

III Reunión conjunta del Grupo de Trabajo de Repoblaciones Forestales (SECF)
y el Grupo de Trabajo de Restauración Forestal (AEET)

Micrositios favorables para la regeneración natural de *Q. petraea* en minas de carbón

Alday, J.G.^{1,2}, Zaldívar, P.³, Torroba-Balmori, P.^{4,6}, Fernández-Santos, B.⁵,
Martínez-Ruiz, C.^{3,6*}

¹ School of Environmental Sciences, University of Liverpool, Liverpool L69 3GP, UK

² Depto de Cultivos y Ciencia forestal-AGROTECNIO Center, Universitat de Lleida, 25198 Lleida, España

³ Depto de Ciencias Agroforestales, Univ. Valladolid, Campus La Yutera, Avda. de Madrid 44, 34071 Palencia, España

⁴ CIFOR-INIA, Carretera de La Coruña km 7.5, 28040 Madrid, España

⁵ Área de Ecología, Universidad de Salamanca. Campus Miguel de Unamuno, 37071 Salamanca, España

⁶ Instituto universitario de investigación en gestión forestal sostenible UVa-INIA.

Campos la Yutera, Avda de Madrid 44, 34071 Palencia, España

*Autor para correspondencia: caromar@agro.uva.es

Resumen

La restauración de bosques autóctonos en zonas degradadas mediante procesos naturales tiene como principal objetivo la caracterización de micrositios adecuados para el establecimiento y desarrollo de las plántulas de árboles. En este trabajo se ha evaluado la expansión natural del bosque de *Quercus petraea* en un hueco minero restaurado hace 20 años, bajo condiciones climáticas submediterráneas en el norte de España, en tres ambientes contrastados (bosque sin alteraciones, borde de mina y centro de mina). La densidad de plántulas y la proporción de ramas muertas disminuyó notablemente desde el bosque hacia el centro de la mina. Los arbustos tienen un efecto positivo en el establecimiento de plántulas de *Q. petraea* en ambos ambientes de mina, que se incrementa a medida que el ambiente se vuelve más estresante (desde el borde al centro de la mina), y se debe a las distintas características estructurales de los arbustos en cada ambiente de mina. En este estudio se constata el efecto positivo de los arbustos en la colonización natural y establecimiento de plántulas de roble, al incrementar la heterogeneidad en las condiciones micro-ambientales en las minas restauradas. Los resultados apoyan la utilización de arbustos autóctonos como especies ingenieras en la reconstrucción de los ecosistemas degradados de cara a impulsar el establecimiento de especies sucesionales tardías del género *Quercus*.

Palabras clave: ambiente submediterráneo, facilitación, protección de arbustos, reclutamiento de plántulas.

1. Introducción

La recuperación de bosques en zonas alteradas, como las minas a cielo abierto, es uno de los retos más importantes a los que debe hacer frente la restauración ecológica (Onaindia *et al.*, 2013; Prach *et al.*, 2014), y su interés aumenta debido al incremento de la degradación de zonas forestales en todo el mundo (Kissinger *et al.*, 2012). Restaurar bosques autóctonos en áreas degradadas es un reto muy difícil (Frouz *et al.*, 2015) debido principalmente a las duras condiciones ambientales de los ecosistemas alterados (Brooker *et al.*, 2008), las cuales se pueden incrementar si van acompañadas de sequía estival. Para lograr una recuperación exitosa del bosque, los esfuerzos se han dirigido hacia la identificación de micrositios adecuados y de los mecanismos que facilitan la regeneración natural de las plántulas de árboles, aunque recientemente se ha hecho especial hincapié en las posibilidades de los procesos naturales para conseguir la restauración de los bosques nativos (Onaindia *et al.*, 2013; Prach *et al.*, 2014).

