

Quercus canariensis Willd.

Quejigo, quejigo andaluz, roble; *cat.*: roure; *gall.*: carvalho cerquinho

Reyes ALEJANO MONGE, Manuel FERNÁNDEZ MARTÍNEZ

1. Descripción

1.1. Morfología

El quejigo pertenece a la familia *Fagaceae*, género *Quercus* y subgénero *Lepidobalanus*. Es un árbol que puede alcanzar portes que sobrepasan los 30 m en buenas estaciones, si bien, en sitios de menor calidad o donde la herbivoría es intensa sólo llegará a los 10-12 m. El porte es robusto y regular en los montes bien tratados, ramificado a bastante altura y con ritidoma no corchoso (Fig. 1) (Ruiz de la Torre, 2006). La corteza y las agallas, a veces abundantes, son ricas en taninos. La especie desarrolla un sistema radical profundo, con la raíz principal menos desarrollada que en los robles genuinos (Ruiz de la Torre, 2006). La copa puede ser amplia y subcilíndrica en árboles aislados, muy tupida y densa y más recogida en el porte forestal.

Las hojas son simples, alternas y subpersistentes, pudiendo aguantar más de un ciclo estacional, por lo que la especie se califica como marcescente o caducifolia. El limbo es subcoriáceo o algo coriáceo, de forma muy variable, de oblongo a elipsoidal, de borde crenado o subdentado (Blanco *et al.*, 1997) y con un tamaño de 6-18 x 4-11 cm (Ruiz de la Torre, 2006). El pecíolo mide entre 8 y 30 mm.

1.2. Biología reproductiva

El quejigo es una especie monoica. Las flores masculinas tienen un perigonio de 6 divisiones y se agrupan en amentos. Éstos son péndulos, de 4-8 cm, de color amarillo verdoso, poco vellosos y se insertan en grupos de 4 ó 5 cerca de la terminación de las ramillas. Las flores femeninas se disponen sobre un pedúnculo corto, presentan 3-4 estilos libres, cortos, terminados en estigmas planos. La especie florece en abril-mayo y la polinización es anemófila.

La maduración de las bellotas es anual, produciéndose en octubre-noviembre. Los frutos o bellotas, en aquenio, tienen unas dimensiones medias de 20-30 x 12-18 cm. Su color es castaño-amarillento; generalmente aparecen en pequeños grupos (Fig. 1). La bellota es bastante cilíndrica, con endocarpo lampiño y cúpula de 7-18 x 9-20 (22) mm, con escamas aovadas y tomentosas, en disposición densa y, al menos las inferiores, gibosas (Fig. 2). Los agentes dispersantes más comunes son las aves, en especial los córvidos como el arrendajo, la urraca o el rabilargo.

Los pies comienzan a producir frutos a una edad aproximada de 25-30 años. Al igual que los demás *Quercus* mediterráneos, es una especie vecera, con marcadas diferencias interanuales en la producción de bellota.



Figura 1. Fruto maduro de *Quercus canariensis* (Foto: Red de Viveros de Andalucía).



Figura 2. Semillas de *Quercus canariensis*.

En condiciones naturales las plántulas de *Q. canariensis* se desarrollan en un ambiente heterogéneo en términos de disponibilidad hídrica y lumínica (Marañón *et al.*, 2004). En estudios realizados en la provincia de Cádiz, Marañón *et al.* (2005) obtienen que el micrositio (zonas abiertas, sombra parcial o sombra total) no influye en las tasas de germinación de *Q. canariensis*; pero las tasas de supervivencia de plántulas son mayores en condiciones de sombra parcial bajo árboles aislados, donde por un lado evitan el desecamiento extremo de zonas abiertas en verano y por otro el déficit extremo de radiación de las zonas totalmente sombreadas. Solo el 20% de plántulas de *Q. canariensis* emergidas en campo sobreviven hasta el final del verano. Cuando las bellotas se diseminan sin protección sufren las mayores pérdidas precisamente en zonas más cubiertas, donde los roedores están más activos (Pérez-Ramos y Marañón., 2009).

Ocasionalmente se hibrida con *Quercus suber* y, en Cataluña, con *Q. petraea* y muy frecuentemente con *Q. pubescens*.

1.3. Distribución y ecología

De los robles españoles es, quizá, uno de los de mayor interés biogeográfico y autoecológico (García López *et al.*, 2005), constituyendo un endemismo de la región mediterránea occidental. Su distribución es íbero-magrebí y es el roble marcescente que ocupa menor extensión en la Península Ibérica (Blanco *et al.*, 1997), estando su área muy fragmentada. En España esta área se divide en tres núcleos: el primero y de mayor extensión está localizado en el SO Peninsular, en la región de Los Alcornocales (provincias de Cádiz y Málaga) y en menor extensión en las Sierras de las provincias de Sevilla y Huelva; un segundo núcleo, con representación más reducida, aparece en Cataluña (El Gironés, Montseny, Montnegre, Maresme, La Selva y Cordillera Litoral hasta la Sierra de Prades), donde la especie se encuentra muy hibridada con los demás *Quercus* de la región, lo que hace muy difícil su estudio (Ruiz de la Torre, 2006); el tercer núcleo aparece más difuso en la Cordillera Mariánica, con pequeños restos hasta los Montes de Toledo y Serranía de las Villuercas.

Quercus canariensis está también representado en el Sur de Portugal (regiones de Beiras Alta y Baja, Extremadura y Alentejo) y en el Norte de Argelia, Marruecos y Túnez.

Abarca en latitud desde 32° N en el Atlas Alto hasta 42° N en La Selva (Gerona) y en longitud desde los 9° O en Portugal hasta los 9° E en Túnez Occidental (Fig. 3) (Ruiz de la Torre, 2006).

El área actual de *Q. canariensis* es el resultado de un proceso de regresión y ruptura en núcleos menores; Blanco *et al.* (1997) consideran que una prueba de ello es el hecho de que el área de distribución de su antecesor fósil (*Q. cardenii*) era mucho más extensa desde el Mioceno al Plioceno (Palamarev, 1989).

En la Península Ibérica el quejigo andaluz no sube mucho en la montaña (hasta 1.000 m de altitud) y tampoco se aleja en exceso de la influencia marítima (se encuentra a partir de 100 m aproximadamente), debido a su termofilia e higrofilia; pero las mejores masas están a 300-400 m de altitud. Al descender en latitud los rangos se amplían y, así, en Tánger se encuentra casi al nivel del mar, subiendo hasta 1.600 m en el Atlas marroquí (Ruiz de la Torre, 2006). Es más termófila –Sáenz de Rivas (1968) la calificó como “temerosa de los fríos invernales”– e hidrófila y menos frugal que el resto de los quejigos y ha sido calificada como el representante occidental del género *Quercus* más exigente en humedad (Blanco *et al.*, 1997). Requiere una precipitación anual mínima de 600 mm, de la que al menos una cuarta parte debe caer en verano, aunque precipitaciones anuales superiores pueden permitir sequías estivales algo más acusadas. Por ejemplo, en la región del Estrecho recibe 880 mm de precipitación anual, pero sólo 50 mm en verano (Ruiz de la Torre, 2006). A medida que su área desciende hacia el sur aumenta su higrofilia y, así, en África precisa un mínimo de 800 mm anuales, estando las mejores masas en áreas con más de 1.000 mm.

En la Península Ibérica habita en áreas con temperaturas medias en enero entre 0 y 12 °C y medias en agosto de 20-24 °C (Ruiz de la Torre, 2006). En cuanto a la fitoclimatología de la especie, en más del 85% de los casos ésta aparece en los subtipos fitoclimático estructurales genuinamente mediterráneos: IV₂ y IV₄ (García López *et al.*, 2005). Siguiendo a los mismos autores, los ámbitos fitoclimáticos particularizados para los puntos de presencia de la especie representan una superficie de potencialidad fitoclimática de aproximadamente 402.000 ha (correspondiendo 392.000 ha al área andaluza y 9.300 ha a la catalana).

Esta especie vegeta casi exclusivamente sobre terrenos silíceos o en ocasiones en calizos muy descalcificados, con valores medios de pH de 5,8 en su área de distribución del Aljibe (Jurado, 2002) y sobre suelos profundos, frescos y fértiles.

Prefiere las umbrías frescas y los márgenes de arroyos, aunque en montañas de gran pluviometría llega a formar manchas extensas y continuas (Marruecos). En España es raro que forme masas puras de extensión considerable. Es más frecuente encontrarla como especie accesoria o dominante en mezcla con alcornoque, rebollo, quejigo, encina o castaño. En general se inserta en bosques subsclerófilos de hoja marcescente y, en ocasiones, da lugar a bosques con elevado nivel de madurez, en mezcla con alcornoque y fresno (Ruiz de la Torre, 2006), pero también forma bosques mixtos de subsclerófilos y esclerófilos con encina, alcornoque, almez, serbales, arces, fresnos, madroños, etc.; más raramente se encuentra en mezcla con acebuche o algarrobo.

2. Materiales forestales de reproducción

2.1. Marco normativo. Identificación de los materiales de reproducción

La especie *Q. canariensis* está sometida a la normativa nacional sobre producción y comercialización de materiales forestales de reproducción, al ser una de las especies incorporadas por España de forma voluntaria al sistema de certificación de la UE (Directiva 1999/107/CE del Consejo). Tiene establecidas cinco regiones de procedencia, cuatro de ellas de área restringida, según una delimitación establecida por el método aglomerativo (Jiménez *et al.*, 1998; Alía *et al.*, 2009) (Fig. 3, Tabla 1). En la actualidad sólo hay catalogadas fuentes semilleras en las dos regiones con mayor presencia de la especie.



Figura 3. Distribución de *Quercus canariensis* y Regiones de Procedencia de sus materiales de reproducción. 1.- Macizo de Aljibe. A.- Sierra de Aracena-Jerez de los Caballeros. B.- Cataluña. C.- Las Villuercas. D.- La Nava de Santiago (Alía *et al.*, 2009).

Quercus canariensis es una especie catalogada en Castilla-La Mancha, como “Vulnerable”, según el Decreto 33/1998. El género *Quercus* está incluido en la normativa sobre pasaporte fitosanitario.

Tabla 1. Descripción de las áreas con presencia de *Quercus canariensis* por región de procedencia (RP: número de la región de procedencia; Pres: presencia de la especie en cada una de las regiones, estimada como el cociente del área de la especie en dicha región respecto del área total de la especie; A: número de meses de déficit hídrico (precipitación media mensual <2 temperatura media mensual); Osc: media anual de la oscilación térmica diaria; Hs: número de meses con helada segura (media mínimas <0 °C); Med: valor medio; Max: valor máximo; Min: valor mínimo; MaxMC: valor máximo del mes más cálido; MinMF: valor mínimo del mes más frío); Tipo de suelo: porcentaje del tipo de suelo según la cartografía Soil Map of the European Communities dentro de cada región de procedencia. La clasificación de suelos utilizada en dicha cartografía es la de FAO de 1974. Las abreviaturas se han actualizado a la clasificación FAO de 1989. Los tipos de suelos inexistentes en la nueva clasificación se han mantenido con los nombres antiguos, asignándoseles nuevas abreviaturas (Rankers: RK, Xerosoles: XE). Sólo se incluyen aquellos suelos que superan el 10% en el conjunto del territorio estudiado).

RP	Pres	Altitud (m)			Precipitación (mm)		A	Temperatura (°C)			Osc	Hs	Tipo de suelo (FAO)
	(%)	Med	Max	Min	Anual	Estival	(meses)	Med	MaxMC	MinMF	(°C)	(meses)	(%)
1	83,4	395	1008	11	1105	34	3,6	16,4	31,1	6	14,8	0	CMu(61) CMc(19) VRx(18)
A	2,5	656	781	517	1051	49	3,1	15,1	32,5	3,2	16,1	0	CMc(59) LVk(41)
B	11,8	551	941	37	973	244	0,3	12,8	28	0	16,1	1,3	CMc(44) CMu(18) FLe(16) ANo(12)
C	1,7	384	1173	297	697	44	3,5	16	35,2	2,8	19,4	0	CMd(100)
D	0,7	285	308	262	598	36	4	16,5	35,1	3,8	17,9	0	PLd(100)

2.2. Técnicas de manejo y propagación

2.2.1. Semillas

La recogida de las bellotas puede realizarse desde octubre hasta principios de invierno, aprovechando las que están caídas en el suelo o vareando el árbol y recogiendo las que caen en lonas extendidas bajo los árboles (Catalán, 1991). La limpieza de las semillas conlleva la eliminación de las cúpulas y demás impurezas, además de las bellotas no válidas. Esta operación se hace por cribado, aventado, flotación y selección manual.

Debido a la gran diversidad genética intrapoblacional en las masas de *Quercus* mediterráneas (Soto *et al.*, 2007), que también se expresa en la variación entre individuos en la producción de fruto, la época de maduración y el tamaño de la bellota, se recomienda recoger los frutos del mayor número posible de árboles y en distintas fechas a lo largo de la montanera. De cada árbol deben seleccionarse las bellotas más gruesas (Domínguez *et al.*, 1995), maduras y sanas.

Las semillas son recalcitrantes, por lo que debe evitarse prolongar su conservación. Se recomienda que el tiempo que media entre la recogida y la siembra sea menor de 6 meses, aunque hay casos en los que las bellotas pueden germinar a los 2-3 años de su recogida, si se han conservado debidamente. Es importante que el contenido en humedad de las bellotas se mantenga en el 40-45% de su peso fresco (Catalán, 1991), pues de lo contrario pierden gran parte de su capacidad de germinación (Zulueta y Montoto, 1992). Durante el invierno del año de recogida pueden conservarse en turba o vermiculita, a temperaturas entre 0 y 2 °C, procurando no bajar nunca de -5 °C (Catalán, 1991), y con ventilación que garantice la renovación del aire. Para una conservación más larga (hasta 1-2 años) pueden guardarse en bolsas de polietileno de 300 galgas (Aroca *et al.*, 2005; Nicolás, com. pers.). Para evitar ataques, durante el almacenamiento se recomienda impregnarlas con insecticidas y fungicidas aplicados en polvo mojado y dejar secar el producto. También pueden conservarse en turba seca, pero no deshidratada, dentro de contenedores que permitan el intercambio gaseoso y a una temperatura entre -3 y -1 °C (contenido de humedad del 40-45%) o almacenarse en frío (0-2 °C), en cámaras que mantengan una humedad relativa elevada (90%) y con buena aireación.

La especie no precisa tratamientos pregerminativos adicionales. La propia conservación húmeda y fresca representa una estratificación fría que rompe el letargo y facilita la germinación. A la hora de sembrar se recomienda la rehidratación en agua durante 24-48 horas y la eliminación de las bellotas flotantes. En la Tabla 2 se especifican datos de referencia de lotes de semillas de *Q. canariensis* ofrecidos por diferentes autores.

Dado que los estándares de la ISTA (2011) para la evaluación de la viabilidad de los lotes de semillas del género *Quercus* están prescritas de forma conjunta, se remite a lo reseñado al respecto en *Q. ilex*.

La germinación de las bellotas de *Quercus* es hipogea. Las plántulas miden 5-6 cm, y presentan hojas primordiales elípticas de bordes dentados y color verde brillante. El tamaño de las semillas es uno de los factores más influyentes en las fases tempranas del ciclo vital de la planta que incluye germinación, emergencia, crecimiento y supervivencia

Tabla 2. Datos característicos de lotes de semillas de *Quercus canariensis*.

Pureza (%)	Facultad germinativa (%)	Nº semillas kg ⁻¹	Referencia
98-100	70-80	180-320-500	Catalán (1991)
94,5-100	63-97	170-248	Navarro-Cerrillo y Gálvez (2001)
98-100		(216)	CNRGF <i>El Serranillo</i> (Anexo III)

(Quero *et al.*, 2007). González *et al.* (2008), en un estudio realizado en cuatro especies del género *Quercus* (*Q. ilex*, *Q. suber*, *Q. faginea* y *Q. pyrenaica*), afirman que este parámetro está, en general, relacionado con el uso de las reservas de las semillas e influye en el tamaño que alcanza la plántula durante las primeras etapas de su crecimiento; aunque el progenitor podría introducir variabilidad en estos efectos, siendo más evidentes en la biomasa de las plantas que en el uso de las reservas. De acuerdo con esto, la selección de semillas para la obtención de planta de calidad debería tener en cuenta tanto la importancia del tamaño de las mismas como la del progenitor (González *et al.*, 2008). En el caso de *Q. canariensis*, sin embargo, las experiencias llevadas a cabo por Quero *et al.* (2007) muestran una relación entre la masa de la plántula y la semilla sólo en condiciones de fuerte sombra (para especies como *Q. ilex* y *Q. suber* esta relación se produce en todas las situaciones).

2.2.2. Vegetativa

La especie no se propaga de forma vegetativa, si bien su capacidad de brotación es buena, lo que permite que las plántulas que mueren puedan rebrotar después de cortarse o morir el tallo. Esta capacidad parece independiente del tamaño de las semillas, al menos en la primera brotación (Quero *et al.*, 2007)

3. Producción de plantas

La siembra en vivero suele hacerse en otoño con semillas recién recolectadas o en primavera con semillas estratificadas en arena húmeda o turba húmeda durante 30-60 días a 0-2 °C. Si la siembra se hace en primavera se pueden emplear bellotas sin germinar, o bien, si éstas han estado estratificadas en arena húmeda, puede ocurrir que hayan germinado durante el almacenaje y tengan una raicilla de 2-5 cm de longitud; si esto ocurre, se podan las raicillas y se procede inmediatamente a la siembra de las bellotas. Las semillas deben colocarse en posición horizontal, de la misma forma en la que naturalmente se disponen las bellotas al caer al suelo y germinar. El porcentaje de marras es mucho más pequeño con semillas pregerminadas. La germinación se produce durante las 4-6 semanas siguientes a la siembra.

El cultivo se realiza en envase forestal de 300-400 cm³ para planta tipo 1-0, obteniéndose una tamaño final de 15-20 cm de altura (Fig. 4) (Navarro Cerrillo y Gálvez, 2001)

Marañón *et al.* (2005), en experimentos realizados en invernadero con esta especie, encuentran que el peso seco de la planta está influenciado por la luz (absorbiendo este

efecto un 48% de la varianza); sin embargo, el factor agua no tiene efecto significativo en las condiciones del experimento. Estos mismos autores obtienen que el crecimiento en invernadero de plantas de *Q. suber* es tres veces mayor que el de las de *Q. canariensis* ($6,97 \pm 42$ g y $1,99 \pm 1,44$ g, respectivamente) para un período de 6 meses desde la emergencia.



Figura 4. Planta de *Quercus canariensis* de una savia cultivada en alvéolo de 300 cm³ (Foto: CNRGF El Serranillo).

4. Uso en repoblaciones y restauraciones

Como ya se indicó en el apartado de distribución, *Quercus canariensis* es una especie con un área de distribución restringida y muy localizada. En consecuencia, los productos o servicios que ha proporcionado (leñas, carbón o montanera) no han destacado frente a los obtenidos de otros *Quercus* que comparten su área, como *Q. suber* (que proporciona corcho) o *Q. ilex* (con bellota, leñas y ramón de más calidad), por lo que no ha sido una especie favorecida ni utilizada en repoblaciones forestales. Sin embargo, las políticas de gestión de los últimos decenios, ayudadas por la consideración de *Q. canariensis* primero como especie “Vulnerable” en el Catálogo Andaluz de especies de la flora silvestre amenazada (D. 104/1994) y posteriormente como especie “De interés especial” (L. 8/2003) (si bien, esta especie no ha sido ya incluida en el D. 23/2012), han hecho disminuir la presión sobre el mismo, que en la actualidad recupera terreno frente al alcornoque, especialmente en zonas más húmedas de su área potencial, asociado a las redes de drenaje (Urbieto, 2009).

Es también a partir de la década de los 90 cuando esta especie empieza a ser más usada en repoblaciones forestales, siendo la herbivoría uno de los principales problemas observados para el desarrollo de las plantas (Sánchez, com. pers.).

5. Planificación de la repoblación

Como método de repoblación puede usarse la siembra o la plantación. Ambos métodos tienen ventajas e inconvenientes, por lo que, según los condicionantes de la zona y de los objetivos de la repoblación que se va a realizar, se optará por uno u otro. En el área del Macizo del Aljibe se usan, con frecuencia, ambos métodos para las repoblaciones con *Q. canariensis* (Sánchez, com. pers.).

La siembra se realiza en otoño, en cuanto se disponga de semillas y el suelo alcance buen tempero. Se colocan 2-4 semillas por punto de siembra (1.200-3.350 semillas ha⁻¹), enterradas 5-10 cm. Algunos autores recomiendan actuaciones que pueden ayudar al éxito de la repoblación si los riesgos de heladas tardías, encharcamiento o depredación son muy altos, como la siembra primaveral con semillas estratificadas en frío o pregerminadas (Seva *et al.*, 2004; Pastor y Bonet, 2008) o la impregnación de las bellotas con repelentes de insectos y roedores y recubrimiento de las raspas con ramaje de matorral.

En cuanto a la plantación, ésta debe realizarse a savia parada, utilizando plantas con cepellón, cultivadas en contenedor y con buenas características morfológicas (Navarro Cerrillo *et al.*, 2006; Fernández, 2008). La época de plantación abarca desde el otoño hasta principios de primavera. Si se tiene en cuenta que esta especie suele usarse en repoblaciones mixtas, el procedimiento de plantación suele ser manual, que permite la mezcla de especies de forma más sencilla.

Con respecto a la edad de las plantas más adecuada para su instalación en campo, no existe bibliografía específica para esta especie. Nicolás *et al.* (2005), en un estudio con *Q. faginea*, observaron que las plantas de una savia presentaban tasas de supervivencia significativamente mayores que las de dos savias, sin que existieran diferencias en la supervivencia o crecimiento en altura en función del tipo de preparación de suelo utilizado (ahoyado con retroexcavadora o subsolado). Sin embargo, los mismos autores encontraron que los crecimientos diamétricos eran mayores para plantas instaladas en hoyos de retro frente a las instaladas en áreas subsoladas. Las marras en las plantas de 2 savias se produjeron principalmente antes del verano, lo que puede estar ligado a la capacidad de la planta de emitir nuevas raíces. Para *Q. suber*, Navarro Cerrillo *et al.* (1997) encontraron que las tasas de supervivencia de plantas eran mayores en áreas preparadas mediante ahoyado frente a zonas subsoladas, aunque la mayor o menor eficacia de los sistemas de preparación considerados están fuertemente influenciados por el tipo de suelo.

La densidad en las repoblaciones varía mucho en función de que se trate de una repoblación monoespecífica o mixta (siendo más frecuentes estas últimas) y de si se trata de una reforestación o una plantación de enriquecimiento o diversificación de especies. En el área del Macizo del Aljibe, las repoblaciones se realizan generalmente de forma mixta con alcornoque, incluyendo, dependiendo de las áreas, un 10 ó 20% de planta de *Q. canariensis* (Sánchez, com. pers.).

En áreas de matorral alto y denso, el tratamiento previo de la vegetación puede hacerse a hecho (si hay poca pendiente) o por fajas. Si la repoblación se hace por hoyos, el desbroce debe hacerse por roza o arranque, de forma simultánea a la preparación si ésta es mecanizada. En los casos en que el desbroce sea selectivo, la herramienta adecuada

será la motodesbrozadora. El laboreo con grada de monte, bastante generalizado en áreas adhesionadas, debe evitarse en las zonas con presencia de “seca” por el riesgo de facilitar la propagación de agentes patógenos, como la *Phytophthora*. Los métodos de preparación de suelo adecuados para esta especie serán puntuales o lineales dependiendo de la topografía, condiciones ecológicas del área y objetivo principal de la repoblación.

Las plántulas responden muy positivamente al riego en período seco, por lo que las lluvias en verano benefician la supervivencia de las plántulas, incluso más que en especies como *Q. suber* (Quero *et al.*, 2008). No obstante, los autores encuentran limitante para el establecimiento de las plántulas tanto la sequía del verano como el exceso de humedad en época de lluvias. Si el período húmedo persiste y se extiende, incluso con encharcamiento, y se adelanta la sequía estival, puede que no exista una ventana temporal suficiente para que las plántulas desarrollen un sistema radical suficiente para tolerar la sequía estival (Urbietta *et al.*, 2008).

6. Bibliografía

- ALÍA R., GARCÍA DEL BARRIO J.M., IGLESIAS S., MANCHA J.A., DE MIGUEL J., NICOLÁS J.L., PÉREZ MARTÍN F., SÁNCHEZ RON D., 2009. Regiones de procedencia de especies forestales en España. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid. pp. 231-234.
- AROCA M.J., SERRADA R., CALDERÓN C., 2005. Influencia del contenido de humedad y del tiempo de almacenaje sobre la capacidad germinativa en bellotas de encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*) sometidas a congelación. Resultados preliminares. En: Actas del IV Congreso Forestal Español. [cd-rom]. (Sociedad Española de Ciencias Forestales, ed.). Zaragoza. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- BLANCO E., CASADO M.A., COSTA M., ESCRIBANO R., GARCÍA-ANTÓN M., GÉNOVA M., GÓMEZ-MANZANEQUE A., GÓMEZ-MANZANEQUE F., MORENO J.C., MORLA C., REGATO P., SAINZ-OLLERO H., 1997. Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica. Ed. Planeta, Barcelona. pp. 256-266.
- CATALÁN G., 1991. Semillas de árboles y arbustos forestales. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. pp. 318-324.
- DOMÍNGUEZ S., CARRASCO I., HERRERO N., NICOLÁS J.L., 1995. El tamaño de las bellotas influye en el éxito de las plantaciones de encinas y quejigos. *Quercus* 117, 16-17.
- FERNÁNDEZ M., 2008. Endurecimiento en vivero de especies leñosas mediterráneas destinadas a plantación forestal. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 28, 13-24.
- GARCÍA-LÓPEZ J.M., GONZALO J., ALLUÉ C., 2005. Fitoclimatología de *Quercus canariensis* Willd. En: España. Potencialidades y adecuaciones fitoclimáticas. *Flora Montiberica* 29, 14-29.
- GONZÁLEZ V., VILLAR R., NAVARRO CERRILLO R.M., 2008. Efecto del peso de la semilla y del progenitor en la biomasa y uso de las reservas de 4 especies de *Quercus*. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 28, 151-156.
- ISTA (International Seed Testing Association), 2011. International rules for seed testing. Edition 2011. ISTA, Bassersdorf, Switzerland.
- JIMÉNEZ M.P., DÍAZ-FERNÁNDEZ P.M., MARTÍN S, GIL L., 1998. Regiones de procedencia de *Quercus pyrenaica* Willd., *Q. faginea* Lam. y *Q. canariensis* Willd. L.. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- JURADO V., 2002. Los bosques de las Sierras del Aljibe y del Campo de Gibraltar. Ecología, transformaciones históricas y Gestión Real. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.
- MARAÑÓN T., ZAMORA R., VILLAR R., ZAVALA M.A., QUERO J.L., PÉREZ-RAMOS I.M., MENDOZA I., CASTRO J., 2004. Regeneration of tree species and restoration under contrasted mediterranean habitats: field and glass house experiments. *Int. J. Ecol. Environ. Sci.* 30, 187-196.

- MARAÑÓN T., VILLAR R., QUERO J.L., PÉREZ-RAMOS I.M., 2005. Análisis del crecimiento de plántulas de *Quercus suber* y *Quercus canariensis*: experimentos de campo y de invernadero. Cuad. Soc. Esp. Cienc. For. 20, 87-92.
- NAVARRO CERRILLO R.M., GÁLVEZ C., 2001. Manual para la identificación y reproducción de semillas de especies vegetales autóctonas de Andalucía. Tomo II. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Córdoba. pp. 283-285.
- NAVARRO CERRILLO R.M., DEL CAMPO A., SERRADA R., 1997. Supervivencia de 5 especies forestales en función de los procedimientos de preparación del suelo en el P.N. Montes de Málaga. Cuad. Soc. Esp. Cienc. For. 4, 113-118.
- NAVARRO CERRILLO R.M., DEL CAMPO A., CORTINA J., 2006 Factores que afectan al éxito de una repoblación y su relación con la calidad de planta. En: Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes mediterráneos. Estado actual de conocimientos. (Cortina J., Peñuelas J.L., Puértolas J., Savé R., Vilagrosa A., eds.). Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. pp. 31-46.
- NICOLÁS J.L., VILLAR-SALVADOR P., PEÑUELAS J.L., 2005. Efecto de la edad de la planta y del tipo de preparación del suelo en la supervivencia y crecimiento de *Quercus faginea*. En: Actas del IV Congreso Forestal Español. [cd-rom]. (Sociedad Española de Ciencias Forestales, ed.). Zaragoza. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- PALAMAREV E., 1989. Paleobotanical evidences of the Tertiary history and origin of the mediterranean sclerophyll dendroflora. Plant Syst. Evol. 162, 93-107.
- PASTOR E., BONET A., 2008. Establecimiento de plantones a partir de bellotas pregerminadas de tres especies de *Quercus sp.* en el parque natural del Carrascal de la Font Roja (Alicante). Cuad. Soc. Esp. Cienc. For. 28, 253-258.
- PÉREZ-RAMOS I.M., MARAÑÓN T., 2009. Effects of waterlogging on seed germination of three mediterranean oaks species: ecological implications. Acta Oecol. 35(3), 422-428.
- QUERO J.L., VILLAR R., MARAÑÓN T., ZAMORA R., POORTER L., 2007. Seed mass effects in four mediterranean *Quercus* species (*Fagaceae*) growing in contrasting light environments. Am. J. Bot. 94(11), 1795-1803.
- QUERO J.L., VILLAR R., MARAÑÓN T., MURILLO A., ZAMORA R., 2008. Respuesta plástica a la luz y al agua en cuatro especies mediterráneas del género *Quercus* (*Fagaceae*). Rev. Chil. Hist. Nat. 81, 373-385.
- RUIZ DE LA TORRE J., 2006. Flora Mayor. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid. pp. 677-683.
- SÁENZ DE RIVAS C., 1968. Notas sobre *Quercus canariensis* Willd. Anal. Inst. Bot. A. J. Cavanilles 26, 45-52.
- SEVA J.P., VALDECANTOS A., CORTINA J., VALLEJO R., 2004. Diferentes técnicas de introducción de *Quercus ilex* ssp. *ballota* (Desf.) Samp. en zonas degradadas de la Comunidad Valenciana. Cuad. Soc. Esp. Cienc. For. 17, 233-238.
- SOTO A., LORENZO Z., GIL L., 2007. Differences in fine-scale genetic structure and dispersal in *Quercus ilex* L. and *Q. suber* L.: consequences for regeneration of mediterranean open woods. Heredity 99, 601-607.
- URBIETA I.R., 2009. Estructura, dinámica y regeneración de los bosques mixtos de alcornoque (*Quercus suber* L.) y quejigo moruno (*Q. canariensis* Willd.) del sur de la Península Ibérica: una aproximación multiescala. Ecosistemas 18(2), 116-121.
- URBIETA I.R., PÉREZ-RAMOS I.M., ZAVALA M.A., MARAÑÓN T., KOBE R.K., 2008. Soil water content and emergence time control seedling establishment in three co-occurring mediterranean oak species. Can. J. For. Res. 38, 2382-2393.
- ZULUETA J., MONTOTO J.L., 1992. Efectos de la temperatura y humedad en la germinación de bellota de encina (*Quercus ilex* L.) y alcornoque (*Quercus suber* L.). Invest. Agr.: Sist. Recur. For. 1(1), 65-71.

Quercus coccifera L.

Coscoja, maraña, chaparra, chaparro, coscolla, sarda; *cat.*: coscoll, garric, cocollis, garritx; *eusk.*: abaritz

Pedro VILLAR-SALVADOR, Mercedes USCOLA, Norberto HEREDIA

1. Descripción

1.1. Morfología

La coscoja es una especie muy polimorfa, no sólo en el porte, sino también en las dimensiones de sus hojas, forma y tamaño del fruto. Por norma general, la coscoja es un arbusto perennifolio de no más de 2 m de altura, aunque puede convertirse en un arbolillo de 4-6 m de alto, sin un tronco diferenciado, con ramas rígidas, densas y enmarañadas desde la base, que dan lugar a una copa muy tupida. La corteza es lisa y grisácea en las ramas, algo fisurada en los pies más viejos y tomentosa en las ramas jóvenes (López González, 2001). En condiciones de estrés, como cuando se desarrolla sobre suelos poco desarrollados o está sometida a frecuentes incendios y pastoreo, forma matorrales densamente ramificados, con una copa de 0,5 a 1,5 m de altura y de 1 a 10 m de diámetro. Su fisonomía cambia con los gradientes climáticos, pero hay otros factores, como la luz, que también influyen, lo cual se ha interpretado como una respuesta adaptativa (Cañellas, 1991). El tronco, cuando está diferenciado, tiene una ramificación muy baja, aunque lo más habitual es que no se diferencie, debido a su facultad de brotar de raíz o de cepa.

Las hojas son persistentes, con una vida media en torno a los dos años, simples, pecioladas, alternas, escleromorfas, de forma oblonga a elíptica u obovada, lampiñas y de color verde vivo brillante por ambas caras, algo más claras por el envés. La lámina mide de 2-7 cm de longitud y 1-4 cm de anchura. El margen es ondulado con dientes punzantes. Las estípulas son escariosas, lineares, obtusas, pestañosas y muy caedizas. El pecíolo mide 1-5 mm y es lampiño en las hojas adultas (López González, 2001). En condiciones de estrés hídrico intenso, la coscoja pierde una gran cantidad de follaje, con lo que reduce su capacidad transpiracional (Cañellas, 1993). Las yemas son pequeñas, oviformes, obtusas, con escamas pardo-rojizas, lampiñas o glabrescentes.

Su sistema radical no es muy profundo, pero es muy denso, con abundantes raíces capaces de producir numerosos renuevos durante casi toda su vida y que muestran un crecimiento relativamente rápido (Cañellas, 1991). La capacidad de emitir brotes de cepa proviene de un abultamiento en el nodo de la corona de la raíz, denominado lignotuber, que se engrosa, alcanzando un diámetro superior al del tronco.

1.2. Biología reproductiva

La coscoja es monoica, con las inflorescencias masculinas y femeninas separadas, aunque en algunas ocasiones podemos encontrar inflorescencias y flores bisexuales. Las flores no presentan un color definido y son de tamaño inferior a 5 mm. Las flores masculinas se

disponen en amentos cortos, de 2-5 cm, y delgados, de color amarillento, que aparecen en grupos de 2 a 3 en las axilas de las hojas. Las flores femeninas son menos visibles y se disponen solitarias o en grupos de 2 ó 3.

La floración coincide, en gran medida, con el crecimiento vegetativo del primer brote anual, que se centra en abril (Castro-Díez y Montserrat-Martí, 1998), si bien varía dependiendo de las condiciones ambientales y la localización de la coscoja. Esta fase dura aproximadamente un mes, tras lo cual los amentos empiezan a tomar una coloración marrón para posteriormente caer (Gómez-Casero *et al.*, 2007). Suele haber un solapamiento en el tiempo entre la receptividad de las flores femeninas y la floración masculina, aunque los miembros de una misma población no suelen presentar flores de ambos sexos de forma simultánea. La polinización es anemófila.

El fruto de la coscoja es una bellota, de forma ovalada y cubierta lustrosa y coriácea, de unos 1-5 cm de longitud y 0,8-2 cm de anchura, rodeada en la base por una caperuza córnea hemisférica llamada cúpula o cascabillo, cuya superficie está cubierta de escamitas empizarradas, rígidas y pinchudas (Fig. 1 y 2). Las bellotas de *Q. coccifera* normalmente presentan una maduración bianual, pero también es posible encontrar casos de ciclos de maduración anual, bienal temprana y otoñal (Bianco y Schirone, 1985; Amaral Franco, 1990). La sequía estival influye en la cantidad de abortos y el tamaño de las bellotas. Cuando no hay sequía, la cosecha puede estar limitada entonces por la fertilidad del suelo (Siscart *et al.*, 1999). Las bellotas se dispersan entre octubre y noviembre (Castro-Díez y Montserrat-Martí, 1998) y pueden tolerar heladas de hasta $-10,5$ °C, umbral muy parecido al de *Q. ilex* y bastante más elevado que el de las bellotas de *Q. faginea* y *Q. pyrenaica* (Esteso-Martínez y Gil Pelegrín, 2004). La coscoja alterna años de cosecha excepcional con otros de cosecha baja o nula (Martín *et al.*, 1998; Siscart *et al.*, 1999).



Figura 1. Frutos de *Quercus coccifera* (Foto: J. Pemán)



Figura 2. Bellotas de *Quercus coccifera*.

La dispersión primaria de la bellota, como en otras quercíneas, se produce por gravedad, mientras que la dispersión activa de las bellotas se realiza por medio de roedores y algunos córvidos, especialmente el arrendajo (*Garrulus glandarius*). Tanto unos como otros seleccionan antes las bellotas de otras quercíneas que las de coscoja, probablemente por el menor valor nutricional de las últimas (Pons y Pausas, 2007 a y b). En ambientes de elevado estrés la coscoja se reproduce principalmente por vía vegetativa.

1.3. Distribución y ecología

La coscoja está presente en toda la Cuenca Mediterránea, aunque con un mayor predominio en la parte central y occidental. Ocupa más de 2 millones de hectáreas en masas puras o mezcladas con otros arbustos perennifolios (Le Houérou, 1981). En España está en las islas Baleares y en la Península Ibérica, en amplias zonas del centro, la mitad sur y la mitad oriental (Fig. 3). Está ausente de Galicia, Asturias y Cantabria, es rara en Álava y Guipúzcoa y no se encuentra en gran parte de Castilla y León (Amaral Franco, 1990; Rosúa Campos *et al.*, 2001). Habita en un amplio rango de altitudes dentro de la Península Ibérica, desde el nivel del mar hasta los 1.500 m de altitud (La Sagra, Huéscar, Granada), si bien su abundancia se reduce drásticamente a partir de los 1.000 m y aproximadamente el 80% de las citas sobre su presencia la sitúan entre 200 y 1.000 m de altitud (Cañellas, 1993).

A grandes rasgos se puede encontrar la coscoja formando dos tipos de estructuras. Por un lado, constituyendo una masa densa continua (garriga) en regiones con una sequía estival prolongada y precipitaciones anuales poco importantes, que protege y estabiliza el suelo y constituye un buen refugio y zona de alimento a la fauna silvestre y ganadera (Nastis, 1981); en muchos casos representan formaciones secundarias resultantes de la degradación de encinares (Rosúa Campos *et al.*, 2001). Por otro lado, se puede observar la presencia de coscojas individualizadas, constituyendo un subpiso arbustivo con pocos individuos dispersos y de talla media, en combinación con encinas y quejigos aprovechados en monte bajo. En el Valle del Ebro la coscoja también coexiste con *Juniperus thurifera* (Braun-Blanquet y Bolós, 1957).

Los rangos más frecuentes de temperatura media anual y temperatura media de las mínimas del mes más frío en los que se hallan las poblaciones de coscoja son entre 12,2 y 17,8 y $-1,2$ y $4,4$ °C, respectivamente, mientras que la precipitación anual media y la estival varían entre 350 y 670 y 30 y 105 mm, respectivamente (Anexo I). Puede habitar en ambientes muy xéricos, como en el Cabo de Gata (Almería) con 200 mm año^{-1} , pero también muy húmedos, como el de Grazalema (Cádiz). Es indiferente a la naturaleza química del suelo, aunque es más frecuente sobre sustratos básicos (Cañellas, 1993). Puede encontrarse sobre suelos pedregosos e incluso en yesos, donde se ha señalado la capacidad de la coscoja para prosperar y competir eficazmente gracias a la importante relación media que se establece entre su biomasa subterránea y la aérea, cercana a valores de 3,5 y sensiblemente superior a la de otras especies mediterráneas (Cañellas y San Miguel, 1996). La coscoja es menos resistente al frío que *Q. ilex* (Larcher, 1981), que la desplaza en las estaciones más frías, por lo que se restringe en las montañas a la orientación sur.

2. Materiales Forestales de Reproducción

2.1. Marco normativo. Identificación de los materiales de reproducción

Quercus coccifera está sujeta a la normativa nacional vigente sobre regulación de materiales forestales de reproducción. Está dentro de la categoría de especies con regiones de procedencia comunes (regiones delimitadas por el método divisivo). Las regiones

de procedencia en las que se localizan poblaciones de coscoja aparecen en la Figura 3; sus características ambientales se recogen en la Tabla 1. En el Catálogo Nacional de Materiales de Base todas las unidades de admisión son fuentes semilleras, tipo de material que no implica selección fenotípica o genética, lo que es acorde con el escaso interés productivo de la especie. Los materiales de base catalogados actualmente, si bien no cubren todas las regiones de procedencia, sí posibilitan la recogida de materiales en las de mayor representación territorial, salvo las situadas en la mitad meridional de la Meseta sur.

Se han descrito algunas diferencias ecotípicas en la coscoja. Así, se ha observado que la plasticidad fenotípica a la luz de ciertos atributos fisiológicos y morfológicos en una población de roquedos de Teruel es menor que en una población de bosque cerrado en la Serra de Arrábida, al sur de Portugal (Balaguer *et al.*, 2001). No obstante, existe un importante desconocimiento sobre diferencias funcionales en el nivel intraespecífico.

En cuanto a medidas de protección, sólo cabe señalar que la coscoja de las poblaciones de los montes Udalaiz y Montañó tiene la catalogación de especie “De interés especial” en el País Vasco, de acuerdo con la Orden de 10 de enero de 2011, de la Consejería de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca. El género *Quercus* está incluido en la normativa sobre pasaporte fitosanitario.



Figura 3. Distribución de *Quercus coccifera* y Regiones de Procedencia de sus materiales de reproducción (Alía *et al.*, 2009).

Tabla 1. Descripción de las áreas con presencia de *Quercus coccolifera* por región de procedencia (RP: número de la región de procedencia; Pres: presencia de la especie en cada una de las regiones, estimada como el cociente del área de la especie en dicha región respecto del área total de la especie; A: número de meses de déficit hídrico (precipitación media mensual <2 temperatura media mensual); Osc: media anual de la oscilación térmica diaria; Hs: número de meses con helada segura (media mínimas <0 °C); Med: valor medio; Max: valor máximo; Min: valor mínimo; MaxMC: valor máximo del mes más cálido; MinMF: valor mínimo del mes más frío); Tipo de suelo: porcentaje del tipo de suelo según la cartografía Soil Map of the European Communities dentro de cada región de procedencia. La clasificación de suelos utilizada en dicha cartografía es la de FAO de 1974. Las abreviaturas se han actualizado a la clasificación FAO de 1989. Los tipos de suelos inexistentes en la nueva clasificación se han mantenido con los nombres antiguos, asignándoles nuevas abreviaturas (Rankers: RK, Xerosoles: XE). Sólo se incluyen aquellos suelos que superan el 10% en el conjunto del territorio estudiado).

RP	Pres		Altitud (m)			Precipitación (mm)		A			Temperatura (°C)			Osc	Hs	Tipo de suelo (FAO)
	(%)		Med	Max	Min	Anual	Estival	(meses)	Med	MaxMC	MinMF	(°C)	(meses)			
7	3	581	896	351	641	111	2	12,4	28,6	0,9	16,8	0	CMc(78) CMg(11)			
8	0,1	902	1132	598	845	234	0	10,5	28	-3,3	17,8	4,2	CMg(80) CMc(20)			
9	2,5	714	1282	392	741	149	0,9	11,8	29,1	-0,9	17,8	1,6	CMc(76) VRx(12)			
10	0,1	87	159	22	699	124	1,8	15,9	29,9	3,3	15,8	0	CMd(73) CMe(27)			
11	7,5	615	1274	255	583	122	1,8	12,8	30,8	-0,8	19,3	1,4	CMc(76) XEc(10)			
12	3	376	942	70	389	77	3,6	14,3	32,4	0,7	19,5	0,1	XEc(39) XEy(26) CMc(19)			
13	2,7	726	1142	333	447	95	2,8	13	30,4	0,5	17,9	0,2	CMc(41) CMg(21) XEc(19) CMc(10)			
14	5,7	588	1095	289	541	106	2,4	12,7	29,2	0,9	17	0,1	CMc(71) CMg(26)			
15	0,2	711	847	590	489	102	2,4	12,7	29,3	1	17,1	0	CMc(74) CMg(26)			
19	0	490	526	419	776	44	3,5	15,3	34,6	1,7	19,4	0	CMd(100)			
20	0,3	813	929	651	574	70	3	13	31,7	0,2	18	0,1	CMc(70) CMd(20)			
21	3,4	804	1151	593	496	71	3,2	12,7	32,4	-0,9	18,7	1,8	CMc(85) FLLe(13)			
23	2,4	941	1431	434	511	121	1,5	12,5	28,6	0,5	16	0,4	CMc(90)			
24	2	179	678	7	559	62	3,4	16,5	30,5	4,8	15,3	0	CMc(82) FLLe(18)			
25	18,5	648	1260	37	536	70	3	14,5	30,2	2,9	16,2	0	CMc(88) XEc(10)			

RP	Pres (%)	Altitud (m)			Precipitación (mm)		A (meses)	Temperatura (°C)			Osc (°C)	Hs (meses)	Tipo de suelo (FAO)
		Med	Max	Min	Annual	Estival		Med	MaxMC	MinMF			
26	2,3	901	1216	729	538	72	3	12,7	31,9	-0,6	19,2	1,4	CMc(97)
27	3,6	701	1062	507	466	58	3,6	13,6	33,2	-0,2	19,6	0,7	CMc(84) FLe(15)
28	3,4	596	964	354	479	53	3,9	14,3	33,8	0,5	19,7	0,4	CMc(42) FLe(27) LVv(15)
29	4,2	663	1066	354	460	51	4,1	14,6	34,2	0,6	20,3	0,2	LVk(29) CMc(16) CMc(16) CMd(12) PLd(11) LVx(10)
31	0,8	438	729	179	537	36	4,1	15,9	34	3,3	17,9	0	CMc(48) LVk(18) CMc(12) VRx(12)
32	2,8	746	1039	532	486	44	4	14,4	34,3	0,5	19,9	0	CMc(54) LVx(41)
33	13,6	796	1072	452	417	57	3,8	13,8	33	0,4	19,6	0,2	CMc(69) XEc(11)
34	5	864	1158	702	473	54	3,7	13,7	33,5	-0,1	20	0,5	CMc(48) CMc(18) LVk(14)
35	1,3	869	1462	472	700	50	3,5	14,5	33,5	1,5	19,3	0	CMc(80) LVk(17)
36	1,6	819	981	627	374	63	3,5	13,8	31,3	1,4	17,9	0	XEc(59) CMc(41)
38	0,8	557	1288	75	319	23	6,1	16,4	31,7	4,6	16,1	0	XEc(50) CMc(25) CMc(20)
39	0	1397	1418	1375	439	41	3,7	12,4	29,6	0,1	16,6	0,1	CMc(50) FLe(50)
40	2	846	1975	307	626	40	4	14,9	33,2	1,8	18,3	0,1	CMc(93)
41	2,3	540	1049	58	605	32	4,2	16,3	34,1	3,4	18	0	CMc(58) LVk(23)
42	0,7	655	1288	124	806	30	4	15,3	31,2	3,8	16	0	CMc(56) CMc(31) LVk(12)
43	0,2	417	1036	35	884	28	4	16,5	30,3	6,3	14,2	0	CMc(36) CMc(33) VRx(19)
44	0,1	325	512	38	715	33	4,1	16,6	35,5	3,3	17,8	0	CMd(46) CMc(39) CMc(15)
45	1,5	413	841	106	734	36	3,9	16,4	34,9	3,3	17,7	0	CMc(72) CMd(11)
46	2,1	562	878	255	692	41	3,8	15,6	33,8	3	17,6	0	CMc(48) LVk(15) CMc(13) CMd(13) LVx(10)

2.2. Técnicas de manejo y propagación

2.2.1. Semillas

Las bellotas de coscoja se recogen a mano, directamente de las ramas o del suelo, a partir de noviembre, tras la caída natural o previo vareo, si bien la configuración cerrada de las matas puede dificultar la operación. La cúpula y otras impurezas se separan por cribado y aventado. En ocasiones es preciso la retirada manual del cascabillo de la bellota. La eliminación de bellotas dañadas o parasitadas se puede hacer parcialmente por flotación en agua. La coscoja se propaga muy bien por semilla. Las características medias de los lotes de bellotas de coscoja se recogen en la Tabla 2.

Las bellotas de coscoja son recalcitrantes por lo que su conservación debe asegurar su contenido de humedad, que debe ser alto (38-45%), y garantizar una cierta actividad metabólica. Para su almacenaje se aconseja seguir las mismas recomendaciones que las descritas para *Q. ilex*. No requiere ninguno pretratamiento germinativo, aunque sumergirlas en agua durante 24 horas previamente a la siembra ayuda a homogeneizar la nascencia (García-Fayos, 2001).

En cuanto a la analítica de los lotes, se remite a lo reseñado al respecto para *Q. ilex*, dado que las normas ISTA (2011) prescriben de forma conjunta sus recomendaciones para las especies del género *Quercus*.

Tabla 2. Datos característicos de lotes de semillas de *Quercus coccifera*.

Pureza (%)	Facultad germinativa (%)	Nº semillas kg ⁻¹	Referencia
98-100	60-80	150-340-520	Catalán (1991)
		191-262-387	García-Fayos (2001)
95-100	83-85	186-210	Navarro-Cerrillo y Gálvez (2001)
	60-80	200-340-500	Piotto y Di Noi (2001)
91-100	75-100	190-460	Banc de Llavors Forestals (Anexo II)
95-98	70-85	190-380	CNRGF <i>El Serranillo</i> (Anexo III)

La germinación de las bellotas es hipogea. Las plántulas tiene 5-6 cm y presentan hojas primordiales elípticas, de bordes dentados y color verde rojizo (Navarro Cerillo y Gálvez, 2001).

3. Producción de plantas

Se recomienda cultivar la coscoja en contenedor y no a raíz desnuda, debido a que es una especie que se planta en ambientes mediterráneos secos y semiáridos. La siembra en vivero puede realizarse en otoño, inmediatamente después de la cosecha de las bellotas, o bien al final del invierno y comienzos de la primavera. Las siembras de otoño en el exterior deberán evitarse en caso de fuertes heladas invernales y en localidades con prolongadas

heladas primaverales el cultivo deberá comenzar en invernadero. Si se prevé que el lote de bellotas tenga una germinación reducida y se quiere garantizar una ocupación lo más completa posible de las bandejas de cultivo, se puede realizar su pregerminación en bandejas con turba húmeda. Cuando la mayoría de las bellotas haya germinado y la radícula no tenga más de 2 cm de longitud, se pueden pasar a los envases para su cultivo final. La práctica de sembrar bellotas pregerminadas tiene el inconveniente de que se genere un reviramiento tipo bucle por debajo del cuello de la raíz. Sólo se debe sembrar una bellota por alvéolo, que se dispone horizontalmente y a no más de 3 cm de profundidad. La emergencia de las plántulas de *Q. coccifera* tarda 0,5-2 meses en invernadero, habiéndose comprobado que es más rápida si se utilizan bellotas que han sido conservadas adecuadamente.

Se recomienda emplear contenedores de 300 ó 400 cm³, ya que los envases de gran volumen y, sobretodo, de gran profundidad suelen beneficiar el establecimiento en campo de las quercíneas (Domínguez Lerena, 2000; Tsakalidimi *et al.*, 2005; Chirino *et al.*, 2009). Los sustratos más frecuentes en los que se cultiva la coscoja son turbas rubias y negras, fertilizadas o no, o mezclas de fibra de coco con turba, con adiciones de hasta un 20% de vermiculita. La densidad de cultivo puede ser de media a alta (como máximo 400 plantas m⁻²), ya que la parte aérea de la coscoja no ocupa mucho espacio lateral.

La coscoja muestra una baja plasticidad a factores ambientales de cultivo, como la radiación y la disponibilidad de nutrientes (Valladares *et al.*, 2000). No obstante, se obtienen plantas de buena calidad con elevados niveles de supervivencia y crecimiento en campo con aportes de 75 mg de N por planta, repartidos a lo largo de 20 semanas (una fertirrigación por semana) (Villar-Salvador *et al.*, 2008 a y b). En general, los brinzales de mayor tamaño suelen tener mejor desarrollo en campo que las plantas pequeñas (Santos *et al.*, 2005), si bien las muy grandes pueden también reducir su supervivencia (Cortina *et al.*, 2004). Experiencias en encina, una especie muy emparentada con la coscoja, sugieren que la fertilización no debe empezarse hasta que las plantas hayan concluido su primera metida, ya que la mayor parte del nitrógeno que usa la planta en dicha fase proviene de la bellota, no aprovechando apenas el N aportado por el fertilizante (Villar-Salvador *et al.*, 2010). En lugares muy cálidos en verano, las plantas se pueden sombrear ligeramente, con el fin de protegerlas y reducir el consumo de agua en el cultivo. La sombra no debe ser superior al 60% y sólo se aplicará durante los meses de verano. La micorrización en vivero ha mostrado resultados desiguales en la supervivencia y crecimiento en campo en comparación con plantas no inoculadas. Así, plantones inoculados con *Scleroderma verrucosum* presentaron mayores tasas al respecto que los de control (Caravaca *et al.*, 2005). En cambio, la inoculación con *Pisolithus tinctorius* no afectó la supervivencia (Maestre *et al.*, 2002). *Quercus coccifera* puede micorrizarse con especies del género *Tuber*, mayoritariamente *T. melanosporum* (Reyna, 2007). Una información más detallada sobre la micorrización controlada puede consultarse en la ficha de *Q. ilex*.

En la Tabla 3 se recogen las características morfológicas y la concentración de nutrientes habituales y recomendadas para plantas de una savia de *Q. coccifera*. Los plantones de esta especie (Fig. 4) producen raíces primarias muy gruesas de color marrón, mientras que las raíces secundarias están mucho menos desarrolladas. La presencia de ramificaciones en los tallos de los brinzales de una savia es rara, pero no así en los de dos o más savias.

Tabla 3. Valores de atributos morfológicos y fisiológicos (media \pm error estándar) de brinzales de una savia de *Quercus coccifera* (Dominguez-Lerena, 2001; Trubat *et al.*, 2004 y 2008; Tsakaldimi *et al.*, 2005; Villar-Salvador *et al.*, 2008 a y b; y datos inéditos del CNRGF *El Serranillo*).

Atributo	Valores medios de referencia	Valores recomendados	Valores mínimos recomendados
Atributos morfológicos			
Altura (cm)	15,5 \pm 4,4	>16,0	13,0
Diámetro del cuello de la raíz (mm) ⁽¹⁾	3,7 \pm 0,4	>4,0	3,5
Peso seco aéreo - PA (g)	1,8 \pm 1,0	>1,8	1,3
Peso seco radical - PR (g)	3,0 \pm 0,9	>3,0	2,3
Peso seco total (g)	4,9 \pm 1,5	>4,8	3,5
PA/PR	0,6 \pm 0,3	>0,65	0,56
Esbeltez (cm mm ⁻¹)	4,2 \pm 0,9	>4,0	3,7
Concentración de nutrientes (mg g⁻¹)			
N foliar	13,2 \pm 1,5	>14,0	12
P foliar	4,2 \pm 2,4	>4,0	2
K foliar	4,1 \pm 0,9	>3,8	3
N raíz	7,0 \pm 2,4	>7,5	6
P raíz	2,2 \pm 1,1	>2,5	2
K raíz	3,8 \pm 0,7	>3,5	3

⁽¹⁾ Medido encima del punto de inserción de los cotiledones.

4. Uso en repoblaciones y restauraciones

En comparación con otras especies, la coscoja se ha utilizado poco en repoblaciones forestales y en trabajos de restauración de infraestructuras lineales y canteras. Se ha empleado más en reforestación de tierras agrícolas abandonadas de Aragón, Castilla-La Mancha, La Rioja, Madrid, Murcia y Navarra como especie de acompañamiento, principalmente de *Pinus halepensis* y *Q. ilex* (MAPA, 2006) (Fig. 5). Es una especie muy interesante para la creación de trufas artificiales, si bien al ser una especie menos tolerante al frío no puede utilizarse en muchas zonas emplazadas en el piso bioclimático supramediterráneo. Aunque se le atribuye una elevada resistencia a la sequía, la realidad es que la coscoja suele mostrar una alta mortandad y bajo crecimiento cuando se planta en condiciones de fuerte aridez, tal como evidencian las plantaciones experimentales (Maestre *et al.*, 2001; Cortina *et al.*, 2004; Villar-Salvador *et al.*, 2008 a).

5. Planificación de la repoblación

Las repoblaciones con *Q. coccifera* pueden hacerse tanto por plantación como por siembra directa. En el primer caso se aconseja utilizar plantas de una savia, si bien se puede emplear plantas de más savias siempre que el contenedor sea de al menos 300 cm³.



Figuras 4 a y b. Plantas de *Quercus coccifera* de una savia (izquierda) y dos savias (derecha) cultivadas en alvéolos de 300 cm³ y 1 litro respectivamente. (Fotos: CNRGF El Serranillo).

En caso de siembra, se realiza de manera puntual, recomendándose la siembra profunda (Carreras *et al.*, 1997), con una bellota por postura. Es esencial proteger la bellota de los depredadores, preferiblemente con tubos protectores. No existen demasiadas experiencias en coscoja que comparen siembras directas con plantaciones, y los resultados no inducen claras diferencias entre ambos métodos (Cortina *et al.*, 2004). *Quercus coccifera* presenta una elevada elongación radical en otoño y primavera. Durante el invierno su actividad radical es sólo entre un 15-30% de la máxima elongación de primavera (Aguilar *et al.*, 2005). Por ello, se aconseja que las plantaciones se realicen en el otoño, preferiblemente en noviembre, o bien, en el caso de estaciones frías, también a final de febrero y comienzos de marzo. En el caso de las siembras, se aconseja llevarlas a cabo a finales de febrero.

La coscoja se ha plantado mezclada principalmente con *P. halepensis* y *Q. ilex*. Se recomiendan densidades de plantación o de siembras puntuales de, como máximo, 1.000 pies ha⁻¹. Si se mezcla con otras especies, la coscoja puede suponer hasta el 50% del total de individuos. En plantaciones experimentales de zonas semiáridas se ha observado que la plantación junto a macollas de *Stipa tenacissima* facilita el establecimiento de la coscoja (Maestre *et al.* 2001), por lo que se recomienda no eliminar el esparto ni otros arbustos durante las preparaciones del suelo. Dada la estrategia de gasto de agua de esta especie frente a la sequía (Vilagrosa *et al.*, 2003), se sugiere que su plantación se concentre en sitios con suelos de cierta profundidad, efectuando preparaciones del suelo intensas que faciliten la profundización del sistema radical. Se recomienda el subsolado según líneas de nivel y ahoyados mecanizados, con profundidades de trabajo entre 40 y 60 cm. En



Figura 5. Plantón de *Quercus coccifera* cuatro años después de su plantación sobre terrazas de cultivo abandonado en Ademuz, Valencia (Foto: P. Villar).

las laderas de zonas secas se recomienda la creación de microcuencas asociadas a los ahoyados (Bocio *et al.*, 2004; de Simón *et al.*, 2004).

El uso de tubos invernadero favorece notablemente el desarrollo de esta especie (Bellot *et al.*, 2002). Por otro parte, dado que la coscoja presenta una elevada mortandad en las repoblaciones, se recomienda, si es posible, riegos de mantenimiento de 10-40 l por planta aplicados tres veces a lo largo del primer verano después de la plantación. No se aconseja la fertilización de repoblaciones de coscoja, a tenor de los pobres resultados observados en otras especies similares, siendo preferible que las plantas que se van a utilizar salgan del vivero con un buen estado nutricional. En repoblaciones de tierras agrícolas es fundamental eliminar la comunidad de hierbas anuales en un entorno de 1 m alrededor de las plantas para minimizar los daños causados por la competencia (Rey Benayas *et al.*, 2005).

6. Bibliografía

AGUILAR A., VALLE G., SARDÁ P., VILLAR-SALVADOR P., PEÑUELAS J.L., 2005. Crecimiento radical de plantones de *Quercus coccifera* y *Quercus faginea* durante el período húmedo del año. En: Actas del IV Congreso Forestal Español. [cd-rom]. (Sociedad Española de Ciencias Forestales, ed.). Zaragoza. Disponible en: <http://congresoforestal.es>

ALÍA R., GARCÍA DEL BARRIO J.M., IGLESIAS S., MANCHA J.A., DE MIGUEL J., NICOLÁS J.L., PÉREZ MARTÍN F., SÁNCHEZ RON D., 2009. Regiones de procedencia de especies forestales en España. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid. pp. 235-238.

- AMARAL FRANCO J., 1990. *Fagaceae*. En: Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Vol II. *Platanaceae-Plumbaginaceae* (partim). (Castroviejo S., Lainz M., López González G., Montserrat P., Muñoz Garmendia F., Paiva J., Villar L., eds.). Real Jardín Botánico, Madrid. pp. 10-36.
- BALAGUER L., MARTÍNEZ-FERRI E., VALLADARES F., PÉREZ-CORONA M.E., BAQUEDANO F.J., CASTILLO F.J., MANRIQUE E., 2001. Population divergence in the plasticity of the response of *Quercus coccifera* to the light environment. *Funct. Ecol.* 15, 124-135.
- BELLOT J., ORTIZ DE URBINA J.M., BONET A., SÁNCHEZ J.R., 2002. The effects of treeshelters on the growth of *Quercus coccifera* L. seedlings in a semiarid environment. *Forestry* 75, 89-106.
- BIANCO P., SCHIRONE B., 1985. On *Quercus coccifera* L. s.l.: variation in reproductive phenology. *Taxon* 34, 436-439.
- BOCIO I., NAVARRO F.B., RIPOLL M.A., JIMÉNEZ M.N., DE SIMÓN E., 2004. Holm oak (*Quercus rotundifolia* Lam.) and Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) response to different soil preparation techniques applied to forestation in abandoned farmland. *Ann. For. Sci.* 61, 171-178.
- BRAUN-BLANQUET J., BOLÓS O., 1957. Les groupements vegetaux du bassin moyen de l'Ebre et leur dynamisme. *Anales Estación Experimental Aula Dei*, 5.
- CAÑELLAS I., 1991. Ecología y manejo de matorrales de coscoja (*Quercus coccifera* L.) en España. *Invest. Agr.: Sist. Recur. For.* 0, 25-34.
- CAÑELLAS I., 1993. La coscoja (*Quercus coccifera* L.): ecología, características y usos. Monografías INIA, Forestal nº5, Madrid.
- CAÑELLAS I., SAN MIGUEL A., 1996. Biomasa subterránea de los matorrales de *Quercus coccifera* en el este de España. *Invest. Agr.: Sist. Recur. For.* 5, 189-200.
- CARAVACA F., ALGUACIL M.M., AZCÓN R., PARLADÉ J., TORRES P., ROLDÁN A., 2005. Establishment of two ectomycorrhizal shrub species in a semiarid site after in situ amendment with sugar beet, rock phosphate, and *Aspergillus niger*. *Micr. Ecol.* 49, 73-82.
- CARRERAS C., SÁNCHEZ HOYOS J., RECHE P., HERRERO D., NAVARRO E., NAVÍO J.J., 1997. Siembras profundas con ayuda de tubos protectores. Resultados en ensayos comparativos de siembras y plantaciones bajo condiciones áridas en Vélez-Rubio. En: Actas del II Congreso Forestal Español, I Congreso Forestal Hispano Luso. (Puertas F., Rivas M., eds.). Pamplona. Tomo 3. pp. 123-128. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- CASTRO-DÍEZ P., MONTSERRAT-MARTÍ G., 1998. Phenological pattern of fifteen mediterranean phanaerophytes from *Quercus ilex* communities of NE-Spain. *Plant Ecol.* 139, 103-112.
- CATALÁN G., 1991. Semillas de árboles y arbustos forestales. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. pp. 318-324.
- CHIRINO E., VILAGROSA A., HERNÁNDEZ E.I., MATOS A., VALLEJO V.R., 2009. Effects of a deep container on morpho-functional characteristics and root colonization in *Quercus suber* L. seedlings for reforestation in mediterranean climate. *For. Ecol. Manage.* 256, 779-785.
- CORTINA J., BELLOT J., VILAGROSA A., CATURLA R.N., MAESTRE F.T., RUBIO E., ORTIZ DE URBINA J.M., BONET A., 2004. Restauración en semiárido. En: Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo. (Vallejo V.R., Alloza J.A., eds.). Fundación CEAM, Valencia, pp. 345-406.
- DE SIMÓN E., RIPOLL M.A., BOCIO I., NAVARRO F.B., JIMÉNEZ M.N., GALLEGO E., 2004. Preparación del suelo en repoblaciones de zonas semiáridas. En: Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo. (Vallejo V.R., Alloza J.A., eds.). Fundación CEAM, Valencia, pp. 161-193.
- DOMÍNGUEZ-LERENA S., 2000. Influencia de distintos tipos de contenedores en el desarrollo en campo de *Pinus pinea* y *Quercus ilex*. Reunión de coordinación del Programa I+D Forestal, Fundación CEAM, Castellón de la Plana. pp. 81-88.

- DOMÍNGUEZ-LERENA S., MURRIAS G., HERRERO SIERRA N., PEÑUELAS RUBIRA J.L., 2001. Comparación del desarrollo de ocho especies mediterráneas durante su primer año en campo y su relación con los parámetros funcionales de las plantas. En: Actas del III Congreso Forestal Español (Junta de Andalucía, ed.). Granada. Mesa 3. pp. 75-81. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- ESTESO-MARTÍNEZ J., GIL-PELEGRÍN E., 2004. Frost resistance of seeds in mediterranean oaks and the role of litter in the thermal protection of acorns. *Ann. For. Sci.* 61, 481-486.
- GARCÍA-FAYOS P. (coord.), 2001. Bases ecológicas para la recolección, almacenamiento y germinación de semillas de especies de uso forestal de la Comunidad Valenciana. Banc de Llavors Forestals, Conselleria de Medi Ambient, Generalitat Valenciana, Valencia. pp. 37.
- GÓMEZ-CASERO M.T., GALÁN C., DOMÍNGUEZ-VILCHES E., 2007. Flowering phenology of mediterranean *Quercus* species in different locations (Córdoba, SW Iberian Peninsula). *Acta Bot. Malacitana* 32, 127-146.
- ISTA (International Seed Testing Association), 2011. International rules for seed testing. Edition 2011. ISTA, Bassersdorf, Switzerland.
- LARCHER W., 1981. Low temperature effects on mediterranean sclerophylls: An unconventional viewpoint. Components of productivity of mediterranean-climate regions. Basic and applied aspects. (Lieth H., ed.). Dr. W. Junk Pub., The Hague. pp. 259-266.
- LE HOUEROU H.N., 1981. Impact of man and his animals on mediterranean vegetation. En: Mediterranean-type shrublands. (Di Castri F., Goodall D.W., Specht R.L., eds.). Elsevier, Amsterdam. pp. 479-521.
- LÓPEZ GONZÁLEZ G.A., 2001. Los árboles y arbustos de la Península Ibérica e Islas Baleares. Tomo II. Ed. Mundi-Prensa, Madrid. pp. 668-670.
- MAESTRE F.T., BAUTISTA S., CORTINA J., BELLOT J., 2001. Potential for using facilitation by grasses to establish shrubs on a semiarid degraded steppe. *Ecol. Appl.* 11, 1641-1655.
- MAESTRE F.T., BAUTISTA S., CORTINA J., DÍAZ G., HONRUBIA M., VALLEJO R., 2002. Microsite and mycorrhizal inoculum effects on the establishment of *Quercus coccifera* in a semi-arid degraded steppe. *Ecol. Eng.* 19, 289-295.
- MAPA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación), 2006. Forestación de tierras agrícolas. Análisis de su evolución y contribución a la fijación de carbono y al uso racional de la tierra. Dirección General de Desarrollo Rural, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- MARTÍN A., INFANTE J.M., GARCÍA GORDO J., MERINO J., FERNÁNDEZ ALÉS R., 1998. Producción de bellotas en montes y dehesas del suroeste español. *Pastos* 28, 237-248.
- NAVARRO CERRILLO R.M., GÁLVEZ C., 2001. Manual para la identificación y reproducción de semillas de especies vegetales autóctonas de Andalucía. Tomo II. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Córdoba. pp. 286-288.
- NASTIS A.S., 1981. Management of mediterranean shrublands and nutritive value of selected shrubs. En: IVth Meeting F.A.O. Sub-Network on Mediterranean pastures.
- PIOTTO B., DI NOI A., 2001. Seed propagation of mediterranean trees and shrubs. APAT-Agency for the protection of the environment and for technical services, Roma.
- PONS J., PAUSAS J.G., 2007 a. Not only size matters: acorn selection by the European jay (*Garrulus glandarius*). *Acta Oecol.* 31, 353-360.
- PONS J., PAUSAS J.G., 2007 b. Rodent acorn selection in a mediterranean oak landscape. *Ecol. Restor.* 22, 535-541.
- REY BENAYAS J.M., NAVARRO J., ESPIGARES T., NICOLAU J.M., ZAVALA M.A., 2005. Effects of artificial shading and weed mowing in reforestation of mediterranean abandoned cropland with contrasting *Quercus* species. *For. Ecol. Manage.* 212, 302-314.
- REYNA S. (Coord.), 2007. Truficultura. Fundamentos y técnicas. Ed. Mundi-Prensa, Madrid.

- ROSÚA J.L., LÓPEZ DE HIERRO L., MARTÍN J.C., SERRANO F.A., SÁNCHEZ LANCHA A., 2001. Procedencias de las especies vegetales autóctonas utilizadas en restauración de la cubierta vegetal. Tomo II. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla. pp. 125-133.
- SANTOS I., VALLADARES F., BRITES D., 2005. Influencia del fenotipo experimental sobre la supervivencia en campo de plántulas de encina (*Q. ilex* L.) y coscoja (*Q. coccifera* L.). En: Actas del IV Congreso Forestal Español. [cd-rom]. (Sociedad Española de Ciencias Forestales, ed.). Zaragoza. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- SISCART D., DIEGO V., LLORET F., 1999. Acorn ecology. En: The ecology of mediterranean evergreen oak forests. (Rodà F., Gracia C., Retana J., Bellot J., eds.). Springer-Verlag. Heidelberg. pp. 75-87.
- TRUBAT R., CORTINA J., VILAGROSA A., 2004. Estado nutricional y establecimiento de especies leñosas en ambiente semiárido. Cuad. Soc. Esp. Cienc. For. 17, 245-251.
- TRUBAT R., CORTINA J., VILAGROSA A., 2008. Short-term nitrogen deprivation increases field performance in nursery seedlings of mediterranean woody species. J. Arid Environ. 72, 879-890.
- TSAKALDIMI M., ZAGAS T., TSITSONI T., GANATSAS P., 2005. Root morphology, stem growth and field performance of seedlings of two mediterranean evergreen oak species raised in different container types. Plant Soil 278, 85-93.
- VALLADARES F., MARTÍNEZ-FERRI E., BALAGUER L., PÉREZ-CORONA E., MANRIQUE E., 2000. Low leaf-level response to light y nutrients in mediterranean evergreen oaks: a conservative resource-use strategy? New Phytol. 148, 79-91.
- VILAGROSA A., BELLOT J., VALLEJO V.R., GIL PELEGRÍN E., 2003. Cavitation, stomatal conductance, y leaf dieback in seedlings of two co-occurring mediterranean shrubs during an intense drought. J. Exp. Bot. 54, 2015-2024.
- VILLAR-SALVADOR P., PEÑUELAS J.L., CUADRADO J., VALENCIA E., 2008 a. Efecto de la fertilización nitrogenada durante el cultivo en vivero sobre el desarrollo en campo de *Quercus coccifera* y *Q. faginea*. Cuad. Soc. Esp. Cienc. For. 28, 183-187.
- VILLAR-SALVADOR P., PEÑUELAS J.L., VALENCIA E., CUADRADO J., 2008 b. El crecimiento de los brinzales de *Quercus coccifera* y *Q. faginea* responde de manera diferente a la fertilización con nitrógeno. Cuad. Soc. Esp. Cienc. For. 28, 177-182.
- VILLAR-SALVADOR P., HEREDIA N., MILLARD P., 2010. Remobilization of acorn nitrogen for early seedling growth in the mediterranean oak *Quercus ilex* L., grown with contrasting nutrient availability. Tree Physiol. 30, 257-263.

Quercus faginea Lam.

Quejigo, rebollo, roble, roble carrasqueño, carrascalejo; *cat.*: reboll, roure, roure de fulla petita, reure, reurer, gal·ler; *eusk.*: erkametza

Quercus humilis Mill.

Roble, roble pubescente; *cat.*: roure martinenc, remer; *eusk.*: aritza, ametz
ilaunduna

Pedro VILLAR-SALVADOR, Juan OLIET PALÁ, Norberto HEREDIA
GUERRERO, Mercedes USCOLA FERNÁNDEZ, Pablo GOICOETXEA

1. Descripción

1.1. Morfología

Quercus faginea es un árbol caducifolio de hasta 20 m de altura, pero puede verse reducido a un arbusto según la degradación del suelo y la acción humana a la que se vea sometido. En general, el tronco es derecho, con la corteza rugosa, de poco espesor y de color grisáceo o pardo-grisáceo, con numerosas grietas poco profundas en los ejemplares de edad. Las ramillas son pardo rojizas o grisáceas, cubiertas de tricomas que se pierden al formarse la corteza. Tiene una copa redondeada ovoide o alargada, con follaje no muy denso, de aspecto menos compacto y más claro que el de la encina (López González, 2001).

Las yemas son tomentosas, de 3-5 mm de longitud. Las hojas son simples, alternas, con estípulas largas y estrechas, que se caen con facilidad. Aunque son muy variables en tamaño y forma, las hojas tienen entre 3-14 cm de longitud (incluso menores en los rebrotes) y 1,5-8 cm de anchura. La lámina es coriácea, pero mucho menos que la de las quercíneas perennifolias, con forma oblonga, aovada, obovada o elíptica, de margen desde dentado a lobulado, muy rara vez dentado punzantes; los lóbulos son poco profundos. Las hojas son también muy variables en indumento; por lo general, están cubiertas de pelos estrellados al nacer que se pierden posteriormente en el haz, haciéndose las hojas verdes y lustrosas. Por el envés son de color ceniciento o verde pálido, con una cubierta fina y densa de pelos estrellados y simples que conservan de adultas. Tienen un pecíolo bien desarrollado de 0,5-2 cm. Las hojas son caducas de tipo marcescente, que se mantienen mucho tiempo marchitas sobre la planta y a menudo verdes durante todo el invierno en las plántulas de ejemplares jóvenes y rebrotes (López González, 2001).

En relación con sus hojas, las características más constantes se presentan en las hojas nacidas en primavera. Las nacidas en siguientes brotaciones, en el verano, y de los rebrotes del tronco son siempre más estrechas y más agudamente dentadas que las nacidas en

primavera. Las hojas de las plantas jóvenes y de los rebrotes del tronco presentan siempre un tomento ralo. Las hojas de las plantas que habitan en medios secos y suelos pobres son pequeñas, más coriáceas, menos tomentosas y se corresponden con plantas arbustivas o mal desarrolladas, mientras que las de las plantas de zonas húmedas y frescas son mayores, menos coriáceas y más densamente tomentosas, correspondiendo a individuos mejor desarrollados (Rosúa *et al.*, 2001).

El quejigo es muy polimórfico, lo que ha llevado a diferentes tratamientos taxonómicos basados en caracteres morfológicos. Amaral Franco (1990) reconoce dos subespecies: el taxón tipo *Q. faginea* subsp. *faginea* y *Q. faginea* subsp. *broteroi* (Coutinho) A. Camus, con una ecología y distribución distintas, aunque en zonas de transición entre ambas aparecen individuos con caracteres intermedios. La subespecie *Q. faginea* subsp. *faginea* tiene hojas más pequeñas, entre 3-6(9) cm de longitud y 1,5-4 (5) cm de anchura con borde dentado-aserrado. El tomento del envés es generalmente ralo y los radios de los pelos son cortos (125-155 μ m). La subespecie *Q. faginea* subsp. *broteroi* podría ser confundida con *Q. canariensis*, ya que tiene las hojas más grandes (5-15 \times 2,5-9 cm) que el anterior taxón, con borde crenado o lobulado-dentado y tomento denso por el envés y los radios de los pelos largos (175-200 μ m). Se diferencia de *Q. canariensis* por la forma de las hojas y el color del tomento; en *Q. canariensis* las hojas son más bien obovadas y el tomento, que cambia de blanco a rojizo a los pocos días de vida de la hoja, se desprende con facilidad.

La nomenclatura taxonómica actual del roble pubescente ha establecido la prioridad de *Q. humilis* frente a la anterior denominación de *Q. pubescens* (Amaral Franco, 1990). El roble pubescente muestra una enorme tendencia a hibridarse con otros congéneres, lo que hace difícil reconocer, en determinadas regiones, sus rasgos morfológicos más típicos. Es un árbol mediano, inerme, de hasta 20-25 m de altura, corrientemente 10-15 m, y muchas veces un arbusto. Su sistema radical es potente, con muchas raíces secundarias extendidas en sentido horizontal. El tronco es generalmente flexuoso y aún tortuoso, de corteza no muy gruesa ni corchosa, pardo-grisácea al principio y negruzca y resquebrajada posteriormente, con grietas longitudinales y transversales. Presenta una copa irregular, extendida, globosa y lobulada en porte específico, mucho más reducida en masa, no siendo en ningún caso excesivamente densa. La ramificación es sinuosa, con ramas acodadas y ramillos densamente pubescentes (Ruiz de la Torre, 2006).

Las yemas son oviformes, angulosas, obtusas o subagudas, con escamas pardo-grisáceas, tomentosas en el dorso. Las hojas son simples, alternas, marcescentes, subpersistentes o tardíamente caedizas. El pecíolo mide de 5-12 mm y el limbo es mediano o pequeño, de 5-12 \times 3-6 cm, membranoso, blando o más o menos rígido, presentando gran variedad de formas, con 5-8 lóbulos. Las hojas son densamente tomentosas en las dos caras al desarrollarse; el haz se depila pronto, quedando una pubescencia estrellada más o menos abundante, a veces ausente, que le comunica un color verde sucio, persistiendo en el envés un tomento grisáceo. La nerviación secundaria es muy destacada, compuesta de 5-8 pares de nervios (Ruiz de la Torre, 2006).

Debido a su gran polimorfismo, diferentes autores distinguen distintas subespecies en su rango de distribución. En España, Ruiz de la Torre (2006) considera la siguiente división: *Q. humilis* subsp. *pubescens*, de hojas grandes, blandas, con tomento blanquecino en el

envés; y *Q. humilis* subsp. *palensis* (Polas.) O. Schwarz, de hoja más pequeña, coriácea, con tomento en el envés gris-parduzco. Por otra parte, *Q. humilis* va siempre acompañado por poblaciones híbridas originadas por el contacto o la mezcla con diversos congéneres, particularmente *Q. faginea*.

1.2. Biología reproductiva

Ambas especies son monoicas, con flores unisexuales, poco vistosas. Las flores masculinas tienen (4)6(10) estambres, que se sustentan sobre un perianto poco vistoso de lóbulos vellosos; se agrupan en amentos laxifloros, colgantes, de raquis hirsuto. Las flores femeninas presentan un estilo corto y perianto subacampanado; están rodeadas por un involucro formado por numerosas escamas, que posteriormente dará lugar a la cúpula. Se presentan solitarias o agrupadas en las axilas de las hojas. La polinización es anemófila y la floración coincide con la brotación primaveral. Los frutos son aquenios, denominados comúnmente bellotas, con pedúnculo rígido y tomentoso.

En el quejigo, los amentos masculinos miden 2-7,5 cm de longitud. Sus flores femeninas presentan el estilo erecto y un estigma espatulado y bruscamente reflejo (Amaral Franco, 1990). La floración suele ocurrir entre marzo y abril, dependiendo de las localidades (Castro-Díez y Montserrat-Martí, 1998). Cuando coexisten, la brotación es anterior a la de la encina y a la del melojo. Las bellotas son sésiles o nacen sobre pedúnculos de hasta 25 mm, miden 1,5-3,5 cm de longitud y presentan cúpulas de escamas aovadas, triangulares, aplicadas, tomentosas, que cubren a la bellota de un tercio a un quinto, algo prominentes en el dorso (Fig. 1 a y 2 a).

El roble pubescente presenta los amentos masculinos de 2,5-10 cm de longitud. Sus flores femeninas tienen los estilos claviformes y los estigmas espatulado-cuneados, libres y arqueado-divergentes (Amaral Franco, 1990); son solitarias o subsolitarias. Esta especie florece en abril-mayo. Las bellotas presentan pedúnculos gruesos, de hasta 10 mm de longitud. La cúpula mide hasta 15 × 14 mm, con escamas lanceoladas, aplicadas, cubiertas de pubescencia grisácea, densa. Las bellotas jóvenes del roble pubescente son algo pruinosas, a la madurez estriadas longitudinalmente, y miden de 10-35 × 8-15 mm (Fig. 1 b y 2 b) (Ruiz de la Torre, 2006).

