

# Caso práctico IV

## Los arbustos nodriza en la restauración forestal de minas de carbón del noroeste de Palencia

Carolina MARTÍNEZ RUIZ, Pilar ZALDÍVAR,  
Belén FERNÁNDEZ SANTOS, Daphne LÓPEZ MARCOS, Josu G. ALDAY

### 1. Bases teóricas: facilitación arbusto-árbol

En las últimas décadas, se ha producido un giro en la percepción de las formaciones de matorral y en el enfoque de la investigación forestal sobre ellas. Tradicionalmente, los matorrales seriales se han tratado como comunidades de escaso valor ecológico que interesaba eliminar mediante rozas, desbroces o quemas controladas para transformar en pasto (Fernández-Santos y Martínez-Ruiz 1999) o como paso previo a realizar repoblaciones para evitar la competencia con los plantones (Reque 2008). Esta consideración de los matorrales seriales como elementos negativos a los que había que “mantener a raya” ha supuesto que durante años se hayan estudiado sus características y respuesta a las perturbaciones (fuego) y otros tratamientos (corta, arranque, pastoreo) bajo la perspectiva de su eliminación (Fernández-Santos y Gómez-Gutiérrez 1994a, b; Fernández-Santos *et al.* 1999, 2004). Sin embargo, en los últimos años se ha puesto de manifiesto la capacidad de numerosas especies de arbustos para modificar el entorno, y favorecer el establecimiento de otras especies, con frecuencia arbóreas, mediante el proceso de facilitación (Callaway 1992; Pugnaire y Lázaro 2000; Callaway *et al.* 2002; Jordano *et al.* 2002; Alday *et al.* 2014). La facilitación se define como interacciones positivas no tróficas entre organismos en las que uno de ellos se beneficia, pero ninguno resulta perjudicado (Callaway 1997; Brooker *et al.* 2008).

Algunas especies de arbustos modifican directamente y de forma positiva las condiciones microclimáticas (cantidad de luz, temperatura y humedad del aire; Moro *et al.* 1997; Gómez-Aparicio *et al.* 2008; Prieto *et al.* 2011; Costa *et al.* 2017) y/o edáficas (nutrientes, oxigenación y humedad del suelo, textura; García Moya y McKell 1970; Pugnaire *et al.*

1996a, 2004; Prieto *et al.* 2011), y de forma indirecta pueden proporcionar protección frente a herbívoros (Pugnaire 2001; Gómez-Aparicio *et al.* 2008), atraer polinizadores, servir de refugio a animales, inducir cambios en la comunidad microbiana, fauna edáfica y micorrícica, etc. (Callaway 1997). Es evidente que las interacciones positivas actúan a la vez que las interacciones negativas o competencia y, por lo tanto, el resultado final dependerá de qué mecanismos sean más importantes en un determinado ambiente derivando hacia un resultado positivo o negativo (Callaway y Walker 1997; Holmgren *et al.* 1997; Brooker y Callaghan 1998; Pugnaire 2001).

La constatación del efecto “nodriza” por el que una especie de arbusto facilita el reclutamiento y supervivencia de plántulas de especies de árboles (p.e. Callaway 1992; Pugnaire *et al.* 1996b; Smit *et al.* 2008; Rolo *et al.* 2013; Perea y Gil 2014; Costa *et al.* 2017; Cruz-Alonso *et al.* 2019) ha derivado en la aplicación práctica de la facilitación para la recuperación de zonas degradadas (Padilla y Pugnaire 2006; Brooker *et al.* 2008).

Son varios los trabajos que analizan la utilidad de los arbustos para restaurar zonas degradadas en condiciones mediterráneas de la península ibérica (Castro *et al.* 2002; Gómez-Aparicio *et al.* 2004; 2008), y, en concreto, sobre el papel facilitador de distintas especies de arbustos para promover el establecimiento y crecimiento de especies de *Quercus* (Pugnaire *et al.* 1996a; Padilla y Pugnaire 2006; Smit *et al.* 2008; Cuesta *et al.* 2010; Perea y Gil 2014; Costa *et al.* 2017; Cruz-Alonso *et al.* 2019), además de plantear la facilitación como una nueva técnica de reforestación del bosque mediterráneo (Jordano *et al.* 2002; Castro *et al.* 2002, 2004; Benayas y Camacho 2004; Gómez-Aparicio *et al.* 2004). Sin embargo, son pocos los estudios que abordan el papel facilitador de los matorrales en la reforestación de ambientes drásticamente transformados como los generados por la minería del carbón (pero ver Torroba-Balmori *et al.* 2015 y Alday *et al.* 2016). En estos ambientes, las condiciones ambientales (sequía estival), edáficas (suelos sin estructura, con escasos nutrientes y baja capacidad de retención de humedad) y la presión de herbívoros conforman un complejo escenario ambiental que dificulta la regeneración de especies sucesionales tardías como el roble albar (*Quercus petraea*) o el roble melojo (*Quercus pyrenaica*).

La posibilidad de que los matorrales tengan también un efecto positivo en la incorporación de especies leñosas arbóreas en estos ambientes tan degradados abre grandes perspectivas de cara a la regeneración forestal de áreas con limitaciones similares, en las que la recuperación de la cubierta arbórea sea el objetivo. No obstante, para favorecer la expansión del bosque aprovechando el potencial facilitador de los matorrales como especies “ingenieras” en la restauración forestal, es necesario determinar en qué circunstancias las interacciones positivas cobran mayor importancia en relación con el gradiente ambiental de estrés, bien por la aridez del clima, bien por la escasa capacidad de los sustratos mineros para retener la humedad y su deficiencia en nutrientes (López-Marcos *et al.* 2019, 2020), así como por la presión de herbívoros.

Teniendo en cuenta, además, que las especies facilitadas con frecuencia se encuentran en el límite de su tolerancia ambiental (extremos de su nicho ecológico potencial), los

mecanismos de facilitación podrían contribuir a la expansión de sus áreas de distribución, incrementando la diversidad biológica de la comunidad (Choler *et al.* 2001). Este último aspecto es especialmente interesante en España donde se encuentra el límite sur del área de distribución de especies como *Quercus petraea* o *Quercus robur*, cuyos bosques son de los más amenazados de nuestro país como consecuencia del cambio climático.

Partiendo de estas premisas, en este capítulo se presentan, como caso de estudio, los trabajos de seguimiento de las labores de restauración realizados durante los últimos 20 años en minas de carbón del norte de Palencia, en un entorno forestal de roble albar y roble melojo. El interés de este sistema de estudio radica en que permite ilustrar los efectos (positivos/negativos) de las plantas nodriza en situaciones que combinan tres factores limitantes clave para la regeneración forestal en general en la península ibérica: i) suelos poco desarrollados, ii) sequía estival y iii) alta presión de herbívoros. En estas condiciones, los matorrales nodriza han favorecido el reclutamiento, supervivencia y crecimiento de las especies arbóreas que se refugian bajo ellos (Torroba-Balmori *et al.* 2015; Alday *et al.* 2016). Por tanto, las conclusiones obtenidas pueden ser fácilmente extrapolables a áreas similares en las que actúen los tres factores individualmente o en interacción.