La minería a cielo abierto es una actividad muy extendida en el norte de España (Alday *et al.*, 2011a), y en especial en el norte de la provincia de Palencia, donde *Quercus petraea* es una de las principales especies forestales en su extremo sur de distribución (do Amaral Franco, 1990). En los últimos 20 años se ha avanzado en los estudios de restauración de minas, centrándose sobre todo en comunidades de plantas y desarrollo edáfico (Alday *et al.*, 2011a; Alday *et al.*, 2011b; Alday *et al.*, 2012). Sin embargo, apenas se ha prestado atención a la recuperación de especies caducifolias tardías en la sucesión, presentes antes de las actividades mineras, como por ejemplo *Q. petraea*. Experimentos recientes llevados a cabo en la zona para identificar los mejores protocolos de reintroducción de especies autóctonas de *Quercus* sugieren que la plantación de ejemplares de una savia y la siembra de bellotas obtienen mejores resultados bajo arbustos nativos colonizadores que en áreas despejadas (Torroba-Balmori *et al.*, 2015). Sin embargo, algunos de estos huecos mineros restaurados están rodeados por bosques naturales de *Quercus* bien manejados, y los árboles pueden proporcionar un suministro de bellotas capaz de ir colonizando estas zonas mineras. Por lo tanto, sería interesante utilizar procesos de restauración basados en los procesos naturales, tales como la colonización por parte de los arbustos, para promover el establecimiento de especies sucesionales tardías en estos huecos mineros restaurados (Walker *et al.*, 2014). En este sentido, la introducción de plántulas y bellotas por medios humanos es más apropiada en minas restauradas alejadas de fuentes de semillas, mientras que las minas rodeadas por suficiente aporte de semillas pueden depender de la colonización natural (Prach and Pyšek, 2001). En cualquiera de las dos situaciones el principal desafío es caracterizar los micrositios que facilitan o impiden la colonización del bosque autóctono en las minas restauradas.

En este estudio se evalúa la expansión natural de *Q. petraea* en una mina de carbón a cielo abierto restaurada en el norte de España. El objetivo del estudio es caracterizar los micrositios de la mina restaurada donde se produce la colonización natural de *Q. petraea*. Para ello, se ha comparado el establecimiento de plántulas en tres ambientes diferentes:

1. El robledal natural de *Q. petraea* sin alterar como control.
2. La zona minera restaurada en contacto con el borde del bosque con influencia del dosel arbóreo y aporte de bellotas significativo.
3. La zona minera restaurada alejada de la influencia del borde del bosque, con estrés hídrico y alejada del aporte de bellotas.

Se asume que el roble albar es una especie competitiva en aquellas zonas donde los recursos hídricos y lumínicos son abundantes (Rodríguez-Calcerrada *et al.*, 2008). Sin embargo, hay que considerar que en las minas restauradas el efecto de la sequía estival se ve incrementado por la falta de un suelo desarrollado, disminuyendo la capacidad de retención de agua, y por consiguiente limitando el desarrollo de especies del género *Quercus* (Torroba-Balmori *et al.*, 2015). Así pues, la descripción de micrositios adecuados para las plántulas de *Q. petraea* puede ayudar a diseñar estrategias más efectivas de restauración de bosques en minas restauradas en ambiente submediterráneo. Las hipótesis establecidas fueron:

- El establecimiento de plántulas estará influido por los tres ambientes considerados, siendo menor en el ambiente con mayor estrés y más alejado de la fuente de bellotas (zonas de mina).
- Las plántulas de *Q. petraea* en las zonas de mina estarán positivamente relacionadas con la presencia de arbustos (posible efecto nodriza).
- El efecto positivo de los arbustos en el establecimiento de plántulas de *Q. petraea* aumentará a medida que aumente el estrés hídrico (hipótesis de gradiente de estrés; Bertness and Callaway, 1994); aumentando desde el borde de la mina en contacto con el bosque hacia el centro de la mina.

