



Seguimiento de las plantaciones realizadas en 2009

Parque Nacional de Cabañeros



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN
Y MEDIO AMBIENTE

ORGANISMO
AUTÓNOMO
NACIONAL

OPINA
ESPANOLA
DE CAMBIO
CLIMÁTICO



Seguimiento de las plantaciones realizadas en 2009 y presentación de resultados según especies y cantones.

Parque Nacional de Cabañeros

Noviembre 2015

ÍNDICE

1. Seguimiento de las plantaciones realizadas en 2009 y presentación de resultados según especies y cantones	
Antecedentes	4
Material y Métodos	6
Resultados y discusión	11
Conclusiones	18
Bibliografía	20

ANTECEDENTES

En el Parque Nacional de Cabañeros, siguiendo las directrices del Plan Director de la Red de Parques Nacionales, se viene realizando la sustitución de masas monoespecíficas de *Pinus pinaster*, plantadas a mediados de siglo pasado, por la vegetación natural previa (Jiménez & López-Izquierdo, 2005). La política de repoblaciones de aquella época estaba orientada fundamentalmente a obtener beneficio económico en aquellas tierras de las que no se podía obtener beneficio de la actividad agrícola. Actualmente la política de reforestación de tierras agrarias (especialmente a partir de 1994) tiene un fin mayoritariamente ambiental, pero peca de no hacer un seguimiento adecuado de las actuaciones (Pemán, 2013). No se conoce el éxito ni siquiera a corto plazo, lo que hace que no se obtenga información sobre las causas de los fallos y así poder realizar una implementación de soluciones para mejorar restauraciones futuras. Actualmente existe una tendencia generalizada a establecer protocolos de seguimiento y una base de datos sobre actuaciones accesible para mejorar la efectividad de las repoblaciones (Bautista et al. 2009, 2010; Gómez-Aparicio et al. 2009, Rey Benayas et al. 2009; Vallauri et al. 2005).

El éxito de las repoblaciones o restauraciones de vegetación autóctona en el clima mediterráneo tienen su piedra de toque en el primer verano (Maestre et al., 2003, Marañón et al., 2004). La fecha de plantación es clave para que las plantas logren desarrollar un sistema radicular que les proporcione la suficiente disponibilidad hídrica como para enfrentarse a la elevada evapotranspiración estival (Corchero et al. 2002; Pemán et al. 2006; Palacios et al. 2009). Con frecuencia, por los plazos de ejecución de la obra, por el clima o por las propias características de la planta, esto no es posible y se hace necesario contribuir de manera externa a mejorar el balance hídrico de las plantas durante esta época. En este sentido, existen dos vías de actuación: mejorar o controlar el aporte de agua o reducir el grado de insolación que sufren las plantas. La implantación de un sistema de riego aumenta considerablemente los costes de ejecución o es imposible de establecer debido a la inaccesibilidad del terreno o a una fuente de aporte constante de agua. Por ello, se suele optar por actuar sobre el segundo término, colocando protecciones individuales, que aportan sombra y mejoran las condiciones hídricas, además de servir de protección frente a los depredadores. Este tipo de actuación no es la panacea, tiene sus inconvenientes ecofisiológicos para algunas

especies (Serrada et al. 2005, Puértolas et al. 2010, Vázquez et al. 2013), además de encarecer la actuación, producir un alto impacto visual y, aunque se utilizan materiales biodegradables en su fabricación, generar una importante cantidad de residuos. Esto es difícilmente asumible cuando la actuación se produce en un Parque Nacional y en una superficie considerable.

Por ello se está probando una nueva vía de actuación que trata de minimizar tanto los costes, como el impacto visual, como las marras en la plantación, además de no interferir en el lento proceso de recolonización natural tras la eliminación de pinares de repoblación de mediados del siglo pasado. Se trata de aplicar nuevas técnicas se están desarrollando actualmente en los agroecosistemas y áreas muy degradadas, que consisten en aprovechar la presencia de matorral pionero (véase la revisión de Brooker et al. 2008). Este matorral, que colonizaría la zona a restaurar de forma natural tras la eliminación del pinar, actúa como facilitador para el asentamiento de especies arbóreas, disminuyendo tratamientos previos y culturales y, por tanto, reduciendo costes de ejecución y marras (Padilla & Pugnaire 2006, Young et al., 2005). Se ha constatado que los arbustos “nodriza” tienen un efecto beneficioso sobre en la supervivencia de plántulas y su crecimiento por aportarle sombra, mejora del contenido de nutrientes, aireación y humedad del suelo, protección contra herbívoros, atracción de dispersantes de semillas o la eliminación de competidores (Jordano et al. 2002, Castro et al. 2002, Gómez-Aparicio et al. 2004, Padilla & Pugnaire 2006, Brooker et al. 2008).

En el Parque Nacional de Cabañeros se viene actuando desde 1995 para eliminar toda la superficie de vegetación no autóctona con distintos tipos de intervenciones (Jiménez & López-Izquierdo 2005). En 2008-9 se procedió a eliminar de cepa y posterior repoblación una importante superficie del pinar de Las Llanas, en este proyecto se muestra el protocolo y los resultados del seguimiento de aquella actuación y de otra actuación en el cantón 1. En este el pinar se eliminó por completo en 2004 sin realizarse ningún tipo de plantación. En la actualidad presenta un alto grado de cobertura de vegetación arbustiva con especies típicas del matorral mediterráneo (*Cistus* spp., *Erica* spp. y *Phillyrea angustifolia*) pero aparentemente escasa colonización por especies arbóreas (fundamentalmente, *Quercus* spp.). Aprovechando la presencia de este matorral, se ha procedido a realizar en febrero de 2012 una siembra con plántulas

de una sabia de especies de la zona en parte de su extensión, para comprobar el efecto del matorral pionero.