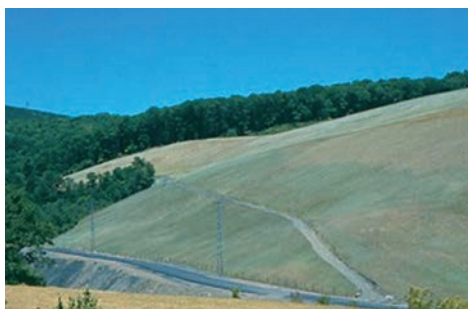
## 2. La rehabilitación de las minas de carbón y caracterización ambiental

En el norte de Palencia casi todo el carbón se ha extraído, en las últimas décadas, de cielos abiertos (89,21% en 2014). Los yacimientos de carbón se encuentran en capas tumbadas de topografía desfavorable (montañosa) y la explotación a cielo abierto se ha realizado con el método de minería de contorno, que consiste en la excavación en sentido transversal hasta alcanzar el límite económico. El volumen de estériles generado es muy elevado debido a la escasa potencia de las vetas de carbón, aunque estos mismos estériles pueden ser transferidos para una posterior recuperación de los terrenos (figura IV.1). Se calcula que la minería de carbón a cielo abierto ha afectado a más de 5000 ha en el norte de las provincias de León y Palencia generando impactos localizados pero importantes (Alday *et al.* 2010). Los desmontes se han llevado a cabo, generalmente, en formaciones boscosas, principalmente robledales de albar y melojo, contribuyendo a una mayor fragmentación, si cabe, de estas masas.



**Figura IV.1.** Hueco minero en ladera en fase de relleno con estériles de minas cercanas, en “El Sestil” (Guardo, Palencia) (foto: C Martínez Ruiz).

El objetivo de los proyectos técnicos de “restauración” ha sido revegetar cuanto antes, tanto para disminuir el riesgo de erosión como para incrementar el valor estético. La mayoría de los planes de rehabilitación ejecutados han consistido en el relleno del hueco de explotación con estériles de la propia mina o minas próximas, reconstrucción en lo posible del relieve, estabilización de los estériles, añadido de suelo, enmienda con abono orgánico y mineral seguido de hidrosiembra con una mezcla comercial de especies herbáceas de leguminosas y gramíneas. No se hacen más intervenciones técnicas y los espacios así rehabilitados quedan sujetos a procesos naturales de sucesión secundaria (figura IV.2). En algunos casos se han plantado especies autóctonas más propias de estados avanzados en la sucesión (árboles), en un intento de mejorar la percepción paisajística y recuperar rápidamente la cubierta arbórea, que no han conseguido arraigar salvo escasos individuos. Este fracaso es, obviamente, una pérdida de tiempo y dinero y, en general, las restauraciones no han tenido éxito desde el punto de vista de conseguir el desarrollo de un ecosistema funcional y autosostenible (Alday *et al.* 2010).



Aspecto tras su rehabilitación e hidrosiembra en octubre de 2000.

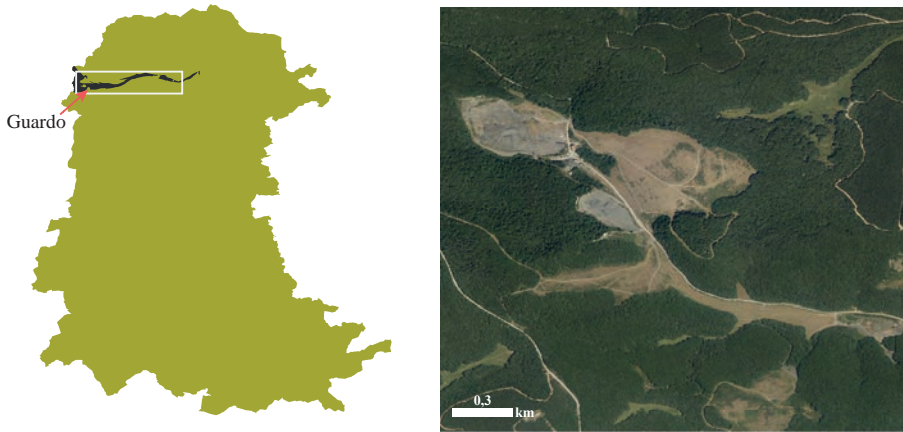


Expansión natural del matorral de leguminosas (*Cytisus scoparius* y *Genista florida*) tras 10 años.

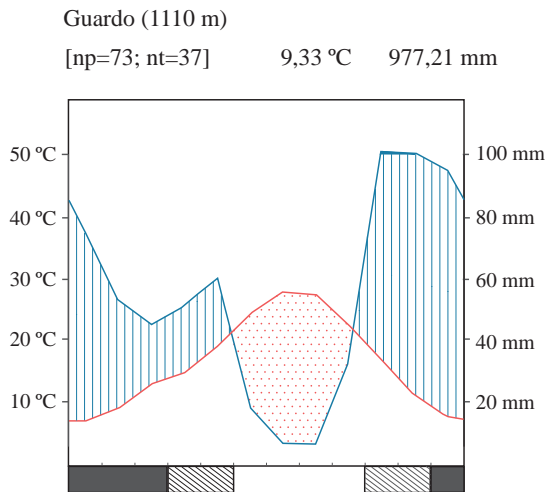
**Figura IV.2.** Ejemplo de rehabilitación de un hueco minero de carbón en el norte de Palencia (fotos: C Martínez Ruiz).

Las medidas técnicas para restaurar pueden ser más o menos intensas, desde intervenciones mínimas que confían en la sucesión espontánea a intervenciones dirigidas a mejorar el estrés abiótico, promover la dispersión de especies, mejorar la fertilidad y estructura del suelo, plantación de especies objetivo, etc., todo ello dependiendo de los objetivos y recursos disponibles (Walker *et al.* 2014). Algunos autores abogan por las ventajas de la mínima intervención recurriendo únicamente a la sucesión espontánea (Walker *et al.* 2007; Prach y Hobbs 2008).

Los huecos mineros restaurados en el noroeste de Palencia (figura IV.3) se localizan dentro de un rango altitudinal de entre 1100 y 1200 m (Lat. 42° 47' - 42° 50' N; Long. 4° 32' - 4° 53' W), en clima mediterráneo subhúmedo con precipitación media anual en torno a los 900 mm (Milder *et al.* 2013), y un periodo de sequía estival de dos meses de duración (julio y agosto) (figura IV.4). En condiciones naturales, con el perfil edáfico sin degradar (figura IV.5, tabla IV.1), este periodo de sequía estival es fácilmente superado por la vegetación al contar el suelo con una buena estructura y capacidad de retención hídrica, tal y como ponen de manifiesto los bosques planocaducifolios circundantes. Sin embargo, los sustratos mineros son suelos poco evolucionados (figura IV.5, tabla IV.1),



**Figura IV.3.** Ubicación del área de estudio sobre la cuenca carbonífera Guardo-Cervera (Grupo CEA: conglomerados polimíticos y silíceos, arenisca, lutitas y carbón) y vista aérea de algunos huecos mineros rehabilitados y en explotación (fuente: Mapa Geológico España escala 1:50000).



**Figura IV.4.** Climodiagrama de la estación de Guardo, situada en el área de estudio.

con un único horizonte A de unos 10-15 cm de profundidad (López-Marcos 2013), que están en los estadios más tempranos de desarrollo sucesional (Alday *et al.* 2012), carecen de estructura edáfica y poseen baja capacidad de retención hídrica (López-Marcos *et al.* 2019, 2020) como para mitigar este lapso de sequía estival, de modo que la vegetación sufre de un estrés hídrico importante. Este estrés puede convertirse en uno de los principales factores limitantes para el establecimiento, supervivencia y crecimiento de las plántulas de roble, junto a la presión de ungulados (ver Alday *et al.* 2016; Torroba-Balmori *et al.* 2015). Por tanto, no parece adecuado el enfoque de una mínima intervención.



Perfil de suelo forestal adyacente a una mina.

Perfil en hueco minero.

**Figura IV.5.** Perfiles de suelo en el área de estudio (fotos: D López Marcos).

**Tabla IV.1.** Propiedades del perfil del suelo forestal adyacente a las minas y del hueco minero restaurado (López-Marcos 2013).