2. Material y métodos

2.1. Descripción de la mina y técnica de restauración

La zona de estudio se localiza cerca de Guardo, Palencia, norte de España (42° 47' N, 4° 50' W, ca. 1110 m), en 6 ha de un hueco minero restaurado procedente de la minería a cielo abierto. El clima es submediterráneo, con un periodo de sequía estival en julio y agosto (Torroba-Balmori *et al.*, 2015; T media anual 9.3 °C y precipitación 977 mm). La vegetación que rodea la mina son bosques caducifolios con predominio de roble albar, *Quercus petraea*, y arbustos como *Cytisus scoparius* y *Genista florida* (Milder *et al.*, 2013).

El hueco minero fue restaurado en 1990 mediante relleno con estériles y recubrimiento con tierra vegetal de contenido pobre en semillas (González-Alday *et al.*, 2009), posterior enmendado con estiércol de vacuno seguido de hidrosiembra con una mezcla de gramíneas y leguminosas herbáceas (Milder *et al.*, 2013). La superficie restaurada presenta una colonización desigual de arbustos, principalmente *Cytisus scoparius* y *Genista florida*, y es pastoreada libremente por ganado y ungulados silves-

tres. La textura del suelo es franco-arcillosa, con un pH de 6.5 y 10-15 cm de profundidad efectiva (López-Marcos, 2012).

2.2. Método de Muestreo

Estudios previos en la zona demostraron la existencia de un claro gradiente microclimático y de estrés hídrico, combinado con una reducción de la llegada de semillas, desde el bosque natural hacia el centro de la mina restaurada (Milder *et al.*, 2013). Teniendo en cuenta este gradiente, el estudio experimental consistió en la selección de tres ambientes distintos:

- Bosque natural de *Q. petraea* (Fo), definido como una banda de 12 m de anchura en contacto con el hueco minero restaurado, proporciona la referencia sobre la regeneración natural del roble albar en condiciones naturales y suministra las bellotas.
- Zona minera próxima al borde del bosque (M1), definida como una banda de unos 6 m de anchura desde el borde del bosque hacia la mina, se caracteriza por una gran influencia del dosel arbóreo (sombreado lateral y caída de hojarasca), por un gran aporte de bellotas debido a la gravedad y por una gran cobertura arbustiva (75%).
- Zona minera sin contacto con el bosque (M2), definida como una banda de 8 m de anchura desde el borde de M1 hacia la superficie minera, caracterizada por la ausencia de influencia del dosel arbóreo y por una cobertura elevada de matorral (65%). El aporte de bellotas en M2 es un factor limitante, ya que las bellotas se dispersan por barocoria (gravedad, pendiente o viento; Gómez *et al.*, 2003) y zoocoria (e.g. *Garrulus glandarius*, *Apodemus sylvaticus*; Gómez *et al.*, 2003; Den Ouden *et al.*, 2005).

En otoño de 2010 se muestreó la abundancia y características de las plántulas de roble albar (individuos con menos de 3 años, determinados por la presencia de cotiledones). En cada zona (Fo, M1, M2) se localizaron al azar 20 parcelas de muestreo de 4 m² (2x2m) de forma que proporcionaran una muestra estadísticamente representativa de plántulas, arbusto y del ambiente predominante (García *et al.*, 2000). En cada parcela (n=60) se anotó la densidad de plántulas y para cada individuo se midió la altura del tallo (cm), diámetro por encima del cuello de la raíz (mm) y número de ramas vivas y muertas. La proporción de ramas muertas se utilizó como representación del espacio inicial de crecimiento (Kuehne *et al.*, 2013). Simultáneamente se recogió información de variables relacionadas con el microhábitat de cada individuo: cobertura de briófitos (%) como sustituto de la disponibilidad de agua edáfica (Alday *et al.*, 2014); cobertura arbustiva (%); ángulo de contacto (°) entre la plántula y los arbustos circundantes según García *et al.* (2000), como medida representativa de la intercepción de la radiación solar; protección lateral arbustiva que es el porcentaje de intersecciones entre los matorrales circundantes y el suelo, en cuatro transectos de 1 m, centrados en la plántula y a distancias de 0.25, 0.5, 0.75 y 1 m desde la plántula (para

más detalles ver García *et al.*, 2000); especie y altura (cm) del matorral (*Genista florida* o *Cytisus scoparius*).

