



9CFE-1832



Evaluación de la supervivencia en plantaciones demostrativas con migración asistida y mecanismos de facilitación en pinares de pino silvestre del Pirineo catalán

DE FRUTOS, S. (1), CASALS, P. (1), TERUEL, M. (1), BAIGES, T. (2), PALERO, N. (2), COLL, L. (1,3)

(1) Joint Research Unit CTFC-AGROTECNIO-CERCA, Ctra. Sant Llorenç de Morunys km. 2, 25280 Solsona, España

(2) Centre de la Propietat Forestal (CPF), Finca Torreferrussa, Ctra. B-140, km 4.5, 08130, Santa Perpètua de Mogoda, España

(3) Departament de Ciència i Enginyeria Forestal i Agrícola (DCEFA), Universitat de Lleida, Av. Alcalde Rovira Roure 191, 25198 Lleida, España

Resumen

Las nuevas condiciones climáticas esperadas pueden suponer cambios en la composición y estructura de las masas forestales, así como provocar la migración de las poblaciones de distintas especies forestales. Establecer tempranamente experimentos de migración asistida permite evaluar las consecuencias de estas actuaciones de cara al diseño de planes de actuación. Con este objetivo, en la primavera de 2018 se instalaron dos plantaciones demostrativas en masas naturales de pino silvestre del Pirineo catalán (Lladurs y Gósol, provincia de Lleida) tratadas mediante entresaca por bosquetes en 2011. Se instalaron 120 plántulas por bosquete (60 en el interior y otras 60 en la periferia exterior) en 6 bosquetes (3 por localización), eligiéndose dos especies (pino silvestre y laricio) y dos procedencias por especie (local y más mediterránea). A su vez, se evaluaron dos microambientes en cuanto a la disponibilidad de luz y agua: bajo arbusto y fuera de su influencia. Nuestros resultados muestran una mayor supervivencia en el rodal a mayor altitud (Gósol) y un efecto positivo de la protección arbustiva sobre la plántula dentro de bosquete. También mostraron la robustez de la especie y procedencia locales, y la potencialidad del uso de pino laricio en entornos donde aún no está presente.

Palabras clave

Competencia, relaciones planta-planta, entresaca por bosquetes, adaptación

1. **Introducción** La cuenca mediterránea ha sido identificada como uno de los *hotspots* de cambio climático, con incrementos de temperatura esperados superiores a otras zonas del globo (GUIOT & KRAMER 2016). Por ello, reforzar la adaptación de las masas forestales en este entorno es de especial importancia, pues de lo contrario se pueden generalizar los procesos de decaimiento que ya se están produciendo en los límites de distribución de algunas especies (AGUADÉ ET AL. 2014, MORENO-FERNÁNDEZ ET AL. 2021). Dentro de la gama de actuaciones de gestión adaptativa de las masas forestales, siguiendo a BOLTE ET AL. (2009) se pueden identificar tres tipos de estrategia: la conservación a ultranza de la estructura y especies actuales, la adaptación pasiva (esto es, dejar a la naturaleza que cambie la estructura y composición específica a su libre

albedrío) y la adaptación activa, a través de tratamientos selvícolas y la sustitución de especies y procedencias por otras mejor adaptadas a las condiciones climáticas esperadas en el futuro. La sustitución de especies y procedencias, uno de los principios de la silvicultura adaptativa (ver GARCÍA-GÜEMES Y CALAMA 2015), puede resultar controvertida si se analiza desde el punto de vista de la silvicultura próxima a la naturaleza, la cual apuesta por el fomento de procedencias y especies autóctonas del lugar (GARCÍA-GÜEMES Y CALAMA 2013). Sin embargo, esta práctica, conocida como migración asistida, no hace más que imitar las dinámicas naturales de migración altitudinal y latitudinal que las propias especies forestales ya están realizando (GARCÍA-VALDÉS ET AL. 2015) en aquellos entornos donde se dan las condiciones necesarias y la velocidad de cambio del clima es lo suficientemente lenta como para permitir esta colonización natural. La migración asistida, siguiendo a KREYLING ET AL. (2011), se define como el movimiento intencional de especies o ecotipos a las localidades receptoras donde actualmente están ausentes, y no se prevé que puedan colonizar por medios naturales en el corto plazo. El pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) es una especie con una amplia distribución natural por Eurasia, que alcanza su límite meridional en la Península Ibérica, donde ocupa cerca de 1,3 millones de hectáreas en masas tanto puras como mixtas (SÁNCHEZ DE DIOS ET AL. 2019). Esta situación al límite de distribución la hace particularmente vulnerable ante los posibles cambios climáticos (BENAVIDES ET AL. 2013), teniendo además en cuenta la función ecológica que realizan los pinares de esta especie, y también su interés económico. En el caso de los pinares submediterráneos del Prepirineo catalán, la expansión del pino silvestre fue aparejada a fenómenos de abandono rural, produciéndose una expansión natural a costa de antiguos cultivos y pastizales (MARTÍN-ALCÓN ET AL. 2015). El resultado de esta colonización natural generó estructuras poco diversificadas, tanto en estructura como en especies, a las que una gestión forestal poco intensa unida a la localización predominante de estos pinares en predios privados ha llevado a una situación actual donde se hace necesario actuar. En zonas situadas a menor altitud, el pino silvestre es sustituido por el pino laricio (*Pinus nigra* Arnold). Este pino está, por un lado, sufriendo en sus actuales poblaciones el aumento de la frecuencia de algunas perturbaciones, como son los incendios forestales (MARTÍN-ALCÓN Y COLL 2016) y plagas como *Diplodia sapinea* y *Dothistroma pini* (CABALLOL ET AL. 2024), provocando un retroceso de la especie en sus masas naturales actuales. Por otro lado, en las zonas de ecotono donde genera masas mixtas con el pino silvestre, parece estar en expansión a altitudes cada vez más altas, seguramente respondiendo a los incrementos de temperatura. Por ello, apoyar la migración del pino laricio hacia zonas donde potencialmente va a medrar mejor en un futuro, teniendo en cuenta que se están produciendo mortalidades elevadas en su habitat actual, puede ser una estrategia adaptativa activa por potenciar. Realizar plantaciones con procedencias que no se encuentran representadas en una determinada masa es una estrategia de adaptación a largo plazo, sobre todo si lo comparamos con la realización de clareos y claras, donde se está adaptando una masa adulta que se instaló con unas condiciones climáticas diferentes hace años. La variabilidad genética es un componente fundamental para la adaptación al medio (BRANG ET AL. 2014), y la