	Suelo forestal adyacente a la mina		Hueco minero restaurado
	Horizonte A	Horizonte AC	Horizonte A
Espesor del horizonte	0-10 cm	10-25 cm	10-15 cm
Elementos gruesos (%)	42,01	63,39	59,25
Arena (%) (Sistema Internacional)	28,95	19,71	54
Limo (%) (Sistema Internacional)	48,65	52,64	30,15
Arcilla (%) (Sistema Internacional)	22,4	27,65	15,84
Clase textural	franco-arcillo-arenoso	franco-arcillo-arenoso	franco-arcilloso
Densidad aparente ( $\text{g cm}^{-3}$ )	0,64	1,22	1,22
Densidad real ( $\text{g cm}^{-3}$ )	1,43	1,86	2,28
Porosidad (%)	55,60	34,51	46,38
Capacidad de campo (%)	61,30	41,08	32,53
Coefficiente de marchitamiento (%)	43,55	22,90	17,04
Agua útil (%)	17,75	18,18	15,49
pH	4,4	4,8	6,5
Capacidad de cambio catiónico ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	159,9	48,9	114,3
Fósforo asimilable - método Olsen (ppm)	87	1,22	9,74
Carbono fácilmente oxidable (%)	7,86	5,32	1,98

Tal y como demuestran Alday *et al.* (2011), si se añade tierra vegetal y se hidrosiembra, la sucesión vegetal es relativamente rápida, desarrollándose en 15 años una comunidad autóctona de arbustos (cuyas semillas no estaban presentes en la mezcla de la hidrosiembra) con coberturas comprendidas entre el 36 al 85 %, colonizando el terreno de forma dispersa. Por el contrario, si no se añade tierra vegetal ni se realiza hidrosiembra, la sucesión queda prácticamente detenida (*arrested succession*), y la colonización de leñosas puede tardar más de 40 años (Alday *et al.* 2014). El extendido de “tierra vegetal” no devuelve un banco de semillas original, pues apenas contiene semillas que puedan restituir el cortejo florístico (González-Alday *et al.* 2009), y se hace necesario la colonización activa desde las zonas circundantes o la introducción de semillas (hidrosiembra) para lograr una rápida cubierta vegetal de herbáceas. A menudo, la fase inicial de establecimiento de herbáceas tras hidrosiembra no resulta exitosa debido, principalmente, al empleo de mezclas comerciales de semillas alóctonas (Martínez-Ruiz *et al.* 2007). En el mejor de los casos se instala un tapiz herbáceo, más o menos continuo, de especies introducidas alóctonas, que va siendo colonizado por especies nativas desde las comunidades adyacentes, entre las que las leñosas juegan un papel crucial (figura IV.2).

### 3. Colonización natural de leñosas desde el bosque circundante

Los arbustos colonizadores de estas minas son principalmente las escobas o piornos, *Cytisus scoparius* y *Genista florida*, con presencia esporádica de ejemplares de *Rosa canina*, *Crataegus monogyna* y *Rubus ulmifolius*, especies todas ellas presentes en el cortejo florístico de los robledales que rodean los huecos mineros (Milder *et al.* 2013). Las manchas de arbustos no forman un tapiz uniforme y continuo, sino que colonizan el terreno de forma dispersa, avanzando desde el borde del bosque circundante como un frente de colonización irregular, condicionado en parte por la forma del borde bosque-mina (ver Milder *et al.* 2008). Como resultado, se genera un marcado gradiente ambiental (microclimático, edáfico y de estrés hídrico), caracterizado por un aumento del pH, fósforo disponible y luz, y un descenso del potasio intercambiable, nitrógeno total, materia orgánica y humedad edáfica desde el bosque hacia la mina (Milder *et al.* 2013), en el que es posible diferenciar tres ambientes (figura IV.6; Alday *et al.* 2016). Primero, el bosque natural de roble albar (una banda de 12 m en contacto con la mina), que actúa como fuente de propágulos y sirve de referencia para conocer cómo sería la regeneración en condiciones naturales. Segundo, el área minera próxima al borde del bosque (una banda de unos 5 m de anchura), que recibe gran influencia de las copas de los árboles (sombreado y hojarasca), gran afluencia de bellotas, principalmente por barocoria, y cuenta con alta cobertura de matorral (75%). Y, tercero, el área minera más alejada del bosque (una banda de unos 8 m de anchura), que se caracteriza por la ausencia de la influencia del bosque, pero con alta cobertura de matorral (65%), y hasta donde llegan pocas bellotas, bien por barocoria (rodando por la pendiente, rebotando en la caída o empujadas por golpes de viento) o dispersadas por animales.

En principio, los ratones de campo (*Apodemus sylvaticus*) dispersarían las bellotas hasta micrositios más favorables para la germinación y el establecimiento de plántulas que los arrendajos (*Garrulus glandarius*), puesto que los arbustos proporcionan sombra aliviando el estrés hídrico, mejores condiciones edáficas y protección frente al pisoteo y ramoneo



**Figura IV.6.** Gradiente bosque-mina en el que se diferencian claramente tres ambientes: borde del bosque, zona de la mina junto al bosque y zona de la mina más alejada con cobertura de leñosas (foto: C Martínez Ruiz).

de herbívoros domésticos y salvajes (Zaldívar 2015). En contrapartida las distancias de dispersión son muy cortas, permitiendo únicamente la colonización de unos pocos metros del borde de la escombrera en contacto con el bosque, como pone de manifiesto el estudio de Milder *et al.* (2013). Las bellotas enterradas y olvidadas por los arrendajos en los claros de la escombrera han de germinar en un micrositio más desfavorable, con mayor estrés hídrico, peores condiciones edáficas, mayor intensidad de radiación solar y nula protección frente a herbívoros (Zaldívar 2015).

La heterogeneidad ambiental generada a lo largo del gradiente bosque-mina, así como la distancia a la fuente de propágulos afectan considerablemente a la dispersión de semillas y al establecimiento de plántulas, influyendo considerablemente en la composición de leñosas (Milder *et al.* 2013) y en el reclutamiento de plántulas de roble (Alday *et al.* 2016), de modo que la colonización disminuye de forma logarítmica al aumentar la distancia al bosque (Milder *et al.* 2008). De hecho, la colonización de los robles (94%) queda relegada a los primeros cinco metros de la mina (Milder *et al.* 2008, 2013) y casi siempre bajo arbustos con volúmenes de cobertura superiores a  $0,65 \text{ m}^3$  (Alday *et al.* 2014). Esto indica que si las bellotas superan la barrera de la dispersión (Gómez *et al.* 2003, 2008; Schupp *et al.* 2010), tienen que alcanzar micrositios favorables bajo arbustos para una efectiva germinación y crecimiento (Gómez *et al.* 2008).

#### 4. Micrositios favorables para el establecimiento de los robles

El efecto positivo de los arbustos en el establecimiento de plántulas de *Q. petraea* en ambientes mineros se acentúa al aumentar el estrés ambiental (Milder 2015; Alday *et al.* 2016). Es más marcado en el ambiente de mina más alejado del bosque, de mayor



severidad ambiental (mayor estrés hídrico y radiación solar incidente), de acuerdo con la hipótesis del gradiente de estrés de Bertness y Callaway (1994). De modo que, aunque la densidad de robles disminuye con la distancia al bosque (de  $16 \pm 3,78$  ind  $m^{-2}$  en el bosque a  $3 \pm 0,44$  ind  $m^{-2}$  en la zona de mina próxima al bosque; Alday *et al.* 2016) y, por lo tanto, es menor en la zona de la mina más alejada del bosque ( $1 \pm 0,15$  ind  $m^{-2}$ ), el porcentaje de robles asociados a mayor cobertura y grado de protección del matorral aumenta (del 27% en la zona de la mina más próxima al bosque al 73% en la zona de la mina más alejada del bosque; Milder 2015). Es bien conocido que los arbustos promueven islas de fertilidad bajo su cubierta (García Moya y McKell 1970; Pajunen *et al.* 2012), modificando las condiciones microambientales (Gómez-Aparicio *et al.* 2005) y favoreciendo el establecimiento de las bellotas y el crecimiento de las plántulas (Torroba-Balmori *et al.* 2015; Costa *et al.* 2017). En particular, *C. scoparius* y *G. florida* ejercen un efecto positivo sobre la fertilidad y humedad edáficas (García-Ibáñez 2001).