En esta primera parte del informe se detalla el resultado del seguimiento de la supervivencia y la magnitud de la incidencia de los daños producidos por herbívoros (fundamentalmente ungulados) sobre las especies plantadas, para la implementación de posibles futuras medidas correctoras. Además se evaluará el papel de los matorrales pioneros como método a contemplar en futuras restauraciones vegetales para tratar de mejorar el éxito de la actuación.

MATERIAL Y MÉTODOS

El pinar de Las Llanas ocupa unas 2500 ha en la parte alta de la Sierra del Chorito sobre el que se viene actuando para restaurar su vegetación original desde 1995 (véase Jiménez & López-Izquierdo 2005, para más detalles). En los años 2008 y 2009 se realizó la actuación de mayor extensión hasta la fecha con la eliminación de aproximadamente 275 ha de pinar y posterior repoblado con cuatro especies de *Quercus*. Se han utilizado plántulas de vivero de una sabia con procedencia certificada de cuatro especies, rebollo (*Quercus pyrenaica*), quejigo (*Q. faginea*), alcornoque (*Q. suber*) y encina (*Q. rotundifolia*). Sobre esta actuación se está realizando un seguimiento extensivo en los cantones 2, 6-12 y 10-13, en la que se determinará tan sólo la supervivencia de las plántulas.

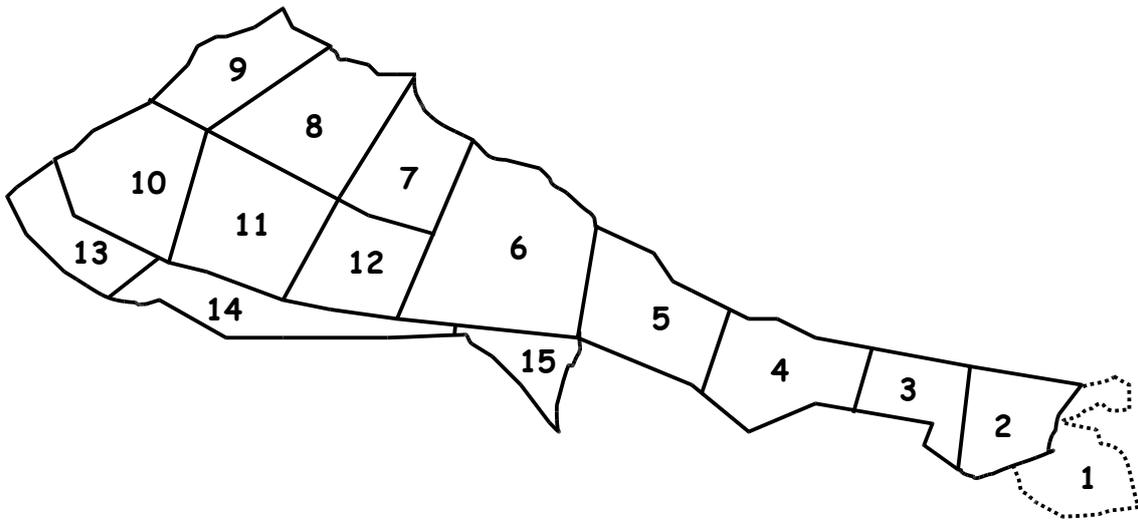


Figura 1. Distribución de los cantones en la finca de Las Llanas.

Por otro lado, en el cantón 1 se está realizando un seguimiento intensivo en el que además de la supervivencia se determinará el grado de daño producido por la sequía y los ungulados, la magnitud de la regeneración natural, el efecto del vallado y de la presencia de matorrales facilitadores sobre la supervivencia de la plantas. Este cantón tiene unas 116 ha y junto con la zona de Navaelgallo fue por dónde comenzó la aclareo y eliminación del pinar de repoblación. Por tanto, ya se aprecia un elevado crecimiento de plántulas pioneras (*Cistus* spp., *Erica* spp. y *Phillyrea angustifolia*). En este contexto, en febrero – marzo de 2012 se realizó una siembra en parte de este cantón (aproximadamente 16 ha en su parte Norte y 1 ha en una exclusión próxima al camino del Brezoso) con una densidad próxima a 1300 plántulas/ha (Figura 2). Las especies utilizadas en esta cantón han sido lentisco (*Pistacia lentiscus*), el madroño (*Arbutus unedo*), alcornoque (*Quercus suber*) y encina (*Q. rotundifolia*).

En la aproximación extensiva la unidad muestral han sido parcelas de 50x2m en las que nos aseguramos que, atendiendo a la densidad de la repoblación, haya al menos 10 plántulas/muestra. Se establecieron un total de 208 transectos repartidos en los distintos cantones dependiendo de la superficie repoblada (cantón 2: 56 transectos; cantones 6 y 12: 80 transectos; cantones 10 y 13: 72; lo que representa el 0.8% de la superficie total) y repartidos equitativamente en cuatro exposiciones (Norte, Sur, valle y plano, Figura 2). Con la distribución descrita se trata de minimizar el efecto sobre los resultados de la distribución espacial de los transectos y de los distintos grados de insolación y disponibilidad de agua. En cada uno de los transectos a los que se asocian

las parcelas se han marcado mediante estacas numeradas y georeferenciando su inicio y su final.

En cada uno de los transectos se han marcado e identificado todas las plántulas y referenciado respecto al eje longitudinal del recorrido, con la distancia a derecha (positivo) e izquierda (negativo) de la línea de progresión con un error de aproximadamente 10 cm. Además, se han marcado para su reconocimiento y posterior seguimiento con una brida holgada de distinto color según especies en su base (verde: rebollo; negra: encina; azul: quejigo y roja: alcornoque). Las revisiones se harán la primera con establecimiento de los transectos, otra pasado el primer verano y luego con una frecuencia quinquenal.

