993); la densidad de la madera se obtuvo de ZANNE *et al.* (2009), ATENCIA (2013) y RODRÍGUEZ *et al.* (2016).

### Análisis de datos

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 del número inicial de plantas trasplantadas. Las variaciones de DAC y altura se calcularon como las diferencias entre la medición inicial y final para cada planta y se expresaron en mm/día.

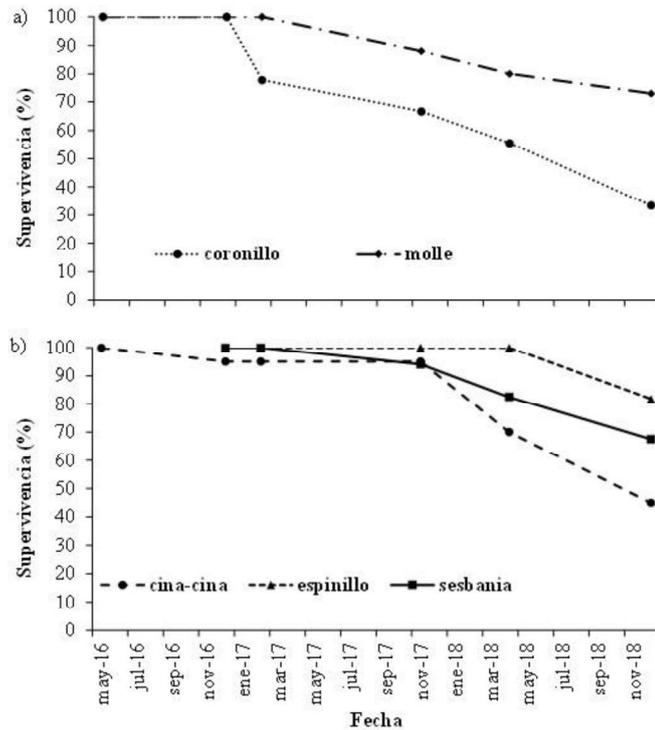
Se analizaron por separado las diferencias de crecimiento en DAC entre las especies plantadas en las áreas elevadas del relieve y las especies plantadas en las áreas bajas del relieve. Además en las primeras se evaluó si hubo diferencias entre los grupos mediante la interacción grupo x especie para identificar posibles diferencias atribuibles a la heterogeneidad del sustrato. En todos los casos se realizaron ANOVA y la comparación de medias se realizó mediante la prueba de Tukey ( $p \leq 0,05$ ). La altura se analizó solo de forma descriptiva ya que la mayoría de los individuos presentaron alternativamente crecimiento y muerte de ramas apicales.

Con el objetivo de analizar la relación entre el crecimiento, la supervivencia y los atributos funcionales de las especies, se realizó un análisis de correlación de Pearson. Para ello se calculó el promedio de crecimiento del DAC (mm/día) por especie y se utilizó el porcentaje de supervivencia por especie estimado para la última medición.

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

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Luego de dos años del trasplante, las especies nativas presentaron una supervivencia promedio del 61%, valores superiores a la supervivencia de los individuos de *C. tala* plantados en ensayos previos en esta misma cantera, que varió entre 0 y 50% según el tratamiento recibido (PLAZA BEHR *et al.* 2021). Los valores de supervivencia variaron según la especie y la fecha de medición entre el 33% y el 100%. Coronillo presentó el valor mínimo, obtenido en la última fecha de medición y los valores máximos se registraron en las primeras mediciones y para todas las especies consideradas (figura 1). En el caso del coronillo, el escaso número de ejemplares incluidos en el ensayo no permite arribar a conclusiones válidas acerca de la supervivencia de esta especie en la cantera.