No obstante, en cada ambiente minero, son distintas las características estructurales de los matorrales que ejercen efecto positivo sobre el establecimiento de los robles. El efecto positivo de la altura y cobertura del matorral aumenta desde el ambiente de mina próxima al bosque al más estresante, mina más alejada del bosque (Zaldívar 2015; Alday *et al.* 2016). Sin embargo, en la zona de mina más próxima al bosque, el mayor grado de protección lateral frente a los herbívoros es la característica de los matorrales con mayor influencia sobre el establecimiento de plántulas de roble, junto a la mayor humedad edáfica (Alday *et al.* 2016). El ambiente de mina próximo al bosque aún se ve influenciado por el dosel del bosque, suavizándose la dureza ambiental, pero se produce un elevado consumo de bellotas y pisoteo de plantas producido por la intensa actividad animal (Milder *et al.* 2008), por lo que parece que lograr una mayor protección física frente a los herbívoros es lo más importante (Alday *et al.* 2016). En el ambiente de mina más alejado del bosque, donde la severidad ambiental es mayor (mayor estrés hídrico y radiación solar incidente), el efecto positivo de los matorrales sobre el establecimiento de los robles lo ejercen las características estructurales más relacionadas con la mejora de las condiciones ambientales (Milder 2015; Alday *et al.* 2016).

Además, el arbusto facilitador predominante es *Genista florida*, sobre todo en el ambiente de mina más alejado del bosque. Esto probablemente se deba a su predominio (Alday *et al.* 2011) y a que tiene mayor porte que *Cytisus scoparius* (*Genista* alcanza 254 cm de altura frente a los 150 cm de *Cytisus*), proporcionando mejor protección a los animales dispersantes (Pérez-Ramos y Marañón 2008) y, con ello, actuando como trampas de bellotas que contribuyen al establecimiento de las plántulas (Padilla y Pugnaire 2006).

La relación inversa encontrada en ambientes de mina entre una mayor cobertura de matorral y una menor presión de herbivoría respalda la idea de que en la zona de estudio el efecto nodriza que ejerce el matorral, facilitando la presencia y colonización de plántulas de roble, se produce no sólo gracias a la mejora directa de las condiciones ambientales bajo su cubierta (datos sin publicar), sino también de forma indirecta debido a su protección frente a los herbívoros (Milder 2015). Este tipo de asociación, denominada resistencia asociativa (*associational resistance*), se caracteriza porque las especies leñosas no preferidas por los herbívoros, ya sea debido a defensas físicas (espinas, pelos) o químicas (toxinas, elevadas concentraciones de componentes poco digeribles), proporcionan protección a las plántulas al crecer en asociación

con ellas (Bobiec *et al.* 2011). Los arbustos de *G. florida* y *C. scoparius* tienen una aceptable palatabilidad y calidad nutritiva, pero su contenido en alcaloides, aunque no muy elevado, produce desórdenes digestivos en el ganado equino (Ammar *et al.* 2004) que los rechaza, al igual que hace el ganado vacuno (Osoro *et al.* 2000). Parson y Cuthbertson (1992) señalan que las semillas y las ramas maduras de *Cytisus scoparius* no son palatables para los ungulados, pudiendo llegar a ser incluso tóxicas. Sin embargo, cabras y ovejas ramonean estos arbustos sin problema (Osoro *et al.* 2000; Ammar *et al.* 2004).

En definitiva, los resultados obtenidos de los estudios llevados a cabo en las minas de carbón del noroeste de Palencia desde 2005 destacan que los procesos de facilitación planta-planta son clave para explicar la dinámica de la colonización natural de leñosas en las minas de carbón rehabilitadas y, en particular, la expansión de los robles desde el bosque adyacente. Además, apoyan la idea de utilizar los matorrales como especies “ingenieras” de los ecosistemas, con el objetivo de crear una rápida y homogénea cobertura vegetal que proporcione microsítios favorables para el establecimiento de especies sucesionales tardías, como son *Quercus petraea* y *Q. pyrenaica*.

## 5. Dinámica de la regeneración natural

En los tres ambientes identificados a lo largo del gradiente bosque-mina, las plántulas de *Q. petraea* presentan mortalidad a lo largo del tiempo (datos disponibles desde 2010) pero ésta no lleva aparejada una reducción en la densidad debido a la incorporación anual de nuevas plántulas, especialmente en los años de vejería. Los valores del regenerado en los tres ambientes parecen suficientes para la regeneración de la masa (ver Alday *et al.* 2016), siempre y cuando las plántulas superen la fase de instalación o diseminado y lleguen a alcanzar altura suficiente para evitar los daños por ungulados, es decir, más de 150 cm (Bergquist *et al.* 2009). Posiblemente hayan de transcurrir décadas hasta que toda el área minera pueda ser colonizada por el robledal, puesto que no se han detectado plántulas más allá de los 15–20 m desde el borde del bosque (Milder *et al.* 2013). Sin embargo, es en el ambiente de bosque donde estas plántulas, a nivel individual, parecen tener más problemas para sobrevivir y crecer. Las plántulas de roble pueden sobrevivir el primer año, incluso en condiciones poco favorables, gracias a las reservas de nutrientes de los cotiledones. Una vez transcurrido este primer año entran en juego otros factores que afectan a la supervivencia, como la depredación, la competencia por la luz, el agua o los fenómenos estocásticos (Annighöfer *et al.* 2015), que parecen incidir de modo especial en el bosque. Durante todos los años de seguimiento, el crecimiento anual y la altura de las plántulas de roble son también mayores en los ambientes de mina que en el bosque natural, posiblemente debido a la menor competencia y a la mayor disponibilidad lumínica gracias a la arquitectura y la fenología de los arbustos protectores (García-Ibáñez 2001; Gómez-Aparicio *et al.* 2008; Pérez-Ramos *et al.* 2010).

Parece, por tanto, que los robles encuentran en la mina microsítios favorables bajo los matorrales para germinar, sobrevivir y crecer durante los primeros años de vida. No obstante, la presión de herbívoros sobre las semillas, plántulas y juveniles (Milder *et al.* 2008; Torroba *et al.* 2015) ejerce un fuerte efecto limitante que explica la escasa expansión de los robles en los huecos mineros transcurridos decenas de años desde la restauración (Zaldívar 2015), al impedir que las plantas alcancen tamaño suficiente como para escapar de los daños por herbivoría.

## 6. Papel de los arbustos en la introducción artificial de robles

Como se ha demostrado, la regeneración natural en la mina está asociada a los matorrales, por lo que cabe preguntarse si se debe a la predilección de los ratones por esconder las bellotas bajo los arbustos, o realmente los arbustos actúan como nodrizas y/o previenen la depredación de grandes herbívoros. Para ello se diseñó un experimento (figuras IV.7) en el que se reintrodujeron dos especies de robles, *Quercus petraea* y *Q. pyrenaica*, frecuentes en el área de estudio, en diferentes estados ontogenéticos (bellota y plántulas de 1 savia), en una zona de la mina restaurada que no presentaba regeneración natural de *Quercus*, probablemente por estar demasiado alejada del borde del bosque para el transporte de bellotas por los animales. Los robles se introdujeron en zonas abiertas y bajo arbustos (*Genista florida* y *Cytisus scoparius*), y simultáneamente con presencia o no de herbívoros. Los resultados demuestran la existencia de un efecto facilitador de *Genista florida* y *Cytisus scoparius*, especialmente la primera especie, tanto en la supervivencia y el crecimiento de plántulas reforestadas de robles (*Quercus petraea* y *Q. pyrenaica*) como en la germinación de bellotas sembradas (Torroba *et al.* 2015).



Plantación en espacios abiertos.



Plantación bajo matorral.



Siembra de bellotas en la mina.