introducción de nuevos genotipos en las masas forestales mejoran su capacidad de adaptación (RAMÍREZ-VALIENTE Y ROBLEDÓ-ARNUNCIÓ 2014). Estas actuaciones pueden acompañarse de otros tratamientos selvícolas para promover la diversificación genotípica de la masa, como puede ser la ejecución de cortas de regeneración, para conseguir la instalación simultánea del regenerado natural y de la plantación, que compite en igualdad de condiciones en el momento de la instalación. Si estas cortas de regeneración además buscan estructuras mixtas y/o irregulares, como puede ser el caso de la entresaca por bosquetes, el potencial adaptativo de la masa puede ser todavía mayor (BRANG ET AL. 2014). NOLET ET AL. (2024) muestran cómo un tipo de corta similar a la entresaca por bosquetes resulta muy adecuada para la ejecución de acciones de migración asistida, debido a que permite la instalación de especies de diferentes temperamentos que otras cortas no permiten, bien por exceso o por falta de luz. La utilización de arbustos como planta nodriza, recomendada en ambientes mediterráneos desde hace años (CASTRO ET AL. 2002), es otro factor por considerar en las plantaciones de migración asistida, aun cuando sus efectos en la supervivencia y/o crecimiento de la plantación pueden influir en la evaluación del verdadero comportamiento de las procedencias (MARTÍN-ALCÓN ET AL. 2016).

2. **Objetivos** El trabajo se ha desarrollado en dos plantaciones demostrativas de pinos silvestre y laricio establecidas en masas naturales dominadas por la primera especie situadas a distinta altitud y regeneradas mediante entresaca por bosquetes. El estudio pretende valorar si:
 - Las procedencias más mediterráneas son una opción viable tanto para nuevas plantaciones de migración asistida como para actuaciones de restauración forestal posteriores a perturbaciones tipo incendio o sanitarias.
 - Las procedencias locales siguen desarrollándose adecuadamente en las condiciones climáticas actuales, mostrando que la regeneración natural de las masas es todavía posible.
 - El uso de arbustos como nodriza de las plántulas tiene un efecto positivo o negativo sobre la supervivencia y crecimiento, valorando la existencia de interacciones con la procedencia, la especie y la situación bajo cubierta del arbolado o dentro de bosque.

3. **Metodología** Durante el año 2011 se diseñó y estableció una red demostrativa de bosquetes en pinares submediterráneos de *P. sylvestris* del Prepirineo catalán, mediante la colaboración entre el Centre de la Propietat Forestal (CPF), el Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya (CTFC) y los propietarios privados de tres montes situados en la provincia de Lleida. En resumen, se cortaron 6 bosquetes de dos tamaños distintos (3 por tamaño, de 0,2 y 0,4 ha) en 3 montes distintos: Vilanova d'Isanta y La Salada (término municipal de Lladurs, comarca del Solsonès) y La Collada (Gósol, comarca del Berguedà). En los bosquetes de mayor tamaño se simuló un aclareo sucesivo por bosquetes, dejando unos 28-30 pies/ha, mientras que en los más pequeños se simuló una corta a hecho dentro del bosque. En ambos casos se respetaron, en la medida de lo posible, las