**Figura 1. Supervivencia de individuos de especies nativas plantados en la cantera: a) en zonas elevadas del relieve b) en zonas bajas del relieve.**  
**Figure 1. Survival of individuals of native species planted in a quarry: a) at upland areas b) at lowland areas.**

El DAC (mm/día) entre la medición inicial y final varió según la especie considerada. Las especies que fueron plantadas en las áreas elevadas del relieve, (grupos integrados por molles y coronillos), no presentaron diferencias significativas en el incremento del DAC entre especies, grupos, ni la interacción grupo x especie ( $p > 0,05$ ) (tabla 1, figura 2). En cambio, las especies que fueron plantadas en áreas bajas del relieve, mostraron diferencias significativas de crecimiento en DAC (tabla 1). Los ejemplares de sesbania presentaron mayor crecimiento comparados con los de cina-cina y espinillos, que no difirieron significativamente entre ellos (prueba de Tukey  $p < 0,05$ ) (figura 2). Las tendencias en los valores del DAC en los diferentes momentos de mediciones evidencian que en los molles existió un incremento de pequeña magnitud, pero sostenido a partir del verano del 2017, mientras que los coronillos crecieron sólo durante el verano de 2017 (figura 3). Además, pese a que no se evaluaron las diferencias significativas mediante un estadístico de prueba, se observó que las sesbanias presentaron incrementos en altura durante todos los períodos de mediciones (figura 4). Las sesbanias aumentaron su altura 47 cm, en promedio, desde diciembre del 2017 hasta su última medición en otoño de 2018. De las demás especies plantadas en la cantera, ninguna de ellas evidenció una altura final superior respecto de la inicial, si no que todas ellas mostraron crecimiento y decrecimiento en altura en

diferentes momentos a lo largo del período de mediciones (datos no presentados).

En proyectos de restauración ecológica, los caracteres funcionales de las plantas pueden ser buenos predictores de su supervivencia y crecimiento (MARTÍNEZ-GARZA *et al.*, 2014). De los atributos funcionales analizados, la altura máxima se relacionó negativamente con el crecimiento y la supervivencia de las especies analizadas (coeficiente correlación de Pearson = -0,92;  $p = 0,02$  y -0,94;  $p = 0,02$  respectivamente), lo cual concuerda con el desempeño observado en sesbania y molle. Si bien, el atributo funcional densidad de la madera no se relacionó con el crecimiento ni la supervivencia, *S. punicea*, que posee la menor densidad de madera (tabla 2), presentó también mayor crecimiento, en concordancia con lo esperado para especies demandantes de luz (FALSTER y WESTOBY 2005; MOLES *et al.* 2009; WRIGHT *et al.* 2010; RÜGER *et al.* 2012).

En el presente estudio se consideraron los atributos funcionales altura máxima y densidad de la madera porque fueron los únicos disponibles en la bibliografía y base de datos consultados para todas las especies plantadas. Se destaca la necesidad de que futuras investigaciones dirijan sus esfuerzos a completar estas bases de datos a fin de contar con mayor información que contribuya a la selección de especies nativas para proyectos de restauración.

Tabla 1. Análisis de la varianza (ANOVA) del crecimiento en DAC (mm/día).

Table 1. Analysis of variance (ANOVA) of growth in DCH (mm/día).

Grupo de especies	Especies plantadas en las zonas más elevadas del relieve (molle y coronillo)	Especies plantadas en las zonas más bajas del relieve (sesbania, cina-cina y espinillos)		
Efecto	Grupo	Especie	Grupo x Especie	Especie
F	1,96	0,16	1,43	8,21
P	0,07	0,69	0,25	0,00

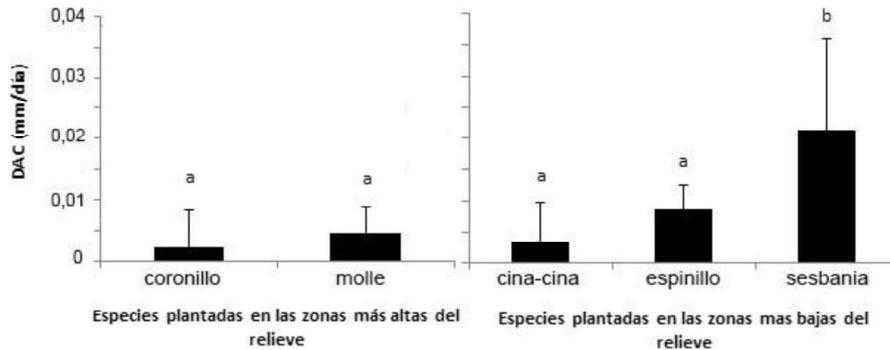


Figura 2. Crecimiento en diámetro a la altura del cuello (DAC, mm/día) de las especies plantadas para reforestar la cantera abandonada. Las líneas verticales indican el desvío estándar. Las letras diferentes indican diferencias significativas entre especies de similar ubicación en el terreno (prueba de Tukey,  $p < 0,05$ ).