2.3. Análisis de datos

Todos los análisis estadísticos se realizaron con el paquete estadístico R (versión 2.15.3; R Development Core Team, 2013). La densidad de plántulas y el análisis del crecimiento (altura, diámetro y proporción de ramas muertas) entre los tres ambientes se llevó a cabo con el paquete nlme para Modelos Lineares Mixtos (LMM, Pinheiro *et al.*, 2013). Los modelos de ecuaciones estructurales (MES, en inglés SEM) se calcularon utilizando el paquete lavaan (Rosseel, 2012).

En primer lugar, las diferencias en densidad de plántulas (individuos/m²) entre los tres ambientes (Fo, M1, M2) se analizaron mediante GLMs con una distribución de errores tipo Poisson. Simultáneamente se utilizó LMMs con distribución normal para analizar el efecto de los tres ambientes en las variables de crecimiento de las plántulas (altura, diámetro y proporción de ramas muertas). En estos modelos los individuos anidados a cada plot se incluyeron como efectos aleatorios para corregir la pseudo-replicación espacial (Pinheiro and Bates, 2000). Se realizó una transformación arco-seno de la proporción de ramas muertas (%) ($\sin^{-1} \sqrt{x/100}$); Crawley, 2007).

En segundo lugar, se utilizaron modelos de ecuaciones estructurales (SEMs) para explorar hasta qué punto la localización de las plántulas de *Quercus* en los ambientes de mina (M1 y M2) estaba relacionada con la presencia de arbustos (actuando como plantas nodriza) y la humedad del suelo. La metodología SEM se basa en modelos lineales generalizados y permite la evaluación de múltiples relaciones (directas e indirectas) entre variables (Grace, 2006). Estas relaciones entre variables se pueden representar mediante un diagrama de senderos, o diagrama de vías, donde las variables están conectadas por flechas representando el modelo estructural del sistema en consideración (Rosseel, 2012). Se ha desarrollado *a priori* un modelo conceptual describiendo múltiples vías en el establecimiento de plántulas de roble albar en relación con los arbustos y la humedad del suelo (*Fig. 1*). La hipótesis de partida es que el establecimiento de plántulas de roble es consecuencia de los efectos positivos de los arbustos, al mejorar las condiciones ambientales y actuar como plantas nodrizas (Alday *et al.*, 2014). En el modelo se analizó el efecto directo sobre las plántulas de *Quercus* de la protección lateral de los arbustos, el ángulo de contacto, la altura y la especie del arbusto en combinación con la humedad del suelo. Al mismo tiempo, se propone que la altura y especie del arbusto (*Cytisus* o *Genista*) están directamente relacionadas con la humedad del suelo, puesto que mejora el crecimiento y establecimiento de estas especies (Torroba-Balmori *et al.*, 2015). Por último, la altura del arbusto también puede generar un mayor incremento del ángulo de contacto (intercepción de la luz) y de la protección lateral. En cada ambiente de mina (M1 y M2) se ajustaron ecuaciones estructurales para comprobar si el efecto de los arbustos en el establecimiento de las plántulas difería entre los dos ambientes. El método de simplificación de los modelos de ecuaciones estructurales se basó en el criterio de información de Akaike (AIC), eliminando del modelo todos los co-

eficientes de vías no significativos. La bondad del ajuste de cada modelo se evaluó con el estadístico chi-cuadrado, la raíz cuadrada del error medio cuadrático (RMSEA) y el índice de bondad de ajuste (GFI). Los valores de chi-cuadrado mayores de 0.5, RMSEA inferiores a 0.08 y GFI superiores a 0.90 indican un ajuste aceptable del modelo (Grace, 2006). Para mayor claridad, en las figuras solo se muestran los coeficientes estandarizados.