Siembra de bellotas en el bosque.

**Figura IV.7.** Material y ambientes analizados en el ensayo (fotos: P Zaldívar).

Los arbustos tuvieron un claro efecto positivo en la supervivencia de los plantones. Transcurrido el primer verano (octubre de 2011), la tasa de supervivencia de los robles plantados en zonas bajo arbustos fue del 91 % frente a solo un 11 % en zonas abiertas, independientemente de estar situados en zonas valladas o no. El estrés abiótico producido por la sequía estival del verano de 2011 y agravado por las características edáficas fue más determinante que el estrés biótico, puesto que el vallado de las parcelas no ejerció ninguna influencia significativa ni en el establecimiento de los plantones ni en la germinación de bellotas de las dos especies de *Quercus*, al menos en los dos primeros años (Torroba *et al.* 2015). La mortalidad aumentó durante el siguiente periodo vegetativo, tanto para plántulas bajo arbustos como en zonas abiertas (51% vs. 93 %), debido probablemente a las bajas precipitaciones de septiembre 2011 a junio 2012. Un año meteorológicamente seco unido a la escasa capacidad de retención de agua del suelo de la mina (López-Marcos *et al.* 2020) provoca una fuerte evapotranspiración de forma que plantones y arbustos (además de otra vegetación) compiten por los recursos hídricos. Los arbustos dejan de ser facilitadores para pasar a ser netamente competidores cuando se incrementa el estrés ambiental (Brooker *et al.* 2008). Esta situación podría revertirse en los siguientes periodos vegetativos dependiendo de las condiciones meteorológicas y la capacidad competitiva de los robles.

A partir del segundo año de seguimiento se observaron descensos menos marcados en la supervivencia de los robles plantados (tabla IV.2), el más importante tras la sequía de 2014 (614,3 mm desde septiembre de 2014 a junio de 2015), pero sin llegar al nivel de impacto de la sequía del 2012 (567,8 mm desde septiembre de 2011 a junio de 2012). Aunque estos resultados parecen prometedores en cuanto al uso de los matorrales como nodrizas, hay que tener en cuenta que bajo matorral se refugia el ratón de campo en el área de estudio y en años de explosión demográfica pueden poner en peligro la supervivencia de plantas bien establecidas que sufren depredación en la base del tallo, son descalzadas y mueren (figura IV.8). Este fenómeno se ha observado especialmente en los años 2017 y 2019.

**Tabla IV.2.** Supervivencia de plántulas de roble albar y melojo plantadas en febrero de 2011 en minas de carbón del norte de Palencia, bajo matorral de *Cytisus scoparius* y *Genista florida*.

Año	Plántulas supervivientes (%)			
	Con arbusto		Sin arbusto	
	<i>Quercus petraea</i>	<i>Quercus pyrenaica</i>	<i>Quercus petraea</i>	<i>Quercus pyrenaica</i>
2011	90,7	91,0	5,5	17,0
2012	44,6	54,3	2,5	11,5
2013	42,5	48,5	2,0	7,0
2014	35,0	41,5	2,0	5,5
2015	34,0	39,0	2,0	5,5
2016	33,5	39,0	1,0	4,5
2017	29,5	35,0	0,5	4,5
2018	25,0	32,0	0,5	2,0
2019	24,5	30,0	0,5	2,0



Huras que construye el ratón de campo bajo los matorrales en las minas.



Daños causados en la base del tallo de las plantas de roble.

**Figura IV.8.** Señales de presencia y predación del ratón de campo (fotos: P Zaldívar).

Las plántulas presentaron mayores tasas de crecimiento anual bajo arbustos que en zonas abiertas, contrastando con otros estudios en los que el crecimiento se ve limitado en micrositos sombreados frente a aquellos a plena exposición lumínica (Marañón *et al.* 2004; Gómez-Aparicio *et al.* 2005). Es posible que el efecto combinado de mejora de las condiciones hídricas y la propia arquitectura de los arbustos, con ramas finas y hojas pequeñas prontamente caducas, determine una respuesta final positiva.

Además, se encontraron diferencias significativas en la respuesta de las dos especies de robles a las variables de supervivencia y crecimiento. La reforestación con plántulas de melojo, *Q. pyrenaica*, presentó mejores tasas de supervivencia que con roble albar, *Q. petraea*, tanto bajo arbustos como en zonas abiertas. Transcurridas dos estaciones de crecimiento, sobrevivieron bajo arbustos un 54,3% de melojo y un 44,6 % de roble albar y en zonas abiertas un 11,5% y un 2,5% respectivamente. Si se comparan estos resultados con los obtenidos en experiencias similares en duración (dos primeros años) y ubicados en otras zonas no mineras, se aprecia que los porcentajes de supervivencia observados en este estudio son similares a los obtenidos para *Q. pyrenaica* en la provincia de Salamanca (Villa *et al.* 2013; Costa *et al.* 2017), o bastante mejores que los registrados en los montes de Toledo: 12,5% bajo arbustos y 2,5% en zonas abiertas (Perea y Gil 2014). Por tanto, si se tiene en cuenta las diferencias edáficas entre un hueco minero restaurado y un suelo sin alteraciones edáficas tan drásticas, se puede considerar que los resultados iniciales son prometedores. Evidentemente, se necesitan más años de seguimiento para comprobar si el efecto positivo del matorral se mantiene e identificar los factores que limitan la supervivencia y crecimiento de los robles a más largo plazo. Así, al cabo de 8 años tras la plantación, aunque la supervivencia de plántulas de melojo sigue siendo más alta que la de albar, tanto bajo matorral como en espacios abiertos, las diferencias no son tan amplias (sobrevivieron bajo arbustos un 30% de melojo y un 24,5% de roble albar y en zonas abiertas un 2% y un 0,5% respectivamente). Parece existir, además, un efecto significativo del vallado que no existió inicialmente (datos en fase de análisis).

El melojo también alcanza tasas de crecimiento anual superiores al roble albar, tanto bajo arbustos como sin cobertura de arbustos (primer año:  $8,9\pm 0,5$  cm vs. segundo año:  $4,7\pm 0,3$  cm para *Q. pyrenaica*; primer año:  $8,3\pm 0,5$  cm vs. segundo año:  $2,9\pm 0,3$  cm

para *Q. petraea*). Estas diferencias posiblemente se expliquen por sus distintas respuestas ambientales y adaptaciones ecofisiológicas. Aunque ambas especies están bien adaptadas a condiciones submediterráneas (Ruiz de la Torre 2006), *Q. petraea* tolera peores situaciones estresantes como una elevada radiación solar o déficit hídrico prolongado, condiciones que son mejor toleradas por el melojo (Rodríguez-Calcerrada *et al.* 2008).

Sin embargo, en la siembra de bellotas, los mejores resultados de emergencia se obtienen con bellotas de roble albar, *Q. petraea*, situadas bajo arbustos y protegidas con mallas frente a la depredación por roedores. La emergencia de las bellotas sembradas en la mina se vio favorecida por el empleo de malla de protección y por la presencia de arbustos, con valores de emergencia similares a los obtenidos en suelo forestal (Torroba *et al.* 2015). La malla ha sido efectiva para evitar la depredación de bellotas, aunque solo por parte de roedores (ver también González-Rodríguez *et al.* 2011), ya que se mantuvo la depredación por jabalíes. Por otra parte, los arbustos proporcionan sombra y acolchado evitando la desecación de las bellotas, que requieren humedad en el suelo para conservar la viabilidad (Finch-Savage 1992). Además, los arbustos han impedido el hozado de los jabalíes, de forma que el efecto combinado de malla bajo arbustos impide en gran medida la depredación de bellotas, identificada como uno de los principales “cuellos de botella” en la regeneración de especies del género *Quercus* (Gómez 2003; Pulido y Díaz 2005).