En ambas especies, las bellotas maduran en septiembre u octubre del mismo año que la floración, antes que lo hagan las de la encina. En el caso de *Q. faginea* las temperaturas inferiores a -6,9 °C dañan severamente las bellotas y su resistencia a las heladas es inferior a la de la coscoja y la encina (Esteso y Gil Pelegrín, 2004). Al igual que las demás quercíneas, son especies veceras. Los depredadores más comunes de las bellotas de estas dos especies son el arrendajo (*Garrulus glandarius*), los ratones (*Apodemus sylvaticus*, *Mus spretus*, *Mus musculus*), las ardillas (*Sciurus vulgaris*) y los jabalíes (*Sus scrofa*). Tanto los roedores como el arrendajo actúan, también, como dispersantes de las bellotas (Torre *et al.*, 2002; Tíscar, 2003). El arrendajo muestra una mayor preferencia por las bellotas de encina que por las de quejigo, y más por éstas que por las de coscoja (Pons y Pausas, 2007).

Muchas especies de *Quercus* tienen capacidad para reproducirse de forma asexual (creación de brotes); pero mientras que en especies de ecosistemas templados dicha



Figuras 1 a y b. Bellotas no maduras de *Quercus faginea* subsp. *faginea* (izquierda) (Foto: J.I. García Viñas); bellotas maduras de *Quercus humilis* (derecha) (Foto: C. Soriano).



Figuras 2 a y b. Bellotas de *Quercus faginea* (izquierda) y *Q. humilis* (derecha).

capacidad es limitada (*Q. petraea*, *Q. robur*), especies de ecosistemas mediterráneos y submediterráneos demuestran una gran capacidad de regeneración vegetativa (*Q. canariensis*, *Q. faginea*, *Q. humilis* y, sobre todo, *Q. pyrenaica*). La reproducción vegetativa se ve favorecida por la quema de bosques, la excesiva presión ganadera sobre las poblaciones jóvenes o, incluso, por la tala. El quejigo rebrota de cepa y desde las raíces secundarias superficiales, lo que contribuye a estabilizar las formaciones en monte bajo (Galán *et al.*, 1998). Sin embargo, rebrota menos intensamente que otras quercíneas mediterráneas. El roble pubescente es, de los robles marcescentes ibéricos, el que rebrota de cepa con menor vigor y el que tiene un desarrollo estolonífero menos acusado (Blanco *et al.*, 1997).

1.3. Distribución y ecología

Quercus faginea tiene una distribución exclusiva en el Mediterráneo occidental, al limitarse su presencia a España, Portugal y Norte de África. (Amaral Franco, 1990). En cuanto a la delimitación geográfica de las subespecies reconocidas, *Q. faginea* subsp. *faginea* habita de forma exclusiva en la Península Ibérica, siendo dudosa su presencia en África; es muy frecuente en la Meseta y en la mitad oriental de España, y más rara en las zonas áridas del sudeste o en las zonas térmicas y húmedas del oeste. *Q. faginea* subsp. *broteroi* habita en el Norte de África (Marruecos, Argelia y Túnez) (Amaral Franco, 1990;

Blanco y Tejero, 1994) y en el cuadrante sudoccidental de la Península Ibérica. En España, el quejigo se encuentra prácticamente en todas las provincias (Fig. 3 a). Los quejigares más extensos y puros se localizan en el Sistema Ibérico, en las vertientes meridionales de la Cordillera Pirenaica, sectores orientales de la Cantábrica y en los páramos de la cuenca del Duero. En la mitad occidental de la Península es raro que sea dominante, pero aparece cuando el clima es algo húmedo, en situaciones intermedias entre la encina y el melojo. En las sierras andaluzas, aunque sin formar masas extensas, su presencia es constante. Aparece también en los sistemas montañosos que bordean el litoral mediterráneo. Más al sur es bastante escaso. Está ausente en Galicia, salvo una pequeña presencia en Orense, junto al Río Lonia (Silva, 1991). Es muy escaso en la parte central del Valle del Ebro y en las zonas más secas y transformadas en terrenos agrícolas de las Mesetas y de los valles andaluces. En Mallorca tiene una representación puntual, de la que existen dudas de su espontaneidad (Blanco *et al.*, 1997). En gran parte de España aparece formando masas mixtas con la encina, alcornoque, pinos y sabinas.

El quejigo habita en ambientes muy variados. Es menos tolerante a la sequía estival que la encina (Vilagrosa *et al.*, 2012) y tiende a desarrollarse sobre suelos profundos, con buena capacidad de retención de agua. Puede soportar encharcamientos temporales. Rara vez desciende por debajo de los 200 m de altitud y en el sur sube hasta los 1.900 m. Es indiferente edáfico, pero parece desarrollarse mejor sobre suelos ricos en bases. Las mejores masas se encuentran sobre suelos calizos, pero también en arcillas, margas, yesos, arenas, areniscas o conglomerados, aunque raramente sobre dolomías. En sustratos silíceos se localiza sobre pizarras, cuarcitas, granitos, esquistos, arenas silíceas y rañas, pero normalmente no son muy abundantes las masas puras. Soporta mínimas invernales de hasta $-12\text{ }^{\circ}\text{C}$, con medias del mes de enero entre -3 y $8\text{ }^{\circ}\text{C}$, y del mes más cálido entre 15 y $26\text{ }^{\circ}\text{C}$. Las poblaciones de quejigo se asientan en zonas cuya precipitación anual oscila entre 300 y 2.000 mm, aunque es más común que se encuentren entre 500-900 mm. La precipitación estival puede ser desde prácticamente nula hasta de más de 150 mm. Las necesidades de agua en verano pueden cubrirse si el suelo tiene buena capacidad de retención de agua. La subespecie *broteroi* tiene preferencia por los sustratos ácidos y es más mesófila, aguanta menos el frío y la sequía, por lo que requiere inviernos suaves, no apareciendo en regiones de fuertes contrastes térmicos. La subespecie *faginea* es de temperamento más rústico y soporta mejor la continentalidad, como ocurre en las parameras del Sistema Ibérico y de la cuenca del Duero, y la sequía, apareciendo en áreas de precipitación escasa (hasta 300 mm anuales) pero con suelos profundos y bien desarrollados, como en las Mesetas o el Sistema Ibérico, en cuyo caso requiere inviernos largos y un corto período vegetativo.

Quercus humilis se extiende naturalmente por el sur de Europa, Asia Menor y Cáucaso, entrando en manifestaciones aisladas hasta Alemania y Polonia. En España sus localizaciones se limitan a los ejes pirenaico y prepirenaico, disminuyendo su presencia de este a oeste. Según la división taxonómica considerada por Ruiz de la Torre (2006), la subsp. *pubescens* es citada en Cataluña, Navarra y Alto Ebro; y la subsp. *palensis* (Polas.) O. Schwarz estaría extendida por el sur de Francia y norte de España (Cataluña, Aragón, Navarra, País Vasco y, más raramente, este de Castilla y León). En el Pirineo es donde se encuentran las poblaciones más puras de *Q. humilis*, mientras que en el Prepireneo dominan los *mestos* o híbridos (Blanco *et al.*, 1997). En Cataluña, donde se localizan las

masas más densas y puras, la especie tiene su límite sudoriental (Sierras de Prades, El Cardó y Puertos de Beceite). En Álava aún se encuentran pies más o menos aislados en las inmediaciones de Vitoria, pero para hallar las masas más occidentales de la especie hay que desplazarse cerca del límite provincial navarro. Más difícil resulta precisar el borde meridional del taxón, dada la mezcla progresiva que va sufriendo con el quejigo (Blanco *et al.*, 1997) (Fig. 3 b). Más termófilo, xerófilo y heliófilo que los robles genuinos, es por ello más meridional en el conjunto de su área de distribución.

El roble pubescente vive preferentemente en suelos neutros y básicos. Así, aunque se halla presente en terrenos moderadamente ácidos, en su área ibérica predomina sobre suelos básicos (Blanco *et al.*, 1997). Es frecuente en terrenos calcáreos superficiales, rocosos, y escasea en esquistos. Abunda en las formaciones de calizas y conglomerados eocenos y margas arcillo-yesosas oligocenas que bordean por el norte la Depresión del Ebro (Ruiz de la Torre, 2006). Sus localidades españolas reciben una precipitación media superior a 600 mm anuales y, al menos, 150 mm en verano. En España las medias de enero varían entre -3 y +8 °C, las de julio-agosto entre 15 y 27 °C, y las anuales entre 10 y 14 °C, con un período de heladas seguras bastante variable, que puede llegar a casi 5 meses. En nuestro país se sitúa en climas axéricos y submediterráneos, entrando en el mesomediterráneo atenuado en la costa de Cataluña. En el sur de su área de distribución suele buscar las montañas y las umbrías, tendiendo a desaparecer en las partes más secas del mesomediterráneo. En el sur de Francia alterna con la encina, dominando sobre los suelos más húmedos (Tonioli *et al.*, 2001). Casi todas las masas españolas están situadas entre 400 y 1.500 m de altitud. Hay que tener en cuenta que las grandes sequías le dañan por la relativa superficialidad de buena parte del sistema radical más activo (Ruiz de la Torre, 2006).

Esta especie suele presentarse con mayor frecuencia en mezcla con otros robles que en manchas puras. Su amplitud térmica y edáfica le permiten aparecer en contacto con bosques de variada ecología, integrados por *Q. robur*, *Q. petraea*, *Q. faginea*, *Q. pyrenaica*, *Q. ilex* subsp. *ilex* y *Q. ilex* subsp. *ballota*, *Q. suber*, *Pinus sylvestris*, *P. nigra*, *Tilia platyphyllos*, *Acer opalus*, *A. campestre*, *A. monspessulanum* y *Castanea sativa*, llegando incluso a convivir con *Fagus sylvatica* en zonas altas, lluviosas y frías. Es, por tanto, difícil generalizar sus acompañantes típicos, así como asociar una flora característica de sus bosques (Blanco *et al.*, 1997). Coloniza pinares de *P. sylvestris* (sobre todo de la subsp. *pyrenaica*) y formaciones de matorral mixto variadas. Algunas extensiones de su área natural se han repoblado con *P. nigra* subsp. *nigra*. En general sus formaciones son claras, por lo poco tupido de su copa.

2. Materiales forestales de reproducción

2.1. Marco normativo. Identificación de los materiales de reproducción

Ambas especies están sujetas a la normativa nacional vigente sobre regulación de los materiales forestales de reproducción (RD. 289/2003). Por ello, los materiales que se comercialicen y se empleen para la forestación en cualquier zona del territorio español están sujetos a un sistema de control oficial y deben cumplir con las características de calidad externa y la documentación fijada por norma. Están dentro del grupo de

especies con regiones de procedencia específicas (regiones de procedencia delimitadas por el método aglomerativo). Para *Q. faginea* se reconocen actualmente 26 regiones de procedencia, de las cuales ocho son de área restringida, mientras que para *Q. humilis* se han establecido 6 regiones de procedencia (Fig. 3 a y b). Las principales características ambientales de todas ellas se recogen en las Tablas 1 a y b. Una descripción en detalle de estas regiones puede encontrarse en Jiménez *et al.* (1998), Martín Albertos *et al.* (1998) y, más actualizada, en Alía *et al.* (2009).

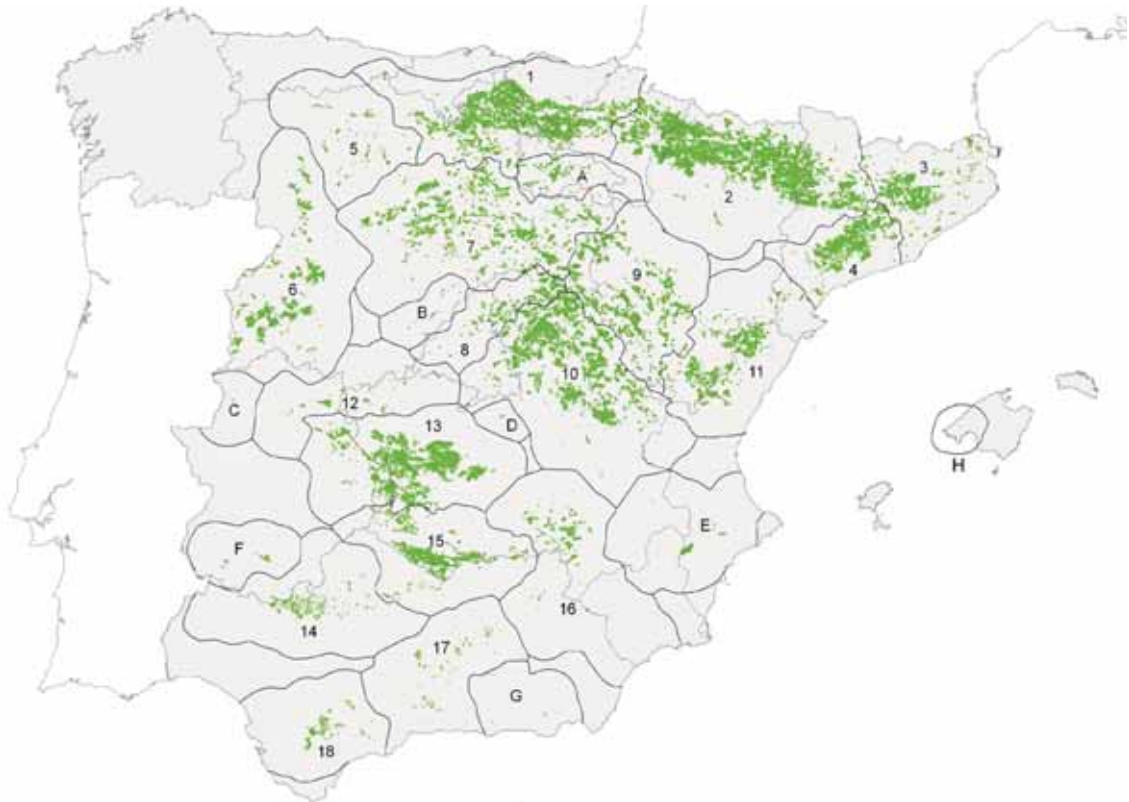


Figura 3 a. Distribución de *Quercus faginea* y Regiones de Procedencia de sus materiales de reproducción 1.- Cordillera Cantábrica Oriental. 2.- Pirineos. 3.- Cataluña Nororiental. 4.- Sierras Catalanas Meridionales. 5.- Páramos Leoneses. 6.- Salamanca-Zamora. 7.- Páramos Castellanos. 8.- Sur del Sistema Central. 9.- Sistema Ibérico Aragonés. 10.- Alcarria y Serranía de Cuenca. 11.- Sistema Ibérico Levantino. 12.- Valle del Tíetar-Campo Arañuelo. 13.- Montes Oretanos. 14.- Sierra Morena Occidental. 15.- Sierra Morena Oriental. 16.- Sierras de Segura y Alcaraz. 17.- Sierras Béticas Meridionales. 18.- Sierras de Cádiz y Málaga. A.- Tierra de Cameros. B.- Norte del Sistema Central. C.- Noroeste de Cáceres. D.- La Mancha. E.- Sierras Béticas Valencianas. F.- Tierra de Barros. G.- Sierras Penibéticas. H.- Mallorca (Alía *et al.*, 2009).

Las unidades de admisión incluidas en el Catálogo Nacional de Materiales de Base permiten la producción de materiales de la categoría identificada. Se han aprobado fuentes semilleras de *Q. faginea* en todas sus regiones de procedencia, salvo en Cataluña Nororiental, y en tres de las ocho procedencias de área restringida. En cuanto a *Q. humilis*, la única región que carece de materiales de base es la Cordillera Cantábrica oriental, que

tiene un carácter relíctico por lo reducido de su población y aislamiento, y en la que el manejo de los materiales de reproducción, al igual que en el caso de las procedencias de área restringida de quejigo, debe hacerse prioritariamente en el marco de programas de conservación de los recursos genéticos.

La recomendación general es la utilización de materiales de la procedencia local, tanto por la presencia de subespecies, con requerimientos ecológicos diferentes, como por la problemática derivada de la hibridación interespecífica.



Figura 3 b. Distribución de *Quercus humilis* y Regiones de Procedencia de sus materiales de reproducción. 1.- Cordillera Cantábrica Oriental. 2.- Navarra Noroccidental. 3.- Región Vasco-Navarra. 4.- Pirineo Navarro. 5.- Pirineo Central. 6.- Litoral Catalán (Alía *et al.*, 2009).

Quercus faginea aparece incluida en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Flora del Principado de Asturias (D. 65/1995) como especie “De interés especial” y en el de Flora Silvestre Protegida de la Región de Murcia (D. 50/2003) con la categoría de “Vulnerable”. El taxón *Q. faginea* subsp. *alpestris* está catalogado como “Vulnerable” en Andalucía (D. 23/2012).

El género *Quercus* está incluido en la normativa de sanidad vegetal, por lo que los materiales están sometidos a control in vitro y deben ir acompañados por el correspondiente pasaporte fitosanitario.

Tabla 1 a. Descripción de las áreas con presencia de *Quercus faginea* por región de procedencia (RP: número de la región de procedencia; Pres: presencia de la especie en cada una de las regiones, estimada como el cociente del área de la especie en dicha región respecto del área total de la especie; A: número de meses de déficit hídrico (precipitación media mensual <2 temperatura media mensual); Osc: media anual de la oscilación térmica diaria; Hs: número de meses con helada segura (media mínimas <0 °C); Med: valor medio; Max: valor máximo; Min: valor mínimo; MaxMC: valor máximo del mes más cálido; MinMF: valor mínimo del mes más frío); Tipo de suelo: porcentaje del tipo de suelo según la cartografía Soil Map of the European Communities dentro de cada región de procedencia. La clasificación de suelos utilizada en dicha cartografía es la de FAO de 1974. Las abreviaturas se han actualizado a la clasificación FAO de 1989. Los tipos de suelos inexistentes en la nueva clasificación se han mantenido con los nombres antiguos, asignándoseles nuevas abreviaturas (Rankers: RK, Xerosoles: XE). Sólo se incluyen aquellos suelos que superan el 10% en el conjunto del territorio estudiado).

RP	Pres (%)		Altitud (m)			Precipitación (mm)		A (meses)			Temperatura (°C)			Hs (meses)	Tipo de suelo (FAO)
	Med	Max	Min	Annual	Estival	Med	MaxMC	MinMF	Osc (°C)						
1	12,7	760	1586	58	882	134	0,9	10,8	26	0,2	14,9	0,8	CMc(82) CMu(11)		
2	19	837	2368	255	836	168	0,7	11,2	28,4	-1,7	18	2,5	CMc(82)		
3	3,9	569	1782	11	777	198	0,3	12,5	28,8	-0,7	17,4	1,9	CMc(70)		
4	4,5	586	1192	39	580	111	1,8	13,1	29,6	0,6	18	0,3	CMc(91)		
5	0,8	973	1813	739	676	95	2,1	10,2	27,6	-1,9	16,8	3,2	CMg(48) CMc(16) FLe(16) CMu(14)		
6	4,3	785	1338	188	557	65	3,1	12	30,3	-0,4	17,4	1,2	CMg(35) CMd(32) CMc(14)		
7	9,5	964	1507	691	542	92	2,4	10,8	29	-1,4	17,4	2,8	CMc(61) CMg(18)		
8	2,2	980	1682	596	589	83	2,6	11,8	30,7	-0,9	18,2	1,9	CMc(49) CMc(30)		
9	6,8	1141	1657	573	530	112	1,9	10,5	28,9	-2,2	17,8	3,4	CMc(52) CMc(27) CMg(13)		
10	12,2	1032	1763	551	643	90	2,5	11,6	31	-1,5	18,4	2,7	CMc(94)		
11	4,6	1006	1749	130	577	126	1,2	11,7	27,6	-0,1	16,2	1,2	CMc(92)		
12	0,6	386	863	223	748	47	3,6	15,8	35	2,2	19,6	0	LVv(42) PLe(23) CMd(18)		
13	8,5	757	1375	287	643	57	3,5	14,2	33,5	0,8	19,6	0,2	CMc(60) LVx(30)		
14	1,5	522	895	107	749	40	3,7	15,8	34,4	2,9	17,6	0	CMc(76) LVx(13)		
15	4,2	744	1287	212	655	49	3,6	14,8	34,6	1,2	19,2	0,1	CMc(79)		

RP	Pres	Altitud (m)			Precipitación (mm)		A	Temperatura (°C)			Osc	Hs	Tipo de suelo (FAO)
	(%)	Med	Max	Min	Annual	Estival	(meses)	Med	MaxMC	MinMF	(°C)	(meses)	(%)
16	1,5	1058	1672	641	634	60	3,3	13	32,3	0	19,7	0,5	CMc(58) LVk(35)
17	0,6	1051	1957	447	773	44	3,5	13,8	31,8	1,2	18	0,1	CMc(92)
18	0,8	514	1710	72	1000	37	3,6	15,9	32,2	4,3	16,1	0	CMc(87)
A	1	984	1579	499	663	134	1,1	10,2	26,2	-0,9	15,8	2	CMc(74) CMtu(11)
B	0,1	1040	1214	914	525	78	2,7	11,1	29,2	-1,1	17,6	2,5	CMd(42) CMc(37) LVv(18)
C	0	337	422	267	662	38	3,8	16,8	36	3,1	18,9	0	CMe(100)
D	0	718	750	683	429	54	3,8	13,8	32,6	0,3	19,4	0	CMc(100)
E	0,3	802	1315	490	427	62	3,3	13,9	30,5	1,4	16,9	0	CMc(68) XEc(32)
F	0,2	528	634	309	580	42	3,9	15,6	33,8	2,9	17,9	0	LVk(51) CMc(30) CMc(19)
G	0,1	1473	1772	1262	754	41	3,3	12,3	29,6	0,3	17,2	0,7	CMc(100)
H	0	240	282	219	532	56	3	15,7	28	5,6	-	0	CMc(100)

Tabla 1 b. Descripción de las áreas con presencia de *Quercus humilis* por región de procedencia (RP: número de la región de procedencia; Pres: presencia de la especie en cada una de las regiones, estimada como el cociente del área de la especie en dicha región respecto del área total de la especie; A: número de meses de déficit hídrico (precipitación media mensual <2 temperatura media mensual); Osc: media anual de la oscilación térmica diaria; Hs: número de meses con helada segura (media mínimas <0 °C); Med: valor medio; Max: valor máximo; Min: valor mínimo; MaxMC: valor máximo del mes más cálido; MinMF: valor mínimo del mes más frío); Tipo de suelo: porcentaje del tipo de suelo según la cartografía Soil Map of the European Communities dentro de cada región de procedencia. La clasificación de suelos utilizada en dicha cartografía es la de FAO de 1974. Las abreviaturas se han actualizado a la clasificación FAO de 1989. Los tipos de suelos inexistentes en la nueva clasificación se han mantenido con los nombres antiguos, asignándoseles nuevas abreviaturas (Rankers: RK, Xerosoles: XE). Sólo se incluyen aquellos suelos que superan el 10% en el conjunto del territorio estudiado).

RP	Pres (%)	Altitud (m)			Precipitación (mm)		A (meses)	Temperatura (°C)			Osc (°C)	Hs (meses)	Tipo de suelo (FAO)
		Med	Max	Min	Annual	Estival		Med	MaxMC	MinMF			
1	0,1	908	927	889	1241	175	0	10,1	23,1	0,4	14	0	CMc(100)
2	1,2	643	1060	171	1723	254	0	11,1	24,1	1,3	13,4	0	CMc(61) CMu(20) FLe(19)
3	5,4	697	1261	398	1456	204	0,1	10,9	25,1	0,7	14,5	0,2	CMc(89)
4	4,4	833	1355	454	1169	170	0,2	10,1	25,8	-1,0	15,8	1,9	CMc(84) VRx(11)
5	58,2	879	2219	159	800	191	0,5	10,9	28,4	-2,7	18,5	3,3	CMc(76) CMu(16)
6	30,7	589	2014	16	896	224	0,4	12,5	27,9	-0,3	16,4	1,7	CMc(65) CMu(10)

2.2. Técnicas de manejo y propagación

2.2.1. Semillas

La recolección de las bellotas se realiza en septiembre y octubre, cuando adquieren el color castaño y están a punto de desprenderse del árbol o recién caídas. Se recogen directamente del suelo, aprovechando su caída natural, o previo vareo del árbol y con la ayuda de redes o mantones extendidos en el suelo, lo que hace más rentable el trabajo y garantiza un mejor estado sanitario de las semillas. En el caso del quejigo el rendimiento de recolección es de 30 kg jornal⁻¹ (recolectados en 10-15 pies), siendo el rendimiento por árbol de 2-7 kg. Al igual que las del resto del género, las bellotas del quejigo y del roble pubescente son recalcitrantes, por lo que su conservación debe garantizar el mantenimiento de su contenido de humedad. Para su procesado, manejo y almacenaje, se aconseja seguir las mismas recomendaciones descritas con detalle en el capítulo de *Q. ilex*. Cabe señalar los ensayos realizados por González-Benito y Pérez (1992) en relación con la conservación en nitrógeno líquido de ejes embrionarios de *Q. faginea*, técnica que permite el almacenamiento de germoplasma a largo plazo. En esta experiencia se han conseguido tasas de recuperación del 60% tras el cultivo del material previamente crioconservado.

El quejigo y el roble pubescente se propagan muy bien por semillas sin necesidad de tratamientos previos. Sin embargo, se recomienda sumergir las bellotas en agua durante 24 horas antes de la siembra para homogeneizar la nascencia (García-Fayos, 2001). En la Tabla 2 se ofrecen datos de caracterización de lotes de bellotas de ambas especies, recogidos de diferentes referencias bibliográficas.

Tabla 2. Datos característicos de lotes de semillas de *Quercus faginea* y *Q. humilis*.

Pureza (%)	Facultad germinativa (%)	Nº semillas kg ⁻¹	Referencia
<i>Quercus faginea</i>			
98-100	70-80	180-370-650	Catalán (1991)
		291-398-527	García-Fayos (2001)
94-100	63-97	170-248	Navarro-Cerrillo y Gálvez (2001)
88-100	70-100	260-530	Banc de Llavors Forestals (Anexo II)
98-100	70-80	270-460	CNRGF <i>El Serranillo</i> (Anexo III)
90-100	74-99	240-410	Vivero Central JCyL (Anexo IV)
<i>Quercus humilis</i>			
96	80	350	Gradi (1989)
	80-90	250-400	Piotto y Di Noi (2001)
98-100	70-80	140-300-500	Alía <i>et al.</i> (2009)
98-100		180-330	CNRGF <i>El Serranillo</i> (Anexo III)

Dado que las normas ISTA (2011) prescriben de forma conjunta sus recomendaciones para las especies del género *Quercus*, se remite a lo reseñado al respecto para *Q. ilex*.

La germinación de ambas especies es hipogea. La plántula de quejigo tiene las hojas primordiales semejantes a las adultas, pero con los márgenes más pinchudos (Ruiz de la Torre *et al.*, 1996)

2.2.2. Vegetativa

Se ha conseguido obtener plantas de quejigo por medio de embriogénesis somática (Fernández-Galiano *et al.*, 1996).

3. Producción de plantas

Ambas especies son susceptibles de ser cultivadas tanto en contenedor (Fig. 4 a y b) como a raíz desnuda. En el caso del quejigo, se recomienda, no obstante, que se usen plantas en envase y no a raíz desnuda, habida cuenta de la mayor supervivencia del primer tipo en repoblaciones de ambientes secos. Con el roble pubescente, en los ámbitos más húmedos de su área de distribución cabría utilizar plantas cultivadas a raíz desnuda. En este caso pueden emplearse plantas del tipo 1+0, 1+1 ó 2+0, y ocasionalmente llegar a tres savias; el número de plantas útiles por kg de semilla es de 120-180. La siembra debe ser otoñal en climas suaves o primaveral en viveros situados en zonas con inviernos rigurosos (Alía *et al.*, 2009). Para mayor detalle sobre la producción a raíz desnuda puede consultarse el procedimiento descrito para *Quercus robur* y *Q. petraea*. Sin embargo, en las áreas más meridionales y secas se recomienda el empleo de contenedores para su producción, en cuyo caso es de aplicación lo indicado para *Q. faginea*.

La siembra en vivero para la producción en contenedor puede realizarse a mediados del otoño, inmediatamente después de la cosecha de las bellotas, o bien al final del invierno y comienzos de la primavera. Las siembras de otoño en el exterior deberán evitarse si las heladas invernales son fuertes. En este caso y en localidades con prolongadas heladas primaverales, el cultivo debe comenzarse en invernadero. Para asegurar que todos los alvéolos de las bandejas de cultivo estén ocupados se puede realizar una pregerminación de las bellotas mezclándolas con turba húmeda. En el momento en el que la mayor parte hayan empezado a germinar y la radícula no tenga más de 2 cm de longitud se pueden pasar a los envases finales de cultivo. Esta operación es especialmente recomendable si se tiene que recurrir a partidas de bellotas de calidad incierta y difíciles de discriminar. Si el tamaño de la radícula emitida es superior a los 5 cm, ésta se puede cortar hasta 3 cm, para facilitar la siembra, sin consecuencias negativas para la plántula (Piotto y di Noi, 2003). En caso de amputación de la radícula es normal que se forme un sistema de raíces pivotantes múltiples. La siembra de bellota pregerminada tiene el inconveniente de que puede generar una deformación tipo bucle debajo del cuello de la raíz que inhabilite cualitativamente al brinjal. Por su tamaño, sólo se debe sembrar una bellota por alvéolo, que se dispondrá horizontalmente y a una profundidad inferior a 3 cm. En invernadero, la emergencia de las plántulas de quejigo tarda 0,5-2 meses, siendo más corto el umbral cuando se emplean bellotas conservadas adecuadamente. Se recomienda emplear contenedores de 300-400 cm³, ya que los envases de gran volumen y, sobre todo,



Figuras 4 a y b. Brinzales de *Quercus faginea* de una savia (izquierda) y de *Q. humilis* de dos savias (derecha) cultivados en alvéolo de 300 cm³ (Fotos: CNRGF El Serranillo).

de gran profundidad suelen beneficiar el establecimiento en campo de las quercúneas (Domínguez *et al.*, 1997; Tsakaldimi *et al.*, 2005; Chirino *et al.*, 2009). Los sustratos que se recomiendan son turbas rubias o negras, fertilizadas o no, o bien mezclas de fibra de coco con turba, en ambos casos con adiciones de vermiculita hasta el 20% del volumen total. La densidad de cultivo del quejigo debe ser inferior al de la encina y coscoja, ya que tiene las hojas más grandes y por tanto ocupa mayor espacio lateral. La densidad de cultivo recomendable máxima puede fijarse en 350 plantas m².

El quejigo demanda más nutrientes para su cultivo que la coscoja y la encina. Se recomienda hacer el abonado por fertirrigación. Se obtienen plantas de buena calidad con elevados niveles de crecimiento en repoblación si se fertiliza en vivero con 150 mg de N por planta, repartidos a lo largo de 20 semanas (una fertirrigación por semana) (Villar-Salvador *et al.*, 2008 a y b).

En los viveros situados en localidades muy cálidas en verano, se puede resguardar el cultivo del sol con una sombra no superior al 60%, con el fin de proteger las plantas y reducir el consumo de agua en el cultivo. El sombreado sólo se aplicará durante los meses estivales.

Quercus faginea y *Q. humilis* pueden micorrizarse con especies del género *Tuber*, mayoritariamente *T. melanosporum* (Reyna, 2007). Una información más detallada sobre la micorrización controlada puede consultarse en la ficha de *Q. ilex*. La micorrización de *Q. faginea* en vivero con *Tuber melanosporum* parece incrementar el crecimiento en

campo, pero no la supervivencia con respecto a plantas control no inoculadas (Domínguez *et al.*, 2006).

En la Tabla 3 se recogen las características morfológicas y la concentración de nutrientes habituales y los valores recomendados para las plantas de una savia de *Q. faginea*. Los brinzales de esta especie producen raíces primarias muy gruesas de color marrón, mientras que las raíces secundarias se desarrollan menos. La presencia de ramificaciones en los tallos de las plantas de una savia es rara, pero no así en los de dos o más savias. Aunque es una especie caducifolia, las hojas normalmente permanecen verdes, fotosintéticamente activas, durante el primer invierno, especialmente en plantas bien fertilizadas, cayendo en la brotación primaveral. Las hojas de las plantas de dos o más savias, en cambio, acaban senesciendo durante el otoño. No se dispone de datos de calidad de plantas de *Q. humilis* en la literatura científico-técnica.

Tabla 3. Valores de atributos morfológicos y fisiológicos (media \pm error estándar) de brinzales de una savia de *Quercus faginea* (Domínguez *et al.* (2001) y datos inéditos del CNRGF El Serranillo).

Atributo	Valores medios de referencia	Valores recomendados	Valores mínimos recomendados
Atributos morfológicos			
Altura (cm)	15,2 \pm 3,7	>17	13
Diámetro del cuello de la raíz (mm) ⁽¹⁾	4,4 \pm 0,5	>4,5	4,2
Peso seco aéreo - PA (g)	1,22 \pm 0,45	>1,4	1,1
Peso seco radical - PR (g)	3,6 \pm 0,65	>3,7	3,4
Peso seco total (g)	4,8 \pm 0,9	>5,0	4,4
PA/PR	0,34 \pm 0,1	>0,35	0,32
Esbeltez (cm mm ⁻¹)	3,4 \pm 0,7	>3,0	2,8
Concentración de nutrientes (mg g⁻¹)			
N aéreo	16,1 \pm 2,7	>16,5	13
P aéreo	4,4 \pm 2,5	>4,0	2,5
K aéreo	3,6 \pm 0,8	>3,5	3,0
N raíz	9,1 \pm 3,2	>11,0	6,0
P raíz	1,9 \pm 0,9	>2,2	1,5
K raíz	4,0 \pm 0,9	>4,0	3,2

⁽¹⁾ Medido encima del punto de inserción de los cotiledones.

4. Uso en repoblaciones y restauraciones

En comparación con los pinos y la encina, el quejigo se ha empleado poco en las repoblaciones, y aún menos el roble pubescente (Fig. 5). Se considera que el quejigo debería ser más utilizado en la actuación forestadora de muchas zonas de clima mediterráneo continental del interior de la Península Ibérica, por encima de los 700-800 m de altitud.

Experiencias realizadas en el Centro Nacional de Recursos Genéticos Forestales *El Serranillo* evidencian una mayor supervivencia y crecimiento de esta especie respecto de la encina. Se ha empleado como acompañante, sobre todo, de *Q. ilex*, *Pinus nigra* y *P. pinea* y, a veces, junto a *Juglans regia*, *Prunus avium* y *Q. pyrenaica* (MAPA, 2006). *Q. faginea* y *Q. humilis* se están empleando en plantaciones truferas, aunque en menor medida que la encina.

En el caso del roble pubescente, su empleo es interesante para el enriquecimiento específico de repoblaciones con especies forestales con las que generalmente convive, que son numerosas dada la amplitud de su hábitat. El objetivo de su empleo puede considerarse puramente conservacionista en un contexto de recuperación de poblaciones amenazadas. Por este motivo y por sus frecuentes introgresiones con otros robles, se recomienda el uso de fuentes de semillas locales (Alía *et al.*, 2009), como ya se apuntó anteriormente. Por lo general, en España, la especie debe emplearse en laderas frescas y umbrosas, especialmente en zonas bajas de su rango altitudinal. En siembras realizadas conjuntamente con bellotas de *Q. ilex*, la supervivencia postestival de esta última ha doblado a la del roble pubescente, si bien el número de plántulas emergidas en primavera fue similar; esto muestra la menor resistencia de *Q. humilis* a los rigores del verano en ámbitos mediterráneos (Prévosto *et al.*, 2011).



Figura 5. Individuo de *Quercus faginea* de 10 años en una plantación en tierras agrícolas abandonadas en Guadalajara, que se protegió en el momento de la plantación con un tubo protector de tipo invernadero de 60 cm, retirado posteriormente a los 3 años (Foto: P. Villar).

5. Planificación de la repoblación

Quercus faginea y *Q. humilis* pueden repoblarse tanto por plantación como por siembra directa. Para el quejigo se recomienda utilizar plantas de una savia, ya que las de dos savias parecen tener menor supervivencia y crecimiento (Nicolás *et al.*, 2005). En caso de usar plantas de dos savias, éstas deben haber sido cultivada en un contenedor de al menos 300 cm³. La siembra es puntual, recomendándose la siembra profunda (Carreras *et al.*, 1997), con una bellota por punto. Es imprescindible proteger las bellotas de los depredadores, preferiblemente con tubos protectores. La siembra de bellotas sin protección tiene un riesgo muy elevado de fracaso. En una comparativa entre ambos métodos de repoblación no se observó diferencias de supervivencia a corto plazo, pero sí un mayor crecimiento en altura en la plantación, aunque sólo cuando se emplean tubos protectores (Oñoro-del Cotillo *et al.*, 2001).

Es una especie con una mayor capacidad de transpiración y menos restrictiva en el uso del agua que la encina y el alcornoque en situaciones de estrés hídrico (Mediavilla y Escudero, 2003). Por todo ello se recomienda que las repoblaciones de quejigo se concentren en sitios con suelos profundos o en zonas donde se acumule más humedad, como depresiones del terreno y laderas expuestas al norte, y sobre sustratos de gran capacidad de almacenamiento de agua, como las margas. Conviene llevar a cabo preparaciones del suelo intensas, que faciliten la profundización del sistema radical. Se recomienda el subsolado según curvas de nivel y los ahoyados mecanizados, con profundidades de trabajo entre 40 y 60 cm. No se han observado diferencias de supervivencia entre un subsolado lineal y un ahoyado con retroexcavadora con quejigos de una savia, pero el crecimiento en altura sí fue mayor en el ahoyado que en el subsolado (Nicolás *et al.*, 2005).

Quercus faginea presenta una elevada tasa de elongación radical en otoño y primavera. Durante el invierno su actividad radical desciende a tan sólo un 7-15% de la máxima tasa de elongación de primavera (Aguilar *et al.*, 2005). Por ello, se aconseja que las plantaciones se realicen en el otoño, preferiblemente en noviembre, siempre que haya humedad en el suelo, o bien, en el caso de estaciones frías, a final de febrero y comienzos de marzo. Las siembras directas deben acometerse a finales de febrero.

Por su tamaño relativamente grande y capacidad de rebrote, el quejigo no debe plantarse a densidades muy elevadas. Se recomiendan densidades de plantación o siembras puntuales como máximo de 1.000 pies ha⁻¹, tanto en masas puras como mixtas. Puede mezclarse con otras especies, como *Q. ilex*, *Q. pyrenaica*, *Q. coccifera*, *P. nigra*, *P. pinaster*, *Juniperus thurifera*, *J. communis* y *J. oxycedrus*, o bien otros árboles y arbustos como *Acer monspessulanum*, *Crataegus monogyna*, *Pistacia terebinthus*, *Prunus spinosa*, *P. dulcis*, *Rhamnus alaternus*, *Rosa* sp., *Rosmarinus officinalis*, y *Sorbus* spp.

El uso de tubos protectores de tipo invernadero favorece notablemente el crecimiento del quejigo (Oñoro *et al.*, 2001). Esta práctica también aumenta ligeramente la supervivencia, especialmente cuando se usan tubos ventilados (Villar-Salvador, datos inéditos). Uno de los problemas de los tubos protectores es que ahílan las plantas, por lo que se recomienda no retirarlas hasta que éstas hayan engrosado suficientemente el tallo para mantenerse erguidas (Fig. 5); según experiencias de los autores, ello no ocurre hasta el quinto o sexto año. En otros estudios la presencia de especies como *Buxus sempervirens* y *Juniperus communis* o

de una malla de sombreo del 50 % afectó positivamente a la supervivencia de *Q. humilis* (Rousset y Lepart, 2000; Tonioli *et al.*, 2001), lo que indica un efecto facilitador del matorral mediante la reducción de la radiación incidente.

En condiciones normales y realizando la repoblación en la época correcta y con una buena preparación del terreno, se considera innecesario realizar riegos, tanto de establecimiento como de mantenimiento. No obstante, en estaciones con veranos muy secos o en años con primaveras de muy escasa precipitación, se pueden dar riegos de mantenimiento de 10-40 l por planta, aplicados tres veces a lo largo del primer verano. Tampoco se aconseja la fertilización de las repoblaciones de quejigo, dado los pobres resultados observados en otras quercíneas (Oliet *et al.*, 2003), siendo preferible que las plantas que se van a utilizar en la repoblación salgan del vivero con un buen estado nutricional. En repoblaciones de tierras agrícolas o en aquellos sistemas en los que se prevé una fuerte competencia herbácea es fundamental controlar las hierbas en un área de 1 m alrededor de las plantas durante los 3-4 primeros años para minimizar los daños causados por la competencia (Rey Benayas *et al.*, 2005). Se ha demostrado, por ejemplo, que la acción de escarificar tapices formados predominantemente por herbáceas vivaces estimula el rebrote de éstas y reduce la supervivencia y el crecimiento de las plántulas supervivientes de *Q. humilis* (Prévosto *et al.*, 2011). La vegetación herbácea puede eliminarse por escardas, herbicidas o *mulch*, obteniéndose mejores resultados con las dos primeras opciones. Las labores de control de la hierba deben concentrarse en la primera mitad de la primavera.

En el caso de plantaciones truferas se puede aplicar las especificaciones señaladas al respecto para *Quercus ilex*.

6. Bibliografía

- AGUILAR A., VALLE G., SARDÁ P., VILLAR-SALVADOR P., PEÑUELAS J.L., 2005. Crecimiento radical de plantones de *Quercus coccifera* y *Quercus faginea* durante el período húmedo del año. En: Actas del IV Congreso Forestal Español. [cd-rom]. (Sociedad Española de Ciencias Forestales, ed.). Zaragoza. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- ALÍA R., GARCÍA DEL BARRIO J.M., IGLESIAS S., MANCHA J.A., DE MIGUEL J., NICOLÁS J.L., PÉREZ MARTÍN F., SÁNCHEZ RON D., 2009. Regiones de procedencia de especies forestales en España. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid. pp. 239-250.
- AMARAL FRANCO J., 1990. *Fagaceae*. En: Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Vol II. *Platanaceae-Plumbaginaceae* (partim). (Castroviejo S., Laínz M., López González G., Montserrat P., Muñoz Garmendia F., Paiva J., Villar L., eds.). Real Jardín Botánico, Madrid. pp. 10-36.
- BLANCO E., CASADO M.A., COSTA M., ESCRIBANO R., GARCÍA-ANTÓN M., GÉNOVA M., GÓMEZ-MANZANEQUE A., GÓMEZ-MANZANEQUE F., MORENO J.C., MORLA C., REGATO P., SAINZ-OLLERO H., 1997. Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica. Ed. Planeta, Barcelona. pp. 213-255.
- BLANCO I.E., TEJERO I., 1994. Nosotros los *Quercus* diez años después. *Quercus* 100, 48-55.
- CARRERAS C., SÁNCHEZ HOYOS J., RECHE P., HERRERO D., NAVARRO E., NAVÍO J.J., 1997. Siembras profundas con ayuda de tubos protectores. Resultados en ensayos comparativos de siembras y plantaciones bajo condiciones áridas en Vélez-Rubio. En: Actas del II Congreso Forestal Español, I Congreso Forestal Hispano Luso. (Puertas F., Rivas M., eds.). Pamplona. Tomo 3. pp. 123-128. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- CASTRO-DÍEZ P., MONTSERRAT-MARTÍ G., 1998. Phenological pattern of fifteen mediterranean phanaerophytes from *Quercus ilex* communities of NE-Spain. *Plant Ecol.* 139, 103-112.

- CATALÁN G., 1991. Semillas de árboles y arbustos forestales. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. pp. 318-324.
- CHIRINO E., VILAGROSA A., HERNÁNDEZ E.I., MATOS A., VALLEJO V.R., 2009. Effects of a deep container on morpho-functional characteristics and root colonization in *Quercus suber* L. seedlings for reforestation in mediterranean climate. *For. Ecol. Manage.* 256, 779-785.
- DOMÍNGUEZ J.A., SELVA J., RODRÍGUEZ J.A., SAIZ DE OMEÑACA J.A., 2006. The influence of mycorrhization with *Tuber melanosporum* in the afforestation of a mediterranean site with *Quercus ilex* and *Quercus faginea*. *For. Ecol. Manage.* 231, 226-233.
- DOMÍNGUEZ S., 1997. La importancia del envase en la producción de plantas forestales. *Quercus* 134, 34-37.
- DOMÍNGUEZ S., MURRIAS G., HERRERO N., PEÑUELAS J.L., 2001. Cultivo de once especies mediterráneas en vivero. Implicaciones prácticas. *Ecología* 15, 213-223.
- ESTESO J., GIL PELEGRÍN E., 2004. Frost resistance of seeds in mediterranean oaks and the role of litter in the thermal protection of acorns. *Ann. For. Sci.* 61, 481-486.
- FERNÁNDEZ GALIANO E., MAURI P.V., GARCÍA G., 1996. Somatic embryogenesis induction on *Quercus faginea* Lamk. En: Program and book of abstracts of Third International Symposium on in vitro Culture and Horticultural Breeding.
- GALÁN P., GAMARRA R., GARCÍA VIÑAS J., 1998. Árboles y arbustos de la Península Ibérica e Islas Baleares. Ed. Jaguar. Madrid.
- GARCÍA-FAYOS P. (coord.), 2001. Bases ecológicas para la recolección, almacenamiento y germinación de semillas de especies de uso forestal de la Comunidad Valenciana. Banc de Llavors Forestals, Conselleria de Medi Ambient, Generalitat Valenciana, Valencia. pp. 37.
- GONZÁLEZ-BENITO M.E., PÉREZ C., 1992. Cryopreservation of *Quercus faginea* embryonic axes. *Cryobiol.* 29, 685-690.
- GRADI A., 1989. Vivaistica Forestale. Edagricole, Bologna.
- ISTA (International Seed Testing Association), 2011. International rules for seed testing. Edition 2011. ISTA, Bassersdorf, Switzerland.
- JIMÉNEZ M.P., DÍAZ-FERNÁNDEZ P.M., MARTÍN S., GIL L., 1998. Regiones de procedencia de *Quercus pyrenaica* Willd., *Q. faginea* Lam. y *Q. canariensis* Willd. L. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- LÓPEZ GONZÁLEZ G.A., 2001. Los árboles y arbustos de la Península Ibérica e Islas Baleares. Tomo I. Ed. Mundi-Prensa, Madrid. pp. 679-687.
- MAPA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación), 2006. Forestación de tierras agrícolas. Análisis de su evolución y contribución a la fijación de carbono y al uso racional de la tierra. Dirección General de Desarrollo Rural, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- MARTÍN S., DÍAZ-FERNÁNDEZ P., DE MIGUEL J., 1998. Regiones de procedencia de especies forestales españolas. Generos *Abies*, *Fagus*, *Pinus*, y *Quercus*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- MEDIAVILLA S., ESCUDERO A., 2003. Stomatal responses to drought at a mediterranean site: a comparative study of co-occurring woody species differing in leaf longevity. *Tree Physiol.* 23, 987-996.
- NAVARRO CERRILLO R.M., GÁLVEZ C., 2001. Manual para la identificación y reproducción de semillas de especies vegetales autóctonas de Andalucía. Tomo II. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Córdoba. pp. 289-291.
- NICOLÁS J.L., VILLAR-SALVADOR P., PEÑUELAS J.L., 2005. Efecto de la edad de la planta y del tipo de preparación del suelo en la supervivencia y crecimiento de *Quercus faginea*. En: Actas del IV Congreso Forestal Español. [cd-rom]. (Sociedad Española de Ciencias Forestales, ed.). Zaragoza. Disponible en: <http://congresoforestal.es>

- OÑORO F., VILLAR-SALVADOR P., DOMÍNGUEZ S., NICOLÁS J.L., PEÑUELAS J.L., 2001. Influencia de la siembra y plantación con dos tipos de tubos protectores en el desarrollo de una repoblación de *Quercus faginea* Lam. En: Actas del III Congreso Forestal Español (Junta de Andalucía, ed.). Granada. Mesa 3. pp. 137-142. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- OLIET J., NAVARRO CERRILLO R.M., CONTRERAS O., 2003. Evaluación de la aplicación de tubos y mejoradores en repoblaciones forestales. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Córdoba.
- PIOTTO B., DI NOI A. (eds.), 2001. Propagazione per seme di alberi e arbusti della flora mediterranea. ANPA, Roma.
- PONS J., PAUSAS J.G., 2007. Not only size matters: acorn selection by the European jay (*Garrulus glandarius*). Acta Oecol. 31, 353-360.
- PRÉVOSTO B., MONNIER Y., RIPERT C., FERNÁNDEZ C., 2011. Diversification of *Pinus halepensis* forests by sowing *Quercus ilex* and *Q. pubescens* acorns: testing the effects of different vegetation and soil treatments. Eur. J. For. Res. 130, 67-76.
- REY BENAYAS J.M., NAVARRO J., ESPIGARES T., NICOLAU J.M., ZAVALA M.A., 2005. Effects of artificial shading and weed mowing in reforestation of mediterranean abandoned cropland with contrasting *Quercus* species. For. Ecol. Manage. 212, 302-314.
- REYNA S. (Coord.), 2007. Truficultura. Fundamentos y técnicas. Ed. Mundi-Prensa, Madrid.
- ROSÚA J.L., LÓPEZ DE HIERRO L., MARTÍN J.C., SERRANO F.A., SÁNCHEZ LANCHA A., 2001. Procedencias de las especies vegetales autóctonas utilizadas en restauración de la cubierta vegetal. Tomo II. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla pp. 134-150, .
- ROUSSET O., LEPART J., 2000. Positive and negative interactions at different stages of a colonizing species (*Quercus humilis*). J. Ecol. 88, 401-412.
- RUIZ DE LA TORRE J. (dir.), 1996. Manual de flora para la restauración de áreas críticas y diversificación en masas forestales. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- RUIZ DE LA TORRE J., 2006. Flora Mayor. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid. pp. 683-690.
- SILVA F.J., 1991. Vegetación. En: Memoria del Mapa Forestal de España. Hoja 2-3, Orense. (Ruiz de la Torre J., coord.). Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, MAPA, Madrid. pp. 59-102.
- TÍSCAR P.A., 2003. El papel de las aves y otros animales en la dispersión del género *Quercus* y arbustos de fruto carnoso en el interior de las repoblaciones de pino. Montes 74, 31-35.
- TONIOLI M., ESCARRÉ J., SPERANZA M., 2001. Facilitation and competition affecting the regeneration of *Quercus pubescens* Willd. Ecoscience 8, 381-391.
- TORRE I., ARRIZABALAGA A., DÍAZ M., 2002. Ratón de campo (*Apodemus sylvaticus* LINNAEUS, 1758). Mamíferos de España. Galemys 14, 1-26.
- TSAKALDIMI M., ZAGAS T., TSITSONI T., GANATSAS P., 2005. Root morphology, stem growth and field performance of seedlings of two mediterranean evergreen oak species raised in different container types. Plant Soil 278, 85-93.
- VILAGROSA A., CHIRINO E., PEGUERO-PINA J.J., BARIGAH T.S., COCHARD H., GIL-PELEGRÍN E., 2012. Xylem cavitation and embolism in plants living in water-limited ecosystems. En: Plant responses to drought stress (Aroca R., ed.). Springer-Verlag Berlin Heidelberg. pp. 63-109.
- VILLAR-SALVADOR P., PEÑUELAS J.L., CUADRADO J., VALENCIA E., 2008 a. Efecto de la fertilización nitrogenada durante el cultivo en vivero sobre el desarrollo en campo de *Quercus coccifera* y *Q. faginea*. Cuad. Soc. Esp. Cienc. For. 28, 183-187.
- VILLAR-SALVADOR P., PEÑUELAS J.L., VALENCIA E., CUADRADO J., 2008 b. El crecimiento de los brinzales de *Quercus coccifera* y *Q. faginea* responde de manera diferente a la fertilización con nitrógeno. Cuad. Soc. Esp. Cienc. For. 28, 177-182.

Quercus ilex L.

Encina, carrasca, carrasquera, chaparro, carrasca clofolluda, carrasca negra;
cat.: alzina, aulina, alsinera, auzina; *eusk.*: artea

Pedro VILLAR-SALVADOR, Juan Luis NICOLÁS PERAGÓN, Norberto
HEREDIA GUERRERO, Mercedes USCOLA FERNÁNDEZ

1. Descripción

1.1. Morfología

Es un árbol perennifolio, de hasta 25 m de altura, de tronco recio y cilíndrico, corteza gris oscura que a veces se resquebraja con grietas poco profundas. Tiene una ramificación fuerte y profusa. Sus ramas principales son erecto-patentes, de corteza bastante tiempo lisa. Las ramillas son delgadas y están cubiertas por un denso tomento grisáceo. La copa es redondeada, densa y compacta, produciendo una sombra densa (Ruiz de la Torre, 2006). El sistema radical es potente, axonomorfo y penetrante. Las raíces secundarias poseen la capacidad de emitir rebrotes bajo la propia copa.

Las hojas son simples y alternas, lampiñas y de color verde oscuro por el haz y blanquecinas o gris verdoso y muy pubescentes por el envés, donde se aprecia bien la nerviación principal. Su forma es orbicular o elíptica y los bordes varían de enteros a dentado-espinosos. La lámina mide 2-7 cm x 1,5-4 cm y el pecíolo hasta 1 cm. Normalmente la longitud de las hojas es menor del doble de la anchura y a veces casi igual a ésta (Ruiz de la Torre, 2006). Las hojas presentan una gran variabilidad de tamaño y forma, incluso dentro de un mismo ejemplar, siendo los mayores contrastes entre hojas de copa y hojas de brotes, hojas adultas y hojas jóvenes y hojas de luz y de sombra. Las hojas de los rebrotes presentan con más frecuencia bordes aserrados o espinosos, mientras que las de las copas muestran normalmente bordes enteros y pecíolos más largos. Las hojas juveniles son mucho más tomentosas que las adultas que, además, pierden casi completamente la pubescencia del haz; y por último, las hojas de luz son más escleromorfas que las de sombra. También existe una reducción del tamaño foliar con el incremento de la aridez en la que se asientan las poblaciones (Castro-Díez *et al.*, 1997). La vida media de las hojas de encina varía entre dos y cinco años, con una media de tres, siendo más longevas las hojas de sombra que las de sol (Villar-Salvador, datos no publicados) y las hojas de los rebrotes que las de los árboles adultos. Las hojas de las poblaciones situadas a gran altitud duran más que las de las poblaciones asentadas a baja altitud.

Se reconocen dos subespecies para la encina (Amaral Franco, 1990). Por un lado, *Quercus ilex* subsp. *ilex*, que posee una copa amplia, con ramillas colgantes. Las hojas de sus ramas adultas son de un color verde oscuro, lampiñas en el haz y blanquecinas o gris tomentosas en el envés, de tamaño más largo que ancho. Las estípulas son densamente hirsutas. Los amentos masculinos presentan el raquis y el perigonio muy vellosos. Por

otro lado, *Q. ilex* subsp. *ballota* (= *Q. ilex* subsp. *rotundifolia*), que se diferencia de la anterior subespecie en que su copa es más amplia y recogida, con ramillos horizontales o erectos. Las hojas, más pequeñas que las correspondientes a la subespecie *ilex*, son aovado redondeadas, orbiculares o elípticas, con el haz glauco y, de jóvenes, pubescente o subtomentoso y con un envés siempre grisáceo tomentoso; tienen 5-8 pares de nervios secundarios, mientras que las de la subespecie *ilex* presentan 7-15 pares. Las estípulas de esta subespecie son lampiñas o pubescentes. Los amentos masculinos tienen raquis y perigonios lampiños o glabros.

1.2. Biología reproductiva

La encina es una especie monoica con flores unisexuales, aunque con tendencia a la dioecia, ya que muchos ejemplares presentan mayor abundancia de flores de un sexo que del otro o la proporción relativa varía entre años. Las flores masculinas se agrupan en amentos amarillentos que se concentran densamente en la base de las ramas jóvenes, en los crecimientos del año, y que se denominan “moco” en algunas regiones, por ser colgantes y por su color. Cuando la inflorescencia finaliza su desarrollo, las tecas de las anteras comienzan a abrirse, dejando libre el polen y comenzando los procesos de polinización. Posteriormente los amentos se secan y toman tonalidades parduscas. La flor masculina tiene un periantio con 3-5 divisiones subagudas, pubescentes, verdosas. Los estambres tienen filamentos lampiños y sus anteras son ovoideas y pelosas (Ruiz de la Torre, 2006). Las flores femeninas también salen de los brotes del año, solitarias o agrupadas en corto número sobre un pedúnculo tomentoso. La polinización es fundamentalmente anemófila.

El fruto, de tipo aquenio, es de tamaño y forma variable, mayormente oblongo cilíndrica, de 1,5-3,5 cm de longitud y 0,8-1,8 cm de anchura, pardo castaña y brillante, albergando una sola semilla íntimamente soldada a la pared interna de la cáscara. La bellota o glande está protegida por una cúpula hemisférica variable en forma y tamaño, de color ceniciento, con escamitas casi planas y muy apretadas, no apiculadas y que nace sobre un pedúnculo muy corto y (Fig. 1 y 2). El crecimiento de la bellota coincide con el verano y dura hasta el comienzo del otoño (Corti, 1959). La maduración y dispersión de la bellota se produce desde mediados de octubre a diciembre, según las condiciones climáticas. El número de frutos en maduración o, ya maduros, puede sufrir pérdidas debido a la acción de insectos perforadores, entre los que destacan coleópteros del género *Curculio* (Pulido, 2002; Martín Bernal *et al.*, 2003). En los años de cosecha reducida, el porcentaje de bellotas parasitadas por larvas de insectos es alto.

La encina comienza a dar bellotas a los 8-10 años y a producir cosecha regular a los 15-20 años, con su máximo de producción entre los 50 y los 100 años (Ceballos y Ruiz de la Torre, 1979). Es una especie vecera, que en monte alto adhesionado suele tener grandes producciones cada dos o tres años. El 20% de los árboles puede sumar el 60% de la producción de una determinada población (Montoya, 1989), denominándose a estos árboles “encinas castizas”. También puede haber árboles oligocárpicos (mucho flor masculina y poca femenina) o de larga vecería, denominados “encinas descastadas”. La vecería es más intensa en lugares fríos o más secos, pudiéndose retrasar los años de gran cosecha de 7 a 8 años (Ceballos y Ruiz de la Torre, 1979).

La dispersión de las bellotas a media y larga distancia (50-1.000 m) es realizada principalmente por córvidos, siendo muy destacable el papel del arrendajo (*Garrulus glandarius*) (Gómez, 2003; Pons y Pausas, 2007 a), que esconde las bellotas en microhábitats que resultan a *posteriori* favorables para la germinación y el establecimiento de las plántulas. Los arrendajos tienden a dispersar antes las bellotas de encina que las de otras especies de quercíneas (Pons y Pausas, 2007 b). A corta distancia (<15 m) los roedores también pueden actuar como dispersores, pero su eficacia relativa parece ser menor que la del arrendajo, ya que consumen una enorme proporción de las bellotas que dispersan (Muñoz y Bonal, 2007; Gómez *et al.*, 2008).



Figura 1. Fruto maduro de *Quercus ilex* subsp. *ballota* (Foto: J. I. García Viñas).



Figura 2. Bellotas de *Quercus ilex* subsp. *ballota*.

La germinación de las bellotas puede iniciarse en el mismo otoño en aquellas regiones con otoños más cálidos y con mayor precipitación. Si se dan estas condiciones favorables, puede emerger la radícula y se desarrolla una raíz pivotante hasta la llegada del invierno, en el que detiene el crecimiento; en primavera continúa con la elongación de la raíz principal y comienza la formación de tallos y hojas. La plántula es muy dependiente de los nutrientes aportados por la bellota durante la primera etapa de crecimiento de la raíz y el tallo (Villar-Salvador *et al.*, 2010).

La fecha de brotación varía enormemente dependiendo de la localidad, pudiendo aparecer los brotes a principios de primavera para las zonas más templadas y retrasarse de uno a dos meses para las más frías. Brota más tarde que el quejigo y el rebollo. También existe una gran heterogeneidad en la brotación entre los individuos de una misma población e incluso entre las yemas de un mismo individuo. Así, las yemas más cercanas a la periferia de la copa, más expuestas al sol y con orientación al sur, son las que adelantarán su brotación. En regiones con climas más cálidos puede existir una segunda brotación a principios del verano e incluso una última en otoño, que también se puede manifestar en los cultivos en vivero (Puertolas *et al.*, 2009 a). Las brotaciones otoñales son poco frecuentes en las estaciones más frías (de Lillis y Fontanella, 1992). Las brotaciones preestivales no sólo determinan una segunda foliación, sino que hacen aumentar considerablemente el crecimiento en grosor del árbol (Cartan-Son *et al.*, 1992). Además de la reproducción sexual, la encina tiene capacidad para rebrotar, tanto de cepa como de raíz.

1.3 Distribución y ecología

La encina es una especie estructural en numerosos bosques de la mitad occidental de la Cuenca Mediterránea. Se extiende por casi toda la Península Ibérica, sudeste de Francia, Marruecos, Argelia e Italia. Ocasionalmente aparece en la costa occidental de la Península Balcánica e islas del Egeo. La Península Ibérica y Marruecos suman el 90% de la distribución mundial de la especie. Su límite meridional se sitúa en la Cordillera del Anti-Atlas marroquí, mientras que su límite septentrional se encuentra en ciertas localidades atlánticas (costa vendéana), centroeuropeas y valles del Piamonte italiano (Barbero *et al.*, 1992). En la España peninsular (Fig. 3), su presencia en Galicia es escasa, al igual que en el sudeste, donde se refugia en las zonas menos secas de las montañas y las altas mesetas. Así, parece que sólo se ve desplazada por otras especies en el norte, en los pisos más húmedos de las montañas, en algunos páramos interiores de clima continental extremo, en las zonas más áridas del Valle del Ebro, en el litoral sudoriental, en los pisos térmicos y húmedos del litoral sudoccidental y en las zonas con suelos limitantes, como los sustratos salinos y arcillosos (Jiménez *et al.*, 1996).

El 44% de su área de distribución se encuentra en altitudes de 400 a 800 m, un 24% está por debajo de los 400 m, un 23% entre 800 y 1.200 m y sólo un 3% supera esta última cota (ICONA, 1980). Entre 300 y 700 m tiene su máxima producción de fruto (Ceballos y Ruiz de la Torre, 1979). Su límite altitudinal en la Península Ibérica se encuentra a 2.000 m de altitud en Sierra Nevada. A partir de los 1.500 m no suele desarrollar portes arbóreos y presenta escasa o nula reproducción sexual (Ceballos y Ruiz de la Torre, 1979).

La encina es indiferente a la naturaleza química del suelo, pero su textura, en cambio, puede ser un factor que condicione más su desarrollo. Soporta suelos arenosos, pero encuentra mayor limitación en los margosos o arcillosos excesivamente compactos y en los yesosos o de carácter salino. Al igual que el resto de especies pertenecientes al género *Quercus*, presenta una ligera tolerancia al encharcamiento, siendo desplazada por otras especies en suelos pesados y con anegamiento persistente.

Los márgenes de tolerancia climáticos en los que sobrevive la encina son de los más amplios de los árboles españoles (Jiménez *et al.*, 1996). Así, los rangos óptimos climáticos en los que se suele encontrar una buena parte de las poblaciones de encina son de una temperatura media anual de 11,4-18,1 °C, una temperatura media de las mínimas del mes más frío de -2,2 a 2,3 °C y una precipitación anual media y estival de 460-860 y 10-95 mm, respectivamente (Anexo I). No obstante, a tenor de su localización, parece existir una diferencia entre los requerimientos hídricos de ambas subespecies, teniendo *Q. ilex* subsp. *ballota* un comportamiento menos mesófilo (Ceballos y Ruiz de la Torre, 1979). La subespecie *ilex* aparece en lugares con precipitaciones medias anuales superiores a los 600 mm, con un mínimo de 150 mm en el período estival, y temperaturas medias superiores a 10 °C en enero e inferiores a 25 °C en agosto. La subespecie *ballota* habita en lugares más xéricos, fríos y continentales. Puede sobrevivir en áreas que presenten una precipitación a partir de los 300 mm de media anual, pero a su vez también habita en lugares con precipitaciones de 2.000 mm. De igual manera, tiene un gran rango de temperaturas invernales en las que puede sobrevivir, que oscilan entre -3 y 11 °C, y unas temperaturas medias en agosto entre 14 y 28 °C.

Las plantas jóvenes se benefician de una sombra moderada para su supervivencia, especialmente en ambientes secos (Cuesta *et al.*, 2010 a), y pueden soportar niveles de umbría intensos. Si la sombra intensa persiste varios años la plántula acaba muriendo, pero si al cabo de unos años queda en una situación más despejada, puede resistir mejor el sol, temperaturas elevadas y prolongadas sequías. Esto le permite colonizar montes arbolados de otras especies, como pinos y matorrales (Ceballos y Ruiz de la Torre, 1979; Gómez-Aparicio *et al.*, 2009).

En la Península Ibérica, el clima y el tratamiento antrópico de los encinares han determinado su aspecto actual: masas densas hacia la vertiente mediterránea y cornisa cantábrica y estructuras abiertas en el interior, donde son frecuentes las formaciones adhesadas, especialmente hacia el oeste y sur.

2. Materiales forestales de reproducción

2.1. Marco normativo. Identificación de los materiales de reproducción

La especie *Q. ilex* está sujeta a la normativa europea y estatal vigente sobre regulación de materiales forestales de reproducción. Está dentro de la categoría de especies con regiones de procedencia específicas (regiones de procedencia delimitadas por el método aglomerativo). Se han definido 28 regiones de procedencia, de las cuales 11 son de área restringida (Fig. 3). En la Tabla 1 se recogen las características ambientales abióticas de dichas regiones. Una explicación de la metodología seguida para la delimitación de tales regiones de procedencia y la descripción detallada de sus características ambientales y su localización se puede encontrar en Jiménez *et al.* (1996) y Alía *et al.* (2009).

Las especies del género *Quercus* muestran un importante control genético sobre la producción de fruto (Dey, 1995), por lo que, dada la revalorización que ha alcanzado la bellota de encina como alimento del cerdo ibérico, estaría justificado acometer programas de mejora genética para el citado carácter.

En la Región de Murcia (D. 50/2003) la subespecie *rotundifolia* está catalogada como “De interés especial”, mientras que la subespecie *ilex* está considerada oficialmente como “En peligro de extinción”. La encina, al igual que el resto de especies del género *Quercus*, está incluida en la normativa sobre pasaporte fitosanitario.

2.2. Técnicas de manejo y propagación

2.2.1. Semillas

La recolección de los frutos se realiza a partir de octubre, siendo el momento oportuno cuando las bellotas están maduras y a punto de desprenderse del árbol o recién caídas. Las bellotas de encina se recogen directamente del suelo, tras su caída natural o previo extendido de redes o mantones y vareo del árbol, lo que facilita y rentabiliza la operación y supone una mayor garantía sanitaria. La recolección se hace a mano o con la ayuda de rastrillos; también cabe emplear máquinas aspiradoras. En caso de recogida tras su caída natural, debe evitarse recolectar las primeras bellotas desprendidas debido a que suelen estar dañadas o poco desarrolladas. Asimismo, en condiciones naturales, el tiempo

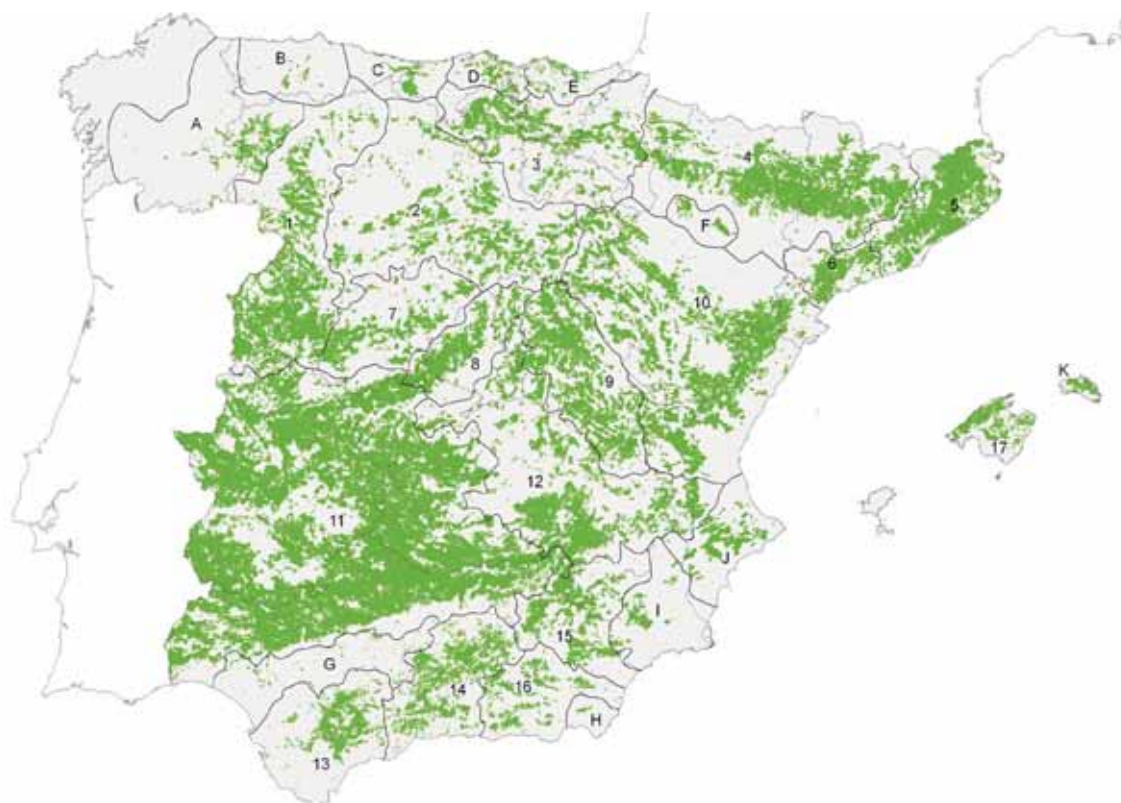


Figura 3. Distribución de *Quercus ilex* y Regiones de Procedencia de sus materiales de reproducción. 1.- Región Galaico-Leonesa. 2.- Cuenca Central del Duero. 3.- Alto Ebro. 4.- Prepirineo. 5.- Cataluña Nororiental. 6.- Montsant. 7.- Sierras de Ávila y Segovia. 8.- Sur de Guadarrama. 9.- La Alcarria y Serranía de Cuenca. 10.- Sistema Ibérico. 11.- Región Extremadureña. 12.- La Mancha. 13.- Sierras de Cádiz-Ronda. 14.- Sierras Béticas Occidentales. 15.- Sierras Béticas Orientales. 16.- Sierra Nevada-Filabres. 17.- Mallorca. A.- Galicia-El Bierzo. B.- Cuenca del Navia. C.- Picos de Europa y Litoral Asturiano. D.- Cantabria. E.- Litoral Vasco. F.- Monegros. G.- Valle del Guadalquivir. H.- Sierras Almerienses. I.- Sierras Murcianas. J.- Sierras Béticas Valencianas. K.- Menorca (Alía *et al.*, 2009).

aproximado que tardan las bellotas maduras de encina en ver reducido su contenido de humedad a niveles que empiezan a imposibilitar su viabilidad se puede fijar en 20 días (Vázquez, 1998). Respecto a los daños por helada, frecuentes en las bellotas no protegidas por la hojarasca o el tapiz herbáceo, los primeros síntomas se manifiestan en la zona de inserción de la semilla a la cúpula. Es preciso saber que en las quercíneas la ausencia de fuentes externas de nutrientes hace imposible la maduración artificial de las semillas recogidas precozmente, cosa que sí es factible en otras especies, que pueden hacerlo a costa de los tejidos de los frutos (Bonner, 1979). En la medida de lo posible, se debe evitar recolectar los días de lluvia, para impedir que un exceso de humedad de las bellotas cosechadas y almacenadas provisionalmente aumente el riesgo de fermentación. El rendimiento de recogida es de 40-100 kg jornal⁻¹ (2-5 pies), siendo el rendimiento por árbol de 15-60 kg. Durante el almacenaje provisional y el transporte deben utilizarse envases que prevengan la pérdida de humedad, pero que también impidan el sobrecalentamiento del contenido, evitando a toda costa mantenerlos expuestos al sol.

Tabla 1. Descripción de las áreas con presencia de *Quercus ilex* por región de procedencia (RP: número de la región de procedencia; Pres: presencia de la especie en cada una de las regiones, estimada como el cociente del área de la especie en dicha región respecto del área total de la especie; A: número de meses de déficit hídrico (precipitación media mensual <2 temperatura media mensual); Osc: media anual de la oscilación térmica diaria; Hs: número de meses con helada segura (media mínimas <0 °C); Med: valor medio; Max: valor máximo; Min: valor mínimo; MaxMC: valor máximo del mes más cálido; MinMF: valor mínimo del mes más frío); Tipo de suelo: porcentaje del tipo de suelo según la cartografía Soil Map of the European Communities dentro de cada región de procedencia. La clasificación de suelos utilizada en dicha cartografía es la de FAO de 1974. Las abreviaturas se han actualizado a la clasificación FAO de 1989. Los tipos de suelos inexistentes en la nueva clasificación se han mantenido con los nombres antiguos, asignándoseles nuevas abreviaturas (Rankers: RK, Xerosoles: XE). Sólo se incluyen aquellos suelos que superan el 10% en el conjunto del territorio estudiado).

RP	Pres		Altitud (m)			Precipitación (mm)		A		Temperatura (°C)			Osc	Hs	Tipo de suelo (FAO)
	(%)		Med	Max	Min	Anual	Estival	(meses)	Med	MaxMC	MinMF	(°C)	(meses)		(%)
1	6,6	814	1801	114	625	70	2,8	11,8	29,9	-0,5	17,3	1,4	CMd(29) CMtu(13)	CMg(19) CMe(17)	
2	4,8	945	1942	633	535	88	2,5	10,9	29,1	-1,4	17,5	2,8	CMc(56) CMg(21) FLe(13)		
3	3,5	751	1546	189	772	126	1,2	11	26,6	0,2	15,4	0,7	CMc(79) CMtu(11)		
4	6,1	758	2115	233	713	161	1	11,7	29,4	-1,7	18,7	2,4	CMc(84)		
5	3,9	388	1554	5	807	175	0,7	13,6	28,4	1,1	16,2	0,6	CMc(49) CMtu(17) CMd(10)		
6	1,2	483	1192	8	584	100	2,1	14,2	29,4	2,4	17	0	CMc(76) CMe(14)		
7	2,2	1037	1661	726	534	72	2,8	11,3	29,5	-1,0	17,5	2,3	LVv(32) CMd(26)		
8	2,2	829	1682	430	618	68	3,1	13,1	31,5	0,2	18,7	0,6	CMd(47) LVv(21) CMe(12) CMtu(11)		
9	5,1	993	1607	586	612	86	2,5	11,9	31,4	-1,2	18,6	2,4	CMc(94)		
10	8,6	967	1800	11	556	110	1,9	11,9	28,8	-0,3	16,9	1,6	CMc(76)		
11	35,8	506	1814	1	635	43	3,9	15,8	34,5	2,6	18,6	0	CMe(55) CMd(14)		
12	6,5	851	1672	251	485	62	3,5	13,4	32,4	0,2	19,2	0,5	CMc(70) LVk(10)		
13	1,8	519	1769	4	834	32	3,9	15,9	32,5	4	16,4	0	CMc(78)		
14	3,1	864	2093	36	642	37	4	14,6	32,4	1,9	17,7	0	CMc(85)		
15	2,3	1188	2047	390	632	59	3,3	12,7	31,1	0,2	18	0,8	CMc(79)		

RP	Pres (%)	Altitud (m)			Precipitación (mm)		A (meses)	Temperatura (°C)			Osc (°C)	Hs (meses)	Tipo de suelo (FAO)
		Med	Max	Min	Annual	Estival		Med	MaxMC	MinMF			
16	1,2	1316	2375	209	564	37	3,7	12,7	29,6	0,7	16,7	0,8	CMc(43) CMe(38)
17	0,9	238	1308	3	630	58	3	15,6	27,7	5,7	-	0	CMc(100)
A	1,1	831	1773	125	987	106	1,7	11,1	26,9	-0,2	15,7	1,3	RK(60) CMtu(40)
B	0,1	607	1444	70	1133	165	0	11,3	23,4	1,3	12,3	0,3	CMc(46) LVx(26) RK(18)
C	0,3	518	1803	8	1204	170	0,2	12,2	24,5	2	12,1	0,3	CMc(45) CMtu(38) LPc(12)
D	0,4	302	1189	2	1397	208	0	12,9	23,8	4,2	11,5	0	CMc(47) CMtu(39)
E	0,3	242	972	4	1415	213	0	12,9	24,1	3,7	11,6	0	CMc(52) LVx(28) CMtu(19)
F	0	593	675	498	470	99	2,8	13,4	32,7	-0,1	19,3	0,3	XEc(100)
G	0,3	205	755	5	593	27	4,5	17,4	35,5	4,3	17,2	0	CMc(38) LVk(17) PLd(14)
H	0	1023	1338	731	415	22	4,9	14,9	29,7	4	15,7	0	XEc(78) CMe(19)
I	0,5	748	1516	72	385	44	4,4	15,2	31,4	3,1	16,7	0	CMc(82) CMe(11)
J	1	718	1428	52	573	61	3,1	14,3	29,5	2,8	15,9	0	CMc(91)
K	0,2	76	274	8	620	48	3,6	16,6	28,2	7,1	-	0	CMc(77) CMe(23)

Para la limpieza de los lotes de bellotas se debe eliminar las cúpulas y otros restos como hojas y ramitas, además de las manifiestamente inhábiles. Ello se efectúa por cribado, aventado y flotación en agua. Esta última operación permite, además, retirar parcialmente las bellotas dañadas o parasitadas. Sin embargo, no todas las bellotas que flotan son desechables; puede ocurrir que bellotas sanas hayan sufrido cierta deshidratación antes de su recogida del suelo o durante el almacenaje transitorio o el transporte. En este caso deben dejarse en agua 16-24 horas para su rehidratación y posterior hundimiento. Por el contrario, puede ocurrir que bellotas no sanas, por haber estado en contacto con un suelo húmedo resulten lo suficientemente pesadas como para hundirse en el agua, en cuyo caso sería necesario un ligero secado previo para mejorar la discriminación. Otra opción para aumentar la eficiencia del proceso es variar la densidad del agua en función del contenido de humedad del lote de semillas, mediante el empleo de soluciones salinas (Bonner, 2008). En muchas ocasiones, la eliminación de las impurezas pesadas y de bellotas en mal estado debe acabar de hacerse mediante selección manual, siendo habitual recurrir al método de presión manual para comprobar la turgencia de la bellota. Es importante realizar pruebas de corte para comprobar el grado de acierto en la selección de la bellota desechada y la aceptada. Como se pone de manifiesto, la dificultad de establecer un método de triaje estándar hace que sean la experiencia y el sentido común los que orienten sobre la mejor manera de aumentar la calidad de los lotes, obteniendo un resultado aceptable. La clasificación según tamaño no es una práctica común. Las bellotas de menor tamaño se separan de forma obligada al eliminar determinadas impurezas, siendo también usual en su caso retirarlas por criterios de presentación comercial. Las bellotas válidas tras el proceso de limpieza, si van a ser almacenadas, deben extenderse, preferiblemente sobre un suelo poroso, para su secado superficial, pero evitando siempre su deshidratación. Las características medias de los lotes de bellotas de encina se recogen en la Tabla 2.

Las bellotas de encina, al igual que las de todas las especies del género *Quercus*, son recalcitrantes, es decir, su viabilidad depende de que su contenido de humedad se mantenga

Tabla 2. Datos característicos de lotes de semillas de *Quercus ilex*.

Pureza (%)	Facultad germinativa (%)	Nº semillas kg ⁻¹	Referencia
96	75	400	Gradi (1989)
98-100	80-90	250-375-550	Catalán (1991)
100	60-80	189	Ribeiro <i>et al.</i> (2001)
		261-301-424	García-Fayos (2001)
99-100	72-90	101-133	Navarro-Cerrillo y Gálvez (2001)
	80-90	250-400-550	Piotto y Di Noi (2001)
		106-170-233	Louro y Pinto (2011)
87-100	66-99	190-430	Banc de Llavors Forestals (Anexo II)
98-100	75-90	110-390	CNRGF <i>El Serranillo</i> (Anexo III)
92-100	80-100	190-360	Vivero Central JCyL (Anexo IV)

alto. Debido a ese alto nivel hídrico la tasa de respiración se mantiene elevada. En la mayoría de las especies de *Quercus* el contenido de humedad de partida varía entre el 42 y el 48% y una reducción por debajo del 40% se traduce en descensos de la germinación. En *Q. ilex*, cuando el contenido de humedad es inferior al 32-30%, la viabilidad se reduce a la mitad y cuando alcanza el 20% se pierde totalmente (Fig. 4) (Nicolás, datos inéditos; Zulueta y Montoto, 1992; Aroca *et al.*, 2005). Debe tenerse en cuenta, además, que las bellotas más pequeñas son las que pierden más rápidamente su viabilidad por desecación (Peñuelas, 2001).