frondosas pre-existentes, de forma que pudieran ser fuentes de semilla para la diversificación específica de los rodales. Para más detalles sobre la creación de esta red demostrativa, se ruega acudir a MARTÍN ET AL. (2014). En la primavera de 2018, en dos de estos montes (Vilanova d'Isanta y La Collada), se ejecutó la plantación de 6 bosquetes (3 por localización), tanto en el interior de los mismos como en la zona adyacente bajo cubierta. El primero de los montes se localiza a una cota media de unos 1200 m, con una orientación predominante SW, mientras que el segundo, situado más al norte, se encuentra a unos 1400 m de altitud, con una orientación predominante E-NE. A nivel de cada bosquete, se establecieron 120 plántulas, de las cuales la mitad (60) eran de la especie local dominante (pino silvestre) y la otra mitad (60) de pino laricio. Además, y a nivel de cada especie, se utilizaron 2 procedencias: una procedencia local (R.P. nº 3 "Prepirineo catalán" para *P. nigra* y R.P. nº 7 "Prepirineo catalán" para *P. sylvestris*) y una procedencia de ámbitos más áridos (R.P. nº 5 "Baja Cataluña" para *P. nigra* y R.P. nº 15 "Sierras de Tortosa y Beceite" para *P. sylvestris*). Con el objeto de testar el efecto del sombreado en la supervivencia y desarrollo de los plantones, se plantaron la mitad de ellos en el interior de los bosquetes (60 plantones, 15 por combinación de especie y procedencia) y la otra mitad bajo el dosel de la masa circundante. Además, y con el objetivo de evaluar el papel de las interacciones plantón-vegetación, se establecieron los individuos bajo tres condiciones microambientales: "*sin competición herbácea*" (tras aplicación de herbicida), "*bajo arbusto nodriza*" (*Buxus sempervirens* L.) y "*competición herbácea*". Las plántulas se marcaron individualmente con una estaca con chapa metálica numerada. Desde la plantación, se han realizado inventarios de supervivencia en ambos sitios los años 2019, 2020 y 2024. En los inventarios de supervivencia también se ha medido el crecimiento en altura y se ha apuntado si la planta estaba o no ramoneada por fauna silvestre. En cuanto al análisis estadístico, se optó tanto por análisis de tipo descriptivo de ambas variables (crecimiento y supervivencia) como por la modelización estadística de la supervivencia a través de un modelo lineal generalizado mixto (GLMER) con distribución de tipo binomial, la más apropiada para el tratamiento de variables dicotómicas como es la supervivencia.

4. Resultados

Las plántulas sometidas al tratamiento con herbicida han tenido una supervivencia muy baja comparada con los otros dos tratamientos, seguramente debido a una mala aplicación del herbicida. Por ello, estas plántulas fueron descartadas en todos los análisis posteriores, de forma que se mostrarán únicamente los resultados correspondientes a los tratamientos "bajo arbusto nodriza" y "con competición herbácea".

Tal y como se observa en la figura 1, en el dispositivo de Gósol, la procedencia que peor ha funcionado ha sido el pino laricio pirenaico, mientras que el resto de procedencias, siempre que fueran acompañadas de protección por parte de arbusto nodriza, han arrojado supervivencias cercanas al 90% tras 6 años desde la plantación. A igualdad de procedencia, las plántulas situadas sin protección y

dentro de bosqueque han sobrevivido peor que sus equivalentes bajo arbusto nodriza.