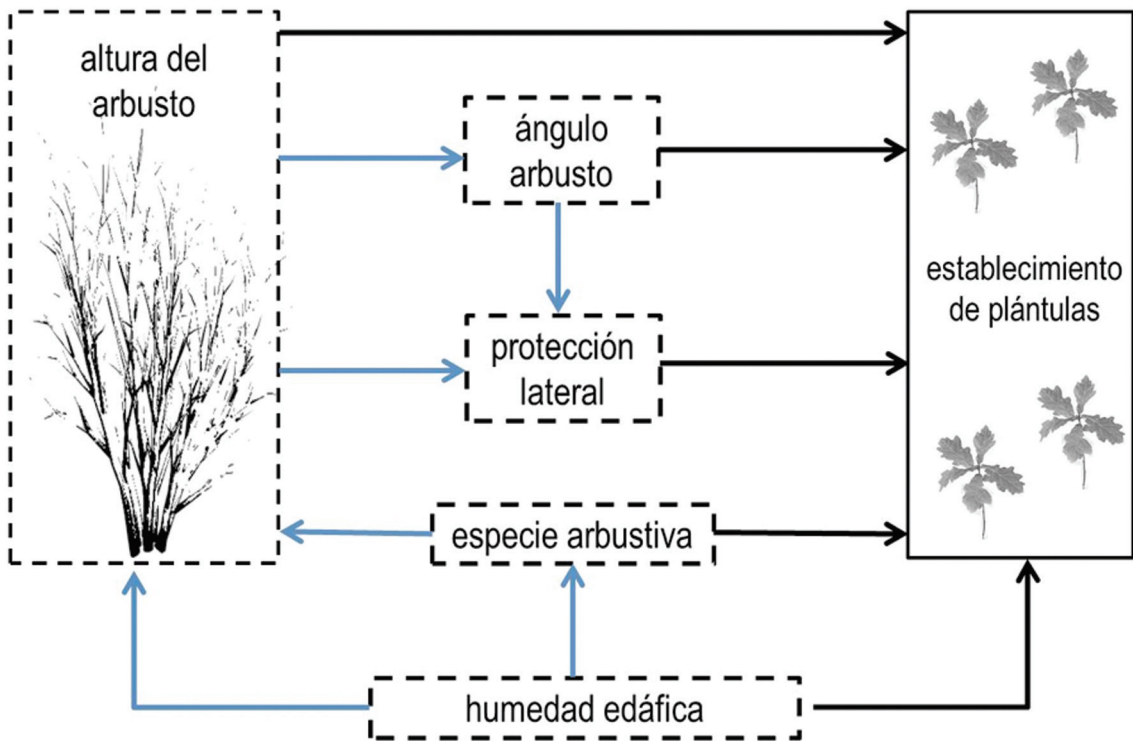


Figura 1. Modelo conceptual del establecimiento de plántulas de *Quercus* en minas a cielo abierto restauradas en España. Se presenta la relación hipotética de las variables de micrositio: características de los arbustos y humedad del suelo. El modelo se dibuja para demostrar las relaciones que pueden surgir en las minas restauradas si los arbustos influyen en el establecimiento de plántulas vía efecto nodriza.

3. Resultados

3.1. Diferencias en la densidad de plántulas y crecimiento entre ambientes

El análisis GLM reveló diferencias significativas entre los tres ambientes para el número de plántulas establecidas ($Z=50.79$, $p<0.001$; Fig. 2a). El bosque sin alterar presentó las mayores densidades 16 ± 3.78 ind/m², cinco veces superior a la densidad en M1 (3 ± 0.44 ind/m²), mientras que la densidad en el interior de la mina (M2) fue solo de 1 ± 0.15 ind/m². Sin embargo, los modelos LMM mostraron que la altura de las plántulas solo es significativamente mayor en el borde de mina (M1: 15.50 ± 0.60 cm, $F=4.42$, $p=0.016$; Fig. 2b), presentando Fo y M2 similares alturas

de las plántulas (Fo: 11.21 ± 0.14 cm, M2: 12.17 ± 0.90 cm). El diámetro de las plántulas no fue significativamente diferente entre los tres ambientes, con un valor medio de $2,95 \pm 0,10$ mm ($F=1.76$, $p=0.181$; Fig. 2c). Por otra parte, la proporción de ramas muertas mostró diferencias significativas entre los tres ambientes ($F=15.98$, $p<0.001$; Fig. 2d) con una tendencia decreciente desde el borde del bosque hacia el centro de la mina (Fo: $45.63 \pm 0.73\%$ vs. M1: $37.27 \pm 1.87\%$ vs. M2: $24.30 \pm 3.91\%$).