Figure 2. Growth in diameter at collar height ((DCH, mm/day) of the species planted to reforest the abandoned quarry. Vertical lines indicate standard deviation. Different letters indicate significant differences between species of similar location in the field (Tukey test,  $p < 0.05$ ).

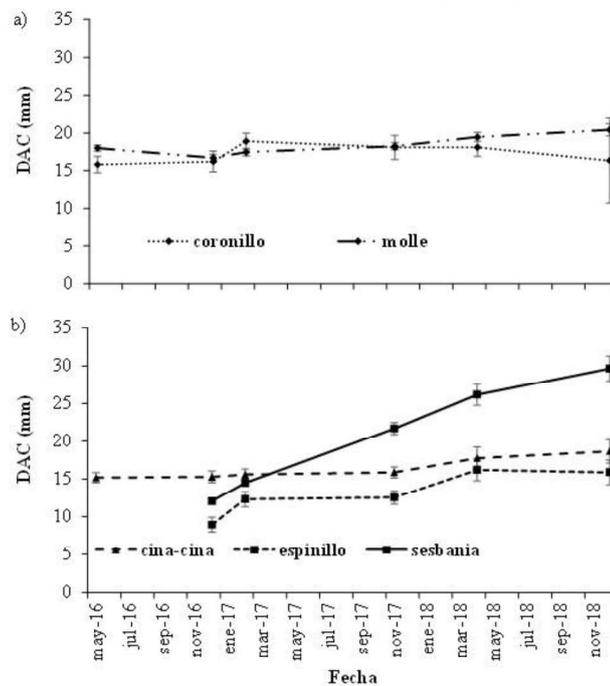


Figura 3. Diámetro a la altura de cuello (DAC) de los individuos de especies nativas plantados en la cantera: a) en zonas elevadas del relieve; b) en zonas bajas del relieve. Las líneas verticales indican el error estándar.

Figure 3. Diameter at collar height (DCH) of individuals of native species planted in the quarry: a) at upland areas b) at lowland areas. The vertical lines indicate the standard error.

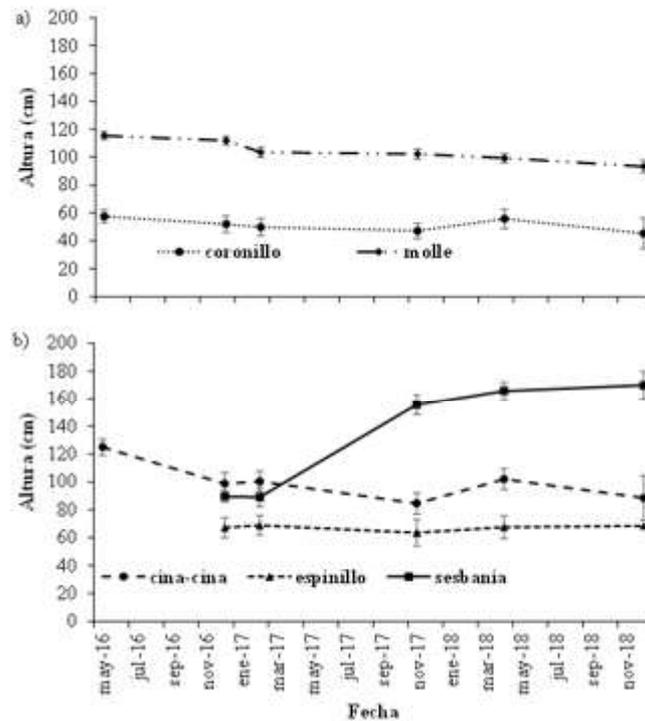


Figura 4. Altura de los individuos de especies nativas plantados en la cantera: a) en zonas elevadas del relieve; b) en zonas bajas del relieve. Las líneas verticales indican el error estándar.  
 Figure 4. Height of individuals of native species planted in the quarry: a) at upland areas b) at lowland areas. The vertical lines indicate the standard error.