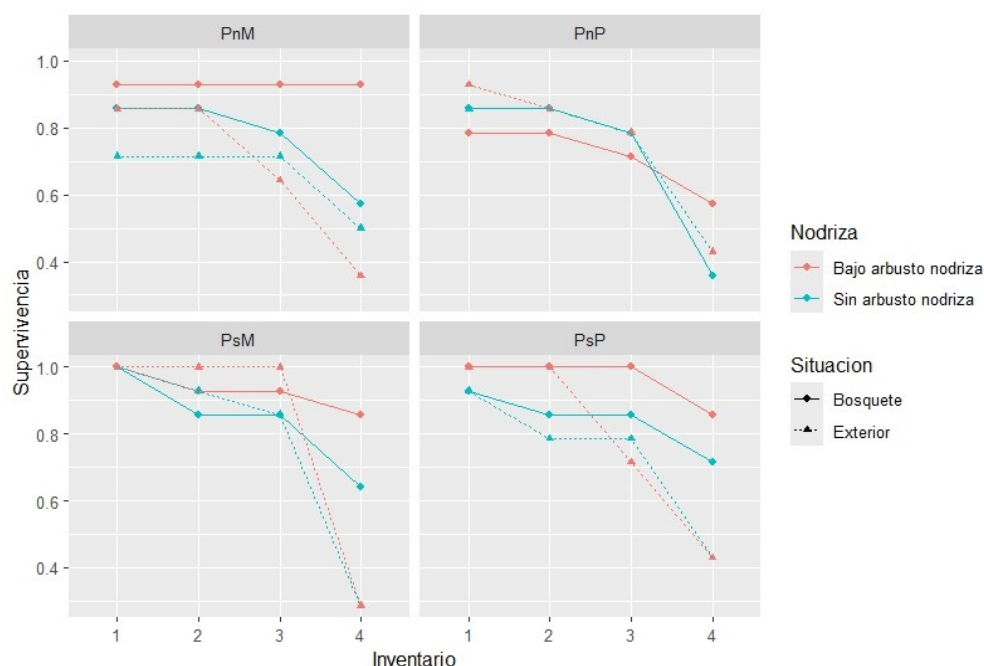


Figura 1. Supervivencia observada en la plantación de Gósol, según especie/procedencia, situación (bosquete o exterior) y posición respecto a arbusto nodriza. Nota: los números 1-4 simbolizan los inventarios realizados (**1: Abril 2019, 2: Noviembre 2019, 3: Noviembre 2020, 4: 2024**). PnP = *P. nigra* pirenaico, PnM = *P. nigra* mediterráneo, PsP = *P. sylvestris* pirenaico, PsM = *P. sylvestris* mediterráneo

Por su parte, en el dispositivo de Lladurs (Fig. 2), localizado a menor altitud, las supervivencias a los seis años son bastante más bajas para todas las procedencias. La combinación que generalmente más ha favorecido la supervivencia de las plántulas ha sido la de protección por planta nodriza dentro de bosqueque, resultando curioso cómo, para la procedencia más termófila de *P. sylvestris*, el localizarla bajo arbusto ha tenido las mayores tasas de supervivencia. En cualquier caso, para esta procedencia, la supervivencia ha sido generalmente baja, e incluso no quedan ya individuos vivos fuera de arbusto nodriza.

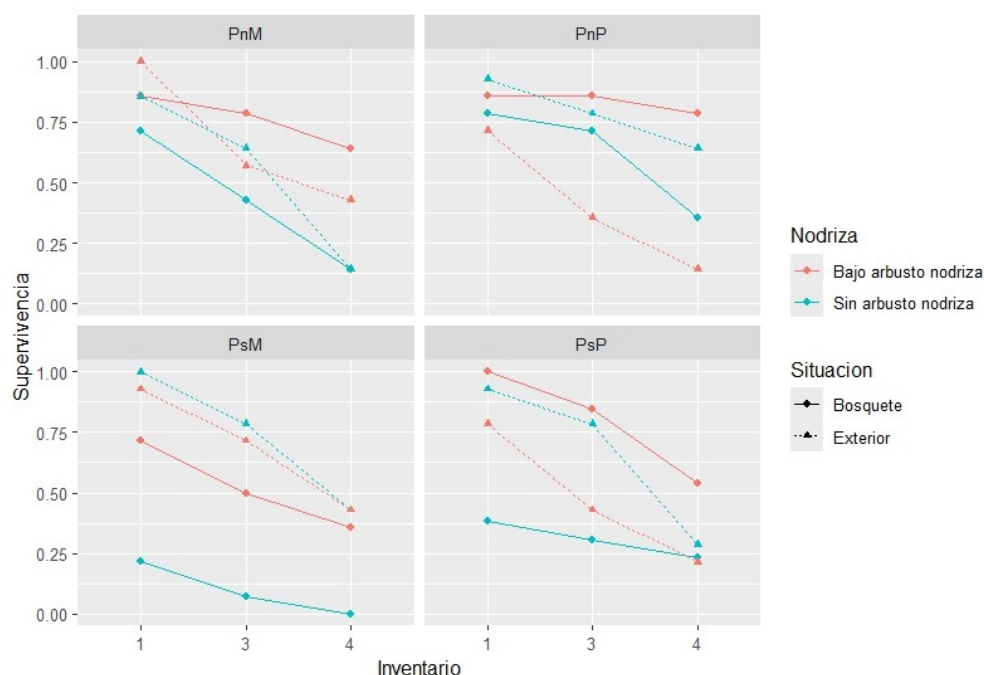


Figura 2. Supervivencia observada en la plantación de Lladurs, según especie/procedencia, situación (bosquete o exterior) y posición respecto a arbusto nodriz. Nota: los números 1, 3 y 4 simbolizan los inventarios realizados (1: Abril 2019, 3: Noviembre 2020, 4: 2024). PnP = *P. nigra pirenaico*, PnM = *P. nigra mediterráneo*, PsP = *P. sylvestris pirenaico*, PsM = *P. sylvestris mediterráneo*

Si modelizamos el proceso de supervivencia en relación con las distintas variables que tenemos a nuestra disposición, obtenemos los resultados presentados en la Tabla 1, que son también gráficamente observables en las figuras anteriores.