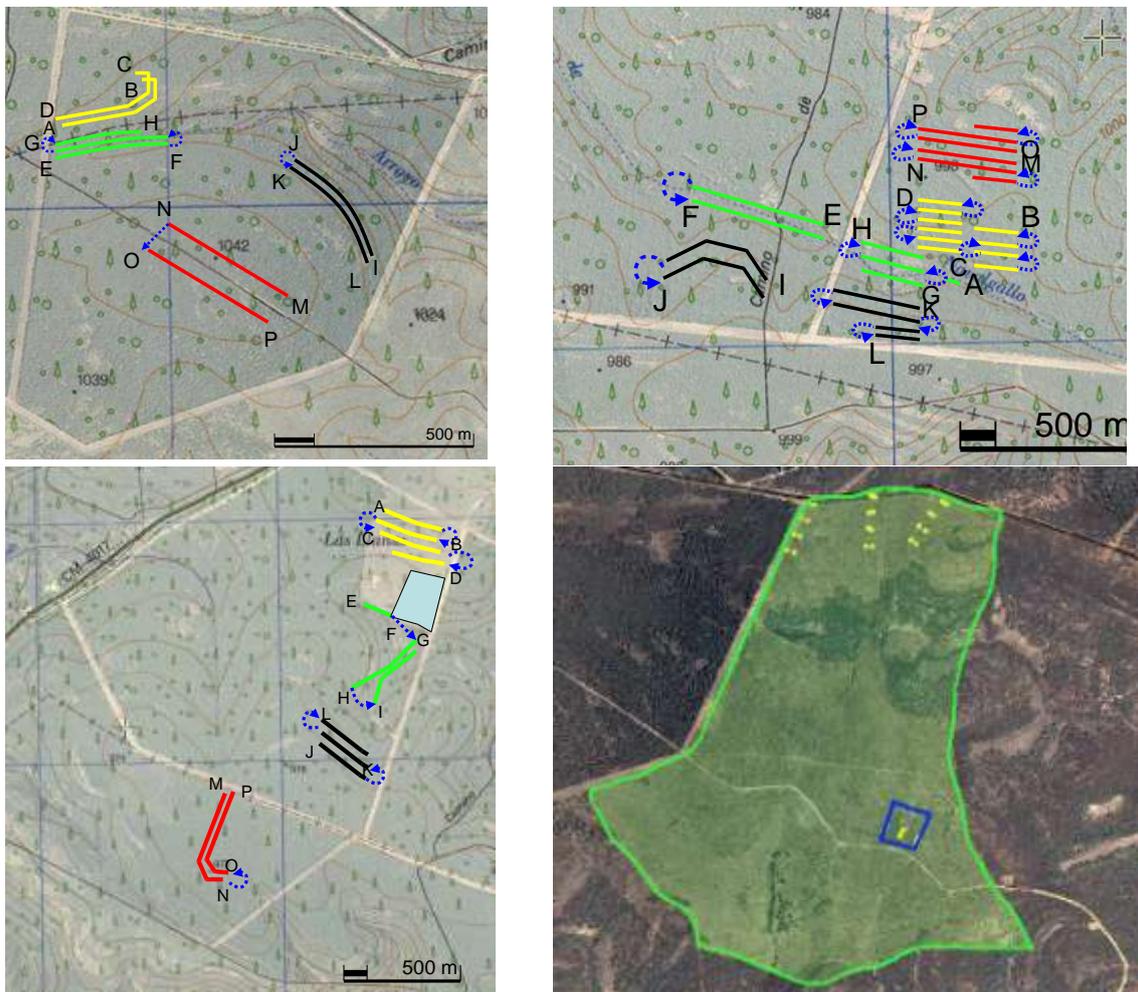


Figura 2. Distribución de los transectos en cada cantón (superior izquierda cantón 2; superior derecha cantones 6 y 12 e inferior izquierda cantones 10 y 13). Para las tres primeras imágenes, los colores de las líneas indican la exposición, amarillo para exposiciones Sur, negro para Norte, verde para valle y rojo para plano. Las flechas azules indican el orden de revisión. En la parte inferior derecha aparece el cantón

1, el cuadrado azul representa la zona excluida y los puntos amarillos el comienzo y final de cada transecto.

En este caso las parcelas son de 0,02 ha (50x4 m) e igualmente se han georreferenciado principio y final de transecto asociado e identificado, referenciado y marcado todos ejemplares encontrados, tanto de los ejemplares plantados como de naturales, para su seguimiento mediante revisiones periódicas. Se ha partido de 24 parcelas de seguimiento (la muestra total es de 0,48 ha, aproximadamente el 3% de la superficie repoblada), divididas en 4 zonas del cantón y colocados en grupos de 6 muestras dispuestas de tal manera que se facilita su revisión. Una de las zonas elegidas se sitúa con una pequeña exclusión, mediante vallado, del paso de ungulados. Las revisiones que se van a efectuar son dos durante el primer año tras la plantación y debería ser una en los años venideros. La primera revisión coincide con el establecimiento de las parcelas, nos permitirá obtener el valor del fallo en el establecimiento. La segunda se realizará pasado el periodo estival y tras las primeras lluvias del otoño (mes de octubre), con esta segunda revisión se cuantificará las marras efecto de la sequía. A partir del segundo año se realizará una única revisión tras el verano. En la primera de las revisiones, además de establecer los transectos, se han marcado e identificado todas las plántulas (naturales o plantadas) presentes en la parcela de muestreo. Las plantas se han referenciado respecto al eje longitudinal del recorrido y con la distancia a derecha (positivo) e izquierda (negativo) de la línea de progresión con un error de aproximadamente 10 cm. Además, se han marcado para su reconocimiento y posterior seguimiento con una brida holgada de color rojo en su base (Figura 3).



Figura 3. En la parte superior izquierda se muestra una estaca numerada que marcan el inicio y el final de cada unidad muestral, la línea de progresión de los transectos se puede observar en la parte superior derecha, se trata de una cinta métrica de 50m. En la parte inferior de la imagen se pueden observar ejemplares de las especies plantadas, con la marca roja que indica que está georeferenciada y asignada a un transecto (de izquierda a derecha; madroño, encina, lentisco y alcornoque).