Tabla 2. Atributos funcionales de las especies del presente estudio. H: altura máxima; DM: densidad de madera.

Table 2. Functional traits of native species of this study. H: maximum height, DM: wood density

Especie	Nombre vulgar	H (m)	DM (g/cm <sup>3</sup> )
<i>Parkinsonia aculeata</i>	cina-cina	12,0 <sup>(1)</sup>	0,71 <sup>(3)</sup>
<i>Vachellia caven</i>	espinillo	5,0 <sup>(2)</sup>	0,96 <sup>(4)</sup>
<i>Sesbania punicea</i>	sesbania	4,0 <sup>(2)</sup>	0,41 <sup>(5)</sup>
<i>Scutia buxifolia</i>	coronillo	18,0 <sup>(1)</sup>	1,06 <sup>(4)</sup>
<i>Schinus longifolia</i>	molle	5,0 <sup>(2)</sup>	0,65 <sup>(4)</sup>

<sup>(1)</sup> Kattge et al. (2011); <sup>(2)</sup> Muñoz et al. (1993); <sup>(3)</sup> Rodríguez et al. (2016); <sup>(4)</sup> Atencia (2013); <sup>(5)</sup> Zanne et al. (2009).

Los mejores resultados de supervivencia y crecimiento se obtuvieron con *S. punicea*, pese a que fue plantada en las zonas bajas de la cantera, con condiciones del suelo menos favorables que las zonas más elevadas. Del análisis de los atributos funcionales se desprende que esta especie tiene características de especies demandantes de luz, con bajos valores de altura máxima y de densidad de madera. Además, tiene la capacidad de formar nódulos con organismos fijadores de nitrógeno (BLANCO et al. 2008). *Sesbania punicea* es una especie que inicia tempranamente la etapa reproductiva, a partir del segundo año de vida (HOFFMANN y MORAN 1998) y en la cantera fue la única especie en la que se observó floración y fructificación, por lo que, en próximas experiencias, de ser posible, se deberían

incluir estas variables dentro de los atributos funcionales analizados. Los resultados obtenidos y características de *S. punicea* indican que, comparada con el resto de las especies utilizadas en este trabajo, posee mayor aptitud para la reforestación en las etapas iniciales de proyectos de restauración de canteras de conchilla recientemente abandonadas. Se plantea la posibilidad de que esta especie actúe como facilitadora para el establecimiento de otras, propias de los talares.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los/las revisores/as anónimos/as por sus valiosos comentarios y sugerencias que contribuyeron a mejorar este trabajo. Este estudio fue financiado por el Proyecto de

Mejoramiento de la Enseñanza en Carreras de Ingeniería Forestal, Ingeniería en Recursos Naturales e Ingeniería Zootecnista (PROMFORZ), Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales de la Universidad Nacional de La Plata (FCAYF, UNLP) y por la Empresa Domingo González y CIA. Todas las plantas utilizadas en los ensayos fueron producidas por la Unidad de Vivero Forestal, FCAYF, UNLP.