Tabla 1. Resumen de la parametrización del modelo de supervivencia para ambos dispositivos experimentales

Efecto	Estimate	SE	Pr(> z)
Intercepto	0.005	0.5348	0.9924
PnP	-0.6347	0.3504	0.0701
Lladurs	-1.2111	0.2591	<0.0000
Bajo arbusto nodriz	1.5934	0.3175	<0.0000
Exterior	0.015	0.3045	0.9601
PnP * Lladurs	1.4759	0.5005	0.0032
Bajo arbusto * Exterior	-1.8749	0.4431	<0.0000
Varianza del efecto aleatorio		= 0.67 (Bosquete)	

En Lladurs (la localización más meridional y con un clima más mediterráneo), se

observa una menor supervivencia, salvo para la procedencia pirenaica de *Pinus nigra*, que curiosamente sale favorecida en esta ubicación. El efecto de la protección arbustiva es positivo, si bien se matiza para las plántulas situadas fuera de bosque, donde este efecto pasa a ser negativo.

Si pasamos a la altura total de las plántulas, medida únicamente en 2024, observamos pocas diferencias entre dispositivos, mientras que sí que existe un fuerte efecto positivo de la protección por parte de arbusto nodriza, que parece más evidente en el dispositivo de Lladurs (Fig. 4) que en el de Gósol (Fig. 3).

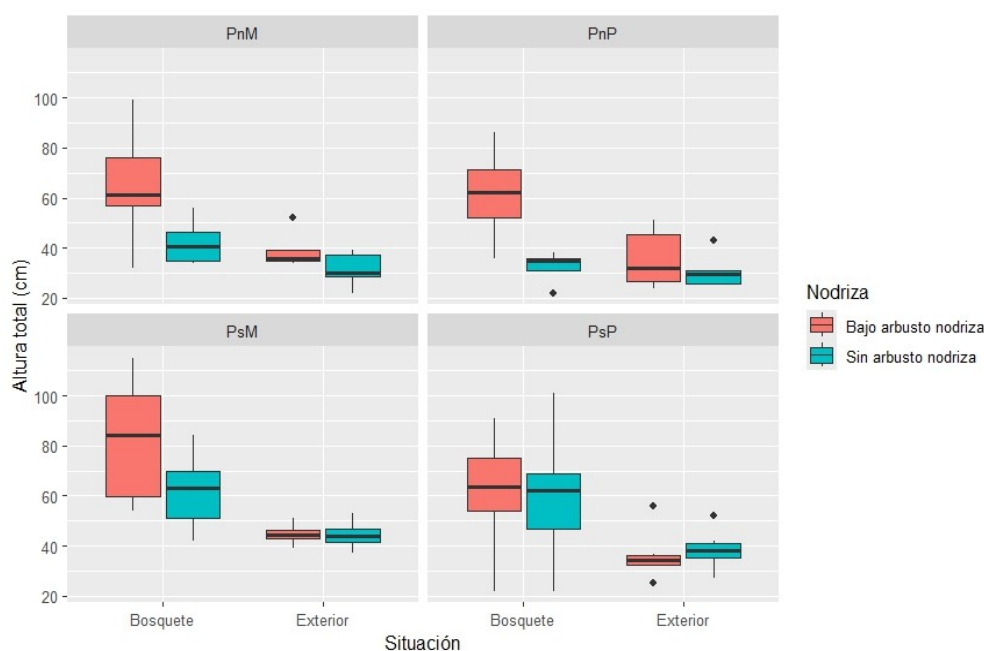


Figura 3. Altura total de las plántulas en el dispositivo de Gósol, según especie/procedencia, situación (bosquete o exterior) y posición respecto a arbusto nodriza. PnP = *P. nigra* pirenaico, PnM = *P. nigra* mediterráneo, PsP = *P. sylvestris* pirenaico, PsM = *P. sylvestris* mediterráneo