En todas las revisiones se determina su estado de vivacidad aparente. En primer lugar se observa si la planta ha sobrevivido y se intenta determinar la causa de la muerte. Hay dos causas de muerte de fácil determinación, una debida al fallo en el establecimiento o a la sequía según el número de revisión, en cuyo caso la planta aparece seca, y una segunda causa debida a la actuación de los ungulados. Esta, a su vez, se subdivide en tres tipos de daños, herbivoría extrema (sólo permanece el tallo principal seco), corte (la plántula está cortada por la base del tallo) y arrancada (en este caso aparece con su cepellón expuesto). En ocasiones no se pudo determinar la causa de la muerte al no hallarse la plántula en las proximidades del alcorque, en este caso se codificó la causa de la muerte como indeterminada, incluyéndose dentro de la categoría de ungulados como causante de la marra. Por otra parte, si la plántula aún está viva, también se caracterizó su estado. Igualmente asociado a las causas de daños

mencionadas, sequía y herbivoría. Si la plántula presentaba algún indicio de agostamiento, se acotaron dos niveles de intensidad, ligera: cuando la planta presenta algunas hojas secas o la parte distal de un porcentaje alto de ellas; y severa: cuando las hojas secas son mayoría. El otro tipo de daños son los debidos a herbivoría (tanto por insectos como por mamíferos), en este caso también se cuantificó la magnitud del daño en dos niveles, ligera: el ramoneo o herbivoría afecta a pocas hojas o a poca superficie de ellas y severa: cuando afecta a un gran porcentaje de la superficie foliar total. En ocasiones las plantas sufrieron alguno de los daños descritos anteriormente y lograron sobreponerse, para estos casos también se añadió la calificación de rebrota (por ejemplo, una plántula que aparece completamente seca, pero que comienza de nuevo a brotar de raíz se la codificaría como seca rebrota, y así sucesivamente). La caracterización precisa del estado de cada ejemplar en cada revisión, nos permitirá conocer el porcentaje de plantas que se reponen a cada tipo de daño y así estimar la cantidad real de marras. En el caso de los ejemplares naturales, además de describirlos según las categorías anteriores se trató de determinar su origen (si se trata de un rebrotado o de una planta nacida de semilla) y su edad aunque con limitaciones.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se han marcado y seguido un total próximo a las 4000 plantas fruto de la repoblación en los distintos cantones (cantón 1: 645 plantones; cantón 2: 937; cantón 6-12: 1273 y cantón 10-136: 1189). En cuanto a la regeneración natural bajo los pinares eliminados en 2008-9, la única especie que muestra un valor apreciable es la encina con 367 individuos de distinta clase de edad (densidad 158.7 plantas/ha; 78.9%), mientras que el quejigo (68 individuos, 29.4 p/ha, 14.6%), alcornoque (16, 6.9 p/ha; 3.4%) y el rebollo (10, 4.3 p/ha; 2.2%) tiene una importancia minoritaria. Los resultados del cantón 1, muestran que la regeneración natural pasados más de 10 años desde la eliminación del pinar y podemos observar que es muy escasa y a todas luces insuficiente para conseguir una restauración de la vegetación previa en un periodo razonable de tiempo. La densidad de quercíneas que de forma natural han llegado a colonizar la zona ha sido inferior a 23 plantas por hectárea (datos de junio de 2012) y con una presencia proporcional a los datos obtenidos en la aproximación extensiva (dominancia de la

encina 63,6% de la plantas detectadas 7 de 11 y presencia testimonial de otras cuatro especies: madroño, alcornoque, quejigo y rebollo). Centrándonos en el regenerado natural de encina pasado 6 años tras la eliminación del pinar presentan una tasa de mortalidad del 8.2%, notablemente menor que, como veremos a continuación, los datos obtenidos para cualquiera de las localizaciones y tratamientos de las plantaciones de la especie. Esto implica que potenciar el regenerado natural bajo los pinares mediante aprovechando a los agentes naturales de dispersión de la especie, previo a la eliminación del pinar reduciría la magnitud y los costes de una intervención posterior.

En cuanto a la regeneración asistida en la aproximación extensiva podemos ver en la tabla 1, que el éxito de la repoblación ha sido bastante aceptable. Todas las especies muestran valores globales de supervivencia similarmente altos, destaca el quejigo con un 82.3 %, seguido del rebollo 79.1%, el alcornoque 76.7% y por último, y de forma sorprendente la encina con 74.3%. Por cantones, el cantón 2 es el que mayor tasa de supervivencia presentan todas las especies (91.5%; 94.9%; 91.9% y 83.8%; respectivamente). Por el contrario, la mayores tasa de mortalidad para todas las especies excepto para el alcornoque se dan en el cantón 10-13 (39.0%; 44.7%; 17.7% y 35.0% respectivamente). Esto resultados se explican por una combinación de factores, el primero es el cerramiento de las plantaciones, que ha reducido considerablemente aunque no eliminado completamente el efecto de los herbívoros, el cantón 2 es el que presenta un cerramiento más eficaz. En segundo lugar, la plantación dirigida siguiendo criterios biológicos, quejigos y rebollos fueron plantados en zonas de mayor disponibilidad hídrica, encinas y alcornoces en exposiciones más duras y en las fechas adecuadas. Esto, unido a que encinas y alcornoces, como veremos después, sufren una fuerte presión por parte de los ungulados, explica la supervivencia diferencial entre especies.

Tabla 1. Porcentaje de ejemplares vivos (verde) y muertos (marrón) sobre el total de plántulas seguidas por especie y por cantón.