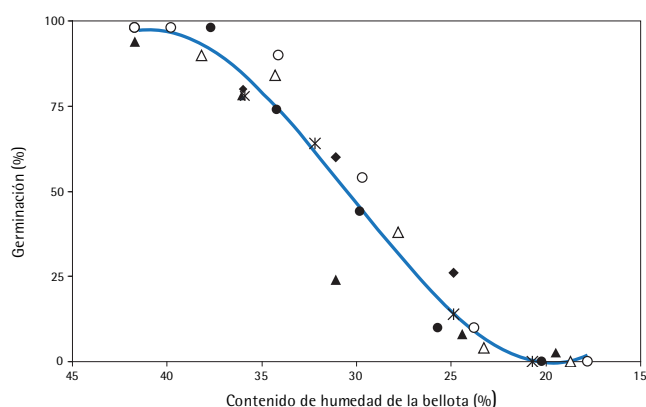


Figura 4. Variación de la germinación de lotes de bellotas de *Quercus ilex* con el descenso de su contenido de humedad (estimación a partir de 6 lotes de bellotas de diferentes regiones de procedencia) (Nicolás, datos inéditos).

Este comportamiento recalcitrante de las bellotas conlleva a poner especial atención en su conservación, para evitar su desecación y garantizar un suficiente intercambio gaseoso que permita su respiración y evite la aparición de procesos de fermentación; por ello, el almacenaje no debe hacerse en recipientes herméticos. Deben conservarse en cámara a una temperatura entre -4 y 3 °C, de forma que no se produzcan daños por frío pero que tampoco se estimule la emergencia de la radícula, lo que dificultaría su posterior siembra. Cuando se pretende conservarlas durante el invierno posterior a su recolección, la temperatura puede fijarse entre 0 y 3 °C, mientras que para períodos superiores la temperatura debe ser de -4 a -1 °C. Las bellotas de encina sufren fuertes daños cuando son congeladas a -9 °C (Esteso y Gil Pelegrín, 2004).

Las bellotas de encina, consideradas las condiciones de temperatura y de contenido de humedad citados anteriormente, pueden almacenarse de dos maneras (Fig. 5):

- **Estratificación:** se intercalan las bellotas entre capas de un sustrato poroso o mezclarlas directamente con éste en proporción 1:1 en volumen, disponiéndolas en contenedores de 30-50 l de capacidad, en los cuales previamente se ha colocado verticalmente, en medio y a lo largo, un tubo de plástico perforado; finalmente el contenedor se sella, dejando el tubo de aireación asomando por la tapa a modo de respiradero. El sustrato, que puede ser turba, arena, aserrín, vermiculita o fibra de coco, actúa como tampón y debe estar relativamente seco, de forma que absorba el posible exceso de humedad de las bellotas e impida su germinación prematura. Al separar las bellotas unas de otras, también, se reduce el riesgo de contaminación fúngica. Si la conservación se va a prolongar más de

un año, las bellotas no deberán estar saturadas, sino con un contenido hídrico un 4-8% menor que el valor máximo de hidratación (Aroca *et al.*, 2005).

- Conservación en bolsas de plástico: se guardan las bellotas, limpias y con las cubiertas secas, en bolsas de polietileno de 40-60 μm de galga, con cierre hermético propio o sellado térmico, dispuestas en cajas de plástico de paredes perforadas y apilables, de forma que quede una separación entre ellas que permita la circulación del aire. El polietileno evita la pérdida de humedad del interior de la bolsa, pero permite un cierto grado de difusión de oxígeno y de dióxido de carbono para mantener la respiración de las bellotas y evitar la formación de una atmósfera enrarecida (Rink y Williams, 1984; Bonner, 2008). Un grosor mayor de la lámina de polietileno al recomendado no garantiza el adecuado intercambio gaseoso, lo que genera condiciones de bajo nivel de oxígeno en el interior de la bolsa al cabo de cierto tiempo y la muerte de las bellotas por asfixia. Por otra parte, espesores menores del film de plástico limitan la resistencia portante de la bolsa. Este método que rentabiliza el espacio y permite un control visual inmediato del estado de las bellotas, en particular en relación con su posible germinación prematura. Este es el sistema que, tras su puesta a punto, se utiliza de forma satisfactoria en el CNRGF *El Serranillo* desde hace varias campañas, asegurando la conservación de las bellotas durante al menos un año.

En el caso de la encina, al igual que en el de otros *Quercus* mediterráneos, para prevenir la aparición de podredumbres se aconseja más el tratamiento de las bellotas con fungicida que la aplicación de los tratamientos de choque térmico usuales con las quercíneas atlánticas. En cuanto a los insectos que parasitan a las bellotas, cuya infestación no es posible prevenir, pueden eliminarse mediante inmersión en agua caliente (45-50 °C) durante 40 minutos o con productos insecticidas. Sin embargo, ambas actuaciones se desaconsejan por el riesgo de dañar las bellotas. Además, la presencia de larvas, generalmente de curculiónidos, no compromete la germinación ni el normal crecimiento, siempre que el embrión no haya sido perjudicado, teniendo el daño en los cotiledones una incidencia relativa. Hay que tener en cuenta que durante el almacenaje las larvas no atacan a otras bellotas, por lo que la infestación no aumentará, y que la mayoría de ellas emergerán durante la conservación de las bellotas y morirán en el fondo del contenedor o en el suelo de la cámara frigorífica. Sólo en casos de exportación a otros países, donde el control sanitario lo exija, estará justificado un tratamiento completo del lote que se va a suministrar.

Periódicamente conviene revisar los contenedores para conocer el estado de las bellotas (García-Fayos, 2001; Piotto y di Noi, 2003). Las bellotas conservadas, antes de ser comercializadas o directamente utilizadas, deben examinarse y, si es necesario, ser sometida a una segunda selección. Durante está, se tendrá especial cuidado con aquellas que hayan podido pregerminar durante la conservación. No hay estudios realizados sobre la incidencia de la utilización de bellotas conservadas más allá del período invernal en la calidad de los brinzales obtenidos. Experimentalmente se han podido almacenar las bellotas de encina durante 2-3 años con pérdidas asumibles en la viabilidad del lote. Pero, a escala de gestión, la conservación más allá de la invernal para la siembra en primavera no ha sido considerada, habida cuenta de las dificultades intrínsecas y del gran volumen de almacenaje requerido. Además, salvo que el proyecto de repoblación

indique expresamente el origen específico de los materiales de reproducción, la ausencia de restricciones en este aspecto posibilitaba el abastecimiento con bellotas frescas, sin importar su procedencia, y con ello salvar las limitaciones impuestas por la vecería. Ahora bien, en el primer caso, cuando se defina la identidad geográfica de los materiales que se van a emplear en las repoblaciones será necesario plantear la necesidad de conservar, al menos durante un año, reservas de bellota, en particular de aquellas procedencias con mayor demanda y en las que son más frecuentes los episodios de irregularidad interanual. Las técnicas de conservación citadas resultan insuficientes en el marco de programas de conservación *ex situ* de recursos genéticos de la especie. En tal sentido, cabría desarrollar



Figura 5. Contenedor en el que se ha dispuesto un tubo de ventilación perforado y relleno de capas alternadas de sustrato y bellotas, y bellotas conservadas en una bolsa de polietileno de 60 μm de galga (Foto: J.L. Nicolás).

protocolos para la crioconservación de cultivos embriogénicos o de ejes embrionarios, como ya existen, respectivamente, para *Q. faginea* (González-Benito *et al.*, 1992) y *Q. robur* (Sánchez *et al.*, 2008).

No es necesario efectuar ningún pretratamiento germinativo ya que las bellotas de encina no presentan letargo o, si lo presentan, cabe definirlo como muy moderado debido a que el tiempo requerido para la germinación y la emergencia se acorta a medida que aumenta el tiempo que han permanecido adecuadamente conservadas en frío. La inmersión de las bellotas en agua durante 24 horas ayuda a homogeneizar la nascencia (García-Fayos, 2001), a la vez que a eliminar parte de las que se hayan deteriorado durante la conservación.

Para los ensayos de germinación de las especies del género *Quercus*, las normas ISTA (2011) prescriben una temperatura de 20 °C y una duración de los mismos de, al menos, 28 días. Como actuación previa recomiendan remojar previamente la bellota hasta 48 horas, cortar un tercio del extremo de la cicatriz basal y quitar la testa. Esta organización no contempla la aplicación de ensayos al tetrazolio para

la valoración cuantitativa de la calidad de los lotes del *Quercus*. Sin embargo, sí ha establecido instrucciones para su realización e interpretación en el género (ISTA, 2003). El protocolo prevé una posible inmersión de las bellotas en agua a 20 °C durante 18 horas, y como única preparación un corte transversal de la parte basal, un despegue de la testa, la separación de los cotiledones y el uso de esa parte con radícula en el proceso de tinción. Dada la inmediatez con la que en ocasiones se procede a la siembra tras la recogida, es preciso aplicar métodos rápidos de evaluación de la viabilidad de los lotes. En tal sentido, el citado ensayo al tetrazolio y la prueba al corte pueden ser unas alternativas adecuadas. Las bellotas se deben poner a germinar lo más pronto posible, una vez extraídas de las condiciones de almacenamiento, para evitar pérdidas de viabilidad (García-Fayos, 2001).

Hay que tener especial cuidado en el manejo de las bellotas con la radícula emitida cuando esta tiene una longitud superior a varios centímetros, pues la rotura de la misma a la altura de su inserción en la bellota puede imposibilitar la emisión del epicótilo. La germinación es hipogea y se completa en 3-5 semanas. Las plántulas tienen las hojas primordiales con el limbo redondeado y pinchudo (Ruiz de la Torre *et al.*, 1996)

2.2.2. Vegetativa

Existen pocas referencias en relación con el uso de técnicas de propagación vegetativa tradicional en la encina. Sin embargo, dentro del campo de la biotecnología, en los últimos años se están llevando a cabo estudios encaminados a la propagación clonal de las encinas, en el marco de la producción intensiva de bellota (Liñán *et al.*, 2011). Así, se ha demostrado la posibilidad de obtener embriones somáticos a partir de tejidos procedentes de pies adultos y de mantener líneas embriogénicas (Barra *et al.*, 2011; Barra *et al.*, 2012), habiéndose detectado diferencias significativas en cuanto a la regeneración de plántulas en función del genotipo (Barra *et al.*, 2013).

3. Producción de plantas

Se recomienda cultivar la encina en contenedor y no a raíz desnuda, dada la mayor supervivencia del primer tipo de plantas en ambientes secos. La siembra en vivero puede realizarse en otoño, inmediatamente después de la cosecha de las bellotas, o bien al final del invierno o comienzo de la primavera. Las siembras de otoño en el exterior deben evitarse si las heladas invernales son fuertes y prolongadas. En este caso y en localidades con heladas primaverales el cultivo se debe comenzar en invernadero. Para garantizar que todos los alvéolos de las bandejas de cultivo estén ocupados, se puede realizar una pregerminación de las bellotas, mezclándolas con turba húmeda. En el momento en el que la mayor parte de las bellotas haya empezado a germinar y la radícula no tenga más de 2 cm de longitud, se pueden pasar a los envases finales de cultivo. Tal operación es especialmente recomendable cuando es inevitable utilizar lotes de calidad incierta en los que la selección de las bellotas es problemática o costosa. En ocasiones, si el tamaño de la radícula emitida es superior a los 5 cm, ésta se puede cortar hasta 3 cm, para facilitar la siembra, sin consecuencias negativas para la plántula (Piotto y di Noi, 2003). En caso de amputación de la radícula, es normal que se desarrolle un sistema radical formado por un sistema de raíces pivotantes múltiples. Pero, a su vez, la siembra de bellotas pregerminadas tiene el inconveniente de que se puede generar una deformación de tipo bucle debajo del cuello de la raíz, que compromete la calidad de las plantas. Según se ha observado con bellotas de *Q. robur*, para acelerar y sincronizar la germinación, cabe recurrir al corte del extremo distal de los cotiledones. Esta actuación favorece una mayor nascencia, al tener la posibilidad de eliminar bellotas con daños no detectables a simple vista, pero puede conllevar una disminución del tamaño y la masa de los brinzales, por lo que se sugiere que la porción eliminada no sea superior a la quinta parte del tamaño de la bellota (Gyertich y Suszka, 2011). Por su dimensión y por la problemática que conlleva el deshermanado en las quercíneas, sólo se debe sembrar una bellota por alvéolo, la cual se dispondrá preferentemente en horizontal y a no más de 3 cm de profundidad y se cubrirá con 1 cm de sustrato. La emergencia de las plántulas tarda de 0,5-2 meses en siembra en invernadero, siendo más precoz cuando se utilizan bellotas debidamente conservadas.

Se recomienda el cultivo en contenedores de 300-400 cm³, ya que los envases de gran volumen y, sobretodo, de gran profundidad suelen favorecer el establecimiento en campo de las quercíneas (Domínguez *et al.*, 1997; Tsakaldimi *et al.*, 2005; Pemán *et al.*, 2006; Chirino *et al.*, 2009). Los sustratos más frecuentes son turbas rubias y negras, fertilizadas o no, y mezclas de fibra de coco con turba. En ambos casos se recomienda la adición de vermiculita, hasta el 20% del volumen total. La densidad de cultivo puede ser algo mayor a la del quejigo u otros robles, ya que el brinzal de encina tiene las hojas más pequeñas y por tanto ocupa menor espacio lateral. Una densidad de cultivo recomendable puede ser 350-400 plantas m⁻².

La falta de fertilización de las encinas durante su cultivo en vivero incrementa su mortandad y reduce notablemente su capacidad de crecimiento en el campo (Villar-Salvador *et al.*, 2004 a; Cortina *et al.*, 2009). Del mismo modo, el mantenimiento de una fertilización otoñal moderada incrementa la aclimatación al frío con respecto a las plantas cuya fertilización se detiene al final del verano (Andivia *et al.*, 2011). Se recomienda realizar la fertilización por fertirrigación. Se han obtenido buenos niveles de supervivencia y crecimiento en campo con aportes de 150 mg de N por planta y campaña durante su cultivo en vivero, repartidos a lo largo de 16-20 semanas (una fertirrigación por semana). También se han obtenido aceptables resultados de crecimiento con fertilizaciones de sobrecarga en otoño (Oliet *et al.*, 2009). La fertilización de la encina en vivero no debe iniciarse hasta que las plantas hayan concluido su primera metida, ya que la mayor parte del nitrógeno que usan para su crecimiento proviene de la bellota, no aprovechando apenas el N aportado (Villar-Salvador *et al.*, 2010).

El enriquecimiento de la atmósfera con CO₂ parece ser un tratamiento inadecuado para la producción de plantas de encina en invernadero, ya que disminuye su germinación y, desde el punto de vista de la biomasa, sólo promueve el aumento de su sistema radical cuando se utilizan dosis elevadas (700 ppm) (Cortés *et al.*, 2004).

La sombra moderada durante su cultivo (hasta un 60% de sombra) afecta poco el crecimiento de la encina y su establecimiento posterior en campo (Villar-Salvador *et al.*, 2004 a; Puértolas *et al.*, 2009 b). En la medida de lo posible se recomienda su cultivo a pleno sol, manteniendo bien hidratado el sustrato. No obstante, los viveros emplazados en localidades muy cálidas en verano pueden optar por sombrear el cultivo con una malla que no reduzca la luz más del 60%, pero sólo durante los meses estivales. Ello protege a las plantas de la excesiva insolación y reduce el consumo de agua en el cultivo (Puértolas *et al.*, 2009 b). La localización del vivero también puede determinar el grado de endurecimiento o aclimatación al frío y la calidad de los plantones de encina (Mollá *et al.*, 2006). Así, las plantas cultivadas en una localidad de inviernos suaves, próximo a la costa mediterránea, presentaron menor tolerancia a las heladas y a la desecación, así como menor capacidad de producción de nuevas raíces y crecimiento en campo que plantas cultivadas en una localidad de inviernos fríos.

El endurecimiento por restricción del riego durante la última fase del cultivo incrementa la resistencia de las plantas a la sequía, pero no se ha visto que ello aumente la supervivencia y crecimiento en el campo (Villar-Salvador *et al.*, 2004 b). Por tal motivo, y debido a que el control del riego de endurecimiento es difícil de aplicar, no se recomienda esta práctica

de cultivo. En la Tabla 3 se recogen las características morfológicas y la concentración de nutrientes habituales y recomendados para *Q. ilex*.

Las plántulas de esta especie producen raíces primarias muy gruesas de color marrón, mientras que las raíces secundarias están mucho menos desarrolladas. La presencia de ramificaciones en los tallos de los brinzales de una savia es rara, pero no así en las plantas de dos o más savias (Fig. 6 a y b).

El tamaño de las plantas producidas en el vivero está directamente relacionado con el tamaño de las bellotas empleadas (Navarro *et al.*, 2006), muy probablemente por la mayor cantidad de nutrientes y carbohidratos disponibles para el desarrollo de las plántulas. Algunos estudios demuestran que las plantas más grandes de encina tienden a tener mejor supervivencia y crecimiento en campo (Cortina *et al.*, 1997; Villar-Salvador *et al.*, 2004 a; Cuesta *et al.*, 2010 a). No obstante, la preparación del suelo o la fecha de plantación tienen mayor peso en el éxito de las repoblaciones de encina que la calidad de las plantas.

Tabla 3. Valores de atributos morfológicos y fisiológicos (media \pm error estándar) de brinzales de una savia de *Quercus ilex* (Rodríguez, 2003; Villar-Salvador *et al.*, 2004 a y b; Tsakaldimi *et al.*, 2005; Mollá *et al.*, 2006; Puértolas *et al.*, 2009 a; del Campo y Navarro, 2010; Cuesta *et al.*, 2010 b y datos inéditos del CNRGF *El Serranillo*).

Atributo	Valores medios de referencia	Valores recomendados	Valores mínimos recomendados
Atributos morfológicos			
Altura (cm)	15,4 \pm 4,0	20-25	15
Diámetro del cuello de la raíz (mm) ⁽¹⁾	4,4 \pm 0,8	5-6	4
Peso seco aéreo - PA (g)	1,97 \pm 0,91	2,0-3,0	1,8
Peso seco radical - PR (g)	3,28 \pm 1,05	3,0-5,0	3
Peso seco total (g)	5,25 \pm 1,75	5,0-8,0	4,8
PA/PR	0,61 \pm 0,2	0,6-0,8	0,6
Esbeltez (cm mm ⁻¹)	3,5 \pm 0,74	4-6	4
Concentración de nutrientes (mg g⁻¹)			
N foliar	16,2 \pm 3,7		
P foliar	0,93 \pm 0,19		
K foliar	4,3 \pm 0,51		
N aéreo	11,5 \pm 3,2	>13	11
P aéreo	0,7 \pm 0,5	>0,5	0,35
K aéreo	3,9 \pm 1,3	>5,5	3,5
N raíz	7,3 \pm 3,8	>9	6
P raíz	0,6 \pm 0,4	>0,9	0,5
K raíz	5,0 \pm 2,0	>7	5

⁽¹⁾ Medido encima del punto de inserción de los cotiledones.



Figuras 6 a y b. Plantas de *Quercus ilex* de una savia (izquierda) y de dos savias (derecha) cultivadas en alvéolo de 300 cm³ (Fotos: CNRGF *El Serranillo*).

El aspecto cualitativo del brinjal parece ser importante cuando se asocia con plantaciones tempranas o intermedias en el tiempo y buenas preparaciones del suelo (Palacios *et al.*, 2009).

Hoy día tiene particular relevancia el cultivo de encina micorrizada con especies del género *Tuber*, mayoritariamente *T. melanosporum*. La obtención de tal tipo de planta requiere un control riguroso de la inoculación, de forma que se asegure la identidad del material fúngico de partida y se compruebe el correcto estado de madurez y la calidad de los carpóforos. El material fúngico puede utilizarse en fresco o bien secar en láminas a unos 40 °C durante 2-3 días y guardar en frío hasta su uso, en cuyo caso es necesario rehidratarlo antes de inocular. Aunque existen varios métodos de inoculación, el más recomendado es la inyección, que conlleva la preparación de una suspensión acuosa a partir del batido suave de los carpóforos y su incorporación con la dosis elegida mediante una jeringa en uno o varios pisos del cepellón de cada planta tras su trasplante (Reyna, 2007). Generalmente, la dosis mínima aconsejada es de 1 g de peso en fresco de trufa por planta. Es frecuente el uso, como sustrato, de tierra procedente de truferas naturales, práctica desaconsejada por los problemas de calidad que genera en la planta finalmente producida y por el impacto que supone sobre las truferas la extracción de suelo. La micorrización en vivero de *Q. ilex* con *T. melanosporum* parece incrementar tanto la supervivencia como el crecimiento en campo con respecto a plantas no inoculadas con este hongo (Domínguez y Martínez, 2002).

4. Uso en repoblaciones y restauraciones

Antes del programa de reforestación de tierras agrarias iniciado en 1993, la encina había sido escasamente utilizada en las repoblaciones forestales. Este programa marcó un cambio de tendencia radical, siendo la especie más empleada tanto en masas puras como mezclada con otras, llegando a ocupar una superficie de 185.000 ha. Las masas mixtas de *Q. ilex* y *Pinus halepensis* han sido con creces las más plantadas, sumando un total de 24.000 ha. También se ha plantado en masas mixtas con otras quercíneas mediterráneas y con *Pinus pinea* (MAPA, 2006). El cambio de tendencia puede considerarse favorable, ya que ha estado asociado a una mayor diversificación de las repoblaciones.

Es la principal especie en la creación de truferas artificiales (Reyna, 2007). Las plantaciones con encinas micorrizadas suponen una alternativa a los cultivos tradicionales de cereal en secano del interior peninsular y han cobrado un especial auge en los últimos años, alentadas por la Administración, dado los beneficios de índole económica, social y ecológica que generan. También es de señalar el planteamiento de establecer plantaciones en alta densidad (tipo seto) y con manejo agrícola, dirigidas a la producción intensiva de bellotas (Peñuelas, 2013).

La encina es una especie estructural en la mayoría de los ecosistemas forestales mediterráneos. Por lo tanto, se debe utilizar en los proyectos de reforestación que tengan como fin principal la restauración de ecosistemas o la regeneración de las dehesas de esta especie. Sin embargo, debido a sus características ecofisiológicas, la encina necesita repoblarse en suelos con cierta profundidad y textura adecuada para garantizar la viabilidad a largo plazo. Así, en la Comunidad Valenciana, las repoblaciones con esta especie sobre margas han presentado mayor supervivencia que sobre calizas (Serrasoles y Alloza, 2004). En este sentido, también cabe mencionar que, en muchas ocasiones, se ha utilizado la encina de manera incorrecta, al plantarse en sitios que no permiten el desarrollo actual de la especie debido a la degradación de los suelos.

5. Planificación de la repoblación

Quercus ilex puede repoblarse tanto por plantación como por siembra. Existe un gran debate sobre qué método es el más conveniente para la implantación de quercíneas. Sin embargo, apenas existen estudios comparativos sobre el tema. No obstante, en los pocos existentes se ha observado por lo general mayor supervivencia de las encinas en la plantación que en la siembra (Seva *et al.*, 2004; Romero *et al.*, 2005; González-Rodríguez *et al.*, 2011), si bien en algunos no se han visto diferencias significativas al respecto (Nicolás *et al.*, 1997). Las siembras muestran alta supervivencia si se pregerminan las bellotas y se utilizan tubos protectores (Seva *et al.*, 2004). Sin embargo, las plántulas emergidas de la siembra pueden ser más vulnerables a la sequía y las heladas tardías.

Si se opta por la siembra, se recomienda emplear el método de las siembras profundas (Carreras *et al.*, 1997), con una bellota por punto si se emplean lotes con una elevada tasa de germinación. Para que la siembra sea una técnica de repoblación viable es imprescindible proteger las bellotas de los depredadores, preferiblemente con tubos protectores. De optarse por la plantación, se recomienda utilizar plantas de una savia. Experiencias en



Figuras 7 a y b. Plantación de diez años de *Quercus ilex* subsp. *ballota* en Quintos de Mora (Toledo) (izquierda) (Foto: J. Oliet); encinar de diecisiete años obtenido mediante siembra en tubos invernadero en Atea (Zaragoza) (derecha) (Foto: J.M. Lorente).

Andalucía evidencian que las plantas de una savia tienen mejor desarrollo que las de tres savias (González-Rodríguez *et al.*, 2001). En caso de tener que usar plantas de más de una savia, es muy conveniente que éstas hayan sido cultivadas en contenedores de, al menos, 300 cm³ de volumen.

Es una especie de raíces profundas, por lo que para garantizar su desarrollo en ombroclimas secos es conveniente emplear preparaciones del suelo intensas, que faciliten la profundización del sistema radical (Nicolás *et al.*, 1997). Se recomienda el subsolado según curvas de nivel y el ahoyado mecanizado, con profundidades de trabajo entre 40 y 60 cm. En laderas sur de zonas secas se aconseja la creación de microcuencas asociadas a los ahoyados (Bocio *et al.*, 2004; De Simón *et al.*, 2004).

Se han realizado plantaciones experimentales de *Q. ilex* y otras especies mediterráneas debajo de arbustos, que pueden facilitar su establecimiento gracias a la sombra que generan y, en menor medida, a la mejora de la fertilidad edáfica debajo de su dosel y a la protección frente a herbívoros. En general, las experiencias muestran que los plántones de encina situados a resguardo presentan mejores resultados de supervivencia y crecimiento que los de las plantaciones realizadas a pleno sol, si bien el efecto facilitador de los arbustos depende de las especies (Castro *et al.*, 2004; Gómez-Aparicio *et al.*, 2004; Gómez-Aparicio *et al.*, 2005; Cuesta *et al.*, 2010 a). Esta técnica presenta, sin embargo, ciertos inconvenientes que tienden a reducir la tasa de supervivencia: limita la posibilidad de realizar preparaciones intensas del suelo, que dañarían al arbusto nodriza, y la plantación se hace más compleja. Por ello, su aplicación se limita a zonas en las que no es posible efectuar preparaciones del suelo intensas y riegos de mantenimiento, no se plantea como objetivo prioritario conseguir una densidad de plantas elevada, o no esté autorizada la colocación de tubos protectores.

La producción de un abundante sistema de nuevas raíces al comienzo del verano es importante para el establecimiento de las plantas en repoblaciones mediterráneas. En zonas continentales de inviernos fríos, las plantaciones de encina realizadas a principios

de noviembre y al inicio del invierno no presentaron mayor producción de nuevas raíces a comienzos de mayo que las plantaciones hechas a mediados de febrero. En cambio las plantaciones efectuadas en marzo mostraron una reducción importante en la cantidad total de raíces nuevas (Corchero *et al.*, 2002). Por tanto, las plantaciones otoñales en zonas frías no reportan mayor ventaja, en términos de producción de raíces, respecto de las efectuadas al final del invierno. Ello parece deberse a que *Q. ilex* no muestra elongación radical apreciable cuando la temperatura del suelo desciende de 10 °C. Estos datos son congruentes con las conclusiones de Palacios *et al.* (2009), cuyo trabajo pone de manifiesto que el peor desarrollo de los brinzales de encina se corresponde con plantaciones efectuadas en marzo. En síntesis, en estaciones con inviernos no muy fríos las plantaciones se deben realizar preferentemente en otoño, y en áreas frías pueden posponerse a mediados de febrero, evitando realizarse en marzo o más adelante. Catalán (1991) aconseja que la siembra se realice en otoño.

Para el establecimiento tanto en masas puras como mixtas con otras especies arbóreas, se recomiendan densidades de plantación o siembras puntuales de 600 a 1.000 pies ha⁻¹, dependiendo de la calidad de la estación y las claras que se puedan realizar en el futuro. La densidad total de la repoblación podrá ser algo mayor cuando sean repoblaciones mixtas con especies arbustivas. En plantaciones regulares, los marcos de plantación en masas puras o en mezcla con otros árboles pueden variar entre 3 × 3 m y 4 × 4 m.

Tanto el riego como el sombreado en campo favorecen mucho el establecimiento de *Q. ilex* (Rey Benayas 1998; Rey Benayas *et al.*, 2005; Puértolas *et al.*, 2010). El sombreado se puede conseguir con el uso de tubos protectores de tipo invernadero, que incrementan claramente la supervivencia y crecimiento de esta especie (Nicolás *et al.*, 1997; Oliet *et al.*, 2003; Navarro Cerrillo *et al.*, 2005). Se recomienda que los tubos sean ventilados y con una transmisividad moderada, especialmente en sitios de elevado estrés hídrico (Oliet y Jacobs, 2007). El tamaño del tubo dependerá de la presencia de grandes herbívoros en la zona. Si los herbívoros predominantes son conejos y liebres bastará utilizar tubos protectores de 60 cm de altura. Uno de los problemas de los tubos es que las plantas se ahilan mucho, por lo que se recomienda no retirarlos hasta que las plantas hayan engrosado suficientemente el tallo como para mantenerse erguidas.

Como la encina es una especie que presenta una elevada mortandad en las repoblaciones, se recomienda, si es posible, aplicar riegos de mantenimiento, especialmente en estaciones con veranos muy secos y cálidos o en años con primaveras muy secas. Puede ser suficiente aportar dosis de 10-40 l de agua por planta, aplicados tres veces a lo largo del primer verano después de la plantación. No se aconseja la fertilización en las repoblaciones de encina, ya que no parece que mejore el desarrollo de las plantas (Oliet *et al.*, 2003), siendo preferible que los brinzales utilizados salgan del vivero con un buen estado nutricional. Del mismo modo, el uso de residuos sólidos urbanos compostados y lodos de depuradora en las repoblaciones reduce la supervivencia de las plantaciones de encina (Fuentes *et al.*, 2007; Jiménez *et al.*, 2007). En repoblaciones de tierras agrícolas es fundamental eliminar la comunidad de herbáceas anuales en un radio de 1 m alrededor de las plantas durante los 3-4 primeros años, con el fin de minimizar los daños causados por la competencia (Rey Benayas *et al.*, 2005); se pueden hacer desaparecer mediante escardas, herbicidas o *mulch*, obteniéndose mejores resultados con las dos primeras opciones (Navarro Cerrillo

et al., 2005). Las labores de control de la vegetación herbácea deben concentrarse en la primera mitad de la primavera.

Las plantaciones truferas requieren marcos de plantación mayores, de 5 x 5 m hasta 7 x 7 m (200-400 plantas ha⁻¹), no precisando preparaciones de suelo diferentes a las de una repoblación al uso. Durante los primeros años los laboreos se deben limitar a escardas manuales sencillas, siendo fundamental el riego de apoyo durante el primer verano. En el periodo de colonización los riegos deben ser los mínimos necesarios, prescindiendo de ellos, salvo caso de sequía extrema, a partir de la mitad del verano, con el fin de provocar un periodo de estrés hídrico. La poda es útil, pues el suelo necesita una gran insolación para que prospere el micelio de la trufa. (Reyna, 2007).

6. Bibliografía

- ALÍA R., GARCÍA DEL BARRIO J.M., IGLESIAS S., MANCHA J.A., DE MIGUEL J., NICOLÁS J.L., PÉREZ MARTÍN F., SÁNCHEZ RON D., 2009. Regiones de procedencia de especies forestales en España. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid. pp. 251-259.
- AMARAL FRANCO J., 1990. *Fagaceae*. En: Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Vol II. *Platanaceae-Plumbaginaceae* (partim). (Castroviejo S., Laínz M., López González G., Montserrat P., Muñoz Garmendia F., Paiva J., Villar L., eds.). Real Jardín Botánico, Madrid. pp. 10-36.
- ANDIVIA E., FERNÁNDEZ M., VÁZQUEZ-PIQUÉ J., 2011. Autumn fertilization of *Quercus ilex* ssp. *ballota* (Desf.) Samp. nursery seedlings: effects on morpho-physiology and field performance. *Ann. For. Sci.* 68, 543-553.
- AROCA M.J., SERRADA R., CALDERÓN C., 2005. Influencia del contenido de humedad y del tiempo de almacenaje sobre la capacidad germinativa en bellotas de encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota* L.) sometidas a congelación. Resultados preliminares. En: Actas del IV Congreso Forestal Español. [cd-rom]. (Sociedad Española de Ciencias Forestales, ed.). Zaragoza. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- BARBERO M., LOISEL R., QUÉZEL P., 1992. Biogeography, ecology and history of mediterranean *Quercus ilex* ecosystems. *Vegetatio* 99, 19-34.
- BARRA A., BLASCO M., RUIZ-GALEA M., CELESTINO C., ALEGRE J., ARRILLAGA I., TORIBIO M., 2011. Inducción de embriogénesis somática y establecimiento en medio líquido de líneas embriogénicas obtenidas de óvulos en desarrollo de encina. IX Reunión de la Sociedad Española de Cultivo in Vitro de Tejidos Vegetales. Puerto de la Cruz, Tenerife.
- BARRA, A.; BLASCO, M.; RUIZ-GALEA, M.; CELESTINO, C.; ALEGRE, J.; ARRILLAGA, I.; TORIBIO, M.; 2012. Induction of somatic embryos in developing ovules of *Quercus ilex* L. II International Conference of the IUFRO Working Party 2.09.02. Brno, Czech Republic.
- BARRA A., RUIZ M., CELESTINO C., TORIBIO M., ALEGRE J., PEÑUELAS, J.L. 2013 (en prensa). Hacia las plantaciones de quercíneas en alta densidad: clonación de encinas adultas mediante embriogénesis somática. Estudio de factibilidad. VI Congreso Forestal Español. Vitoria.
- BOCIO I., NAVARRO F.B., RIPOLL M.A., JIMÉNEZ M.N., DE SIMÓN E., 2004. Holm oak (*Quercus rotundifolia* Lam.) and Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) response to different soil preparation techniques applied to forestation in abandoned farmland. *Ann. For. Sci.* 61, 171-178.
- BONNER F.T., 1979. Fruit maturation in hardwoods. En: Proceedings, seed collection workshop; Macon, GA. Tech. Publ. SA-TPS. Atlanta, GA: U.S.D.A., For. Serv. pp. 6-10.
- BONNER F.T., 2008. *Quercus*. En: The woody plant seed manual (Bonner F.T., Karrfalt R.P., eds.). United States Department of Agriculture, Forest Service, Agriculture Handbook 727, Washington. pp. 928-938.

- CARRERAS C., SÁNCHEZ HOYOS J., RECHE P., HERRERO D., NAVARRO E., NAVÍO J.J., 1997. Siembras profundas con ayuda de tubos protectores. Resultados en ensayos comparativos de siembras y plantaciones bajo condiciones áridas en Vélez-Rubio. En: Actas del II Congreso Forestal Español, I Congreso Forestal Hispano Luso. (Puertas F., Rivas M., eds.). Pamplona. Tomo III. pp. 123-128. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- CARTAN-SON M., FLORET C., GALAN M.J., GRANDJANNY M., LE FLOCH E., MAISTRE M., PERRET P., ROMANE F., 1992. Factors affecting radial growth of *Quercus ilex* L. in a coppice stand in southern France. *Vegetatio* 99, 61-68.
- CASTRO J., ZAMORA R., HÓDAR J.A., GÓMEZ J.M., GÓMEZ APARICIO L., 2004. Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in mediterranean mountains: a 4-year study. *Rest. Ecol.* 12, 352-358.
- CASTRO-DIEZ P., VILLAR-SALVADOR P., PÉREZ-RONTOMÉ C., MAESTRO-MARTÍNEZ M., 1997. Leaf morphology and leaf chemical composition in three *Quercus* (Fagaceae) species along a rainfall gradient in NE Spain. *Trees-Struct. Funct.* 11 (3), 127-134.
- CATALÁN G., 1991. Semillas de árboles y arbustos forestales. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. pp. 318-324.
- CEBALLOS L., RUIZ DE LA TORRE J., 1979. Árboles y arbustos de la España peninsular. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Madrid. pp. 257-266.
- CHIRINO E., VILAGROSA A., HERNÁNDEZ E.I., MATOS A., VALLEJO V.R., 2009. Effects of a deep container on morpho-functional characteristics and root colonization in *Quercus suber* L. seedlings for reforestation in mediterranean climate. *For. Ecol. Manage.* 256, 779-785.
- CORCHERO S., GOZALO-CANO M., VILLAR-SALVADOR P., PEÑUELAS J.L., 2002. Crecimiento radical en campo de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* plantados en diferentes momentos. *Montes* 68, 5-11.
- CORTES P., ESPELTA J.M., SAVÉ R., BIEL C., 2004. Effects of a nursery CO₂ enriched atmosphere on the germination and seedling morphology of two mediterranean oaks with contrasting leaf habit. *New For.* 28, 79-88.
- CORTI R., 1959. Ricerche sul ciclo reproductivo di specie del genere *Quercus* della flora italiana. *Act. It. Sc. For.* 8, 19-42.
- CORTINA J., VALDECANTOS A., SEVA J.P., VILAGROSA A., BELLOT J., VALLEJO V.R., 1997. Relación tamaño-supervivencia en plantones de especies arbustivas y arbóreas mediterráneas producidas en vivero. En: Actas del II Congreso Forestal Español, I Congreso Forestal Hispano Luso. (Puertas F., Rivas M., eds.). Pamplona. Tomo III. pp. 22-27. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- CORTINA J., MONERRIS J., DISANTE K., FUENTES D., VALDECANTOS A., 2009. Fertilización tardía y establecimiento de *Quercus ilex* subsp. *ballota*. En: Actas del 5 Congreso Forestal Español. [cd-rom]. (Sociedad Española de Ciencias Forestales, Junta de Castilla y León, eds.). Ávila. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- CUESTA B., VILLAR-SALVADOR P., PUÉRTOLAS J., REY BENAYAS J.M., MICHALET R., 2010 a. Facilitation of oak in mediterranean shrubland is explained by both direct and indirect interactions mediated by herbs. *J. Ecol.* 98, 688-697.
- CUESTA B., VILLAR-SALVADOR P., PUÉRTOLAS J., JACOBS D., REY-BENAYAS J.M., 2010 b. Why do large, nitrogen rich seedlings better resist stressful trasplanting conditions? A physiological analysis in two functionally contrasting mediterranean forest species. *For. Ecol. Manage.* 260, 71-78.
- DE LILLIS M., FONTANELLA A., 1992. Comparative phenology and growth in different species of the mediterranean maquis of central Italy. *Vegetatio* 99(100), 83-96.
- DE SIMÓN E., RIPOLL M.A., BOCIO I., NAVARRO F.B., JIMÉNEZ M.N., GALLEGU E., 2004. Preparación del suelo en repoblaciones de zonas semiáridas. En: Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo (Vallejo V.R., Alloza J.A., eds.). Fundación CEAM, Valencia. pp. 161-193.
- DEL CAMPO A.D., NAVARRO CERRILLO R.M., CEACERO C.J., 2010. Seedling quality and field performance of commercial stocklots of containerized holm oak (*Quercus ilex*). *Mediterranean Spain: an approach for establishing a quality standard.* *New For.* 39, 17-37.

- DEY D.C., 1995. Acorn production in red oak. Ministry of Natural Resources, Ontario Forest Research Institute. Forest Research Information Paper. N° 127. 1- 22.
- DOMÍNGUEZ S., MARTÍNEZ E., 2002. Árboles de nuestros bosques: Guía didáctica. Dirección General de Conservación de la naturaleza, Madrid.
- DOMÍNGUEZ-LERENA S., 1997. La importancia del envase en la producción de plantas forestales. *Quercus*. 134, 34-37.
- ESTESO J., GIL PELEGRÍN E., 2004. Frost resistance of seeds in mediterranean oaks and the role of litter in the thermal protection of acorns. *Ann. For. Sci.* 61, 481-486.
- FUENTES D., VALDECANTOS A., CORTINA J., VALLEJO V.R., 2007. Seedling performance in sewage sludge-amended degraded mediterranean woodlands. *Ecol. Eng.* 31, 281-291.
- GARCÍA-FAYOS P. (coord.), 2001. Bases ecológicas para la recolección, almacenamiento y germinación de semillas de especies de uso forestal de la Comunidad Valenciana. Banc de Llavors Forestals, Conselleria de Medi Ambient, Generalitat Valenciana, Valencia. pp. 82.
- GRADIA A., 1989. Vivaistica Forestale. Edagricole, Bologna.
- GYERTICH M.J., SUSZKA J., 2011. Consequences of cutting off distal ends of cotyledons of *Quercus robur* acorns before sowing. *Ann. For. Sci.* 68, 433-442.
- GÓMEZ J.M., 2003. Spatial patterns in long-distance dispersal of *Quercus ilex* acorns by jays in a heterogeneous landscape. *Ecography* 26, 573-584.
- GÓMEZ J.M., PUERTA-PIÑERO C., SCHUPP E.W., 2008. Effectiveness of rodents as local seed dispersers of an oak with a stratified dispersal system. *Oecologia* 155, 529-37.
- GÓMEZ-APARICIO L., ZAMORA R., GÓMEZ J.M., HÓDAR J., CASTRO J., BARAZA E., 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: A meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecol. Appl.* 14, 1128-1138.
- GÓMEZ-APARICIO L., GÓMEZ J.M., ZAMORA R., BOETTINGER J.L., 2005. Canopy vs. soil effects of shrubs facilitating tree seedlings in mediterranean montane ecosystems. *J. Veget. Sci.* 16, 191-198.
- GÓMEZ-APARICIO L., ZAVALA M.A., BONET F.J., ZAMORA R., 2009. Are pine plantations valid tools for restoring mediterranean forests? An assessment along abiotic and biotic gradients. *Ecol. Appl.* 19, 2124-2141.
- GONZÁLEZ-BENITO M.E., PÉREZ C., 1992. Cryopreservation of *Quercus faginea* embryonic axes. *Cryobiol.* 29, 685-690.
- GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ V., NAVARRO-CERRILLO R.M., VILLAR R., 2011. Artificial regeneration with *Quercus ilex* L. and *Quercus suber* L. by direct seeding and planting in southern Spain. *Ann. For. Sci.* 68, 637-646.
- ICONA (Instituto para la Conservación de la Naturaleza), 1980. Las frondosas en el primer Inventario Forestal Nacional. MAPA, Madrid.
- ISTA (International Seed Testing Association), 2003. Working sheets on tetrazolium testing testing: Tree and shrub species. Volume II. ISTA, Bassersdorf, Switzerland.
- ISTA (International Seed Testing Association), 2011. International rules for seed testing. Edition 2011. ISTA, Bassersdorf, Switzerland.
- JIMÉNEZ M.P., DÍAZ-FERNÁNDEZ P.M., IGLESIAS S., DE TUERO M., GIL L., 1996. Regiones de procedencia de *Quercus ilex* L. Instituto para la Conservación de la Naturaleza, MAPA, Madrid.
- JIMÉNEZ M., FERNÁNDEZ-ONDOÑO E., RIPOLL M., NAVARRO F., GALLEGO E., DE SIMÓN E., LALLENA A., 2007. Influence of different post-planting treatments on the development in Holm oak afforestation. *Trees-Struct. Funct.* 21, 443-455.
- LIÑÁN J., CANTOS M., TRONCOSO J., GARCÍA J.L., FERNÁNDEZ A., TRONCOSO A., 2011. Some propagation methods for cloning holm oak (*Quercus ilex* L.) plants. *CEJB* , 359-364.

- LÓPEZ LILLO A., SÁNCHEZ DE LORENZO J.M., 2001. Árboles en España. Manual de Identificación. Ed. Mundi-Prensa, Madrid.
- LOURO V., PINTO G., 2011. Sementes, uma ponte entre o passado e o futuro da floresta. Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território. CENASEF. pp. 31-38.
- MAPA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación), 2006. Forestación de tierras agrícolas. Análisis de su evolución y contribución a la fijación de carbono y al uso racional de la tierra. Dirección General de Desarrollo Rural, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- MARTÍN BERNAL E., HERNÁNDEZ R., CAÑADA J.F., PÉREZ FORTEA V., IBARRA N., 2003. Gorgojo perforador de frutos. Dirección general del medio natural. Servicio de estudios, coordinación y defensa contra incendios forestales. Informaciones técnicas 2/2003. Ed. Gobierno de Aragón, Departamento de Medio Ambiente, Zaragoza.
- MOLLÁ S., VILLAR-SALVADOR P., GARCÍA-FAYOS P., PEÑUELAS J.L., 2006. Physiological and trasplanting performance of *Quercus ilex* L. (holm oak) seedlings grown in nurseries with different winter conditions. For. Ecol. Manage. 237, 218-226.
- MONTOYA J.M., 1989. Encinas y encinares. Agroguías Mundi-Prensa. Madrid
- MUÑOZ A., BONAL R., 2007. Rodents change acorn dispersal behaviour in response to ungulate presence. Oikos 44, 157-164.
- NAVARRO CERRILLO R.M., GÁLVEZ C., 2001. Manual para la identificación y reproducción de semillas de especies vegetales autóctonas de Andalucía. Tomo II. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Córdoba. pp. 292-296.
- NAVARRO CERRILLO R.M., FRAGUEIRO B., CEACEROS C., DEL CAMPO A., DE PRADO R., 2005. Establishment of *Quercus ilex* L. subsp. *ballota* [Desf.] Samp. using different weed control strategies in southern Spain. Ecol. Eng. 25, 332-342.
- NAVARRO F.B., JIMÉNEZ N., RIPOLL M.A., FERNÁNDEZ-ONDOÑO E., GALLEGO E., DE SIMÓN E., 2006. Direct sowing of holm oak acorns: effects of acorn size and soil treatment. Ann. For. Sci. 63, 961-967.
- NICOLÁS J.L., DOMÍNGUEZ-LERENA S., HERRERO-SIERRA N., VILLAR-SALVADOR P., 1997. Plantación y siembra de *Quercus ilex* L. Efectos de la preparación del terreno y de la utilización de protectores en la supervivencia de plantas. En: Actas del II Congreso Forestal Español, I Congreso Forestal Hispano Luso. (Puertas F., Rivas M., eds.). Pamplona. Tomo III. pp. 449-454. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- OLIET J.A., JACOBS D.F., 2007. Microclimatic conditions and plant morphophysiological development within a tree shelter environment during establishment of *Quercus ilex* seedlings. Agric. For. Met. 144, 58-72.
- OLIET J., NAVARRO CERRILLO R.M., CONTRERAS O., 2003. Evaluación de la aplicación de tubos y mejoradores en repoblaciones forestales. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Córdoba.
- OLIET J., TEJADA M., SALIFU K., COLLAZOS A., JACOBS D., 2009. Performance and nutrient dynamics of holm oak (*Quercus ilex* L.) seedlings in relation to nursery nutrient loading and post-trasplant fertility. Eur. J. For. Res. 128, 253-263.
- PALACIOS G., NAVARRO 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-PELEGRIN E., 2006. Morphological and functional variability in the root system of *Quercus ilex* L. subject to confinement: consequences for afforestation. Ann. For. Sci. 63, 425-430.
- PEÑUELAS J.L., 2001. El Centro Nacional de Mejora Forestal *El Serranillo*: Diez años buscando la calidad de la planta forestal para las actuaciones en ámbito mediterráneo. En: Actas del III Congreso Forestal Español (Junta de Andalucía, ed.). Granada. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- PEÑUELAS J.L., 2013 (en prensa). Las plantaciones de Quercineas en alta densidad para producción de bellotas. Estudio de factibilidad. VI Congreso Forestal Español. Vitoria.

- PIOTTO B., DI NOI A. (eds.), 2001. Propagazione per seme di alberi e arbusti della flora mediterranea. ANPA, Roma.
- PIOTTO B., DI NOI A., 2003. Seed propagation of mediterranean trees and shrubs. APAT-Agency for the protection of the environment and for technical services, Roma.
- PONS J., PAUSAS J.G., 2007 a. Acorn dispersal estimated by radio-tracking. *Oecologia* 153, 903-911.
- PONS J., PAUSAS J.G., 2007 b. Not only size matters: acorn selection by the European jay (*Garrulus glandarius*). *Acta Oecol.* 31, 353-360.
- PUERTOLAS J., DISANTE K., FUENTES D., VALDECANTOS A., MONERRIS J., CORTINA J., BENITO L.F., PEÑUELAS J.L., 2009 a. Ritmos de acumulación de biomasa en *Quercus ilex* durante el primer año de cultivo en contenedor: efectos maternos y ambientales. En: Actas del 5 Congreso Forestal Español. [cd-rom]. (Sociedad Española de Ciencias Forestales, Junta de Castilla y León, eds.). Ávila. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- PUÉRTOLAS J., BENITO L.F., PEÑUELAS J.L., 2009 b. Effects of nursery shading on seedling quality and post-planting performance in two mediterranean species with contrasting shade tolerance. *New For.* 38, 295-308.
- 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.
- PULIDO F.J., 2002. Biología reproductiva y conservación: el caso de la regeneración de los bosques templados y subtropicales de robles (*Quercus spp.*). *Rev. Chil. Hist. Nat.* 75, 5-15.
- REY-BENAYAS J.M., 1998. Growth and mortality in *Quercus ilex* L. seedlings after irrigation and artificial shading in mediterranean set-aside agricultural lands. *Ann. Sci. For.* 55, 801-807.
- REY BENAYAS J.M., NAVARRO J., ESPIGARES T., NICOLAU J.M., ZAVALA M.A., 2005. Effects of artificial shading and weed mowing in reforestation of mediterranean abandoned cropland with contrasting *Quercus* species. *For. Ecol. Manage.* 212, 302-314.
- REYNA S. (Coord.), 2007. Truficultura. Fundamentos y técnicas. Ed. Mundi-Prensa, Madrid.
- RIBEIRO D., RIBEIRO H., LOURO V., 2001. Produção em viveiros florestais. Direcção-Geral de Desenvolvimento Rural, Lisboa.
- RINK G., WILLIAMS R.D., 1984. Storage technique affects white oak acorn viability. *Tree Planter's Notes* 35, 3-5
- RODRÍGUEZ B., 2003. Estudio del momento óptimo de plantación de los brinzales de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* en función del clima de la estación de plantación. Proyecto de Fin de Carrera. Escuela Universitaria Ingeniería Técnica Forestal, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- ROMERO A.M., ARAMBURU M.P., HERRANZ J., 2005. Estudio comparado de la repoblación forestal mediante la técnica de "Siembra profunda superficial" frente a otras de plantación y siembra. En: Actas del IV Congreso Forestal Español. [cd-rom]. (Sociedad Española de Ciencias Forestales, ed.). Zaragoza. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- RUIZ DE LA TORRE J. (dir.), 1996. Manual de la flora para la restauración de áreas críticas y diversificación en masas forestales. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- RUIZ DE LA TORRE J., 2006. Flora Mayor. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid. pp. 706-718.
- SÁNCHEZ C., MARTÍNEZ M.T., VIDAL N., SAN-JOSÉ M.C., VALLADARES S., VIEITEZ A.M., 2008. Preservation of *Quercus robur* germplasm by cryostorage of embryogenic cultures derived from mature trees and RAPD analysis of genetic stability. *Cryo-Lett.* 29, 493-504
- SERRASOLES I., ALLOZA J.A., 2004. Condicionantes edáficos en la restauración forestal mediterránea. En: Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo. (Vallejo V.R., Alloza J.A., eds.). Fundación CEAM, Valencia, pp. 133-160.

- SEVA J.P., VALDECANTOS A., CORTINA J., VALLEJO R., 2004. Diferentes técnicas de introducción de *Quercus ilex* ssp. *ballota* (Desf.) Samp. en zonas degradadas de la Comunidad Valenciana. Cuad. Soc. Esp. Cienc. For. 17, 233-238.
- TSAKALDIMI M., ZAGAS T., TSITSONI T., GANATSAS P., 2005. Root morphology, stem growth and field performance of seedlings of two mediterranean evergreen oak species raised in different container types. Plant Soil 278, 85-93.
- VÁZQUEZ F.M., 1998. Semillas del género *Quercus* L. (biología, ecología y manejo). Servicio de Investigación y Desarrollo Tecnológico, Consejería de Agricultura y Comercio, Junta de Extremadura, Badajoz.
- VILLAR-SALVADOR P., PLANELLES R., ENRÍQUEZ E., PEÑUELAS RUBIRA J., 2004 a. Nursery cultivation regimes, plant functional attributes, and field performance relationships in the mediterranean oak *Quercus ilex* L. For. Ecol. Manage. 196, 257-266.
- VILLAR-SALVADOR P., PLANELLES R., OLIET J., PEÑUELAS-RUBIRA J.L., JACOBS D.F., GONZÁLEZ M., 2004 b. Drought tolerance and trasplanting performance of holm oak (*Quercus ilex*) seedling after drought hardening in the nursery. Tree Physiol. 24, 1147-1155.
- VILLAR-SALVADOR P., HEREDIA N., MILLARD P., 2010. Remobilization of acorn nitrogen for early seedling growth in the mediterranean oak *Quercus ilex* L., grown with contrasting nutrient availability. Tree Physiol. 30, 257-263.
- ZULUETA J.D., MONTOTO J.L., 1992. Efectos de la temperatura y humedad en la germinación de bellotas de encina (*Quercus ilex* L.) y alcornoque (*Quercus suber* L.). Invest. Agr.: Sist. Recur. For. 1(1), 65-71.

Quercus petraea (Matt.) Liebl.

Roble, roble albar; *cat.*: roure, rore de fulla gran; *eusk.*: aritza, aretxa; *gall.*: carballo, carballo albar

Quercus robur L.

Roble, roble común; *cat.*: roure, rore pèrol; *eusk.*: aritza, aretxa; *gall.*: carballo

María José FERNÁNDEZ LÓPEZ, Marcos BARRIO ANTA, Pedro ÁLVAREZ
ÁLVAREZ, Blanca LÓPEZ VARELA, Juan Antonio GÓMEZ FERNÁNDEZ

1. Descripción y ecología

1.1. Morfología

De forma genérica, *Quercus petraea* y *Q. robur* reciben el nombre de robles genuinos o robles atlánticos, en contraposición con la denominación de robles mediterráneos a los de hoja perenne y la de robles marcescentes o de transición a los que ocupan territorios con condiciones ambientales intermedias entre las zonas de clima atlántico y las de clima mediterráneo. Son grandes árboles caducifolios que alcanzan a vivir 800 años o más.

El roble albar es un árbol de hasta 30-40 metros de alto, por lo general más alto que *Q. robur* cuando se encuentra formando bosques densos, aunque más bajo cuando se trata de pies aislados. Tiene una copa regular, ovada o redondeada, y porte esbelto, con un tronco muy recto y largo, de corteza parda, agrietada en los pies viejos. La ramificación es regular, con ramas rectas, poco flexuosas y ramillas también regulares a lo largo de las ramas, lampiñas, con lenticelas pequeñas y elípticas. Los brotes son angulosos, pardo-grisáceos, lampiños y lustrosos. Las yemas son pequeñas, delgadas y agudas, de 4-9 mm, aovadas o aovado-cónicas, con escamas obtusas. Las hojas son simples, alternas, de limbo membranoso, más rígido y consistente que en *Q. robur*, con el margen hendido en lóbulos redondeados (entre cinco y ocho pares de lóbulos), de contorno más o menos aovado se estrechan en cuña y acaban en forma redondeada en la base, miden de 10 a 15 cm de longitud y de 6 a 10 cm de anchura. Son glabras, aunque conservan algunos pelos en su cara inferior, especialmente en la axila o encuentro de los nervios. No presentan aurículas. Su haz es de color verde intenso, brillante y su envés es más pálido. El pecíolo, de 1 a 2,5 cm de longitud, es lampiño y canaliculado en la parte superior. Se secan en otoño, pero permanecen un tiempo en el árbol, con un tono amarillo-naranja. La marcescencia es más prolongada en los ejemplares jóvenes y brotes bajos. Las hojas de los turiones y las que se desarrollan en verano en la copa son de pecíolo más corto y limbo más estrecho e

irregular que las restantes. El sistema radical profundiza inicialmente más de un metro y cuando cesa su crecimiento, la raíz principal desarrolla unas raíces secundarias potentes que también tienden a crecer en profundidad.

El roble común es un árbol de hoja caduca que puede superar los 40 m de altura, con copa amplia, aovada, redondeada o irregular. Su tronco es derecho, robusto y muy grueso en los ejemplares aislados, con ramas grandes y extendidas. La corteza es grisácea o blanquecina, bastante lisa, que acaba resquebrajándose y oscureciéndose con la edad. Las yemas son cortas, obtusas, aovadas, lampiñas en el dorso y algo pestañosas en el ápice. Las hojas son simples, grandes; suelen medir de 5 a 12 cm de longitud por 3 a 6 cm de anchura, con pecíolo muy corto (2 a 7 mm.). Su forma es abovada, auriculadas frecuentemente en la base, con el borde más o menos profundamente lobulado y lóbulos desiguales, redondeados. Son lampiñas por las dos caras, de color verde intenso por el haz, y más pálidas y con los nervios bien marcados por la cara inferior. Se disponen de manera alterna y están acompañadas por 2 estípulas alargadas que caen prontamente. Su sistema radical está fuertemente desarrollado, es penetrante y profundo (Boudru, 1986; Lanier, 1986; Savill, 1991), aunque puede variar según las condiciones edáficas. Inicialmente, en las plántulas jóvenes, es típicamente pivotante y enseguida se completa con fuertes raíces laterales oblicuas, que aseguran un buen anclaje y resistencia al viento (Boudru, 1986; Savill, 1991), extendiéndose lateralmente de forma vigorosa si el suelo es suelto (Ceballos y Ruiz de la Torre, 1979).

1.2. Biología reproductiva

Tanto el roble común como el roble albar son especies monoicas unisexuales, es decir, todos los árboles contienen estructuras reproductoras masculinas y femeninas, pero cada flor contiene únicamente las estructuras reproductivas femeninas (gineceo) o las masculinas (androceo).

En *Q. petraea*, los amentos masculinos aparecen con frecuencia aislados, generalmente insertos sobre ramillos del año. Las flores masculinas, con perigonio profundamente partido en segmentos lineares (5-6 divisiones) y 5-8 estambres de anteras mochas, lampiñas. Las flores femeninas aparecen erectas, sentadas o sobre pedúnculo muy corto (0-3 mm), formando grupos compactos sobre las ramillas del año (2-5 unidades); sus estilos son divergentes desde la base (Ceballos y Ruiz de la Torre, 1979). Las bellotas son más pequeñas que las de *Q. robur*, con endocarpo lampiño y cúpula de escamas aovado-lanceoladas, gruesas, parduzcas, grisáceo-pubescentes, más claras en la punta, las marginales poco o nada salientes. Florece por abril o mayo, algo más tarde que el roble común en las mismas localidades. Las bellotas maduran a finales de septiembre o en octubre, cayendo en este último mes. Especie vecera, la buena fructificación es bienal o trienal. En pies aislados comienza a dar fruto a los 30-40 años, mientras que en masa no lo hace hasta los 60-70 años. Los chirpiales producen bellota antes que los brinzales, acortándose la diferencia en pies aislados (Ceballos y Ruiz de la Torre, 1979).

Quercus robur presenta flores masculinas en amentos colgantes, verde-amarillentos, que nacen solitarios o en grupos de las ramillas del año anterior. Cada flor masculina presenta de 5 a 10 estambres y una envuelta escindida en cinco o siete sépalos. Las flores femeninas

se agrupan en número de 1-3 (5) en la parte apical de un largo rabillo; están rodeadas por una cubierta escamosa de color pardo-rojizo (López, 1995). Los frutos se disponen colgantes sobre un pedúnculo largo de 25-120 mm (Díaz-Fernández *et al.*, 1995). Son aquenios aovado-oblongos, variables en forma y tamaño, con una cúpula formada por escamas pubérulas, ovales, adpresas e imbricadas. Florece en abril-mayo, de manera simultánea a la foliación. Madura en septiembre y la diseminación se produce en octubre. Los robles aislados, especialmente los que proceden de brotes de cepa, suelen comenzar la floración a edades relativamente jóvenes, entre los 30 y los 40 años de edad. Sin embargo, los que forman parte de rodales espesos son más tardíos, no floreciendo algunos de ellos hasta los 60-70 años (Laguna, 1883). Se comporta como una especie vecera, produciendo buenas cosechas cada 8-10 años, aunque en algunas regiones continentales de Europa este período puede alargarse hasta los 20-25 años.



Figuras 1 a y b. Frutos de *Quercus petraea* (izquierda) (Foto: C. Cardo) y *Quercus robur*, (derecha) (Foto: R. López-Villalta).



Figura 2. Bellotas de *Quercus petraea* (izquierda) y *Quercus robur* (derecha).

Los robles son especies preferentemente alógamas, en las que el polen alcanza los estigmas transportado por el viento. Dos factores que sin duda contribuyen a la reproducción alógama son la arquitectura floral (hercogamia, con largos estambres y diminutos pistilos) y la asincronía temporal (la maduración del polen se produce antes que la de los óvulos de cada ramita). Sin embargo, en individuos adultos de copas amplias

puede observarse una asincronía patente en la floración de diferentes partes del árbol; la parte soleada florece antes que la parte sombreada. Por ello, es bastante probable que se produzca sincronización entre el desarrollo de flores femeninas de una parte del árbol y flores masculinas de otras partes. Los elevados valores de heterocigosidad y riqueza alélica observados en poblaciones naturales de roble indican que la autofecundación no tiene influencia significativa en la estructura de las poblaciones, por lo que deben existir otras barreras genéticas que favorezcan la alogamia. Uno de estos posibles obstáculos son los genes de autoincompatibilidad, aunque todavía no se han obtenido datos genéticos ni secuencias que confirmen su existencia.

Como consecuencia de la reproducción alógama anemófila, el tamaño efectivo de las poblaciones de robles es muy elevado y las posibilidades de migración no son desdeñables, incluso entre poblaciones separadas por decenas e incluso centenares de kilómetros. Esto trae como consecuencia una ausencia de diferenciación entre poblaciones, que se hace extensiva a la mayor parte del genoma (Goicoechea *et al.*, 2012). Los robles se encuentran entre las especies arbóreas más diversas. Los elevados niveles de diversidad se deben, muy probablemente, al mantenimiento de tamaños de población muy grandes, al flujo génico a grandes distancias y a la interfertilidad. El tiempo intergeneracional también es muy largo, lo que evita que las poblaciones de robles sufran deriva genética.

La hibridación natural entre robles ha sido documentada en muchos estudios. Tradicionalmente, se ha considerado la posibilidad de hibridación entre prácticamente todas las especies de robles europeos, incluso entre caducifolios y perennifolios, una idea defendida principalmente desde algunos foros relacionados con la botánica y la ecología. Sin embargo, los datos sobre filogeografía del género *Quercus* han demostrado que los linajes de ADN materno (ADN de cloroplastos) son compartidos entre los robles caducifolios y marcescentes y entre los de hoja perenne, pero no entre unos y otros (Olalde *et al.*, 2002; Jiménez *et al.*, 2004). Esto sugiere que los híbridos solamente se producen entre las especies que pertenecen a cada uno de estos dos grupos.

Se tiene constancia de hibridaciones, tanto mediante cruzamientos controlados (*Q. petraea* × *Q. robur*), como mediante el análisis de paternidad y maternidad en progenies naturales de bosques mixtos (Curtu *et al.*, 2007; Lepais *et al.*, 2009; Salvini *et al.*, 2009). En los únicos estudios de este tipo llevados a cabo en España, se ha analizado un rodal mixto de *Q. petraea*-*Q. pyrenaica* en el Hayedo de Montejo, Madrid, y otro de las especies *Q. petraea*-*Q. robur* en el monte Arlabán, Guipúzcoa (Goicoechea *et al.*, 2012). En el primer caso se encontraron tasas de hibridación entre *Q. petraea* y *Q. pyrenaica* cercanas al 8,5%, mientras que en el segundo estudio, englobado en un análisis de varios rodales mixtos localizados en Europa occidental, las tasas de hibridación entre las dos especies de bosques atlánticos fueron similares a las encontradas en el resto del continente.

Una observación común a todos estos estudios es la asimetría de las hibridaciones, que generalmente se relaciona con la fenología (las especies tempranas actúan frecuentemente como polinizadoras de las especies más tardías) y con la abundancia de las respectivas especies. Así, en los robles caducifolios europeos, *Q. petraea* poliniza preferiblemente a *Q. robur*, siendo las características foliares de los híbridos más similares a las del parental femenino, y no intermedias a las de ambos parentales (Ducouso y Bordacs, 2008).

Sin embargo, además del solape fenológico, los experimentos de polinización controlada parecen indicar que existen factores genéticos que favorecen la hibridación asimétrica, lo que brinda soporte a la hipótesis de colonización mediante polen propuesta para los robles caducifolios. De acuerdo con esta teoría, los robles colonizan terrenos ocupados por otros robles mediante la formación de híbridos con la especie autóctona y posterior retrocruzamiento con la especie parental inmigrante, hasta recuperar la forma “pura” de la misma. Así, la especie pionera (*Q. robur*) sería remplazada por la especie posterior en la sucesión ecológica (*Q. petraea*). La asimetría de las hibridaciones y la mayor eficacia biológica de la especie inmigrante contribuirían al proceso de sustitución de especies. Por otra parte, esta hipótesis de colonización también ayuda a explicar el patrón filogeográfico observado, ya que las variantes genéticas del ADN materno muestran una estructura geográfica que es independiente de las especies. Dicho de otro modo, todas las especies de robles que habitan una zona geográfica contienen el mismo linaje de cpDNA.

Los valores de las tasas de hibridación que se han observado en los diferentes estudios realizados con el grupo de los robles caducifolios plantean un problema evolutivo de cierto alcance: ¿cómo se produce la especiación cuando dos o más especies son capaces de hibridar con frecuencias relativamente altas? Esta pregunta empieza a tener respuesta, al menos en el caso de *Q. petraea* y *Q. robur*. El genoma de estas especies está compuesto por islas de diferenciación, repartidas por todos los grupos de ligamiento, rodeadas por zonas que no muestran diferenciación entre ambas especies (Scotti-Saintage *et al.*, 2004). Este patrón de diferenciación es típico del “punto de vista génico de la especiación” (Wu, 2003) y es común en otros géneros de plantas cuyas especies forman híbridos, tales como *Helianthus*, *Iris* o *Populus* (Lexer y Widmer, 2008). El hecho crucial para la especiación génica es que la diferenciación en unos “pocos” genes puede causar un aislamiento ecológico que dé lugar a especies distintas, sin que sea necesaria la existencia de aislamiento reproductor.

La reproducción vegetativa por rebrote de raíz es mala en *Q. robur* y prácticamente nula en *Q. petraea* (Ximénez de Embún, 1977); es decir, con poca o nula importancia ecológica o cultural. Sin embargo, ambas especies rebrotan muy bien de cepa, permitiendo el tratamiento en monte bajo para producción de leñas o madera. Hay muy pocos estudios que permitan predecir la capacidad y viabilidad de los brotes en estas especies en relación con parámetros dendrométricos o de la estación. En general, parece que la capacidad de rebrote de cepa disminuye con la edad, el diámetro de la cepa, la calidad del sitio y el número de recepes sufridos por el árbol hasta ese momento, como se ha comprobado con numerosas especies de robles norteamericanos (Johnson y Shifley, 2002). Así, según Ximénez de Embún (1977), llevando a cabo cortes cada 20 años, ambas especies son capaces de brotar de cepa con profusión hasta los 150 años; a partir de esa edad la capacidad decrecería sustancialmente.

1.3. Distribución y ecología

El área de distribución del roble albar se solapa en muchos casos con la del roble común. Se extiende, de norte a sur, desde la costa de Noruega hasta los 37° N en Sicilia y, de este a oeste, desde las montañas del Cáucaso hasta Irlanda. En la Península Ibérica ocupa la franja septentrional, disminuyendo su presencia a medida que se avanza hacia Galicia.

El roble común es la especie del género *Quercus* con el área de distribución natural más amplia, abarcando casi toda Europa y gran parte de Asia Menor y del Cáucaso. Se extiende desde Irlanda hasta los Urales en el este y desde Noruega (64° de latitud norte) hasta la Península Ibérica (límite sudoccidental de distribución) e Italia, localizándose su límite meridional en Sicilia (Díaz-Fernández *et al.*, 1995). Hay grandes robledales de esta especie en el valle del Danubio (Hungría, Rumanía, etc.) y en Alemania y Francia (Ruiz de la Torre, 2006). En la Península Ibérica ocupa toda la Cornisa Cantábrica y la costa atlántica, descendiendo por Portugal hasta la Sierra de Sintra, su límite meridional en la Península Ibérica. Hacia el este va disminuyendo su presencia, apareciendo sólo de forma ocasional en los valles de los Pirineos. Las masas más numerosas, aunque hoy reducidas a rodales de pequeño tamaño, muy fragmentados, se encuentran en Galicia y la Cordillera Cantábrica occidental (sudoeste de Asturias, noroeste de León y montañas de Santander). En el resto de la Península Ibérica aparece en forma escasa y esporádica en el valle de Arán y región de Olot y en algunos enclaves montañosos del interior, como en León, Zamora, Burgos, Palencia, Logroño, Somosierra, Peña de Francia, Gredos y Extremadura (Sierra de San Pedro y del Pedroso) (Díaz-Fernández *et al.*, 1995; Ruiz de la Torre, 2006). Actualmente, el roble común sufre regresión recurrente debido a la dinámica de los bosques y a la evolución de las prácticas forestales (prohibición de cortas que favorezcan el rebrote, envejecimiento de las poblaciones, etc.).

El roble albar tiene un amplio nicho ecológico: es indiferente al origen del suelo y tolera perfiles con pH entre 3,5 y 9 y condiciones desde xéricas a húmedas. Los mejores bosques se encuentran en terrenos calcáreos, aunque soporta perfectamente los terrenos silíceos, incluso en algún caso, bastante secos. Puede vivir en terrenos pedregosos, incluso rocosos si hay lluvias abundantes, pero prefiere suelos sueltos y bien aireados, por lo que no se encuentra cómodo en terrenos arcillosos. No abunda en los fondos de valles y barrancos, con suelos más ricos, en los que no es capaz de competir con otras especies. Esta especie es común en laderas de montañas y valles interiores, pudiendo superar los 1.500 m de altitud e incluso alcanzar el límite superior del bosque.

En España, se considera a *Q. robur* una especie con temperamento de luz o media luz, puesto que las plantas no soportan una cubierta arbórea densa más allá de 1 ó 2 años, pudiendo sobrevivir hasta 4-6 años con huecos en la cubierta de copas inferiores a 70 m² (Bruciamacchie *et al.*, 1994). El roble albar, sin embargo, exige menos luz que el roble común, siendo considerado en España como especie de media luz o incluso de media sombra (Ceballos y Ruiz de la Torre, 1979). Ambas especies agradecen un acompañamiento lateral al principio de su desarrollo, pero a medida que pasan los años se hacen más exigentes en cuanto a su espacio vital y a la luz que reciben.

El roble común es muy tolerante a las condiciones del suelo y al clima continental, aunque prefiere los perfiles fértiles y con agua abundante. Soporta incluso texturas pesadas, siendo poco exigente en cuanto a la aireación del suelo. Habita en suelos ácidos, si bien los pH muy bajos no le favorecen. No vive en suelos con caliza activa superficial. Los árboles adultos toleran las inundaciones. Es una especie pionera en las llanuras, mesetas y zonas de montaña. En los valles y llanuras inundadas, el roble común es una especie sucesionalmente tardía, que alcanza la clímax en los bosques mixtos junto al plátano, el arce, el fresno y el olmo. No suele encontrarse a partir de los 1.000 m de altitud.

Ambos robles necesitan, en general, climas de tendencia atlántica con un mínimo de humedad (Álvarez *et al.*, 2000). La precipitación anual debe superar los 600 mm y la estival los 150 mm, si bien el roble albar llega a soportar precipitaciones anuales de tan sólo 400 mm. Toleran bajas temperaturas en invierno, aunque ambos son sensibles a las heladas tardías.

2. Materiales forestales de reproducción

2.1. Marco normativo. Identificación de los materiales de reproducción

Tanto *Q. robur* como *Q. petraea* están incluidos en la normativa europea y estatal (RD. 289/2003) relativa a la comercialización de los materiales forestales de reproducción. La delimitación de las regiones de procedencia de ambas especies se ha realizado por el método aglomerativo. Inicialmente ambas especies tenían una delimitación geográfica común (Díaz-Fernández *et al.*, 1995); posteriormente se realizó una revisión que se tradujo en el establecimiento de regiones de procedencia específicas para cada una de ellas, más ajustada a la realidad de la distribución de sus poblaciones, y que tomó carácter oficial

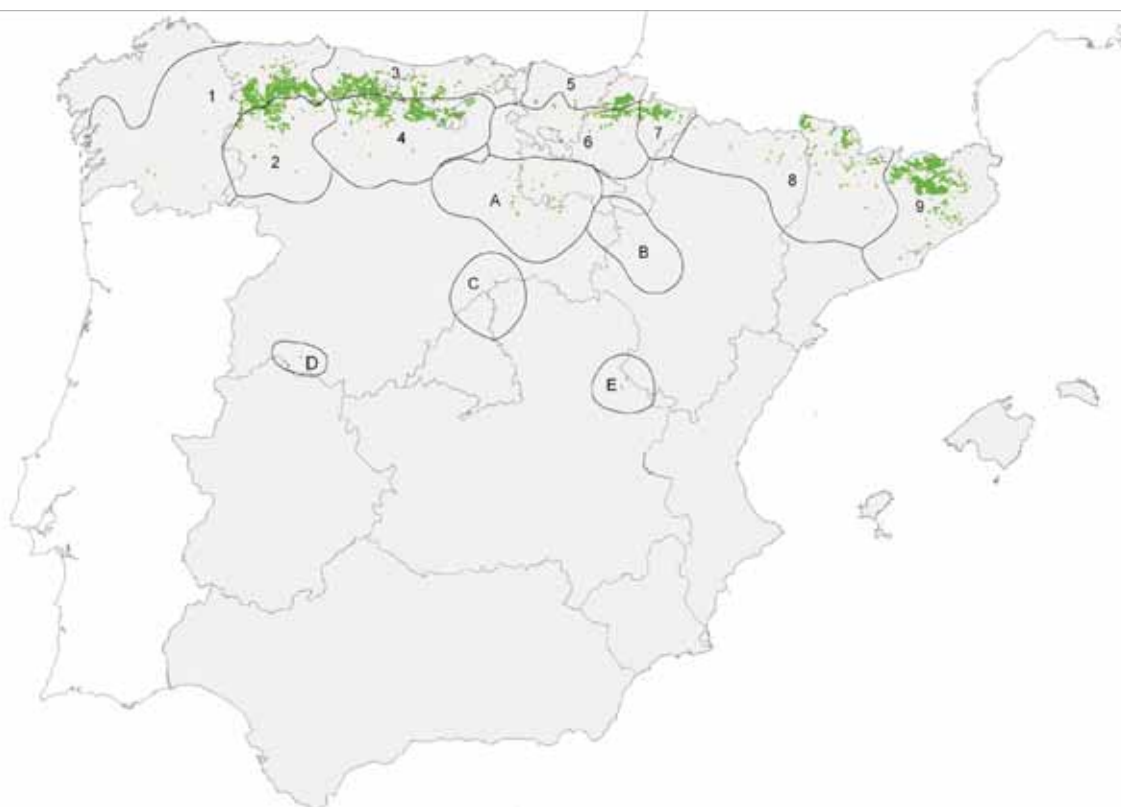


Figura 3 a. Distribución de *Quercus petraea* y Regiones de Procedencia de sus materiales de reproducción (números) y procedencias restringidas (letras mayúsculas). 1. - Galicia, 2. - Cordillera Cantábrica Occidental, 3. - Cordillera Cantábrica Central, 4. - Cordillera Cantábrica Meridional, 5. - Litoral Vasco-Navarro, 6. - Región Vasco-Navarra, 7. - Pirineo Navarro, 8. - Pirineo Central, 9. - Pirineo Oriental, A. - Sistema Ibérico Septentrional, B. - Moncayo, C. - Ayllón y Guadarrama, D. - Las Batuecas, E. - Sierra de Valdemeca (Alía *et al.*, 2009).

con su publicación en la Resolución de 28 de Julio de 2009, de la Dirección General de Recursos Agrícolas y Ganaderos. En dicha normativa se han definido doce regiones de procedencia para el roble común, tres de ellas de área restringida, y catorce regiones de procedencia para el roble albar, de las cuales cinco son de área restringida (Fig. 3 a y b). Una descripción de las mismas puede consultarse en Alía *et al.* (2009). En las Tablas 1 a y b se presentan sus principales características ecológicas.

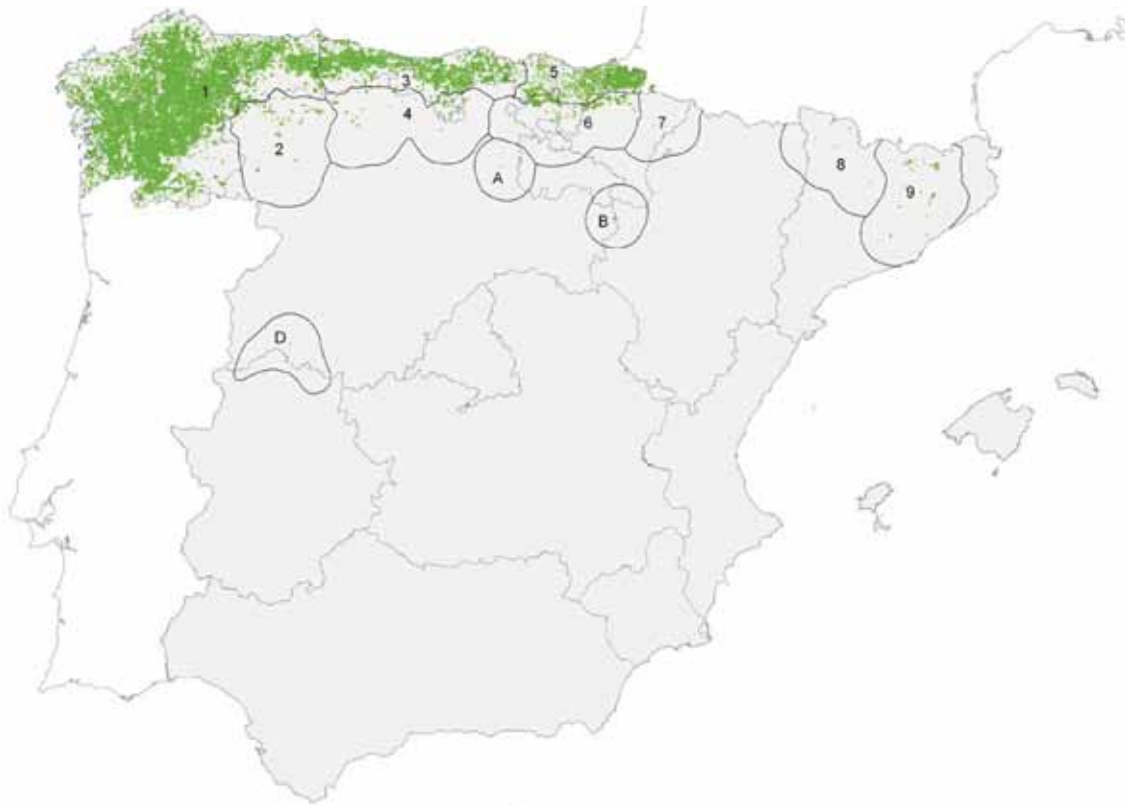


Figura 3 b. Distribución de *Quercus robur* y Regiones de procedencia de sus materiales reproducción (números) y procedencias restringidas (letras mayúsculas). 1. - Galicia. 2. - Montañas de León. 3. - Cordillera Cantábrica Central. 4. - Cordillera Cantábrica Meridional. 5. - Litoral Vasco-Navarro. 6. - Región Vasco-Navarra. 7. - Pirineo Navarro. 8. - Pirineo Central. 9. - Pirineo Oriental y Sierras Catalanas. A. - Sistema Ibérico Septentrional. B. - Moncayo. D. - Las Batuecas-Norte de Extremadura (Alía *et al.*, 2009).

Actualmente, existe la posibilidad de disponer de materiales forestales de reproducción de *Q. robur* y *Q. petraea* de las categorías identificada y seleccionada, gracias a una cobertura de fuentes semilleras y rodales bastante proporcionada a la importancia de las distintas regiones de procedencia. No obstante, cabe mencionar la ausencia de materiales de base en ciertas regiones con menos representatividad de las especies, coincidentes con su distribución más oriental.