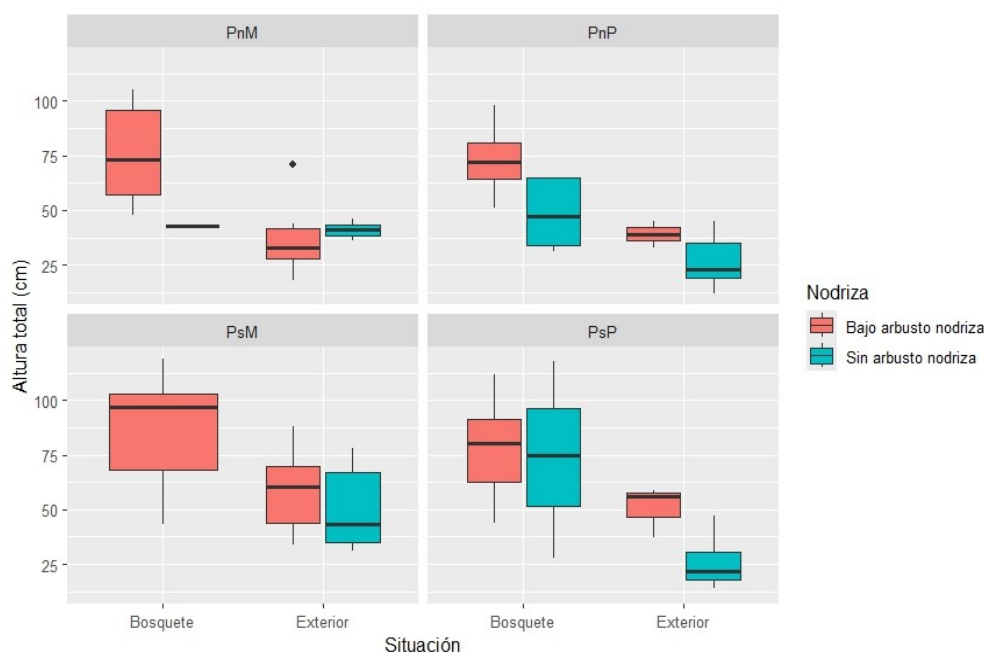


Figura 4. Altura total de las plántulas en el dispositivo de Lladurs, según especie/procedencia, situación (bosquete o exterior) y posición respecto a arbusto nodriza. PnP = *P. nigra* pirenaico, PnM = *P. nigra* mediterráneo, PsP = *P. sylvestris* pirenaico, PsM = *P. sylvestris* mediterráneo

5. **Discusión** Nuestros resultados muestran, en primer lugar, un efecto positivo de la protección arbustiva tanto en la supervivencia como en el crecimiento de las plántulas de ambas especies de pino. Si analizamos primero la supervivencia, y tenemos en cuenta el temperamento de media luz-media sombra que suelen exhibir en nuestras latitudes tanto *P. sylvestris* como *P. nigra* (CALAMA ET AL. 2017), el ambiente lumínico que se presenta dentro de los bosquetes puede ser incluso una apertura demasiado intensa en las posiciones más iluminadas, por lo que el efecto protector que ejerza el matorral puede llevar a niveles de radiación óptimos para el pino silvestre, estimados en alrededor de un 35% (CALAMA ET AL. 2015). El efecto nodriza por parte del estrato arbustivo sobre el regenerado está demostrado para la supervivencia de distintas especies, tanto en contextos mediterráneos (BLANCO-GARCÍA ET AL. 2011) como para las especies que tratamos en este trabajo, pino silvestre y pino laricio (CASTRO ET AL. 2002). Sin embargo, mientras para el pino silvestre el efecto positivo de la cobertura arbustiva suele estar bien respaldado, en pino laricio otros trabajos han encontrado incluso menores supervivencias bajo protección del arbusto (LUCAS-BORJA ET AL. 2016, VICENTE ET AL. 2022). Tal y como introducen CASTRO ET AL. (2002), una mayor supervivencia puede estar mostrando que la plántula está algo más protegida frente a la insolación, sin llegar a niveles críticos para su supervivencia, y también más protegida frente al diente del ganado y/o de la fauna silvestre. El dispositivo situado más al sur y a menor altitud, el de Lladurs, muestra una menor supervivencia en general para las dos especies y dos procedencias ensayadas, excepto para el pino laricio de procedencia local, que sí parece comportarse algo mejor en estas condiciones. Esto se corrobora con el hecho que el pino laricio esté

regenerando mejor que el silvestre en los bosquetes cortados (observación personal). El que sea la localización más meridional, situada a menor cota y con una orientación también más desfavorable la que presente una menor supervivencia no hace más que mostrar que es aquella donde las condiciones ambientales son más exigentes para el establecimiento de las plántulas. En condiciones de sequía veraniega, ambas especies han mostrado menores supervivencias, y resulta curioso como para el pino laricio la protección arbustiva se torna negativa en condiciones de buena disponibilidad hídrica (LUCAS-BORJA ET AL. 2016). La interacción negativa observada entre arbusto nodriza y situación fuera de bosquete sugiere una limitación excesiva de la luz que llega a las plántulas. Aunque PARDOS ET AL. (2007) indican que con niveles de GSF inferiores al 40% la luz deja de ser un factor determinante para el establecimiento del regenerado de *P. sylvestris*, la masa colindante con el bosquete presenta una alta fracción de cabida cubierta en ambas localizaciones, lo que sugiere que el porcentaje de luz transmitido al suelo ya es inferior al 40% sin considerar el efecto del arbusto. Por lo tanto, una limitación adicional de la luz incidente debido al arbusto nodriza estaría causando una mayor mortalidad en ambas especies. Si analizamos la influencia de los distintos factores estudiados en el crecimiento en altura, observamos cómo la situación exterior al bosquete ha perjudicado, en ambas localizaciones, el desarrollo en altura de las plántulas, mientras que el arbusto nodriza también ha favorecido el crecimiento de las plántulas dentro de bosquete. Este resultado no concuerda con otros estudios anteriores (CASTRO ET AL. 2002, LUCAS-BORJA ET AL. 2016) donde el crecimiento bien era similar o inferior bajo la protección del arbusto. Por ello, es posible que la protección del arbusto no esté favoreciendo directamente el crecimiento, sino actuando como una barrera contra el ramoneo. Será necesario evaluar si las plántulas bajo arbustos han sido menos ramoneadas que aquellas sin esta protección. El dispositivo de Lladurs, acorde a su situación más al sur y a menor altitud, presenta plántulas de mayor altura en general, lo cual concuerda con una mayor duración del período vegetativo. La procedencia mediterránea de *Pinus sylvestris* ha mostrado un mayor crecimiento en ambas localizaciones. El buen comportamiento de la R.P. nº 15 en términos de crecimiento ya fue demostrado por ALÍA ET AL. (2001), donde esta procedencia lograba igualar los crecimientos de algunas procedencias alemanas, mostrando una buena adaptación a localizaciones en el Pirineo oscense.