	Cantón 2		Cantón 6 y 12		Cantón 10 y 13		Total	
Quejigo								
	Plántulas: 306		451		259		1016	
	91.5%	8.5%	88.3	11.7	61.0	39.0	82.3	17.7
Rebollo								
	Plántulas: 409		163		253		825	
	94.9%	5.1%	76.7	23.3	55.3	44.7	79.1	20.9
Alcornoque								
	Plántulas: 111		268		243		622	
	91.9%	8.1%	65.3	34.7	82.3	17.7	76.7	23.3
Encina								
	Plántulas: 111		391		434		936	
	83.8%	16.2%	81.8	18.2	65.0	35.0	74.3	25.7

En cuanto a los resultados del cantón 1, las marras iniciales por fallo en el arraigamiento fueron muy escasas, inferiores al 3% (3,3% en la zona no excluida y 1,2% en la excluida) y han sobrevivido y se han seguido un total de 645 ejemplares de

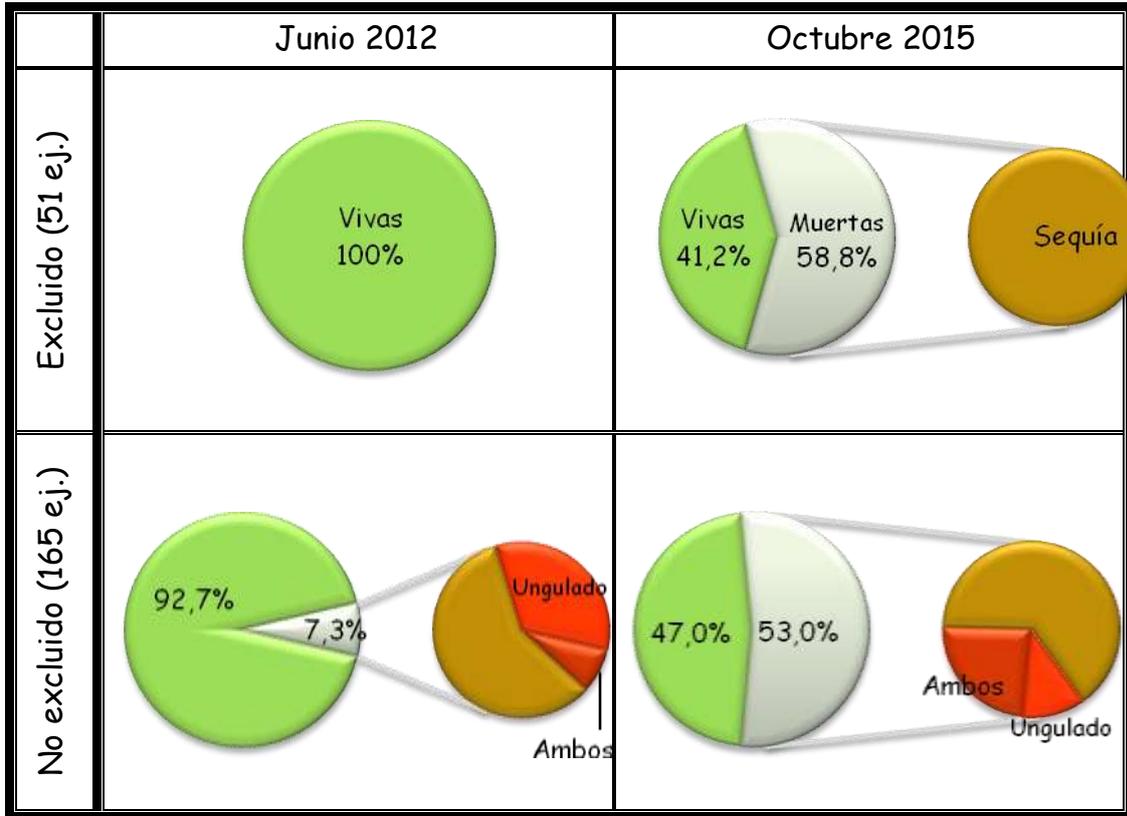
las 4 especies plantadas (madroño: 216; encina: 180; lentisco: 135 y alcornoque: 114). Tras la primera revisión (junio de 2012) permanecían vivas 495 (76,7%) y tras 5 años sobreviven 248 (38,4%). Las causas de mortalidad se reparten casi por igual entre la sequía y los ungulados. Los ungulados han tenido un fuerte efecto sobre la plantación, la exclusión consiguió evitarlo por completo, sin embargo el 27,5% de las plántulas en la zona no excluida han muerto en los primeros meses por algún tipo de daño ocasionado por los ungulados y han seguido actuando sobre la población, provocando la muerte acumulada del 37,4% de las plantas en octubre del 2015.

En lo que respecta a los daños por sequía, hay que destacar que el verano de 2012 fue especialmente duro, el segundo verano más seco desde que se tienen registros, las precipitaciones sólo han alcanzado la cuarta parte de la media de la serie histórica y, en cuanto a temperatura, el cuarto verano más cálido de la serie con aproximadamente dos grados más que la media (fuente AEMET). La sequía ha matado a más de la mitad de las plantas establecidas (51,9%).

Un análisis de las causas de mortalidad por especies muestra que existen dos grupos por la distinta incidencia de los factores. Por un lado, se encuentran el madroño y el lentisco con una baja incidencia de los ungulados y un efecto algo más marcado de la sequía en su supervivencia, sobre todo en el caso del lentisco. Por otro lado, la encina y el alcornoque que se ven muy afectados por la presión de los ungulados con una resistencia a la sequía algo mayor.

La baja presión de herbivoría y la resistencia a la sequía, hacen que el madroño sea la especie que mantiene una mayor proporción de ejemplares vivos (45,6%, Figura 4). La diferencia entre zonas excluidas y no excluidas de los ungulados es baja debido al bajo efecto de estos sobre la especie. El caso del lentisco es particular, ya que pese a que sale bastante bien parado de la presión de los ungulados, si lo comparamos con otras especies, es considerablemente menos resistente a la sequía estival. En conjunto han sobrevivido el 43,0% de los ejemplares plantados (Figura 4), siendo mayor su supervivencia en las zonas de libre tránsito de ungulados. Esto puede ser debido a que las condiciones de exposición y pendiente en la zona excluida hacen que las condiciones hídricas sean más restrictivas.