## BIBLIOGRAFÍA

- ARTURI, M.F.; Goya, J.F. 2004. Estructura, dinámica y manejo de los talares del NE de Buenos Aires. En: ARTURI, M.F., Frangi, J.L., Goya, J.F. (Eds.) *Ecología y manejo de los bosques de Argentina*. Publicación multimedia, Editorial de la Universidad Nacional de La Plata.
- ATENCIA, ME. 2013. INTI – CITEMA. Disponible en: [http://www.inti.gob.ar/maderaymuebles/pdf/densidad\\_comun.pdf](http://www.inti.gob.ar/maderaymuebles/pdf/densidad_comun.pdf)
- AZCONA, M. 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. 40 pp.
- BARRERA-CASTAÑO, J.; Valdés-López, C. 2007. Herramientas para abordar la restauración ecológica de áreas disturbadas en Colombia. *Universitas Scientiarum*, 12(2), 11-24.
- BLANCO, A.R.; Csukasi, F.; Abreu, C.; Sicardi, M. 2008. Characterization of rhizobia from *Sesbania* species native to seasonally wetland areas in Uruguay. *Biology and fertility of soils*, 44(7), 925-932.
- BRADSHAW, A.D. 1987. Restoration: an acid test for ecology. En: JORDAN, W.R., Gilpin M.E., Aber J.E. (Eds.) *Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press. Cambridge, Inglaterra. pp. 23-29.
- CASTELLANOS-CASTRO, C.; Bonilla, M. 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.
- FALSTER, D.S.; Westoby, M. 2005. Tradeoffs between height growth rate, stem persistence and maximum height among plant species in a post-fire succession. *Oikos*, 111(1), 57-66.
- GARCÍA CORTÉS, M.; Pérez, C.; Presutti, M.; Arturi, M. 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.
- HOFFMANN, J.H.; Moran, V.C. 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.
- HURTADO, M.; Ferrer, J.A. 1988. Guía de Campo de las Segundas Jornadas de Suelos de la Región Pampeana. La Plata, Argentina.
- KATTGE, J.; Díaz, S.; Lavorel, S.; Prentice, I.C.; Leadley, P.; Bönnisch, G.; Garnier, E.; Westoby, M.; Reich, P.B.; Wright, I.J.; Cornelissen, J.H.C.; Violle, C.; Harrison, S.P.; Van Bodegom, P.M.; Reichstein, M.; Enquist, B.J.; Soudzilovskaia, N.A.; Ackerly, D.D.; Anand, M.; Atkin, O.; Bahn, M.; Baker, T.R.; Baldocchi, D.; Bekker, R.; Blanco, C.C.; Blonder, B.; Bond, W.J.; Bradstock, R.; Bunker, D.E.; Casanoves, F.; Cavender-Bares, J.; Chambers, J.Q.; Chapin III, F.S.; Chave, J.; Coomes, D.; Cornwell, W.K.; Craine, J.M.; Dobrin, B.H.; Duarte, L.; Durka, W.; Elser, J.; Esser, G.; Estiarte, M.; Fagan, W.F.; Fang, J.; Fernández-Méndez, F.; Fidelis, A.; Finegan, B.; Flores, O.; Ford, H.; Frank, D.; Freschet, G.T.; Fyllas, N.M.; Gallagher, R.V.; Green, W.A.; Gutierrez, A.G.; Hickler, T.; Higgins, S.I.; Hodgson, J.G.; Jalili, A.; Jansen, S.; Joly, C.A.; Kerkhoff, A.J.; Kirkup, D.; Kitajima, K.; Kleyer, M.; Klotz, S.; Knops, J.M.H.; Kramer, K.; Kühn, I.; Kurokawa, H.; Laughlin, D.; Lee, T.D.; Leishman, M.; Lens, F.; Lenz, T.; Lewis, S.L.; Lloyd, J.; Llusià, J.; Louault, F.; Ma, S.; Mahecha, M.D.; Manning, P.; Massad, T.; Medlyn, B.E.; Messier, J.; Moles, A.T.; Müller, S.C.; Nadrowski, K.; Naeem, S.; Niinemets, Ü.; Nöllert, S.; Nüske, A.; Ogaya, R.; Oleksyn, J.; Onipchenko, V.G.; Onoda, Y.; Ordoñez, J.; Overbeck, G.; Ozinga, W.A.; Patiño, S.; Paula, S.; Pausas, J.G.; Peñuelas, J.; Phillips, O.L.; Pillar, V.; Poorter, H.; Poorter, L.; Poschlod, P.; Prinzing, A.; Proulx, R.; Rammig, A.; Reinsch, S.; Reu, B.; Sack, L.; Salgado-Negret, B.; Sardans, J.; Shiodera, S.; Shipley, B.; Siefert, A.; Sosinski, E.; Soussana, J.-F.; Swaine, E.; Swenson, N.; Thompson, K.; Thornton, P.; Waldram, M.; Weiher, E.; White, M.; White, S.; Wright, S.J.; Yguel, B.; Zaehle, S.; Zanne, A.E.; Wirth, C. 2011. TRY – a global database of plant traits. *Global Change Biology*, 17: 2905-2935.