Estos resultados sugieren que la utilización de arbustos como plantas nodriza es una técnica prometedora en proyectos de restauración forestal que permitiría reintroducir con éxito especies de etapas sucesionales tardías, de difícil implantación. Los mejores resultados se han obtenido con plántulas de *Q. pyrenaica* bajo arbustos, pues se evitan problemas como la depredación de bellotas y fallos en la germinación. El estado ontogenético y la tolerancia al estrés de las especies objetivo deben ser tenidos en cuenta para incrementar la efectividad de esta técnica de restauración.

## 7. Expectativas de futuro

A pesar del reconocimiento que, desde hace tiempo, se da a la importancia de las interacciones positivas (planta-planta) en el funcionamiento del ecosistema, y de su papel en la restauración de ecosistemas degradados (Whisenant 1999; Pickett *et al.* 2001; Maestre *et al.* 2003), son todavía pocos los estudios que evalúan en condiciones reales su potencial para la reintroducción de especies de interés y restauración de la biodiversidad y funciones ecosistémicas (Navarro-Cano *et al.* 2019). En un contexto de cambio climático, sería esperable que el aumento de aridez limite aún más la capacidad de reclutamiento natural de las especies de *Quercus*, altere sus patrones de abundancia relativa en la comunidad y potencie el papel facilitador del matorral como elemento clave para el establecimiento exitoso de plántulas y brinzales (Pérez-Ramos 2014).

Los resultados derivados del caso de estudio presentado anteriormente sugieren que es posible potenciar la regeneración natural y reintroducir especies de *Quercus* en áreas degradadas, mediante el efecto facilitador de los arbustos; en este caso leguminosas arbustivas que han colonizado la zona de forma espontánea. La regeneración natural se asocia a estos arbustos y los primeros datos obtenidos en la plantación y siembra de bellotas también avalan su empleo. Son necesarios más estudios para ver el

comportamiento de la regeneración, y de las plantaciones y siembras bajo matorral, a más largo plazo, pero estos primeros resultados son alentadores y sugieren técnicas que pueden acelerar el proceso de restauración o rehabilitación del bosque autóctono, a la vez que ponen en evidencia limitaciones importantes que será necesario superar (depredación de bellotas, presión de ungulados).

Estudios recientes sobre la dinámica a largo plazo de la colonización de campos abandonados por leñosas, en ambientes mediterráneos, destacan también la importancia de los procesos de facilitación arbusto-árbol para acelerar el lento proceso natural de regeneración forestal (Cruz-Alonso *et al.* 2019). La colonización de robles tras el abandono de cultivos agrícolas en condiciones mediterráneas es un proceso muy lento y hay que esperar dos décadas tras el abandono para que los arbustos colonizadores (*Retama sphaerocarpa*) alcancen un tamaño y densidad suficientes como para facilitar y acelerar el reclutamiento de quejigo (*Quercus faginea*) y encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*). Además, el efecto nodriza de *Retama sphaerocarpa* difiere entre especies de *Quercus*, y sólo beneficia a la encina de forma más notable en años secos. Por tanto, se pone de manifiesto el aumento de los procesos de facilitación durante la recolonización forestal y la naturaleza variable de este proceso entre diferentes años meteorológicamente diferentes y especies ecológicamente distintas.

Siguen siendo escasos los estudios que evalúan el efecto nodriza de los matorrales autóctonos simultáneamente sobre varias medidas de rendimiento (supervivencia y crecimiento), comparando especies con comportamiento ecológico contrastado frente al estrés, y en años con diferentes condiciones meteorológicas. Este es el caso del trabajo de Costa *et al.* (2017) que aborda el estudio del papel facilitador de *Cytisus multiflorus* (matorral endémico del noroeste peninsular) en la supervivencia y crecimiento de encina y melojo, en dehesas salmantinas con uso ganadero, suelos muy arenosos y clima mediterráneo con marcadas sequía estival e irregularidad pluviométrica interanual. El efecto facilitador de la escoba blanca tiene lugar tanto sobre plántulas de melojo como de encina (de 1 savia), pero en un grado diferente dependiendo de la especie considerada y la variable medida (supervivencia o crecimiento). En términos de supervivencia, la especie marcescente fue más favorecida por la cobertura de arbustos que la esclerófila y este efecto se acentuó a lo largo del tiempo. Sin embargo, en términos de crecimiento, aunque el roble melojo fue inicialmente más favorecido por los arbustos, las diferencias entre las dos especies se atenuaron después de dos años de seguimiento. El aumento de materia orgánica bajo matorral y la defensa física frente a ungulados pudieron identificarse como mecanismos de facilitación directa e indirecta, especialmente sobre las plántulas de melojo. Por tanto, *C. multiflorus* puede jugar un papel clave en la restauración de los ambientes degradados de dehesa. Teniendo en cuenta que las dehesas presentan un serio problema de falta de regeneración natural de sus especies arbóreas dominantes, el uso de plantas nodriza podría considerarse como herramienta útil en los planes de gestión y conservación de las dehesas con el fin de asegurar su persistencia y potenciar su capacidad de adaptación ante futuros escenarios de cambio climático (Martínez-Muñoz *et al.* 2019).

La facilitación es una importante fuerza estructuradora en comunidades naturales de plantas y, en consecuencia, podría constituir un mecanismo ecológico a utilizar como herramienta de restauración vegetal, en especial en ambientes severos y

altamente perturbados (Brooker *et al.* 2008). En estos ambientes el reclutamiento de plantas no ocurre en los espacios abiertos, sino bajo la sombra de árboles o arbustos nodriza (Del Pozo *et al.* 1989; Gutiérrez y Squeo 2004). Queda demostrado que este campo de investigación puede ofrecer grandes posibilidades para la conservación del territorio, de manera que mediante el uso de matorrales facilitadores se establezcan otras especies, tanto herbáceas como leñosas. Es, por tanto, un excelente método para realizar restauraciones paisajísticas de bajo coste y mantenimiento mínimo, entre cuyos objetivos no sólo se incluiría la sujeción del suelo y reducción de la erosión, sino también la conservación de la biodiversidad (Choler *et al.* 2001). La restauración de ambientes degradados se optimizaría y abarataría utilizando técnicas basadas en el propio funcionamiento de los ecosistemas, como la incorporación de los procesos de facilitación entre las labores de restauración, lo que permitiría acelerar el proceso natural de sucesión ecológica y reducir costes e impactos ambientales y visuales asociados a técnicas tradicionales empleadas en estos lugares y, en definitiva, garantizar una gestión forestal con éxito para el establecimiento de ciertas especies.

### Agradecimientos

Los resultados presentados en este capítulo han sido posibles gracias a la financiación de la Junta de Castilla y León (VA042A10-2 y VA035G18), y varios contratos con empresas (18I QCB y 18I PJJ). Josu G. Alday se financia mediante un contrato “Ramón y Cajal” (RYC-2016-20528).