MADROÑO



LENTISCO

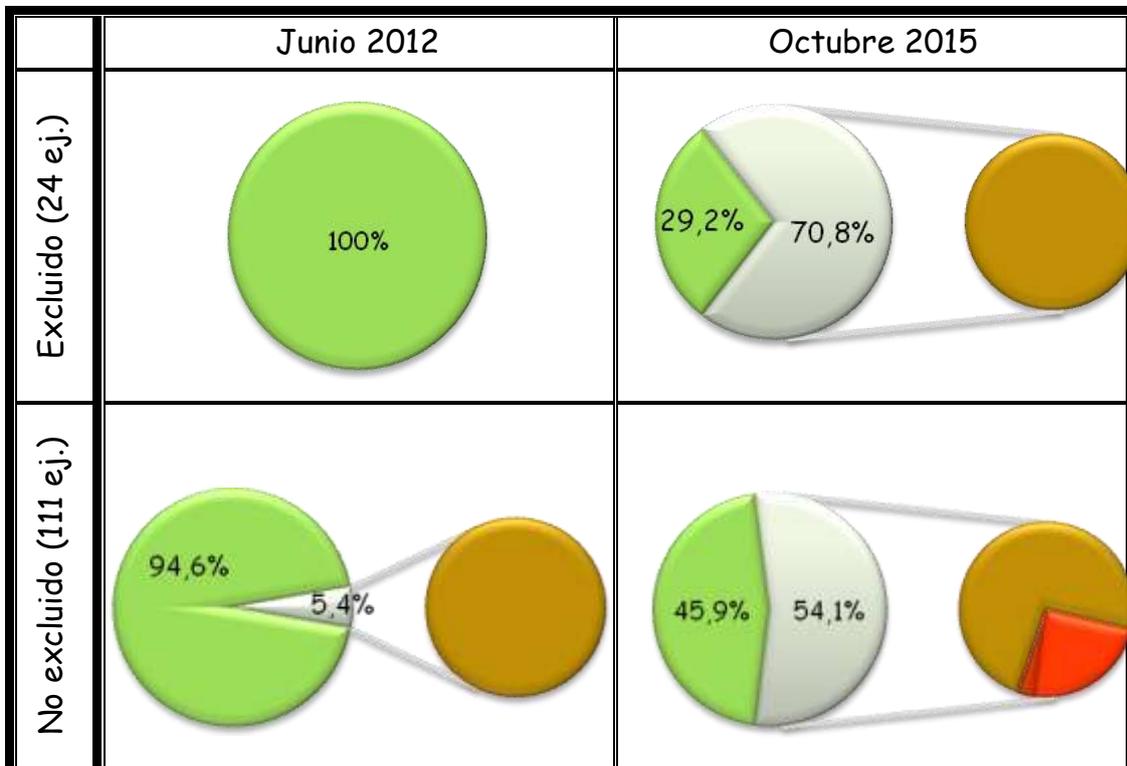
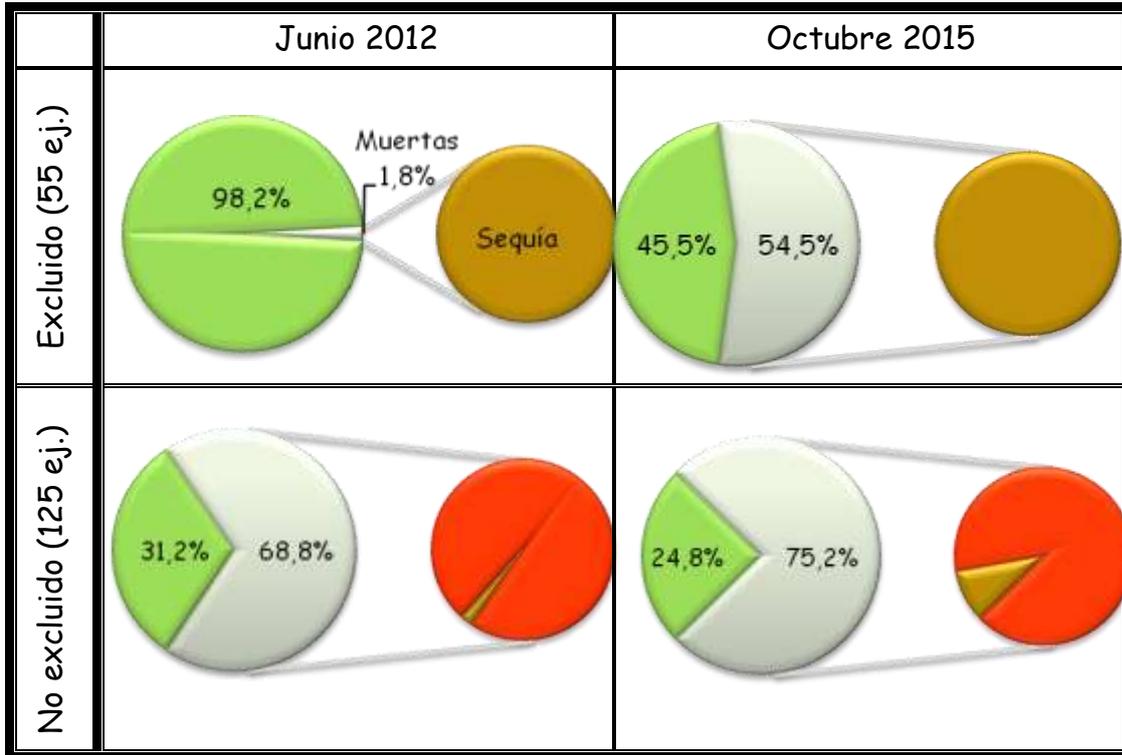


Figura 4. Estado de la plantación de madroño y lentisco. Se puede observar el porcentaje de ejemplares vivos y las marras, las causas se muestran en el subgráfico.