- KUNSTLER, G.; Falster, D.; Coomes, D.A.; Hui, F.; Kooyman, R.M.; Laughlin, D.C.; Poorter, L.; Vanderwel, M.; Vieilledent, G.; Wright, S. J.; Aiba, M.; Baraloto, C.; Caspersen, J.; Cornelissen, J. H. C.; Gourlet-Fleury, S.; Hanewinkel, M.; Hérault, B.; Kattge, J.; Kurokawa, H.; Onoda, Y.; Peñuelas, J.; Poorter, H.; Uriarte, M.; Richardson, S.; Ruiz-Benito, P.; Sun, I.F.; Ståhl, G.; Swenson, N.G.; Thompson, J.; Westerlund, B.; Wirth, C.; Zavala, M.A.; Zeng, H.; Zimmerman, J.K.; Zimmermann, N.E.; Westoby, M. 2016. Plant functional traits have globally consistent effects on competition. *Nature*, 529 (7585), 204-207.
- LÓPEZ, J.A.; Little Jr. E.L.; Ritz, G.F.; Rombold, J.S.; Hahn, W.J. 1987. Árboles comunes del Paraguay. Ñande Yvyra Mata Kuera, Cuerpo de Paz, Asunción, Paraguay.
- MARTÍNEZ-GARZA, C., Bongers, F., Poorter, L. 2013. Are functional traits good predictors of species performance in restoration plantings in tropical abandoned pastures?. *Forest Ecology and Management*, 303, 35-45.
- MOLES, A.T.; Warton, D.I.; Warman, L.; Swenson, N.G.; Laffan, S.W.; Zanne, A.E.; Pitman, A.; Hemmings, F.A.; Leishman, M.R. 2009. Global patterns in plant height. *Journal of Ecology*, 97(5), 923-932.
- MUÑOZ J.; Ross, P.; Cracco, P. 1993. Flora indígena del Uruguay: árboles y arbustos ornamentales. Hemisferio Sur. pp. 150-151.
- OSTERTAG, R.; Warman, L.; Cordell, S.; Vitousek, P.M. 2015. Using plant functional traits to restore Hawaiian rainforest. *Journal of Applied Ecology* 52:805-809.
- PARROTTA, J.A. 1995. Influence of overstorey 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.; Pérez, C.A.; Goya, J.F.; Azcona, M.; Arturi, M.F. 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.; Pérez, C.; Goya, J.; Arturi, M. 2021. Supervivencia y crecimiento de *Celtis tala* Gillies ex Planch en la rehabilitación ecológica de canchillas abandonadas. *Ecología Austral*, 31, 251-260.
- RODRÍGUEZ, H.G.; Maiti, R.; Kumari, A., Sarkar, N.C. 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.
- RÜGER, N.; Wirth, C.; Wright, S.J.; Condit, R. 2012. Functional traits explain light and size response of growth rates in tropical tree species. *Ecology*, 93(12), 2626-2636.
- RÜGER, N.; Comita, L.S.; Condit, R.; Purves, D.; Rosenbaum, B.; Visser, M.D.; Wright, S.J.; Wirth, C. 2018. Beyond the fast-slow continuum: demographic dimensions structuring a tropical tree community. *Ecology letters*, 21(7), 1075-1084.
- SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION (SER). 2004. The SER primer on ecological restoration. Society for Ecological Restoration, Science and Policy Working Group. [www.ser.org](http://www.ser.org)
- TORRES ROBLES, S.S.; Arturi, M.F. 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.
- WESTOBY, M. 1998. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant Soil* 199: 213-227.
- WRIGHT, S.J.; Kitajima, K.; Kraft, N.J.; Reich, P.B.; Wright, I.J.; Bunker, D.E.; Condit, R.; Dalling, J.W.; Davies, S.J.; Diaz, S.; Engelbrecht, B.M.J.; Harms, K.E.; Hubbell, S.P.; Marks, C.O.; Ruiz-Jaen, M.C.; Salvador, C.M.; Zanne, A.E. 2010. Functional traits and the growth-mortality trade-off in tropical trees. *Ecology*, 91(12), 3664-3674.
- ZANNE, A.E.; Lopez-Gonzalez, G.; Coomes, D.A.; Ilic, J.; Jansen, S.; Lewis, S.L.; Miller, R.B.; Swenson, N.G.; Wiemann, M.C.; Chave, J. 2009. Global wood density database. Dryad. Identifier: <http://hdl.handle.net/10255/dryad.235>.