Aunque se cuenta con un número aceptable de fuentes semilleras, la escasa utilización de estos recursos, en parte debido a problemas de fructificación y vecería, han obligado a la retirada de algunas buenas masas del Catálogo. Sería conveniente tomar medidas, de

Tabla 1 a. Descripción de las áreas con presencia de *Quercus petraea* por región de procedencia (RP: número de la región de procedencia; Pres: presencia de la especie en cada una de las regiones, estimada como el cociente del área de la especie en dicha región respecto del área total de la especie; A: número de meses de déficit hídrico (precipitación media mensual <2 temperatura media mensual); Osc: media anual de la oscilación térmica diaria; Hs: número de meses con helada segura (media mínimas <0 °C); Med: valor medio; Max: valor máximo; Min: valor mínimo; MaxMC: valor máximo del mes más cálido; MinMF: valor mínimo del mes más frío); Tipo de suelo: porcentaje del tipo de suelo según la cartografía Soil Map of the European Communities dentro de cada región de procedencia. La clasificación de suelos utilizada en dicha cartografía es la de FAO de 1974. Las abreviaturas se han actualizado a la clasificación FAO de 1989. Los tipos de suelos inexistentes en la nueva clasificación se han mantenido con los nombres antiguos, asignándoseles nuevas abreviaturas (Rankers: RK, Xerosoles: XE). Sólo se incluyen aquellos suelos que superan el 10% en el conjunto del territorio estudiado).

RP	Pres (%)	Altitud (m)			Precipitación (mm)		A (meses)	Temperatura (°C)			Hs (meses)	Tipo de suelo (FAO)	
		Med	Max	Min	Annual	Estival		Med	MaxMC	MinMF			Osc (°C)
1	19,4	990	1881	80	1354	174	0	9,6	22,6	-0,3	12,8	1,5	RK(54) CMtu(20) CMc(18)
2	6,6	1349	2015	635	1397	151	0,3	8,3	23,7	-2,5	15	4	RK(76) CMtu(23)
3	14,9	932	2122	75	1435	198	0	9,6	22,7	-1,0	12,9	2,2	CMc(37) CMtu(35) RK(20)
4	17,2	1237	1992	687	1165	142	0,3	8,1	23,9	-3,1	14,9	4,5	CMtu(68) CMc(21)
5	3,6	671	1274	171	1660	245	0	10,9	23,8	1,1	13,3	0,1	CMtu(60) CMc(34)
6	4,7	698	1341	405	1379	195	0,1	10,9	25,1	0,7	14,6	0,2	CMc(88)
7	4	937	1409	563	1513	206	0	9,2	23,8	-1,4	14,9	2,6	CMc(88)
8	7,4	1321	2318	547	945	237	0	8,3	24,7	-4,5	16,9	5,1	CMtu(58) CMc(15) RK(13)
9	19,8	824	2112	31	1006	274	0,1	11,2	26,7	-1,5	16,2	2,6	CMc(64) CMtu(21)
A	1,7	1317	1862	824	884	152	0,4	8,5	25,1	-2,7	16	4,3	CMtu(55) CMc(44)
B	0,1	1117	1316	900	750	150	0,5	10,2	26,3	-1,1	16,7	1,8	CMtu(100)
C	0,2	1431	1727	1055	928	120	1,6	9,4	27,4	-2,7	17,8	4,1	CMtu(100)
D	0,1	800	850	750	956	76	2,4	12,8	30,6	0,6	17,5	0,1	CMtu(100)

Tabla 1 b. Descripción de las áreas con presencia de *Quercus robur* por región de procedencia (RP: número de la región de procedencia; Pres: presencia de la especie en cada una de las regiones, estimada como el cociente del área de la especie en dicha región respecto del área total de la especie; A: número de meses de déficit hídrico (precipitación media mensual <2 temperatura media mensual); Osc: media anual de la oscilación térmica diaria; Hs: número de meses con helada segura (media mínimas <0 °C); Med: valor medio; Max: valor máximo; Min: valor mínimo; MaxMC: valor máximo del mes más cálido; MinMF: valor mínimo del mes más frío); Tipo de suelo: porcentaje del tipo de suelo según la cartografía Soil Map of the European Communities dentro de cada región de procedencia. La clasificación de suelos utilizada en dicha cartografía es la de FAO de 1974. Las abreviaturas se han actualizado a la clasificación FAO de 1989. Los tipos de suelos inexistentes en la nueva clasificación se han mantenido con los nombres antiguos, asignándoseles nuevas abreviaturas (Rankers: RK, Xerosoles: XE). Sólo se incluyen aquellos suelos que superan el 10% en el conjunto del territorio estudiado).

RP	Pres	Altitud (m)			Precipitación (mm)		A	Temperatura (°C)			Osc	Hs	Tipo de suelo (FAO)
	(%)	Med	Max	Min	Anual	Estival		Med	MaxMC	MinMF			
1	70,4	488	1760	1	1375	141	0,7	11,9	24,8	2,2	12,1	0,1	CMu(51) RK(42)
2	1,4	1287	1831	642	1329	141	0,5	8,5	24,4	-2,5	15,2	4	RK(74) CMu(25)
3	15,1	424	1778	1	1373	204	0	12,2	23,4	2,6	11,5	0,2	CMu(45) CMc(30)
4	1	1077	1801	648	1093	138	0,4	8,9	24,3	-2,2	14,7	3,4	CMu(65) CMc(13) LVx(13)
5	8,9	354	1372	2	1674	259	0	12,5	24,2	2,9	12,3	0	CMu(45) CMc(36) LVx(16)
6	2,4	648	1216	312	1299	187	0,1	10,9	24,6	0,9	13,8	0	CMc(75) CMu(13) FLe(12)
7	0,1	675	1314	349	1641	236	0,3	10,9	24,4	0,3	14,3	0,6	CMu(73) CMc(15)
8	0,1	1349	2118	684	886	231	0	8,2	24,8	-4,7	17,1	5,1	CMu(61) CMc(24) LPd(13)
9	0,5	712	1755	117	955	268	0,2	11,7	27,5	-1,1	16,4	2,1	CMc(69) CMu(17)
A	0,1	1158	1191	1125	893	151	0,1	9,7	25,3	-0,8	15,5	1,9	CMc(100)
B	0,1	1272	1032	1560	828	159	0	9,5	25,7	-1,8	17,1	2,5	CMu(73) CMg(27)
D	0,1	742	1009	464	1139	81	2,3	13,1	31,2	0,8	17,3	0,1	CMu(100)

acuerdo con gestores y viveristas, para favorecer el uso de los recursos genéticos en tales situaciones (Goicoechea, 2008). En cuanto a los materiales de base para la obtención de materiales de reproducción de la categoría seleccionada, se han seleccionado varios rodales: en el caso del roble común, los rodales aprobados hasta la fecha (25) se localizan en las regiones de procedencia donde es abundante; el roble albar cuenta con un menor número de rodales (10), pero más distribuidos en su área de distribución natural.

Ambas especies aparecen incluidas en los Catálogos de especies amenazadas y protegidas de diferentes CC.AA. En la Tabla 2 se reseña el grado de protección de ambas especies en la normativa de ámbito regional. El género *Quercus* está incluido en la normativa sobre pasaporte fitosanitario.

Tabla 2. Normativa de protección y categoría asignada a *Quercus petraea* y *Q. robur* en diferentes CC.AA.

Ámbito	Marco normativo	Categoría
<i>Quercus petraea</i>		
Castilla-La Mancha	Decreto 33/1998, de 5 de mayo, por el que se crea el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Castilla-La Mancha	Vulnerable
Extremadura	Decreto 37/2001, de 6 de marzo, por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura	Vulnerable
Madrid	Decreto 18/1992, de 26 de marzo, por el que se aprueba el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres y se crea la categoría de Árboles Singulares	Interés especial
<i>Quercus robur</i>		
Castilla-La Mancha	Decreto 200/2001, de 6 de noviembre, por el que se modifica el Catálogo Regional de Especies Amenazadas	Vulnerable ⁽¹⁾
Extremadura	Decreto 37/2001, de 6 de marzo, por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura	Sensible a alteración de su hábitat
Madrid	Decreto 18/1992, de 26 de marzo, por el que se aprueba el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres y se crea la categoría de Árboles Singulares	Interés especial
País Vasco	Orden de 10 de enero de 2011, de la Consejería de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca, por la que se modifica el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de la Fauna y Flora Silvestre y Marina, y se aprueba el texto único	Interés especial

⁽¹⁾ Incluidos sus híbridos con otros *Quercus*

2.2. Técnicas de manejo y propagación

2.2.1. Semillas

La recolección de los frutos debe llevarse a cabo en septiembre-octubre, cogiendo las bellotas del suelo directamente, tras su caída natural o previo vareo o vibración mecánica,

con ayuda de lonas o redes extendidas en el suelo. Una vez limpia y acondicionada la bellota, es necesario aplicar tratamientos fitosanitarios antes de proceder a su almacenaje. De modo particular, hay que tratar contra el hongo responsable de la pudrición negra (*Ciboria batschiana* (Zopf) Buchw.), que afecta de manera importante a las bellotas de los robles atlánticos. El tratamiento más recomendado es la termoterapia, método curativo aplicado con éxito en Francia, y que en la práctica consiste en sumergir las bellotas en agua mantenida a 41 °C durante 2-3 horas. Posteriormente, tras un secado superficial hasta un contenido de agua del 45%, se les aplica iprodiona en seco y se almacenan para su conservación (Suszka *et al.*, 1994). Las bellotas deben conservarse a temperaturas de -3 a 3 °C, con contenido de humedad de entre el 40-45%. Se citan plazos de conservación de 1-2 años si las semillas se almacenan en estas condiciones en contenedores que permitan un intercambio gaseoso suficiente, mezclada, opcionalmente, con un sustrato inerte. Las bellotas también pueden conservarse en bolsas de polietileno de 40-60 µm de espesor, sin necesidad de sustrato. Otro procedimiento de conservación posible es la estratificación en cajas rejilladas en medio de sustrato a 2-3 °C. Para más información sobre el manejo y conservación de bellotas se puede consultar el capítulo de *Q. ilex*.

En general, las semillas germinan bien, por lo que no suele ser necesario tratarlas antes de la germinación, si bien su conservación a baja temperatura favorece este proceso. En caso de lotes de calidad deficiente, se puede mezclar las bellotas con un medio humedecido e ir sembrándolas en el sitio de cultivo a medida que van germinando. A partir de 5 °C, la radícula comienza a desarrollarse, siendo 20 °C la temperatura óptima de germinación (Suszka *et al.*, 1994). Para la caracterización de lotes comerciales, dado que las normas ISTA (2011) prescriben de forma conjunta sus recomendaciones para las especies del género *Quercus*, se remite a lo reseñado al respecto para *Q. ilex*. En la Tabla 3 se muestran valores de diferentes parámetros que caracterizan la calidad de lotes de semillas, según la bibliografía disponible.

2.2.2. Vegetativa

Tal como indican Valladares *et al.* (2006), la embriogénesis somática es considerada por muchos autores como el principal sistema de regeneración *in vitro* para la producción a gran escala de poblaciones clonales de árboles forestales. Esta técnica permite la producción de un número ilimitado de plantas, la posibilidad de transformar genéticamente los cultivos embriogénicos, así como la conservación a largo plazo mediante crioconservación.

Es muy interesante poder inducir embriogénesis somática en material adulto con un valor genético conocido, ya que de esta manera se favorece la rápida propagación de genotipos élite con características deseables. Recientemente se ha logrado la inducción de embriogénesis somática en hojas de brotes epicórmicos obtenidos mediante brotación forzada en fitotrón de ramas recogidas de robles centenarios, lo que supone todo un logro, dada la dificultad de establecer cultivos embriogénicos a partir de material adulto. Sin embargo, superada la problemática de la inducción de los cultivos embriogénicos, la producción de plantas a gran escala mediante este procedimiento sigue suponiendo un reto para estas especies en concreto, y para la mayoría de las frondosas en general. Los cultivos generados son de origen pluricelular, en forma de agregados de células embriogénicas, lo que complica su individualización y su producción sincronizada, imposibilitando

Tabla 3. Datos característicos de lotes de semillas de *Quercus petraea* y *Q. robur*.

Pureza (%)	Facultad germinativa (%)	Nº semillas kg ⁻¹	Referencia
<i>Quercus petraea</i>			
90	80	130-500	Aldhous (1972)
-	70-90	250-400	Cemagref (1982)
96	75	280	Gradi (1989)
98-100	70-80	140-500	Catalán (1991)
-	70-79-90	250-315-400	Forestry Commission (1992)
90-98 ⁽¹⁾	30-100 ⁽¹⁾	130-375-650	Suszka <i>et al.</i> (1994)
98-100	-	160-270	CNRGF <i>El Serranillo</i> (Anexo III)
91-100	60-98	190-320	Vivero Central JCyL (Anexo IV)
<i>Quercus robur</i>			
90	80	110-450	Aldhous (1972)
-	80-95	200-350	Cemagref (1982)
96	75	250	Gradi (1989)
98-100	70-80	200-275-500	Catalán (1991)
-	70-81-95	200-270-350	Forestry Commission (1992)
-	75	250	Piotto (1992)
90-98 ⁽¹⁾	30-100 ⁽¹⁾	145-250-500	Suszka <i>et al.</i> (1994)
100	60-70	173	Ribeiro <i>et al.</i> (2001)
	50-62-89	121-153-200	Louro y Pinto (2011)
98-100	-	155-250	CNRGF <i>El Serranillo</i> (Anexo III)
96-100	75-99	180-320	Vivero Central JCyL (Anexo IV)

⁽¹⁾ Rangos de calidad admitidos por el Servicio Forestal de Polonia

la automatización. De este modo, la producción, aunque posible, es ineficiente desde un punto de vista económico en este momento. Los avances en el empleo de medios líquidos agitados y biorreactores ofrecen ciertas ventajas sobre los medios gelificados y los sistemas de inmersión temporal tipo RITA[®], y brindan nuevas posibilidades en la maduración y germinación de los embriones somáticos, que, si bien se emplean ya en ciertas especies de coníferas y en leñosas tropicales (café, cacao, etc.), están aún por desarrollar en el caso de los robles y del resto de las fagáceas.

3. Producción de plantas

Aunque puede realizarse la siembra directa en monte, en el norte de España es más frecuente la plantación, empleándose habitualmente plantas a raíz desnuda, aunque cada vez se usa en mayor proporción plantas en envase.

Para el cultivo a raíz desnuda, se debe preparar el terreno con una labor de alzado de aproximadamente 40 cm de profundidad en toda la superficie y posteriores labores de gradeo cruzado a unos 15-20 cm de profundidad, aprovechando para hacer las correspondientes enmiendas y aportaciones de abonos (orgánicos y minerales), en función de los niveles iniciales y de si se va a realizar fertirrigación durante el ciclo de cultivo. La siembra se realiza hacia la primavera, en surcos de 3-4 cm de profundidad separados unos 20 cm. Las semillas se colocan horizontalmente en el surco, separadas 3 ó 4 cm y se cubren con algún sustrato estéril como turba o corteza para evitar su deshidratación y la proliferación de malas hierbas. Además, se compacta el suelo con un rulo para que no queden huecos en torno a la semilla que puedan dificultar la germinación. Es conveniente proteger la siembra contra depredadores, bien mediante vallado, bien con mallas. En zonas con riesgo de helada, se recomienda cubrir las eras con manta térmica. Durante el cultivo, será necesario realizar escardas para eliminar malas hierbas. Otra tarea importante que se debe efectuar es el repicado (recorte o poda del sistema radical de las plantas) para mejorar la estructura del sistema radical y la proporción entre la parte aérea y el sistema radical, al retrasar su crecimiento. En el caso de *Q. robur*, puede recibir en torno a 5-6 repicados, debido a que desarrolla un sistema radical muy potente. El arranque de las plantas se realiza en invierno, a savia parada, y la plantación en el terreno definitivo debe hacerse en ese mismo período, antes de que se inicie la etapa de crecimiento vegetativo. Las plantas más pequeñas pueden trasplantarse y reforzarse un año más en vivero. Se recomienda no emplear plantas de talla excesiva, ya que frecuentemente están descompensadas y presentan más posibilidades de fallar en campo. Las plantas grandes se justifican solamente en los casos en que haya presencia de vegetación herbácea, zarzas o helechos muy vigorosos y altos (1 a 2 metros), crecimiento rápido de rebrotes o en plantaciones de enriquecimiento en pequeños huecos abiertos (Hubert, 1981). Estas plantas son más sensibles a la sequía y sufren a menudo combamientos de la cima después de la plantación (Sevrin, 1997).

La producción de plantas en envase se realiza en bandejas forestales con alvéolos de 350-400 cm³ y entre 15-18 cm de profundidad, sobre sustratos seminaturales formulados con turba, vermiculita y, en algunos casos, fibra de coco, con proporciones del tipo 80-20 (para sustratos con turba y vermiculita) y 40-40-20 (en el caso de turba, fibra de coco y vermiculita). Para estas especies es mejor utilizar un contenedor alto, que permita a la raíz pivotante profundizar al máximo y concentrar sus puntos de crecimiento una vez puesta en campo (Peñuelas y Ocaña, 2000). En las Figuras 4 a y b se puede observar el aspecto de la parte aérea y de los cepellones de plantas de las dos especies cultivadas en contenedor.

La densidad de cultivo será, como máximo, de 250 plantas m⁻². Si el cultivo es muy denso, las plantas se solapan, impidiendo una adecuada fertirrigación, por lo que es frecuente que aparezcan marras por deshidratación o se produzcan plantas no comercializables por su pequeño tamaño. En el vivero de TRAGSA en Maceda (Ourense), se está probando el empleo de hidrogeles mezclados con el sustrato en el alvéolo de cultivo. Estos hidrogeles son polímeros hidroabsorbentes con capacidad de distribuir el agua con diferentes velocidades en función del grado de polimerización del monómero constituyente. Con ello, se mejora la capacidad de almacenamiento de agua del cepellón y se aumenta la disponibilidad de la misma.



Figuras 4 a y b. Plantas de *Quercus petraea* de dos savias (izquierda) y de *Quercus robur* de una savia (derecha) cultivadas en alvéolo de 300 cm³ (Fotos: CNRGF El Serranillo).

En viveros ubicados en zonas frías, es necesario cultivar inicialmente en invernadero, al menos hasta sobrepasar el período crítico de heladas y, también, para proteger los brinzales de insolaciones fuertes en las horas centrales del día. Pasado este período, dependiendo del estado de las plantas, éstas se pueden sacar al exterior, preferentemente a un umbráculo, al menos durante 2-3 semanas. Asimismo, en otoño se recomienda proteger de nuevo los brinzales de las bajas temperaturas.

Desde el momento de la siembra hasta bien avanzada la fase de establecimiento, se debe realizar riegos cortos y frecuentes, evitando en la medida de lo posible encharcamientos del sustrato. Deben aplicarse tratamientos con fungidas e insecticidas cada 10-15 días, alternando materias activas. Hay que vigilar además la presencia de malas hierbas.

Durante la fase de crecimiento hay que aplicar riegos más largos y menos frecuentes, verificando que la humedad llegue al fondo del alvéolo. Se recomienda mantener el contenedor a capacidad de campo, con alternancia de suaves períodos de estrés hídrico.

En la fase de endurecimiento, la manipulación del régimen de riegos es una de las maneras más efectivas de iniciar la parada del crecimiento. Se deben dar riegos largos, pero más espaciados en el tiempo (se recomienda no superar el 50% de pérdida de peso de la bandeja de cultivo). El control de esta fase ha de ser máximo, dada la posibilidad de que el medio se vuelva hidrófobo. Esta situación puede darse debido a una variación considerable de humedad del sustrato entre contenedores adyacentes, así como entre plantas de una misma bandeja, debido a la distorsión que produce el follaje de las mismas en la distribución del agua de riego.

Al igual que en la fase de establecimiento, en las fases de crecimiento y endurecimiento hay que aplicar tratamientos preventivos cada 15-21 días con fungicidas e insecticidas, vigilando además la presencia de malas hierbas.

Las quercíneas son, en general, poco dependientes de la fertilización exterior durante su desarrollo en vivero. Las plantas de este género adquieren desarrollos aceptables sin la adición de fertilizantes, si bien éstos hacen mejorar su crecimiento y nivel de reservas (Peñuelas y Ocaña, 2000). Aunque pueden emplearse abonos de liberación lenta mezclados en el sustrato inicial, la fertilización de las plantas en contenedor suele realizarse a través de sistemas de fertirrigación. La fertilización inicial debe ser más rica en nitrógeno, para favorecer que las plantas alcancen el tamaño requerido, y en fósforo, para estimular el establecimiento del sistema radical. En la fase de endurecimiento se debe reducir el aporte de nitrógeno y aumentar el de potasio para promover la resistencia al estrés hídrico y térmico.

Las plantas que se van a emplear en repoblaciones forestales deben cumplir unos requisitos morfológicos y fisiológicos que garanticen su buen desarrollo. Se entiende que una planta es de calidad cuando, producida a bajo coste y según las exigencias de plantación, presenta unas características morfológicas o fisiológicas que permitan su supervivencia y crecimiento óptimo después de su trasplante al monte (MacLennam, 1992). Dentro de los parámetros morfológicos que se pueden evaluar, los más frecuentes son la altura, el diámetro en el cuello y la relación parte aérea/parte radical. Las plantas deben presentar una única guía y no estar afectada por plagas, enfermedades o carencias nutricionales. El equilibrio entre la parte aérea y la radical es un aspecto fundamental, puesto que una altura excesiva puede agravar el estrés producido durante el arranque; por su rusticidad, es preferible utilizar plantas de una savia de talla media. Las plantas producidas a raíz desnuda están perfectamente equilibradas si el peso de las raíces es igual al del tallo. Se deben rechazar plantas con un sistema radical escaso o que presenten importantes curvaturas, por su alta probabilidad de fracaso en la plantación definitiva.

En Galicia, los principales viveros productores de *Q. robur* están produciendo plantas de una savia, cultivadas en envases de 350-400 cm³, con alturas entre 20-50 cm. En ocasiones se usan plantas de dos savias con una altura de 60-90 cm, aunque en este caso el volumen del contenedor es escaso. También se emplean plantas a raíz desnuda repicadas de dos o tres savias y con una altura de 40-60 cm. Bary-Lenger y Nebout (1993) recomiendan que las plantas tengan una altura mínima de 40 cm y una altura máxima que no exceda los 120 cm. Las dimensiones de calidad fijadas por la Administración francesa para las plantas de roble común y roble albar cultivadas a raíz desnuda o en contenedor se reseñan en la Tabla 4.

4. Uso en repoblaciones y restauraciones

En España, tanto el roble común como el albar son escasamente empleados en repoblaciones de carácter productor, viéndose su uso reducido a plantaciones en mezcla con otras frondosas o en actuaciones de tipo protector. Este desinterés parece deberse principalmente a su relativa lentitud de crecimiento y a la necesidad de turnos excesivamente largos para la obtención de madera de calidad (Fig. 5). Álvarez (2004)

Tabla 4. Valores de atributos morfológicos y, en su caso, volumen de contenedor establecidos por la normativa francesa para plantas de *Quercus petraea* y *Q. robur* (Journal Officiel de la République Française; Arrêté du 29 novembre 2003).

Edad (savias)		Altura (cm)	Diámetro mínimo del cuello de la raíz (mm)	Volumen mínimo del contenedor (cm ³)
Raíz desnuda	Contenedor			
1 ⁽¹⁾	1 ⁽¹⁾	10-15	4	200
1	1	15-30	5	200
2	2	30-50	5	200
3	3	50-80	7	400
4	4	≥80	9	400

⁽¹⁾ No aplicable a *Q. robur*

indica que, de las 492,3 ha plantadas con *Q. robur* en Galicia entre las campañas 1996/97 y 2001/02, el 81% fue repoblada con ayuda de distintas subvenciones oficiales, lo que implica una elevada dependencia de éstas. Olalde *et al.* (2002) afirman también que la superficie repoblada con *Q. petraea* y *Q. robur* es escasa en el País Vasco en comparación con otras especies. Según datos del Tercer Inventario Forestal Nacional, en esta Comunidad existían en 1996 unas 460 ha de repoblado y monte bravo de las especies *Q. robur*, *Q. petraea* y *Q. faginea*, de las cuales un porcentaje muy importante procede supuestamente de repoblaciones sujetas a planes de ordenación y regeneración.

Quercus robur mantiene un promedio de ventas de unas 200.000 plantas, pero con grandes variaciones de una campaña a otra. En Castilla y León se producen aproximadamente 175.000 unidades por campaña, fundamentalmente en Valladolid y León (Álvarez, 2004). De otras comunidades autónomas solamente se dispone de datos de los viveros forestales a cargo de sus respectivas administraciones; así, en Navarra se producen 48.000 plantas y en Asturias unas 20.000 unidades (Álvarez, 2004).

La carencia de actividad repobladora con estas especies en el norte de España contrasta con la situación en Francia, donde, atendiendo a las ventas de plantas, *Q. robur* es la séptima especie en importancia y *Q. petraea* la tercera. El roble albar es una de las frondosas más estudiadas en Europa. El elevado valor de su madera justificó en Centroeuropa un notable esfuerzo de conversión de las masas en monte bajo a monte alto regular en los siglos XIX y XX (Bary-Lenger y Nebout, 1993; Reque, 2008), estableciéndose como objetivo tecnológico la obtención de madera de calidad con diámetros de cortabilidad altos, en turnos superiores a 150 años.

La creación de una cultura selvícola y de gestión de montes de frondosas autóctonas se enfrenta a una serie de problemas, entre los que se encuentran, por un lado, la falta de tradición de las prácticas selvícolas y, por otro, la creencia de que se trata de especies muy exigentes en calidad de estación, difíciles de implantar y necesitadas de grandes cuidados culturales (Díaz-Maroto *et al.*, 2009). La mayor sensibilización ecológica de la sociedad y las importantes ayudas que la Administración concede por repoblar con especies autóctonas podría incrementar el nivel de utilización de éstas, incluyendo al



Figuras 5 a y b. Planta de *Quercus petraea* en una repoblación en el norte de León (izquierda); planta de *Quercus robur* en la restauración de una antigua escombrera de minería en Asturias (derecha) (Fotos: M. Barrio).

roble albar y el común. Por otra parte, la situación futura de estas especies va a depender, en gran medida, de las políticas forestales existentes. Así, por ejemplo, el Plan Forestal de Galicia estima que, en un plazo de ejecución de 40 años (1992-2032), los montes productivos de frondosas distintas del eucalipto deberían ocupar un total de 408.767 ha, y en el Plan Forestal de Asturias se prevé, en un horizonte de 15 años desde su aprobación, un incremento de las repoblaciones con frondosas caducifolias superior al 50%.

5. Planificación de la repoblación

Las actuaciones de desbroce en las repoblaciones con estas especies están justificadas por la ocupación muy rápida del suelo por las gramíneas, cuyas raíces pueden constituir una barrera física para la instalación del sistema radical de los robles, entrar en competencia por las sustancias minerales y el agua del suelo o emitir sustancias alelopáticas (Collet *et al.*, 1999). El estancamiento o muerte del regenerado por la emisión de este tipo de sustancias por parte de *Molinia caerulea* y *Carex brizoides*, en suelos con moderada y fuerte hidromorfía respectivamente, ha sido constatado en la dinámica natural de poblaciones de roble en Francia (Becker, 1984; Lévy *et al.*, 1990). También se ha apuntado lo mismo para *Deschampsia flexuosa* y *Holcus mollis*, cuyos densos tapices inhiben el desarrollo de los jóvenes brinzales (Savill, 1991) y para *Pteridium aquilinum*, por lo que en las estaciones con fuerte presencia herbácea es necesario emplear herbicidas durante los primeros años de desarrollo de la plantación. La intensa competencia de la vegetación herbácea por el agua limita el crecimiento de las plantaciones sin tratamiento de herbicidas, cesando

en éstas antes el crecimiento en verano, por alcanzar el déficit hídrico antes que una plantación tratada. Así mismo, la presencia de hierba también causa modificaciones en los ritmos de crecimiento, produciéndose modificaciones del período de formación de hojas y yemas y provocando, en consecuencia, alteraciones en la sensibilidad de las plantas a diversas agresiones, como heladas precoces, patógenos, defoliadores, etc. En definitiva, la competencia subterránea afecta a todos los parámetros de desarrollo de las jóvenes plántulas, incluyendo su forma (Collet *et al.*, 1999).

Por otro lado, es muy positivo contar durante esta fase inicial de desarrollo con el efecto favorable de la vegetación leñosa acompañante, ya que, una vez que los jóvenes robles la han superado en altura, reporta importantes beneficios al proporcionar protección lateral contra el viento, la insolación y la fauna cinegética, además de aportar mayor humedad ambiental y proporcionar un mayor efecto de espesura (Higueras de Marco *et al.*, 1997; Sevrin, 1997). El resultado de todos estos beneficios se refleja en árboles con mayor rectitud y ramas más finas y un mayor crecimiento en altura (Bary-Lenger y Nebout, 1993). Ciertas especies acompañantes, como las zarzas (*Rubus* gr. *ulmifolium*) y el helecho *Pteridium aquilinum*, aunque tiene algún efecto inhibidor del desarrollo del regenerado, proporcionan también cierta protección contra el ramoneo (Kelly, 2002). Las zarzas son un tipo de vegetación que normalmente forma densas macollas que impiden el desarrollo de las plantas, por lo que es importante controlar que no las aplasten hasta que los robles las superen en altura, situación en la cual su acompañamiento es positivo (Álvarez *et al.*, 2000). En el caso de los rebrotes de otras especies arbóreas o de escobas (*Cytisus striatus* y *C. scoparius*) y helechos de gran altura, que no ejercen intensa competencia por nutrientes o agua, su acompañamiento también es favorable; basta con liberar las plantas de roble en una anchura igual a dos tercios de su altura. Los tojos (*Ulex* spp.) o brezos (*Erica* spp.), por sus sistemas radicales muy extendidos, sí ejercen una fuerte competencia con las jóvenes plántulas, por lo que deben desbrozarse intensamente en el entorno de las plantas de roble o en las líneas de plantación en el caso de regenerados artificiales.

El procedimiento de desbroce habitual se realiza por fajas para abaratar costes, con desbrozadora de cadenas o de martillos acoplada a la toma de fuerza de un tractor de cadenas o de ruedas. Cuando las condiciones no son adecuadas para la mecanización, se suelen utilizar motodesbrozadoras portátiles o de mochila. En repoblaciones de enriquecimiento o de densificación puede ser adecuado realizar desbroces puntuales mediante la limpia de casillas de una longitud similar a 1,5 veces la altura del matorral.

Los métodos de preparación del terreno pueden ser bastante variados, aunque en la repoblación con plantas a raíz desnuda se requiere que se haga con hoyo abierto. En el caso de terrenos agrícolas abandonados o antiguas praderas, se puede realizar un desbroce y preparación del terreno simultáneo mediante la realización de un alzado, gradeo o fresado. Resulta conveniente la aplicación previa a la plantación de algún herbicida sistémico, como el glifosato, para prevenir la posterior invasión de herbáceas, ya que, como se ha comentado anteriormente, éstas competirán fuertemente por agua y nutrientes (Higueras de Marco *et al.*, 1997). También el uso de un herbicida de preemergencia con oxifluorfen, a razón de 4 litros ha⁻¹ de materia activa, aplicado sobre la banda de plantación, con planta con savia parada, puede dar buenos resultados sobre el control de las herbáceas.

Independientemente del tipo de plantas utilizado, la plantación debe realizarse en parada vegetativa. La plantación de otoño, en general, es beneficiosa, pues permite la regeneración de las raíces de las plantas y que éstas estén en disposición plena para el crecimiento después de los rigores invernales. Por el contrario, las plantaciones tardías primaverales son peligrosas, pues las plantas pueden no haber desarrollado suficientemente el sistema radical para soportar la posible sequía estival (Bary-Lenger y Nebout, 1993). En caso de llevarse a cabo una plantación en primavera, siempre se deberá utilizar plantas con cepellón, dado que sus garantías de éxito son mayores.

Los robles atlánticos son especies de ramificación simpódica que no presentan una buena dominancia apical, por lo que sus masas deben ser gestionadas desde muy temprano con densidades altas para favorecer el desarrollo de plantas con fustes rectos (Sevrin, 1997). En la silvicultura habitual de estas especies en Francia o Alemania, estas densidades están garantizadas, ya que la gestión se basa en la restitución de la masa madura, tras su corta, mediante regeneración natural, por lo que es frecuente partir de centenares de miles de pies por hectárea de roble y otras especies de sombra, como el haya, el carpe o el tilo. Por ello, se debe elegir altas densidades iniciales en aquellas plantaciones cuyo objetivo sea la producción de madera de calidad. En las plantaciones de Centroeuropa las densidades habituales oscilan entre los 4.000 y los 10.000 pies ha⁻¹, de las cuales entre un tercio y un medio son de haya o carpe, especies accesorias de sombra que actúan de estrato de servicio, forzando a los robles a crecer rectos en busca de la luz y proporcionando sombra a sus troncos para prevenir la aparición de brotes chupones (Kenk, 1993; Solymos, 1993; Hochbichler, 1993). En Francia o Bélgica se recomienda no utilizar densidades menores a 2.000 pies ha⁻¹ en repoblación, y espaciamientos del tipo 1,5 × 1,5 ó 2,5 × 1,5 a 2 m, pues las distancias mayores no favorecen la calidad de los fustes y hacen difícil la elección posterior de los árboles de porvenir (Boudru, 1986). Hay que buscar siempre un compromiso entre las necesidades selvícolas, que recomiendan densidades altas, los aspectos económicos, que las aconsejan bajas, y la posibilidad de gestión selvícola real. Así, a este respecto Barrio (2003) sugiere una densidad de compromiso de unos 2.500 pies ha⁻¹. No obstante, el empleo de altas densidades en plantaciones con robles atlánticos, con turnos de corta elevados (siempre mayores de 100 años), presenta el problema del notable encarecimiento de su establecimiento. Por ello, se recomienda su plantación en mezcla con otras especies, como medio para aumentar la biodiversidad y estabilidad de la masa creada, y se posibilite la anticipación de rentas con el aprovechamiento maderero de las especies secundarias, si éstas son de crecimiento rápido. Así, Hubert (1981) aconseja la mezcla con otras especies de crecimiento rápido en los dos tercios o tres cuartos de la superficie. En España, en la Cordillera Cantábrica, se suele emplear densidades de 1.800 pies ha⁻¹ en plantación pura o en mezcla con *Pinus nigra* subsp. *corsicana* (Higueras de Marco *et al.*, 1997). En Galicia, en el caso de plantaciones subvencionadas, en las que esta especie va mezclada con otras frondosas, el marco mínimo al que obliga la Administración es de 625 pies ha⁻¹.

La alternativa de elección de densidades bajas, menores de 2.000 pies ha⁻¹, en plantaciones destinadas a la producción de madera de calidad requiere el empleo de plantas de buena calidad genética y morfológica, una preparación del suelo esmerada, un rápido crecimiento en altura (suelos bastante fértiles o empleo de plantas grandes), la conveniente presencia de vegetación de acompañamiento natural o artificial y la aplicación

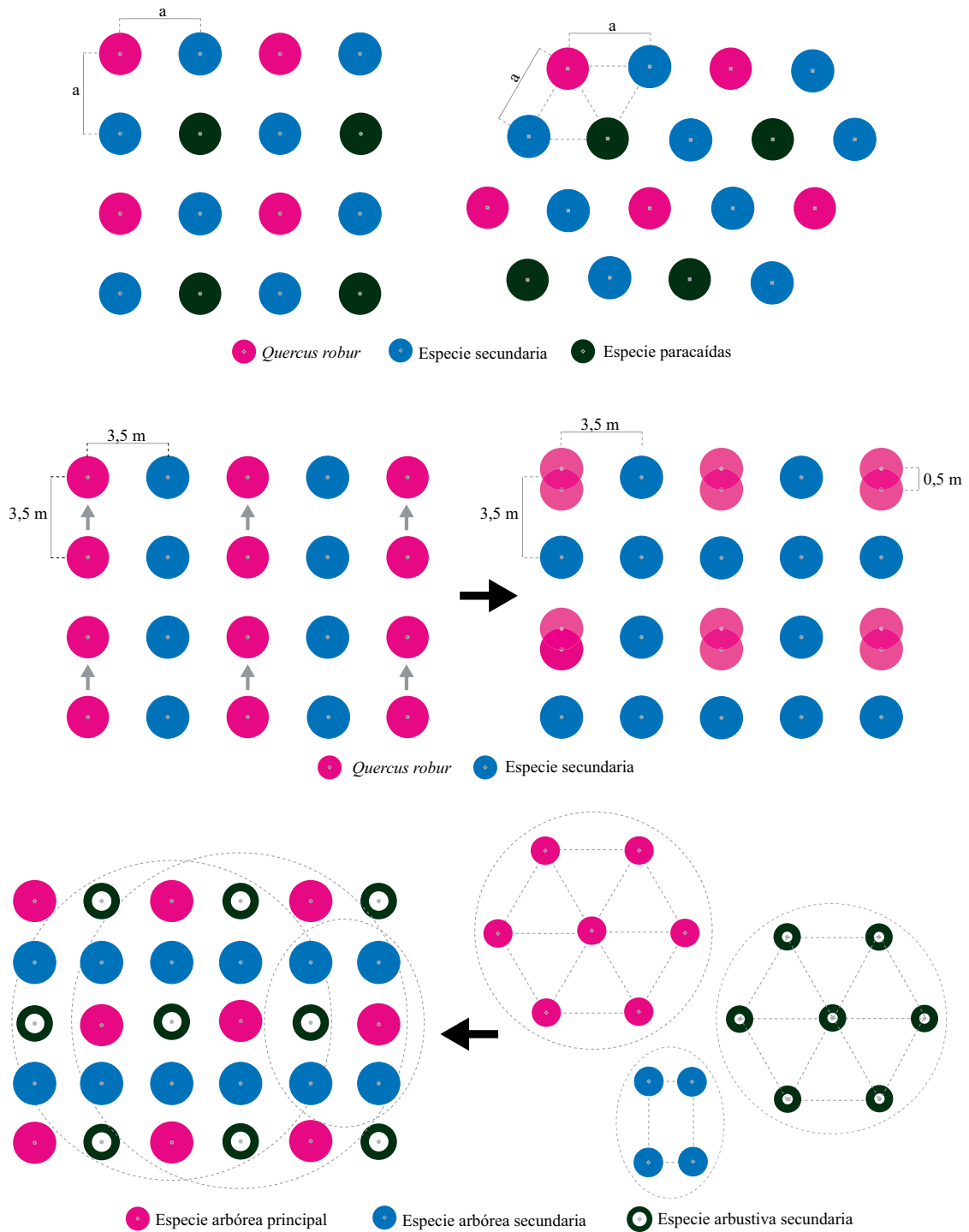
de cuidados culturales precisos, como tallas de formación y la protección contra los daños de ungulados (Higueras de Marco *et al.*, 1997). Sin embargo, la ausencia de plantas de alta calidad genética en el mercado, la carestía de los tratamientos y los largos turnos de corta del roble no animan a la realización de la selvicultura precisa en el caso de optar por plantaciones a baja densidad.

En cuanto a la distribución de las plantas, mientras el terreno sea relativamente uniforme, es razonable utilizar un marco que permita un reparto lo más homogéneo posible, con objeto de lograr un desarrollo armonioso de las copas de los árboles y de minimizar los fenómenos de competencia. Esta afirmación de carácter general tiene excepciones, como en el caso de terrenos rocosos o con alguna otra limitación, donde se debe renunciar a la regularidad de la plantación, ubicando las plantas donde las rocas se puedan desmenuzar y donde sea posible aprovechar un poco de suelo.

En la Figura 6 a se muestra un ejemplo de distribución de las plantas en una repoblación mixta, en la que se considera una especie secundaria y otra, denominada *especie paracaídas*, utilizada si existe riesgo para la especie principal, puesto que reemplazaría a ésta en caso de fracaso. La mezcla puede ser transitoria, usando como elemento secundario una especie de crecimiento rápido y de luz, como *Betula pubescens*, que ayudará al roble a crecer recto en altura y le proporcionará abrigo durante los primeros años, pudiéndose cortar el abedul cuando alcance los 30-40 años de edad. La corta del abedul dejará una plantación a marco real de $2a \times 2a$ m en el caso de no emplear una especie paracaídas. En el caso de que $a=2$ m, quedará un distanciamiento entre pies de roble de 4×4 m y una densidad de 625 pies ha^{-1} , que es una cuarta parte de la densidad total de $2.500 \text{ pies ha}^{-1}$. En otros casos, la mezcla puede ser definitiva, buscando que la especie secundaria forme una estructura inferior permanente que actúe como estrato de servicio de la cubierta superior de roble. En este caso, la especie secundaria debe ser tolerante a la sombra, como el haya, el avellano o el acebo, para que proporcione protección y sombra a los troncos de los robles durante la mayor parte de su ciclo de cultivo.

En Italia, Buresti y Mori (1999) han propuesto para *Q. robur* un sistema de plantación de dos plantas de la misma especie juntas (separadas por 30-50 cm), con el propósito posterior de elegir la mejor adaptada (mayor crecimiento y mejor forma) en cada uno de los sitios de plantación. El esquema consiste en colocar las plantas de roble de dos en dos, con el mismo número de plantas de la especie principal (roble común) a una distancia inicial de 3,5 m, en la posición que habrían tenido con un distanciamiento de 7×7 m; así se liberan $204 \text{ hoyos ha}^{-1}$, en los que se colocan las plantas de la(s) especie(s) secundaria(s). Las 204 plantas adicionales son el único costo extra respecto a la plantación mixta con disposición cuadrada a $3,5 \times 3,5$ m. De esta forma se obtiene una plantación compuesta de $1.020 \text{ plantas ha}^{-1}$, de las cuales el 40% corresponde a roble común y el 60% a la especie secundaria (Fig. 6 b).

Buresti y Mori (1998) también han propuesto un esquema de plantación para propietarios que desean maximizar la producción de madera de calidad a través de una gestión poco intensiva (Fig. 6 c). En este caso, las plantas de la especie principal se ubican a distancia definitiva según disposición en rombo, lo que permite un uso óptimo del espacio. Con ello se logra el primer objetivo del propietario, la maximización de la producción de madera.



Figuras 6 a, b y c. Esquemas de plantación de roble común: plantación mixta pie a pie de roble común a marco real y al tresbolillo con especies secundarias y una especie “paracaídas” (superior); plantación a doble planta a partir de una plantación mixta por filas (intermedia); plantación mixta con una especie principal y dos secundarias realizada a partir de un marco cuadrangular o rectangular de fácil ejecución en monte (inferior) (adaptado de Loewe, 2003).

Para lograr el segundo requerimiento, pocas intervenciones selvícolas, se busca crear un ambiente favorable al desarrollo de la especie principal a través de la introducción de dos especies secundarias, una arbórea y una arbustiva. La primera se elige para favorecer el desarrollo longitudinal de la especie principal (prevenir bifurcaciones y tortuosidad del fuste) y el desarrollo de una arquitectura arbórea adecuada, que precise escasas intervenciones de poda; la segunda especie secundaria se introduce para atenuar los eventuales efectos negativos del cosechado de la especie arbórea secundaria y para influir sobre el microclima de la plantación, que de este modo favorecerá un crecimiento constante en el tiempo. Para obtener los resultados deseados, se recomienda una disposición para la especie arbustiva acompañante igual a la de la especie principal. En cambio, la secundaria arbórea se dispone de forma rectangular, lo que permite colocarla en filas alternadas respecto a las filas en que se ubican la especie principal y la secundaria arbustiva. Este esquema de plantación, aunque parece complejo, es de fácil aplicación en el terreno y permite un desarrollo equilibrado de las copas de las plantas. Si las especies seleccionadas son las correctas, en la primera fase el crecimiento de la especie principal será modificado por la especie arbórea secundaria. Una vez que haya desempeñado su función y antes de entrar en competencia, ésta deberá ser aclarada, generando un pequeño ingreso intermedio. A partir de ese momento, el papel de la especie arbustiva será mayor, reduciendo el impacto de la clara y protegiendo los fustes de los robles de la aparición de brotes epicórmicos. Este esquema puede ser modificado según las características del sitio y las exigencias del propietario. También se pueden usar varias especies principales a la vez, incrementando la flexibilidad de la plantación ante problemas biológicos o fluctuaciones del mercado, y el mismo criterio puede aplicarse a las especies secundarias (Loewe, 2003). Igualmente, se puede realizar una plantación a “doble planta” como en el esquema anterior cuando se tiene la evidencia o se sospecha que las plantas de roble no tienen la calidad genética o morfológica deseable.

En el norte de España, algunas de las especies arbóreas que pueden actuar como secundarias en mezcla transitoria con el roble son: *Betula pubescens* y *Alnus glutinosa*, en algunas situaciones, y pinos, como *Pinus pinaster* o *P. nigra* subsp. *corsicana*. Especies secundarias que podrían actuar como arbustivas pueden ser *Corylus avellana*, *Ilex aquifolium*, *Frangula alnus* o *Salix atrocinerea*.

Suele ser muy necesaria la roza de la vegetación competidora, sobre todo cuando se produce una fuerte invasión de herbáceas. En el caso de las plantaciones, es el peor enemigo de las mismas en los dos primeros años, siendo necesario eliminar de hierba por lo menos un metro alrededor de cada planta, de forma manual, mecánica o química. El empleo de herbicidas sistémicos de baja persistencia, a base de glifosato, proporcionan buenos resultados en el control de herbáceas, zarzas y helechos si son aplicados durante el reposo vegetativo invernal, entre diciembre y marzo (Bary-Lenger y Nebout, 1993).

La colocación de *mulch* plástico ha sido recomendada en numerosas ocasiones (Hubert, 1981; Bary-Lenger y Nebout, 1993), aunque no se aconseja su uso en monte por no ser biodegradable. Actualmente existen en el mercado *mulch* biodegradables a los 2-3 años, de un diámetro de 40-50 cm, que proporcionan un efecto muy beneficioso a las jóvenes plantas, ya que mantiene el entorno libre de hierbas y, además, conserva el suelo más húmedo, mejorando la supervivencia y crecimiento inicial de las plantas. Este mismo

efecto puede lograrse también con la colocación alrededor de cada planta de restos vegetales, actuando éstos, además, como abono. Dichos restos deben estar libres de semillas, por lo que no es adecuado colocarlos en verano.

Como ya se puso de relieve anteriormente, se debe conservar la vegetación acompañante que crea un ambiente forestal favorable para la protección y el crecimiento de los robles, como zarzas, escobas, piornos (*Genista* spp.) u otras frondosas. Sin embargo, cuando los robles alcancen una altura entre 1,5 y 3 m se debe cortar la vegetación leñosa en un radio de aproximadamente 0,5 m alrededor de cada planta para formar una “chimenea” que permita el desarrollo de las ramas laterales (Sevrin, 1997).

En esta fase puede ser necesaria la protección contra la fauna cinegética o el ganado semiextensivo si se observan, o son previsibles, daños al joven repoblado. Esta protección puede hacerse individualmente para cada planta o globalmente mediante la construcción de un cercado. Los cerramientos suelen construirse con postes de madera tratada de 2 ó 2,5 m de altura, enterrados unos 60 cm en el suelo y colocados a una separación de 4-5 m, para posteriormente colocar sobre ellos una malla cinegética o ganadera con distintas dimensiones de retícula según el animal del que se quiera proteger la regeneración. Las protecciones individuales son más caras, aunque son las preferidas en muchas ocasiones debido a la pequeña superficie de las plantaciones. Este tipo de protección puede ser realizado mediante el empleo de mallas plásticas o metálicas grapadas y tutoradas por dos o tres piquetes de madera de unos 4 cm de lado clavados firmemente en el terreno. Actualmente, es frecuente el empleo de tubos protectores, sobre todo en las repoblaciones que efectúa con roble albar la administración forestal en Asturias. Ambos tipos de protector individual requieren mantenimiento, ya que muchas veces se caen debido al peso de la nieve, con el consiguiente tumbado de las plantas que hay en su interior, por lo que debe sopesarse muy bien su uso en zonas de montaña. Seguramente, en estas situaciones sea mejor la alternativa de aumentar la densidad de plantación y asumir cierto número de marras debido a la depredación de la fauna salvaje o doméstica, y no emplear ningún método de protección del árbol.

La aplicación de una fertilización de arranque siempre es favorable, puesto que la planta será más resistente y superará antes la fase juvenil. Ante las deficiencias generales de los suelos del noroeste de España en fósforo y potasio y la riqueza en nitrógeno (Bará, 1998), se recomienda que el fertilizante presente una proporción de P y de K dos o tres veces superior a la de N. Se recomienda el empleo de abonos forestales de liberación lenta, bien en forma de gránulos encapsulados, bien en forma de pastillas, que, además de los tres elementos básicos (N-P-K), suelen venir enriquecidos con microelementos, como calcio, magnesio, hierro, etc. El aporte se hace manualmente, en cada árbol y en profundidad; así, el consumo de fertilizantes es menor y no se estimula el crecimiento de las malas hierbas (Bará, 1998).

En plantaciones forestales en las que existen numerosos árboles con mala forma no corregible con tallas de formación, se pueden aplicar recepados a los mismos con el fin de conseguir un posterior rebrote con un tallo derecho. Esta práctica consiste en el corte de la planta a unos 4-5 cm por encima del cuello de la raíz en marzo o abril, seleccionando el brote más vigoroso en mayo-junio, cuando éste tenga unos 30 cm (Armand, 1995).

Cuando los árboles alcanzan los 2 ó 3 m de altura se deben realizar tallas de formación que eliminen dobles guías, ramas con tendencia a engrosar rápidamente o ramas que salen muy verticales y compiten con la guía. Debido a la forma de crecimiento del roble, estas tallas se deberán, seguramente, repetir en varias ocasiones más. Desde el punto de vista selvícola, también se puede comenzar a podar las ramas inferiores del árbol, no sobrepasando nunca la altura podada más de un tercio de la altura total. Si las razones económicas obligan a postergar la actuación, es frecuente esperar a que los árboles alcancen unos 8 m de altura, podando entonces en todos ellos la troza basal en una longitud de 2,7 m. (Hubert y Courraud, 1988; Barrio *et al.*, 2009).

6. Bibliografía

- ALDHOUS J.R., 1972. Nursery Practice. Forestry Commission Bulletin 43.
- ALÍA R., GARCÍA DEL BARRIO J.M., IGLESIAS S., MANCHA J.A., DE MIGUEL J., NICOLÁS J.L., PÉREZ MARTÍN F., SÁNCHEZ RON D., 2009. Regiones de procedencia de especies forestales en España. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid. pp. 275-282.
- ÁLVAREZ P., 2004. Viveros forestales y uso de planta en repoblación en Galicia. Tesis Doctoral Universidad de Santiago de Compostela.
- ÁLVAREZ P., BARRIO M., DÍAZ R.A., HIGUERAS DE MARCO J., RIESCO G., RIGUEIRO A., RODRÍGUEZ R.J., VILLARINO J.J., 2000. Manual de selvicultura de frondosas caducifolias. [en línea]. (Escola Politécnica Superior de Lugo, ed.), Lugo. Disponible en: <http://www.agrobyte.com/publicaciones/frondosas/indice.html> [5 Feb, 2010].
- ARMAND G., 1995. Feuillus précieux: Conduite des plantations en ambiance forestière. Institut pour le Développement Forestier. Paris.
- BARÁ S., 1998. Fertilización forestal. Colección Técnica, nº 9. Xunta de Galicia.
- BARRIO M., 2003. Crecimiento y producción de masas naturales de *Quercus robur* L. en Galicia. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.
- BARRIO M., CASTEDO F., MAJADA J., HEVIA A., 2009. Manual básico de la poda y formación de los árboles forestales. Ed. Mundi-Prensa, Madrid.
- BARY-LENGER A., NEBOUT J.P., 1993. Le chêne pédonculé et sessile en France et en Belgique. Gerfaut Club. Editions du Perron. Alleur-Liège.
- BECKER M., 1984. Importance de la lumière dans l'expression des relations allélopathiques en forêt. C. R. Sci. Acad. Paris Agric. France 70(12), 1545-1552.
- BOUDRU M., 1986. Forêt et sylviculture. Les Presses Agronomiques de Gembloux. Gembloux. Belgique.
- BRUCIAMACCHIE M., GRANDJEAN G., JACOBÉE F., 1994. Installation régénération feuillus dans de petites trouées en peuplements irréguliers. Rev. For. Franç. XLVI(6), 639-653.
- BURESTI E., MORI P., 1998. Un modulo per un arboricoltura da legno semi-estensiva. Sherwood 39, 25-29.
- BURESTI E., MORI P., 1999. La doppia pianta: un'assicurazione sulla farnia come specie principale. Sherwood 47, 7-13.
- CATALÁN G., 1991. Semillas de árboles y arbustos forestales. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. pp. 318-324.
- CEBALLOS L., RUIZ DE LA TORRE J., 1979. Árboles y arbustos de la España peninsular. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Madrid. pp. 217-222.
- CEMAGREF (Centre National du Maquinisme Agricole du Genie Rural des Eaux et des Forêts), 1982. Les semences forestières. Note Technique 48.

- COLLET C., FROCHOT H., NINGRE F., 1999. Développement de jeunes chênes soumis à une compétition souterraine. Rev. For. Franç. LI(2), 298-308.
- CURTU A.L., GAILING O., FINKELDEY R., 2007a. Evidence for hybridization and introgression within a species-rich oak (*Quercus* spp.) community. BMC Evol. Biol. 7, 218.
- DÍAZ-FERNÁNDEZ P.M., JIMÉNEZ P., MARTÍN S., DE TUERO Y REYNA M., GIL L., 1995. Regiones de procedencia de *Quercus robur* L, *Quercus petraea* (Matt) Liebl, y *Quercus humillis* (Miller). Instituto para la Conservación de la Naturaleza, MAPA, Madrid.
- DÍAZ-MAROTO I.J., VILA-LAMEIRO P., RODRÍGUEZ-CAMPOS A.M., BARCALA-PÉREZ E., 2009. Reseña histórica sobre la evolución de los bosques naturales de *Quercus* spp. en el Noroeste de la Península Ibérica. En: Actas del 5 Congreso Forestal Español. [cd-rom]. (Sociedad Española de Ciencias Forestales, Junta de Castilla y León, eds.). Ávila. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- DUCOUSSO A., BORDACS S., 2008. Guía técnica para la conservación genética y utilización del roble común y roble albar (*Quercus robur* y *Q. petraea*). Foresta. Madrid.
- FORESTRY COMMISSION, 1992. Seed manual for forest trees. Ed. A.G. Gordon. Bulletin 83.
- GOICOECHEA P., 2008. Guía técnica para la conservación genética y utilización del roble común y roble albar (*Quercus robur* y *Q. petraea*) en España. Foresta. Madrid. España.
- GOICOECHEA P., PETIT R.J., KREMER A., 2012. Detecting the footprints of ecological speciation in oaks with linked markers. Heredity 109(6), 361-71.
- GRADI A., 1989. Vivaistica Forestale. Edagricole, Bologna.
- HIGUERAS DE MARCO J., CELA M., RODRÍGUEZ R.J., 1997. Técnicas de repoblación con frondosas. En: Curso sobre aspectos medioambientales y productivos de las especies frondosas de Galicia. Consellería de Agricultura, Gandería e Montes, Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.
- HOCHBICHLER E., 1993. Methods of oaks silviculture in Austria. Ann. Sci. For. 50, 583-591.
- HUBERT M., 1981. Cultiver les arbres feuillus pour récolter du bois de qualité. Institut pour le Développement Forestier, Paris.
- HUBERT M., COURRAUD R., 1988. Poda y formación de los árboles forestales. Ed. Mundi-Prensa, Madrid.
- ISTA (International Seed Testing Association), 2011. International rules for seed testing. Edition 2011. ISTA, Bassersdorf, Switzerland.
- JIMÉNEZ P., LÓPEZ DE HEREDIA U., COLLADA C., LORENZO Z., GIL L., 2004. High variability of chloroplast DNA in three mediterranean evergreen oaks indicates complex evolutionary history. Heredity 93, 510-515.
- JOHNSON P.S., SHIFLEY S.R., 2002. The ecology and silviculture of oaks. USDA Forest Service, North Central Research Station, Columbia, Missouri and Rogers College of Natural Resources, University of Wisconsin-Stevens Point. USA.
- KELLY D.L., 2002. The regeneration of *Quercus petraea* (sessile oak) in southwest Ireland: a 25-year experimental study. For. Ecol. Manage. 166, 207-226.
- KENK G.K., 1993. New perspectives in German oak selviculture. Ann. Sci. For. 50, 563-570.
- LAGUNA M., 1883. El *Quercus pedunculata* Ehrh. En: Flora forestal española. Imprenta Nacional del Colegio Nacional de Sordo-Mudos y Ciegos. Madrid. pp. 215-224.
- LANIER L., 1986. Précis de sylviculture. Ecole National du Génie Rural des Eaux et des Forêts. Nancy.
- LEPAIS O., PETIT R.J., GUICHOUX E., LAVABRE J.E., ALBERTO F., KREMER A., GERBER S., 2009. Species relative abundance and direction of introgression in oaks. Molec. Ecol. 18, 2228-2242.
- LÉVY G., FROCHOT H., BECKER M., 1990. Installation des peuplements de chêne et facteurs du milieu. Rev. For. Franç. XLII(2), 240-245.

- LEXER C., WIDMER A., 2008. The genic view of plant speciation: recent progress and emerging questions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 363, 3023-3036.
- LOEWE V., 2003. Arboricultura para producción de madera de alto valor. Una alternativa productiva para el sector silvoagropecuario chileno. Disponible en: www.viverosur.com/arborval.pdf. [17 Jun, 2010].
- LÓPEZ GONZÁLEZ G.A., 1995. La guía INCAFO de los árboles y arbustos de la Península Ibérica. Ed. INCAFO, Madrid.
- LOURO V., PINTO G., 2011. Sementes, uma ponte entre o passado e o futuro da floresta. Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território. CENASEF. pp. 31-38.
- MACLENNAN L., 1992. Seedling quality workshop. ICFR Bulletin Series 22/92, 1-23.
- OLALDE M., HERRÁN A., ESPINEL S., GOICOECHEA P., 2002. White oaks phylogeography in the Iberian Peninsula. *For. Ecol. Manage.* 156, 89-102.
- PEÑUELAS J.L., OCAÑA L., 2000. Cultivo de plantas forestales en contenedor. Ed. Mundi-Prensa, Madrid.
- PIOTTO B., 1992. Semi di alberi e arbusti in Italia: come e quando seminarli. Società Agricola e Forestale (Grupo ENCC), Roma.
- REQUE J.A., 2008. Selvicultura de *Quercus petraea* L. y *Quercus robur* L. En: Compendio de Selvicultura aplicada en España (Serrada R., Montero G., Reque J.A., eds.). Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Agroalimentaria. Madrid. pp. 745-772.
- RIBEIRO D., RIBEIRO H., LOURO V., 2001. Produção em viveiros florestais. Direcção-Geral de Desenvolvimento Rural, Lisboa.
- RUIZ DE LA TORRE J., 2006. Flora Mayor. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid. pp. 654-661.
- SALVINI D., BRUSCHI P., FINESCHI S., GROSSONI P., KJAER E.D., VENDRAMIN G.G., 2009. Natural hybridisation between *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. and *Quercus pubescens* Willd. Within an Italian stand as revealed by microsatellite fingerprinting. *Plant Biol.* 11(5), 758-765.
- SAVILL P.S., 1991. The silviculture of trees used in British forestry. C.A.B International.
- SCOTTI-SAINTAGE C., BODENES C., BARRENECHE T., 2004. Detection of quantitative trait loci controlling bud burst and height growth in *Quercus robur* L. *Theor. Appl. Genet.* 109, 1648-1659.
- SEVRIN E., 1997. Les chênes sessile et pédonculé. Institut pour le Développement Forestier, Paris.
- SOLYMOS R., 1993. Improvement and silviculture of oaks in Hungary. *Ann. Sci. For.* 50, 607-615.
- SUSZKA B., MULLER C., BONNET-MASIMBERT M., 1994. Graines des feuillus forestiers. De la récolte au semis. INRA, Paris, Francia.
- VALLADARES S., SÁNCHEZ C., VIEITEZ A.M., 2006. Embriogénesis somática en *Quercus robur* L.: Crioconservación y fidelidad genética. *Revista Real Academia Galega de Ciencias.* Volumen XXV.
- WU T., 2003. Stylized facts on nominal term structure and business cycles: an empirical VAR study. *Appl. Econom.* 35(8), 901-906.
- XIMÉNEZ DE EMBÚN J., 1977. El monte bajo. Ministerio de Agricultura, Madrid.

Quercus pyrenaica Willd.

Melojo, marojo, roble negro, roble negral, rebollo, curco villano, tocío, tozo;
cat.: reboll; *eusk.*: ametza, ametzarrunta; *gall.*: carballo negro, cerqueiro,
cerquiño

Francisco Javier LUCAS VILLAR, Juan OLIET PALÁ, Pablo GONZÁLEZ
GOICOETXEA, Rafael SERRADA HIERRO

1. Descripción

1.1. Morfología

El rebollo es un árbol de talla media, que no suele sobrepasar los 20 m de altura (Ruiz de la Torre, 2006). Tiende a presentar fustes tortuosos. Presenta copa ancha, irregular; en el porte específico, globosa y lobulada, en espesura, reducida al tercio o mitad superior de su altura. Su sistema radical es potente, con un eje central bastante profundo y desarrollado cuando las propiedades edáficas lo permiten y numerosas raíces horizontales y superficiales desde donde brota con profusión y viabilidad. Admite la deformación o restricción del eje central y resiste mejor que los robles la limitación de profundidad gracias a las raíces horizontales, aunque reduce notablemente el porte, hasta el punto de presentar, bien por limitación estacional, bien por tratamiento inadecuado, un porte arbustivo en bastantes manifestaciones. Tiene hojas simples, alternas y marcescentes, con un corto pecíolo (hasta 22 mm) y un limbo subcoriáceo, trasovado, auriculado y de contorno muy heteromorfo, lobulado hasta profundamente pinnatifido. Miden de 7 a 16 cm de longitud y 4 a 10 cm de anchura. Son de color blanquecino o sonrosado en los bordes al desarrollarse, luego verde-cenicientas. El haz presenta abundante tomento que disminuye en verano, mientras que se mantiene en el envés. Alcanza una longevidad de 300 a 400 años.

1.2. Biología reproductiva

Especie monoica, que florece en abril, mayo o primeros de junio, siendo las flores masculinas amarillentas y menudas, con perianto dividido en 5-8 lacinias pelosas y con 6 a 12 estambres, agrupadas en amentos colgantes. Las flores femeninas se presentan solitarias o hasta de 4 en grupos racemiformes, en las axilas de las ramillas del último año. La polinización es anemófila. Sus frutos, igual que en el resto de especies del género *Quercus*, son unas bellotas gruesas, con endocarpo lampiño, de pedúnculo corto y rechoncho, de hasta 3 cm de longitud, con 1/3-1/2 cubierto por una cúpula hemisférica vellosa con escamas cortas. Maduran en los meses de octubre o noviembre, en el mismo año de su formación. La bellota es de sabor amargo y de dispersión zoócora, especialmente por córvidos. El rebollo empieza a producir semillas viables a partir de los 25 ó 30 años, cuando el diámetro normal de los pies alcanza unos 15 cm. Las cosechas pueden ser abundantes, pero están sujetas a una acusada vecería, del orden de 2 a 3 años, que es mayor en chirpiales, donde puede llegar a los 8 años. El ataque de perforadores y las

heladas tempranas merman su viabilidad (Allué, 1995) y sufren la depredación por parte de varios vertebrados, como roedores, jabalíes y cérvidos (Mesón y Montoya, 1993).

Brota muy bien de cepa y, sobre todo, de raíz, siendo esta característica la que ha condicionado en mayor medida el tratamiento histórico de sus masas. Se han tratado como monte bajo regular o monte medio regular para producción de leña y carbón. Actualmente se aconseja conducir las masas a fustal sobre cepa mediante resalvos de conversión (Bravo *et al.*, 2008), teniendo en cuenta la gran variedad de tipologías de masa que se pueden presentar, según sea su origen, composición y densidad (Serrada *et al.*, 1994).



Figura 1. Frutos de *Quercus pyrenaica* en proceso de maduración (Foto: J.Pemán).



Figura 2. Bellotas de *Quercus pyrenaica*.

1.3. Distribución y ecología

El rebollo tiene un área natural relativamente reducida (Ruiz de la Torre, 2006). Es una especie mediterráneo-occidental y atlántica, que aparece por el sur de Francia, la Península Ibérica (parte más extensa y fundamental de su área) y el noroeste de Marruecos, con escasas citas en el norte de Italia. La distribución española actual y potencial y la autoecología de los rebollares españoles ha sido recientemente estudiada con gran detalle por Sánchez Palomares *et al.* (2008). Ocupa unas 350.000 ha en España, de las cuales más de la mitad se sitúan en Castilla y León; le siguen en representación territorial Extremadura, Galicia, La Rioja, Cantabria, Madrid y Castilla la Mancha. Está ausente en Baleares, Canarias, Cataluña y Murcia. Tiene presencia reducida en País Vasco, Navarra, Asturias, Aragón, Andalucía y Comunidad Valenciana. La estimación del área potencial fisiográfico-climática del rebollo en España, con adaptación alta u óptima, que se realiza en la obra citada, es del orden de 9,5 millones de hectáreas, lo que da idea de la importancia territorial de la especie en planificaciones de repoblación forestal. El estudio se realizó sobre parcelas situadas en un rango altitudinal extremo entre 370 y 1.600 m, con valor medio de 1.034 m (rango más favorable entre 740 y 1.300 m). La precipitación media anual osciló entre 371 y 2.013 mm, con media de 982 mm, lo que permite calificar al rebollo como especie mesófila (rango más favorable entre 650 y 1.500 mm y precipitación estival del orden de 90 mm). Tras el estudio del régimen térmico, y por comparación con el resto de especies forestales españolas, se puede calificar como mesoterma (media de las mínimas del mes más frío superior a -4 °C, temperatura media anual entre 8,6 y 12,5 °C). Respecto del hábitat edáfico se puede calificar al rebollo como

estrictamente calcífugo, que requiere suelos permeables (media de 3,70 según Gandullo (1985)) y con buena capacidad de retención de agua (del orden de 100 mm). A su vez, se puede definir como especie semifrugal. Presenta temperamento de media luz.

2. Materiales forestales de reproducción

2.1. Marco normativo. Identificación de los materiales de reproducción

Quercus pyrenaica está incluida en el Real Decreto 289/2003 que regula la producción y comercialización de los materiales forestales de reproducción, siendo una de las quercíneas incorporadas por España de forma discrecional al sistema de certificación de la UE (Directiva 1999/107/CE del Consejo). Los materiales que se empleen para la forestación en cualquier zona del territorio español deben cumplir con las características de calidad externa y la documentación fijada por la norma. La delimitación de regiones de procedencia del rebollo se ha realizado por el método aglomerativo (Jiménez *et al.*, 1998). Se han establecido 28 regiones de procedencia en las masas naturales de la especie, siendo 12 de área restringida (Fig. 3). Una descripción actualizada de las regiones puede consultarse en Alía *et al.* (2009). El Catálogo Nacional de Materiales de Base ofrece una amplia cobertura para esta especie, pues en él figuran fuentes semilleras de todas sus regiones de procedencia y de más de la mitad de sus áreas de procedencia restringida. Existe, por lo tanto, la posibilidad de obtener materiales de la categoría identificada de *Q. pyrenaica*, sin ningún tipo de selección, calidad acorde con el escaso interés productivo de la especie, pero que permite asegurar su adaptabilidad a diferentes condiciones ambientales, dentro del rango ecológico de la especie.

En determinadas circunstancias de escasa o nula disponibilidad de materiales de reproducción de una región determinada, puede ser inevitable utilizar semillas o plantas de otras regiones geográficamente cercanas o similares ambientalmente. La similitud fitoclimática entre las regiones de procedencia y los materiales de base ha permitido distinguir entre regiones de amplio uso, en las que sus materiales de reproducción pueden ser recomendados para el empleo en otras regiones, y regiones de uso local, que sólo deben usarse en su misma región de procedencia. Por ello, la comparación de las características ambientales entre regiones de *Q. pyrenaica* ha permitido elaborar una propuesta de traslados para comarcas fronterizas, que puede consultarse en Martín Albertos *et al.* (1998). Sin embargo, dado que la mayor parte de las repoblaciones con esta especie tendrán vocación protectora, se debe utilizar, en la medida de lo posible, semillas de la procedencia local como medida de conservación de las razas y variedades locales. Por otra parte, las reforestaciones en procedencias de área restringida deben respetar estrictamente las recomendaciones de no introducir material foráneo. Además, para garantizar una alta diversidad genética en las masas creadas, las semillas deben proceder de un alto número de individuos.

Los ejemplares silvestres de *Q. pyrenaica* existentes en Albacete están considerados como “De interés especial” en la Comunidad Autónoma de Castilla-La Mancha (D. 200/2001). Por su parte, la Comunidad Valenciana le otorga la categoría de “Especie vigilada” (O. 6/2013). El género *Quercus* está incluido en la normativa sobre pasaporte fitosanitario.

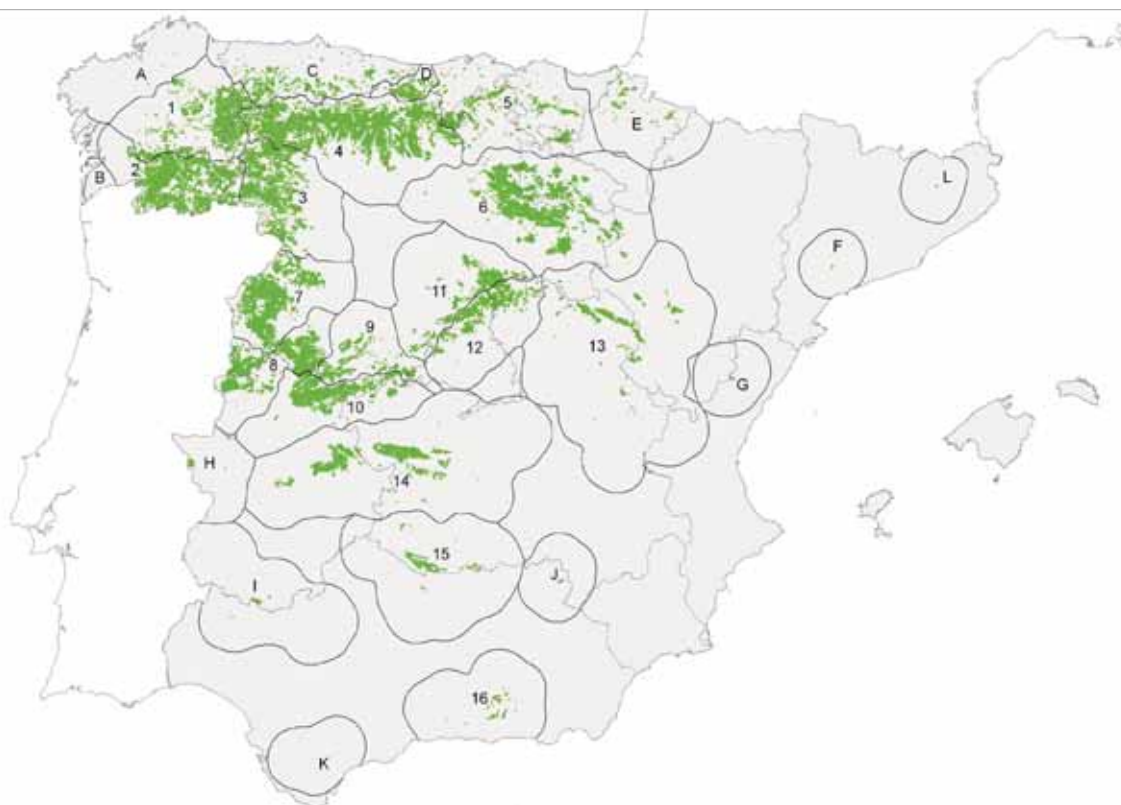


Figura 3. Distribución de *Quercus pyrenaica* y Regiones de Procedencia de sus materiales de reproducción. 1.- Galicia Septentrional. 2.- Galicia Meridional. 3.- Aliste-Maragatería. 4.- Cordillera Cantábrica Meridional. 5.- Cordillera Cantábrica Oriental. 6.- Sistema Ibérico Septentrional. 7.- Salamanca-Sayago. 8.- Gata y Peña de Francia. 9.- Gredos y Sierra de Ávila. 10.- Valles del Tiétar y Jerte. 11.- Norte de la Sierra de Guadarrama. 12.- Sur de la Sierra de Guadarrama. 13.- Sistema Ibérico Meridional. 14.- Montes Oretanos. 15.- Sierra Morena Oriental. 16.- Sierra Nevada-Alpujarras. A.- Rías Altas. B.- Rías Bajas. C.- Asturias. D.- Picos de Europa. E.- Sierras y Pirineo Navarro. F.- Montañas de Prades. G.- Peñagolosa. H.- Sierra de San Pedro. I.- Sierra Morena Occidental. J.- Sierras de Segura y Alcaraz. K.- Macizo de Aljibe. L.- Prepireneo Catalán (Alía *et al.*, 2009).

2.2. Técnicas de manejo y propagación

2.2.1. Semillas

La recolección de las bellotas se hace entre octubre y noviembre directamente del suelo, produciendo un rendimiento de hasta 40 kg jornal⁻¹ (5 pies) en un año bueno, y 15 kg jornal⁻¹ (20 pies) en un año malo. El rendimiento del árbol es, por tanto, muy variable y oscila entre 2-15 kg de fruto por árbol (Martín Albertos *et al.*, 1998). La producción de bellotas de *Q. pyrenaica* es baja y errática (Castro *et al.*, 2006). En España, la producción de semillas de roble melojo representa aproximadamente el 6% del total del peso de semillas producido en 2007 (MARM, 2010).

Tras la recolección se procederá al cribado y aventado y e inmersión en agua de las bellotas, desechando aquellas que floten o permanezcan entre dos aguas. Posteriormente

Tabla 1. Descripción de las áreas con presencia de *Quercus pyrenaica* por región de procedencia (RP: número de la región de procedencia; Pres: presencia de la especie en cada una de las regiones, estimada como el cociente del área de la especie en dicha región respecto del área total de la especie; A: número de meses de déficit hídrico (precipitación media mensual <2 temperatura media mensual); Osc: media anual de la oscilación térmica diaria; Hs: número de meses con helada segura (media mínimas <0 °C); Med: valor medio; Max: valor máximo; Min: valor mínimo; MaxMC: valor máximo del mes más cálido; MinMF: valor mínimo del mes más frío); Tipo de suelo: porcentaje del tipo de suelo según la cartografía Soil Map of the European Communities dentro de cada región de procedencia. La clasificación de suelos utilizada en dicha cartografía es la de FAO de 1974. Las abreviaturas se han actualizado a la clasificación FAO de 1989. Los tipos de suelos inexistentes en la nueva clasificación se han mantenido con los nombres antiguos, asignándoseles nuevas abreviaturas (Rankers: RK, Xerosoles: XE). Sólo se incluyen aquellos suelos que superan el 10% en el conjunto del territorio estudiado).

RP	Pres		Altitud (m)			Precipitación (mm)		A			Temperatura (°C)			Hs (meses)	Tipo de suelo (FAO)
	%	7,5	Med	Max	Min	Annual	Estival	(meses)	Med	MaxMC	MinMF	Osc (°C)			
			9,7	719	1784	91	1302	136	0,8	11,1	25,9	0,5	14,1	0,7	
1	7,5	719	1784	91	1302	136	0,8	11,1	25,9	0,5	14,1	0,7	0,7	RK(55) CMu(44)	
2	9,7	797	2082	77	1203	112	1,5	11,2	26,6	0,3	14,2	0,9	0,9	RK(57) CMu(38)	
3	8,6	1004	2003	391	807	92	2	10	27,1	-1,8	16,2	3,1	3,1	CMu(34) RK(29) CMg(16) CMe(16)	
4	17,4	1124	2069	493	935	117	1,2	9,2	25,9	-2,5	15,9	3,8	3,8	CMu(48) RK(21) CMe(15)	
5	4,1	775	1487	39	1028	149	0,6	10,5	24,9	0,2	14,1	0,9	0,9	CMc(52) CMu(40)	
6	10,6	1172	2201	583	747	131	1,1	9,5	26,5	-2,0	16,4	3,4	3,4	CMu(41) CMe(38) CMg(11)	
7	7,6	771	1407	326	603	67	3	12,3	30,5	0	17,6	0,6	0,6	CMd(71) CMg(18)	
8	6	823	1875	291	924	71	2,6	12,6	30,7	0,2	17,2	0,8	0,8	CMu(56) CMe(26) LPd(10)	
9	2,6	1231	1901	603	822	80	2,3	10,7	28,9	-1,5	17,5	2,9	2,9	CMd(34) CMu(33) FLe(14) LPd(10)	
10	4,9	698	1881	239	1094	68	2,7	13,9	32,7	1,2	18,6	0,4	0,4	LPd(34) CMu(29) CMd(17)	
11	2,8	1203	1970	821	685	97	2,2	10,3	28,4	-1,8	17,7	3,2	3,2	CMg(34) CMu(25) CMe(21) CMd(10)	
12	3,9	1225	2163	683	809	102	2	10,5	28,4	-1,6	17,6	2,8	2,8	CMu(57) CMd(22) CMe(16)	
13	2,1	1254	1876	796	621	115	1,7	9,8	28,6	-3,0	17,7	4,3	4,3	CMe(46) CMe(44)	
14	4,4	848	1427	337	782	63	3,1	13,8	32,6	1	19,2	0,2	0,2	CMe(53) LPd(24) LVx(11)	

RP	Pres (%)	Altitud (m)			Precipitación (mm)		A (meses)	Temperatura (°C)			Osc (°C)	Hs (meses)	Tipo de suelo (FAO)
		Med	Max	Min	Annual	Estival		Med	MaxMC	MinMF			
15	1	895	1287	377	742	55	3,3	14,1	34,1	0,7	19	0,1	CMc(74) LPe(12)
16	0,4	1670	2713	947	744	43	3,3	11,2	29,1	-1,1	17,4	1,8	CMc(51) CMc(43)
A	0,1	346	585	14	1371	142	0,1	12,1	23,3	3,3	10,5	0	CMu(87) RK(13)
B	0	20	32	16	1619	113	1,7	14,8	28,5	3,9	12,7	0	RK(88) CMu(12)
C	3,6	777	1914	1	1325	178	0	10,5	23,2	0,3	12,6	1	RK(46) CMu(24) CMc(21)
D	1,3	852	2014	22	1158	165	0,2	10,5	23,7	0,2	12,4	1,3	CMu(82) CMc(12)
E	0,9	602	1402	60	1609	243	0	11,3	24,7	1,1	13,8	0,7	CMc(50) CMu(45)
F	0	1033	1192	828	928	186	0,9	11	26,6	-0,7	17	1,3	CMc(91)
G	0	1387	1529	1194	792	158	0,1	9,1	24,5	-1,8	15,5	3	CMc(100)
H	0,1	483	709	303	677	41	3,6	15,3	32,8	3,5	17,9	0	CMd(58) CMc(39)
I	0,2	810	986	437	855	49	3,3	14,7	32,5	2,7	17,2	0	CMc(62) LVk(33)
J	0	1337	1532	1174	1001	83	2,4	11,7	29,9	-0,4	18,7	1,2	CMc(100)
K	0	931	1008	854	1333	50	2,9	13,8	29,4	3,8	15,2	0	VRx(100)
L	0	984	984	984	1072	292	0	10,7	27	-2,8	17,5	3,4	CMc(100)

se realizará una inspección visual y se descartarán las que presenten orificios o cualquier otra anomalía, pudiendo aplicar a la vez el método de presión manual, comprobando la dureza, turgencia y presencia o no de aire dentro de la bellota (Montoya, 1997). Se recomienda la aplicación de productos fitosanitarios (fungicidas e insecticidas) para su conservación. Un buen método de desinfección de las bellotas es mantenerlas 30 minutos en una solución de hipoclorito o bien 15 minutos en una solución de nitrato de plata, lavándolas posteriormente muy bien (García Rollán, 1991).

La duración del poder germinativo de las bellotas de *Q. pyrenaica*, como el de todas las semillas recalcitrantes, es corta, y va disminuyendo con el paso del tiempo y con el descenso de su contenido de humedad. Si no se va a sembrar inmediatamente después de la recogida, deben extenderse en capas finas en lugar fresco y aireado, evitando recalentamientos y manipulaciones bruscas. Por su parte, la conservación durante el invierno para la siembra de primavera debe hacerse en cámara frigorífica, a una temperatura entre 0 y 2 °C y con ventilación adecuada, envueltas en turba o vermiculita con un 90% de contenido en agua. Se han realizado experiencias de almacenamiento de bellotas en bolsas de polietileno sin sellar y sin sustrato, produciendo resultados muy similares a la conservación en turba o vermiculita, originándose un abaratamiento de costes y una reducción de espacio, además de una mejor visualización del estado de las bellotas y una rápida valoración de su posible germinación (Lucas, com. pers.). En relación con su conservación a medio plazo (2 años), se han hecho ensayos envolviendo las bellotas, con un contenido de humedad del 40-45%, en turba fresca poco hidratada, disponiéndolas en contenedores que permiten intercambio de gases y a una temperatura de entre -3 y -1 °C. Tras 18 meses se han obtenido tasas de germinación del 85%, y del 50% al cabo de 30 meses (Martín Albertos *et al.*, 1998).