6. **Conclusiones** De los resultados obtenidos se pueden extraer varias conclusiones:
- El efecto protector del arbusto ha favorecido tanto el crecimiento en altura como la supervivencia de ambas especies dentro de bosquete, mientras que fuera de bosquete (bajo el dosel de la masa circundante) el efecto ha sido el contrario.
 - Las procedencias mediterráneas de ambas especies parecen estar comportándose bien en el dispositivo de Gósol, mientras que en Lladurs sobreviven peor que las procedencias locales. En cualquier caso, en el dispositivo de Lladurs, a pesar de que el estrato adulto del rodal sigue dominado por *P. sylvestris*, es el *P. nigra* quien muestra, tras 6 años,



- mejores resultados en cuanto a supervivencia.
 - Las procedencias locales siguen mostrando capacidad de adaptación para sobrevivir y crecer en ambos ambientes.
7. **Agradecimientos** Queremos agradecer a Ariadna Martínez por su participación en el trabajo de campo, así como a los propietarios de ambos montes por su disposición a la realización de los tratamientos selvícolas y plantación posterior. Estas plantaciones se han establecido a través de los proyectos CANOPEE y ACCLIMAFOR, financiados en el marco del Programa INTERREG V-A España-Francia-Andorra (POCTEFA).
 8. **Bibliografía**

AGUADÉ, D.; POYATOS, R.; GÓMEZ, M.; OLIVA, J.; MARTÍNEZ-VILALTA, J. 2015. The role of defoliation and root rot pathogen infection in driving the mode of drought-related physiological decline in Scots pine (*Pinus sylvestris*L.). *Tree Physiol.* 35(3) 229-242. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpv005>

ALÍA, R.; MORO-SERRANO, J.; NOTIVOL, E. 2001. Genetic Variability of Scots Pine (*Pinus sylvestris*) Provenances in Spain: Growth Traits and Survival. *Silva Fennica* 35(1) 27-38.

BENAVIDES, R.; RABASA, S. G.; GRANDA, E.; ESCUDERO, A.; HÓDAR, J. A.; MARTÍNEZ-VILALTA, J.; RINCÓN, A.M.; ZAMORA, R.; VALLADARES, F. 2013. Direct and indirect effects of climate on demography and early growth of *Pinus sylvestris* at the rear edge: changing roles of biotic and abiotic factors. *PLoS One* 8(3) e59824.

BLANCO-GARCÍA, A.; SAÉNZ-ROMERO, C.; MARTORELL, C.; ALVARADO-SOSA, P.; LINDIG-CISNEROS, R. 2011. Nurse-plant and mulching effects on three conifer species in a Mexican temperate forest. *Ecol. Eng.* 37(6) 994-998. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.01.012>

BOLTE, A.; AMMER, C.; LÖF, M.; MADSEN, P.; NABUURS, G.J.; SCHALL, P.; SPATHELF, P.; ROCK, J. 2009. Adaptive forest management in central Europe: Climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scand. J. For. Res.* 24(6) 473-482. <https://doi.org/10.1080/02827580903418224>

BRANG, P.; SPATHELF, P.; LARSEN, J.B.; BAUHUS, J.; BONČINA, A.; CHAUVIN, C.; DRÖSSLER, L.; GARCÍA-GÜEMES, C.; HEIRI, C.; KERR, G.; LEXER, M.J.; MASON, B.; MOHREN, F.; MÜHLETHALER, U.; NOCENTINI, S.; SVOBODA, M. 2014. Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry* 87(4) 492-503. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpu018>

CABALLOL, M.; SERRADÓ, F.; BARNES, I.; CAMARERO, J.J.; VALERIANO, C.; COLANGELO, M.; OLIVA, J. 2024. Climate, host ontogeny and pathogen structural specificity determine forest disease distribution at a regional scale. *Ecography* 10 e06974. <https://doi.org/10.1111/ecog.06974>



CALAMA, R.; MANSO, R.; BARBEITO, I.; CAÑELLAS, I.; PARDOS, M. 2015. Is natural regeneration a bottleneck in the performance of *Pinus sylvestris* mountain forests? Mountain Forest Management in a Changing World, Smokovce, 6-9 July.