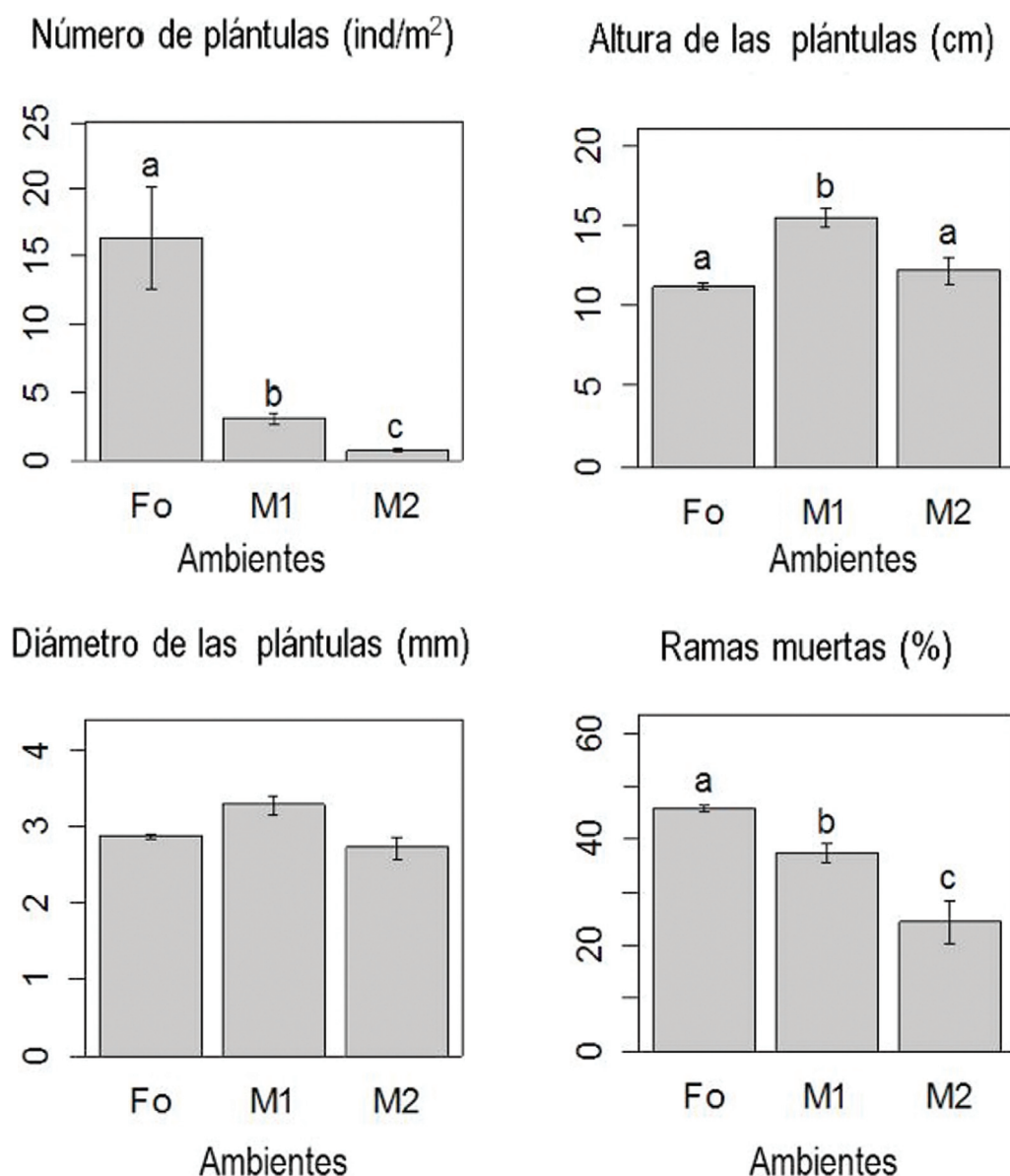


Figura 2. Diferencias en la densidad de plántulas (individuos/m²), altura de tallo (cm), diámetro (mm), y proporción de ramas muertas (%) entre los tres ambientes seleccionados. Fo: bosque autóctono de *Quercus petraea* sin alterar (n=20), M1: área de mina en contacto con el borde del bosque (n=20) y M2: área de mina alejada, sin contacto con el borde de bosque (n=20). Letras diferentes sobre las barras indican diferencias significativas ($p<0.05$).

3.2. Efecto de los arbustos en el establecimiento de plántulas en la mina (M1 y M2)

Los modelos de ecuaciones estructurales para los ambientes M1 y M2 mostraron un ajuste razonable puesto que los valores de RMSEA fueron próximos a 0.08 y los valores de GFI superiores a 0.98 (Fig. 3). Las ecuaciones estructurales muestran claras diferencias en relación a cómo se ve afectado el establecimiento de plántulas de *Quercus* por las características de los arbustos y la humedad del suelo. En el borde de mina M1 (Fig. 3a), los coeficientes estandarizados indican que el establecimiento de plántulas estuvo controlado por la altura del arbusto (0.50), seguido de la protección lateral (0.44) y en menor medida por la humedad del suelo (0.12). En contraste, en el ambiente claramente de mina M2 (Fig. 3b), la altura del arbusto tuvo mayor efecto sobre el establecimiento de plántulas (0.50 en M1 vs. 0.68 en M2), aunque los otros patrones observados fueron ligeramente diferentes con un efecto positivo del ángulo de contacto (0.19) y negativo para la especie *Cytisus scoparius* (-0.25). Por otra parte, algunas características de los arbustos están relacionadas positivamente en ambos ambientes, tales como ángulo de contacto y altura del arbusto (0.48 y 0.49 respectivamente) o altura de arbusto y la especie *Cytisus scoparius* (-0.65 y -0.54 respectivamente), indicando alguna relación estructural de los arbustos. Es interesante señalar para M2 el efecto negativo de la humedad del suelo en la altura del arbusto (-0.35; Fig. 3b).