ENCINA



ALCORNOCHE

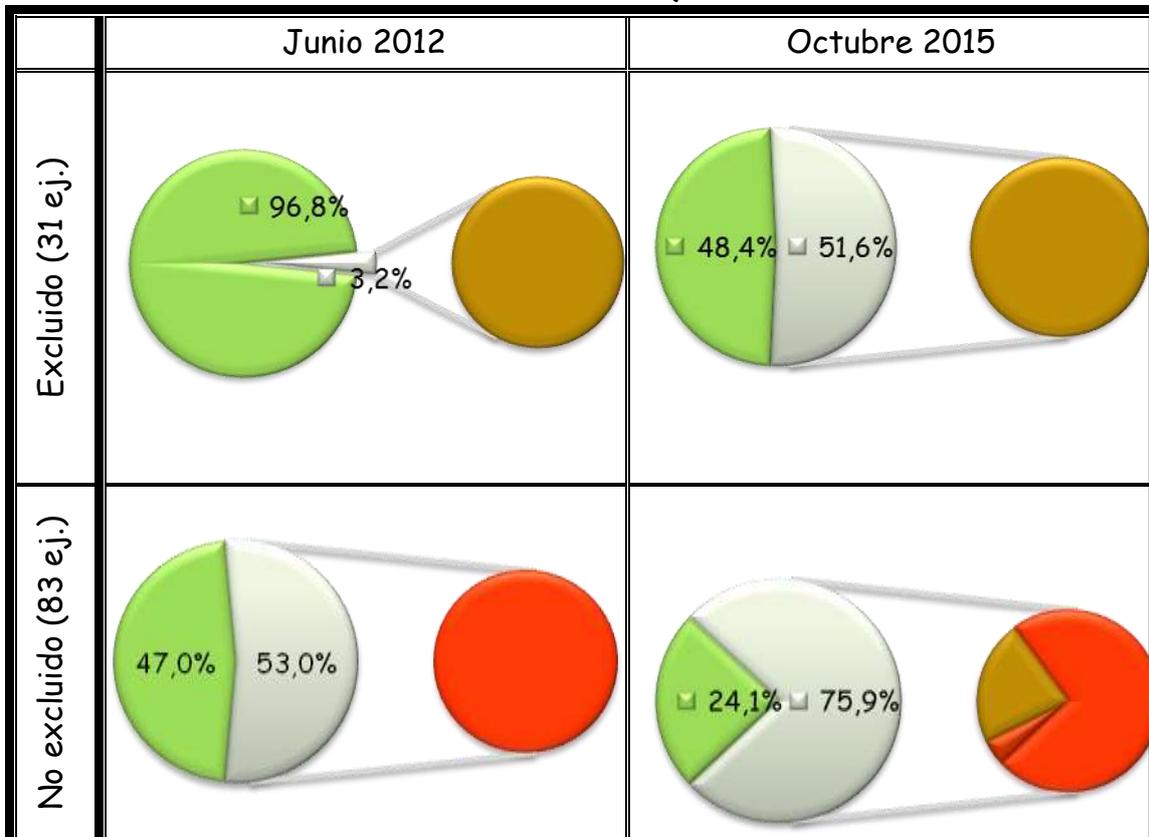


Figura 5. Estado de la plantación de encina y alcornoche. Se puede observar el porcentaje de ejemplares vivos y las marras, las causas se muestran en el subgráfico.

La encina es la especie que mejor aguanta la sequía tan sólo el 20,9% de los ejemplares han muerto debido a ella (frente al 26,1% del alcornoque; 40,1% del madroño y 45,2% del lentisco). Sin embargo, es la tercera especie en porcentaje de ejemplares supervivientes (31,1%). Esto es debido al fuerte efecto de los ungulados sobre su mortalidad (Figura 5), entre las que se pudo esclarecer la causa de la muerte, un alto porcentaje (82,1%) aparecieron cortadas por la base del tallo (similar en el alcornoque 65,7%, no así las otras dos especies: madroño 50%; y nula en el lentisco), el resto aparecieron arrancadas, dejando expuesto el cepellón. Por su parte el alcornoque es la especie que más bajas presenta tan sólo han sobrevivido el 30.7% de los ejemplares plantados (Figura 5). Es la segunda especie peor tratada por los ungulados, el 58,3% de las plantas encontradas muertas han sido a causa de los ungulados, sólo superado por la encina (65,9%) y muy alejado de las otras dos especies (madroño 18,7% y lentisco 14,4%). A esto se suma el efecto de la sequía, ligeramente superior al mostrado para la encina.

CONCLUSIONES:

De forma esquemática se presentan unas conclusiones:

1.- La regeneración mediante agentes naturales no es suficiente como para recuperar la vegetación previa a la implantación del pinar en un periodo de tiempo razonable. El número de plantas que han llegado de forma natural a la zona de pinar eliminado es bastante escaso, además sólo la encina parece llegar con cierta frecuencia, pero con altas expectativas de supervivencia tras la eliminación del pinar. Por ello, es necesario realizar labores de asistencia para acelerar el proceso de restauración. Una de ellas, de bajo coste, sería conseguir un banco de plántulas usando dispersantes naturales, como regenerado natural bajo los pinares esperando a su apertura y reduciendo actuaciones posteriores..

2.- La exclusión de paso a las zonas restauradas de los ungulados es fundamental para aumentar el éxito de la actuación. En las especies más sensibles (encina y alcornoque) se evitaría la pérdida de entorno al 60% de las plántulas. La instalación y mantenimiento de exclusiones es imprescindible en el proceso de restauración.

3.- La sequía estival tiene un efecto crítico sobre la plantación, especialmente en los años más duros y para las especies más sensibles. Las previsiones de veranos más secos y calurosos con las previsiones del cambio climático hacen aún más importante limitar los esfuerzos de repoblación sólo en los años de previsiones más favorables.