CALAMA, R.; MANSO, R.; LUCAS-BORJA, M.E.; ESPELTA, J.M.; PIQUÉ, M.; BRAVO F.; DEL PESO, C.; PARDOS, M. 2017. Natural regeneration in Iberian pines: A review of dynamic processes and proposals for management. *For. Syst.* 26 eR02S. <https://doi.org/10.5424/fs/2017262-11255>

CASTRO, J.; ZAMORA, R.; HÓDAR, J.A.; GÓMEZ, J.M. 2002. Use of shrubs as nurse plants: a new technique for reforestation in Mediterranean mountains. *Rest. Ecol.* 10(2) 297-305. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.01022.x>

GARCÍA-GÜEMES, C.; CALAMA, R. 2013. La selvicultura próxima a la naturaleza como estrategia adaptativa al cambio climático. Actas 6º Congreso Forestal Español. Vitoria.

GARCÍA-GÜEMES, C.; CALAMA, R. 2015. La práctica de la selvicultura para la adaptación al cambio climático. En: Herrero, A. y Zavala, M.A. (eds). Los Bosques y la Biodiversidad frente al Cambio Climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España. Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente, pp. 501-512.

GARCÍA-VALDÉS, R.; SVENNING, J.C.; ZAVALA, M.A.; PURVES, D.W.; ARAÚJO, M.B. 2015. Evaluating the combined effects of climate and land-use change on tree species distributions. *J. Appl. Ecol.* 52(4) 902-912. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12453>

GUIOT, J.; CRAMER, W. 2016. Climate change: The 2015 Paris Agreement thresholds and Mediterranean basin ecosystems. *Science* 354(6311) 465-468. <https://doi.org/10.1126/science.aah5015>

KREYLING, J.; BITTNER, T.; JAESCHKE, A.; JENTSCH, A.; JONAS STEINBAUER, M.; THIEL, D.; BEIERKUHNLEIN, C. 2011 Assisted colonization: a question of focal units and recipient localities. *Restor Ecol.* 19 (4), 433-440.

LUCAS-BORJA, M.E.; CANDEL-PÉREZ, D.; GARCÍA MOROTE, F.A.; ONKELYNX, T.; TÍSCAR, P.A.; BALANDIER, P. 2016. *Pinus nigra* Arn. ssp. *salzmanni* seedling recruitment is affected by stand basal area, shrub cover and climate interactions. *Ann. For. Sci.* 73 649-656. <https://doi.org/10.1007/s13595-016-0550-9>

MARTÍN, S.; MONTERO, R.; COLL, L.; AUNÓS, A. 2014. Propuesta metodológica para el establecimiento de una red experimental de estructuras irregulares por bosquetes en masas de pino silvestre de Cataluña. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 40 59-



66.

MARTÍN-ALCÓN, S., COLL, L., SALEKIN, S. 2015. Stand-level drivers of tree-species diversification in Mediterranean pine forests after abandonment of traditional practices. *For. Ecol. Manage.* 353 107-117

MARTÍN-ALCÓN, S.; COLL, L. 2016. Unraveling the relative importance of factors driving post-fire regeneration trajectories in non-serotinous *Pinus nigra* forests. *For. Ecol. Manage.* 361 13-22. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.11.006>

MORENO-FERNÁNDEZ, D.; VIANA-SOTO, A.; CAMARERO, J.J.; ZAVALA, M.A.; TIJERÍN, J.; GARCÍA, M. 2021. Using spectral indices as early warning signals of forest dieback: The case of drought-prone *Pinus pinaster* forests. *Sci. Total Environ.* 793, 148578. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148578>

NOLET, P.; BÉLAND, M., MESSIER, C. 2024. Adapting the patch-cut system to implement forest assisted migration. *Front. For. Glob. Change* 7 1459045. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2024.1459045>

PARDOS, M.; MONTES, F.; ARANDA, I.; CAÑELLAS, I. 2007. Influence of environmental conditions on germinant survival and diversity of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in central Spain. *Eur. J. For. Res.* 126, 37-47. <https://doi.org/10.1007/s10342-005-0090-6>

RAMÍREZ-VALIENTE, J.A.; ROBLEDO-ARNUNCIO, J.J. 2014. Adaptive consequences of human-mediated introgression for indigenous tree species: the case of a relict *Pinus pinaster* population. *Tree Physiol.* 34 1376-1387. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpu097>

SÁNCHEZ DE DIOS, R.; VELÁZQUEZ, J.C.; SAINZ OLLERO, H. 2019. Classification and mapping of Spanish Mediterranean mixed forests. *iForest* 12 480-487. <https://doi.org/10.3832/ifor2817-012>

VICENTE, E.; MORENO-DE LAS HERAS, M.; MERINO-MARTÍN, L.; NICOLAU, J.M.; ESPIGARES, T. 2022. Assessing the effects of nurse shrubs, sink patches and plant water-use strategies for the establishment of late-successional tree seedlings in Mediterranean reclaimed mining hillslopes. *Ecol. Eng.* 176, 106538. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106538>