### BIBLIOGRAFÍA

- Alday JG, Marrs RH, Martínez-Ruiz C (2010) The importance of topography and climate on short-term revegetation of coal wastes in Spain. *Ecol Eng* 36:579-585
- Alday JG, Marrs RH, Martínez-Ruiz C (2011) Vegetation succession on reclaimed coal wastes in Spain: the influence of soil and environmental factors. *Appl Veg Sci* 14:84-94
- Alday JG, Marrs RH, Martínez-Ruiz C (2012) Soil and vegetation development during early succession on restored coal wastes: a six-year permanent plot study. *Plant Soil* 353:305-320
- Alday JG, Santana VM, Marrs RH, Martínez-Ruiz C (2014) Shrub-induced understory vegetation changes in reclaimed mine sites. *Ecol Eng* 73:691-698
- Alday JG, Zaldívar P, Torroba-Balmori P, Fernández-Santos B, Martínez-Ruiz C (2016) Natural forest expansion on reclaimed coal mines in Northern Spain: the role of native shrubs as suitable microsites. *Environ Sci Pollut Res* 23:13606-13616
- Ammar H, López S, González JS, Ranilla MJ (2004) Seasonal variations in the chemical composition and in vitro digestibility of some Spanish leguminous shrub species. *Anim Feed Sci Tech* 115:327-340
- Annighöfer P, Beckschäfer P, Vor T, Ammer C (2015) Regeneration patterns of european oak species (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl., *Quercus robur* L.) in dependence of environment and neighborhood. *PLoS ONE* 10(8):e0134935
- Benayas JM, Camacho Cruz A (2004). Performance of *Quercus ilex* saplings in abandoned Mediterranean cropland after long-term interruption of their management. *For Ecol Manage* 194:223-233
- Bergquist J, Löf M, Örlander G (2009) Effects of Roe deer browsing and site preparation on performance of planted broadleaved and conifer seedlings when using temporary fences. *Scand J For Res* 24:308-317
- Bertness MD, Callaway R (1994) Positive interactions in communities. *Trends Ecol Evol* 9:191-193



- Bobiec A, Kuijper DPJ, Niklasson M, Romankiewicz A, Solecka K (2011) Oak (*Quercus robur* L.) regeneration in early successional woodlands grazed by wild ungulates in the absence of livestock. *For Ecol Manage* 262:780-790
- Brooker RW, Callaghan TV (1998) On the balance between positive and negative plant interaction and its relationship to environmental gradients: a model. *Oikos* 81:196-207
- Brooker RW, Maestre FT, Callaway RM, Lortie CL, Cavieres LA, Kunstler G, Liancourt P, Tielborger K, Travis MJJ, Anthelme F, Armas C, Coll L, Corcket E, Delzon S, Forey E, Kikvidze Z, Olofsson J, Pugnaire F, Quiroz CL, Saccone P, Schifffers K, Seifan M, Touzard B, Michalet R (2008) Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. *J Ecol* 96:18-34
- Callaway RM (1992) Effect of shrubs on recruitment of *Quercus douglasii* and *Quercus lobata* in California. *Ecology* 73:2118-2128
- Callaway RM (1997) Positive interactions in plant communities and the individualistic-continuum concept. *Oecologia* 112:143-149
- Callaway RM (2007) Positive interactions and interdependence in plant communities. Springer, Dordrecht
- Callaway RM, Walker LR (1997) Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* 78:1958-1965
- Callaway RM, Brooker RW, Choler P, Kikvidze Z, Lortie C, Michalet R, Paolini L, Pugnaire FI, Newingham B, Aschehoug ET, Armas C, Kikvidze D, Cook BJ (2002) Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature* 417:844-848
- Castro J, Zamora R, Hódar JA, Gómez JM (2002) Use of shrubs as nurse plants: a new technique for reforestation in Mediterranean mountains. *Restor Ecol* 10:297-305
- Castro J, Zamora R, Hódar JA, Gómez JM, Gómez-Aparicio L (2004) Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in mediterranean mountains: A 4-year study. *Restor Ecol* 12:352-358
- Choler P, Michalet R, Callaway MR (2001) Facilitation and competition on gradients in alpine plant communities. *Ecology* 82:3295-3308
- Costa A, Villa S, Alonso P, García-Rodríguez JA, Martín FJ, Martínez-Ruiz C, Fernández-Santos B (2017) Can native shrubs facilitate the early establishment of contrasted co-occurring oaks in Mediterranean grazed areas? *J Veg Sci* 28:1047-1056
- Cruz-Alonso V, Villar-Salvador P, Ruiz-Benito P, Ibañez I, Rey-Benayas JM (2019) Long-term dynamics of shrub facilitation shape the mixing of evergreen and deciduous oaks in Mediterranean abandoned fields. *J Ecol* 108:1125-1137
- Cuesta B, Villar-Salvador P, Puértola J, Rey Benayas JM, Michalet R (2010) Facilitation of *Quercus ilex* in Mediterranean shrubland is explained by both direct and indirect interactions mediated by herbs. *J Ecol* 98:687-696
- Del Pozo AH, Fuentes ER, Hajek ER, Molina JD (1989) Zonación microclimática por efecto de los manchones de arbustos en el matorral de Chile central. *Rev Chil Hist Nat* 62:85-94
- Fernández Santos B, Gómez-Gutiérrez JM (1994a) Post fire production and accumulation of aboveground biomass in a matorral leguminous shrub, *Cytisus multiflorus*, in NW Spain. In: Biomass for Energy and Industry. Ponte Press, Germany, pp 666-673
- Fernández-Santos B, Gómez-Gutiérrez JM (1994b) Changes in *Cytisus oromediterraneus* populations after fire. *J Veg Sci* 5:463-472
- Fernández Santos B, Gómez-Gutiérrez JM, Moreno-Marcos G (1999) Effects of disturbance caused by traditional Spanish rural land use on the regeneration of *Cytisus multiflorus*. *Appl Veg Sci* 2:239-250
- Fernández-Santos B, Martínez-Ruiz C (1999). Los matorrales: formaciones de gran interés ecológico y para la economía humana. In: Cervantes E (coord) Cuestiones de Biología (Aportaciones Riojanas 1). Instituto de Estudios Riojanos, Logroño, pp 213-229
- Fernández-Santos B, Martínez-Ruiz C, García JA, Puerto A (2004) Postfire regeneration in *Cytisus oromediterraneus*: sources of variation and morphology of the below-ground parts. *Acta Oecol* 6:149-156
- Finch-Savage WE (1992) Embryo water status and survival in the recalcitrant species *Quercus robur* L.: evidence for a critical moisture content. *J Exp Bot* 43:663- 669

- García-Ibáñez E (2001) Efecto sobre el suelo de la hojarasca de arbustos en la Sierra de Guadarrama. Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid
- García Moya E, McKell CM (1970) Contribution of shrub to the nitrogen economy of a desert-wash plant community. *Ecology* 51:81-88
- Gómez JM (2003) Spatial patterns in long-distance dispersal of *Quercus ilex* acorns by jays in a heterogeneous landscape. *Ecography* 26:573-584
- Gómez JM, García D, Zamora R (2003) Impact of vertebrate acorn- and seedling-predators on a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. *For Ecol Manage* 180:125-134
- Gómez JM, Puerta-Piñero C, Schupp EW (2008) Effectiveness of rodents as local seed dispersers of Holm oaks. *Oecologia* 155:529-537
- Gómez-Aparicio L, Zamora R, Gómez JM, Hódar JA, Castro J, Baraza E (2004) Applying plant positive interactions to reforestation in Mediterranean mountains: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecol Appl* 14:1128-1138
- Gómez-Aparicio L, Gómez JM, Zamora R, Boettinger JL (2005) Canopy vs. soil effects of shrubs facilitating tree seedlings in Mediterranean montane ecosystems. *J Veg Sci* 16:191-198
- Gómez-Aparicio L, Zamora R, Castro J, Hódar JA (2008) Facilitation of tree saplings by nurse plants: Microhabitat amelioration or protection against herbivores? *J Veg Sci* 19:161-172
- González-Alday J, Marrs RH, Martínez-Ruiz C (2009) Soil seed bank formation during early revegetation after hydroseeding in reclaimed coal wastes. *Ecol Eng* 35:1062-1069
- González-Rodríguez V, Navarro-Cerrillo RM, 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
- Gutiérrez JM, Squeo FA (2004) Importancia de los arbustos en los ecosistemas semiáridos de Chile. *Ecosistemas* 13:36-45
- Holmgren M, Scheffer M, Huston MA (1997) The interplay of facilitation and competition in plant communities. *Ecology* 78:1966-1975
- Jordano P, Zamora R, Marañón T, Arroyo J (2002) Claves ecológicas para la restauración del bosque mediterráneo: aspectos demográficos, ecofisiológicos y genéticos. *Ecosistemas* 11:83-92
- López-Marcos D (2013). Variabilidad edafotopográfica y de estructura de la vegetación de comunidades vegetales asentadas sobre estériles de carbón. Tesina de Licenciatura, Universidad de León
- López-Marcos D., Turrión M.B., Martínez-Ruiz C. 2019. Restauración en laderas mineras: una oportunidad para estudiar la sucesión ecológica en procesos de pendiente. *Cuadernos de la SECF* 45:107-118
- López-Marcos D, Turrión MB, Martínez-Ruiz C (2020) Linking soil variability with plant community composition along a mine-slope topographic gradient: implications for restoration. *Ambio* 49:337-349.
- Maestre FT, Bautista S, Cortina J, Bladé C, Bellot J, Vallejo VR (2003) Bases ecológicas para la restauración de los espartales semiáridos degradados. *Ecosistemas* 1:56-65
- Marañón T, Zamora R, Villar R, Zavala MA, Quero JL, Pérez-Ramos I, Mendoza I, Castro J (2004) Regeneration of tree species and restoration under contrasted Mediterranean habitats: field and glasshouse experiments. *Int J Ecol and Environ Sci* 30: 187-196
- Martínez-Muñoz M, Gómez-Aparicio L, Pérez-Ramos IM (2019) Técnicas para promover la regeneración del arbolado en dehesas mediterráneas. *Ecosistemas* 28:142-149
- Martínez-Ruiz C, Fernández-Santos B, Fernández-Gómez MJ, Putwain PD (2007) Natural and man-induced revegetation on mining wastes: changes in the floristic composition at early succession. *Ecol Eng* 30:286-294.
- Milder AI (2015) Estudio de los mecanismos que favorecen la restauración forestal en zonas degradadas: facilitación, forma del borde y estrategias de propagación. Tesis Doctoral, Universidad de Salamanca
- Milder AI, Fernández-Santos B, Martínez-Ruiz C (2008) Influencia de la forma del borde del bosque en la colonización de leñosas: aplicaciones en restauración de escombreras mineras. *Cuadernos de la SECF* 28:259-264