Hay experiencias de tratamientos de las bellotas mediante escarificación del pericarpo con escalpelo y mediante distintas intensidades de calor, pero ninguno mejora significativamente la germinación de *Q. pyrenaica* (Valbuena y Tárrega, 1998). Otros tratamientos, como la exposición al humo, a las cenizas o al carbón tampoco estimulan la germinación (Reyes y Casal, 2006). En general, no es necesario efectuar pretratamientos, si bien la conservación a baja temperatura podría considerarse como tal, al favorecer la germinación (Alía *et al.*, 2009).

Dado que las normas ISTA (2011) prescriben de forma conjunta sus recomendaciones para las especies del género *Quercus*, se remite a lo reseñado al respecto para *Q. ilex*. Las normas ISTA recomiendan sumergir las bellotas de *Quercus* 48 horas en agua y a continuación, antes de la siembra, cortar su tercio basal y retirar el pericarpo.

Respecto al tamaño de la bellota, parece haber consenso en que las semillas de mayor tamaño producen plantas más grandes. El peso de las semillas está relacionado con la cantidad de reservas de la misma e influye en el tamaño que alcanza la plántula durante las primeras etapas de crecimiento. No obstante, se ha observado que la componente genética puede tener un peso importante en la biomasa de las plántulas, que en algunos casos anula el efecto del tamaño de las bellotas. Por tanto, la obtención de plantas de calidad debería tener en cuenta tanto el tamaño de las bellotas como el genotipo del parental (González Rodríguez *et al.*, 2008). Otro argumento que justifica el uso de bellotas grandes es que

tardan más tiempo en perder el contenido de humedad; ante un mínimo porcentaje de pérdida de contenido de agua, la disminución de la germinación de los lotes de bellotas pequeñas es mucho mayor que la de los lotes de bellotas grandes (Peñuelas, 2001). En la Tabla 2 se indican características medias de lotes de semillas de rebollo.

Tabla 2. Datos característicos de lotes de semillas de *Quercus pyrenaica*.

Pureza (%)	Facultad germinativa (%)	Nº semillas kg ⁻¹	Referencia
98-100	70-80	130-220-330	Catalán (1991)
100	80-90	205	Ribeiro <i>et al.</i> (2001)
(100)	(91)	(130)	Navarro-Cerrillo y Gálvez (2001)
	71-78-82	127-164-226	Louro y Pinto (2011)
98-100	70-80	125-215	CNRGF <i>El Serranillo</i> (Anexo III)
90-100	70-97	140-250	Vivero Central JCyL (Anexo IV)

2.2.2. Vegetativa

El rebollo se regenera de forma natural por retoños y por renuevos. El estaquillado es difícil, pero se pueden tomar esquejes de raíz con tallos. El método de propagación mediante injerto tiene un éxito moderado, practicándose en invernadero (Vivero *et al.*, 2000).

3. Producción de plantas

La repoblación forestal con esta especie es poco importante cuantitativamente. La producción de plantas de rebollo supone algo más de un 2% del total de planta producida en España, por lo que no existe mucha información publicada que permita recoger aspectos específicos de su cultivo. Se recomienda cultivarla en contenedor, aunque algunos viveros de Galicia y de la Cornisa Cantábrica, donde las condiciones de plantación no son tan extremas, la producen también a raíz desnuda. Con frecuencia se dejan germinar las bellotas antes de la siembra, siendo la longitud óptima de la radícula entre 0,5 y 5 cm, pudiendo ser cortada hasta 3 cm en caso de ser más larga. La época de siembra puede ser en otoño, tras la recolección, o en primavera. Con la siembra temprana se producen plantas con un diámetro medio mayor, menos esbeltas, pero más adecuadas para superar el estrés de la plantación y con mayor capacidad de adaptarse a las condiciones del medio, debido a que tienen más compensada y proporcionada su parte aérea respecto de la radical. En rebollo las plantas con mayor número de hojas en cada metida son precisamente las de siembra temprana (Calderón, 2005).

Aunque el Real Decreto 289/2003, incluye a *Q. pyrenaica* como una de las especies cuyo volumen mínimo de contenedor debe ser de 200 cm³, este valor es claramente insuficiente debido, sobre todo, a su potente raíz pivotante. En los viveros forestales el

volumen más habitual es de 400 cm³, siendo mejor cuanto más profundo sea el envase, especialmente si se va a cultivar plantas de más de una savia. El envase debe contar con sistema antiespiralizante y repicado aéreo y una profundidad mínima de 18 cm (Fig. 4). Para plantas de dos savias sería deseable una profundidad de envase en torno a 35 cm ya que se asegura el abastecimiento hídrico cuando la parte aérea no presenta un desarrollo excesivo, se reduce la inversión de biomasa en raíces y se favorece el crecimiento de la parte aérea durante el período vegetativo. La densidad del cultivo en contenedores debe ser como máximo de 300 plantas m⁻². El rebollo suele sembrarse en noviembre a una temperatura en torno a los 20 °C, dentro de los invernaderos.



Figura 4. Planta de *Quercus pyrenaica* de una savia cultivada en alvéolo de 300 cm³ (Foto: CNRGF El Serranillo).

Los cuidados del cultivo deben hacer hincapié en la vigilancia de las deformaciones radicales y en procurar sombreo (20%) (Martín Albertos *et al.*, 1998). En la actualidad, el medio de cultivo más utilizado es una mezcla de turba y vermiculita en una proporción 3:1. También se suele incluir un fertilizante de liberación lenta (NPK de formulación tipo 16-8-12) a una dosis de 2,5 a 3 kg m⁻³ (Calderón, 2004), aunque es evidente la escasa experimentación específica de fertilización del rebollo en vivero. Igualmente, no se conocen experiencias de micorrización en esta fase, aunque sí en campo tras plantación y con buenos resultados (Duñabeitia *et al.*, 2004).

Tabla 3. Número de savias y valores de atributos morfológicos establecidos por el R.D. 289/2003 para plantas de *Quercus pyrenaica*.

Edad (savias)	Altura mínima (cm)	Altura máxima (cm)	Diámetro mínimo del cuello de la raíz (mm)
1	6	30	2
2	10	50	3

En cuanto a las características normativas de la calidad de las plantas de rebollo para la comercialización, la Tabla 3 recoge los valores morfológicos que encierran los intervalos en los que se considera al lote de plantas de calidad cabal y comercial. Además de éstos, la normativa establece los criterios cualitativos referentes a defectos y daños no admisibles y que son generales para el conjunto de especies del ámbito mediterráneo reguladas. Por su generalidad no se recogen en este capítulo (ver capítulo inicial, de normativa, en el Tomo I).

4. Uso en repoblaciones y restauraciones

Las escasas repoblaciones que se han efectuado con esta especie tienen preferentemente un objetivo protector o restaurador (Álvarez *et al.*, 2000), incluyendo la recuperación de poblaciones naturales. En su elección pesa, en gran medida, la conservación de recursos genéticos y el aumento de la diversidad de la futura población. Según las estadísticas de la Dirección General para la Biodiversidad, en el año 2007 se repoblaron unas 350 ha en todo el país, todas dentro de la categoría de repoblación protectora (MARM, 2010). Pese a su amplia distribución por la mitad norte de la Península Ibérica, sus producciones suelen ser modestas debido a su uso casi exclusivo para combustible, propiciado por su extraordinaria aptitud para el rebrote de cepa y de raíz y por las deficientes cualidades tecnológicas de su madera, así como por la fuerte componente silvopastoral de sus masas. En consecuencia, esta especie aparece, casi siempre, bajo los regímenes de tratamiento de monte bajo, simple o con reservas, o de monte adhesionado. Aunque actualmente los turnos para la obtención de leñas de rebollo no suelen bajar de 20 años, estas masas han sido tradicionalmente sometidas a rotaciones de 13, 10 y hasta 8 años. Esta circunstancia, junto con prácticas prolongadas de sobrepastoreo e incendios ocasionales, ha llevado frecuentemente a situaciones de acusada degradación (Allué y San Miguel, 1991). Asimismo, muchas repoblaciones en estaciones propicias para el rebollo se han realizado con encina, de mayor rentabilidad por el aprovechamiento frutero (Jiménez *et al.*, 1998). Este desinterés por la especie puede cambiar al haberse comprobado la idoneidad de su madera para la fabricación de barricas destinadas al envejecimiento de vinos (Cadahia *et al.*, 2008), aspecto de gran importancia económica que permitiría competir con el roble francés y el americano. En repoblaciones es frecuente verlo acompañado sobre todo por *Pinus sylvestris*, aunque también por *P. nigra* y *P. pinaster*, mezclado pie a pie en una proporción 3 a 1, o por bosquetes (Álvarez *et al.*, 2000); también se planta con otras frondosas, como *Q. faginea*, *Q. robur*, *Fagus sylvatica*, *Castanea sativa* o *Fraxinus* spp.

5. Planificación de la repoblación

Las repoblaciones con esta especie no contemplan apenas la siembra directa, por causa de la acción de los depredadores, siendo lo más habitual la plantación de brinzales producidos en contenedor (Mesón y Montoya, 1993; Montoya, 1997). Se recomienda utilizar plantas de una savia debido al gran desarrollo que alcanza su raíz pivotante. En plantas en las que la parte aérea está muy desarrollada, como las plantas de 2 savias o más, el elevado número de yemas genera un exceso de superficie foliar que puede comprometer el estado hídrico al año siguiente, sobre todo en zonas poco iluminadas donde la inversión de carbono en raíces es menor (Rodríguez-Calcerrada *et al.*, 2007).

Se recomiendan las repoblaciones de rebollo sobre suelos profundos con alta disponibilidad de agua y en zonas microclimáticas favorables. En las áreas más meridionales de su distribución, resulta positivo la plantación al amparo de especies arbustivas (Castro *et al.*, 2006). En cuanto a los procesos de repoblación, tras el desbroce previo, es conveniente realizar una preparación intensa del suelo mediante un subsolado lineal lo más profundo posible, por curvas de nivel en pendientes menores del 35%. Es conveniente que los rejonales lleven soldadas, para que el surco de subsolado quede ya abierto para su adecuación posterior. Si la pendiente lo permite, es mejor cruzar el subsolado. Para pendientes de hasta el 60% se puede efectuar un ahoyado por líneas de máxima pendiente con uno o dos rejonales, a los cuales se les acoplan unas alas en el tercio superior y una cuchara en la bota, lo que permite la apertura de hoyos con volúmenes de 125 litros. En terrenos agrícolas pueden abrirse hoyos con barrena helicoidal acoplada a la toma de fuerza del tractor. En terrenos blandos o encharcados, la preparación del terreno puede efectuarse empleando el ahoyado con retroexcavadora de cazo estrecho de 40 cm (Álvarez *et al.*, 2000).

En áreas donde no sean frecuentes las heladas tempranas, la época de plantación es habitualmente el otoño, de forma que el rebollo desarrolle su fuerte raíz pivotante y el resto del sistema radical para afrontar con garantías el período de sequía estival. En zonas climáticas más favorables pueden hacerse plantaciones a finales de febrero. Se recomiendan densidades de hasta 2.000 pies ha⁻¹, en un marco de 2 × 2,5 m, tanto en



Figura 5. Ejemplar de *Quercus pyrenaica*, repoblado en masa mixta con pino rodano, tras 8 años en campo. Puebla de Valle, Guadalajara (Foto: R. Serrada).

masas puras como mixtas (Álvarez *et al.*, 2000). En zonas con presencia abundante de herbívoros, es necesario un cerramiento que impida la entrada de éstos o bien recurrir a la protección de las plantas con tubos. En una experiencia realizada en Sierra Nevada, el 98% de los rebollos plantados sin protección no sobrevivieron a la acción de herbívoros, jabalíes y roedores (Gómez *et al.*, 2003). Los tubos invernadero pueden cumplir una doble función, la de protección propiamente dicha y la de favorecer el desarrollo y crecimiento de las plantas, especialmente los que van perforados para favorecer la ventilación, sobre todo en localizaciones donde se alcancen altas temperaturas (Oliet *et al.*, 2003; Navarro *et al.*, 2005).

En condiciones normales no sería preciso aplicar riegos de establecimiento ni de mantenimiento, aunque sí un control de la vegetación no deseada, sobre todo en los primeros años desde el establecimiento de las plantas, con el fin de evitar la competencia herbácea. Para ello se recurrirá principalmente a la escarda y a tratamientos con herbicidas. La fertilización no se aconseja en repoblaciones de rebollo ya que no se ha detectado su efecto positivo sobre la supervivencia y el desarrollo de las plantas. La micorrización en campo, tras plantación, sí ha dado buenos resultados. La inoculación de *Scleroderma citrinum*, mediante riego con suspensión de esporas, en plantas establecidas en campo 2 y 6 meses antes de dicha aplicación resultó muy positiva en todas las variables biométricas (Duñabeitia *et al.*, 2004).

6. Bibliografía

- ALÍA R., GARCÍA DEL BARRIO J.M., IGLESIAS S., MANCHA J.A., DE MIGUEL J., NICOLÁS J.L., PÉREZ MARTÍN F., SÁNCHEZ RON D., 2009. Regiones de procedencia de especies forestales en España. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid. pp. 267-274.
- ALLUÉ M., 1995. Ordenación de masas de *Quercus pyrenaica*. Cuad. Soc. Esp. Cienc. For. 1, 107-135.
- ALLUÉ M., SAN MIGUEL A., 1991. Estructura, evolución y producción de tallares de *Quercus pyrenaica* Willd. en el centro de España. Invest. Agr.: Sist. Recur. For. 0, 35-48.
- ÁLVAREZ P., BARRIO M., DÍAZ R.A., HIGUERAS J., RIESCO G., RIGUEIRO A., RODRÍGUEZ SOALLEIRO R.J., VILLARINO J.J., 2000. Manual de selvicultura de frondosas caducifolias. [en línea]. (Escola Politécnica Superior de Lugo, ed.), Lugo. Disponible en: <http://www.agrobyte.com/publicaciones/frondosas/indice.html> [5 Feb, 2010].
- BRAVO J.A., ROIG S., SERRADA R., 2008. Selvicultura en montes bajos y medios de encina (*Quercus ilex* L.), rebollo (*Q. pyrenaica* Willd.) y quejigo (*Q. faginea* Lam.): tratamientos tradicionales, situación actual y principales alternativas. En: Compendio de Selvicultura aplicada en España (Serrada R., Montero G., Reque J.A., eds.). Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Agroalimentaria, Madrid. pp. 657-745.
- CADAHÍA E., FERNÁNDEZ DE SIMÓN B., POVEDA P., SANZ M., 2008. Utilización de *Quercus pyrenaica* Willd. de Castilla y León en el envejecimiento de vinos. Comparación con roble francés y americano. Monografías INIA, Serie Forestal nº 18.
- CALDERÓN C., 2005. Influencia de la época de siembra en los parámetros morfológicos de la calidad de planta en vivero de *Quercus petraea* (Matts.) Liebl. y *Quercus pyrenaica* Willd. En: Actas del IV Congreso Forestal Español. [cd-rom]. (Sociedad Española de Ciencias Forestales, ed.). Zaragoza. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- CASTRO J., ZAMORA R., HÓDAR J.A., 2006. Restoring *Quercus pyrenaica* forests using pioneers shrubs as nurse plants. Appl. Veget. Sci. 9, 137-142.

- CATALÁN G., 1991. Semillas de árboles y arbustos forestales. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. pp. 318-324.
- DUÑABEITIA M., RODRÍGUEZ N., SALCEDO I., SARRIONANDIA E., 2004. Field mycorrhization and its influence on the establishment and development of the seedlings in a broadleaf plantation in the Basque Country. *For. Ecol. Manage.* 195, 129-139.
- GANDULLO J.M., 1985. Ecología vegetal. Fundación Conde Valle de Salazar, Escuela Técnica Superior Ingenieros de Montes, Madrid.
- GARCÍA ROLLÁN M., 1991. Cultivo de setas y trufas. Ed. Mundi-Prensa, Madrid.
- GÓMEZ J.M., GARCÍA D., ZAMORA R., 2003. Impact of vertebrate acorn- and seedling- predators on a mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. *For. Ecol. Manage.* 180, 125-134.
- GONZÁLEZ RODRÍGUEZ V., VILLAR MORENO R., NAVARRO CERRILLO R.M., 2008. Efecto del peso de la semilla y del progenitor en la biomasa y uso de las reservas de cuatro especies de *Quercus*. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 28, 151-156.
- ISTA (International Seed Testing Association), 2011. International rules for seed testing. Edition 2011. ISTA, Bassersdorf, Switzerland.
- JIMÉNEZ M.P., DÍAZ-FERNÁNDEZ P.M., MARTÍN S., GIL L., 1998. Regiones de procedencia de *Quercus pyrenaica* Willd., *Q. faginea* Lam. y *Q. canariensis* Willd. L. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- LOURO V., PINTO G., 2011. Sementes, uma ponte entre o passado e o futuro da floresta. Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território. CENASEF. pp. 31-38.
- MARM (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino), 2010. Anuario de Estadística Forestal 2007. [en línea]. Disponible en: http://www.mma.es/portal/secciones/biodiversidad/montes_politica_forestal/estadisticas_forestal/indice_estadisticas_forestales_2007.htm [1 Feb, 2010].
- MARTÍN ALBERTOS S., DÍAZ-FERNÁNDEZ P.M., DE MIGUEL J., 1998. Regiones de procedencia de las especies forestales españolas. Géneros *Abies*, *Fagus*, *Pinus* y *Quercus*. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid.
- MESÓN M., MONTOYA J.M., 1993. Selvicultura mediterránea. Ed. Mundi-Prensa, Madrid.
- MONTOYA J.M., 1997. Técnicas de reforestación con encinas, alcornoques y otras especies de *Quercus* mediterráneas. En: *Forestación en tierras agrícolas*, (Orozco-Bayo E., Monreal-Montoya J., eds.). Universidad de Castilla-La Mancha. pp. 199-213.
- NAVARRO CERRILLO R.M., GÁLVEZ C., 2001. Manual para la identificación y reproducción de semillas de especies vegetales autóctonas de Andalucía. Tomo II. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Córdoba. pp. 297-299.
- NAVARRO CERRILLO R.M., FRAGUEIRO B., CEACEROS C., DEL CAMPO A., DE PRADO R., 2005. Establishment of *Quercus ilex* L. subsp. *ballota* [Desf.] Samp. using different weed control strategies in southern Spain. *Ecol. Eng.* 25, 332-342.
- OLIET J., NAVARRO CERRILLO R.M., CONTRERAS O., 2003. Evaluación de la aplicación de tubos y mejoradores en repoblaciones forestales. Junta de Andalucía, Córdoba.
- PEÑUELAS J.L., 2001. El Centro Nacional de Mejora Forestal *El Serranillo*: Diez años buscando la calidad de la planta forestal para las actuaciones en ámbito mediterráneo. En: *Actas del III Congreso Forestal Español* (Junta de Andalucía, ed.). Granada. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- REYES O., CASAL M., 2006. Seed germination of *Quercus robur*, *Quercus pyrenaica* and *Quercus ilex* and the effects of smoke, heat, ash and charcoal. *Ann. For. Sci.* 63, 205-212.
- RIBEIRO D., RIBEIRO H., LOURO V., 2001. Produção em viveiros florestais. Direcção-Geral de Desenvolvimento Rural, Lisboa.

RODRÍGUEZ-CALCERRADA J., PARDOS J.A., GIL L., ARANDA I., 2007. Summer field performance of *Quercus petraea* (Matt.) Liebl and *Quercus pyrenaica* Willd. seedlings, planted in three sites with contrasting canopy cover. *New For.* 33, 67-80.

RUIZ DE LA TORRE J., 2006. Flora Mayor. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid. pp. 670-677.

SÁNCHEZ-PALOMARES O., ROIG S., DEL RÍO M., RUBIO A., GANDULLO J.M., 2008. Las estaciones ecológicas actuales y potenciales de los rebollares españoles. Monografías INIA, Serie Forestal nº 17, Madrid.

SERRADA R., GONZÁLEZ I., LÓPEZ C., MARCHAL B., SAN MIGUEL A., TOLOSANA E., 1994. Dasometric classification and alternative silvopastoral uses of Rebollo Oak (*Quercus pyrenaica* Willd.) stands in Madrid. Desing of pilot project. *Invest. Agr.: Sist. Recur. For. Fuera de Serie* 3, 79-89.

VALBUENA L., TÁRREGA R., 1998. The influence of heat and mechanical scarification on the germination capacity of *Quercus pyrenaica* seeds. *New For.* 16, 177-183.

VIVERO J.L., PRADOS J., HERNÁNDEZ-BERMEJO J.E., 2000. Libro Rojo de la Flora Silvestre amenazada de Andalucía. Tomo II: Especies Vulnerables. *Quercus pyrenaica* Willd.

Quercus rubra L.

Roble americano; *eusk.*: haritz amerikarra

Jesús PEMÁN GARCÍA, Jesús COSCULLUELA GIMÉNEZ, Juan Antonio GÓMEZ FERNÁNDEZ

1. Descripción

1.1. Morfología

El roble americano es un árbol caducifolio que puede alcanzar 25-30 m de altura, de copa amplia y ramas más o menos rectas. Su tronco presenta una corteza grisácea que se conserva lisa durante muchos años. Las hojas son pecioladas, con un tamaño de 11-25 × 7-20 cm, con 7-13 pares de lóbulos triangulares provistos de dientes aristados; son glabras y con el haz de color verde oscuro y el envés más pálido. Las yemas son cónicas, de 3-8 mm de longitud, ovoideas, glabras o glabrescentes. La raíz, fuertemente pivotante, puede crecer el primer año hasta 45 cm de longitud (Lyford, 1980); se ramifica notablemente desde el primer año.

1.2. Biología reproductiva

Se trata de una especie monoica con flores unisexuales. Las flores masculinas y femeninas inician su desarrollo durante abril y mayo, un poco antes o durante el desarrollo de las hojas. Los amentos masculinos, de 5-12 cm de longitud, se presentan fasciculados en la axila de las hojas superiores. La flor masculina consta de un periantio, con cuatro estambres exertos. Cada antera está formada por dos sacos polínicos. Una o dos semanas después de la aparición de los amentos, los sacos polínicos se abren. Si la humedad relativa del aire es elevada en el momento de la madurez del polen, los sacos polínicos pueden no abrirse; además, un frío continuo y un tiempo lluvioso pueden provocar una sobremaduración de las flores masculinas y su caída sin la liberación del polen, lo que puede ocasionar una merma en la cosecha el año siguiente (Cecich, 1994). Las flores femeninas se pueden presentar aisladas o agrupadas en inflorescencias de dos o más flores en la axila de las hojas del año, rodeadas por un número variable de brácteas dispuestas en espiral sobre su eje. El apéndice floral se forma en la axila de cada una de las dos brácteas inferiores y de las bractéolas situadas en los dos lados de la inflorescencia (Cecich, 1994). Cada flor está constituida por un periantio tubular en forma de copa, con un ovario trilocular con tres estilos y está parcialmente envuelta por un involucre de escamas imbricadas. La polinización es anemófila (Suszka *et al.*, 1994).

La maduración de los frutos es bianual, completándose entre septiembre y octubre del segundo año. Las bellotas tienen un pedúnculo corto, son de forma ovoidea o cilíndrica, cubiertas hasta un tercio por una cúpula aplanada de escamas aplicadas, de 12 a 31 mm de longitud y de 12 a 16 mm de diámetro, siendo a menudo la longitud y el diámetro iguales (Suszka *et al.*, 1994). Tiene un color marrón claro brillante, con estilopodio



Figura 1. Frutos de *Quercus rubra* (Foto: P. Galán Cela).



Figura 2. Bellotas de *Quercus rubra*.

pubescente y de color marrón-rojizo. Fructifica a partir de los 20-25 años y alcanza su máxima producción a los 40-50 años (Suszka *et al.*, 1994; Nesom, 2002). Se registran buenas cosechas cada 2-5 años. La dispersión de las semillas es zoócora. Existe una gran depredación de las bellotas por parte de aves, mamíferos o insectos, llegando en ocasiones a afectar al 80% de la producción. El rendimiento de frutos por árbol es extremadamente variable, habiéndose registrado en Norteamérica valores que oscilan entre 800 y 1.600 bellotas por pie (Suszka *et al.*, 1994).

1.3. Distribución y ecología

Su área natural comprende toda la costa atlántica de Norteamérica, entre los paralelos 32 y 47° N y los meridianos 60 y 96° E. Fue introducida en Francia a finales del siglo XVIII como ornamental, empezándose a utilizar con interés forestal a principios del siglo XX. Posteriormente se ha extendido por varios países centroeuropeos, como Bélgica, Alemania, Austria, Suiza, Chequia, Eslovaquia, Italia, Polonia, Rumania o Hungría. En España ha sido introducida en el norte peninsular, estimándose su superficie actual en algo más de 10.000 ha.

Sus características mesológicas son similares a las de los robles autóctonos. Su rango altitudinal se sitúa por debajo de los 600 m, aunque en Galicia se ha llegado a plantar hasta los 1.300 m. Bioclimáticamente se corresponde con los pisos colino-montano y supramediterráneo, o los subtipos fitoclimáticos VI(V), VI(IV)₄ y VI. En Francia se ha plantado en ambientes oceánicos frescos o continentales con una precipitación media anual entre 800 y 1.200 mm y una precipitación estival mínima de 290 mm (Masson, 2005). Se distribuye por estaciones con un amplio régimen térmico, aunque su óptimo en Francia se corresponde con una temperatura media anual de 12,8 °C. Tolerancia a fuertes calores estivales y es muy resistente a las bajas temperaturas. Es sensible a las heladas tardías primaverales, que pueden ocasionar daños en la guía terminal y afectar a la fructificación. En cuanto a las características edáficas, requiere una profundidad entre 50 y 80 cm, ausencia de carbonato cálcico y un pH entre 5 y 5,5 (Masson, 2005); precisa suelos permeables, con cierta aireación, por lo que prefiere texturas francas o franco-arenosas.

2. Materiales forestales de reproducción

2.1. Marco normativo. Identificación de los materiales de reproducción

Como especie alóctona, su distribución en España responde a las repoblaciones realizadas. Ha sido introducido a lo largo del siglo XX por la Administración forestal y los propietarios forestales en toda la Cordillera Cantábrica y Navarra, donde se encuentra su mayor representación (3.995 ha). El origen del material forestal en estas repoblaciones ha sido normalmente foráneo, aunque en la actualidad existen en el Catálogo Nacional de Materiales de Base unidades de admisión para la producción de materiales de las categorías identificada y seleccionada (Fig. 3). El género *Quercus* está incluido en la normativa sobre pasaporte fitosanitario.



Figura 3. Distribución de *Quercus rubra* y Regiones de Procedencia de sus materiales de reproducción (Alía *et al.*, 2009).

2.2. Técnicas de manejo y propagación

2.2.1. Semillas

La recolección de las bellotas se efectúa durante el mes de octubre. Se aprovechan las bellotas caídas al suelo naturalmente o tras vareo o vibración de los árboles; también se recogen de árboles apeados. La limpieza de las semillas se realiza mediante cribado, aventado, flotación y separación manual, operaciones en las que se retiran las cúpulas,

Tabla 1. Descripción de las áreas con presencia de *Quercus rubra* por región de procedencia (RP: número de la región de procedencia; Pres: presencia de la especie en cada una de las regiones, estimada como el cociente del área de la especie en dicha región respecto del área total de la especie; A: número de meses de déficit hídrico (precipitación media mensual <2 temperatura media mensual); Osc: media anual de la oscilación térmica diaria; Hs: número de meses con helada segura (media mínimas <0 °C); Med: valor medio; Max: valor máximo; Min: valor mínimo; MaxMC: valor máximo del mes más cálido; MinMF: valor mínimo del mes más frío); Tipo de suelo: porcentaje del tipo de suelo según la cartografía Soil Map of the European Communities dentro de cada región de procedencia. La clasificación de suelos utilizada en dicha cartografía es la de FAO de 1974. Las abreviaturas se han actualizado a la clasificación FAO de 1989. Los tipos de suelos inexistentes en la nueva clasificación se han mantenido con los nombres antiguos, asignándoseles nuevas abreviaturas (Rankers: RK, Xerosoles: XE). Sólo se incluyen aquellos suelos que superan el 10% en el conjunto del territorio estudiado).

RP	Pres (%)	Altitud (m)			Precipitación (mm)		A (meses)	Temperatura (°C)			Osc (°C)	Hs (meses)	Tipo de suelo (FAO)
		Med	Max	Min	Annual	Estival		Med	MaxMC	MinMF			
1	2,6	374	644	20	1707	136	0,9	13	25,1	4	11,4	0	RK(54) CMtu(44)
2	1,1	582	775	359	1576	132	0,9	11,7	25	2,3	12,1	0,1	RK(65) CMtu(35)
3	1,5	435	986	89	1433	205	0	12,2	22,8	3,3	10,7	0	RK(35) CMtu(32) CMc(22)
4	0,7	532	950	94	1234	177	0	11,6	24	1,6	11,7	0,3	RK(49) CMtu(33) CMc(10)
5	0,4	820	954	678	1208	112	1,5	11,1	26,5	0,5	13,9	1,4	CMtu(50) RK(36)
6	87,4	341	1198	6	1715	268	0	12,5	24,3	3	12,3	0	CMc(47) CMtu(36) LVx(17)
7	5,6	638	966	221	1146	162	0,2	11	24,4	1,1	13,7	0,2	CMc(79) CMtu(17)
8	0,1	658	658	658	1425	200	0	9,8	25,1	-1,6	15,7	3	CMc(100)
14	0,1	715	715	715	613	122	1,7	12,1	29,9	-0,4	17,8	0,7	CMc(58) CMtu(32)
17	0,1	877	881	873	434	74	3,1	12,1	31	-0,6	17,6	0	CMd(26) CMc(22) CMtu(22) FLe(18)
18	0,2	1263	1406	1079	1287	86	2,1	11,2	29,2	-0,7	18,5	0,7	CMc(89)
19	0,1	1330	1330	1330	1359	82	2	10,9	28,8	-0,4	17,9	0	CMc(78) FLe(14)
30	0,1	263	263	263	540	37	4,1	17	36,2	3,6	19,2	0	CMc(65) XEc(35)

impurezas minerales, restos vegetales y bellotas abortadas, dañadas y parasitadas. Previamente a la conservación, suelen realizarse tratamientos fitosanitarios. Se han realizado, con buenos resultados, tratamientos con fungicidas a base de mercurio. Para evitar los daños por insectos, sobre todo de curculiónidos, se recomienda la inmersión de las bellotas durante 40 minutos en agua caliente a 49 °C, evitando superar dicha temperatura, pues el umbral letal para las bellotas es 51,5 °C (Suszka *et al.*, 1994).

El comportamiento de las semillas es recalcitrante, por lo que su contenido de humedad debe mantenerse por encima del 30% (Goodman *et al.*, 2005; Bonner, 2008). Teniendo en cuenta que su contenido hídrico recién recogidas está próximo al 40%, el cuidado en las operaciones de manejo y limpieza debe extremarse, para evitar su desecación y reducir las posibilidades de pérdida de viabilidad. Los métodos de conservación recomendados son (Muller, 1994; Suszka *et al.*, 1994; Bonner, 2008): para conservación durante el invierno, estratificación en ambiente húmedo y frío, de 1 a 3 °C, o almacenamiento en bolsas de plástico a temperaturas de 1 a 3 °C en ambientes que preserven el contenido de humedad de la bellota por encima de un 30%; para una conservación más prolongada, mantener el material en frío, entre -1 y -3 °C, en recipientes no herméticos y con un medio higroscópico. No se recomienda conservar las bellotas más de dos años.

Dado que las normas ISTA (2011) prescriben de forma conjunta sus recomendaciones para las especies del género *Quercus*, se remite a lo reseñado al respecto para *Q. ilex*.

Como especie perteneciente al subgénero *Erythrobalanus*, las semillas del roble americano presentan una dormición que ha sido atribuida al pericarpo (Bonner, 2008). La ruptura de este letargo se realiza mediante una estratificación en frío, 3 a 5 °C, y húmedo durante 10 semanas. Se ha relación positivamente el tiempo de estratificación y la facultad germinativa, así, para un tratamiento de 6 semanas de duración la facultad registrada ha sido del 60%, mientras que para 10 semanas fue del 85% (Suszka *et al.*, 1994). Si las semillas no se estratifican la facultad germinativa es de un 40%. Su germinación es hipogea. Los valores de referencia de análisis de semillas se recogen en la Tabla 2.

2.2.2. Vegetativa

El roble americano es una especie difícil de propagar de manera vegetativa. Se han utilizado varias técnicas de multiplicación, como son:

- Estaquillado con estaquillas semileñosas en ambientes de alta humedad relativa (Slak, 1994; Gocke *et al.*, 2004).
- Estaquillado con estaquillas procedentes de injertos de yema de árboles maduros sobre patrones juveniles (Zaczek *et al.*, 1993 y 2006).
- Cultivo *in vitro* (Sánchez *et al.*, 1996; Vendagesan y Pijut, 2009).

La tasa de enraizamiento de estaquillas semileñosas depende del estado fenológico del árbol en el momento de recolección del material, la edad de la planta madre, la posición de la estaquilla, el ambiente de enraizamiento y la concentración de hormonas (Slak, 1994; Gocke *et al.*, 2004). La juvenilidad en el roble americano desaparece rápidamente, por lo que se recomienda que las estaquillas provengan de brinzales que todavía no hayan desarrollado su segundo ciclo de crecimiento (Zaczek *et al.*, 1993).

Tabla 2. Datos característicos de lotes de semillas de *Quercus rubra*.

Pureza (%)	Facultad germinativa (%)	Nº semillas kg ⁻¹	Referencia
90	80	180-550	Aldhous (1972)
	85-95	200-400	Cemagref (1982)
96	80	250	Gradi (1989)
98-100	80-90	170-300-570	Catalán (1991)
	80-82-95	200-280-400	Forestry Commission (1992)
	70-80	180-550 (280-300)	Piotto (1992)
90-98 ⁽¹⁾	50-100 ⁽¹⁾	165-275-360	Suszka <i>et al.</i> (1994)
100		190	Ribeiro <i>et al.</i> (2001)
	58-100	165-235-565	Bonner (2008)
	25-83,5-100	119-188-294	Louro y Pinto (2011)
98-100		170-240	CNRGF El Serranillo (Anexo III)
(100)	(75)	(210-270)	Vivero Central JCyL (Anexo IV)

⁽¹⁾ Rangos de calidad admitidos por el Servicio Forestal de Polonia

3. Producción de plantas

Se puede producir plantas en contenedor o a raíz desnuda. En Galicia, el 70-75% de las plantas utilizadas es a raíz desnuda (Álvarez *et al.*, 2001). François (1994) realiza una completa descripción del cultivo a raíz desnuda. Como señala este autor, el cultivo de plantas a raíz desnuda de esta especie es muy exigente en cuanto a la calidad del suelo, por su sensibilidad a la asfixia radical y a la caliza activa. Se recomienda realizar su cultivo en suelos de pH entre 5,5 y 6, de textura arenosa y con un elevado contenido en materia orgánica (4-6%). Se puede producir plantas de una o dos savias. En ciertos ensayos se ha observado una mayor supervivencia de las plantas de dos savias respecto de las de una savia (Zaczek *et al.*, 1993). En zonas de climas suaves la siembra se realiza en otoño; y en febrero-marzo en zonas frías. La profundidad de siembra no debe ser superior a 1,5-2 veces la dimensión máxima de la semilla. Suele sembrarse en líneas paralelas, a una densidad de unas 25 bellotas por metro o unas 100-125 semillas m⁻²; otros autores recomiendan menores densidades: entre 54 y 57 plantas m⁻² (Kormanik *et al.*, 1994) y 70 a 100 plantas m⁻² (François, 1994). En zonas con riesgo de heladas, se recomienda proteger las eras con una manta térmica. Mientras el cultivo no esté establecido, resulta conveniente la instalación de un mantón antipájaros. El control de la competencia puede realizarse mediante el empleo de herbicidas o la realización de escardas. El momento adecuado para efectuar los distintos tratamientos es después de la siembra y antes de la emergencia, entre el primer y segundo año y durante el segundo año. Kormanik *et al.* (1994) han establecido un protocolo común de fertilización y riego para los robles de una savia, fijando un contenido base de nutrientes en el suelo de 500 ppm (Ca), 80 ppm (K), 80 ppm (P), 50 ppm (Mg), 0,3-3 ppm (Cu), 3-8 ppm (Zn) y 0,4-1,2 ppm (B), y aplicando a

lo largo del período vegetativo hasta 1.345 kg ha^{-1} de NH_4NO_3 . La operación de repicado, tanto lateral como apical, es fundamental en el cultivo a raíz desnuda. El repicado lateral se suele realizar a 15 cm, mientras que el apical se efectúa a una profundidad entre 20 y 30 cm y puede realizarse en el otoño del primer año o en la primavera antes de que comience el período vegetativo. El alzado de la planta en el vivero debe llevarse a cabo durante el reposo vegetativo. Se debe mantener las plantas en condiciones adecuadas de temperatura y humedad hasta su transporte al monte. Para períodos cortos, el contenido de humedad no debe descender del 98% y la temperatura entre 1 y 3 °C. Para períodos largos, se han ensayado almacenamientos a -4 °C con buenos resultados (Englert *et al.*, 1993). Al igual que con los robles albar y común, en Centroeuropa se realiza el cultivo a raíz desnuda de *Q. rubra* sobre sustrato de turba fertilizada y bajo cubierta de túnel de polietileno, con el objeto de acelerar el desarrollo de las plantas y poder comercializar plantas de una savia, si bien cabe producir plantas tipo 2-0 ó 3-0 para cubrir la demanda los años siguientes a los períodos de vecería de bellotas (Suszka *et al.*, 1994).

El cultivo de plantas en contenedor requiere envases con dispositivos de antiespiralización y autorrepicado, con volúmenes entre 300 y 400 cm^3 , una profundidad entre 15-19 cm y con una densidad de cultivo de aproximadamente 200 alvéolos m^{-2} . Su sistema de cultivo es similar al de los robles autóctonos, por lo que sólo se comentan alguno de los aspectos más singulares. Los sustratos suelen ser mezclas de turba y vermiculita (80:20), o bien turba, coco y vermiculita (40:40:20). En viveros ubicados en zonas frías es necesario cultivar en invernadero, al menos hasta sobrepasar el período crítico de heladas, e incluso para proteger los brinzales de insolaciones fuertes en las horas centrales del día. Pasado este período y dependiendo del estado de las plantas, se pueden sacar al exterior, preferentemente a un umbráculo, al menos, durante 2-3 semanas. Asimismo, en otoño, se recomienda proteger de nuevo los brinzales de las bajas temperaturas; si se registran valores de -8 °C repetidos durante varios días se podría dañar gravemente el sistema radical de las plantas, llegando a provocar su muerte.

Está comprobada la influencia del tamaño de la bellota en la supervivencia y la morfología de las plantas durante su primer año (Kormanik *et al.*, 1998). Así, las semillas más grandes tienden a producir plantas de mayor diámetro en el cuello de la raíz y altura. No obstante, la variabilidad observada en las plantas procedentes de semillas de gran peso y el alto riesgo de poliembrionía que tienen este tipo de bellotas no permiten establecer una recomendación clara al respecto.

Los estándares de calidad de planta se han fundamentado, normalmente, en atributos de carácter morfológico, mediante la estimación de distintos parámetros del tallo y de la raíz (Tablas 3



Figura 4. Brinzal de *Quercus rubra* de una savia cultivado en alvéolo de 300 cm^3 (Foto: CNRGF El Serranillo).

y 4). Según Kormanick *et al.* (1998), además de los parámetros clásicos como la altura y el diámetro en el cuello de la raíz, una de las variables que tiene una mayor influencia en el arraigo y crecimiento de las plantas en el monte es el número de raíces laterales de primer orden superiores a 1 mm de diámetro (FOLR). Así, para el roble americano se ha recomendado tradicionalmente un número de FOLR superior a 5 (Bardon y Countryman, 1993) y, mejor, a 10. Sin embargo, esta relación no siempre se ha puesto en evidencia en diferentes trabajos (Dey y Parker, 1997; Goodman *et al.*, 2005). En cualquier caso, se da relevancia a la influencia del volumen radical como parámetro que puede proporcionar una mejor estimación del crecimiento en diámetro y altura de esta especie durante su primer y segundo año de desarrollo en el monte (Goodman *et al.*, 2005).

Tabla 3. Atributos morfológicos de calidad de plantas de *Quercus rubra* a raíz desnuda (François, 1994).

Edad (savias)	Altura mínima (cm)	Diámetro mínimo del cuello de la raíz (mm)
2	35	6
3	55	7

Tabla 4. Valores de atributos morfológicos y, en su caso, volumen de contenedor establecidos por la normativa francesa para plantas de *Quercus rubra* (Journal Officiel de la République Française; Arrêté du 29 novembre 2003).

Edad (savias)		Altura (cm)	Diámetro mínimo del cuello de la raíz (mm)	Volumen mínimo del contenedor (cm ³)
Raíz desnuda	Contenedor			
1	1	15-30	5	200
2	2	30-50	5	200
3	3	50-80	7	400
4	4	≥80	9	400

4. Uso en repoblaciones y restauración

La superficie repoblada con esta especie se ha estimado en 10.000 ha distribuidas a lo largo de la Cornisa cantábrica, aunque es en Guipúzcoa y el norte de Navarra donde se encuentran las masas más extensas. En el programa de forestación de tierras agrarias, durante el período 1994-2002, la superficie repoblada con esta especie ha sido de 835 ha (65% en el País Vasco y 35% en Galicia). El objetivo que se persigue con el uso de esta especie es claramente productivo. Entre las características que lo hacen interesante cabe destacar: su rápido crecimiento en altura, la calidad de su madera, su plasticidad ecológica, su resistencia a la contaminación atmosférica, su facultad de regenerarse por semilla más fácilmente que los robles autóctonos y su aptitud para rebrotar bien de cepa (Aunós, 2008). La sensibilidad que ha mostrado en España a la enfermedad de la tinta (*Phytophthora cinnamomi* Rands.) ha frenado su posible expansión en terrenos de antiguos castaños.

El característico color rojo de sus hojas en otoño y su fructificación, hace que sea una especie muy interesante para restauraciones de carácter paisajístico y cinegético (Aunós, 2008).

5. Planificación de la repoblación

El método de repoblación más utilizado es la plantación, aunque también se puede recurrir a las siembras (Pope, 1993; Ginisty, 1994). La eliminación de la competencia, tanto herbácea como leñosa, es un factor clave para conseguir unas adecuadas tasas de supervivencia y de crecimiento. Por ello, las labores de desbroce deben ser intensas, sobre todo cuanto mayor sea la calidad de la estación. Los procedimientos de preparación del suelo deben ser profundos para garantizar un buen desarrollo radical. Los más utilizados para plantación son el subsolado profundo, bien por curvas de nivel o bien en líneas de máxima pendiente cuando ésta es escasa (Ginisty, 1994). En el caso de pendientes más suaves pueden utilizarse otros procedimientos, como el acaballonado o el laboreo (Miller, 1993; Pope, 1993). La preparación del suelo para la siembra también debe ser intensa, como en el caso de la plantación. No se ha encontrado que la profundidad de la siembra tenga influencia en la germinación; sin embargo, sí influye en la altura de las plantas durante el primer año. Se recomienda sembrar a una profundidad de 5 cm, garantizando siempre una adecuada protección contra la depredación, mediante, por ejemplo, el empleo de tubos protectores.



Figura 5. Masa de *Quercus rubra* de 25 años en Aduna, Guipúzcoa (Foto: A. Aunós).



Figura 6. Poda de guiado de *Quercus rubra* en una masa mixta con abeto Douglas en Alegia, Guipúzcoa (Foto: A. Aunós).

En España las densidades habituales de repoblación son de 1.600 pies ha⁻¹. La utilización de tubos invernadero para mejorar las tasas de supervivencia y crecimiento en esta especie ha sido muy frecuente en los EE.UU. Los tubos se han mostrado eficaces en la protección física de las plantas contra los grandes herbívoros (Gillespie *et al.*, 1996) y han contribuido al aumento de la supervivencia y al crecimiento del tallo en altura (Sharpe *et al.*, 1999; Ward *et al.*, 2000; Sharew y Hairston-Strang, 2005), salvo excepciones (Bardon *et al.*, 1999). Los resultados sobre su efecto sobre el crecimiento del diámetro en el cuello de la raíz no son concluyentes, ya que en ocasiones, o no ha influido o ha disminuido. Hay que tener precaución en la elección del modelo de tubo invernadero, su altura y el tiempo de permanencia, debido a la posibilidad de que produzca una planta ahilada, como lo prueba el índice de esbeltez registrado en algunos ensayos, que puede llegar a ser 2 ó 3 veces superior al de las plantas desarrolladas sin el tubo (Sharpe *et al.*, 1999). El efecto del tubo en el crecimiento en altura es muy notable, como lo demuestran los registros de la altura a los tres años de la plantación, que es el doble de la inicial (Kittredge *et al.*, 1992; Ponder, 1995; Gillespie *et al.*, 1996). Este aumento del crecimiento en altura se ha hecho patente incluso 7 años después, con crecimientos un 80% superiores en plantas dispuestas en tubos. En algunos ensayos se ha podido demostrar la influencia de la calidad inicial de la planta en este crecimiento, dado que el lote de plantas en el interior del tubo con un FOLR (*number of first order lateral roots* - número de raíces laterales de primer orden) superior a 8 creció un 55% más que las plantas con un FOLR inferior a 2. Esta diferencia fue del 213% si además las plantas con un FOLR inferior a 2 estaban fuera del tubo (Ward *et al.*, 2000). El empleo de mallas de sombreo no parece afectar a los parámetros de crecimiento de las plantas de roble americano.

6. Bibliografía

- ALDHOUS J.R., 1972. Nursery Practice. Forestry Commission Bulletin 43.
- ALÍA R., GARCÍA DEL BARRIO J.M., IGLESIAS S., MANCHA J.A., DE MIGUEL J., NICOLÁS J.L., PÉREZ MARTÍN F., SÁNCHEZ RON D., 2009. Regiones de procedencia de especies forestales en España. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid. pp. 227-230.
- ALVAREZ P., ROSA E., VEGA P., VEGA G., RODRIGUEZ R., 2001. Viveros forestales y uso de planta forestal en repoblación en Galicia. En: Actas del III Congreso Forestal Español (Junta de Andalucía, ed.). Granada. Mesa 3. pp. 232-238. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- AUNÓS A., 2008. Selvicultura de *Quercus rubra*. En: Compendio de Selvicultura aplicada en España (Serrada R., Montero G., Reque J.A., eds.). Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Agroalimentaria, Madrid. pp. 773-778.
- BARDON R.E., COUNTRYMAN D.W., 1993. Survival and growth for the first-growing season of northern red oak (*Quercus rubra* L.) seedling underplanted in mixed upland hardwood stands in south central Iowa. En: Proc. 9th Central Hardwood Forest Conf. (Gillispie A.R., Parker G.R., Pope P.E., Rink G., eds.). USDA Forest Service, North Central Forest Exp. Sta. St. Paul, MN. Gen. Tech. Rep. NC-161. pp. 195-209.
- BARDON R.E., COUNTRYMAN D.W., HALL R.B., 1999. Tree shelters reduced growth and survival of unplanted red oak seedlings in southern Iowa. NJAF 16(2), 103-107.
- BONNER F.T., 2008. *Quercus*. En: The woody plant seed manual (Bonner F.T., Karrfalt R.P., eds.). United States Department of Agriculture, Forest Service, Agriculture Handbook 727, Washington. pp. 928-938.
- CATALÁN G., 1991. Semillas de árboles y arbustos forestales. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. pp. 318-324.
- CECICH R.A., 1994. Biologie florale du chêne rouge. En: Le Chêne rouge d'Amérique. (Timbal J., Kremer A., Le Goff N., Nepveu G., eds.). INRA Editions, Paris. pp. 54-60.
- CEMAGREF (Centre National du Maquinisme Agricole du Genie Rural des Eaux et des Forets), 1982. Les Semences Forestières. Note Technique 48.
- DEY D.C., PARKER W.C., 1997. Morphological indicators of stock quality and field performance of red oak (*Quercus rubra* L.) seedlings underplanted in a Central Ontario shelterwood. New For. 14, 145-156.
- ENGLERT J.M., FUNCHIGAMI L.H., CHEN T.H.H., 1993. Effects of storage temperatures and duration on the performance of bareroot deciduous hardwood trees. J. Arboric. 19(2), 106-112.
- FORESTRY COMMISSION, 1992. Seed manual for forest trees. Ed. A.G. Gordon. Bulletin 83.
- FRANÇOIS J.M., 1994. Production de plants. En: Le Chêne rouge d'Amérique. (Timbal J., Kremer A., Le Goff N., Nepveu G., eds.). INRA Editions, Paris. pp. 192-198.
- GILLESPIE A.R., RATHFON R., MYERS R., 1996. Rehabilitating a young northern red oak planting with tree shelters. NJAF 13 (1), 24-29.
- GINISTY C., 1994. Technique de semis artificiels. En: Le Chêne rouge d'Amérique. (Timbal J., Kremer A., Le Goff N., Nepveu G., eds.). INRA Editions, Paris. pp. 207-212.
- GOCKE M.H., GOLDFARB B., ROBISON D.J., 2004. The development of a rooted cutting production system for juvenile stem cuttings of northern red oak (*Quercus rubra* L.). En: 4th International Symposium on Adventitious Root Formation. Savannah Marriott Riverfront - Savannah, GA USA, May 10-14.
- GOODMAN R.C., JACOBS D.F., KARRFALT R.P., 2005. Evaluating desiccation sensitivity of *Quercus rubra* acorns using X-ray image analysis. Can. J. For. Res 35(12), 2823-2831.
- GRADI A., 1989. Vivaistica Forestale. Edagricole, Bologna.
- ISTA (International Seed Testing Association), 2011. International rules for seed testing. Edition 2011. ISTA, Bassersdorf, Switzerland.

- KITTREDGE D.B., MATTEW J.K., ASHTON P.M.S., 1992. The use of tree shelters with northern red oak natural regeneration in southern New England. NJAF 9, 141-145.
- KORMANIK P.P., SUNG S.S., KORMANIK T.L., 1994. Toward a single nursery protocol for oak seedlings. En: Proceedings of the 22nd southern forest tree improvement conference, Atlanta. pp. 89-98.
- KORMANIK P.P., SUNG S.S., KORMANIK T.L., SCHLARBAUM S.E., ZARNOCH S.J., 1998. Effect of acorn size on development of northern red oak 1-O seedlings. Can. J. For. Res. 28, 1805-1813.
- LOURO V., PINTO G., 2011. Sementes, uma ponte entre o passado e o futuro da floresta. Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território. CENASEF. pp. 31-38.
- LYFORD W., 1980. Development of the root system of Northern Red Oak (*Quercus rubra* L.). Harvard University, Harvard Forest Paper n° 21, Petersham, Massachusetts.
- MASSON G., 2005. Autécologie des essences forestières. Vol 2. Editions TEC & DOC, Lavoisier, Paris. pp. 41-51.
- MILLER J.H., 1993. Oak plantation establishment using mechanical, burning and herbicide treatment. En: Oak Regeneration: serious problems, practical recommendations. (Loftis D., McGee C.E., eds.). Symposium Proceedings, Knoxville, Tennessee, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station. pp. 264-289.
- MULLER C., 1994. Conservation des glands de Chêne rouge. En: Le Chêne rouge d'Amérique. (Timbal J., Kremer A., Le Goff N., Nepveu G., eds.). INRA Editions, Paris. pp. 185-191.
- NESOM G., 2002. Northern red oak. Plant Guide. USDA. Natural Resources Conservation Service.
- PIOTTO B., 1992. Semi di alberi e arbusti in Italia: come e quando seminarli. Società Agricola e Forestale (Grupo ENCC), Roma.
- PONDER F., 1995. Shoot and root growth on northern red oak planted in forest openings and protected by tree shelters. NJAF 12 (1), 36-42.
- POPE P.E., 1993. A historical perspective of planting and seeding oaks: progress, problems and status. En: Oak Regeneration: serious problems, practical recommendations. (Loftis D., McGee C.E., eds.). Symposium Proceedings, Knoxville, Tennessee, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station. pp. 224-240.
- RIBEIRO D., RIBEIRO H., LOURO V., 2001. Produção em viveiros florestais. Direção-Geral de Desenvolvimento Rural, Lisboa.
- SÁNCHEZ M.C., SAN-JOSE M.C., BALLESTER A., VIEITEZ A.M., 1996. Requirements for *in vitro* rooting of *Quercus robur* and *Q. rubra* shoots derived from mature trees. Tree Physiol. 16, 673-680.
- SHAREW H., HAIRSTON-STRANG A., 2005. A comparison of seedlings growth and light transmission among tree shelters. NJAF 22(2), 102-110.
- SHARPE W.E., SWISTOCK B.R., MECUM K.A., DEMCHIK M.C., 1999. Greenhouse and field growth of northern red oak seedlings inside different type of treeshelters. J. Arboric. 25 (5), 249-257.
- SLAK M.F., 1994. Le bouturage et le greffage du chêne rouge. En: Le Chêne rouge d'Amérique. (Timbal J., Kremer A., Le Goff N., Nepveu G., eds.). INRA Editions, Paris. pp. 447-459.
- SUSZKA B., MULLER C., BONNET-MASIMBERT M., 1994. Graines des feuillus forestiers. De la récolte au semis. INRA, Paris, Francia.
- VENGADESAN G., PIJUT P.M., 2009. *In vitro* propagation of northern red oak (*Quercus rubra* L.). In Vitro Cell Dev. Biol.-Plant 45, 474-482.
- ZACZEK J.J., STEINER K.C., HEUSER C.W., 1993. Vegetative propagation of mature and juvenile northern red oak. En: Proc. 9th Central Hardwood Forest Conf. (Gillispie A.R., Parker G.R., Pope P.E., Rink G., eds.). USDA Forest Service, North Central Forest Exp. Sta. St. Paul, MN. Gen. Tech. Rep. NC-161. pp. 210-221.

ZACZEK J.J., STEINER K.C., HEUSER J.R., CHARLES W., TZILKOWSKI W.M., 2006. Effects of serial grafting, ontogeny, and genotype on rooting of *Quercus rubra* cuttings. Can. J. For. Res. 36(1), 123-131.

WARD J.S., GENT M.P.N., STEPHENS G.R., 2000. Effects of planting stock quality and browse protection-type on height growth of northern red oak and eastern white pine. For. Ecol. Manage. 127, 205-216.

Quercus suber L.

Alcornoque, chaparro; *cat.*: suro, surer, surera; *eusk.*: ametza; *gall.*: sobreiro

Rafael M^a NAVARRO CERRILLO, Antonio SÁNCHEZ LANCHÁ, Manuel ARROYO SAUCES, Laura PLAZA ARREGUI, Eugenio MALLOFRET CARRERA, Miguel Ángel LARA GÓMEZ

1. Descripción

1.1. Morfología

El alcornoque es un árbol de talla mediana, porte robusto y altura entre 10 y 15 metros, aunque puede alcanzar más de 20 m. La raíz, similar a la de otros *Quercus* como la encina, presenta un eje principal pivotante, que profundiza muy rápidamente, sobrepasando 1 m el primer año de vida, cuando la profundidad del suelo y la textura es adecuada. Las raíces secundarias se extienden a poca profundidad ocupando una superficie muy amplia bajo la copa, lo que da lugar a la formación de abundantes renuevos, incluso a varios metros del tronco. La forma del árbol, cuando no ha sido alterada por su aprovechamiento, es recta, con un tronco bien diferenciado y con poca ramificación en la base, en particular cuando crece en masas densas poco intervenidas. Puede alcanzar grandes diámetros, frecuentemente más de 1 m, existiendo ejemplares que alcanzan 1,5 m y alguna vez hasta 2,5 m de diámetro (*pajareiras* de Doñana, Aracena, etc.). La copa es globosa, que se ramifica a poca altura (4-5 m) en los árboles aislados y que han sido descorchados o podados. En masas naturales poco o nada intervenidas, como las que pueden verse en algunas zonas del norte de Marruecos, la copa puede desarrollarse ocupando la mitad de la altura total (8-10 m de altura de copa), adoptando una forma oblongo-trasovada. En el caso de árboles intervenidos o aislados presentan copa amplia, semiesférica y lobulada, aparasolada en los muy viejos. Las ramas, fuertes y abundantes, se insertan en ángulos cerrados, erectas o erecto-patentes en masas no alteradas. Las ramillas son tomentosas, rojizas en la base y cenicientas en el resto, las jóvenes son finas y largas; al depilarse quedan de color ferrugíneo. Las yemas son oviformes, obtusas, tomentosas, de 2 mm, las terminales con estípulas pelosas, persistentes; sus escamas son pardo-rojizas, enmascaradas por el tomento (Ruiz de la Torre, 2006).

Las hojas son simples, de disposición alterna en la ramilla, persistentes, a veces subpersistentes por tener sólo unos 11 meses de vida, aunque normalmente oscila entre 13 y 23 meses (Vieira, 1950; Ruiz de la Torre, 2006). El desfronde se produce principalmente a finales de la primavera, cuando las hojas presentan un color amarillo y la copa pierde follaje. Las hojas de alcornoque presentan el limbo coriáceo, adaptado a la xericidad, con forma muy variable: aovado, oblongo-lanceolado (alargado) o aovado-oblongo, con el ápice más o menos agudo y base truncada o atenuada, y bordes normalmente aserrados, espinosos, aunque pueden ser enteros (Ruiz de la Torre, 2006). Las hojas miden 2,5-10 x 1,2-6,5 cm (Amaral Franco, 1990). El pecíolo es corto, de 6-12 mm, raro hasta 16 mm. Su haz es verdoso oscuro, primero pubescente, luego lampiño y algo lustroso, y su envés con tomento muy corto, denso y persistente, blanquecino (Ruiz de la Torre, 2006).

El rasgo más característico de esta especie es la formación de una corteza suberosa, primero lisa, tomando pronto un aspecto agrietado, de color grisáceo. El corcho recibe nombres diferentes según la edad: el primero se denomina *bornizo*, bajo el cual aparece la *casca* o capa madre, de color amarillo claro, rojizo; después del desbornizamiento o primer descorche, se forma el *corcho segundo*, cuya capa externa o *raspa* es fibrosa y leñosa, oscura y finamente agrietada en sentido longitudinal; posteriores descorchos dan lugar al *corcho de reproducción*.

Desde el punto de vista fisiológico, el alcornoque tiene un buen ajuste estomático como respuesta a la reducción de la disponibilidad de agua (Oliveira *et al.*, 1992; Acherar y Rambal, 1992; Castro *et al.*, 2001). Presenta además una elevada plasticidad y diferenciación genética entre poblaciones en caracteres relacionados con la adaptación a la sequía, aunque las estrategias que sigue la especie para hacer frente al impacto del estrés hídrico varían con el estado de desarrollo y con las condiciones ambientales (Ramírez-Valiente *et al.*, 2009 a y b). De crecimiento relativamente rápido, alcanza una gran longevidad.

1.2. Biología reproductiva

La biología reproductiva del alcornoque, el comportamiento juvenil y la dinámica de sus masas han sido estudiados con diferentes aproximaciones por numerosos autores. En algunos casos estos estudios se han centrado en la fase de regeneración, con vinculación a la gestión selvícola del monte alcornocal (Montero y Montoya, 1983; Torres y Montero, 1992; Montero *et al.*, 1994, y otros) o en su ordenación (Benito, 1994; González *et al.*, 1996). Otros trabajos tienen una perspectiva desde la ecología (Díaz-Fernández *et al.*, 1995; Pausas *et al.*, 2006; Pons y Pausas, 2007 a y b; Pérez-Ramos *et al.*, 2008 y 2010) o en el marco de la conservación y la restauración de sus masas (Marañón *et al.*, 2004; Gómez-Aparicio *et al.*, 2004 y 2008, entre otros).

El alcornoque es una especie monoica, aunque es frecuente la variación en la producción de flores masculinas (andromonoicos) o femeninas (ginomonoicos) a lo largo de la vida del árbol. Las flores masculinas conforman amentos densamente agrupados en número de 5 a 6, en los ramillos del año, con raquis peloso, primero rojizo y erecto y luego colgante y amarillo. Las flores femeninas son cortamente pedunculadas, aisladas o en pequeños grupos en los brotes del año, sobre todo en los más vigorosos; a veces aparecen también en los ramillos del año anterior. Presentan tres estilos cortos, lineales, recurvados. El número de óvulos por flor en el género *Quercus* es de seis (Ruiz de la Torre, 2006). Un porcentaje de ellos suele ser estéril y, aunque se fecundan más del 50%, más de la mitad de los óvulos fecundados abortan, quedando una media de 1,2 a 1,8 óvulos por flor que llegan a producir embrión (Vázquez, 1998).

El período de floración se prolonga de abril, en las zonas más cálidas, hasta junio e incluso julio en los alcornocales más septentrionales. La polinización es anemófila y, en menor medida, entomófila, durando en una misma población entre 20 y 40 días, según las condiciones meteorológicas. El tipo de reproducción sexual más frecuente es la alogamia, aunque también es posible la autogamia (Vázquez, 1998). La maduración de las flores masculinas se produce antes que las femeninas, lo que, unido al desfase floral entre pies

de una misma masa, contribuye a la polinización cruzada. La polinización de las flores femeninas se produce en mayo. El cuajado de los frutos tiene lugar en mayo-junio y determina en gran medida la producción final, relacionadas a su vez con las condiciones climáticas del período (Vázquez *et al.*, 1997 a; Boavida *et al.*, 1999).

El fruto es un aquenio, de color castaño rojizo en la madurez y tamaño grande, oscilando sus valores medios en 20-45 mm x 10-18 mm. El pedúnculo mide 5-40 mm; es rígido, tomentoso, con cúpula cónico-acampanada o turbinada, con escamas laxas, grisáceo-tomentosas, alargadas, las superiores algo revueltas o patentes y las inferiores aovado-trianguulares, cortas e imbricadas (Fig. 1 y 2).



Figura 1. Frutos de *Quercus suber* (Foto: Red de Viveros de Andalucía).



Figura 2. Bellotas de *Quercus suber*.

Las diferentes variedades y formas que se han descrito para esta especie se corresponden con una gran diversidad de tamaños de la bellota. Su peso medio se sitúa en torno a los 6 g y puede oscilar entre 4 y 12 g (Vázquez, 1998; Montero y Cañellas, 1999; Pardos *et al.*, 2002). El eje hipocótilo-radícula presenta una posición apical en la semilla, con la radícula orientada hacia el ápice (Bonner, 2008 a). Las bellotas tienen una probabilidad elevada de llevar consigo más de un embrión. Este fenómeno no es favorable para la producción de plantas, ya que dan lugar a plántulas con menor vigor (Vázquez, 1998).

Las bellotas de esta especie son de maduración anual o bianual (Elena *et al.*, 1993). La fructificación bianual ha sido considerada como una adaptación a los hábitats con períodos vegetativos más cortos, encontrándose correlaciones positivas con la latitud en la mayoría de las masas del área de distribución de la especie, a excepción de las más meridionales (Pulido y Díaz, 2003; Díaz *et al.*, 2004). En relación con este comportamiento, se han descrito tres tipos de frutos en función de su período de maduración: bellotas primerizas, *migueleñas* o *brevas*, de finales de septiembre (~5-10% de la producción); bellotas *segunderas* o *martinencas*, de noviembre (~65% de la producción), y que suelen tener un alto poder germinativo (Montero y Cañellas, 1999); y bellotas tardías o *palomeras*, de enero-febrero (~25% de la producción), con un poder germinativo generalmente bajo (Vieira, 1950; Montero y Cañellas, 1999; Borrero, 2007; Pereira, 2007).

La edad mínima a la que un individuo comienza a producir semilla está condicionada por las características medioambientales en las que se desarrolla. En estaciones buenas puede

fructificar a los 10-12 años, aunque hasta los 25 ó 30 no da cosechas regulares. Aunque fructifica todos los años, las cosechas abundantes se producen con una frecuencia de tres a cinco años (Vieira, 1950; Díaz-Fernández *et al.*, 1995; Ruiz de la Torre, 2006), lo cual parece estar relacionado con la mayor producción de flores femeninas en los individuos más productores.

Las cosechas sufren pérdidas por la acción de perforadores, por aborto o por limitación de la cosecha por la cantidad de recursos disponibles (Pulido y Díaz, 2003). Es importante considerar los daños que producen los insectos perforadores (principalmente *Curculio* y, en menor medida, *Cydia*) y los defoliadores (*Tortrix viridiana*, *Lymantria dispar*, *Malacosoma neustria*) en la producción, calidad y vigor de las bellotas (Pulido y Díaz, 2003).

El período normal de dispersión es entre octubre y enero. Cuando la dispersión de la bellota se produce por gravedad, el éxito reproductor es muy bajo, bien por depredación, o bien por el escaso éxito durante el establecimiento de la plántula. Por el contrario, cuando intervienen dispersores la probabilidad de éxito aumenta. La dispersión zoócora es promovida por aves, principalmente córvidos, como el arrendajo (*Garrulus glandarius*), y también la paloma torcaz (*Columba palumbus*) y el rabilargo (*Cyanopica cyana*), así como algunos mamíferos, como la ardilla (*Sciurus vulgaris*) o el ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*). Recientemente se ha citado el carácter dispersor de algunas especies de escarabajo (entomocoría) (Pérez-Ramos *et al.*, 2007; Verdú *et al.*, 2007). Los animales consumidores-dispersores parecen seleccionar primero las bellotas de *Q. ilex* y *Q. faginea* frente a las de *Q. suber*, independientemente del tamaño de la semilla (Pulido y Díaz, 2003; Pons y Pausas, 2006; Pérez-Ramos y Marañón, 2008; Gómez *et al.*, 2008). Sin embargo, los ungulados, estrictamente consumidores, muestran preferencia por las especies con bellotas de mayor tamaño (*Q. suber* y *Q. pyrenaica*) (Herrera, 1995; González-Rodríguez *et al.*, 2011).

La distribución de semillas y plántulas de alcornoque es muy agregada en el espacio, patrón típico de especies con dispersión zoócora, estando muy relacionada también con la presencia de microhábitats adecuados para la germinación (matas dispersas de encina, alcornoque, enebros, retamas o jaras) (Pulido y Díaz, 2003). Cuando actúan vectores de dispersión, las semillas suelen dispersarse en un rango de distancia del árbol bastante amplio, localizándose los “almacenes” bajo matorrales o en zonas donde la germinación es inviable, contribuyendo así al patrón de agregación de la lluvia de semillas, lo que limita de forma considerable la fracción de lugares posibles en el suelo del bosque a los que llegan efectivamente las mismas. En condiciones controladas, el porcentaje de éxito en la germinación varía entre el 50 y el 90% (Leiva y Fernández-Alés, 1998). Como promedio, se ha observado que el establecimiento final de plántulas al término del primer verano oscila entre el 52% en parcelas acotadas y el 28% en parcelas abiertas al pastoreo (Torres y Montero, 1992; Pulido y Díaz, 2003).

La germinación natural de las bellotas de alcornoque es muy elevada. Las plantas procedentes de semillas de mayor tamaño o mayor peso parecen mostrar más probabilidades de emergencia, supervivencia y establecimiento, así como un mayor tamaño, biomasa y área foliar (Pardos, 2000; González-Rodríguez *et al.*, 2008 a, Quero *et al.*, 2007, 2008

y 2009; Pérez-Ramos *et al.*, 2010; González-Rodríguez *et al.*, 2011). Así, la emergencia de los brinzales de *Q. suber* parece depender inicialmente más de las características intrínsecas de la planta que de las condiciones del medio y de su distribución en el espacio (González-Rodríguez *et al.*, 2011), si bien su respuesta posterior en monte está modulada por las condiciones ambientales (González-Rodríguez *et al.*, 2008 b; Navarro Cerrillo *et al.*, 2006 a). Borrero (2007) menciona la relación entre una mayor producción de bellotas y un mayor poder germinativo. La emergencia en el alcornoque, al igual que en la encina, es más retrasada que en especies caducifolias del género (*Q. faginea* y *Q. pyrenaica*) (González-Rodríguez *et al.*, 2011).

Una vez germinada, la bellota recurre a sus reservas cotiledonares para formar una raíz pivotante, que profundiza rápidamente si las condiciones del suelo lo permiten. Alcanzada una profundidad mínima, emerge el tallo a lo largo del invierno y principios de la primavera. El proceso de crecimiento del brinzal ha sido descrito por varios autores (Verdaguer y Molinas, 1999; Pardos *et al.*, 2001), que indican un crecimiento inicial muy rápido de la parte aérea en primavera, a partir de las reservas cotiledonares, alcanzando alturas superiores a los 15 cm. Una vez establecida, el crecimiento de la plántula suele ralentizarse, en particular durante el período estival, llegando en algunos casos a producirse la abscisión o incluso la muerte de la parte aérea. Las condiciones microclimáticas condicionan en gran medida el éxito del establecimiento de las plántulas de alcornoque (Aranda *et al.*, 2005; González-Rodríguez *et al.*, 2008 b y 2010; Estesó *et al.*, 2010), habiéndose observado una mayor supervivencia bajo cobertura de matorral y de la copa de árboles, aunque los resultados no son definitivos (Pérez-Devesa *et al.*, 2008). El regenerado establecido al final de cada período vegetativo puede ser muy elevado (5.000-30.000 pies ha⁻¹) (Borrero, 2007), que, en muchos casos, queda como regenerado a la “espera”; su dinámica depende de los distintos factores que modifican la estructura de la masa o que perturban el posterior desarrollo de los brinzales establecidos.

Las cepas y raíces de alcornoque producen renuevos y retoños de gran vigor, habiéndose aprovechado en monte bajo y monte medio en numerosos casos (Vieira, 1950; Montero y Cañellas, 1999). La alta depredación y la histórica intervención del hombre sobre sus masas han hecho que, en muchos casos, la regeneración haya estado restringida a chirpiales.

La amplitud ecológica del alcornoque ha llevado a que algunos autores establezcan la presencia de ecotipos (Vieira, 1950; Vázquez, 1998). Los estudios realizados mediante marcadores moleculares ponen en evidencia la alta diversidad genética a nivel de población y una baja diferenciación entre ellas, propio de su carácter alógamo y de la polinización cruzada (Jiménez y Gil, 2000; Lumaret *et al.*, 2005), si bien se ha observado un patrón de variación espacial de la diversidad genética fruto de linajes evolutivos diferentes (López de Heredia, 2006; López de Heredia y Gil, 2006).

1.3. Distribución y ecología

El alcornoque es una especie exclusiva de la región mediterránea. Existen poblaciones naturales en Portugal, España, sur de Francia, Marruecos, Argelia, Túnez, Córcega y Cerdeña, Italia, Croacia y Bosnia-Herzegovina (Ruiz de la Torre, 2006), habiéndose

citado en Albania y Grecia (Díaz-Fernández *et al.*, 1995). Su área de distribución comprende desde la latitud 31° N al Sur de Mogador, formando poblaciones relicticas, y los 44° N en el Sur de Francia; y en longitud, desde 9° O en Extremadura (Portugal) a 15° E en Bosnia. La superficie actual estimada de sus masas es de 2.289.000 ha (Jurado, 2002; Borrero, 2007). Las mayores superficies se encuentran en Portugal (670.000 ha) y en España, donde ocupa 476.000 ha, de las cuales 380.227 ha se encuentran en Andalucía, siendo masas puras 215.769 ha. En la Península Ibérica, la mayor superficie continua de alcornoque se encuentra en Cádiz, en el Parque Natural Los Alcornocales (170.025 ha), y en el sudoeste (Huelva, Cádiz y Sevilla). Destacan también los alcornocales de Cataluña y Extremadura y en las masas de Salamanca, Ávila y Zamora en Castilla y León. Con menor extensión, cabe mencionar las masas de Sierras de Espadán y Calderona, en la Comunidad Valenciana. De forma marginal, se presentan pequeños núcleos o pies más o menos dispersos en el interior de Galicia, enclaves occidentales de Asturias y Cantabria, en diversos puntos de Castilla y León y en otras áreas de la geografía española (Fig. 3). La actividad repobladora con esta especie ha sido intensa en los últimos años, aunque no existen datos sobre la superficie de nuevas plantaciones.

El alcornoque es una especie típicamente mediterránea. Es exigente en luz, si bien los brinzales precisan abrigo y sombra durante los primeros 4-5 años. Resulta poco xerófilo, requiriendo cierta humedad en el ambiente; es más bien termófilo (Ruiz de la Torre, 2006; Pereira, 2007). Vive bien de 0 a 1.000 m de altitud, sobrepasando rara vez los 1.200 m; prefiere laderas y colinas poco elevadas, entre 300 y 500 m. Si la precipitación es superior a 500 mm puede subir en las solanas a más de 1.000 m. En zonas con precipitación entre 400 y 500 mm busca vaguadas y umbrías; en estas áreas el frío suele imponer el límite de su distribución en los 600-700 m de altitud, incluso en climas suaves. Su máxima altitud (2.200 m) la alcanza en Marruecos (Ruiz de la Torre, 2006).

Las precipitaciones anuales óptimas se encuentran entre 600 y 800 mm (Tabla 1), aunque vegeta en zonas con una precipitación media anual superior a 400 mm. Las precipitaciones estivales deben superar los 100 mm, aunque en localidades con abundantes nieblas y rocíos o donde entra en contacto con aguas freáticas se conforma con 50 mm (Ruiz de la Torre, 2006; Borrero, 2007). La especie encuentra su óptimo en localidades con temperaturas medias anuales entre 14 y 16 °C y con temperaturas medias de enero superiores a 0 °C, estando casi siempre comprendidas entre 3 y 10 °C. Por su marcado carácter termófilo, las temperaturas medias estivales son superiores a 18 °C, con máxima frecuencia entre 24 y 26 °C (Anexo I, Tabla 1).

Los climas dominantes para el alcornoque son de carácter litoral y sublitoral; cuando se adentra en zonas continentales busca enclaves donde reciba influencias marinas, a veces atenuadas. La mayor parte de la superficie de alcornocal en España se sitúa en los subtipos fitoclimático IV₄ y IV₂, propios de formaciones vegetales esclerófilas con presencia de encina en el primer caso y de acebuchales en el segundo (Tabla 2). Según González Adrados *et al.* (1992), el área potencial óptima de la especie se corresponde con estaciones sin sequía estival marcada, con una precipitación anual superior a 600 mm, una temperatura media anual entre 14 y 16 °C y una temperatura media del mes más frío entre 6 y 8 °C. Los estudios de vegetación potencial pueden ayudar a identificar las zonas preferentes para la restauración de alcornocales (Valle *et al.*, 2003; Hidalgo *et al.*, 2008).

Tabla 1. Requerimientos climáticos de *Quercus suber* (Ruiz de la Torre, 2006; Borrero, 2007).

Variable climática	Ombroclima	Valor mínimo	Valor máximo	Valor óptimo
Temperatura media anual (°C)		13	18 (19)	14-16
Temperatura media de las mínimas del mes más frío (°C)			>3	
Temperatura media del mes más frío (°C)	Seco Subhúmedo	>6 >2		8-10
Temperatura media del mes más cálido (°C)		>18		(22) 24-26
Temperatura absoluta (°C)		-10	40	
Precipitación anual (mm)		400 (al menos 100 en la época estival)		600-800 (1.500)

Tabla 2. Requerimientos fitoclimáticos de *Quercus suber* (Borrero, 2007).

Variable fitoclimática	Subtipos fitoclimáticos IV ₂	Subtipos fitoclimáticos IV ₄
Precipitación anual total (mm)	451-1.209	503-1.214
Precipitación mensual estival mínima (mm)	0-13	0-32
Temperatura media anual (°C)	15,4-20,4	12,3-19,2
Temperatura media anual más baja (°C)	9,5-14,4	3,7-9,4
Temperatura media de las mínimas en el mes de media más baja (°C)	3,3-10,9	0,1-8,9
Temperatura mínima absoluta del período considerado (°C)	-11,8-4,0	-19,0-0,0
Período de helada segura (mes)	0	0
Período de helada probable (mes)	0-5	0-7
Temperatura media mensual más alta (°C)	21,8-32,5	20,9-30,3
Temperatura media de las máximas en el mes de media más alta (°C)	26,9-39,1	27,1-39,6
Temperatura máxima absoluta del período considerado (°C)	37,0-47,0	34,3-49,0
Media anual de la oscilación térmica diaria (°C)	6-16,2	5,5-16,2
Período de sequía (meses)	3-6,7	3-5,5
Intensidad de la sequía	0,17-0,87	0,12-0,66

El alcornoque vive preferentemente sobre sustratos ácidos, en suelos desarrollados sobre un estrato cristalino (pizarras, cuarcitas, gneises, esquistos), rocas plutónicas (granito, basaltos, etc.) o rocas sedimentarias (areniscas silíceas, gravas cuarzosas, margas silíceas, etc.). No soporta los suelos con caliza activa, aunque puede aparecer en climas lluviosos y suelos con caliza en formas fácilmente solubles. Vegeta mejor sobre suelos profundos, sueltos y frescos, algo húmedos en profundidad pero con buen drenaje, ya que no soporta el encharcamiento. Aunque puede crecer en suelos más someros, para vegetar bien la raíz

principal ha de poder profundizar más de un metro. Es una especie que, por su frondosidad y calidad del desfronde, mejora las condiciones del suelo, por ello, su presencia es un indicador de suelos que no han perdido la fertilidad.

Los alcornoques no constituyen bosques monoespecíficos estrictos, sino masas mixtas con especies del mismo género, dando lugar a una estructura horizontal compleja (Blanco *et al.*, 1997). Los alcornoques húmedos gaditanos y malagueños son bosques poliedícos, estratificados, planoesclerófilos y con un excelente grado de conservación (selvas mediterráneas). Se concentran en las sierras béticas occidentales (Sierra de la Luna, Sierra del Niño, Sierra de Ojén, etc.) y en la Sierra del Aljibe, sobre areniscas. La humedad ambiental y edáfica resulta óptima, permitiendo la presencia de plantas atlánticas como la brechina (*Calluna vulgaris*), el brezo (*Erica ciliaris*) o distintas lianas (*Lonicera implexa*, *L. etrusca*, *Smilax aspera* y *Hedera helix*). El sotobosque es muy rico en ericáceas, cistáceas y leguminosas y localmente el suelo aparece cubierto de robledilla (*Q. fruticosa*). Su contacto con el roble andaluz (*Q. canariensis*), que domina las vaguadas y fondos de valle y arroyos, da lugar a los *canutos*, propios de barrancos profundos y más o menos encajados, donde abundan los hojaranzos (*Rhododendron ponticum* subsp. *baeticum*) entremezclados con adelfas y acompañados por alisos (*Alnus glutinosa*), con presencia también de laureles y acebos. Un caso particular son los alcornoques de Sierra Bermeja, Sierra Palmitera, Istán y Monda (Málaga) sobre afloramientos de gneises, cuarcitas y micaesquistos en esta zona de peridotitas, constituyendo el contacto inferior ya descrito de las masas de pino negral.

En la zona occidental de España aparecen los alcornoques luso-extremeños, en condiciones ambientales muy favorables del sector de Sierra Morena, en las provincias de Huelva, Sevilla y Córdoba, en fondos de valle y umbrías, en general en localizaciones de compensación edáfica, sobre sustratos ácidos: granitos, cuarcitas, gneises, esquistos y pizarras, que forman suelos del tipo tierra parda y suelos pardo-rojizos. En la Sierra de Aracena se asientan sobre calizas en climas húmedos. Comparte su hábitat con el quejigo y la encina, siendo muy frecuentes las formas mixtas, pudiendo contactar también con castaño. Su cortejo florístico coincide con el de los encinares de la zona: encina, quejigo (*Q. faginea* subsp. *broteroi*), piruétano, aulaga (*Genista hirsuta*), escobón prieto (*Adenocarpus telonensis*), garbancillo (*Astragalus lusitanicus*); en las umbrías y lugares más frescos aparecen cornicabras, durillos, robledillas (*Q. fruticosa*), escorodonias (*Teucrium pseudoscorodonia*), madre selvas, brezos, madroños y diferentes helechos. La estructura de dehesa pura en estos alcornoques es muy poco frecuente, aunque sí suele formar dehesas mixtas con encina.

El área de distribución actual del alcornoque hace que aparezcan lugares con pequeñas representaciones intrazonales diseminadas según situaciones microclimáticas. Así, encontramos manchas de alcornoque termófilo sobre sedimentos arenosos asociados a acuíferos superficiales en hondonadas y bordes de arroyos en Málaga, Cádiz y Huelva. Un caso particular de alcornoque termófilo occidental es el que se establece sobre arenales en Huelva y Doñana, donde ocupa los sotos de los cauces, sobre suelos arenosos o arenoso-limosos, asociados a afloramientos de acuíferos en dunas fijadas en contacto con el pino piñonero con presencia de especies hidrófilas como piruétano, madroño, álamo blanco, fresno, brezos y numerosas especies acompañantes (*Crataegus monogyna* subsp.

brevispina, *Rosa canina*, *Ruscus aculeatus*, *Smilax aspera*, *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*). Son formaciones residuales de alto valor ecológico, por el papel que desempeñan en las localizaciones próximas a las áreas de marismas (Pajareras de Doñana). En suelos más arcillosos, estos alcornoques evolucionan hacia formaciones ahuecadas con presencia de acebuche, coscoja y lentisco, dando lugar a dehesas termófilas psamófilas (Matalascañas, Almonte, Hinojos, Moguer, Cartaya).