4.- Aunque el efecto facilitador de la supervivencia del matorral frente a la herbivoría e insolación se ha visto enmascarado por la dureza extrema de las condiciones que coincidieron en el primer verano tras la plantación del cantón 1, la utilización de matorrales pioneros aparece como una nueva vía de actuación que minimiza tanto los

costes, como el impacto visual, además de no interferir en el lento proceso de recolonización natural.

BIBLIOGRAFÍA:

- ✓ Bautista, S.; Aronson, J.; Vallejo, V. (Eds.). 2009. Land restoration to combat desertification CEAM. CEAM. Valencia. 35-46
- ✓ Bautista, S., Orr, B.J., Alloza, J.A., and Vallejo, V.R. 2010. Evaluation of the restoration of dryland ecosystems in the northern Mediterranean: Implications for practice. In M-F. Courel and G. Schneier-Madanes (eds.), *Water in Arid and Semi-arid Zones. Advances in Global Change Research*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, pp. 295-310.
- ✓ Brooker, R.W.; Maestre, F.T.; Callaway, R.M.; Lortie, C.L.; Cavieres, L.A.; Kunstler, G.; Liancourt, P.; Tielbörger, K.; Travis, J.M.; Anthelme, F.; Armas, C.; Coll, L.; Corcket, E.; Delzon, S.; Forey, E.; Kikvidze, Z.; Olofsson, J.; Pugnaire, F.; Quiroz, C.L.; Saccone, P.; Schiffers, K.; Seifan, M.; Touzard, B.; Michalet, R. 2008. Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. *J. Ecol.* 96: 18-34.
- ✓ Castro, J.; Zamora, R.; Hódar, J.; Gómez, J.; Gómez-Aparicio, L. 2002. Use shrubs as nurse plants for restoration in Mediterranean mountains: a 4-year study. *Rest. Ecol.* 10: 297-305.
- ✓ Corchero, S.; Gozalo, M.; Villar-Salvador, P.; Peñuelas, J. 2002. Crecimiento radical en campo de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* plantados en diferentes momentos. *Montes* 68: 5-11.
- ✓ Gómez-Aparicio, L.; Zamora, R.; Gómez, J.M.; Hódar, J.A.; Castro, J. and Baraza, E. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. 2004. *Ecol. Appl.* 14: 1128–1138.
- ✓ Jiménez, J. & López-Izquierdo, P. 2005. *Restauración de la vegetación en los pinares del Parque Nacional de Cabañeros*. Informe final. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid.
- ✓ Jordano, P.; Zamora, R.; Marañón, T. Y Arroyo, J. 2002. Claves ecológicas para la restauración del bosque mediterráneo. Aspectos demográficos, ecofisiológicos y genéticos. *Ecosistemas* 1: 83-92.
- ✓ Maestre F.T., Cortina J., Bautista S., Bellot J., Vallejo V.R. 2003. Small-scale environmental heterogeneity and spatial-temporal dynamics of seedling establishment in a semiarid degraded ecosystem. *Ecosystems* 6: 630-643.

- ✓ Marañón, T., Zamora, R., Villar R., Zavala, M.A., Quero, J.L., Pérez-Ramos, I., Mendoza, I. & Castro, J. 2004. Regeneration of tree species and restoration under contrasted Mediterranean habitats: field and glasshouse experiments. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences* 30: 187-196.
- ✓ Padilla, F.M. & Pugnaire, F.I. 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 196–202.
- ✓ Palacios, G.; Cerrillo, R.M.; Del Campo, A.; Toral, M. 2009. Site preparation, stock quality and planting date effect on early establishment of Holm oak (*Quercus ilex* L.) seedlings. *Ecol. Eng.* 35: 38-46.
- ✓ Pemán J., Voltas J., Gil E., 2006 Morphological and functional variability in the root system of *Quercus ilex* L. subject to root confinement: consequences for afforestation. *Annals of Forest Science* 63: 425-430.
- ✓ Pemán, J. 2013. Lecciones aprendidas y tareas pendientes en la actividad repobladora y viverística. Sexto Congreso Forestal Español. 10-14 junio 2013. Vitoria-Gasteiz. 1-22.
- ✓ Puértolas, J.; Oliet, J.A.; Jacobs, D.F.; Benito, L.F.; Peñuelas, J.L. 2010. Is light the key factor for success of tube shelters in forest restoration plantings under Mediterranean climates? *For. Ecol. Manage.* 260: 610-617.
- ✓ Rey Benayas, J.M., Newton, A.C., Diaz, A., and Bullock, J.M. 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: A meta-analysis. *Science* 325: 1121-1124.
- ✓ Serrada, R.; Navarro-Cerrillo, R.; Pemán, J. 2005. La calidad de las repoblaciones forestales: una aproximación desde la silvicultura y la ecofisiología. *Invest. Agr.: Sist. Recur. For.* 14 462-481.
- ✓ Vallauri, D., Aronson, J., Dudley, N., and Vallejo, R. 2005. Monitoring and evaluating forest restoration success. In S. Mansourian, D. Vallauri and N. Dudley (eds.), *Forest Restoration in Landscapes. Beyond Planting Trees*. Springer, New York, pp. 150-158.
- ✓ Vázquez, A.; Oliet, J. and Puértolas, J. 2013. Efecto de la transmisividad del tubo protector y la sequía sobre el establecimiento de dos especies mediterráneas *Quercus ilex* y *Pinus halepensis*. En: Martínez-Ruiz, C.; Lario Leza, F.C. &

Fernández-Santos, B. (Eds.). *Avances en la restauración de sistemas forestales. Técnicas de implantación*. SECF-AEET, Madrid. Pp: 101-106.

- ✓ Young, T.P., Petersen, D.A. & Clary, J.J. 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology Letters* 8: 662–673.