- Milder AI, Fernández-Santos B, Martínez-Ruiz C (2013) Colonization patterns of woody species on lands mined for coal in Spain: preliminary insights for forest expansion. *Land Degrad Dev* 24:39-46
- Moro MJ, Pugnaire FI, 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-Cano JA, Goberna M, Verdú M (2019) La facilitación entre plantas como herramienta de restauración de diversidad y funciones ecosistémicas. *Ecosistemas* 28:20-31
- Osoero K, Celaya R, Martínez A, Zorita E (2000) Pastoreo de las comunidades vegetales de montaña por rumiantes domésticos: producción animal y dinámica vegetal. *Pastos* 30:3-50
- Padilla FM, Pugnaire FI (2006) The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers and Ecology and the Environment* 4:196-202
- Pajunen A, Virtanen R, Roininen H (2012) Browsing-mediated shrub canopy changes drive composition and species richness in forest-tundra ecosystems. *Oikos* 121:1544-1552
- Parsons WT, Cuthbertson EG (1992) Noxious weeds of Australia. Inkata Press, Melbourne
- Perea R, Gil L (2014) Shrubs facilitating seedling performance in ungulate-dominated systems: biotic vs. abiotic mechanisms of plant facilitation. *Eur J For Res* 133:525-534
- Pérez-Ramos IM (2014) The miracle of regenerating in *Quercus* species. How will be oak forests in future? *Ecosistemas* 23:13-17
- Pérez-Ramos IM, Marañón T (2008) Factors affecting post-dispersal seed predation in two coexisting oak species: microhabitat, burial and exclusion of large herbivores. *For Ecol Manage* 255:3506-3514
- Pérez-Ramos IM, Gómez-Aparicio L, Villar R, García LV, 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
- Pickett STA, Cadenasso M, Bartha S (2001) Implications from the Buell-Small Succession Study for vegetation restoration. *Appl Veg Sci* 4:41-52
- Prach K, Hobbs RJ (2008) Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restor Ecol* 16:363-366
- Prieto I, Padilla FM, Armas C, Pugnaire FI (2011) The role of hydraulic lift on seedling establishment under a nurse plant species in a semi-arid environment. *Perspect Plant Ecol Evol Syst* 13:181-187
- Pugnaire FI (2001) Balance de las interacciones entre plantas en ambientes mediterráneos. In: Zamora R, Pugnaire FI (eds) *Ecosistemas mediterráneos: análisis funcional*. CSIC-AEET, Granada, pp 213-236
- Pugnaire FI, Lázaro R (2000) Seed bank and understorey species competition in a semi-arid environment: the effect of shrub age and rainfall. *Ann Bot* 86:807-813
- Pugnaire FI, Haase P, Puigdefábregas J (1996a) Facilitation between higher plant species in semiarid environment. *Ecology* 77:1420-1426
- Pugnaire F, Haase P, Puigdefábregas J, Cueto M, Clark SC, Incoll LD (1996b). 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
- Pugnaire FI, Armas C, Valladares F (2004) Soil a mediator in plant-plant interactions in a semi-arid community. *J Veg Sci* 15:85-92
- Pulido F, Díaz M (2005) Regeneration of a Mediterranean oak: a whole-cycle approach. *Ecoscience* 12:92-102
- Reque JA (2008) *Selvicultura de Quercus pertaea L. y Quercus robur L.* In: Serrada R, Montero G, Reque JA (eds) *Compendio de Selvicultura Aplicada en España*. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA), Madrid, pp 745-771
- Rodríguez-Calcerrada J, Pardos JA, Gil L, Reich PB, Aranda I (2008) Light response in seedlings of a temperate (*Quercus petraea*) and a sub-Mediterranean species (*Quercus pyrenaica*): contrasting ecological strategies as potential keys to regeneration performance in mixed marginal populations. *Plant Ecol* 195:273-285
- Rolo V, Plieninger T, Moreno G (2013) Facilitation of holm oak recruitment through two contrasted shrubs species in Mediterranean grazedwoodlands. *J Veg Sci* 24:344-355

- Ruiz de la Torre J (2006) Flora Mayor. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid
- Schupp EW, Jordano P, Gómez JM (2010) Seed dispersal effectiveness revisited: a conceptual review. *New Phytologist* 188:333-353
- Smit C, den Ouden J, Díaz M (2008) Facilitation of *Quercus ilex* recruitment by shrubs in Mediterranean open woodlands. *J Veg Sci* 19:193-200
- Torroba-Balmori P, Zaldívar P, Alday JG, Fernández-Santos B, Martínez-Ruiz C (2015) Recovering *Quercus* species on reclaimed coal wastes using native shrubs as restoration nurse plants. *Ecol Eng* 77:146-153
- Villa S, Martínez-Ruiz C, García JA, Fernández-Santos B (2013) Influencia de *Cytisus multiflorus* en la supervivencia de plantas de *Quercus ilex* y *Q. pyrenaica*, durante los dos primeros años. In: Martínez-Ruiz C, Lario FJ, Fernández-Santos B (eds) Avances en la Restauración de sistemas forestales. Técnicas de implantación, AEET-SECF, Madrid. pp 75-80
- Walker LR, Walker J, del Moral R (2007) Forging a new alliance between succession and restoration. In: Walker LR, Walker J, Hobbs RJ (eds) Linking restoration and ecological succession. Springer, New York, pp 1-19
- Walker LR, Hölzel N, Marris R, del Moral R, Prach K (2014) Optimization of intervention levels in ecological restoration. *Appl Veg Sci* 17:187-192
- Whisenant SG (1995) Landscape Dynamics and Arid Land Restoration. In: Roundy BA, McArthur ED, Haley JS, Mann DK (comps) Proceedings: wildland shrub and arid land restoration symposium. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station, Ogden, pp 26-34
- Zaldívar P (2015) Papel de los matorrales en el establecimiento de quercíneas en antiguas minas de carbón. Tesis Doctoral, Universidad de Valladolid