Los alcornoques catalanes presentan manifestaciones importantes y extensas en Gerona y NE de Barcelona, especialmente en la Cordillera Litoral y comarca de La Selva, sobre granitos y esquistos. Se mezcla con el quejigo y la encina. El sotobosque es muy rico en ericáceas, cistáceas y leguminosas (*Teline monspessulana*, *Cytisus villosus*, *Calicotome spinosa*).

En la Cordillera Central, León, Galicia y Santander hay restos o grupos esporádicos, sobre suelos silíceos. En Levante hay manchas discontinuas o esporádicas en suelos silíceos y enclaves húmedos en las Sierras de Espadán y Calderona, Ruidecañas, Sierra de la Virgen, etc. Otros alcornoques aparecen en sustratos paleozoicos de las sierras malagueñas (Montes de Málaga y Axarquía) y granadinas, donde la condensación de nieblas favorece localizaciones como la del Haza del Lino en la Sierra de la Contraviesa, así como otras localizaciones particulares y reliécticas en Almería (Monte de Bayárcal, Sierra de Filabres, Sierra Alhamilla, Sierra Cabrera y Barranco de Geba en Purchena). Hay restos reliécticos en la Sierra de Carrascoy (Murcia) y otras manchas enclavadas en zonas áridas o frías de Zaragoza, y partes central y occidental de la cuenca del Duero (Zamora, Salamanca y Burgos) (Díaz-Fernández *et al.*, 1997; Ruiz de la Torre, 2006).

Los alcornoques están considerados hábitats de interés comunitario; son definidos por el Manual de interpretación de los hábitats de la Unión Europea (EUR25, abril 2003) dentro de los bosques esclerófilos mediterráneos como Bosques silicícolas del Mediterráneo occidental dominados por *Quercus suber*; normalmente más termófilos e hidrófilos que 45.3 (encinares) al menos a escala local, distinguiéndose los siguientes subtipos:

- 45.21 Alcornocales tirrenos *Quercion suberis*. Alcornocales fundamentalmente mesomediterráneos de Italia, Sicilia, Cerdeña, Córcega y noreste de España. Casi todos se encuentran degradados a matorrales arborescentes, con la notable excepción de los ibéricos (32.11).
- 45.22 Alcornocales de Iberia sudoccidental. Alcornocales del cuadrante sudoccidental de la Península Ibérica, frecuentemente con quejigos lusitanos, *Q. faginea*, y encinas, *Q. ilex*, y puntualmente con quejigos morunos, *Q. canariensis*.
- 45.23 Alcornocales de Iberia noroccidental. Enclaves muy locales y reducidos dominados por *Q. suber* dentro de los bosques de melojo, *Q. pyrenaica*, principalmente en los valles de los ríos Sil y Miño (Galicia).
- 45.24 Alcornocales aquitanios. Enclaves aislados dominados por *Q. suber* que son, bien una facies de los bosques mixtos sobre dunas de pino piñonero y alcornoque, o bien bosquetes puros que se encuentran en un área muy concreta de Las Landas orientales.

2. Materiales forestales de reproducción

2.1. Marco normativo. Identificación de los materiales de reproducción

El alcornoque está incluido en la normativa comunitaria y estatal relativa a la recogida, producción y comercialización de los materiales forestales de reproducción. Es una de las especies con regiones de procedencia específicas que han sido delimitadas mediante un método aglomerativo. La normativa vigente reconoce 26 regiones de procedencia, de las cuales 17 son de área restringida (Fig.3, Tabla 3). Una descripción detallada de sus características ambientales y de su localización puede encontrarse en Díaz-Fernández *et al.* (1995) y Alía *et al.* (2009). En Andalucía, Rosúa *et al.* (2001) distinguen 4 regiones de procedencia cuya correspondencia con las procedencias oficiales se muestran en la Tabla 4.

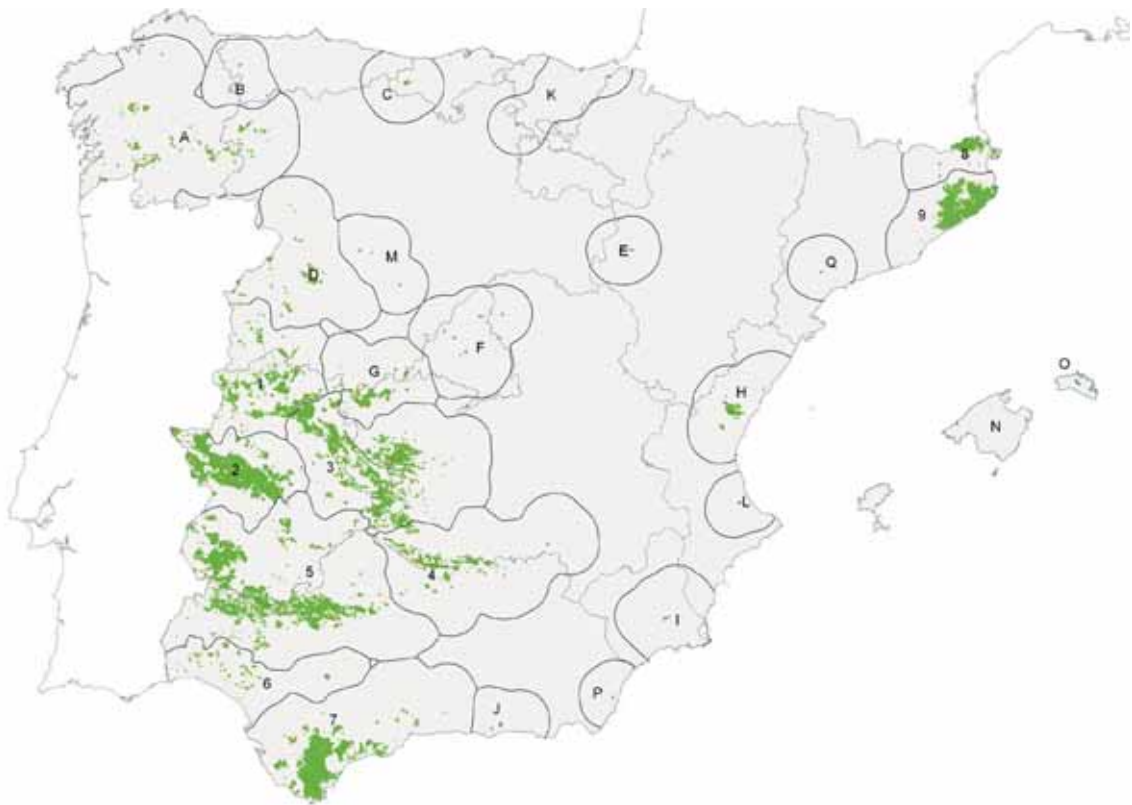


Figura 3. Distribución de *Q. suber* y Regiones de Procedencia de sus materiales de reproducción. 1.- Norte de Cáceres-Salamanca. 2.- Sierra de San Pedro. 3.- Montes de Toledo-Villuercas. 4.- Sierra Morena Oriental. 5.- Sierra Morena Occidental. 6.- Litoral Onubense-Bajo Guadalquivir. 7.- Parque de Los Alcornocales-Serranía de Ronda. 8.- Pirineo Catalán. 9.- Cataluña Litoral. A.- Galicia-El Bierzo. B.- Cuenca del Navia. C.- La Liébana. D.- Sayago-Tierra del Vino. E.- Moncayo. F.- Sierra de Guadarrama. G.- Valle del Tiétar. H.- Sierra de Espadán. I.- Sierra de Carrascoy. J.- Alpujarras. K.- País Vasco. L.- Pinet. M.- Duero Medio. N.- Mallorca. O.- Menorca. P.- Almería. Q.- Sierra de Prades (Alía *et al.*, 2009).

Tabla 3. Descripción de las áreas con presencia de *Quercus suber* por región de procedencia (RP: número de la región de procedencia; Pres: presencia de la especie en cada una de las regiones, estimada como el cociente del área de la especie en dicha región respecto del área total de la especie; A: número de meses de déficit hídrico (precipitación media mensual <2 temperatura media mensual); Osc: media anual de la oscilación térmica diaria; Hs: número de meses con helada segura (media mínimas <0 °C); Med: valor medio; Max: valor máximo; Min: valor mínimo; MaxMC: valor máximo del mes más cálido; MinMF: valor mínimo del mes más frío); Tipo de suelo: porcentaje del tipo de suelo según la cartografía Soil Map of the European Communities dentro de cada región de procedencia. La clasificación de suelos utilizada en dicha cartografía es la de FAO de 1974. Las abreviaturas se han actualizado a la clasificación FAO de 1989. Los tipos de suelos inexistentes en la nueva clasificación se han mantenido con los nombres antiguos, asignándoseles nuevas abreviaturas (Rankers: RK, Xerosoles: XE). Sólo se incluyen aquellos suelos que superan el 10% en el conjunto del territorio estudiado).

RP	Pres (%)	Altitud (m)			Precipitación (mm)		A (meses)	Temperatura (°C)			Hs (meses)	Tipo de suelo (FAO)	
		Med	Max	Min	Annual	Estival		Med	MaxMC	MinMF			Osc (°C)
1	8,3	456	1461	218	824	54	3,2	15,3	33,7	2,4	18,3	0	CMe(35) CMd(20) CMtu(15) LPd(12)
2	13,9	375	931	115	613	38	3,9	16	34,4	3,5	18,4	0	CMe(59) CMd(19) PLd(11)
3	18,8	617	1427	219	705	52	3,5	15,1	34,2	2	19,3	0	CMe(56) LPd(12) LVx(11)
4	4,4	763	1245	254	671	49	3,6	14,7	34,7	1,1	19,1	0,1	CMe(79)
5	23,3	468	1014	61	721	39	3,8	16	34,1	3,4	17,3	0	CMe(73) CMd(10)
6	1,7	99	295	1	616	23	4,6	18	34,6	5,7	15,9	0	ARI(43) CMe(30) CMc(10)
7	11,4	322	1340	6	983	28	3,9	16,9	31,1	6,5	14,5	0	CMtu(37) VRx(22) CMc(20) CMe(13)
8	1,9	262	1420	6	824	169	0,7	13,7	27,8	1,5	15,2	0,2	CMd(42) CMc(17) CMe(15) CMtu(12)
9	7,2	228	995	5	786	150	1	14,8	29,1	2,3	15,9	0,1	CMtu(35) CMd(28) FLe(27)
A	3,5	448	1444	10	1161	106	1,8	12,7	27,5	2	14	0,2	RK(58) CMtu(42)
B	0	343	547	121	1195	139	0,8	12,8	27,3	1,4	14,1	0	RK(100)
C	0,1	586	934	264	902	120	1,3	12,5	26,4	1,2	13,2	0	CMtu(92)
D	1,5	783	1014	188	542	66	3,1	12	30,4	-0,4	17,9	1,5	CMg(41) CMd(36)
E	0,1	1018	1288	696	554	109	2	11,6	28,9	-0,7	17,7	1,5	CMe(88) CMtu(12)

RP	Pres (%)	Altitud (m)			Precipitación (mm)		A (meses)	Temperatura (°C)			Osc (°C)	Hs (meses)	Tipo de suelo (FAO) (%)
		Med	Max	Min	Annual	Estival		Med	MaxMC	MinMF			
F	0,1	943	1269	599	659	73	2,9	12,3	30,5	-0,2	18,4	1	CMd(34) CMtu(25) LVv(25) CMc(16)
G	2,3	454	1312	281	784	49	3,4	15,6	34,9	2	19,5	0	CMd(50) LVv(18) PLe(17)
H	1	554	1082	96	618	92	2,3	14,7	28,2	3,5	14,5	0	CMc(65) CMc(35)
I	0,1	641	985	371	441	44	4,2	15,4	30,9	3,2	16,3	0	XEc(88) FLe(12)
J	0,1	951	1516	438	595	21	4,3	15,1	28,1	4,8	14	0	CMc(80) CMc(16)
K	0	286	839	82	1389	217	0	12,8	24	3,5	12,1	0,2	CMc(50) CMtu(50)
L	0	520	665	380	819	69	2,5	15,1	29,7	3,7	15	0	CMc(100)
M	0	716	837	674	418	64	3,3	11,9	30,3	-0,8	17,9	2,1	FLe(63) CMg(25) CMc(12)
N	0	466	845	87	660	62	3	15,2	27,4	5,4	-	0	CMc(100)
O	0	78	182	16	615	47	3,7	16,6	28,2	7,2	-	0	CMc(100)
P	0	886	886	886	451	11	4,8	15,6	28,5	5,9	14,8	0	XEc(100)
Q	0	482	597	367	508	83	2,5	14,8	30,4	2,7	17,9	0	CMc(85) CMc(15)

Tabla 4. Equivalencia entre las procedencias establecidas por Rosúa *et al.* (2001) para *Quercus suber* en el ámbito geográfico andaluz y las Regiones de Procedencia oficiales.

Rosúa <i>et al.</i> (2001)	Resolución de 28 de julio de 2009
Sierra Morena	Sierra Morena Oriental Sierra Morena Occidental
Litoral onubense-Bajo Guadalquivir	Litoral onubense-Bajo Guadalquivir
Sieras de Algeciras y Serranía de Ronda	Parque de los Alcornocales y Serranía de Ronda
Sierra de Lújar-Contraviesa	Alpujarras

Actualmente, todas las regiones de procedencia de amplio rango cuentan con rodales selectos y fuentes semilleras catalogadas. En cuanto a las de área restringida seis de ellas carecen de materiales de base. Carrasco *et al.* (2001) han descrito una metodología aplicable a la selección de rodales de *Q. suber* en la que la producción de corcho es el objetivo principal de selección.

El alcornoque es una especie que goza de una protección especial en varias regiones. En la Tabla 5 se reseña la normativa autonómica que regula la protección de esta especie y las distintas categorías con las que ha sido incluida. Respecto a la legislación sobre sanidad vegetal, es de hacer constar que *Q. suber* está sometido a la normativa sobre pasaporte fitosanitario.

2.2. Técnicas de manejo y propagación

2.2.1. Semillas

La colecta de los frutos se realiza entre las últimas semanas de noviembre y diciembre, aunque presenta un período de fructificación muy amplio. El momento más adecuado es cuando el fruto adquiere un color marrón oscuro, sin trazas de zonas verdes, para evitar embriones inmaduros y asegurar su posterior germinación. Se consigue así, por un lado, limitar la pérdida de germinación y, por otro, minimizar la caída de bellotas al suelo y su depredación. La recolección se realiza directamente desde el suelo, bien mediante colecta de la bellota caída espontáneamente –método que en la medida de lo posible debe evitarse– o de forma provocada, previo vareado del árbol y con la ayuda de mantones.

La producción de semillas por árbol varía anualmente y entre ejemplares en un mismo año. Sus valores medios oscilan entre 15 y 60 kg árbol⁻¹, aunque en ocasiones se han recogido hasta 135 kg árbol⁻¹ (Martín *et al.*, 1998; Vázquez, 1998). Se recomienda recolectar las semillas de un gran número de individuos, para obtener la mayor diversidad genética del lote de semillas.

Las operaciones de limpieza son iguales para todas las especies del género, por lo que pueden consultarse las descritas para *Q. ilex*. Se recomienda aplicar un tratamiento de termoterapia, por su eficacia contra las larvas de coleópteros (*Curculio elephas*) y lepidópteros (*Tortrix viridiana*). Este tratamiento consiste en sumergir las bellotas en agua caliente (45 °C) durante dos horas. Posteriormente, las semillas se dejan secar durante un período de 1 a 2 horas. Debido al carácter recalcitrante de las bellotas, su

Tabla 5. Normativa de protección y categoría asignada a *Quercus suber* en diferentes CC.AA.

Ámbito	Marco normativo	Categoría
Asturias	Decreto 65/1995, de 27 de abril, por el que se crea el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Flora del Principado de Asturias y se dictan normas para su protección. Decreto 144/2001, de 13 de diciembre, por el que se aprueba el Plan de Manejo de Alcornoque (<i>Quercus suber</i>)	De interés especial
Baleares	Decreto 75/2005, de 8 de julio, por el cual se crea el Catálogo Balear de especies amenazadas y de Especial Protección, las Áreas Biológicas Críticas y el Consejo Asesor de Fauna y Flora de les Illes Balears	Sensible a alteración de su hábitat
Castilla-La Mancha	Decreto 200/2001, de 6 de noviembre, por el que se modifica el Catálogo Regional de Especies Amenazadas	De interés especial (ejemplares silvestres de Guadalajara)
Madrid	Decreto 18/1992, de 26 de marzo, por el que se aprueba el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres y se crea la categoría de Árboles Singulares	De interés especial
Murcia	Decreto 50/2003, de 30 de mayo, por el que se crea el Catálogo Regional de Flora Silvestre Protegida de la Región de Murcia y se dictan normas para el aprovechamiento de diversas especies forestales	En peligro de extinción
País Vasco	Orden de 10 de enero de 2011, de la Consejería de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca, por la que se modifica el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de la Fauna y Flora Silvestre y Marina, y se aprueba el texto único	Rara

contenido en humedad es el factor más limitante para su conservación, aunque sólo a partir de una pérdida del 20% de humedad se observa disminución en la germinación, que se hace total cuando ésta supera el 40% (Zulueta y Montoto, 1992; Bonner, 2008 b). El método tradicional para su conservación durante el invierno ha sido la estratificación en ambiente frío (0 a 2 °C) y húmedo, si bien no es un método totalmente satisfactorio ya que buena parte de las bellotas suelen germinar durante el almacenamiento. La conservación a medio o largo plazo puede hacerse manteniendo el contenido en humedad en un 40, por lo que debe procederse a un secado parcial de la bellota para disminuir su contenido inicial de humedad (42-47%). Este secado puede realizarse en cámaras de aire forzado (humedad relativa del 30%, temperatura de 30 °C), entre 24 y 36 horas (Merouoani *et al.*, 2001 a y b). Posteriormente se recomienda guardarlas en bolsas de polietileno de aproximadamente 50 µm de espesor, colocadas en contenedores abiertos que dejen circular el aire y mantenidas en cámara a una temperatura de 0±1 °C. Una descripción más detallada de las técnicas de almacenamiento para especies del género *Quercus* puede encontrarse en el capítulo de *Q. ilex*.

Como se ha mencionado en el apartado de biología reproductiva, el tamaño y peso de las bellotas influye en la nascencia y tamaño inicial de las plántulas. Por ello, se recomienda que el peso medio de las bellotas, tanto para siembras en monte como en vivero, supere los 5 g. La especie no precisa tratamientos previos para estimular la germinación, si bien se deben hidratar las bellotas, sumergiéndolas en agua durante 48 horas, para evitar descensos en la germinación producto de las pérdidas de humedad durante su procesado o transporte (Zulueta y Montoto, 1992).

En el caso de ensayos de germinación de acuerdo con las normas ISTA (2011), éstas recomiendan un tratamiento pregerminativo de remojo durante 48 horas y la eliminación de 1/3 del extremo de inserción de la cúpula y la retirada de la testa; se prescribe una temperatura de germinación constante de 20 °C. En estas condiciones, el alcornoque presenta en general porcentajes de germinación muy elevados (Tabla 6), superando en casi todos los lotes valores del 85%, siempre y cuando no estén atacados por perforadores de bellotas. En cuanto a la realización de ensayos al tetrazolio, no contemplado en principio por la ISTA, se remite a lo reseñado al respecto para *Q. ilex*.

Tabla 6. Datos característicos de lotes de semillas de *Quercus suber*.

Pureza (%)	Facultad germinativa (%)	Nº semillas kg ⁻¹	Referencia
98-100	80-90	100-170-230	Catalán (1991)
		184-237-346	García-Fayos (2001)
100	50-70	231	Ribeiro <i>et al.</i> (2001)
100	80-93	138-151	Navarro-Cerillo y Gálvez (2001)
	70-90	70-260	Piotto y Di Noi (2001)
	73-100	110-165-220	Bonner (2008 a)
	50-70-84	100-180-347	Louro y Pinto (2011)
	70-98	120-130	Red de Viveros de Andalucía
82-100	67-98	180-290	Banc de Llavors Forestals (Anexo II)
98-100	80-90	110-230	CNRGF El Serranillo (Anexo III)
93-100	75-98	150-270	Red de Viveros JCyL (Anexo IV)

La germinación es hipogea. Las plántulas tienen un tamaño de 5-6 cm y presentan hojas primordiales oblongas, de borde finamente dentado, y de color verde rojizo.

2.2.2. Vegetativa

Se ha realizado un gran esfuerzo en la puesta a punto de los procesos de producción de alcornoque mediante embriogénesis somática. Se ha trabajado empleando cotiledones de embriones cigóticos (Toribio y Celestino, 1989 y 2000; Bueno *et al.*, 1992, 2000 a y 2003; Bueno, 1999; Toribio *et al.*, 2000; Díez *et al.*, 2000), con un enorme progreso en

la técnica (Fernández-Guijarro *et al.*, 1994, 1995 y 1996; Bueno *et al.*, 2000 b; López *et al.*, 2007). En los últimos años están apareciendo trabajos que indican la posibilidad de obtener embriogénesis somática a partir de individuos adultos (Puigderrajols *et al.*, 2001; Álvarez *et al.*, 2004). Esta metodología abrirá la posibilidad de producir de manera masiva genotipos con un comportamiento interesante desde el punto de vista productivo, de resistencia o adaptativo, así como también utilizar la herramienta en el marco de acciones de conservación (Bueno, 1999; Toribio y Celestino, 2000; Gómez *et al.*, 2001; Bueno *et al.*, 2001 y 2003; Hernández *et al.*, 2001, 2003 y 2009; Celestino *et al.*, 2005, 2007 y 2009; Pintos *et al.*, 2008 y 2009). El Laboratorio de Biotecnología del INIA ha logrado la inducción de masas pre-embriogénicas a partir de embriones cigóticos recolectados de rodales seleccionados por la Junta de Andalucía (Bueno, com. pers.) (Fig. 4). En los cultivos de masas de embriones-suspensores, se han observado embriones con diferentes grados de diferenciación. De momento, no se han observado dificultades para el mantenimiento en crecimiento activo de estas líneas embriogénicas. El alcornoque no se propaga mediante otro tipo de técnicas de multiplicación vegetativa.



Figura 4. Micropropagación por embriogénesis somática de *Quercus suber* (de izquierda a derecha y de arriba a abajo): bellotas inmaduras de alcornoque para la obtención de zigotos; inducción y proliferación somática de embriones; banco de embriones de alcornoque y encina de la Universidad de Córdoba; proceso de maduración de embriones con carbón activo; enraizamiento *in vitro*; aclimatación de vitroplantas enraizadas (Fotos: M^a Ángeles Bueno y Rafael M^a Navarro Cerrillo).

3. Producción de plantas

El alcornoque se produce exclusivamente en contenedor, ya que no puede cultivarse a raíz desnuda. La facilidad de germinación y buen desarrollo del alcornoque en vivero puede llevar a pensar que su cultivo es sencillo. Sin embargo, su tendencia al crecimiento descompensado en altura (elevada esbeltez), el escaso desarrollo de raíces secundarias que den consistencia al cepellón (Navarro Cerrillo *et al.*, 1998) y su susceptibilidad a las bajas temperaturas (García-Plazaola *et al.*, 1997) hacen que, con frecuencia, su cultivo se complique.

En principio, las bellotas deben ponerse a germinar lo más pronto posible. Lo más aconsejable es realizar la siembra tras la recolección, a lo largo del otoño y el invierno. Las bellotas no presentan letargo, por lo que la siembra puede efectuarse a la intemperie, pudiéndose emplear mantas térmicas para adelantar la germinación, si existe el riesgo de bajas temperaturas o si se quiere acelerar el proceso de producción. Las bellotas se siembran con el ápice hacia abajo con una inclinación de unos 45° y cubriendo la parte superior con 1 cm de sustrato (la parte más ancha de la bellota). El número de bellotas sembradas en cada alvéolo oscila entre 1 y 2, en función del tamaño (con deshermanado temprano en caso de germinar ambas semillas) y la calidad de la misma. La germinación se produce durante las 4-6 semanas siguientes a la siembra. Los daños por heladas obligan a recortar el calendario de cultivo en las zonas susceptibles, o bien usar infraestructuras adecuadas (invernaderos, sistemas de calefacción, etc.). Las plantas suelen sembrarse al tiempo que otros *Quercus* y cultivarse a una savia en unas 35 semanas. En viveros ubicados en las zonas más templadas (temperatura media anual mayor de 16-17 °C) se debe evitar efectuar siembras tempranas, para impedir un desarrollo excesivo de los brinzales (hecho que se acentúa cuando la bellota es grande). Por ello, en estos casos, lo más recomendable es sembrar a partir de febrero con bellotas conservadas en cámara frigorífica. Salvo en la primera fase de germinación, se desaconseja el cultivo bajo sombra, por el incremento de la relación parte aérea/parte radical y los desequilibrios morfológicos inducidos (Navarro-Cerrillo *et al.*, 1999 y 2001 a; Zazo *et al.*, 2001). En caso de necesitar protección parcial, se recomienda el empleo de mallas blancas que no alteren la calidad de la luz y, por tanto, no favorezcan el ahilamiento.

El envase determina en gran medida la morfología final de la planta, por lo que debe escogerse teniendo en cuenta otras variables de cultivo que también afectan a la misma (ciclo de cultivo, fertilización, sombreo parcial, manejo del riego, etc.). La planta tipo de alcornoque para trabajos de restauración forestal se cultiva a una savia en envases forestales de 300 cm³ ó 400 cm³ (Pardos, 2000; Chirino *et al.*, 2009 a), con una sección de alvéolo entre 25 y 30 cm² (Fig. 5), siendo más frecuentes los volúmenes de 400 cm³ que en el cultivo de encina, lo cual suele ir ligado a menores densidades de cultivo y a la obtención de planta con un cociente peso seco aéreo/peso seco radical más equilibrado. Los efectos del tipo de contenedor sobre la calidad de planta de alcornoque son similares a los producidos sobre la encina, en tanto que el desarrollo de la planta, sobre todo de su masa radical, aumenta con el volumen del envase. La utilización de planta de dos savias exige el uso de un contenedor de volumen superior, para evitar los problemas de malformación radical. También se producen plantas de mayor tamaño en envases de gran volumen del tipo maceta (3.500 cm³) para trabajos especiales de restauración.

Las características del sustrato utilizado influyen de igual modo que el contenedor en la planta tipo que se obtiene al final del cultivo en vivero (Zazo *et al.*, 1997). En esta especie es importante la porosidad del sustrato, que debe ser más bien alta para favorecer la fibrosidad del sistema radical (volumen de aire a 10 cm de columna de agua >10%; agua fácilmente disponible >32%). Los sustratos que han presentado mejor resultado son los constituidos por turba rubia, turba de humus, fibra de coco y corteza de pino como componente orgánico principal y un agregado de componente inorgánico, como la vermiculita o la perlita. La formulación más usual es una mezcla de turba y perlita en proporción 3:1 en volumen, aunque tiende a sustituirse progresivamente por fibra de coco. Otras formulaciones que se han recomendado para el alcornoque y que son utilizadas en algunos viveros de Andalucía han sido la mezcla de turba y corteza de pino (1:1 volumen) (Zazo *et al.*, 1997; Suárez *et al.*, 1997 a y b; Pardos, 2000) o turba en mezcla con fibra de coco y perlita (6:3:1 volumen). También se ha estudiado la incorporación de materiales hidroabsorbentes en el sustrato de cultivo para reducir el estrés hídrico postrasplante (Chirino *et al.*, 2009 b). Es importante cuidar que el pH final de la mezcla sea ligeramente ácido, dadas las exigencias de la especie al respecto. Valores de pH alcalinos pueden dar lugar a problemas de disponibilidad de ciertos nutrientes, como el hierro y el fósforo.

En cuanto a la fertilización, hay una influencia importante de las reservas cotiledonares sobre el crecimiento en altura y diámetro durante los primeros meses de cultivo, tras los cuales es necesario aportar nutrientes a fin de evitar estados carenciales que den lugar a abscisiones foliares (Del Campo, 2002). El alcornoque es especialmente sensible a la falta de N (del Campo, 2002; Navarro Cerrillo *et al.*, 2003), por lo que es un buen elemento para controlar su desarrollo. Por el contrario, las carencias de P y K apenas afectan al desarrollo de la planta (Navarro Cerrillo *et al.*, 2003). Algunos trabajos (Del Campo, 2002; Trubat *et al.*, 2010) muestran una relación positiva entre las concentraciones nutricionales y la supervivencia en campo, mientras que otros reflejan que las plantas con menor concentración en los cinco macronutrientes presentan mayor supervivencia (Martínez *et al.*, 2001). Según esto, puede implementarse un régimen de fertilización a partir del mes de julio con aportes medios de N-P-K del orden de 12-24-08(%) en crecimiento y 8-6-20 (%) en endurecimiento (cultivo en Forest Pot 400, altura final de 35,0 cm; diámetro de 3,91 mm; biomasa seca total de 10,85 g, N de 12,4 mg·g⁻¹) (Navarro-Cerrillo *et al.*, 1998). Con un abono de liberación lenta del tipo 15-9-11+2,5 Mg se utilizan cantidades de 1,8-2 kg m⁻³ de sustrato. Se ha recomendado el uso de fertilización fosfórica para la prevención de daños por *Phytophthora cinnamomi*, tanto en vivero como en el establecimiento en campo (Navarro-Cerrillo *et al.*, 2004 y 2006 a).



Figura 5. Planta de *Quercus suber* de una savia cultivada en alvéolo de 300 cm³ (Foto: CNRGF El Serranillo).

El riego, junto con una baja densidad de cultivo, puede convertirse en una herramienta eficaz para controlar el excesivo crecimiento de la parte aérea en plantas de alcornoque, por lo que es conveniente que el sustrato aguante desecaciones de moderadas a altas sin tornarse hidrófobo (como ocurre con las turbas rubias). Los riegos de preacondicionamiento hídrico al final del período vegetativo deben ser regulares cuando el destino de la planta es estaciones con buenas condiciones durante la plantación, pues se ha observado que las plantas poco endurecidas (en términos de su estado hídrico) pueden responder bien al establecimiento (Del Campo, 2002).

Los tratamientos fitosanitarios (herbicidas, insecticidas, acaricidas y fungicidas) se recomiendan en los mismos términos que para la encina. Estas recomendaciones pueden consultarse en el capítulo correspondiente a dicha especie.

Otra práctica relativamente común para controlar el desarrollo en altura es la poda aérea al final del cultivo, que homogeneiza la talla media del lote, aunque también tiene efectos sobre el diámetro, el peso seco, la esbeltez y la relación parte aérea/parte radical. La respuesta de la planta a esta práctica es variable según su estado de desarrollo y la cantidad de tallo eliminado, debiendo evitarse las podas tardías y bajas. Aunque algunos autores no recomiendan la poda como práctica rutinaria, en determinadas estaciones puede mejorar la supervivencia o el crecimiento (Navarro-Cerrillo *et al.*, 1998 y 2006 a).

El número de estudios vinculados con la micorrización de alcornoque en vivero es muy reducido (Aponte *et al.*, 2010). Posiblemente se pueda aplicar la experiencia obtenida para otras especies de *Quercus* esclerófilos, como la encina (Honrubia *et al.*, 1992; Doménech *et al.*, 2004) o la coscoja (Maestre *et al.*, 2002; Caravaca *et al.*, 2005). Es difícil, no obstante, incorporar de forma operativa la inoculación en vivero, aunque pueden utilizarse técnicas sencillas (Pulido, 1994; Pera y Parladé, 2005). Por otra parte, se ha ensayado la inoculación en reproducción *in vitro*, a partir de embriones somáticos de *Q. suber* con distintas cepas de *Pisolithus tinctorius* y *Scleroderma polyrhizum* (Díez *et al.*, 2000), con una respuesta muy positiva en cuanto al desarrollo de raíces secundarias y la adaptación *ex vitro* de las plantas.

Los criterios de calidad para plantas en contenedor establecidos por la normativa estatal vigente (RD. 289/2003, de 7 de marzo) determinan que los lotes de plantas estarán formados por, al menos, un 95% de plantas de calidad cabal y comercial. En el caso del alcornoque esta normativa fija los siguientes criterios de edad y dimensiones de las plantas de alcornoque: 1 savia, altura en el rango 15-60 cm y diámetro en el cuello de la raíz de 3 mm.

Independientemente de estos criterios, existen trabajos en los que se han definido valores orientativos para los atributos morfológicos, fisiológicos y de respuesta de brinzales de alcornoque de una savia (Tabla 7). En general, se considera que es un especie de crecimiento rápido en vivero, por lo que debe procurarse favorecer un desarrollo equilibrado que proporcione plantas compactas de buen valor comercial y evite aquellas de tamaño inadecuado para los trabajos de repoblación (altura >35 cm). La distribución de la biomasa entre la parte aérea y la raíz no es muy equilibrada, con valores de relaciones parte aérea/parte radical superiores a 5.

Es poco frecuente el uso de plantas de gran tamaño o producidas en envases de gran volumen, aunque es una especie que se presta bien a los programas de escayolado, técnica frecuentemente utilizada en trasplantes de jardinería (Sánchez y Arroyo, 2003).

Tabla 7. Atributos morfológicos, fisiológicos y de respuesta de brinzales de una savia de *Quercus suber* (Navarro Cerrillo *et al.*, 1998, 1999 y 2001 a; Pardos *et al.*, 2002; Zazo *et al.*, 1997 y 2001; Chirino *et al.*, 2009 a).

Atributo	Valores medios de referencia	Valores recomendados	Valores mínimos recomendados
Atributos morfológicos			
Altura (cm)	35,1±17,9	25-35	20
Diámetro del cuello de la raíz (mm)	3,91±0,95	2,5-4	3
Peso seco aéreo - PA (g)	3,74±2,08	3-4	2,5
Peso seco radical - PR (g)	7,11±2,60	7-8	5
Peso seco total (g)	10,85	10-12	7,5
PA/PR	0,52±0,18	0,8-1	0,6
Esbeltez (cm mm ⁻¹)	9,16±4,41	8-10	5
Concentración de nutrientes (mg g⁻¹)			
N foliar	12,4±0,6	12-14	12
P foliar	1,2±0,4	1-2	0,7
K foliar	4,3±0,4	4-5	4
Ca foliar	10,1±1,6	9-11	9
Mg foliar	4,7±1,3	4-5	4
Atributos de respuesta			
PRR ⁽¹⁾ - número de raíces >1 cm de longitud	6,08±4,1	4-6	3
PRR - peso seco de raíces nuevas (g)	0,033±0,02		0,03

⁽¹⁾ PRR: potencial de regeneración radical

4. Uso en repoblaciones y restauraciones

El alcornoque ha sido una especie empleada en las repoblaciones forestales en España desde muy antiguo, si bien su uso no se ha generalizado hasta hace poco tiempo. Hasta la década de los 70 del siglo pasado las repoblaciones de alcornoque en una región como Extremadura apenas sobrepasaron las 3.000 ha. Durante la década de los 80 la superficie repoblada con esta especie en Andalucía y Extremadura alcanzó las 10.000 ha, correspondiendo el 70% a la comunidad andaluza. A partir de las normas de fomento de forestación de tierras agrarias el alcornoque adquiere un mayor protagonismo en trabajos de repoblación, al ser la segunda especie más utilizada en España dentro de dicho

programa, después de la encina. En este marco de ayudas se han repoblado entre España y Portugal un total de 106.200 ha de alcornoque en masas monoespecíficas y 56.514 ha en masas mixtas, principalmente con *Q. ilex*. En España, la superficie repoblada con esta especie durante el período 1993-2002 superó las 90.000 ha, con más de 30.000 ha de masas monoespecíficas (casi en su totalidad en Andalucía y Extremadura, y en menor medida en Castilla-La Mancha, Castilla y León y Madrid). El destino final de la mayor parte de estas plantaciones debe ser la restauración de dehesas arboladas de alcornoque, promoviendo lo antes posible su uso silvopastoral mediante el aprovechamiento ordenado de la vegetación herbácea. El abandono o el inadecuado mantenimiento de las plantaciones, bien por problemas económicos o bien administrativos, pueden comprometer la viabilidad a largo plazo de muchas de ellas.

El carácter productor del alcornoque, su valor silvopastoral y su importancia ecológica hacen que sea una de las especies de mayor potencial restaurador en el Mediterráneo. Su temperamento relativamente robusto y su rápido crecimiento le confiere un alto valor protector. También, se ha recomendado frecuentemente su plantación con fines productivos (Vieira, 1950; Montero y Cañellas, 1999) y en plantaciones auxiliares silvopastorales o de restauración.

Los trabajos de restauración de un alcornocal están condicionados, en gran medida, por la situación de partida, que puede ser desde un monte alcornocal ordenado, con una cabida adecuada y unas condiciones óptimas para la regeneración natural, hasta un terreno totalmente descubierto. Se han propuesto numerosas alternativas para la restauración de estas formaciones (Torres y Montero, 1992; Elena Roselló, 1994; Torres *et al.*, 1997; Montero y Cañellas, 1999; Navarro-Cerrillo *et al.*, 2009). De forma sintética Borrero (2007) propone las actuaciones más recomendables para la regeneración de monte alcornocal (Tabla 8).

Por tanto, en el caso del alcornoque los usos principales en repoblación forestal corresponden a cinco objetivos principales:

- Restauración de ecosistemas, aprovechando la capacidad de la especie para la mejora de las características químicas y estructurales del suelo (Azevedo y Pirés, 1993; Ruiz de la Torre, 2006; Borrero, 2007; Pérez-Ramos *et al.*, 2008). Las repoblaciones protectoras de alcornoque contribuyen a la restauración de otros componentes biológicos de los ecosistemas, como la vegetación, mediante mecanismos de facilitación (Pons y Pausas, 2006), o la fauna (Aronson *et al.*, 2009).
- Restauración de áreas afectadas por incendios o paisajes muy fragmentados, contribuyendo a formar mosaicos más complejos y estables (Pons y Pausas, 2007 a).
- Diversificación de la vegetación en masas forestales con baja madurez, favoreciendo los procesos de restauración de la vegetación y la densificación de cubiertas (repoblaciones de *P. pinaster* y *P. pinea*). Este aspecto es particularmente importante en las repoblaciones en zonas de media montaña mediterránea, donde contribuye a formar mosaicos de vegetación que tienen una función crucial en la recuperación de la flora y la fauna.

Tabla 8. Actuaciones recomendadas en la regeneración del alcornoque (Borrero, 2007).

Situación inicial	Regeneración	Actuaciones recomendadas
Alcornoque en buen estado, con continuidad y una densidad aceptable	Existe	<ul style="list-style-type: none"> • Acotamiento al ganado con malla cinegética • 5 primeros años acotado en todos los casos • 5-15 años admite ovejas y porcino ibérico en montanera • 15-20 años admite entrada de cabras • A partir de 20 años: todo tipo de ganado, incluso vacuno
	No existe	<ul style="list-style-type: none"> • Desbroces parciales y selectivos • Podas de rejuvenecimiento o fructificación (opcional) • Acotamiento al ganado similar al anterior • Desbroce a hecho, aunque selectivo, pudiendo acompañarse de laboreo
Alcornoque en regresión, pero con abundancia de matas achaparradas		<ul style="list-style-type: none"> • Roza entre dos tierras y posterior selección de brotes • Acotamiento al ganado mediante cercado o con protectores individuales • Desbroce selectivo con especial atención a la conservación de los suelos
Alcornoque en producción, denso y con aspecto avejentado. Posible origen vegetativo		<ul style="list-style-type: none"> • Corta de los pies y posterior selección de brotes (poco recomendado) • Acotamiento al ganado • Desbroces selectivos • Resalveo de conversión: aclareo de la masa respetando los pies con mejores características (más adecuado si las condiciones de la masa lo permiten)
Alcornoque regenerado bajo antiguas reforestaciones (pinos y eucaliptales, normalmente)		<ul style="list-style-type: none"> • Puesta en luz de los pies de alcornoque, aclarando o eliminando totalmente las especies arbóreas competidoras
Rasos. Dehesa aclarada. Incompatibilidad con otros usos		<ul style="list-style-type: none"> • Repoblación artificial
Estación no adecuada para el alcornoque		<ul style="list-style-type: none"> • Repoblación artificial, pudiéndose contemplar el cambio provisional o definitivo de la especie principal

- Restauración de sistemas adehesados en antiguas dehesas o terrenos agrícolas marginales. El valor silvopastoral de la especie está justificado tanto por las mejoras que induce en la calidad, regularidad y cantidad de la producción de pastos (Montoya, 1983; Costa, 2003), como en la producción de fruto (Vieira, 1950; Pulido *et al.*, 2003). El alcornoque se convierte, así, en una especie que amplía notablemente el período productor de la dehesa (Vieira, 1950), con producciones de alto valor nutricional, y mejora la estancia y calidad del ganado y de la fauna cinegética (Borrero, 2007). Se han propuesto esquemas de restauración y gestión selvícola a partir de trabajos de reforestación de alcornoqueales (Pulido *et al.*, 2003).

- El carácter mediterráneo de la especie y su belleza han favorecido su empleo en jardinería, contribuyendo el hecho de que tolera bien el trasplante de individuos de gran tamaño. Así, su uso es frecuente en parques y obras que requieren un establecimiento casi “inmediato” de la vegetación (Sánchez y Arroyo, 2003).

La zona de establecimiento potencial de la especie en la Península Ibérica es muy extensa (Montero y Cañellas, 1999) y está definida por el amplio rango que adoptan los parámetros climáticos en la descripción de la autoecología la especie (González Adrados *et al.*, 1992; Fernández García y Betegón, 2006; Borrero, 2007; Fernández-Manso *et al.*, 2009 y Anexo I) (Tabla 1 y 2).

5. Planificación de la restauración

El método de repoblación del alcornoque, tanto en plantaciones de producción como en restauraciones de sistemas forestales ha sido la plantación. No obstante, en muchos casos se ha recomendado la siembra directa, colocando 2 ó 3 bellotas por golpe, debido al lento crecimiento apical de las plántulas en los primeros años y a la rápida recuperación de la altura de los pies procedentes de siembras directas frente a los producidos en vivero. Los resultados en cuanto a supervivencia no muestran una clara diferencia entre métodos de repoblación, por lo que no puede recomendarse uno u otro; su elección dependerá de las condiciones particulares de la estación (Serrada y Serrada, 2001; Romero *et al.*, 2005; González-Rodríguez *et al.*, 2010).

Las plantaciones deben efectuarse en otoño, ya que en el medio natural las posibilidades de cuidados culturales son muy limitadas. No obstante, el período de plantación puede ampliarse cuando las condiciones lo aconsejen (zonas de montaña con presencia de heladas). En caso contrario, hay que evitar retrasos que puedan comprometer la supervivencia, en particular en suelos muy pedregosos o de escasa profundidad efectiva.

Las características de la planta tipo que se debe utilizar en una repoblación está determinada por el objetivo y las condiciones de establecimiento, pudiendo utilizarse plantas de una savia en contenedor forestal (repoblaciones genéricas) o plantas de 2-3 savias en envases de gran volumen (repoblaciones específicas). Es importante adecuar la calidad de la planta producida en vivero al objetivo de la repoblación para evitar fracasos en el establecimiento o costes innecesarios. En general, cuanto más fácil sea ejecutar los cuidados culturales (en particular el riego), mayor puede ser el tamaño de la planta utilizada.

Entre los tratamientos de desbroce que pueden realizarse cabe citar el desbroce mecanizado con desbrozadoras, bien de cadenas o martillos, o como método más extendido, por su economía y facilidad de aplicación, el laboreo con grada de monte. También puede utilizarse el desbroce puntual, que permite una actuación más selectiva, no afectando a las especies que actúen como facilitadoras, en particular en trabajos de densificación y enriquecimiento.

Los procedimientos de preparación utilizados en el establecimiento del alcornoque dependen de los objetivos de la restauración. En terrenos agrícolas se suele efectuar subsolado (simples o preferiblemente dobles) o los acaballados con desfonde en

terrenos agrícolas, justificados porque el objetivo suele ser el establecimiento de una repoblación productora. En trabajos de restauración en terrenos de vocación forestal puede recurrirse a preparaciones puntuales mediante ahoyado, preferiblemente mecanizado (retroexcavadora de cadenas), con hoyos de gran tamaño (suelos forestales en plantaciones mixtas).

La densidad de plantación propuesta para esta especie varía mucho según los autores (Vieira, 1950; Montero y Cañellas, 1999). En todos los casos se deben conseguir formaciones que se adecúen a los objetivos de la repoblación, constituidas por un número mínimo de pies, buscando el máximo de vitalidad, de protección y de sombra con el mínimo de competencia intraespecífica. Se han recomendado densidades altas para plantaciones de producción o restauración (1.111 pies ha⁻¹, Montoya y Mesón, 2000), aunque en la actualidad no parece recomendable superar los 600 pies ha⁻¹ (marco aproximado de 4 × 4 m) (Serrada, 1999; Montero y Cañellas 1999; Navarro-Cerillo *et al.*, 2009). En plantaciones de producción de corcho o para la restauración de sistemas adherados, lo más aconsejable es utilizar una densidad próxima a la densidad final (en torno a 200 pies ha⁻¹ en primer establecimiento), sobre una buena preparación mecanizada del suelo y con los cuidados culturales propios de estas plantaciones, con lo cual pueden conseguirse crecimientos de hasta 3 m en 10 años.

En el caso de proyectos de restauración, cuando no es posible efectuar tratamientos culturales a las plantaciones, el alcornoque suele beneficiarse de una cierta protección; en este caso parece más conveniente la repoblación por golpes, agrupados en las localizaciones más favorables, dejando sin repoblar las zonas con menos adecuadas. En este caso hay que orientar la plantación a aquellos microhábitats con mayor disponibilidad hídrica y mayor profundidad de suelo, donde puede emplearse una densidad en torno a 200 pies ha⁻¹, que irá disminuyendo progresivamente, en densidad variable (<100 pies ha⁻¹), hacia las partes altas y zonas convexas, que se dejarían para otras especies menos exigentes. La estructura creada conseguirá proporcionar una matriz de vegetación más compleja y, al ser moderada la competencia, las plantas se mantendrán con un elevado vigor vegetativo y una buena ramificación.

La respuesta funcional de los brinzales al establecimiento ha sido estudiada por varios autores (Branco *et al.*, 2002; Aranda *et al.*, 2005; Cardillo y Bernal, 2006; Urbietta *et al.*, 2008; Hernández *et al.*, 2009; Pérez-Ramos y Marañón, 2009; Estesó *et al.*, 2010). En términos prácticos, y en parte para compensar el estrés asociado al establecimiento, es muy frecuente el uso de tubos invernadero en las forestaciones con esta especie (Tabla 9), ya que, además de la protección física que aportan a las semillas o a las plantas, mejoran sus expectativas de arraigo y crecimiento en altura. En este sentido, se ha constatado que el tubo invernadero, por efecto del sombreo, mejora la dominancia apical de las plantas de alcornoque, evitando la tendencia hacia un porte más achaparrado (Dias *et al.*, 2000; Navarro Cerrillo *et al.*, 2001 b y c; Oliet *et al.*, 2003; Quilho *et al.*, 2003; Chaar *et al.*, 2008). Los efectos que el tubo invernadero produce sobre la anatomía del tronco son más acusados cuanto mayor es la altura del mismo y más tiempo perdura la planta en el ambiente confinado. Así, para tubos de 120 cm de alto, se ha constatado que los alcornocques presentan una disminución del diámetro de los vasos, un descenso del porcentaje de fibras de madera y un aumento del tejido del parénquima al cabo de un

Tabla 9. Valores de crecimiento de plantas de *Quercus suber* en función del tipo de tubo empleado.

	Oliet <i>et al.</i> (2003)		Quilho <i>et al.</i> (2003)			
Condiciones del ensayo						
Localización	Aznalcóllar (Sevilla)	Almonte (Huelva)	Aviz (Alto Alentejo)			
Precipitación media (mm)	P _a = 560	P _a = 610	P _a = 618			
Precipitación del año de ensayo (mm)	P ₁₉₉₇ = 834; P ₁₉₉₈ = 328		P ₁₉₉₇ = 802; P ₁₉₉₈ = 367			
Procedimiento de preparación	Subsolado doble					
Fecha de plantación	Noviembre 96		Marzo 98			
Época medición	Diciembre 98		Abril 99			
Valores de altura y diámetro en cada sitio de ensayo						
	Altura (cm)	Diámetro (mm)	Altura (cm)	Diámetro (mm)	Altura (cm)	Diámetro (mm)
Agrotubo	54,8	4,5	85,8	9,5		
Cartón-Plástico	50,6	5,3	86,6	11,3		
Ecotubo	62,0	4,1	85,1	7,0		
Fortetubo	56,2	4,9	99,9	12,6		
Silvitub	49,3	5,2	84,9	12,6		
Tubex	40,8	4,4	98,6	12,3		
Tubo de polipropileno de 120 cm de alto de color marrón claro					27,6	2,6
Control	29,2	5,5	61,8	13,8	21,4	4,1

período vegetativo (Quilho *et al.*, 2003), lo que implica una menor estabilidad mecánica de la planta. Este resultado aconsejaría que cuando se manejen tubos de esta altura o superior no deben retirarse hasta que la planta haya adquirido el diámetro suficiente como para mantenerse sin necesidad de tubo o tutor.

En repoblaciones en terrenos agrícolas deben realizarse actuaciones para el control de la competencia durante los años posteriores a la plantación, ya que es fundamental para el éxito de la repoblación (Fig. 6) (Navarro Cerrillo *et al.*, 2001 d; Barreda y Sobrini, 2001). El laboreo es el método más utilizado en plantaciones en terrenos agrícolas de esta y otras especies, aunque en el caso del alcornoque no es recomendable realizarlo a partir del quinto año, por los daños observados en las raíces de los árboles y por su ineficacia en cuanto a la reducción del riesgo de propagación de incendios y a la disminución de la competencia del estrato herbáceo. En estos casos se recomienda fomentar el uso silvopastoral con pastoreo controlado con ganado ovino, complementado o no con siembras de pratenses, que favorecen la evolución del estrato herbáceo hacia estructuras adhesionadas.

En las forestaciones con alcornoque el uso del riego estaría justificado en las estaciones más limitantes para su desarrollo. En éstas convendría realizar un riego de implantación,



Figura 6. Repoblación de *Quercus suber* en la Sierra Norte de Sevilla
(Foto: R.M. Navarro Cerrillo).

si las condiciones en el momento de la siembra o plantación son desfavorables, y riegos de mantenimiento durante el primer verano (3 a 4 riegos abundantes). Los resultados experimentales sobre utilización del riego en plantaciones ya establecidas ponen de manifiesto la influencia que el mismo tiene en el crecimiento en altura de la planta, aunque no así en el de su diámetro (Tabla 10) (Vázquez *et al.* 1997 b y c; Pérez-Ramos y Marañón, 2009).

Aunque no es una práctica habitual, el uso de fertilizantes en forestaciones de alcornoque puede realizarse cuando el suelo presente una deficiencia contrastada o en los casos en los que se pretenda acelerar el desarrollo de las plantas para alcanzar en menor tiempo el diámetro mínimo de descorche. Las experiencias sobre el tema muestran que las fertilizaciones producen un aumento en el diámetro de las plantas, siendo indiferente en cuanto a la supervivencia y al crecimiento en altura (Tabla 11) (Oliet *et al.*, 2003). En otras experiencias con enmiendas orgánicas sí se ha obtenido una respuesta positiva, tanto en lo que respecta a la supervivencia como al crecimiento una vez superada la fase de establecimiento (Álvarez *et al.*, 2004).

En el caso de las plantaciones de alcornoque, es frecuente que deban hacerse podas desde edades muy tempranas. Se recomienda una primera poda de formación del fuste, para obtener la longitud mínima de descorche y de formación de la copa, y cuyo objetivo es la promoción de dos a tres ramas que permitan una extracción fácil del corcho. Estas podas tienen su razón de ser por la tendencia que presenta la especie al desarrollo de una

Tabla 10. Influencia del riego y el tubo invernadero en la altura y el diámetro de la planta de *Quercus suber*, valorada al cuarto año de la plantación (Vázquez *et al.* 1997 b); para una misma variable, letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Condiciones del ensayo		
Localización	Guadajira (Badajoz)	
Precipitación media (mm)	$P_a = 550$ mm	
Procedimiento de preparación	Laboreo con una profundidad media de 50 cm Riego de implantación y 3 riegos de mantenimiento el primer verano	
Fecha de plantación	Abril 1994	
Riegos	4 riegos espaciados de 15 a 20 días, durante los veranos de 1995 a 1997	
Época de medición	Noviembre 1997	
Tratamiento	Diámetro (cm)	Altura (cm)
Riego y tubo invernadero	1,67 ^{ab}	129,3 ^a
Riego	2,05 ^{ab}	90,5 ^b
Tubo invernadero	0,95 ^a	92,3 ^b
Control	2,87 ^b	36,0 ^c

Tabla 11. Efecto de la fertilización en campo en el diámetro de plantas de *Quercus suber* (Oliet *et al.*, 2003).

Condiciones del ensayo		
Localización	Aznalcóllar (Sevilla)	Almonte (Huelva)
Precipitación media (mm)	$P_a = 560$	$P_a = 610$
Precipitación del año de ensayo (mm)	$P_{1997} = 834$; $P_{1998} = 328$	$P_{1997} = 802$; $P_{1998} = 367$
Procedimiento de preparación	Subsolado doble	
Fecha de plantación	Noviembre 1996	
Época de medición	Diciembre 1998	
Fertilizante	Diámetro (mm)	
Abono de liberación lenta (Osmocote 18-11-10)	6,3	17,3
Triple	7,0	20,2
Control	5,5	13,8

abundante ramificación desde la base del tallo y a una falta de dominancia apical. Se recomienda realizar 2 ó 3 intervenciones, según el vigor y el desarrollo que presente el árbol (Fig. 6). La primera de ellas debe efectuarse transcurridos 3 a 5 años de la plantación y debe procurar eliminar las horquillas y las ramas más verticales con diámetros iguales o inferiores a 4 cm y que puedan competir con la guía. Las siguientes intervenciones, en el caso de ser necesarias, se recomiendan a partir de que el árbol haya alcanzado una altura superior a los 3 m. Su objetivo es liberar de ramas la longitud del fuste descorchable (1,5 a 3 m). La intensidad de las intervenciones no debe ser elevada para evitar que afecte al crecimiento del árbol y produzca la emisión de muchos chupones, por lo que se recomienda no podar más de un 1/3 de las ramas vivas (Barros y Sousa, 2006).

La enfermedad más importante que afecta a las repoblaciones de alcornoque durante la fase de establecimiento es la producida por *Phytophthora cinnamomi*, que causa podredumbre radical y la muerte de los árboles (Navarro Cerrillo *et al.*, 2006 b). Otro chancro que produce daños en alcornoques jóvenes es *Botryosphaeria stevensii*, que da lugar a una desecación y marchitez de las ramas, así como a la aparición de zonas de corteza necrosada (Sánchez *et al.*, 2003). Existen algunas plagas, en particular de defoliadores, que atacan a las repoblaciones, como la lagarta peluda (*Lymantria dispar*) y *Tortrix viridana*. Destaca también, por el daño, la culebrilla del corcho (*Coroebus undatus*). Se han observado daños por la cochinilla *Kermococcus ilicis*.

En los últimos años la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía está promoviendo el uso de acotados estrictos para favorecer los procesos de regeneración en montes de alcornoque (Costa, 2003).

6. Bibliografía

- ACHERAR M., RAMBAL S., 1992. Comparative water relations of four mediterranean oak species. *Vegetatio* 99-100, 177-184.
- ALÍA R., GARCÍA DEL BARRIO J.M., IGLESIAS S., MANCHA J.A., DE MIGUEL J., NICOLÁS J.L., PÉREZ MARTÍN F., SÁNCHEZ RON D., 2009. Regiones de procedencia de especies forestales en España. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid, España. pp. 287-292.
- ÁLVAREZ R., ALONSO P., CORTIZO M., CELESTINO C., HERNÁNDEZ I., TORIBIO M., ORDÁS R., 2004. Genetic transformation of selected mature cork oak (*Quercus suber* L.) trees. *Plant Cell Rep.* 23(4), 218-223.
- AMARAL FRANCO J., 1990. *Quercus*. En: Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Vol II. *Platanaceae-Plumbaginaceae* (partim). (Castroviejo S., Laínz M., López González G., Montserrat P., Muñoz Garmendia F., Paiva J., Villar L., eds.). Real Jardín Botánico, Madrid. pp. 15-36.
- APONTE C., GARCIA L., MARAÑÓN T., GARDES M., 2010. Indirect host effect on ectomycorrhizal fungi: Leaf fall and litter quality explain changes in fungal communities on the roots of co-occurring mediterranean oaks. *Soil Biol. Biochem.* 42(5), 788-796.
- ARANDA I., CASTRO L., PARDOS M., GIL L., PARDOS J.A., 2005. Effects of the interaction between drought and shade on water relations, gas exchange and morphological traits in cork oak (*Quercus suber* L.) seedlings. *For. Ecol. Manage.* 210 (1-3), 117-129.
- ARONSON J., PEREIRA J.S., PAUSAS J.G. (eds.), 2009. Cork Oak Woodlands on the edge: conservation, adaptive management, and restoration. Island Press, Washington DC.

- AZEVEDO GOMES A., PIRES LOMBA A., 1993. Importancia del conocimiento de los suelos en el aprovechamiento de la dehesa de alcornoque. En: Actas del I Congreso Forestal Español. (Silva-Pando F.J., ed.). Pontevedra. Tomo I. pp. 157-162. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- BARREDA A., SOBRINI I., 2001. Reforestación de tierras agrarias con encina y coscoja. Un caso en Toledo. En: Actas del III Congreso Forestal Español (Junta de Andalucía, ed.). Granada. Mesa 3. pp. 342-346. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- BARROS M.C., SOUSA E.M. (eds.), 2006. Boas práticas de gestão em sobreiro e azinheira. Direcção Geral dos Recursos Florestais, Lisboa.
- BENITO N., 1994. Ordenación de alcornocales. En Ordenación de montes arbolados (Madrigal A., ed.). ICONA, Madrid.
- BLANCO E., CASADO M.A., COSTA M., ESCRIBANO R., GARCÍA-ANTÓN M., GÉNOVA M., GÓMEZ-MANZANEQUE A., GÓMEZ-MANZANEQUE F., MORENO J.C., MORLA C., REGATO P., SAINZ-OLLERO H., 1997. Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica. Ed. Planeta, Barcelona, España. pp. 267-308.
- BOAVIDA L., VARELA M., FEIJOO J., 1999. Sexual reproduction in the cork oak (*Quercus suber* L.). I. The progamic phase. Sex. Plant Reprod. 11, 347-353.
- BONNER F.T., 2008 a. *Quercus*. En: The woody plant seed manual (Bonner F.T., Karrfalt R.P., eds.). United States Department of Agriculture, Forest Service, Agriculture Handbook 727, Washington. pp. 928-938.
- BONNER F.T. 2008 b. Storage of seeds. En: The woody plant seed manual (Bonner F.T., Karrfalt R.P., eds.). United States Department of Agriculture, Forest Service, Agriculture Handbook 727, Washington. pp. 85-96.
- BORRERO G. (ed.), 2007. El alcornoque y el corcho en Andalucía. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- BRANCO M.C., MEROUANI H., ALMEIDA M.H., 2002. Germination success, survival and seedling vigour of *Quercus suber* acorns in relation to insect damage. For. Ecol. Manage. 166(1-3), 159-164.
- BUENO M.A., 1999. Somatic and gametic embryogenesis in *Quercus suber*. Biotech. For. Tree 21-30.
- BUENO M.A., ASTORGA R., MANZANERA J.A., 1992. Plant regeneration through somatic embryogenesis in *Quercus suber*. Physiol. Plant 85, 30-34.
- BUENO M.A., GÓMEZ A., MANZANERA J.A., 2000 a. Somatic and gametic embryogenesis in *Quercus suber* L. For. Sci. 6, 479-508.
- BUENO M.A., AGÚNDEZ M.D., GÓMEZ A., CARRASCOSA M.J., MANZANERA J.A., 2000 b. Haploid origin of cork-oak anther embryos detected by enzyme and RAPD gene markers. Int. J. Plant Sci. 161(3), 363-367.
- BUENO M.A., MANZANERA J.A., PINTOS B., 2001. Propagación clonal de árboles de alcornoque vía embriogénesis somática. En: Actas del III Congreso Forestal Español (Junta de Andalucía, ed.). Granada. Mesa 3. pp. 487-490. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- BUENO M.A., MANZANERA J.A., GONZÁLEZ-ADRADOS J.R., PINTOS B., CUENCA B., OCAÑA L., SANTOS I., 2003 Cork-oak phenotypic selection based on cork production and quality: Biotechnological propagation and commercial application. En: Sustainable forestry, wood products and biotechnology. (Espinel N., Barredo S., Ritter E., eds.). DFA-AFA Press, Vitoria-Gasteiz. pp. 473-478.
- CARAVACA F., ALGUACIL M.M., AZCÓN R., PARLADÉ J., TORRES P., ROLDÁN A., 2005. Establishment of two ectomycorrhizal shrub species in a semiarid site after *in situ* amendment with sugar beet, rock phosphate, and *Aspergillusniger*. Microb. Ecol. 49, 73-82.
- CARDILLO E., BERNAL C.J., 2006. Morphological response and growth of cork oak (*Quercus suber* L.) seedlings at different shade levels. For. Ecol. Manage. 222(1-3), 296-301.
- CARRASCO A., CAMPAYA P., SÁNCHEZ F., 2001. Selección de rodales selectos de alcornoque (*Quercus suber*) en Andalucía. En: Actas del III Congreso Forestal Español (Junta de Andalucía, ed.). Granada. Mesa 3. pp. 226-231. Disponible en: <http://congresoforestal.es>

- CASTRO L., ARANDA I., GIL L., PARDOS J.A., 2001. Relaciones hídricas en procedencias de *Quercus suber* L. En: Actas del III Congreso Forestal Español (Junta de Andalucía, ed.). Granada. Mesa 3. pp. 347-353. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- CATALÁN G., 1991. Semillas de árboles y arbustos forestales. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. pp. 318-324.
- CELESTINO C., HERNÁNDEZ I., CARNEROS E., LÓPEZ-VELA D., TORIBIO M., 2005. La embriogénesis somática como elemento central de la biotecnología forestal. Invest. Agr.: Sist. Recur. For. Fuera de serie, 345-357.
- CELESTINO C., HERNÁNDEZ I., LÓPEZ-VELA D., CARNEROS E., ALEGRE J., FERNÁNDEZ-GUIJARRO B., CARDO L., TORIBIO M., 2007. First data from a field trial of *Quercus suber* plants regenerated from mature selected trees and from their half-sib progenies by somatic embryogenesis. Acta Hort. 748, 215-218.
- CELESTINO C., FERNÁNDEZ-GUIJARRO B., HERNÁNDEZ I., CARNEROS E., CARDO L., ALEGRE J., ALONSO N., RUIZ M., TORIBIO M., 2009. Ensayo de campo de plantas de alcornoque regeneradas a partir de árboles selectos y de su progenie de mediohermanos mediante embriogénesis somática. En: Actas del 5 Congreso Forestal Español. [cd-rom]. (Sociedad Española de Ciencias Forestales, Junta de Castilla y León, eds.). Ávila. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- CHAAR H., MECHERGUI T., KHOUAJA HABIB A., 2008. Effects of tree shelters and polyethylene mulch sheets on survival and growth of cork oak (*Quercus suber* L.) seedlings planted in northwestern Tunisia. For. Ecol. Manage. 256 (4), 722-731.
- CHIRINO E., VILAGROSA A., HERNÁNDEZ E.I., MATOS A., VALLEJO V.R., 2009 a. Effects of a deep container on morpho-functional characteristics and root colonization in *Quercus suber* L. seedlings for reforestation in mediterranean climate. For. Ecol. Manage. 256, 779-785.
- CHIRINO E., VILAGROSA A., VALLEJO V.R., 2009 b. Utilización de materiales hidro-absorbentes en el sustrato de cultivo para reducir el estrés hídrico post-trasplante en brinzales de *Quercus suber*. En: Actas del 5 Congreso Forestal Español. [cd-rom]. (Sociedad Española de Ciencias Forestales, Junta de Castilla y León, eds.). Ávila. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- COSTA J.C. (ed.), 2003. Dehesas de Andalucía. Caracterización ambiental. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- DEL CAMPO A., 2002. Régimen de cultivo, desarrollo en vivero, calidad de planta y respuesta al establecimiento en cuatro especies de frondosas mediterráneas. Tesis Doctoral. Universidad de Córdoba, Córdoba.
- DIAS A., TOMÉ J., DIAS L., PEREIRA J., 2000. Cork-oak reforestation-effects of preplanting root treatments and tree shelter on survival and growth seven year after plantations. [cd-rom]. En: Congresso Mundial do Sobreiro e da Cortiça, Lisboa.
- DÍAZ-FERNÁNDEZ P.M., JIMÉNEZ M.P., CATALÁN G., MARTÍN S., GIL L., 1995. Regiones de procedencia de *Quercus suber* L. Instituto para la Conservación de la Naturaleza, MAPA, Madrid.
- DÍAZ-FERNÁNDEZ P.M., JIMÉNEZ M.P., GIL L., 1997. Caracterización de poblaciones marginales españolas de *Quercus suber* L. Cuad. Soc. Esp. Cienc. For. 5, 125-134.
- DÍAZ P.M., CLIMENT J., GIL L., 2004. Biennial acorn maturation and its relations with flowering phenology in Iberian populations of *Quercus suber*. Trees 18, 615-621.
- DÍEZ J., MANJÓN J.L., KOVACS G.M., CELESTINO C., TORIBIO M., 2000. Mycorrhization of vitroplants raised from somatic embryos of cork oak (*Quercus suber* L.). Appl. Soil Ecol. 15(2), 119-123.
- DOMENECH J., RAMO-SOLANO B., PROBANZA A., LUCAS-GARCÍA J.A., COLÓN J.J., GUTIÉRREZ-MAÑERO F.J., 2004. *Bacillus* spp. and *Pisolithus tinctorius* effects on *Quercus ilex* ssp *ballota*: a study on tree growth, rhizosphere community structure and mycorrhizal infection. For. Ecol. Manage. 194, 293-303.
- ELENA J.A., RÍO J.M., GARCÍA J.L., SANTAMARÍA I.G., 1993. Ecological aspects of the floral phenology of the cork-oak (*Quercus suber* L.): why do annual and biennial biotypes appear?. Ann. Sci. For. 50, 114-121.

- ELENA ROSELLÓ M. (ed.), 1994. Simposio Mediterráneo sobre regeneración del monte alcornocal. Mérida-Mantargil-Sevilla. IPROCOR, Mérida.
- ESTESO J., PEGUERO J., VALLADARES F., MORALES F., GIL-PELEGRIN E., 2010. Self-shading in cork oak seedlings: Functional implications in heterogeneous light environments. *Acta Oecol.* 36 (4), 423-430.
- FERNÁNDEZ GARCÍA L.F., BETEGÓN BAEZA M., 2006. Determinación de los lugares de distribución potencial del tejo, acebo y alcornoque empleando sistemas de información geográfica sobre los modelos digitales del terreno. *Montes* 86, 29-37.
- FERNÁNDEZ-GUIJARRO B., CELESTINO C., TORIBIO M., 1994. Somatic embryogenesis in *Quercus suber* L. *Invest. Agr.: Sist. Recur. For. Fuera de Serie*, 4, 105-110.
- FERNÁNDEZ-GUIJARRO B., CELESTINO C., TORIBIO M., 1995. Influence of external factors on secondary embryogenesis and germination in somatic embryos from leaves of *Quercus suber*. *Plant Cell Tiss. Organ Cult.* 41, 99-106
- FERNÁNDEZ-GUIJARRO B., CELESTINO C., TORIBIO M., 1996. Influence of genotype and degree of development on the induction of somatic embryogenesis in *Quercus suber* zygotic embryos. Abstract, COST 822, Workshop of WG 1, Berlin, Germany. pp. 9-13.
- FERNÁNDEZ-MANSO A.A., SARMIENTO L.A., EZQUERRA F.J., COBOS T., GARCÍA FERNÁNDEZ-MIRANDA M., 2009. Estudio y caracterización de las masas de alcornoque de la provincia de León. En: *Actas del 5 Congreso Forestal Español*. [cd-rom]. (Sociedad Española de Ciencias Forestales, Junta de Castilla y León, eds.). Ávila. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- GARCÍA-FAYOS P. (coord.), 2001. Bases ecológicas para la recolección, almacenamiento y germinación de semillas de especies de uso forestal de la Comunidad Valenciana. Banc de Llavors Forestals, Conselleria de MediAmbient, Generalitat Valenciana, Valencia. pp. 37.
- GARCÍA-PLAZAOLA J.I., FARIA T., ABADIA J., ABADIA A., CHAVES M., PEREIRA J., 1997. Seasonal changes in xanthophyll composition and photosynthesis of cork oak (*Quercus suber* L.) leaves under mediterranean climate. *J. Exp. Bot.* 48, 1667-1674.
- GÓMEZ A., PINTOS B., AGUIRIANO E., MANZANERA J.A., BUENO M.A., 2001. SSR markers for *Quercus suber* tree identification and embryo analysis. *J. Heredity* 92(3), 292-295.
- GÓMEZ J.M., PUERTA-PIÑERO C., SCHUPP E.W., 2008. Effectiveness of rodents as local seed dispersers of an oak with a stratified dispersal system. *Oecologia* 155, 529-537.
- GÓMEZ-APARICIO L., ZAMORA R., GÓMEZ J.M., HÓDAR J.A., CASTRO J., BARAZA E., 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecol. Appl.* 14, 1128-1138.
- GÓMEZ-APARICIO L., PÉREZ-RAMOS I.M., MENDOZA I., MATÍAS L., QUERO J.L., CASTRO J., ZAMORAR., MARAÑÓN T., 2008. Oak seedling survival and growth along resource gradients in mediterranean forests: implications for regeneration in current and future environmental scenarios. *Oikos* 117, 1683-1699.
- GONZÁLEZ A., TORRES E., MONTERO G., VÁZQUEZ S., 1996. Resultados de cien años de aplicación de la selvicultura y la ordenación de montes en los alcornocales de Cortes de la Frontera (Málaga), 1890-1990. *Montes* 43, 12-22.
- GONZÁLEZ ADRADOS J.R., ELENA R., TELLA G., 1992. Potencialidad del territorio para el alcornoque en Extremadura. *Sci. Gerund.* 18, 185-194.
- GONZALEZ-RODRIGUEZ V., 2010. Establecimiento de cuatro especies de *Quercus* en el sur de la Península Ibérica. Factores limitantes. Tesis doctoral. Universidad de Córdoba, Córdoba.
- GONZÁLEZ RODRÍGUEZ V., VILLAR MONTERO R., NAVARRO CERRILLO R.M., 2008 a. Efecto del peso de la semilla y del progenitor en la biomasa y uso de las reservas de cuatro especies de *Quercus*. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 28, 151-156.

- GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ V., VILLAR R., NAVARRO CERRILLO R.M., 2008 b. Regeneración de cuatro especies de *Quercus*. Influencia del progenitor y del micrositio. En: Pastos, clave en la gestión de los territorios: Integrando disciplinas. (Fernández P., Gómez A., Guerrero J.E., Garrido A., Calzado C., García A., Carbonero M.D., Blázquez A., Escuin S., Castillo S., eds.). Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía. pp. 267-273.
- GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ V., NAVARRO-CERRILLO R., VILLAR R., 2010. Artificial regeneration with *Quercus ilex* L. and *Q. suber* L. oaks by direct seeding and planting in southern Spain. *Ann. For. Sci.* 68, 637-646.
- GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ V., VILLAR R., NAVARRO-CERRILLO R.M., 2011. Maternal influences on seed mass effect and initial seedling growth in four *Quercus* species, *Acta Oecol.* 37(1), 1-9.
- HERNANDEZ E., VILAGROSA A., LUIS V., LLORCA M., CHIRINO E., VALLEJO R., 2009. Root hydraulic conductance, gas exchange and leaf water potential in seedlings of *Pistacia lentiscus* L. and *Quercus suber* L. grown under different fertilization and light regimes. *Environ. Exp. Bot.* 67(1), 269-276.
- HERNÁNDEZ I., CELESTINO C., MARTÍNEZ I., MANJÓN J.L., DÍEZ J., FERNÁNDEZ-GUIJARRO B., TORIBIO M., 2001. Cloning mature cork oak (*Quercus suber* L.) trees by somatic embryogenesis. *Melhoramento* 37, 50-57.
- HERNÁNDEZ I., CELESTINO C., ALEGRE J., TORIBIO M., 2003. Vegetative propagation of *Quercus suber* L. by somatic embryogenesis: II. Plant regeneration from selected cork oak trees. *Plant Cell Rep.* 21, 765-770.
- HERNÁNDEZ I., CUENCA B., CARNEROS E., ALONSO BLÁZQUEZ N., RUIZ M., CELESTINO C., OCAÑA L., ALEGRE J., TORIBIO M., 2009. Regeneración clonal de alcornoques selectos mediante embriogénesis somática. En: Actas del 5 Congreso Forestal Español. [cd-rom]. (Sociedad Española de Ciencias Forestales, Junta de Castilla y León, eds.). Ávila. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- HERRERA J., 1995. Acorn predation and seedling production in a low-density population of cork oak (*Quercus suber* L.). *For. Ecol. Manage.* 76(1-3), 197-201.
- HIDALGO P.J., MARIN J.M., QUIJADA J., MOREIRA J.M., 2008. A spatial distribution model of cork oak (*Quercus suber*) in southwestern Spain: A suitable tool for reforestation. *For. Ecol. Manage.* 255(20), 25-34.
- HONRUBIA M., TORRES P., DÍAZ G., CANO A., 1992. Manual para micorrizar plantas en viveros forestales. ICONA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- ISTA (International Seed Testing Association), 2011. International rules for seed testing. Edition 2011. ISTA, Bassersdorf, Switzerland.
- JIMÉNEZ P., GIL L., 2000. Conservación de recursos genéticos de los *Quercus* mediterráneos en España, *Invest. Agr.:Sist. Recur. For.* 2, 103-115.
- JURADO V., 2002. Los bosques de las Sierras del Aljibe y del Campo de Gibraltar. Consejería de Medio Ambiente, Sevilla.
- LEIVA M., FERNÁNDEZ-ALÉS R., 1998. Variability in seedling water status during drought within a *Quercus ilex* subsp. *ballota* population, and its relationship to seedling morphology. *For. Ecol. Manage.* 111, 147-156.
- LÓPEZ A., BUENO M.A., AGUINA GALDE I., MARTIN J.P., 2007. Fingerprinting and genetic variability in cork oak (*Quercus suber* L.) elite trees using ISSR and SSR markers. *Ann. For. Sci.* 64, 773-779.
- LÓPEZ DE HEREDIA U., 2006. Filogeografía de las especies esclerófilas de *Quercus* (*Q. suber*, *Q. ilex* y *Q. coccifera*) en el Mediterráneo occidental. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- LÓPEZ DE HEREDIA U., GIL L., 2006. La diversidad en las especies forestales: un cambio de escala. El ejemplo del alcornoque. [en línea]. *Ecosistemas* 2. Disponible en: <http://www.ecosistemas.net> [4 Mar, 2010].
- LOURO V., PINTO G., 2011. Sementes, uma ponte entre o passado e o futuro da floresta. Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território. CENASEF. pp. 31-38.
- LUMARET R., TRYPHON-DIONNET M., MICHAUD H., SANUY A., IPOTESI E., BORN C., MIR C., 2005. Phylogeographical variation of chloroplast DNA in cork oak (*Quercus suber*). *Ann. Bot.* 96(5), 853-861.

- MAESTRE F.T., BAUTISTA S., CORTINA J., DÍAZ G., HONRUBIA M., VALLEJO R., 2002. Microsite and mycorrhizal inoculum effects on the establishment of *Quercus coccifera* in a semi-arid degraded steppe. *Ecol. Eng.* 19, 289-295.
- 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 habitat: field and glasshouse experiments. *Int. J. Ecol. Env. Sci.* 30(3), 187-196.
- MARTÍN A., INFANTE J.M., GARCÍA GORDO J., MERINO J., FERNÁNDEZ ALÉS R., 1998. Producción de bellotas en montes y dehesas del suroeste español. *Pastos* 28, 237-248.
- MARTÍNEZ G., PLANELLES R., ZAZO J., BELA D., VIVAR A., LÓPEZ M., 2001. Estudio de la influencia de la fertilización nitrogenada y la iluminación sobre atributos morfológicos y fisiológicos de brinzales de *Quercus suber* cultivados en vivero. Resultados del primer año en campo. En: *Actas del III Congreso Forestal Español* (Junta de Andalucía, ed.). Granada. Mesa 3. pp. 784-789. . Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- MEROUANI H., BRANCO C., ALMEIDA M.H., PEREIRA J.S., 2001 a. Effects of acorn storage duration and parental tree on emergence and physiological status of Cork oak (*Quercus suber* L.) seedlings. *Ann. For. Sci.* 58, 543-554
- MEROUANI H., BRANCO M., PEREIRA J.S., ALMEIDA M.H., 2001 b. Conservação a longo prazo de sementes do sobreiro. Manual práctico. DIVAPRA Agricultural Genetics, University of Turin, Italy.
- MONTERO G., CAÑELLAS I., 1999. El alcornoque (*Quercus suber* L.). Manual de reforestación y cultivo. Ed. Mundi-Prensa, Madrid.
- MONTERO G., MONTOYA J.M., 1983. Regeneración de alcornocales (*Quercus suber*) bajo distintas intervenciones selvícolas y en diferentes áreas geográficas. *Cortiça* 534, 93-106.
- MONTERO G., TORRES E., CAÑELLAS I., 1994. Regeneración de alcornocales. Síntesis bibliográfica. *Ecología* 8, 271-281.
- MONTOYA J.M., 1983. Pastoralismo mediterráneo. Servicio de Publicaciones Agrarias, Madrid
- MONTOYA J.M., MESÓN M., 2000. Guía práctica del alcornocal. Proyecto de medidas compensatorias. Gestión de Infraestructuras de Andalucía, S.A. y Consejería de Obras Públicas y Transportes, Junta de Andalucía, Sevilla.
- NAVARRO CERRILLO R.M., GÁLVEZ C., 2001. Manual para la identificación y reproducción de semillas de especies vegetales autóctonas de Andalucía. Tomo II. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Córdoba. pp. 300-303.
- NAVARRO CERRILLO R.M., DEL CAMPO A., ALEJANO R., ÁLVAREZ L., 1998. Caracterización de calidad final de planta de encina, alcornoque, algarrobo y acebuche en cinco viveros en Andalucía. *Informaciones Técnicas* 53/98. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía.
- NAVARRO CERRILLO R.M., DEL CAMPO A., ALEJANO R., ÁLVAREZ L., 1999. Caracterización de la calidad de planta de encina (*Quercus ilex*), alcornoque (*Q. suber*), algarrobo (*Ceratonia siliqua*) y acebuche (*Olea europaea*) en cinco viveros en Andalucía. *Montes* 56, 57-67.
- NAVARRO CERRILLO R.M., DEL CAMPO A., CEACEROS C., 2001 a. Caracterización del cultivo y determinación de la calidad de planta de *Quercus ilex* y *Quercus suber* en varios viveros forestales. En: *Actas del III Congreso Forestal Español* (Junta de Andalucía, ed.). Granada. Mesa 3. pp. 824-831. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- NAVARRO CERRILLO R.M., OLIET J., CONTRERAS O., 2001 b. El uso de tubos protectores con cuatro especies forestales en Andalucía occidental: Supervivencia y crecimiento. En: *Actas del III Congreso Forestal Español* (Junta de Andalucía, ed.). Granada. Mesa 3. pp. 916-922. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- NAVARRO CERRILLO R.M., OLIET J., CONTRERAS O., 2001 c. El uso de tubos protectores con cuatro especies forestales en Andalucía occidental: estudio microclimático. En: *Actas del III Congreso Forestal Español* (Junta de Andalucía, ed.). Granada. Mesa 3. pp. 839-845. Disponible en: <http://congresoforestal.es>

- NAVARRO CERRILLO R.M., CARRASCO P., AMORES R., PALACIOS G., 2001 d. Seguimiento de trabajos de forestación de tierras agrarias en Andalucía: El caso de Huelva. En: Actas del III Congreso Forestal Español (Junta de Andalucía, ed.). Granada. Mesa 3. pp. 811-816. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- NAVARRO CERRILLO R.M., ARRIBAS GARCÍA M.A., GALLEGOS FÉRULA V., ALCÁNTARA VARA E., 2003. Deficiencias minerales en plantas de una savia de dos especies de frondosas mediterráneas (*Quercus suber* L. y *Ceratonia siliqua*). Invest. Agr.: Sist. Recur. For. 12(1), 61-73.
- NAVARRO CERRILLO R.M., GALLO L., SÁNCHEZ E., TRAPERO A., FERNÁNDEZ P., 2004. Efecto de distintas fertilizaciones de fósforo en la resistencia de brinzales de encina y alcornoque a *Phytophthora cinnamomi* Rands. Invest. Agr.: Sist. Recur. For. 13 (3), 550-558.
- NAVARRO CERRILLO R.M., DEL CAMPO A., CORTINA J., 2006 a. Factores que afectan al éxito de una repoblación y su relación con la calidad de planta. En: Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes mediterráneos. Estado actual de conocimientos. (Cortina J., Peñuelas J.L., Puértolas J., Savé R., Vilagrosa A., eds.). Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. pp. 31-46.
- NAVARRO CERRILLO R.M., TERÁN A., SÁNCHEZ E., 2006 b. Acción preventiva y curativa del fosfonato en el control de *Phytophthora cinnamomi* Rands. en encina y alcornoque. Bol. San. Veg. Plagas 33, 685-694.
- NAVARRO CERRILLO R.M., PEMAN J., DEL CAMPO A., MORENO SÁNCHEZ J., LARA M.A., DÍAZ HERNÁNDEZ J.L., POUSA F., PIÑÓN F., 2009. Manual de especies para la forestación de tierras agrarias de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, Sevilla. pp. 79-128.
- OLIET J., NAVARRO CERRILLO R.M., CONTRERAS O., 2003. Evaluación de la aplicación de tubos y mejoradores en repoblaciones forestales. Junta de Andalucía, Córdoba.
- OLIVEIRA G., CORREIA A., MARTINS-LOUÇAO A., CATARINO F., 1992. Water relations of cork-oak (*Quercus suber*) under natural conditions. Vegetatio 99-100, 199-208.
- PARDOS M., 2000. Comportamiento de la planta de alcornoque (*Quercus suber* L.) producida en envase: su evaluación mediante parámetros morfológicos y fisiológicos. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Madrid, INIA, Madrid.
- PARDOS M., PARDOS J.A., MONTERO G., 2001. Variación estacional de la actividad radical en tres procedencias de *Quercus suber* L. En: Actas del III Congreso Forestal Español (Junta de Andalucía, ed.). Granada. Mesa 2. pp. 36-42. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- PARDOS M., CAÑELLAS I., MONTERO G., 2002. Seguimiento en campo de un ensayo sobre calidad de planta de alcornoque (*Quercus suber* L.). Cuad. Soc. Esp. Cienc. For. 14, 83-88.
- PAUSAS J.G., RIBEIRO E., DIAS S.G., PONS J., BESELER C., 2006. Regeneration of a marginal Cork oak (*Quercus suber*) forest in the eastern Iberian Peninsula. J. Veg. Sci. 17, 729-738.
- PERA J., PARLADÉ J., 2005. Inoculación controlada con hongos ectomicorrícicos en la producción de planta destinada a repoblaciones forestales: estado actual en España. Invest. Agr.: Sist. Recur. For. 14(3), 419-433.
- PEREIRA H., 2007. The cork oak, Cork, Elsevier Science B.V., Amsterdam. pp. 103-125.
- PÉREZ-DEVESEA M., CORTINA J., VILAGROSA A., VALLEJO R., 2008. Shrubland management to promote *Quercus suber* L. establishment. For. Ecol. Manage. 255(3-4), 374-382
- PÉREZ-RAMOS I.M., MARAÑÓN T., 2008. Factors affecting post-dispersal seed predation in two coexisting oak species: microhabitat, burial and exclusion of large herbivores, For. Ecol. Manage. 255(8-9), 3506-3514.
- PÉREZ-RAMOS I.M., MARAÑÓN T., 2009. Effects of waterlogging on seed germination of three mediterranean oak species: ecological implications. Acta Oecol. 35(3), 422-428.
- PÉREZ-RAMOS I.M., MARAÑÓN T., LOBO J.M., VERDÚ J.R., 2007. Acorn removal and dispersal by the dung beetle *Thorectes lusitanicus*: ecological implications. Ecol. Entomol. 32, 349-356.
- PÉREZ-RAMOS I.M., ZAVALA M.A., MARAÑÓN T., DÍAZ-VILLA M., VALLADARES F., 2008. Dynamics of understorey herbaceous plant diversity following shrub clearing of cork oak forests: A five-year study. For. Ecol. Manage. 255(8-9), 3242-3253.

- PÉREZ-RAMOS I.M., GÓMEZ-APARICIO L., VILLAR R., GARCÍA L.V., MARAÑÓN T., 2010. Seedling growth and morphology of three oak species along field resource gradients and seed-mass variation: a seedling-age-dependent response. *J. Veg. Sci.* 21, 419-437.
- PINTOS B., BUENO M.A., CUENCA B., MANZANERA J.A., 2008. Synthetic seed production from encapsulated somatic embryos of cork-oak (*Quercus suber* L.) and automated growth monitoring. *Plant Cell Tiss. Organ Cult.* 95, 217-225.
- PINTOS B., PÉREZ M., MEIJÓN M., CUENCA B., CAÑAL M.J., BUENO M.A., 2009. Estudio preliminar de la conformidad genética de plántulas micropropagadas de *Quercus suber* L. En: Actas del 5 Congreso Forestal Español. [cd-rom]. (Sociedad Española de Ciencias Forestales, Junta de Castilla y León, eds.). Ávila. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- PIOTTO B., DI NOI A. (eds.), 2001. Propagazione per seme di alberi e arbusti della flora mediterranea. ANPA, Roma.
- PONS J., PAUSAS J.G., 2006. Oak regeneration in heterogeneous landscapes: The case of fragmented *Quercus suber* forests in the eastern Iberian Peninsula, *For. Ecol. Manage.* 231(1-3), 196-204.
- PONS J., PAUSAS J.G., 2007 a. Not only size matters: acorn selection by the European jay (*Garrulus glandarius*). *Acta Oecol.* 31, 353-360.
- PONS J., PAUSAS J.G., 2007 b. Rodent acorn selection in a mediterranean oak landscape. *Ecol. Restor.* 22, 535-541.
- PUIGDERRAJOLS P., MIR G., MOLINAS M., 2001. Ultrastructure of early secondary embryogenesis by multicellular and unicellular pathways in cork oak (*Quercus suber* L.). *Ann. Bot.* 87(2), 179-189.
- PULIDO P.A., 1994. Micorrización sencilla para viveros forestales. *Quercus* 105, 34-36.
- PULIDO F., DÍAZ M., 2003. Dinámica de la regeneración natural del arbolado de encina y alcornoque. En: La gestión forestal de las dehesas. (Pulido F., Campos P., Montero G., eds.). Instituto del Corcho, la Madera y el Carbón, Junta de Extremadura, Mérida. pp. 39-62.
- PULIDO F.J., CAMPOS P., MONTERO G. (coords.), 2003. La gestión forestal de las dehesas. Instituto del Corcho, la Madera y el Carbón, Junta de Extremadura, Mérida.
- QUERO J.L., VILLAR R., MARAÑÓN T., ZAMORA R., POORTER L. 2007. Seed-mass effects in four mediterranean *Quercus* species (*Fagaceae*) growing in contrasting light environments. *Am. J. Bot.* 94(11), 1795-1803.
- QUERO J.L., VILLAR R., MARAÑÓN T., MURILLO A., ZAMORA R., 2008. Respuesta plástica a la luz y al agua en cuatro especies mediterráneas del género *Quercus* (*Fagaceae*). *Rev. Chil. Hist. Nat.* 81, 373-385.
- QUERO J.L., VILLAR R., PÉREZ-RAMOS I., GONZÁLEZ V., URBIETA I., GÓMEZ L., ZAVALA M., MARAÑÓN T., NAVARRO CERRILLO R.M., ZAMORA R., POORTER L., 2009. Implicaciones ecológicas del peso de semilla en especies del género *Quercus*. Evidencias en condiciones controladas y experimentos de campo. En: Actas del 5 Congreso Forestal Español. [cd-rom]. (Sociedad Española de Ciencias Forestales, Junta de Castilla y León, eds.). Ávila. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- QUILHÓ T., LOPES F., PEREIRA H., 2003. The effect of tree shelter on the stem anatomy of cork oak (*Quercus suber*) plants. *IAWA J.* 24(4), 385-395.
- RAMÍREZ-VALIENTE J.A., VALLADARES F., GIL L., ARANDA I., 2009 a. Plasticidad fenotípica y diferenciación genética en dos caracteres relacionados con la adaptación a la sequía en *Quercus suber*. En: Actas del 5 Congreso Forestal Español. [cd-rom]. (Sociedad Española de Ciencias Forestales, Junta de Castilla y León, eds.). Ávila. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- RAMÍREZ-VALIENTE J.A., VALLADARES F., GIL L., ARANDA I., 2009 b. Population differences in juvenile survival under increasing drought are mediated by seed size in cork oak (*Quercus suber* L.). *For. Ecol. Manage.* 257(8), 1676-1683.
- RIBEIRO D., RIBEIRO H., LOURO V., 2001. Produção em viveiros florestais. Direcção-Geral de Desenvolvimento Rural, Lisboa.

- ROMERO A.M., ARAMBURU M.P., HERANZ J., 2005. Estudio comparado de la repoblación forestal mediante la técnica de "Siembra profunda superficial" frente a otras de plantación y siembra. En: Actas del IV Congreso Forestal Español. [cd-rom]. (Sociedad Española de Ciencias Forestales, ed.). Zaragoza. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- ROSÚA J.L., LÓPEZ DE HIERRO L., MARTÍN J.C., SERRANO F.A., SÁNCHEZ LANCHA A., 2001. Procedencias de las especies vegetales autóctonas utilizadas en restauración de la cubierta vegetal. Tomo II. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- RUIZ DE LA TORRE J., 2006. Flora Mayor. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid, España. pp. 697-706.
- SÁNCHEZ A., ARROYO M., 2003. Trasplante de material vegetal de porte arbóreo, por el método de cepellón escayolado. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- SÁNCHEZ M.E., SÁNCHEZ J.E., NAVARRO CERRILLO R.M., FERNÁNDEZ P., TRAPERO A., 2003. Incidencia de la podredumbre radical causada por *Phytophthora cinnamomi* en masas de *Quercus* en Andalucía. Bol. San. Veg. Plagas 29, 321-345.
- SERRADA R., 1999. La elección de especie y densidad en las forestaciones para dehesas. En: Actas del Congreso sobre Forestación en las Dehesas. Ponencias sobre el panel nº 2: Técnicas de forestación. Mérida.
- SERRADA R., SERRADA M., 2001. Estudio sobre biometría y morfología del sistema radical de una repoblación de alcornoque en el TM de Calzada de Oropesa (Toledo). En: Actas del III Congreso Forestal Español (Junta de Andalucía, ed.). Granada. Mesa 3. pp. 456-463. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- SUÁREZ M.A., VÁZQUEZ F., BASELGA P., 1997 a. Efecto de distintos tipos de envase, sustrato y grados de endurecimiento en la producción de planta de *Quercus suber* L. y *Quercus rotundifolia* Lam. En: Actas del II Congreso Forestal Español, I Congreso Forestal Hispano Luso. (Puertas F., Rivas M., eds.). Pamplona. Tomo III. pp. 621-626. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- SUÁREZ M.A., VÁZQUEZ F., BASELGA P., TORRES E., CUEVAS S., 1997 b. Efectos de distintos tratamientos en vivero en el arraigo y primer desarrollo en campo de plantas de *Quercus suber* L. y *Quercus rotundifolia* Lam. Efecto del protector. En: Actas del II Congreso Forestal Español, I Congreso Forestal Hispano Luso. (Puertas F., Rivas M., eds.). Pamplona. Tomo III. pp. 627-632. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- TORIBIO M., CELESTINO C., 1989. Cultivo *in vitro* del alcornoque. Sci. Gerun. 15, 11-21.
- TORIBIO M., CELESTINO C., 2000. El uso de la biotecnología en la conservación de recursos genéticos forestales. Invest. Agr.: Sist. Recur. For. Fuera de Serie 2, 249-260.
- TORIBIO M., CELESTINO C., GALLEGO J., MARTÍNEZ I., 2000. Induction of somatic embryogenesis in tissues from mature oak trees. En: F.Ó. Development of integrated systems for large-scale propagation of elite plants using *in vitro* techniques. (Ríordáin, eds.). EUR 19237, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. pp. 236-237.
- TORRES E., MONTERO G., 1992. Experiencias sobre regeneración natural en alcornoques. Primeros resultados. En: Simposio Mediterráneo sobre regeneración de monte alcornoque. (IPROCOR ed.). pp. 153-158.
- TORRES E., MONTERO G., SUAREZ M.A., 1997. Seguimiento de la regeneración natural de alcornoque bajo condiciones microclimáticas diferentes. En: Actas del II Congreso Forestal Español, I Congreso Forestal Hispano Luso. (Puertas F., Rivas M., eds.). Pamplona. Tomo IV. pp. 535-540. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- TRUBAT R.J., CORTINA A., VILAGROSA A., 2010. Nursery fertilization affects seedling traits but not field performance in *Quercus suber* L. J. Arid Environ. 74(4), 491-497.
- URBIETA I.R., PÉREZ-RAMOS I.M., ZAVALA M.A., MARAÑÓN T., KOBE R.K., 2008. Soil water content and emergence time control seedling establishment in three co-occurring mediterranean oak species. Can. J. For. Res. 38, 2382-2393.
- VALLE F., NAVARRO F.B., JIMÉNEZ M.N., 2003. Modelos de restauración forestal. Datos botánicos aplicados a la gestión del medio natural andaluz. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.

- VÁZQUEZ F., 1998. Semillas del género *Quercus* L. (biología, ecología y manejo). Servicio de Investigación y Desarrollo Tecnológico, Consejería de Agricultura y Comercio, Junta de Extremadura, Badajoz.
- VÁZQUEZ F., SUÁREZ M., BASELGA P., 1997 a. Efectos de la temperatura y la humedad en la germinación in vitro del grano de polen en *Quercus rotundifolia* y *Q. suber*. *Investigación Agraria, Sistemas y Recursos Forestales* 5, 351-359.
- VÁZQUEZ F., RINCÓN S., RAMOS S., CUEVAS S., DONCEL E., 1997 b. Influencia del riego en una repoblación con cuatro especies del género *Quercus* L. (*Quercus coccifera*, *Q. faginea*, *Q. rotundifolia* y *Q. suber*) en Extremadura. En: *Actas del II Congreso Forestal Español, I Congreso Forestal Hispano Luso*. (Puertas F., Rivas M., eds.). Pamplona. Tomo III. pp. 655-660. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- VÁZQUEZ F., SUÁREZ M., TORRES E., CUEVAS S., 1997 c. Forestación con cuatro especies (*Quercus coccifera*, *Q. faginea*, *Q. rotundifolia* y *Q. suber*) de frondosas en Extremadura. En: *Actas del II Congreso Forestal Español, I Congreso Forestal Hispano Luso*. (Puertas F., Rivas M., eds.). Pamplona. Tomo III. pp. 655-660. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- VERDAGUER D., MOLINAS M., 1999. Developmental anatomy and apical organization of the primary root of cork oak (*Quercus suber* L.). *Int. J. Plant Sci.* 160, 471-481.
- VERDÚ J., LOBO J., NUMA C., PEREZ-RAMOS I., GALANTE E., MARAÑÓN T., 2007. Acorn preference by the dung beetle, *Thorectes lusitanicus*, under laboratory and field conditions. *Anim. Behaviour* 74 (6), 1697-1704.
- VIEIRA J., 1950. Subercultura. Dir. Gral. Do Ser. Florestais e Aquícolas, Lisboa. Edición Española de 1992, MAPA, Madrid.
- ZAZO J., FRANCISCO M.S., TALLÓN F., 1997. Estudio de la influencia de distintos sustratos de cultivo en el crecimiento y desarrollo en vivero de brinzales de *Quercus ilex* L., *Quercus suber* L., *Pinus pinaster* Ait., *Pinus halepensis* Mill. En: *Actas del II Congreso Forestal Español, I Congreso Forestal Hispano Luso*. (Puertas F., Rivas M., eds.). Pamplona. Tomo III. pp. 685-690. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- ZAZO J., PINAZO O., PLANELLES R., VIVAR A., CORNEJO L., LÓPEZ M., 2001. Estudio de la influencia de la fertilización nitrogenada e iluminación sobre atributos morfológicos y fisiológicos de brinzales de *Q. suber* L. cultivado en vivero. Resultados tras el primer año de campo. En: *Actas del III Congreso Forestal Español* (Junta de Andalucía, ed.). Granada. Mesa 3. pp. 777-783. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- ZULUETA J., MONTOTO J.L., 1992. Efecto de la temperatura y humedad en la germinación de bellotas de encina (*Quercus ilex* L.) y alcornoque (*Quercus suber* L.). *Invest. Agr.: Sist. Recur. For.* 1(1), 65-71.

Retama monosperma (L.) Boiss.

Retama, retama blanca, retama de olor; *cat.*: ginesta de flor blanca, ginestera blanca

Retama sphaerocarpa (L.) Boiss.

Retama, escoba, ginestra, hinestra; *cat.*: ginesta, ginesta, ginesta vimenera

Pedro VILLAR-SALVADOR, Bárbara CUESTA POVEDA, Luis Fernando BENITO MATÍAS

1. Descripción

1.1. Morfología

Retama monosperma es un arbusto de 1,5 a 3 m de alto, con ramas mimbrenas y junciformes, generalmente sin fuerza para mantenerse, por lo que aparecen colgantes. Las ramas jóvenes son redondeadas y estriadas, con 11-14 costillas longitudinales en forma de T. Al principio son seríceo-plateadas, luego pasan a ser glabrescentes de color verde. Su indumento es doble, con pelos cortos y rectos en las costillas y crespos o espirales en los valles intercostales. Sus hojas presentan foliolos de $4-8 \times 0,7-1$ mm, estrechos, alargados y seríceo-plateados por ambas caras, son alternas, aparentemente simples, estipuladas y de vida muy corta, por lo que, al igual que en *R. sphaerocarpa*, los tallos desempeñan la principal función fotosintética (López González, 2001; Ruiz de la Torre, 2006).

Retama sphaerocarpa es un arbusto de 1 a 3 m de alto, aunque excepcionalmente puede llegar a los 4 m. Su corteza es lisa y desprovista de espinas, de color gris o gris-verdoso. Las ramas jóvenes son cuadrangulares y estriadas, con 8-10 costillas en forma de V invertida (cuatro de ellas más desarrolladas), junciformes y muy flexibles, que pierden prontamente las hojas, desempeñando el tallo la función asimiladora. Al principio son seríceo-plateadas, después escábridas, con indumento simple formado por pelos cortos y aplicados. Las ramas terminales más jóvenes actúan como unidades del crecimiento modular, siendo capaces de producir ramas nuevas a partir de las yemas axilares basales y generar inflorescencias a partir de las yemas axilares laterales. Las hojas son simples, lanceoladas y alternas, de $4-11 \times 1-2$ mm, casi sentadas (López González, 2001; Ruiz de la Torre, 2006). La retama desarrolla un sistema radical dual, uno horizontal que se extiende lateralmente como una densa capa de raíces confinadas en los primeros 20 cm de suelo y una raíz pivotante que puede llegar hasta los 28 m de profundidad (Haase *et al.*, 1996).

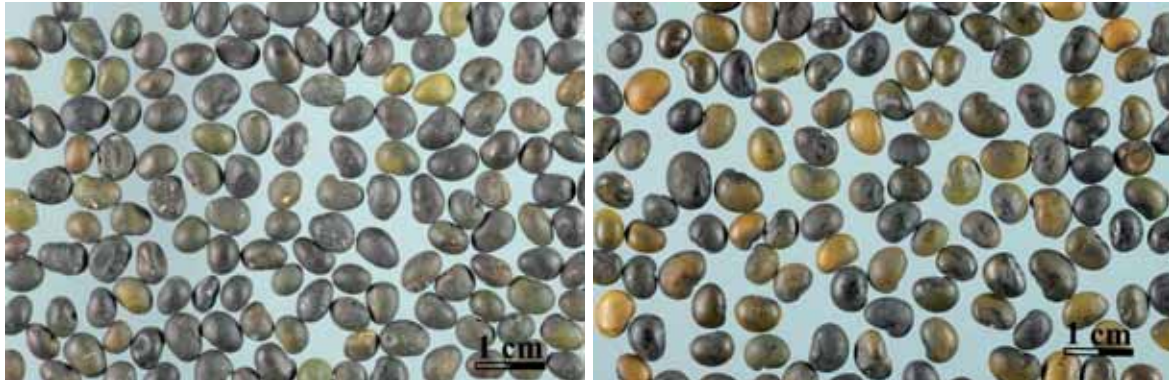
1.2. Biología reproductiva

Retama monosperma tiene flores hermafroditas, blancas y amariposadas, más grandes que las de *R. sphaerocarpa*, de 9-12 mm de longitud y dispuestas en racimos laterales cortos, con 10-16 flores. Florece de enero a abril, muy raramente en mayo. El fruto es una legumbre de 10-22 × 9-14 mm, más o menos globosa, terminada en punta, algo comprimida lateralmente y a veces ligeramente arqueada, con una quilla muy desarrollada en la sutura dorsal (Fig. 1 a). Las legumbres son glabras externamente y algodonosas por dentro, de color pardo-amarillento y dehiscentes cuando maduran. Presentan un pericarpo carnoso y azucarado en la madurez. El fruto contiene una sola semilla de 4-6 × 5,2-8,5 mm (Fig. 2 a), raramente 2-3 semillas, que se encuentra inmóvil de forma que no suena al agitarse las ramas. Fructifica de abril a junio y a principios de verano se produce la dispersión de las semillas (Gallego-Fernández *et al.*, 2006), que es básicamente zoócora (Dellafiore *et al.*, 2006).

Retama sphaerocarpa presenta flores hermafroditas, amarillas, amariposadas de 5-8 mm de longitud, dispuestas en racimos laterales con 8-17 flores. Florece de abril a junio, dependiendo de la localidad y la altitud (López González, 2001). La polinización es entomófila, principalmente por abejas y hormigas (Gómez *et al.*, 1996; Rodríguez Riaño *et al.*, 1999). El fruto es una legumbre ovoidea de unos 7,5-12 × 5-8 mm, de superficie lisa y ápice romo, con pericarpo esponjoso y seco en la madurez, de color amarillo pajizo, que suele mantenerse indehisciente en la planta después de la madurez (Fig. 1 b). El fruto contiene casi siempre una sola semilla que es de color verde oscuro y de 3,5-5 × 5-8 mm (Fig. 2 b). Las semillas tienden a ser de mayor tamaño en las localidades áridas y semiáridas que en las de ombroclima seco y subhúmedo (Villar-Salvador *et al.*, 2008). Los frutos maduran y se dispersan a finales de septiembre o primeros de otoño y pueden permanecer en la planta hasta bien entrado el invierno, cayéndose al suelo por gravedad o arrancados por el viento. Posteriormente las semillas son dispersadas por el agua de



Figuras 1 a y b. Frutos de *Retama monosperma* (izquierda) (Foto: C. Soriano) y *R. sphaerocarpa* (superior) (Foto: J. Pemán).



Figuras 2 a y b. Semillas de *Retama monosperma* (izquierda) y *R. sphaerocarpa* (derecha).

escorrentía, hormigas y conejos (Cerván y Pardo, 1997; Gómez y Hódar, 1997). La germinación de las semillas ocurre principalmente en otoño (Gómez y Hódar, 1997). La potencia germinativa de esta especie en condiciones naturales (sin pretratamientos germinativos) es muy baja y varía entre el 4 y 35% (Catalán, 1991; Ruiz de la Torre *et al.*, 1996), habiendo una gran diferencia entre localidades y años.

1.3. Distribución y ecología

Las poblaciones naturales de *R. monosperma* se localizan en la Península Ibérica y noroeste de África (Marruecos y oeste de Argelia) (López González, 2001). En la Península Ibérica se extiende de manera natural por las regiones costeras del sudoeste, como Cádiz, Huelva, Málaga y sur de Portugal. También se puede ver asilvestrada en localidades de Cataluña, Levante, Islas Baleares y en otros puntos del centro de la Península (Ruiz de la Torre, 2006). De forma natural se ubica en altitudes de 0-300 m, bajo climas de clara influencia oceánica, como mediterráneo o submediterráneo litoral. Los rangos más frecuentes de temperatura media anual y temperatura media de las mínimas del mes más frío en los que se hallan las poblaciones de *R. sphaerocarpa* son entre 15,8 y 17,8 °C y entre 3,7 y 7,8 °C, respectivamente, mientras que la precipitación anual media y la estival varía entre 480 y 850 mm y 15 y 45 mm, respectivamente (Anexo I). Crece en terrenos arenosos o pedregosos, principalmente en los arenales y dunas próximas a la costa (López González, 2001; Ruiz de la Torre, 2006). Forma parte del subpiso de pinares claros (especialmente de pino piñonero), pero también constituye bandas de retamar puro o con escasas hierbas y matillas, paralelas a las líneas de costa o de dunas. Se ubica en ámbitos de psamófilos, a veces en lugares con iniciación de colonización por esclerófilos, laurifolios y subesclerófilos, en dominios de *Pinus pinaster*, *P. pinea* y del bosque esclerófilo planifolio mediterráneo. Esta retama, al igual que *R. sphaerocarpa*, es heliófila y tiene un crecimiento rápido y una longevidad media de 15 años. Es una especie colonizadora de arenas móviles, capaz de resistir fuertes y pertinaces vientos cargados de gotillas de agua salada y granos de arena (Ruiz de la Torre, 2006). Forma retamares de mediana o baja densidad. Se ha aprovechado su ramaje para cama de ganado y formación de estiércol, así como para cubrir cabañas y fabricar escobas. La función de fijación de arenales móviles es fundamental en los campos dunares, siendo parcial protectora del viento para los cultivos de segunda línea de costa.

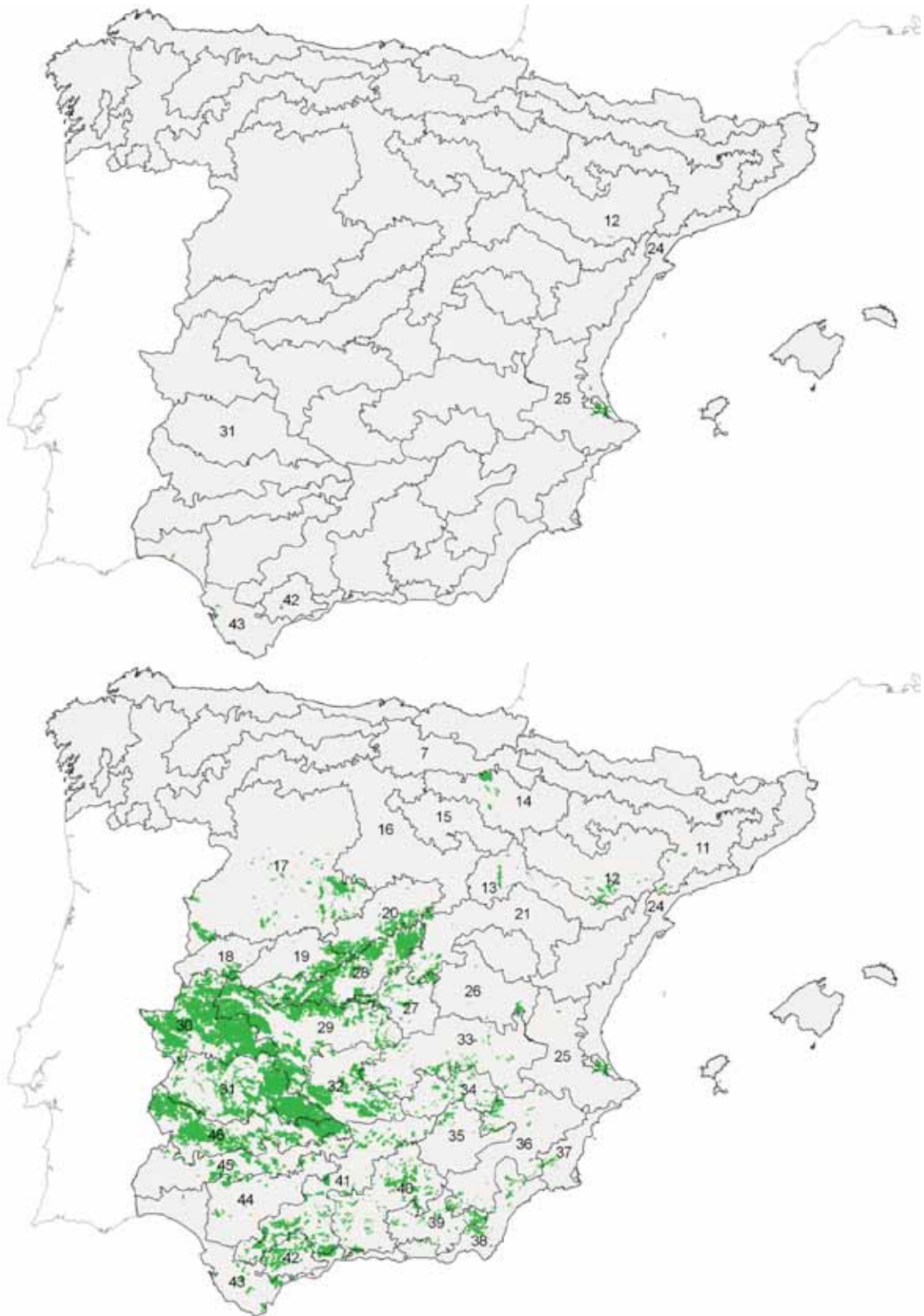
Al igual que su congénere, *R. sphaerocarpa* se distribuye por el noroeste de África (Argelia, Túnez y Marruecos) y la Península Ibérica (López González, 2001). En esta última se encuentran desde el nivel del mar hasta los 1.400 m de altitud, en ombroclima semiárido y seco. Los rangos más frecuentes de temperatura media anual y temperatura media de las mínimas del mes más frío en los que se hallan las poblaciones de *R. sphaerocarpa* son entre 13,5 y 17,5 °C y entre -0,6 y 7,8 °C, respectivamente, mientras que la precipitación anual media y la estival varían entre 320 y 750 mm y entre 20 y 65 mm, respectivamente (Anexo I). En la España peninsular crece en Cataluña, donde es rara, Aragón, Navarra, Castilla León, Castilla-La Mancha, Extremadura, Comunidad Valenciana, Madrid, Murcia y Andalucía. No se halla ni en las Islas Canarias ni en las Baleares. Es una especie bastante tolerante a cualquier condición ecológica del clima mediterráneo, excepto a las temperaturas muy frías y el exceso de humedad. Indiferente también respecto al suelo, aparece sobre sustratos variados: pizarras, arcosas, margas, calizas o yesos, pero rara vez en granitos (López González, 2001). Preferentemente crece en glacis y piedemonte de las cordilleras, altiplanos y bordes de los grandes valles fluviales, en lugares secos y despejados: ribazos, laderas soleadas, claros de encinares u otros bosques mediterráneos, matorrales de degradación, ramblas, terrenos no cultivados, etc. Ocupa espacios en los ámbitos zonales de *Quercus ilex* y *Q. faginea*, así como en intrazonales de psamófilos y de rupícolas o glerícolas (Ruiz de la Torre, 2006). La retama constituye formaciones a veces muy extensas, principalmente en terrenos de poca pendiente dedicados con anterioridad a cultivos de cereal y que, tras su abandono, se aprovechan para pastos, preferentemente de ganado ovino. En los retamares del centro de la Península Ibérica la densidad de plantas de esta especie oscila entre 250 y 1.000 pies ha⁻¹ (Tovar, 2009), dando una cubierta poco densa, que se completa con pastizal herbáceo de fondo, acompañado a veces de pequeños caméfitos. Esta retama es conocida por su papel como especie nodriza, ya que facilita el establecimiento de herbáceas y leñosas (Pugnaire *et al.*, 1996; Moro *et al.*, 1997; Tovar, 2009) debido a cambios en las condiciones microclimáticas bajo su dosel.

2. Materiales forestales de reproducción

2.1. Marco normativo. Identificación de los materiales de reproducción

Las retamas no están sometidas a la normativa nacional sobre regulación de materiales forestales de reproducción, por lo que no cabe asignarles de forma oficial regiones de procedencia ni es obligatorio delimitar materiales de base. La identificación del origen de sus materiales de reproducción puede basarse en las regiones establecidas por García del Barrio *et al.* (2001) (Fig. 3 a y b). Se recomienda el empleo de materiales de la misma región de identificación en la que se va a efectuar la plantación. De esta manera, se promueve la conservación de las características genéticas de las poblaciones locales.

En *R. sphaerocarpa* se han observado diferencias entre procedencias en la velocidad de crecimiento de las plántulas. Las procedencias de zonas con primaveras cortas y ombroclimas más húmedos suelen mostrar mayor rapidez de crecimiento que las procedencias de primaveras más largas y ombroclima más seco. También se han visto diferencias en la resistencia del aparato fotosintético a la fotoinhibición, si bien dichas diferencias aparentemente no se relacionan con las condiciones climáticas de las poblaciones de origen (Villar-Salvador *et al.*, 2008).



Figuras 3 a y b. Distribución de *Retama monosperma* (superior) y *R. sphaerocarpa* (inferior) y Regiones de Identificación de sus materiales (Fuente: Mapa Forestal de España, 1:200.000).

Las especies del género *Retama* no están sometidas a la reglamentación de sanidad vegetal, por lo que sus materiales no van acompañados por el pasaporte fitosanitario.

2.2. Técnicas de manejo y propagación

2.2.1. Semillas

La recolección de los frutos en ambas especies se hace a mano, por ordeño, a principios del otoño. Los frutos deben secarse al sol antes de la extracción de las semillas, operación que se realiza por trillado, bien con rulos, trillas o simplemente por pisoteo con botas gruesas o las ruedas de vehículos ligeros como carretillas. Debido a su dura cubierta, es muy resistente a los daños mecánicos. La separación de la semilla de los restos de frutos y otras impurezas se efectúa mediante aventado y cribado. La eliminación de semillas vanas, parasitadas y picadas se puede completar por procedimientos densimétricos. Las semillas son de tipo ortodoxo, por lo que su almacenamiento debe hacerse en seco y a temperatura preferentemente inferior a 15 °C, si bien admiten su almacenamiento a temperatura ambiente, conservando su viabilidad durante varios años. Aunque no necesario, resulta conveniente utilizar recipientes de cierre hermético. Las características medias de los lotes de semillas de ambas retamas se recogen en la Tabla 1.

La germinación de las semillas es muy baja si no se aplica ningún pretratamiento germinativo, debido al letargo físico impuesto por su dura cubierta. La tasa de germinación puede ser superior al 75% si se tratan convenientemente. El tratamiento que se aconseja por su sencillez y menor peligro es el escaldado en agua hirviendo durante 1-1,5 minutos, dejando las semillas en el agua hasta que ésta se enfríe. El tiempo de escaldado varía entre los lotes de semillas; una indicación de que el tratamiento ha sido adecuado es que las semillas aparezcan hinchadas y ligeramente blandas. Si el escaldado ha sido muy largo las semillas se pudrirán rápidamente al sembrarse. Es conveniente que las semillas se traten cuando vayan a sembrarse, no aconsejándose un almacenamiento prolongado una vez escaldadas. Otro pretratamiento que da buen resultado es la escarificación química

Tabla 1. Datos característicos de lotes de semillas de *Retama monosperma* y *R. sphaerocarpa*.

Rendimiento semilla/fruto (% en peso)	Pureza (%)	Facultad germinativa (%)	Nº semillas kg ⁻¹	Referencia
<i>Retama monosperma</i>				
(31)	98	75-85	10.000-10.250-10.500	Catalán (1991)
30	100	74-92	7.872-9.787	Navarro-Cerrillo y Gálvez (2001)
31-36	95-98	60-80	9.700-11.000	CNRGF <i>El Serranillo</i> (Anexo III)
<i>Retama sphaerocarpa</i>				
50-60	98	75-85	12.250-13.200-14.200	Catalán (1991)
21	99-100	98,3	10.878	Navarro-Cerrillo y Gálvez (2001)
50-60	95-98	60-85	12.150-13.300-14.200	CNRGF <i>El Serranillo</i> (Anexo III)
(61)	99-100		12.000-13.000	Vivero Central JCyL (Anexo IV)

con ácido sulfúrico concentrado (98%) durante 5 minutos, con posterior lavado en agua (Navarro Cerrillo y Gálvez, 2001). Sin embargo, esta opción tiene mayores riesgos de manejo y ambientales, por lo que se desaconseja su utilización. La ISTA no hace referencia en sus reglas a las especies del género *Retama*. Cabría aplicar al respecto las recomendaciones reseñadas para otra leguminosa, como por ejemplo, *Cytisus scoparius* (ISTA, 2011).

Ambas especies tienen germinación epigea. Las plántulas tienen 2-3 cm, con dos cotiledones elipsoidales y carnosos y hojas primordiales estrechas y alargadas, de aspecto sedoso, desprovistas de pecíolo (Navarro-Cerrillo y Gálvez, 2001).

3. Producción de plantas

La información disponible en la literatura es sobre *R. sphaerocarpa*. La siembra en vivero ha de realizarse entre febrero y abril, debiéndose efectuar la primera parte del cultivo en invernadero cuando los viveros están emplazados en zonas con heladas primaverales. Se aconseja sembrar directamente en el contenedor de cultivo definitivo tres o cuatro semillas por alvéolo. En invernadero, la emergencia de las plántulas de *R. sphaerocarpa* tarda de 1 a 1,5 meses. Una vez asegurada la emergencia de las plántulas, sólo se dejará una de ellas por alvéolo. Muchos viveros cultivan las retamas en contenedores con alvéolos de 200 cm⁻³, pero se aconseja utilizar contenedores de 300 cm⁻³, dado que son especies de rápido crecimiento, que forman fácilmente un denso cepellón si la fertilización es adecuada. Los sustratos más frecuentes en los que se cultivan las retamas son turbas rubias y negras fertilizadas o mezclas de fibra de coco con turba, con adiciones de vermiculita hasta el 20% del volumen total. En cuanto a la fertilización, Villar-Salvador *et al.* (2008) consiguieron plantas de *R. sphaerocarpa* (Fig. 4) con buenas características morfológicas y fisiológicas, que posteriormente presentaron excelentes niveles de supervivencia y crecimiento en repoblación, fertirrigando cada planta con un aporte total de 100, 30 y 10 mg de N, P y K, respectivamente, repartido a lo largo de 18 semanas, a razón de una fertirrigación por semana.



Figura 4. Brinzal de *R. sphaerocarpa* de una savia cultivado en alvéolo de 300 cm³
(Fotos: CNRGF El Serranillo).



Figura 5. Plantas de *Retama sphaerocarpa* de una savia de baja (izquierda) y alta calidad (derecha) (Foto: F. Valladares).

La Tabla 2 resume las características morfológicas y la concentración habituales y recomendadas de los principales macronutrientes en los tejidos para *R. sphaerocarpa*. No se ha encontrado estos mismos datos para *R. monosperma*. Las plántulas de *R. sphaerocarpa* producen raíces amarillentas y carecen de hojas, excepto en las primeras semanas de vida y en los brotes jóvenes, en los que aparecen pequeños foliolos que caen al cabo de unos pocos días. Los tallos suelen ramificarse abundantemente, excepto en las plantas poco fertilizadas. Como en la mayoría de las leguminosas, las especies de *Retama* forman simbiosis radiculares con bacterias fijadoras de nitrógeno. La formación en vivero de dicha simbiosis sin inoculación previa es muy baja. La inoculación artificial incrementa notablemente el número de plantas que forman nódulos de *Rhizobium* y *Bradyrhizobium*. Esta simbiosis permite mejorar la calidad morfológica y fisiológica de los brinzales de *R. sphaerocarpa* cuando se aplican bajos niveles de fertilización en vivero (Valladares *et al.*, 2002). Sin embargo, las plantas noduladas no parecen tener mayor supervivencia y crecimiento en campo que las que no lo están, las cuales se inoculan fácilmente de forma espontánea tras su plantación cuando existen propágulos de *Rhizobium* en el suelo (Villar-Salvador *et al.*, 2008). En cambio, se ha visto que la inoculación en vivero de plantas de *R. sphaerocarpa* con micorrizas arbusculares del género *Glomus* aumenta su crecimiento en el campo con respecto a las que no lo han sido, si bien no se ha comprobado ningún efecto sobre la supervivencia (Caravaca *et al.*, 2003).

Tabla 2. Atributos morfológicos y fisiológicos de referencia de brinzales de una savia de *Retama sphaerocarpa* (Domínguez Lerena *et al.*, 2001; Villar-Salvador *et al.*, 2008 y datos inéditos del CNRGF El Serranillo).

Atributo	Valores medios de referencia	Valores recomendados	Valores mínimos recomendados
Atributos morfológicos			
Altura (cm)	35,1±17,9	25-35	20
Diámetro cuello raíz (mm) ⁽¹⁾	3,91±0,95	2,5-4	3
Peso seco aéreo - PA (g)	3,74±2,08	3-4	2,5
Peso seco radical - PR (g)	7,11±2,60	7-8	5
Peso seco total (g)	10,85	10-12	7,5
PA/PR	0,52±0,18	0,8-1	0,6
Esbeltez (cm mm ⁻¹)	9,16±4,41	8-10	5
Concentración de nutrientes (mg g⁻¹)			
N aéreo	17	20	16
P aéreo	1,0	1,3	0,8
K aéreo	6	7	5,5
N raíz	12	14	10
P raíz	0,6	1	0,5
K raíz	3	3,5	2,5

⁽¹⁾ Medido inmediatamente por debajo del punto de inserción de los cotiledones.

4. Uso en repoblaciones y restauraciones

Ambas retamas se usan en proyectos de restauración ecológica y en los taludes y medianas de infraestructuras lineales. *Retama sphaerocarpa* suele usarse como acompañante de otras especies arbóreas en la reforestación de tierras agrarias (Fig. 6). Por ejemplo, en Castilla-La Mancha se ha plantado mezclada con *P. pinea* y *Q. ilex*. Dada la alta resistencia a la sequía de *R. sphaerocarpa*, se recomienda su uso en restauración de ambientes semiáridos del sudeste español, siempre que los suelos tengan una profundidad adecuada. *R. monosperma* también se ha utilizado en la estabilización de dunas costeras móviles.

5. Planificación de la repoblación

Como método de implantación de ambas retamas se recomienda la plantación de brinzales. Debido a que *R. sphaerocarpa* desarrolla profundas raíces pivotantes (Haase *et al.*, 1996; Padilla y Pugnaire, 2007), se aconseja plantarla en suelos con cierta profundidad y empleando preparaciones del suelo intensas que faciliten la profundización del sistema radical, como son el subsolado y el ahoyado con retroexcavadora a 60 cm de profundidad. Cuando la retama blanca se planta en dunas no se requiere ninguna preparación previa



Figura 6. Repoblación mixta de *Retama sphaerocarpa*, *Quercus ilex* y *Pinus pinea* en tierras agrícolas abandonadas en Ciudad Real (Foto: P. Villar).

del suelo. *Retama sphaerocarpa* es capaz de mantener un crecimiento radical en campo apreciable durante el invierno (Sardá *et al.*, 2005), por lo que se aconseja plantarla en otoño, especialmente en lugares de clima semiárido o localidades de inviernos suaves. Bien fertilizada, la retama es capaz de formar un cepellón consistente, con lo que el uso de plantas de una savia debe priorizarse sobre el de las de 2 savias.

Retama sphaerocarpa se ha plantado con *P. pinea* y *Q. ilex* en marcos de 3×3 m en Castilla-La Mancha. En Tierra de Pinares de Castilla y León se aconseja que el número de pies de retama sea como máximo el 10% de los pies totales en la repoblación, siendo la densidad final de 800 a 1.600 pies ha^{-1} . La densidad de individuos adultos en retamares puros de *R. sphaerocarpa* en el centro de la Península Ibérica varía entre 250 y 1.000 pies ha^{-1} , con un promedio de 450 pies ha^{-1} (Tovar, 2009). Por ello, teniendo en cuenta que la supervivencia de esta especie normalmente es elevada, superior al 50%, la densidad de plantación de la retama, si se usa como especie principal, no debería superar en ningún caso los 800 pies ha^{-1} . A tal respecto, se aconsejan densidades de 600-800 pies ha^{-1} .

Se desaconseja el uso de tubos protectores de tipo invernadero para las retamas, por su carácter heliófilo (Oliet *et al.*, 2003). No obstante una sombra moderada incrementa la supervivencia (Rey-Benayas *et al.*, 2002). En cambio, si en la zona de plantación hay una densidad elevada de herbívoros, será necesario proteger las plantas con mallas protectoras. Tampoco se aconseja el empleo de fertilizantes e hidrogeles en las plantaciones (Oliet *et al.*, 2003). Siendo estrictos, no es preciso aplicar riegos de mantenimiento, siempre que

los demás trabajos de reforestación y tomas de decisiones se hagan adecuadamente y las condiciones meteorológicas del año de plantación no sean especialmente anormales. En el caso de *R. monosperma* plantada en dunas, sí puede ser útil aplicar un riego de mantenimiento. No obstante, si es posible logística y económicamente, el riego favorece enormemente el desarrollo de los plantones. Así, aportes de 9-8 l por planta, repartidos en seis momentos a lo largo del primer período vegetativo, por medio de riego por goteo, incrementaron notablemente la supervivencia de *R. sphaerocarpa* en el semiárido almeriense (Sánchez *et al.*, 2004; Padilla *et al.*, 2009). Otra posibilidad, si hay fácil acceso a la repoblación, es aplicar riegos con una cisterna, aportando 10-40 l por planta tres veces a lo largo del primer verano después de la plantación. Finalmente, en plantaciones de tierras agrícolas es fundamental eliminar la comunidad de herbáceas anuales en un perímetro de 1 m alrededor de las plantas de retama para minimizar los daños causados por competencia (Rey-Benayas *et al.*, 2002).

6. Bibliografía

- CARAVACA F., ALGUACIL M.M., FIGUEROA D., BAREA J.M., ROLDÁN A., 2003. Re-establishment of *Retama sphaerocarpa* as a target species for reclamation of soil physical and biological properties in a semi-arid mediterranean area. *For. Ecol. Manage.* 182, 48-58.
- CATALÁN G., 1991. Semillas de árboles y arbustos forestales. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. pp. 325-326.
- CERVÁN M., PARDO F., 1997. Dispersión de semillas de retama (*Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss.) por el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) en el centro de España. *Doñana. Acta Vertebrata* 24, 143-154.
- DELLAFIORE C.M., MUÑOZ S., GALLEGU- FERNÁNDEZ J.B., 2006. Rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) as dispersers of *Retama monosperma* (L.) Bois seeds in a coastal dune system. *Ecoscience* 13, 5-10.
- DOMÍNGUEZ S., MURRIAS G., HERRERO N., PEÑUELAS J.L., 2001 Cultivo de once especies mediterráneas en vivero: implicaciones prácticas. *Ecología* 15, 213-223.
- GALLEGU- FERNÁNDEZ J.B., MUÑOZ S., DELLAFIORE C., 2006. Flora y vegetación de la flecha litoral de Nueva Umbría, Lepe-Huelva. Ayuntamiento de Lepe.
- GARCÍA DEL BARRIO J.M., DE MIGUEL J., ALÍA R., IGLESIAS S., 2001. Regiones de identificación y utilización de material forestal de reproducción. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- GÓMEZ J.M., HÓDAR J.A., 1997. Dispersión, germinación y establecimiento de *Retama sphaerocarpa* en tres medios áridos de las Hoyas de Guadix y Baza. En: V Jornadas de la Asociación Española de Ecología Terrestre.
- GÓMEZ J.M., ZAMORA R., HÓDAR J.A., GARCÍA D., 1996. Experimental study of pollination by ants in mediterranean high mountain and arid habitats. *Oecologia* 105, 236-242.
- HAASE P., PUGNAIRE F.I., FERNÁNDEZ E.M., PUIGDEFÁBREGAS J., CLARK S.C., INCOLL L.D., 1996. An investigation of rooting depth of the semiarid shrub *Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss. by labelling of ground water with a chemical tracer. *J. Hydrol.* 177, 23-31.
- ISTA (International Seed Testing Association), 2011. International rules for seed testing. Edition 2011. ISTA, Bassersdorf, Switzerland.
- LÓPEZ GONZÁLEZ G.A., 2001. Los árboles y arbustos de la Península Ibérica e Islas Baleares. Tomo II. Ed. Mundi-Prensa, Madrid. pp. 982-986.
- MORO M.J., PUGNAIRE F.I., HAASE P., PUIGDEFÁBREGAS J., 1997. Effect of the canopy of *Retama sphaerocarpa* on its understorey in a semiarid environment. *Funct. Ecol.* 11, 425-431.

- NAVARRO CERRILLO R.M., GÁLVEZ C., 2001. Manual para la identificación y reproducción de semillas de especies vegetales autóctonas de Andalucía. Tomo II. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Córdoba. pp. 304-309.
- OLIET J., NAVARRO CERRILLO R.M., CONTRERAS O., 2003. Evaluación de la aplicación de tubos y mejoradores en repoblaciones forestales. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Córdoba.
- PADILLA F.M., PUGNAIRE F.I., 2007. Rooting depth and soil moisture control Mediterranean woody seedling survival during drought . *Funct. Ecol.* 21, 489-495.
- PADILLA F.M., ORTEGA R., SÁNCHEZ J., PUGNAIRE F.I., 2009. Rethinking species selection for restoration of arid shrublands. *Basic Appl. Ecol.* 10, 640-647.
- PUGNAIRE F.I., HAASE P., PUIGDEFÁBREGAS J., CUETO M., CLARK S.C., INCOLL L.D., 1996. Facilitation and succession under the canopy of a leguminous shrub, *Retama sphaerocarpa*, in a semi-arid environment in south-east Spain. *Oikos* 76, 455-464.
- REY-BENAYAS J.M., LÓPEZ-PINTOR A., GARCÍA C., DE LA CÁMARA N., STRASSER R., GÓMEZ-SAL A., 2002. Early establishment of planted *Retama sphaerocarpa* seedlings under different levels of light, water and weed competition. *Plant Ecol.* 159, 201-209.
- RODRÍGUEZ RIAÑO T., ORTEGA A., DEVESA J.A., 1999. Reproductive biology in two *Genisteae* (*Papilionoideae*) endemic of the western mediterranean region *Cytisus striatus* and *Retama sphaerocarpa*. *Can. J. Bot.* 77, 809-822.
- RUIZ DE LA TORRE J. (dir.), 1996. Manual de la Flora para la restauración de áreas críticas y diversificación en masas forestales. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- RUIZ DE LA TORRE J., 2006. Flora Mayor. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid. pp. 1027-1032.
- SÁNCHEZ J., ORTEGA R., HERVÁS M., PADILLA F.M., PUGNAIRE F.I., 2004. El microrriego, una técnica de restauración de la cubierta vegetal para ambientes semiáridos. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 17, 109-112.
- SARDÁ P., AGUILAR A., VALLE G., VILLAR-SALVADOR P., PEÑUELAS J.L., 2005. Crecimiento radical de plantones de *Retama sphaerocarpa*, *Pistacia terebinthus* y *Olea europaea* durante el período húmedo del año. En: Actas del IV Congreso Forestal Español. [cd-rom]. (Sociedad Española de Ciencias Forestales, ed.). Zaragoza. Disponible en: <http://congresoforestal.es>
- TOVAR L., 2009. Reclutamiento de plantas leñosas en retamares. Una aproximación multiescala. Departamento de Ecología, Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares, Madrid.
- VALLADARES F., VILLAR-SALVADOR P., DOMÍNGUEZ S., FERNÁNDEZ-PASCUAL M., PEÑUELAS J.L., PUGNAIRE F.I., 2002. Enhancing the early performance of the leguminous shrub *Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss.: fertilisation versus *Rhizobium* inoculation. *Plant Soil* 240, 253-262.
- VILLAR-SALVADOR P., VALLADARES F., DOMÍNGUEZ S., RUIZ-DÍEZ B., FERNÁNDEZ-PASCUAL M., DELGADO A., PEÑUELAS J.L., 2008. Functional traits related to seedling performance in the mediterranean leguminous shrub *Retama sphaerocarpa*: insights from a provenance, fertilization, and rhizobial inoculation study. *Environ. Exp. Bot.* 64, 145-154.

Rhamnus alaternus L.

Aladierno, sanguino; *cat.*: aladern; *eusk.*: txorbeltza, karraskiola; *gall.*: alaterno, carrasquilla

Rhamnus lycioides L.

Espino negro, escambrones; *cat.*: arçot, espí negre; *eusk.*: ena

Esteban CHIRINO MIRANDA, Jaime PUÉRTOLAS SIMÓN, Juan Ignacio GARCÍA VIÑAS, Aitor GASTÓN GONZÁLEZ, María Aránzazu PRADA SÁEZ

1. Descripción

1.1 Morfología

Rhamnus alaternus es un arbolillo perennifolio, hasta de 8 m de altura (Ruiz de la Torre, 2006) o más, frecuentemente arbusto o mata alta. El aspecto general es muy variable según las condiciones del hábitat. Las ramillas terminales son verdes y lampiñas. Las hojas se disponen alternas; son simples, sin indumento, lustrosas y algo coriáceas; con unas estípulas diminutas de persistencia variable, un pecíolo corto y un limbo de longitud entre 1,5 y 6 cm (de significativa variabilidad entre regiones), que presenta un margen variable, de entero a denticulado y extremo superior apiculado. Destaca, como elemento diferencial, la presencia en el haz de varios nervios secundarios arqueados y en relieve. Dos especies parecidas son *Rh. ludovici-salvatoris*, que habita exclusivamente en las Islas Baleares y que se diferencia por tener las hojas regularmente dentadas y con los dientes muy próximos entre sí (López González, 2001) y *Rh. myrtifolia*, con las hojas muy pequeñas, de menos de 1 cm de longitud y margen casi entero.

Rhamnus lycioides es un arbustillo hasta de 3 m de altura (López González, 2001), pero que frecuentemente tiene aspecto de mata alta o media, más o menos espinoso, de ramificación intrincada y de perennifolio a semicaducifolio facultativo. Tal y como se describe en este texto, reúne a una especie colectiva de gran variabilidad morfológica y fenológica, que ha derivado en un tratamiento taxonómico unas veces más sintético y otras más analítico. Sus especímenes muestran espinas, pero presentando una sensible variabilidad; los de las regiones continentales y mediterráneas más áridas las llegan a tener en cantidad y longitud exagerada, pero otros son casi inermes. Aparte de las características ramas espinosas, presenta también unas ramillas laterales cortas terminadas en un fascículo de hojas. Éstas se disponen alternas, aunque a veces algunas se muestren casi opuestas; son simples, prácticamente sin pecíolo y con un limbo estrecho (típicamente menor de 0,5 cm), a veces muy corto, menor de 1,2 cm (subsp. *borgiae*), de trasovado-oblongo a espatulado-linear y hasta linear, lampiño o con un pelillo muy corto (subsp. *velutina*).

Una especie muy próxima, que a veces ha estado integrada en esta que se trata, es *Rh. oleoides*, con las hojas perennes, obovadas, hasta de 1 cm de anchura y con los nervios secundarios muy evidentes.

1.2. Biología reproductiva

Las flores son muy pequeñas en ambas especies, de unos 3 mm (*Rh. alaternus*) y 5 mm (*Rh. lycioides*) de longitud, amarillentas y poco vistosas. Se agrupan en inflorescencias axilares. El fruto es una drupita de 4 a 8 mm de longitud, levemente aovada (Fig. 1 a y b), inicialmente roja y después, al madurar, negra, con unos suaves surcos longitudinales, de poca pulpa, que porta de 2 a 5 endocarpos (generalmente 3), muy próximos entre sí. Cada uno de estos huesecillos contiene una semilla que presenta un surco longitudinal en una de sus caras (Fig. 2 a y b). Al menos en *Rh. alaternus*, se ha observado que dentro de este surco se encuentra una estructura rica en lípidos, que juega un papel importante en la dispersión por hormigas (Bas *et al.*, 2002).

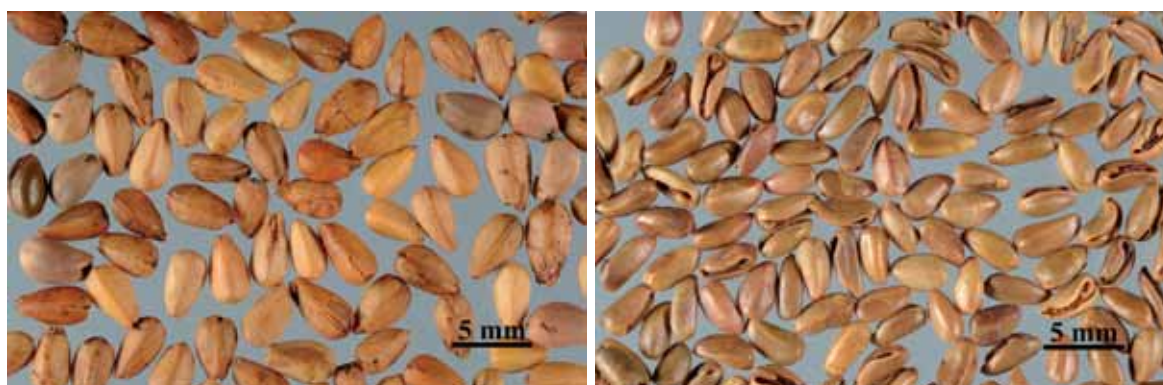
Ambas especies son dioicas. Sin embargo, se han observado pies monoicos de *Rh. alaternus*, que presentan menor vigor en rasgos reproductivos que los individuos unisexuales (Rottemberg, 2000). *Rhamnus alaternus* florece durante los meses de enero a abril (Arroyo, 1990; Aronne y Wilcock, 1997), mientras que *Rh. lycioides* es más tardío, floreciendo entre los meses de marzo y mayo (Herrera, 1984 y 1986), con variaciones interanuales y entre localidades, en función de las condiciones climáticas, y entre individuos. La floración suele iniciarse antes en los pies masculinos que en los femeninos, aunque los picos de mayor floración prácticamente se solapan (Guitián, 1995). La polinización es tanto anemófila como entomófila. En algunas poblaciones se ha observado bajas tasas de polinización, limitando la formación de frutos (Aronne y Wilcock, 1994).

Los frutos del aladierno maduran entre los meses de abril y agosto (Bas *et al.*, 2005), pudiendo llegar hasta octubre (Herrera, 1984), con una mayor proporción de frutos maduros en los meses de junio y julio (Herrera, 1984; Bas *et al.*, 2005). En el espino negro, los frutos maduran desde mediados del verano o principios de otoño. Los frutos de ambas especies son parte importante de la dieta de algunas especies de aves, que actúan como dispersoras (Herrera, 1984; Bas *et al.*, 2006). También se cita la dispersión secundaria de semillas de *Rh. alaternus* por hormigas (Bas y Gómez, 2003; Gómez *et al.*, 2003 y 2005). El patrón espacial de dispersión de las semillas está condicionado por el efecto percha ejercido por la misma planta madre o por otros árboles o arbustos (Gulías *et al.*, 2004; Pausas *et al.*, 2006).

Además de las oscilaciones interanuales en la producción de frutos, tanto por limitaciones climáticas como por la existencia de esfuerzo reproductor (Guitián, 1995; Aronne y Wilcock, 1994), se pueden producir pérdidas de cosecha por depredaciones predispersivas y caídas de frutos maduros e inmaduros (Bas *et al.*, 2005). No obstante, la presencia de metabolitos secundarios en los frutos podría disminuir su depredación por invertebrados y microorganismos, sin afectar a su remoción por las aves dispersoras (Tsahar *et al.*, 2002). La mayor concentración de estos compuestos en las partes vegetativas respecto de los frutos podría ser un rasgo adaptativo frente a la herbivoría (Izhaki *et al.*, 2002).



Figuras 1 a y b. Frutos de *Rhamnus alaternus* (Foto: A. Prada) (izquierda) y *Rhamnus lycioides* (Foto: J. Pemán) (derecha).



Figuras 2 a y b. Semillas de *Rhamnus alaternus* (izquierda) y *Rhamnus lycioides* (derecha).

En la naturaleza, la germinación de las semillas de *Rh. alaternus* tiene lugar en el otoño o a principios del invierno. La supervivencia de las plántulas está condicionada por las lluvias y por las características del hábitat a pequeña escala (Gulías *et al.*, 2004). Barberá *et al.* (2006) corroboran la influencia del micrositio en la regeneración de *Rh. lycioides*, señalando también la depredación como un factor importante, particularmente cuando el número de diásporas es muy bajo, como ocurre en terrenos degradados desde hace tiempo. Las dos especies producen brotes epicórmicos con facilidad y vitalidad y brotan muy bien de cepa tras la roza o el fuego.

1.3. Distribución y ecología

Rhamnus alaternus se extiende por toda la región mediterránea, desde Siria occidental hasta Portugal. En la Península Ibérica habita mayoritariamente en las mitades este y sur; desde el nivel del mar hasta aproximadamente los 1.000 m, tanto en la región de clima mediterráneo como en la atlántica, principalmente asociado a los dominios de la vegetación esclerófila, incluidos los de los pinos xerófilos (Fig. 3 a). Se encuentra disperso en encinares, alcornoques, acebuchales, madroñeras y formaciones arbustivas tipo manchas (Ruiz de la Torre, 2006) y pinares de pino carrasco, piñonero y negral y un conjunto amplio de matorrales asociados a ellos. Es una especie xerófila, que soporta períodos de aridez hasta de 4 meses, que tolera bien las altas temperaturas estivales mediterráneas y

mal los fuertes fríos invernales. Desde el punto de vista de las precipitaciones, destaca su gran amplitud derivada de su presencia en zonas semiáridas, donde tiende a situarse en posiciones fisiográficas más favorables, como umbrías, vaguadas o situaciones análogas en las que puede disponer de algo más de agua edáfica, hasta las muy húmedas de la costa del golfo de Vizcaya (que introducen un sesgo en las precipitaciones estivales). No están tipificados de forma precisa los suelos en los que se desarrolla, pero de las observaciones directas se deduce que lo hace en suelos calizos y silíceos y muy poco en los yesos, estando ausente en los salinos y en los que presentan hidromorfía muy prolongada de aguas estancadas. En lo que se refiere a las texturas, se ha observado su presencia en suelos desde arenosos, como los de dunas fijadas, hasta los arcillosos.

Rhamnus lycioides tiene sus poblaciones más extensas en la región mediterránea occidental, aunque alcanza diferentes localidades del área oriental (Turquía, Chipre y Grecia). En la España peninsular se encuentra desde el nivel del mar hasta poco más de los 1.000 m. A diferencia de *Rh. alaternus*, habita exclusivamente en la región de clima mediterráneo, principalmente asociado a los dominios de la vegetación esclerófila, incluidos los pinares más xerófilos (Fig. 3 b). Aparece sobre todo en encinares, alcornoques, acebuchales y pinares de pino carrasco, piñonero y en menor medida de pino negral, así como en el conjunto de formaciones arbustivas y matorrales asociados. Es una especie xerófila o hiperxerófila, que tolera bien períodos de aridez de algo más de 4 meses y las altas temperaturas estivales mediterráneas, pero que resiste algo peor los fuertes fríos invernales. Del régimen pluviométrico en el que habita el espino negro destaca una tolerancia a las bajas precipitaciones, mayor que la admitida por el aladierno, y en la que debe influir especialmente la inclinación que impone la subespecie *velutina*, tan frecuente en el sudeste peninsular. De las observaciones en campo se infiere que se encuentra tanto en terrenos calizos como silíceos e incluso algo yesosos, pero no en los de salinidad media y alta, evitando los de hidromorfía muy prolongada por encharcamiento.

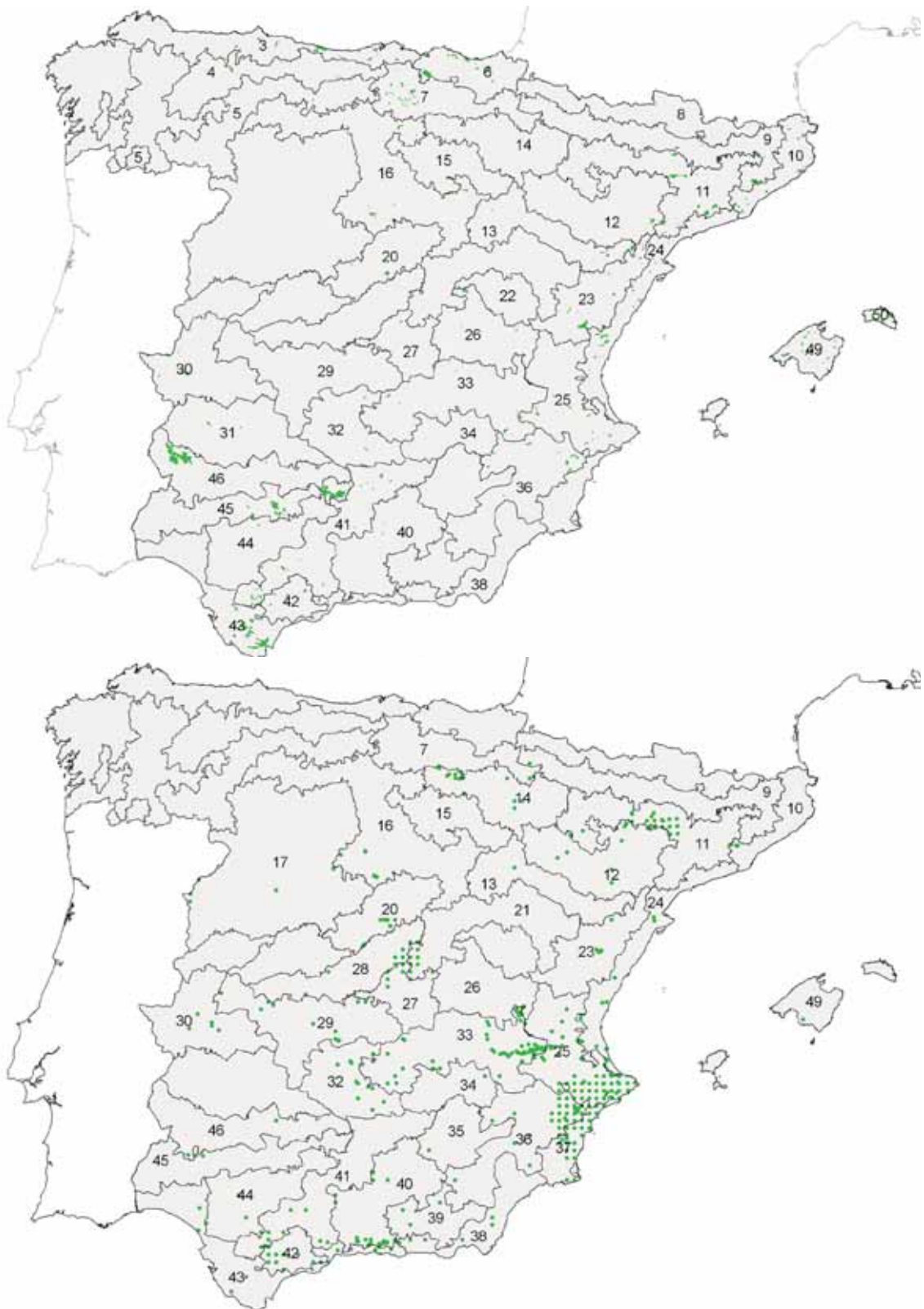
En Mallorca, Menorca y Cabrera se puede encontrar *Rh. ludovici-salvatoris*, especie endémica menos tolerante a la sequía que *Rh. alaternus* (Gulías *et al.*, 2002), con la que se puede hibridar de manera natural, ya que en algunos años se produce cierto solapamiento en sus épocas de floración (Ferriol *et al.*, 2009).

2. Materiales forestales de reproducción

2.1. Marco normativo. Identificación de los materiales de reproducción

Estas dos especies no están incluidas en la normativa estatal de comercialización de materiales forestales de reproducción, por lo que no cuentan con regiones de procedencia específicas. No obstante, la identificación del origen de sus materiales de reproducción puede basarse en las regiones establecidas por García del Barrio *et al.* (2001) (Fig. 3 a y b). En cualquier caso, se recomienda el empleo de materiales de la misma región de identificación en la que se va a efectuar la plantación; de esta manera, se promueve la conservación de las características genéticas de las poblaciones locales.

Debido a su uso relativamente frecuente en restauraciones en la Comunidad Valenciana, el aladierno y el espino negro han sido incluidos en la normativa autonómica que afecta



Figuras 3 a y b. Distribución de *Rhamnus alaternus* (superior) y *Rh. lycioides* (inferior) y Regiones de Identificación de sus materiales de reproducción (Fuente: Mapa Forestal de España, 1:200.000 y Anthos, respectivamente).

a la producción y comercialización de sus materiales forestales de reproducción (D. 15/2006), en la que se promueve el uso de las procedencias locales. Los materiales que se recojan, produzcan o utilicen en dicho territorio deben cumplir con la normativa aplicable a estas actividades, que consiste básicamente en su sometimiento a los procedimientos de autorización y control establecidos para asegurar la trazabilidad de los materiales.

La relativa rareza de *Rh. alaternus* en algunas áreas del territorio español ha llevado a incluirla en algunas normativas regionales de protección de especies. Así, figura como especie “De interés especial” en la Región de Murcia (D. 50/2003). En esta región el aprovechamiento de ambas especies requiere autorización administrativa previa. Por su parte, la recolección con fines comerciales de *Rh. alaternus* necesita autorización administrativa en Baleares (D. 75/2005).

2.2. Técnicas de manejo y propagación

2.2.1. Semillas

La recolección de los frutos se efectúa a mano, entre finales de mayo y agosto en *Rh. alaternus*, y finales de julio y septiembre en el caso de *Rh. lycioides*. Como en otras especies con frutos carnosos, la extracción de las semillas se realiza mediante maceración y despulpado de los frutos y separación posterior mediante secado, cribado y aventado.

Las semillas de las dos especies son ortodoxas, por lo que pueden ser sometidas a secado hasta un contenido de humedad en torno al 5% y almacenarse a 4 °C en recipientes herméticos.

Ambas especies germinan sin necesidad de efectuar tratamientos previos a las semillas (Ayerbe y Ceresuela, 1982; García-Fayos, 2001), aunque suelen tardar en germinar más de un mes. Por ello, puede ser conveniente proceder a su estratificación en frío cuando se pretende sembrar en primavera. Según Piotto y Di Noi (2001), el tiempo de estratificación oscila de 4 a 12 semanas. Estas mismas autoras recomiendan efectuar una escarificación mecánica o química antes de la estratificación, para hacer más permeable la cubierta y mejorar la germinación. Las semillas también pueden sembrarse en otoño, sin estratificar. El tratamiento de las semillas de *Rh. alaternus* con humo en aerosol, en un ensayo realizado por Crosti *et al.*, (2006) para evaluar la respuesta al fuego en la reproducción generativa de especies mediterráneas, no produjo un aumento en la cantidad de semillas germinadas, pero sí en la velocidad de germinación, lo que permite homogeneizar la emergencia. En la Tabla 1 se ofrecen datos de caracterización de lotes de semillas de las dos especies de *Rhamnus* extraídos de diferentes fuentes bibliográficas.

La ISTA (2011) no ha establecido el protocolo que se debe seguir para la evaluación de lotes de semillas comerciales del género *Rhamnus*.

La germinación de ambas especies es epigea. Las plántulas de *Rh. alaternus* presentan los cotiledones aovados y las primeras hojas ligeramente lanceoladas, con borde entero, a veces algo dentado, mientras que las de *Rh. lycioides* tienen los cotiledones elipsoidales y las hojas primordiales lineares, de borde liso (Navarro-Cerrillo y Gálvez, 2001).

Tabla 1. Datos característicos de lotes de semillas de *Rhamnus alaternus* y *Rh. lycioides*.

Rendimiento semilla/fruto (% en peso)	Pureza (%)	Facultad germinativa (%)	Nº semillas kg ⁻¹	Referencia
<i>Rhamnus alaternus</i>				
			96.100-138.200	García-Fayos (2001)
15	96-100	70-98	81.700-118.600	Navarro-Cerrillo y Gálvez (2001)
		50-70	20.000-50.000	Piotto y Di Noi (2001)
6-17	97-100	69-97	96.100-141.000	Banc de Llavors Forestals (Anexo II)
8-14	95-98	62-78	83.000-148.000	CNRGF <i>El Serranillo</i> (Anexo III)
<i>Rhamnus lycioides</i>				
			131.400-192.00	García-Fayos (2001)
7	84-92	94-97	90.500-110.000	Navarro-Cerrillo y Gálvez (2001)
3-12	87-100	74-97	131.300-190.300	Banc de Llavors Forestals (Anexo II)
6-11,5	95-98	(84)	(134.400-157.000)	CNRGF <i>El Serranillo</i> (Anexo III)

2.2.2. Vegetativa

No se suele utilizar la propagación vegetativa para la producción de plantas de estas dos especies. Piotto y DiNoi (2001) y Viola *et al.* (2004) recomiendan el empleo de estaquillas semileñosas, recolectadas en verano. Sin embargo, Bañón *et al.* (2003) obtienen los mejores resultados con estaquillas de la zona apical de tallos de un año recolectadas en diciembre, con aplicación de una solución de ácido indolbutírico (AIB) en concentraciones de 100 a 500 ppm.

3. Producción de plantas

El espino negro y el aladierno son especies que se cultivan generalmente en contenedores forestales. No se han encontrado antecedentes del cultivo de estas especies a raíz desnuda. El cultivo de plantas en contenedor se realiza a una o dos savias. Es recomendable el empleo de contenedores con volumen de alvéolo entre 250 y 300 cm³ para el cultivo a una savia (Fig. 4) y de 400 cm³ para su cultivo a dos savias, acompañado este último con una óptima fertilización, aunque también se ha utilizado macetas de 1 l (Tabla 2). En los contenedores la densidad de cultivo varía entre 283 y 266 plantas m⁻². No se han señalado limitaciones en relación con el sustrato, aunque es conveniente emplear sustratos de pH entre 5,5 y 6,5, con altos niveles de porosidad, capacidad de retención de humedad y capacidad de intercambio catiónico, así como de una textura homogénea que facilite el desarrollo del sistema radical. La mezcla de turba rubia (fertilizada y pH corregido) y fibra de coco con relación 1:1 en contenedores de 350 cm³ ha dado resultados positivos (Tabla 3).

El aladierno muestra un desarrollo más rápido que el espino negro durante las fases de establecimiento y rápido crecimiento en vivero, lo que sugiere una mayor necesidad de



Figuras 4 a y b. Plantas de *Rhamnus alaternus* de dos savias (izquierda) y de *Rh. lycioides* de una savia (derecha) cultivadas en alvéolo de 300 cm³ (Fotos: CNRGF El Serranillo).

fertilización en esta última especie. Se recomienda aplicar fertirrigación con fertilizantes solubles de fórmula completa. En la fase de establecimiento, después de la aparición de las hojas no cotiledonares, se debe aplicar fertilizantes ricos en fósforo (fórmula: 7-40-17 ó 7-42-21) que favorezcan el desarrollo del sistema radical en diluciones de 19 mg l⁻¹ de N, 50 mg l⁻¹ de P y 48 mg l⁻¹ de K. En la fase de crecimiento rápido se recomienda aplicar fertilizantes ricos en nitrógeno (fórmula: 20-7-19, 18-11-18 ó 20-20-20) que faciliten el crecimiento integral de las plantas en concentraciones de 100 mg l⁻¹ de N, 43 mg l⁻¹ de P y 83 mg l⁻¹ de K; y en la fase de endurecimiento, se sugiere aplicar fertilizantes ricos en potasio (fórmula: 4-25-35) en soluciones de 14 mg l⁻¹ de N, 37 mg l⁻¹ de P y 100 mg l⁻¹ de K para obtener plantas más robustas. La frecuencia de fertirrigación en cada especie depende de la respuesta del cultivo y del cumplimiento de las normas de calidad cabal. También se ha aplicado, como fertilización óptima, una solución nutritiva de 150 mg l⁻¹ de N, 80 mg l⁻¹ de P y 100 mg l⁻¹ de K (Trubat *et al.*, 2011). En los viveros que no dispongan de equipos para fertirrigación, se aconseja utilizar turba fertilizada y, antes del llenado de las bandejas, mezclar el sustrato con fertilizantes de liberación lenta (*Plantacote*® u *Osmocote plus*® N-P-K: 14-8-14, de longevidad aproximada de 12 meses a temperatura media de 21 °C) en dosis entre 1,5 y 2,0 g l⁻¹ según la duración del cultivo (1 ó 2 savias). Es importante no sobrepasar estas dosis, ya que, una vez mezclados en el sustrato, resulta muy difícil controlar el desarrollo de las plantas y pueden provocar un crecimiento excesivo en detrimento de una adecuada ratio biomasa aérea/biomasa subterránea. La reducción de la fertilización nitrogenada de 150 mg l⁻¹ a 40 mg l⁻¹ durante la última fase de cultivo en vivero disminuye la biomasa aérea y subterránea respecto de los brinzales

tratados con fertilización óptima, y, en algunos casos, ha favorecido la supervivencia de los brinzales durante los primeros meses en plantación (Trubat *et al.*, 2011).

Las disparidades morfológicas y de velocidad de desarrollo entre ambas especies marcan diferencias en las necesidades de riego. Las características morfológicas del aladierno sugieren mayores necesidades hídricas que el espino negro. En general, en brinzales de una savia cultivados en el vivero de Santa Faz (Alicante) ha sido suficiente el siguiente programa de riego: fase de establecimiento, dosis entre 8 y 10 mm tres días por semana; fase de rápido crecimiento y antes del verano, dosis entre 15 y 20 mm tres días por semana; en los meses más cálidos se debe incrementar la dosis y la frecuencia de riego a 20-25 mm en días alternos; fase de endurecimiento, en otoño, dosis entre 15 y 20 mm tres veces por semana. En el espino negro se puede mantener la frecuencia indicada y una dosis ligeramente menor. Se recomienda realizar un control sanitario y de malas hierbas de forma sistemática, aplicando los productos fitosanitarios aconsejados en cada caso.

Los resultados obtenidos en ciertos trabajos (Tablas 2 y 3) sugieren algunos datos sobre los atributos de calidad final de las plantas (Tabla 4). También se muestran algunos resultados de supervivencia en parcelas experimentales y proyectos piloto de restauración.

Tabla 2. Valores de atributos morfológicos de plantas de *Rhamnus alaternus* según diferentes experiencias de cultivo y resultados de la evaluación de supervivencia en campo (T: turba; TR: turba rubia; FC: fibra de coco).

	Vilagrosa <i>et al.</i> (1997)	Trubat <i>et al.</i> (2011)
Características del cultivo		
Vivero	Valencia	Alicante
Año	1993	2003
Duración (savias)	1	1
Contenedor	Macetas (11)	350 cm ³
Sustrato	T	TR + FC
Atributos morfológicos		
Altura (cm)	36,8	13,3
Diámetro cuello raíz (mm)	3,1	3,1
Esbeltez (cm mm ⁻¹)	11,9	4,3
Peso seco aéreo - PA (g)	3,3	0,9
Peso seco radical - PR (g)	4,1	0,9
PR/PA	1,2	1,0
Características del sitio de plantación y supervivencia		
Localidad	Ayora	Albatera
Precipitación (mm)	503	286
Temperatura (°C)	14,1	19
Período post-plantación (años)	2	1
Supervivencia (%)	80	67

Tabla 3. Valores de atributos morfológicos de plantas de *Rhamnus lycioides* según diferentes experiencias de cultivo y resultados de la evaluación de su comportamiento en campo (TR: turba rubia; TR_f: turba rubia fertilizada; FC: fibra de coco).

	Vilagrosa <i>et al.</i> (1997)	Trubat <i>et al.</i> (2011)	Chirino <i>et al.</i> (datos no publicados)	
Características del cultivo				
Vivero	Valencia	Alicante	Alicante	Alicante
Año	1993	2002-03	2002-03	2003-04
Duración (savias)	1	1	1	2
Contenedor	Macetas de 11	350 cm ³	400 cm ³	400 cm ³
Sustrato	Turba	TR + FC	TR _f + FC ¹	TR _f + FC ¹
Atributos morfológicos				
Altura (cm)	23,6	10,3	9,6	28,8
Diámetro cuello raíz (mm)	-	2,3	3,1	5,5
Esbeltez (cm mm ⁻¹)	-	4,5	3,1	5,2
Peso seco aéreo - PA (g)	1,4	1,2	0,4	2,8
Peso seco radical - PR (g)	3,4	0,9	1,2	3,0
PR/PA	2,4	0,8	3,0	1,3
Características del sitio de plantación y evaluación en campo				
Localidad	Petrer, Catxuli, Tibi	Albatera	Albatera	Albatera
Precipitación (mm)	365	286	286	286
Temperatura (°C)	13,8	19	19	19
Evaluación post-plantación (años)	2	1	6	5
Supervivencia (%)	55	85	33,8	27,2
Altura (cm)			73,4	48,7
Diámetro (mm)			15,5	8,3
Esbeltez (cmm mm ⁻¹)			4,7	5,9

⁽¹⁾relación 1:1 v/v

Tabla 4. Dimensiones de referencia de plantas de *Rhamnus alaternus* y *Rh. lycioides*.

Edad	Altura mínima (cm)	Altura máxima (cm)	Diámetro mínimo del cuello de la raíz (mm)
<i>Rhamnus alaternus</i>			
1	10	30	2
2	15	40	3
<i>Rhamnus lycioides</i>			
1	10	25	2
2	15	35	3

4. Uso en repoblaciones y restauraciones

El espino negro y el aladierno, en su condición de especies arbustivas, no han sido utilizadas en repoblaciones monoespecíficas. Las referencias consultadas señalan que son especies generalmente empleadas en parcelas experimentales (Vilagrosa *et al.*, 1997; Trubat *et al.*, 2011) y en proyectos o programas de restauración o forestación de áreas degradadas en el sudeste de la Península Ibérica, acompañando a otras especies arbóreas y herbáceas (Valle y Bocio, 1996; Chirino *et al.*, 2009). En consecuencia, las labores de preparación del terreno, la densidad de plantación y la distribución estarán en correspondencia con los objetivos y el tipo de intervención, así como con las características del sitio.

Se ha comprobado que el material de origen de los suelos (margas o calizas) influye en los resultados de la forestación. El aladierno plantado en suelos formados sobre margas en clima mesomediterráneo seco ha tenido alta supervivencia (en torno al 80%), mientras que en suelos procedentes de calizas sólo alcanzó el 45%, siendo los resultados muy desfavorables en clima mesomediterráneo semiárido. En estas últimas condiciones, pero sobre margas, el espino negro ha presentado un 55% de supervivencia (Vilagrosa *et al.*, 1997).



Figura 5. Ejemplar de *Rhamnus lycioides* tras 5 años en campo, plantado con tubo protector en Albaterra (Alicante); el tubo se retiró el mismo año en el que se realizó la fotografía (Foto: E. Chirino).

5. Planificación de la repoblación

La densidad de plantas y la distribución de individuos dependen de los objetivos del proyecto de restauración, considerando que son especies que generalmente se utilizan acompañando a otras. La plantación puede realizarse durante la primavera (marzo-abril), aunque en zonas sin peligro de heladas puede adelantarse al invierno. La enmienda orgánica puede contribuir al éxito de la intervención. La adición de 1 kg de compost de residuos urbanos en el hoyo de plantación (40 x 40 x 40 cm) mezclado con el suelo, aunque no mejora la supervivencia, favorece el crecimiento en altura, cobertura y volumen (Cortina *et al.*, 2004).

La utilización de sombra durante el establecimiento de los brinzales en campo ha dado resultados positivos. La plantación de brinzales de *Rh. lycioides* bajo pilas de restos de podas de pino, de 2 m de anchura y 0,6 m de altura desde el suelo, reduce la radiación global en un 60%, produciendo un incremento de la supervivencia en un 30% (Soliveres *et al.*, 2008). El aladierno plantado dentro del matorral también ve favorecida su supervivencia con respecto a brinzales plantados en zonas donde se ha practicado previamente un desbroce de la cubierta vegetal, aunque en este último caso se constató un efecto positivo sobre la tasa de crecimiento relativo en diámetro basal (Valdecantos *et al.*, 2009).

Agradecimientos. Los autores agradecen a Felipe Gil, del Servicio Forestal de Alicante, y a Alberto Vilagrosa, Román Trubat y Alejandro Valdecantos, investigadores de la Fundación CEAM, por su colaboración.

6. Bibliografía

- ANTHOS, 2012. Sistema de información de las plantas de España. [Base de Datos en Línea]. Real Jardín Botánico, CSIC Fundación Biodiversidad. Disponible en http://www.anthos.es/v22/index.php?set_locale=es [7 En, 2012].
- ARONNE G., WILCOCK C.C., 1994. First evidence of myrmecochory in fleshy-fruited shrubs of the mediterranean region. *New Phytol.* 127, 781-788.
- ARONNE G., WILCOCK C.C., 1997. Reproductive phenology in mediterranean machia vegetation. *Lagascalia* 19, 445-454
- ARROYO J., 1990. Ritmos climáticos y de floración en matorrales del SW de España. *Lagascalia* 16, 25-50.
- AYERBE L., CERESUELA J.L., 1982. Germinación de especies endémicas españolas. *Anal. INIA, Ser. For.* 6, 17-41.
- BAÑÓN S., MARTÍNEZ SÁNCHEZ J.J., FERNÁNDEZ J.A., GONZÁLEZ A., OCHOA J., 2003. Effect of indolebutiric acid and paclobutrazol on the rooting of *Rhamnus alaternus* stem cuttings. *Acta Hort.* 614, 263-267.
- BARBERÁ G.G., NAVARRO CANO J.A., CASTILLO V.M., 2006. Seedling recruitment in a semi-arid steppe: The role of microsite and post-dispersal seed predation. *J. Arid Environ.* 67, 701-714.
- BAS J.M., GÓMEZ C., 2003. Formigues dispersants de llavors de *Rhamnus alaternus* (L.). Sessió conjunta ICHN-SCL 12, 75-84.
- BAS J.M., GÓMEZ C., PONS P., 2002. Caracterización morfológica y estructural de los frutos del aladierno (*Rhamnus alaternus* L.) en el noroeste de la Península Ibérica. *Studia botanica* 21, 89-103.

- BAS J.M., GÓMEZ C., PONS P., 2005. Fruit production and predispersal seed fall and predation in *Rhamnus alaternus* (*Rhamnaceae*). *Acta Oecol.* 27, 115-123.
- BAS J.M., PONS P., GÓMEZ C., 2006. Exclusive frugivory and seed dispersal of *Rhamnus alaternus* in the bird breeding season. *Plant Ecol.* 183, 77-89.
- CHIRINO E., VILAGROSA A., CORTINA J., VALDECANTOS A., FUENTES D., TRUBAT R., LUIS V.C., PUÉRTOLAS J., BAUTISTA S., BAEZA J., PEÑUELAS J.L., VALLEJO V.R., 2009. Ecological restoration in degraded drylands: The Need to improve the seedling quality and site conditions in the field. En: *Forest Management* (Grossberg S.P., ed.). Nova Science Publisher, New York.
- CORTINA J., BELLOT J., VILAGROSA A., CARTUELA R.N., MAESTRE F.T., RUBIO E., ORTÍZ DE URBINA J.M., BONET A., 2004. Restauración en semiárido. En: *Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo* (Vallejo V.R., Alloza J.A., eds.). Fundación CEAM, Valencia. pp. 283-312.
- CROSTI R., LADD P.G., DIXON K.W., PIOTTO B., 2006. Post-fire germination: The effect of smoke on seeds of selected species from the central Mediterranean basin. *For. Ecol. Manage.* 221, 306-312.
- FERRIOL M., LLORENS L., GIL L., BOIRA H., 2009. Influence of phenological barriers and habitat differentiation on the population genetic structure of the balearic endemic *Rhamnus ludovici-salvatoris* Chodat and *R. alaternus* L. *Plant Syst. Evol.* 277, 105-116.
- GARCÍA DEL BARRIO J.M., DE MIGUEL J., ALÍA R., IGLESIAS S., 2001. Regiones de identificación y utilización de material forestal de reproducción. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- GARCÍA-FAYOS P. (coord.), 2001. Bases ecológicas para la recolección, almacenamiento y germinación de semillas de especies de uso forestal de la Comunidad Valenciana. Banc de Llavors Forestals, Conselleria de Medi Ambient, Generalitat Valenciana, Valencia. pp. 41.
- GÓMEZ C., PONS P., BAS J.M., 2003. Effects of the Argentine ant (*Linepithema humile* Mayr) on seed dispersal and seedling emergence of *Rhamnus alaternus* L. (*Rhamnaceae*). *Ecography* 26, 532-538.
- GÓMEZ C., ESPALADER X., BAS J.M., 2005. Ant behaviour and seed morphology: a missing link of myrmecochory. *Oecologia* 146, 244-246.
- GUITIÁN J., 1995. Sex-ratio, reproductive investment and flowering phenology in dioecious *Rhamnus alaternus* (*Rhamnaceae*). *Nordic J. Bot.* 15, 139-143.
- GULÍAS J., FLEXAS J., ABADÍA A., MEDRANO H., 2002. Photosynthetic responses to water deficit in six mediterranean sclerophyll species: possible factors explaining the declining distribution of *Rhamnus ludovici-salvatoris*, an endemic Balearic species. *Tree Physiol.* 22, 687-697.
- GULÍAS J., TRAVESET A., RIERA N., MUS M., 2004. Critical stages in the recruitment process of *Rhamnus alaternus* L. *Ann. Bot.* 93, 723-731.
- HERRERA C.M., 1984. A study of avian frugivores, bird-dispersed plants, and their interaction in mediterranean scrublands. *Ecol. Monogr.* 54, 1-23.
- HERRERA J., 1986. Flowering and fruiting phenology in the coastal shrublands of Doñana, south Spain. *Vegetatio* 68, 91-98.
- ISTA (International Seed Testing Association), 2011. International rules for seed testing. Edition 2011. ISTA, Bassersdorf, Switzerland.
- IZHAKI I., TSAHAR E., PALUY I., FRIEDMAN J., 2002. Within population variation and interrelationships between morphology, nutritional content, and secondary compounds of *Rhamnus alaternus* fruits. *New Phytol.* 156, 217-223.
- LÓPEZ GONZÁLEZ G.A., 2001. Los árboles y arbustos de la Península Ibérica e Islas Baleares. Tomo I. Ed. Mundi-Prensa, Madrid. pp. 533-543.
- NAVARRO CERRILLO R.M., GÁLVEZ C., 2001. Manual para la identificación y reproducción de semillas de especies vegetales autóctonas de Andalucía. Tomo II. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Córdoba. pp. 310-315.

- PAUSAS J.G., BONET A., MAESTRE F.T., CLIMENT A., 2006. The role of the perch effect on the nucleation process in mediterranean semi-arid oldfields. *Acta Oecol. - Int. J. Ecol.* 29, 346-352.
- PIOTTO B., DI NOI A. (eds.), 2001. Propagazione per seme di alberi e arbusti della flora mediterranea. ANPA, Roma.
- ROTTENBERG A., 2000. Fertility of exceptional bisexual individuals in four dioecious plant species. *Sex. Plant Reprod.* 12, 219-221.
- RUIZ DE LA TORRE J., 2006. Flora Mayor. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid. pp. 1315-1338.
- SOLIVERES S., MONERRIS J., CORTINA J., 2008. El uso de parches artificiales mejora el rendimiento de una repoblación de *Rhamnus lycioides* en medio semiárido. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 28, 125-130.
- TRUBAT R., CORTINA J., VILAGROSA A., 2011. Nutrient deprivation improves field performance of woody seedlings in a degraded semi-arid shrubland. *Ecol. Eng.* 37, 1164-1173.
- TSAHAR E., FRIEDMAN J., IZAHAKI I., 2002. Impact on fruit removal and seed predation of a secondary metabolite, emodin, in *Rhamnus alaternus* fruit pulp. *Oikos* 99, 290-299.
- VALDECANTOS A., BAEZA M.J., VALLEJO V.R., 2009. Vegetation management for promoting ecosystem resilience in fire-prone mediterranean shrublands. *Restor. Ecol.* 17, 414-421.
- VALLE F., BOCIO I., 1996. Restauración de la vegetación al sureste de la Península Ibérica. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 3, 109-122.
- VILAGROSA A., SELVA J.P., VALDECANTOS A., CORTINA J., ALLOZA J.A., SERRASOLAS I., DIEGO V., ABRIL M., FERRÁN A., BELLOT J., VALLEJO V.R., 1997. Plantaciones para la restauración forestal en la Comunidad Valenciana. En: La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana (Vallejo V.R., ed.). Fundación CEAM, Valencia. pp. 435-548.
- VIOLA F., FORLEO L.R., COCOZZA TALIA M.A., 2004. Vegetative propagation of some species of the mediterranean maquis. Propagazione agamica di alcune specie della macchia mediterranea. *Italus Hortus* 11, 186-190.

Rosa spp.

Rosal silvestre, escaramujo, mosqueta; *cat.*: roser salvatge, gabarrera, cullerets;
eusk.: astarrosa, alkakarats, otsolar; *gall.*: roseira, agavanzo, rosa-de-cào,
escambroeiro

Juan Luis NICOLÁS PERAGÓN

1. Descripción

1.1. Morfología

El género *Rosa* comprende una serie de especies que adoptan la forma de arbustos o matas arbustivas, medianas o bajas, a veces rastreras. Las ramas son generalmente sarmentosas, erectas o volubles, frecuentemente trepadoras. Presentan apéndices epidérmicos aciculares a ganchudos (acúleos), generalmente espinosos y frecuentemente con glándulas. Las hojas son compuestas, alternas, persistentes o caedizas, imparipinnadas, pecioladas, con 5-7 foliolos aserrados, frecuentemente glandulíferos, y de color verde intenso. Soldadas al pecíolo, se desarrollan unas estípulas membranosas, alargadas, con vaina basal (López González, 2001; Ruiz de la Torre, 2006). A veces en sus ramas aparecen unas protuberancias a modo de agallas pilosas (bedegares), inducidas por la picadura del cinípedo *Rhodite rosae* y donde se alojan sus larvas.

Se trata de un género que presenta gran complejidad taxonómica, en el que es fácil y frecuente el cruzamiento, y que en nuestro país abarca más de 30 especies. De todas ellas, la que reviste mayor importancia en restauraciones es *Rosa canina* L. (Weldt, 2009). Se trata de un arbusto caducifolio, sarmentoso y enmarañado, que suele medir de 1 a 3 m de altura, llegando a alcanzar los 6 m. Las varas, de color verde, están cubiertas de espinas pequeñas, fuertes y curvas. Sus hojas están integradas por 5-7 foliolos ovales y dentados (López González, 2001; Ruiz de la Torre, 2006). Otras especies particularmente abundantes son *R. arvensis*, *R. villosa*, *R. agrestis* y *R. pouzinii*.

1.2. Biología reproductiva

Las rosas silvestres pueden reproducirse de forma sexual, asexual y vegetativa; el éxito relativo de cada una de ellas dependerá de diversos factores intrínsecos o extrínsecos, tales como el período de anthesis, la incompatibilidad de sistemas y el nivel de ploidía, que pueden actuar de forma aislada o conjunta (MacPhail y Kevan, 2009).

La floración tiene lugar en primavera y verano, entre abril y agosto, según especies, adelantándose en ocasiones a febrero. Las flores son hermafroditas y pueden presentarse solitarias o agrupadas en corimbos de 2 a 5 flores, de color variado (blanco, amarillo, rojo, rosado o con matices complejos) y simetría radial, con cinco pétalos orbiculares y escotados en el ápice (López González, 2001; Ruiz de la Torre, 2006). Se trata de especies básicamente alógamas, cuya polinización es predominantemente entomófila, siendo las abejas (*Apis mellifera*), los abejorros (*Bombus* sp.) y los sírfidos (*Syrphidae*)

los principales polinizadores. No obstante, pueden producir habitualmente semillas por autogamia y son relativamente independientes de la existencia de polinizadores (Herrera, 1988; MacPhail y Kevan, 2009). Así, se ha visto que, por ejemplo, en el caso de *R. canina* se produce una cantidad similar de frutos (escaramujos) por autogamia y por alogamia, y también semejante número de semillas por fruto (MacPhail y Kevan, 2009). También parece haber evidencias ciertas de apomixis, especialmente en la sección *Caninae* (Werlemark, 2000; Crespel, 2001). Existe poca información sobre la relación semilla/fruto y peso y viabilidad de las semillas atendiendo a la forma de producción de éstas. La maduración es anual.

El fruto es una úrnula de forma globosa a elipsoidal ($2 \times 1,5$ cm); es liso, carnoso y de color rojo, naranja o amarillo, según las especies, formado por un receptáculo más o menos carnoso o pulposo, tapizado de pelos irritantes, que encierra las semillas (Fig. 1). Éstas son aquenios, de forma triangular, angulosa, de superficie lisa y color claro, a veces castaño (Fig. 2). Están provistas de un duro y grueso pericarpo, que puede limitar la germinación y cuyo grosor está determinado por factores genéticos y ambientales, especialmente la temperatura durante la maduración (De Vries y Dubois, 1987; Gudin *et al.*, 1990). Ello conlleva grandes diferencias de germinación según años, siendo mayor la viabilidad de las semillas en aquellos en los que el período de maduración tiene lugar en un momento de altas temperaturas y niveles elevados de luminosidad (Gudin *et al.*, 1990; Werlemark *et al.*, 1995). La maduración se produce al final del verano o principios de otoño; los frutos permanecen largo tiempo sobre la planta sin abrirse. Los animales, aves y mamíferos, que consumen los escaramujos, contribuyen a su dispersión; con la ingestión pueden facilitar la germinación de las semillas. Los frutos no consumidos acaban por caer al suelo y descomponerse. Una sustancia alelopática (derivado de α -pyrona) contenida dentro de las semillas de *R. canina* ayuda al establecimiento de sus propios brinzales al inhibir la germinación de otras especies (Lohaus *et al.*, 1985).



Figura 1. Frutos de *Rosa canina*. (Foto: C. Cardo).



Figura 2. Semillas de *Rosa canina*.

Una plaga importante de las semillas de rosa, previa a las dispersiones, es el género *Megastigmus* (*Torymidae*) (Mays y Kok, 1988; Nalepa, 1989). Estas avispas oviposicionan en los óvulos, atravesando la pared de los frutos, durante los meses de junio y julio. Durante el verano la larva se alimenta de las semillas, permaneciendo dentro de su envoltura hasta la siguiente primavera, cuando se convierte en pupa. Los adultos emergen

de las semillas a principios de verano, haciendo pequeñas aberturas en las mismas. Es común encontrar infestaciones del 50-60% de los frutos (Semeniuk y Stewart, 1964; Svejda, 1968), llegando hasta el 90% (Nalepa, 1989). Los aquenios atacados presentan un tamaño y densidad normal, de forma que no pueden distinguirse de los sanos por una simple inspección visual.

Algunas especies de rosas se propagan vegetativamente de manera natural.

1.3. Distribución y ecología

El género *Rosa* está ampliamente repartido por las zonas templadas septentrionales y montañas tropicales. En España, según especies, se distribuye por toda su geografía, desde el nivel del mar hasta los 2.800 m. En particular, *R. canina*, el taxón más abundante y diversificado en nuestro país, aparece espontáneo en toda la Península Ibérica, desde los 0 a los 2.000 m de altitud, estando ausente en las Baleares (Fig. 3). También está presente en las islas no áridas del archipiélago canario. La presencia de los rosales o rosas es común en bosques densos o aclarados, linderos, setos, ribazos, galerías y sotos, siendo componentes característicos de los espinares, formaciones leñosas arbustivas de densidad variable, que se establecen sobre parcelas cultivadas tras descuaje de la vegetación natural y abandonadas posteriormente cuando el suelo aún conserva un remanente de fertilidad y capacidad de retención de agua.

El género presenta una gran amplitud ecológica, encontrándose sobre todo tipo de suelos y condiciones climáticas. En particular, *R. canina* habita en zonas no áridas, situándose en las semiáridas en umbrías, vaguadas y riberas, siendo frecuente en los bosques, particularmente en los aclarados y en los bordes (López González, 2001; Ruiz de la Torre, 2006).

2. Materiales forestales de reproducción

2.1. Marco normativo. Identificación de los materiales de reproducción

Las especies del género *Rosa* no están contempladas en la normativa nacional sobre producción y comercialización de materiales forestales de reproducción, no teniendo establecidas regiones de procedencia ni materiales de base. No obstante lo anterior, a los materiales de reproducción provenientes de recogidas en poblaciones naturales cabe asignarles de forma oficiosa, para su mejor identificación y uso, las regiones de procedencia establecidas por el método divisivo (Fig. 3) (García del Barrio *et al.*, 2001). Por un principio de precaución, se recomienda emplear materiales recolectados en poblaciones naturales de la misma procedencia que la zona en la que se va a efectuar la repoblación. Respecto a la legislación sobre sanidad vegetal, es de hacer constar que las especies del género *Rosa* no están sometidas a la reglamentación de pasaporte fitosanitario.

Algunas especies del género *Rosa* tienen asignada en ciertas CC.AA. la figura de especie de “De interés especial”. Tal es el caso de *R. arvensis*, *R. tomentosa* y *R. villosa* en Castilla-La Mancha (D. 200/2001) y *R. pimpinellifolia* subsp. *myriacantha* y *R. sicula* en Murcia (D. 50/2003).

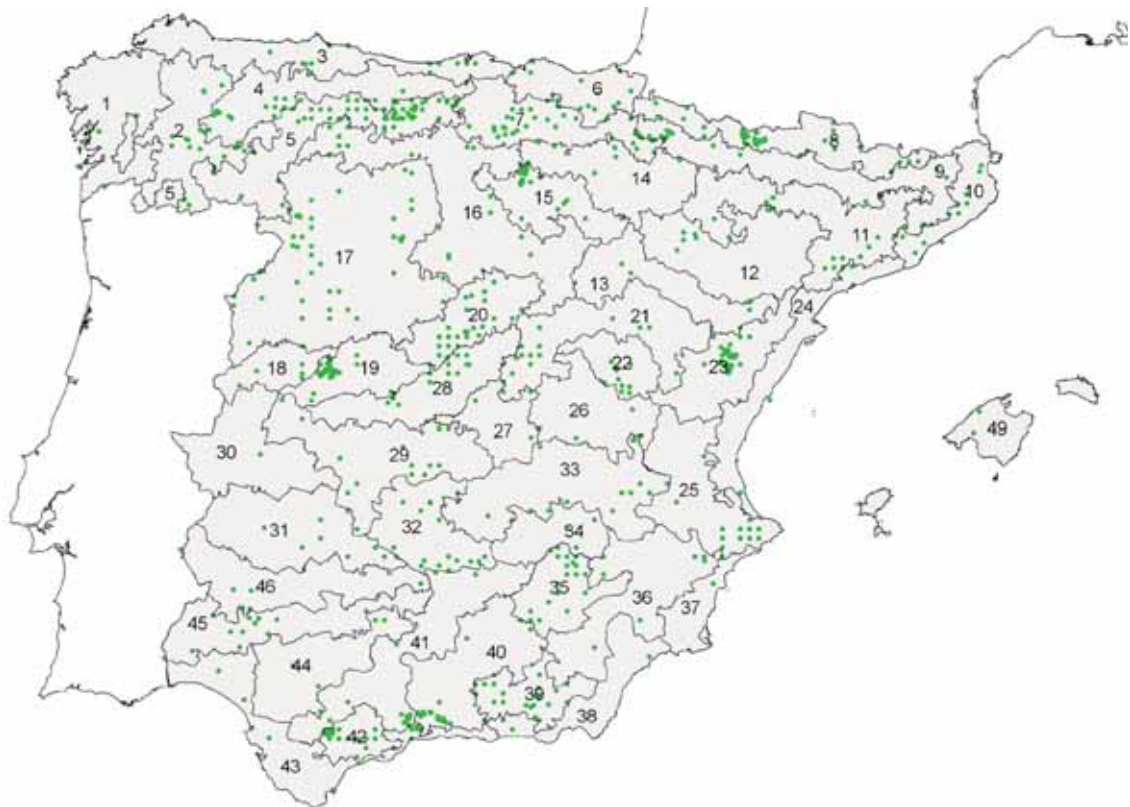


Figura 3. Distribución de *Rosa canina* y Regiones Identificación de sus materiales de reproducción (Fuente: Anthos).

2.2. Técnicas de manejo y propagación

2.2.1. Semillas

La recolección de los frutos se puede realizar desde mediados de otoño hasta principios de primavera, dada la permanencia e indehiscencia de los frutos. Sin embargo, se recomienda que la recogida se realice inmediatamente después de que los frutos hayan tornado del anaranjado al rojo, es decir, poco después de la madurez, pues con el tiempo las semillas pierden viabilidad y los frutos tienden a secarse, lo que dificulta la consecución de las semillas (Navarro Cerrillo y Gálvez, 2001). La recogida se hace mano, directamente de los frutos. Tras la recolección se eliminan, mediante aventado y cribado, las hojas, restos de ramas y frutos de desarrollo incompleto o abortado. Se ha de evitar que los frutos sufran un recalentamiento durante su manejo previo a la extracción, debiendo abordarse ésta lo antes posible.

La extracción de la semilla se realiza mediante maceración en agua para que se ablanden los frutos y posterior despulpado con una batidora, no habiendo en tal operación riesgo de producir roturas de las semillas. Tras la trituración, la pulpa y parte de las semillas vanas pueden retirarse por flotación, completándose la separación previa con la ayuda de una criba adecuada y agua a presión. Posteriormente se procede al secado. En caso de que hubieran quedado adheridos a la semilla restos de pulpa, se procedería a provocar su desprendimiento por fricción, completándose la limpieza mediante cribado o aventado.

Las semillas del género *Rosa* tienen un comportamiento ortodoxo, por lo que su conservación puede hacerse en ambiente seco y frío (Gill y Pogge, 1974). Si se quiere almacenar a medio plazo, se deben guardar con un contenido de humedad del 10-15%, en recipientes herméticos y a una temperatura entre 2 y 4 °C; de esta manera cabe mantener su capacidad germinativa durante varios años.

La germinación es bastante lenta, resultando muy irregular y dilatada en el tiempo. Para que se produzca es necesario que el aquenio se divida a lo largo de la sutura y se vaya abriendo. Por lo general, en la naturaleza la germinación tiene lugar en la segunda y tercera primavera después de su diseminación.

Las semillas de las rosas silvestres presentan letargo interno (morfológico o fisiológico) acompañado por un letargo externo (Baskin y Baskin, 1998; Uggla, 2004; Hosafci *et al.*, 2005; Alp *et al.*, 2009; Werlemark, 2009). Las semillas están rodeadas por una cubierta que, sin ser totalmente impermeable (Svejda, 1972), restringe la absorción de agua y la difusión de oxígeno, y que, a su vez, debido a su grosor y dureza, supone un cierto obstáculo mecánico para la expansión del embrión (Ueda, 2003; Zlesak, 2007; Meyer, 2008). Para romper el letargo interno se puede someter las semillas a una estratificación fría (3-5 °C) que puede prolongarse entre 3 y más de 6 meses (Jackson y Blundell, 1963; Zlesak, 2007, Zhou *et al.*, 2009), actuación suficiente para algunas especies, o preferiblemente, a una doble estratificación, necesaria para las especies con doble letargo, consistente en una estratificación caliente durante 8-24 semanas, seguida de una estratificación fría que puede durar de 8 a 24 semanas (Werlemark *et al.*, 1995; Bacchetta *et al.*, 2006). La estratificación caliente puede hacerse a una temperatura constante situada en el intervalo 15-25 °C o con alternancia diaria entre 15-20 °C y 30 °C. Las reacciones a las estratificaciones son diferentes según especies y procedencias y también según las variables aplicadas (Alp *et al.*, 2009). La aplicación de calor húmedo, que persigue debilitar la cubierta, podría sustituirse por la inmersión de las semillas en ácido sulfúrico concentrado durante 1-2 horas (Catalán, 1991; Younis *et al.*, 2007). La inmersión en agua caliente y la escarificación mecánica no resultan efectivas. La duración de los tratamientos varía según especies y lotes, por lo que resulta recomendable comprobar con frecuencia el estado de las semillas estratificadas cada cierto tiempo en el período de estratificación en frío. En todo caso, es preciso señalar que los tratamientos no siempre resultan eficaces.

Un método que se ha probado para romper la dormición y promover la germinación es la inoculación microbiana de las semillas que se van a estratificar o del medio de estratificación, con el objetivo de que los microorganismos descompongan la dura cubierta del pericarpo durante el tratamiento. Así, con varias especies de *Rosa*, entre ellas *R. canina*, se ha comprobado que la aplicación de activadores de compost o de fertilizantes microbianos reduce el tiempo de germinación y que algunos productos aumentan considerablemente el porcentaje de germinación, produciéndose una importante germinación prematura durante la estratificación, lo que conlleva una posible reducción de la duración de este tratamiento (den Besten *et al.*, 1995; Feuerhahn y Spethmann, 1995; Morpeth y Hall, 2000; Belletti *et al.*, 2003; Kazaz *et al.*, 2010). Las dosis de los activadores de compost que se deben emplear pueden variar según las especies, requiriéndose una gran precisión en su aplicación. Tales productos parecen no ser tóxicos para las semillas y las plantas obtenidas. También se ha estudiado el efecto

del ácido giberélico sobre la germinación, observándose una correlación positiva entre la germinación y la concentración de AG₃ aplicada (Hosafci *et al.*, 2005), aunque su eficacia no acaba de ser confirmada. Asimismo, se ha probado con enzimas de maceración, tales como driselasa y celulasa (Yambe y Takeno, 1992), y con carbón activado (Yambe *et al.*, 1992). El cultivo de embriones escindidos en un medio artificial se ha aplicado con éxito para superar la baja germinación de las rosas, pero resulta demasiado laborioso para producir cantidades grandes (Marchant *et al.*, 1994).

La ISTA (2011) contempla como método para evaluar lotes de semillas la estratificación en frío durante 12 meses seguida de la germinación en arena a 20 °C durante al menos 70 días. Por su parte, la Forestry Commission (2010) establece que la alternancia térmica sea de 3-20 °C y prevé una duración mínima de 28 días. Sin embargo, debido a la dificultad que conlleva la germinación de las semillas de las rosas silvestres y al largo tiempo que implica, se aconseja, al igual que lo hace la ISTA, que se utilice el test con tetrazolio como alternativa al ensayo convencional de germinación. También se puede acudir a la técnica de embriones escindidos, aunque tiene poca ventaja sobre la tinción con tetrazolio (Gill y Pogge, 1974). Para evaluar los niveles de semillas llenas y el grado de infestación de *Megastigmus* resulta eficaz la radiografía con rayos X (Belcher, 1985).

Tabla 1. Datos característicos de lotes de semillas de *Rosa canina*.

Rendimiento semilla/fruto (% en peso)	Pureza (%)	Facultad germinativa (%)	Nº semillas kg ⁻¹	Referencia
16-25	95-98	30-50	49.000-60.500-75.000	Catalán (1991)
		40-50	50.000-60.000-100.000	Piotto y Di Noi (2001)
16-25	95-99	25-40	45.000-71.000	CNRGF <i>El Serranillo</i> (Anexo III)
20-24	97-100		39.000-63.000	Vivero Central JCyL (Anexo IV)

Rosa canina tiene germinación epigea. Las plántulas, de 2-3 cm, presenta dos cotiledones elipsoidales y hojas primordiales con tres folíolos, ligeramente aovados, de color verde claro (Navarro Cerrillo y Gálvez, 2001).

2.2.2. Vegetativa

Las rosas se multiplican fácilmente por injerto, estaquilla, estaca, trasplante, sierpe y otras formas asexuales de propagación. Esta posibilidad de propagación de un genotipo específico es ampliamente utilizada para la producción comercial de rosas cultivadas para flor cortada, jardinería y paisajismo, porque las plantas derivadas de cruces muestran una alta heterocigosidad y tienden a separar mucho los rasgos seleccionados en los parentales.

En cuanto a la reproducción por esquejado, si se trata de esquejes leñosos, éstos se toman a finales del otoño, preferiblemente, o a principios de primavera. Deben ser de unos 15-20 cm de longitud y de 1 cm de grosor, y utilizarse hormonas de enraizamiento. En el caso de esquejes tiernos, éstos también enraízan con facilidad en primavera (Carrasco, 1989).

El injerto es el método comúnmente utilizado para producir rosales de jardinería, empleando como portainjertos un rosal silvestre, que aporta vigor y resistencia a la parte superior correspondiente a la variedad ornamental. El método habitual es el llamado injerto de yema en T. Asimismo se realizan mininjertos sobre pies de injerto sin enraizar y puesto bajo microaspersión.

También existe la posibilidad de micropropagación mediante cultivo de tejidos, utilizando modificaciones del medio Murashigue y Skoog (Castilla, 2005; Weldt, 2009). En particular, con *R. canina* se ha observado que en segmentos nodales de 0,4-0,5 cm la inducción de callos es alta cuando se utilizan elevadas concentraciones de ácido naftalénacético (ANA) y benzilaminopurina (BA) (Esitken y Ercisli, 2001).

En los tratados de jardinería, especialmente de rosicultura, hay suficiente información acerca del cultivo del género mediante las técnicas reproducción vegetativa.

3. Producción de plantas

Las especies del género *Rosa* se propagan generalmente por estaquilla o injerto, pues, además de la dificultad que conlleva la multiplicación por semilla, en el caso de las variedades ornamentales es la forma de conservar sus características.

Al igual que otras especies que presentan una germinación difícil, se aconseja que la siembra se haga en bandejas semillero y se proceda al trasplante de las plantitas al cabo de una semana de nacer al alvéolo de cultivo definitivo. Tal operación debe realizarse con cuidado para evitar mortandad en las plántulas (Anderson y Byrne, 2005). Se recomienda efectuar la siembra a finales de invierno o principios de primavera con semillas que hayan sido tratadas, pues las siembras de otoño con semillas recién recolectadas o tratadas sólo con ácido sulfúrico presentan resultados más inciertos. Por su parte, las siembras tardías de primavera presentan el inconveniente de poder provocar un letargo secundario como consecuencia del incremento de la temperatura del sustrato (en torno a 20 °C) (Piotto y Di Noi, 2001). Las semillas se siembran a una profundidad de 0,5-1,5 cm. Las plántulas se trasplantan a envases forestales de 250-400 cm³, para obtener plantas de 1 ó 2 savias, con un tamaño final de 15-30 ó 30-50 cm de altura, respectivamente. Si se opta por emplear contenedores, su altura más habitual para producir plantas de una savia es 14-17 cm, alcanzando éstas una talla de 20-40 cm (Fig. 4 a y b). El sustrato no necesita requerimientos especiales; basta tener presentes las recomendaciones generales para la producción de planta en contenedor (Landis *et al.*, 1990). En cuanto a las condiciones de cultivo y la fertilización se podría seguir como referencia las recomendaciones señaladas al respecto para *Crataegus monogyna*. Su cultivo se hace a pleno sol.

Como en otras especies de uso en restauraciones de riberas, cabe su cultivo a raíz desnuda, obteniéndose una planta de una savia, de 20-40 cm de altura, o de dos savias (1+1), con un tamaño de 40-80 cm (Navarro Cerrillo y Gálvez, 2001). El cultivo se debe hacer según filas separadas 20-25 cm, con densidades de cultivo del orden de 80-150 plantas m⁻² (Thompson, 1984).



Figuras 4 a y b. Brinzales de *Rosa canina* de una savia (izquierda) y de dos savias (derecha) cultivados en alvéolo de 200 cm³ y en contenedor de 1,2 litros, respectivamente (Fotos: CNRGF *El Serranillo*).

4. Uso en repoblaciones y restauraciones

Las rosas silvestres se emplean generalmente para la búsqueda de nuevos cultivares, tanto ornamentales como para producción de aceites y esencias, y para la producción de pies portainjerto. Sólo recientemente se ha introducido su producción para la actividad restauradora.

Dentro del ámbito forestal su utilización se contempla como especie de enriquecimiento (Fig. 5), para completar la diversidad sistémica, teniendo especial interés en la restauración en ecosistemas de ribera (Navarro Cerrillo y Gálvez, 2001) y en la constitución de setos y borduras. Además, supone un recurso alimenticio y sirve de refugio para muchas especies animales. También resulta interesante su empleo en la recuperación de zonas degradadas (canteras y minas, taludes de obras, etc.). No obstante, su utilización debe ser debidamente razonada, pues puede invadir agresivamente terrenos de naturaleza agrícola o ganadera.

5. Planificación de la repoblación

Cuando en repoblaciones ordinarias se empleen rosas silvestres como especie acompañante, las preparaciones del suelo mediante subsolados o ahoyados suelen ser las más frecuentes. En el caso de plantaciones de enriquecimiento dentro de masas aclaradas, cabe recurrir a

la utilización de minirretroexcavadoras. Ha de asegurarse que la profundidad de trabajo del suelo alcance al menos los 40 cm de profundidad, recomendándose la preparación de microcuencas, mediante alcorques o caballones para asegurar la máxima infiltración en el punto de plantación. En cuanto a la época de plantación, cabe realizarla tanto en otoño como en primavera, si bien esta última es preferible en zonas con suelos arcillosos y en áreas expuestas al frío y con mayores precipitaciones.

Al no haberse utilizado apenas en repoblaciones, no se dispone de información sobre técnicas de repoblación, cuidados culturales, etc. Por otra parte, su empleo como especie accesoria hace que su distribución se realice de forma aleatoria, no pudiendo fijarse datos en cuanto a densidad. En cualquier caso, su porcentaje de participación estará por debajo del 5%. Pueden plantarse aisladas o formando pequeños rodales, siguiendo el patrón natural (Fig. 5). Cuando se utilizan para la consecución de setos o borduras, generalmente en mezcla con otras especies, los pies se pueden plantar en líneas simples o, preferiblemente, dobles (en forma escalonada) y a una distancia entre ellos de 0,4-0,5 m y de 0,3-0,4 m entre filas. Al no tolerar la sombra intensa y continuada, deben plantarse suficientemente alejadas de plantas de mayor tamaño. Según la experiencia de algunas plantaciones multiespecie, cabe suponer que tiene una gran capacidad de arraigo en campo, pudiendo desestimarse la aplicación de riegos de establecimiento y estivales.



Figura 5. Ejemplar de *Rosa canina* tras 7 años en campo, plantado con tubo protector en un terreno agrícola abandonado en Guadalajara (parte del tubo se retiró antes de ser fotografiado) (Foto: P. Villar).

6. Bibliografía

- ALP S., ÇELİK F., TÜRKÖGLÜ N., KARAGÖZ S., 2009. The effects of different warm stratification periods on the seed germination of some *Rosa* taxa. *Afr. J. Biotech.* 8, 5838-5841.
- ANDERSON N., BYRNE D.H., 2005. Methods for *Rosa* germination. En: IV International Symposium on Rose Research and Cultivation 751, 503-507.
- ANTHOS, 2012. Sistema de información de las plantas de España. [Base de Datos en Línea]. Real Jardín Botánico, CSIC Fundación Biodiversidad. Disponible en: http://www.anthos.es/v22/index.php?set_locale=es [7 En, 2012].
- BACHETTA G., FENU G., MATTANA E., PIOTTO B., VIREVAIRE M. (eds.), 2006. Manuale per la raccolta, studio, conservazione e gestione ex situ del germoplasma. Manuali e Linee guida APAT 37, 1-244.
- BASKIN C.C., BASKIN J.M., 1998. Seeds: Ecology, biogeography and evolution of dormancy and germination. Academic Press. San Diego.
- BELCHER E., 1985. Handbook on seeds of browse-shrubs and forbs. Tech. Pub. R8-TP8. Atlanta: USDA Forest Service, Southern Region.
- BELLETTI P., CULLUM J., GORIAN F., MONTELEONE I., PIOTTO B., 2003. The use of a compost activator to overcome seed dormancy in *Rosa canina* L. En: Nursery production and stand establishment of broad-leaves to promote sustainable forest management. *Atti 5/2003*, APAT, 17-20.
- CARRASCO M., 1989. Consejos y recomendaciones para reforestar con especies autóctonas. *Quercus* 47, 38.
- CASTILLA Y., 2005. Cultivo de tejidos de rosas (*Rosa* sp.): un acercamiento a investigaciones recientes. *Cultivos Tropicales* 26(4), 43-47.
- CATALÁN G., 1991. Semillas de árboles y arbustos forestales. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. pp. 344-345.
- CREPEL L., ZHANG D., MEYNET J., JACOB Y., GUDIN S., 2001. Identification of apomictic plants in *Rosa hybrida* L. by AFLPs. *Acta Hort.* 547, 51-55.
- DE VRIES D.P., DUBOIS L.A.M., 1987. The effect of temperature on fruit set, seed set and seed germination in Sonia×Hadley hybrid tea-rose crosses. *Euphytica* 36, 117-120.
- DEN BESTEN J., VAN HEUSDEN L., CULLUM F., WILLIAMS M., 1995. Compostmaker verbeterd kiemkracht rozenzaad. *De Boomwekerij* 45, 26-27.
- ESITKEN A., ERCISLI S., 2001. The effect of some hormones on the callus induction in *Rosa canina* and *Rosa dumalis* in vitro. *Ziraat Facultesi Dergisi*, 32(2), 125-128.
- FEUERHAHN B., SPETHMANN W., 1995. Using compost activator for better germination of rose seeds. *TASPO-Gartenbaumagazin* 4, 25-26.
- FORESTRY COMMISSION, 2010. Draft guidance for seed testing at Forestry Commission approved forest tree seed testing facilities. Disponible en: [http://www.forestry.gov.uk/pdf/STC-Appendix_1.pdf/\\$FILE/STC-Appendix_1.pdf](http://www.forestry.gov.uk/pdf/STC-Appendix_1.pdf/$FILE/STC-Appendix_1.pdf) [5 Jul, 2010]
- GARCÍA DEL BARRIO J.M., DE MIGUEL J., ALÍA R., IGLESIAS S., 2001. Regiones de identificación y utilización de material forestal de reproducción. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- GILL J.D., POGGE F.L., 1974. *Rosa* L. En: Seed of woody plants in the United States. (Schopmeyer C.S., ed.). United States Department of Agriculture, Forest Service, Agriculture Handbook 450, Washington. pp. 732-737.
- GUDIN S., ARENE L., CHAVAGNA A., BULARD C., 1990. Influence of endocarp thickness on rose achene germination: genetic and environmental factors. *HortScience* 25, 786-788.
- HERRERA J., 1988. Datos sobre la biología floral en la flora de Andalucía Oriental. *Lagascalia (Extra)*, 607-614.

- HOSAFICI H., ARSLAN N., SARIHAN E.O., 2005. Propagation of dog roses (*Rosa canina* L.) by seed. *Acta Hort.* 690, 159-164.
- ISTA (International Seed Testing Association), 2011. International rules for seed testing. Edition 2011. ISTA, Bassersdorf, Switzerland.
- JACKSON G.A.D., BLUNDELL J.B., 1963. Germination in *Rosa*. *J. Hort. Sci.* 38, 310-320.
- KAZAZ S., ERBAŞ S., BAYDAR H., 2010. Breaking seed dormancy in oil rose (*Rosa damascena* Mill.) by microbial inoculation. *Afr. J. Biotech.* 9, 6503-6508.
- LANDIS T.D., TINUS R.W., MCDONALD S.E., BARNETT J.P., 1990. Containers and growing media. The container tree nursery manual. Vol. 2. United States Department of Agriculture, Forest Service, Agriculture Handbook 674, Washington.
- LOHAUS E., ZENGER C., RÜDIGER W., 1985. Natural inhibitors of germination and growth, III New alpha-pyrone from seeds of *Rosa canina*. *Verlag der Zeitschrift Für Naturforschung* 40, 490-495.
- LÓPEZ GONZÁLEZ G.A., 2001. Los árboles y arbustos de la Península Ibérica e Islas Baleares. Tomo I. Ed. Mundi-Prensa, Madrid. pp. 734-750.
- MACPHAIL V.J., KEVAN P.G., 2009. Review of the breeding systems of wild roses (*Rosa* spp.). *Floriculture Ornamental Biotech.* 3 (Special Issue 1), 1-13.
- MARCHANT R., POWER J.B., DAVEY M.R., CHARTIER-HOLLIS J., 1994. Embryo rescue, for the production of F1 hybrids, in English rose. *Euphytica* 74, 187-193.
- MAYS W.T., KOK L.T., 1988. Seed wasp on multiflora rose, *Rosa multiflora*, in Virginia. *Weed Technol.* 2, 265-268.
- MEYER S.E., 2008. *Rosa* L. En: The woody plant seed manual (Bonner F.T., Karrfalt R.P., eds.). United States Department of Agriculture, Forest Service, Agriculture Handbook 727, Washington. pp. 974-980.
- MORPETH D.R., HALL A.M., 2000. Microbial enhancement of seed germination in *Rosa corymbifera* 'Laxa'. *Seed Sci. Res.* 10, 489-494.
- NALEPA C.A., 1989. Distribution of the rose seed chalcid, *Megastigmus aculeatus* var *nigroflavus* Hoffmeyer (Hymenoptera, Torymidae) in North Carolina, U.S.A. *J. Entomol. Sci.* 24(4),413-416.
- NAVARRO CERRILLO R.M., GÁLVEZ C., 2001. Manual para la identificación y reproducción de semillas de especies vegetales autóctonas de Andalucía. Tomo II. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.,Córdoba. pp. 318-320.
- PIOTTO B., DI NOI A. (eds.), 2001. Propagazione per seme di alberi e arbusti della flora mediterranea. ANPA, Roma.
- RUIZ DE LA TORRE J., 2006. Flora Mayor. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid. pp. 800-808.
- SEMENIUK P., STEWART R.N., 1964. Low-temperature requirements for afterripening of seed of *Rosa blanda*. *Am. Soc. Hort. Sci. Proc.* 85, 639-641.
- SVEJDA F.J., 1972. Water uptake of rose achenes. *Can. J. Plant Sci.* 52, 1043-1047.
- THOMPSON B.E., 1984. Establishing a vigorous Nursery Crop: Bed preparation, Seed Sowing and early Seedling Growth. En: *Forest nursery Manual: Production of bareroot seedlings.* (Duryea M.L., Landis T.D., eds.). Martinus Nijhoff/Dr W. Junk Publishers. The Hague/Boston/Lancaster, for Forest Research Laboratory, Oregon State University, Corvallis.
- UEDA Y., 2003. Seed maturation and germination. En: *Encyclopedia of rose science.* (Roberts A., Debener T., Gudin S., eds.). Elsevier Oxford. pp. 623-626.
- UGGLA M., 2004. Domestication of wild roses for fruit production. Doctoral thesis. Department of crop science, Balsgard. Swedish University Agricultural Sciences, Alnarp. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Agraria* 480.

- WELDT E.S., 2009. Establecimiento, multiplicación y enraizamiento *in vitro* de *Rosa canina* L. Tesis doctoral. Universidad Austral de Chile. Escuela de Agronomía.
- WERLEMARK G., 2000. Evidence of apomixis in hemisexual dogrose species, *Rosa* sect. Caninae. Sex. Plant Reprod. 12, 353-359.
- WERLEMARK G., 2009. Dogrose: wild plant, bright future. Chr. Hort. 49, 8-13.
- WERLEMARK G., CARLSON-NILSSON U., UGGLA M., NYBOM H., 1995. Effects of temperature treatments on seedling emergence in dogroses, *Rosa* Sect. Caninae (L). Acta Agric. Scand. Section B, Soil Plant Sci. 45, 278-282.
- YAMBE Y., TAKENO K., 1992. Improvement of rose achene germination by treatment with macerating enzymes. HortScience 1018-1020.
- YAMBE Y., HORI Y., TAKENO K., 1992. Levels of endogenous abscisic acid in rose achenes and leaching with activated charcoal to improve seed germination. J. Jap. Soc. Hort. Sci. 61, 383-387.
- YOUNIS A., AHMED R., RAZA A., 2007. Effect of hot water, sulphuric acid and nitric acid on the germination of rose seeds. Acta Hort. 755, 105-108.
- ZLESKAK D.C., 2007. Rose. En: Flower Breeding and Genetics (Anderson N.O., ed.). pp. 695-740.
- ZHOU Z.Q., WEI-KAI B., NING W., 2009. Dormancy and germination in *Rosa multibracteata* Hemsi and E.H. Wilson. Sci. Hort. 119, 434-740.

Rosmarinus officinalis L.

Romero, romero bendito, romero blanco, romero común, romero hembra, romero macho, romiru (Asturias), rosa de mar, rosmarino, rumero; *cat.*: lo romer, romani, romaní, romé, romer, romer de flor blanca, romer de monte, romer femella, romera, romeret, romero royo, romí (valenciano), rumeu (mallorquín); *eusk.*: erromero, erromeroa, erromeru; *gall.*: romeo, romeu

Rafael M^a NAVARRO CERRILLO, Laura PLAZA ARREGUÍ, Miguel Ángel LARA GÓMEZ, Antonio SÁNCHEZ LANCHA, Eugenio MALLOFRET CARRERA, Manuel ARROYO SAUCES, Francisco MARCHAL GALLARDO

1. Descripción

1.1. Morfología

El romero es un arbusto de hasta 2 m, de tallos erectos o ascendentes, a veces achaparrado, abundantemente ramificado, pubescente al menos en las partes más jóvenes. Las hojas son sentadas, persistentes, algo coriáceas, de 10-41(46) x 1-3 mm, muy numerosas, de limbo linear o linear-lanceolado, revolutas, sentadas, con ápice más o menos agudo, raramente de tamaño homogéneo, glabras por el haz y con el envés densamente tomentoso y más o menos rugoso (López González, 1982; Ruiz de la Torre, 2006).

1.2. Biología reproductiva

Las flores se agrupan en racimos axilares cortos en todas las ramas superiores, cuyos ejes y brácteas están cubiertos por pelos aplicados muy cortos. Las flores presentan un cáliz campanulado, bilabiado, glabro a muy peloso, con pelos ramificados aplicados. La corola es el doble de larga que el cáliz, de color azulado, violáceo blanquecino, rara vez rosado, con lóbulos pelosos por fuera, bilabiada, con el labio superior bífido, marcadamente cóncavo y el inferior trilobado. El androceo está formado por 2 estambres exertos, sobresalientes, con anteras monotécicas formadas por una teca recurvada hacia arriba. El estilo es curvado, más largo que los estambres (Ubera e Hidalgo, 1992; Ruiz de la Torre, 2006; Morales, 2007). La floración se produce en dos períodos, de marzo a mayo y de septiembre a octubre (Rosúa, 1986). La polinización es entomófila, madurando las semillas de mayo a junio (Rosúa, 1986; Arroyo, 1990; Aronne y Wilcock, 1997; Ruano *et al.*, 1998) (Fig. 1).

El fruto, encerrado en el fondo del cáliz, está formado por cuatro pequeñas núculas (nuececillas) de (1,4)2,2-3 x (0,6)1,2-1,8 mm, leñosas, ovoides, aplanadas, de superficie rugosa al microscopio y de color pardo-oscuro, brillante (Fig. 2) (Martín-Mosquero *et al.*, 2006; Ruiz de la Torre, 2006). La dispersión de las núculas es barócora inicialmente, siendo transportadas posteriormente por hormigas (Bouman y Meeuse, 1992). La núcula excreta mucílagos, que favorecen tanto la dispersión como para la germinación (Martín-Mosquero *et al.*, 2006).



Figura 2. Semillas de *Rosmarinus officinalis* (Foto: Red de Viveros de Andalucía).

Figura 1. Floración y fructificación de *Rosmarinus officinalis* (Foto: Red de Viveros de Andalucía).

1.3. Distribución y ecología

El género *Rosmarinus* presenta un área de distribución centrada en el Mediterráneo (Amaral-Franco y Rocha, 1972; Rosúa, 1985; Harley *et al.*, 2004), con presencia en la Región Macaronésica, extendiéndose hasta Portugal y el Noroeste de España por el oeste, y hasta la región del Cáucaso por el este. *Rosmarinus officinalis* es la especie de más amplia distribución. En España se encuentra en todas las provincias excepto en las más húmedas (Valdés *et al.*, 1987).

El romero tiene una gran amplitud ecológica, tanto en lo que respecta al clima como al suelo, aunque, como es de esperar, los diferentes ambientes condicionan el comportamiento de las plantas en su crecimiento (Martínez Fernández *et al.*, 1994) y en aspectos fisiológicos, como la concentración de nutrientes (Merino y García Novo, 1975).

Forma parte de los matorrales que se desarrollan en sitios secos y soleados, principalmente en ambiente de encinar; así, está presente en etapas degradadas del encinar, por la tala o quema, o sobre laderas pedregosas o erosionadas, en los pisos termomediterráneos, desde el nivel del mar hasta el límite inferior del supra mediterráneo (0-1.500 m).

Existen numerosas variedades que se utilizan en jardinería en zonas mediterráneas y atlánticas, por ejemplo la variedad “Prostratus”, de porte rastrero, hojas lineales y abundante floración de color violáceo (Fernández-Rufete y Plana, 2007) o las variedades “Majorka rosa” y “Montfort”. En cualquier caso, estas variedades seleccionadas por características interesantes desde el punto de vista ornamental no deben ser empleadas en restauraciones en el medio natural.

2. Materiales forestales de reproducción

2.1. Marco normativo. Identificación de los materiales de reproducción

El romero no está incluido en normativas que puedan afectar a la recolección de sus materiales de reproducción o limitar su comercialización o utilización, careciendo de regiones de procedencia oficiales. No obstante, y con fines prácticos, se puede usar las regiones de identificación y utilización establecidas por García del Barrio *et al.* (2001) (Fig. 3). Con el objetivo de promover la conservación de los recursos genéticos de las poblaciones naturales, se recomienda el uso de materiales de la misma región ecológica en la que se va a efectuar la forestación.

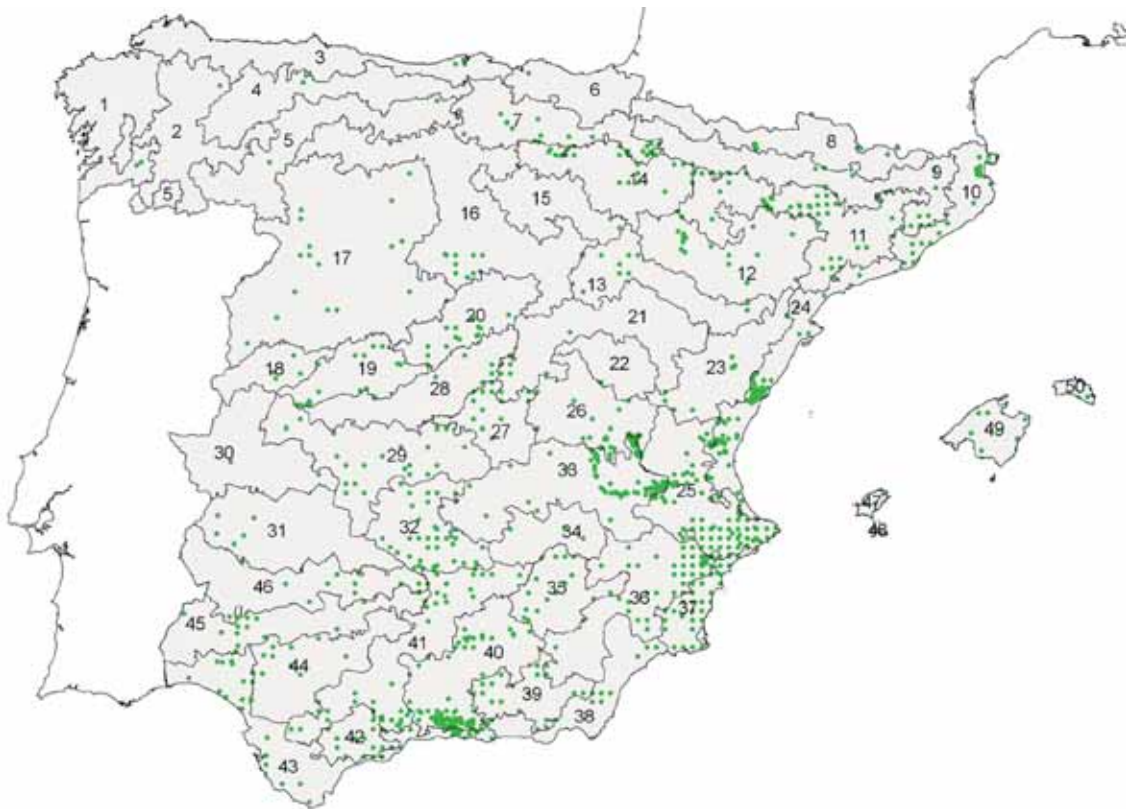


Figura 3. Distribución de *Rosmarinus officinalis* y Regiones de Identificación de sus materiales de reproducción (Fuente: Anthos).

2.2. Técnicas de manejo y propagación

2.2.1. Semillas

La recogida de los frutos se hace mediante ordeño de las inflorescencias. Tras su secado al sol, se agitan los frutos y, posteriormente, se frotran manualmente contra un cedazo metálico para que se deshagan y queden libres las semillas; a continuación se eliminan impurezas por aventado y selección densimétrica, con un rendimiento aproximado del 2,5%. Dado que es bastante frecuente la presencia de semillas vanas, cuyo aspecto exterior no es distinto del de las semillas llenas, es importante conocer mediante un

ensayo al corte o una prueba por aplastamiento su porcentaje de inicio en el lote que se va a procesar, pues podría ocurrir que su presencia fuera tan alta que no mereciera la pena acometer la obtención de las semillas.

Las semillas tienen un comportamiento ortodoxo; se almacenan a 3-4 °C en cámara frigorífica hasta su fecha de siembra. Las semillas de romero no requieren tratamiento pregerminativo. Navarro-Cerrillo y Gálvez (2001) sugieren que se una estratificación en frío durante 30-60 días mejora los resultados, aunque, Salvador y Lloret (1995) y Cabot y Fanlo (2007) no observan respuesta de las semillas de romero al tratamiento en frío. Estos autores sí han encontrado un efecto positivo de las altas temperaturas (70 °C) en la germinación del romero, fruto de su adaptación al fuego forestal, si bien, valores de 120 °C resultan letales para sus semillas.

Las normas ISTA (2011) no proponen condiciones particulares de ensayo para los lotes comerciales de esta especie. Si los lotes no presentan una alta pureza, resulta admisible, de acuerdo con el criterio establecido por el citado organismo para otras especies con igual problemática, que los análisis de germinación se realicen sobre repeticiones iguales en peso, expresando el resultado como el número de semillas viables por kilogramo. Cada una de las réplicas debe contener aproximadamente unas 100 semillas, cuyo peso, muy variable según lotes, puede calcularse de forma directa a partir del número de semillas por kg (Tabla 1).

Tabla 1. Datos característicos de lotes de semillas de *Rosmarinus officinalis*.

Pureza (%)	Facultad germinativa (%)	Nº semillas kg ⁻¹	Referencia
58	<22	1.194.156	Red de Viveros de Andalucía
85-90	30-50	975.000	Catalán (1991)
98,9	36,2 ⁽¹⁾ (97) ⁽²⁾	570.000	Navarro-Cerrillo y Gálvez (2001)
85	<10,8	960.614	Bautista <i>et al.</i> (2007)
93,3-97	78-100	445.000-552.900	Semillas Silvestres S.L.

⁽¹⁾ Entre papel de filtro a 22 °C

⁽²⁾ Ensayo al tetrazolio

La germinación de las semillas del romero es epigea. Las plántulas miden de 4-5 cm y presentan hojas primordiales lineares, ligeramente agudas, de color verde blanquecino (Navarro-Cerrillo y Gálvez, 2001).

2.2.2. Vegetativa

Debido a la incertidumbre vinculada a la germinación, por la calidad variable de los lotes, a nivel comercial en viveros de jardinería suele hacerse mediante esquejes (Debaggio, 1990). Se han propuesto algunos métodos para la propagación vegetativa del romero debido a su interés industrial, ornamental y medicinal (Font Quer, 1999). El método más sencillo consiste en el uso de esquejes apicales lignificados, de 8 a 12 cm, procedentes de plantas madre jóvenes, de los cuales se elimina dos terceras partes

del total de hojas. Se colocan sobre un sustrato suelto, preferiblemente turba:perlita (70% turba rubia, 20% de turba negra, 5% de perlita y 5% de arena de río), en mesas de cultivo con calefacción basal, 20(24)-22(27) °C, y con un tratamiento con auxinas, que parece mejorar el enraizado (Lemes *et al.*, 2001; Cabot *et al.*, 2004; Álvarez *et al.*, 2007; Fernández-Rufete y Plana, 2007), lo que permite el enraizamiento en un período de unas dos semanas. Se ha recomendado también utilizar esquejes apicales tratados con ácido indolbutírico (concentraciones de 5.000 mg l⁻¹ de AIB durante 24 horas) (Coccozza-Talia *et al.*, 2004). Long (1998) notó un retardo en el tiempo de enraizamiento si no se controla adecuadamente el aporte de agua. Álvarez *et al.* (2010) recomiendan aplicar riegos cada 4 días.

3. Producción de plantas

La planta tipo de *R. officinalis* para trabajos de restauración forestal se cultiva en envases forestales de 200-300 cm³, a una savia, obteniéndose un tamaño final de 15-20 cm, con un sistema radical bien conformado (Fig. 4), aunque también pueden utilizarse envases de mayor volumen de tipo maceta (1.000 cm³) para plantas destinadas a restauración de infraestructuras y paisajismo (Cabot y Roig, 2007). La siembra se realiza a finales de invierno o principios de primavera, entre los meses de febrero y marzo, a una profundidad de unos 3 mm, con 4-5 semillas por envase. El porcentaje de germinación puede no ser muy alto, ya que en general no se aplica ningún tratamiento pregerminativo y el porcentaje de semillas vanas suele ser elevado. Las semillas tardan aproximadamente un mes en germinar. Esta especie admite el trasplante, por lo que se recomienda sembrar en semilleros y proceder al trasplante al mes de la germinación a un envase forestal o maceta.

Se suelen utilizar en su propagación sustratos convencionales a partir de componentes orgánicos tipo turba rubia, turba de humus o fibra de coco (>75% en volumen) y algún componente inorgánico tipo perlita, vermiculita o arena de río (<25% en volumen) o mezclas de turba rubia, fibra de coco, perlita y arena de río (2:1:1:1 volumen) (Álvarez-Herrera *et al.*, 2008 y 2010; Martínez-Sánchez *et al.*, 2008).

Como ocurre con otras muchas especies, no se dispone de formulaciones y dosis de fertilizantes específicas para su cultivo, por lo que el viverista tiene que ir adecuando el programa de fertilización a la evolución del cultivo y a sus particulares condiciones de producción (tipo de sustrato, calidad del agua de riego, duración del cultivo y tipo de planta deseada, principalmente). En la mayor parte de los viveros que producen romero se tiende a incorporar un fertilizante de liberación lenta como agregado en la formulación del sustrato, siendo muy frecuente el uso de dosis de 2 g l⁻¹ de sustrato de un fertilizante tipo 10-8-10 (3-4 meses) (Martínez-Sánchez *et al.*, 2008). En general, con estas dosis de fertilización no se han observado problemas de crecimiento ni deficiencias nutricionales en cultivos a una savia. En el caso de prolongar el cultivo debería mantenerse un cierto control para asegurar los requerimientos nutricionales durante todo el período. Una alternativa a este tipo de fertilizantes es la fertirrigación con dosis de 200 mg de N planta⁻¹, 40 mg de P₂O₅ planta⁻¹ y 200 mg de K₂O planta⁻¹, con una frecuencia de 20 días a lo largo del período de cultivo (Martinetti *et al.*, 2006). Una alternativa a la fertilización tradicional es la incorporación de compost y microorganismos al sustrato de cultivo (Savé *et al.*, 1994; Abdelaziz *et al.*, 2007).



Figura 4. Planta de *Rosmarinus officinalis* de una savia cultivada en alvéolo de 300 cm³ (Foto: Red de Viveros de Andalucía).

El romero admite muy bien el recorte, por lo que, aunque la parte aérea tenga un crecimiento excesivo en vivero, se puede recortar sin que sea contraproducente para el desarrollo y crecimiento posterior (Fernández-Rufete y Plana, 2007). Es importante controlar la calidad del agua del vivero, ya que se ha observado mortalidad para concentraciones superiores a 150-200 mM de NaCl en el agua de riego (Tounekti *et al.*, 2008). Se han realizado ensayos de preacondicionamiento en vivero, con frecuencias de riego bajas, aunque los resultados obtenidos y la dificultad de aplicación en viveros comerciales no hace recomendable su uso (Sánchez-Blanco *et al.*, 2004 a y b).

Se ha observado la presencia de daños foliares causados por hongos (*Sclerotinia sclerotiorum*) en plantas cultivadas en invernadero (Minuto *et al.*, 2005).

4. Uso en repoblaciones y restauraciones

Al igual que otras especies de matorral, el romero ha sido muy utilizado en los últimos años en trabajos de restauración, en particular en jardinería y restauración de áreas críticas (Ruiz de la Torre, 1996) y de infraestructuras. Se utiliza en trabajos de restauración en climas mediterráneos secos o semiáridos, con otras especies como *Tamarix* spp., *Quercus coccifera*, *Pistacia lentiscus*, *Ephedra fragilis*, *Rhamnus* spp., *Chamaerops humilis*, *Anthyllis cytisoides*, *Genista* spp. y *Retama* spp. El romero es una especie potencialmente interesante en las siguientes situaciones:

- Recuperación de especies singulares amenazadas de flora y de fauna (asociada a especies como *A. cytisoides*, *Genista spartioides*, *Lavandula* spp., *Ch. humilis*). En conjunto los matorrales contribuyen al aumento de nichos ecológicos en zonas semiáridas.

- Diversificación de la vegetación en masas forestales con baja madurez, favoreciendo los procesos de restauración y densificación de la cubierta vegetal (re poblaciones de *Pinus halepensis*, *P. pinaster*, *Quercus ilex*) (Ruiz de la Torre, 1996; López *et al.*, 2003).
- Restauraciones especiales en zonas muy degradadas y erosionadas (Martínez *et al.*, 1994; Belmonte, 2001).
- Plantaciones de producción para la obtención de aceites esenciales y miel (Muñoz, 1986; Ferrazzi, 1988; Zer y Fahn, 1992; Font Quer, 1999; Moré, 2008).
- Xerojardinería, en medianas de carreteras e isletas de autovías, o en labores de mejora paisajística de grandes infraestructuras, en particular en las autovías del sur y del Levante peninsular (Franco *et al.*, 2005 a, b y c; Martínez-Sánchez *et al.*, 2008).
- También es muy frecuente en trabajos de restauración de canteras y graveras.

5. Planificación de la repoblación

El método de repoblación más frecuente para el romero, utilizado tanto en medios forestales como en trabajos de jardinería, ha sido la plantación. La siembra directa en campo puede ser una opción adecuada en algunos emplazamientos, como taludes de carretera y obras de ingeniería ambiental, con dosis de siembra de unos 15 g m⁻².

En el caso de plantaciones en el medio natural, donde las posibilidades de cuidados culturales son muy limitadas, la plantación debe hacerse en otoño o invierno (noviembre-febrero), procurando evitar retrasos que pueden comprometer la supervivencia de las plantaciones, en particular en suelos muy pedregosos o de escasa profundidad efectiva.

Las características de la planta tipo está condicionada por el objetivo y las condiciones de establecimiento, pudiendo utilizarse plantas de una savia en contenedor forestal o en envase de gran volumen (<1.000 cm³). Es importante adecuar el tipo de planta al objetivo de la repoblación para evitar fracasos en el establecimiento o costes innecesarios; en general, cuanto más fácil sea la ejecución de los cuidados culturales (en particular el riego) mayor puede ser el tamaño de la planta utilizada.

En terrenos sin vegetación puede ser recomendable un tratamiento localizado para eliminar la vegetación herbácea, que ejerce una fuerte competencia sobre la planta (Ruiz de la Torre, 1996). Los procedimientos de preparación utilizados en el establecimiento del romero vienen condicionados por los tipos de trabajos de restauración mencionados previamente. Cuando se realizan restauraciones en suelos descubiertos, la preparación del suelo puede ser areal, simultánea a la eliminación de la vegetación, mediante labores con arados de vertedera. No parece recomendable efectuar preparaciones lineales más intensas, como el subsolado.

No se han efectuado estudios relacionados con la densidad de plantación del romero; si bien, por sus características, parece recomendable que sean bajas, con el objetivo de conseguir formaciones constituidas por un número mínimo de pies, buscando el máximo de vitalidad, protección y sombra con el mínimo de competencia intraespecífica. No obstante, el romero



Figura 5. Repoblación de *Rosmarinus officinalis* en la cantera de Valdeazores, Córdoba (Foto: R. Navarro Cerrillo).

puede utilizarse en densidades elevadas en trabajos de ingeniería ambiental (marcos de 0,5 a 1 m). La estructura creada consigue proporcionar una matriz de vegetación más compleja y, al ser moderada la competencia, las plantas se mantienen con un elevado vigor vegetativo y una buena ramificación. No es frecuente realizar cuidados culturales especiales, si bien es cierto que cuando esta especie se utiliza en xerojardinería se recomiendan riegos para asegurar la supervivencia de los plantones. En este tipo de actuación se recomienda el uso de *mulch* de corteza para evitar la invasión de vegetación y la pérdida de humedad en el sustrato.

6. Bibliografía

ABDELAZIZ M., POKLUDA R., ABDELWAHAB M., 2007. Influence of compost, microorganisms and NPK fertilizer upon growth, chemical composition and essential oil production of *Rosmarinus officinalis* L. *Notulae Botanicae, Horti-Agrobotanici, Cluj Napoca* 35, 86-90.

ÁLVAREZ-HERRERA J.G., RODRÍGUEZ S.L., CHACÓN E., 2007. Efecto de diferentes tamaños de esqueje y sustratos en la propagación del romero (*Rosmarinus officinalis* L.). *Agronomía Colombiana* 25 (2), 224-230.

ÁLVAREZ-HERRERA J.G., CHACÓN E., RODRÍGUEZ S.L., 2008. Efecto de dos sustratos y diferentes laminas de riego en la propagación de romero (*Rosmarinus officinalis* L.). *Revista U.D.C.A. Actualidad y Divulgación Científica* 11 (1), 103-111.

- ÁLVAREZ-HERRERA J.G., BALAGUERA-LOPEZ H.E., CHACON PARDO E., 2010. Efecto de la aplicación de diversas láminas y frecuencias de riego en la propagación del romero (*Rosmarinus officinalis* L.). Ing. Investig. 30, 86-90.
- AMARAL FRANCO J., DA ROCHA A., 1972. *Rosmarinus*. En Flora Europaea, vol. 3. (Tutin T., ed.), Cambridge University Press. Cambridge.
- ANTHOS, 2012. Sistema de información de las plantas de España. [Base de Datos en Línea]. Real Jardín Botánico, CSIC Fundación Biodiversidad. Disponible en http://www.anthos.es/v22/index.php?set_locale=es [7 En, 2012].
- ARONNE G., WILCOCK C.C., 1997. Reproductive phenology in Mediterranean macchia vegetation. Lagasalia 19, 445-454.
- ARROYO J., 1990. Ritmos climáticos y de floración en matorrales del SW de España. Lagasalia 16(1), 25-50.
- BAUTISTA N., FIERRO A., GONZÁLEZ M., LIZBETH S., MONSALVO C., OLIVARES L., MONTIEL D., RUIZ D., ZAVALETA P., 2007. Propagación sexual de romero (*Rosmarinus officinalis* L.) en el sur del D.F. En: XII Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de Ciencias Hortícolas, Zacatecas, México. pp. 226.
- BELMONTE F., 2001. Balance hídrico, distribución de flujos y modelización de la interceptación en dos arbustos semiáridos mediante lluvia simulada. Papeles de Geografía 33, 23-34.
- BOUMAN F., MEEUSE A.D.J., 1992. Dispersal in *Labiatae*. In Advances in *Labiatae* Science (Harley RM & Reynolds T, eds.). Royal Botanic Gardens, Kew. pp. 193-202.
- CABOT P., FANLO M., 2007. Estudio del porcentaje de germinación de *Lavandula latifolia* Medic., *Rosmarinus officinalis* (L.) y *Salvia lavandulifolia* Vahl. con diferentes pretratamientos, para optimizar el proceso de reproducción sexual. Actas Hort. 48, 717-720.
- CABOT P., ROIG P., 2007. Utilización ornamental de las plantas aromáticas y medicinales. En: Jornadas técnicas dedicadas a plantas aromáticas y medicinales (INIA ed.). Brihuega, Guadalajara. Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, Madrid. pp. 39-47.
- CABOT P., LLAURADÓ M., PERARNAU S., 2004. Ensayos con diferentes tratamientos hormonales para el enraizamiento de estaquillas de algunas especies autóctonas ornamentales. Actas da Associação Portuguesa de Horticultura 4, 173-9.
- CATALÁN G., 1991. Semillas de árboles y arbustos forestales. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. pp. 346-347.
- COCOZZA-TALIA M.A., LA VIOLA F., FORLEO L.R., 2004. Propagazione agamica di alcune specie della macchia mediterranea. Italus Hortus, 11: 186-190.
- DEBAGGIO T., 1990. Rosemary and its culture. Herb Companion, Dec./Jan., 24-40.
- FERNÁNDEZ-RUFETE J., PLANA V., 2007. Utilización en xerojardinería de algunas especies autóctonas de la Región de Murcia. Ed. Consejería de Agricultura y Agua. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, España.
- FERRAZZI P., 1988. Rosmarino. Apicult. modo 79, 205-209.
- FONT QUER P., 1999. Plantas medicinales. El Discórides renovado. Ediciones Península. Barcelona.
- FRANCO J.A., MARTÍNEZ-SÁNCHEZ J.J., FERNÁNDEZ J.A., BAÑÓN S., 2005 a. Producción de planta ornamental para xerojardinería y paisajismo en clima semiárido. (I) Elección de especies. Agrícola Vergel 283, 341-348.
- FRANCO J.A., MARTÍNEZ-SÁNCHEZ J.J., FERNÁNDEZ J.A., BAÑÓN S., 2005 b. Producción de planta ornamental para xerojardinería y paisajismo en clima semiárido. (II) Acondicionamiento en vivero mediante el manejo del riego y el microclima. Agrícola Vergel 284, 388-394.
- FRANCO J.A., MARTÍNEZ-SÁNCHEZ J.J., FERNÁNDEZ J.A., BAÑÓN S., 2005 c. Producción de planta ornamental para xerojardinería y paisajismo en clima semiárido. (III) Acondicionamiento en vivero mediante el manejo de micorrización, fertilización y empleo de fitoreguladores. Agrícola Vergel 285, 424-430.

- GARCÍA DEL BARRIO J.M., DE MIGUEL J., ALÍA R., IGLESIAS S., 2001. Regiones de identificación y utilización de material forestal de reproducción. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- HARLEY R., DE KOK R., KRESTOVSKAJA T., MORALES R., PATON A.J., RYDING O., UPSON T., 2004. Labiatae. En: The families and genera of vascular plants VII. Flowering plants. Dicotyledons: Lamiales (except *Acanthaceae* including *Avicenniaceae*) (Kaderit J., Kubitzki K., eds.). Springer. Berlin. pp. 167-275.
- ISTA (International Seed Testing Association), 2011. International rules for seed testing. Edition 2011. ISTA, Bassersdorf, Switzerland.
- LEMES C., RODRIGUEZ C., ACOSTA L., 2001. Multiplicación vegetativa de *Rosmarinus officinalis*. Revista Cubana de Plantas Medicinales 6(3), 79-82.
- LONG J., HERBS., BALL V. (eds.), 1998. Ball Redbook. Illinois., Ball Publishing Inc., Batavia. pp. 253-271.
- LÓPEZ GONZÁLEZ G.A., 1982. La guía INCAFO de los árboles y arbustos de la Península Ibérica. Ed. INCAFO, Madrid.
- LÓPEZ J., OROZCO E., MARTÍNEZ J., FERRANDIS P., 2003. Regeneración natural de *Rosmarinus officinalis* en forestaciones mixtas de terrenos agrícolas en la Mancha. Cuad. Soc. Esp. Cien. For., 15, 147-152.
- MARTÍN-MOSQUERO M.A., PASTOR J., JUAN R., 2006. Observaciones morfológicas y anatómicas en núculas de *Rosmarinus (Lamiaceae)* en el Suroeste de España. Lagasalia 26, 111- 117.
- MARTINETTI L., QUATTRINI E., BONONI M., TATEO F., 2006. Effect of the mineral fertilization on the yield and the oil content of two cultivars of rosemary. Proceedings of the 1st International Symposium on the Labiatae: Advances in Production, Biotechnology and Utilization 723, 399-404.
- MARTÍNEZ FERNÁNDEZ J., LÓPEZ BERMÚDEZ F., BELMONTE F., 1994. Crecimiento y producción primaria de *Rosmarinus officinallis* en relación con algunos factores ambientales. Ecología 8, 177-183.
- MARTÍNEZ SÁNCHEZ J.J., FRANCO J.A., VICENTE M.J., MUÑOZ M., BAÑÓN S., CONESA E., FERNÁNDEZ HERNÁNDEZ J.A., VALDÉS R., OCHOA J., MIRALLES J., AGUADO M., ESTEVA J., LÓPEZ MARÍN J., AZNAR L., 2008. Especies silvestres mediterráneas con valor ornamental. Selección, producción viverística y utilización en jardinería. Serie técnica nº 7. Servicio de Protección y Conservación de la Naturaleza, Dirección General de Patrimonio Natural y Biodiversidad, Consejería de Agricultura y Agua, Región de Murcia, Murcia.
- MERINO J., GARCÍA NOVO F., 1975. Ordenación de poblaciones de *Rosmarinus officinalis* L. por su composición mineral, empleando técnicas de análisis factorial. Anal. Inst. Bot. Cavanilles 32, 521-536.
- MORALES R., 2007. *Rosmarinus* L. En: Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Vol XII. *Verbenaceae-Labiatae-Callitrichaceae*. (Morales R., Quintanar A., Cabezas F., Pujadas A.J., y Cirujano S.). Real Jardín Botánico, Madrid. pp. 327-329.
- MINUTO A., PENSA P., GARIBALDI A. 2005. Attacks of *Sclerotinia sclerotiorum* on *Rosmarinus officinalis* L. var. *prostratus* hort. in Italy. Informatore Fitopatologico 55, 50-52.
- MORÉ E., 2008. Producción de plantas aromáticas y medicinales. Horticultura 204, 46-47.
- MUÑOZ F., 1986. Plantas Medicinales y Aromáticas. Estudio, cultivo y procesado. Ed. Mundi-Prensa. Madrid
- NAVARRO CERRILLO R.M., GÁLVEZ C., 2001. Manual para la identificación y reproducción de semillas de especies vegetales autóctonas de Andalucía. . Tomo II. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Córdoba. pp. 321-323.
- ROSÚA J.L., 1985. Notas cariosistemáticas del género *Rosmarinus* L. (*Lamiaceae*) en la Península Ibérica. Anales Jard. Bot. Madrid 42, 93-99.
- ROSÚA J.L., 1986. Contribución al estudio del género *Rosmarinus* L. en el Mediterráneo Occidental. Lagasalia 14, 179-187.
- RUANO J., ALBERT A., ALBERT F., 1998. Cultivo de plantas aromáticas, medicinales y condimentarias en la Comunidad Valenciana. Generalitat Valenciana. Conselleria de Mig Ambient.

- RUIZ DE LA TORRE J. (dir.), 1996. Manual de la flora para la restauración de áreas críticas y diversificación en masas forestales. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- RUIZ DE LA TORRE J., 2006. Flora Mayor. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid. pp. 1505-1508.
- SALVADOR R., LLORET F., 1995. Germinación en el laboratorio de varias especies arbustivas mediterráneas: efecto de la temperatura. Orsis 10, 25-34
- SÁNCHEZ-BLANCO M.J., FERRÁNDEZ T., MORALES M.A., MORTE A., ALARCÓN J.J., 2004 a. Variation in water status, gas exchange, and growth in *Rosmarinus officinalis* plants infected with *Glomus deserticola* under drought conditions. J. Plant Physiol. 161, 675-682.
- SÁNCHEZ-BLANCO M.J., FERRÁNDEZ T., NAVARRO A., BAÑÓN S., ALARCÓN J.J., 2004 b. Effects of irrigation and air humidity preconditioning on water relations, growth and survival of *Rosmarinus officinalis* plants during and after trasplanting. J. Plant Physiol. 161(10), 1133-1142.
- SAVÉ R., ESTAUN V., BIEL C., 1994. Water relations and fungal activity of arbuscular mycorrhizal *Rosmarinus officinalis* L. plants submitted to a cycle of drying/rewatering. En: 4th European Symposium of Mycorrhizas, Granada, España. pp. 472-475.
- TOUNEKTI T., VADEL A.M., BEDOUI A., KHEMIRA H., 2008. NaCl stress affects growth and essential oil composition in rosemary (*Rosmarinus officinalis* L.). J. Hort. Sci. Biotechnol. 83, 267-273.
- UBERA J.L., HIDALGO P., 1992. Temporal gynodioecy in *Rosmarinus officinalis*. En: Advances in Labiatae Science, (Herley R., Reynolds T., eds.). Royal Botanic Gardens. Kew. pp. 281-289.
- VALDÉS B., TALAVERA S., FERNÁNDEZ-GALIANO E. (eds.), 1987. Flora vascular de Andalucía Occidental. Volumen 1, 2 y 3. Ed. Ketres, Barcelona.
- ZER H., FAHN A., 1992. Floral nectaries of *Rosmarinus officinalis* L. Structure, ultrastructure and nectar secretion. Ann. Bot. 70, 391-397.