4. Discusión

4.1. Diferencias en la densidad de plántulas y crecimiento entre ambientes

Tal y como era de esperar, la densidad de plántulas está influenciada por los tres ambientes considerados; decreciendo en gran medida desde el bosque natural (16 ± 3.78 ind/m²) hacia el centro de mina, donde M2 obtuvo los valores más bajos (1 ± 0.15 ind/m²). Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Milder et al. (2013), quienes encuentran que el 94% de las plántulas de *Quercus* que colonizan la mina se encuentran en los primeros 5 m desde el borde del bosque, es decir, el ambiente que en este trabajo se ha denominado M1 (3 ± 0.4 ind/m²). Esta reducción en la densidad de plántulas a lo largo del gradiente ambiental desde el bosque hasta la mina puede explicarse básicamente por el mecanismo primario de dispersión de los robles (barocoria), que determina una menor densidad de plántulas al aumentar la distancia a la fuente de propágulos (Müller et al., 2007), en este caso el bosque (Fo). A partir de 6 m desde el borde del bosque la presencia de plántulas se debe principalmente a mecanismos de dispersión secundaria mediante animales (i.e. zoocoria), especialmente arrendajos y pequeños roedores (Gómez et al., 2003; Gómez et al., 2008; Den Ouden et al., 2005). Además, la mayoría de las plántulas en M1 y sobretodo en M2 (>85%) están localizadas bajo la influencia de los arbustos *Cytisus scoparius* y *Genista florida*. Este hecho sugiere que, aunque las bellotas superen la barrera de la

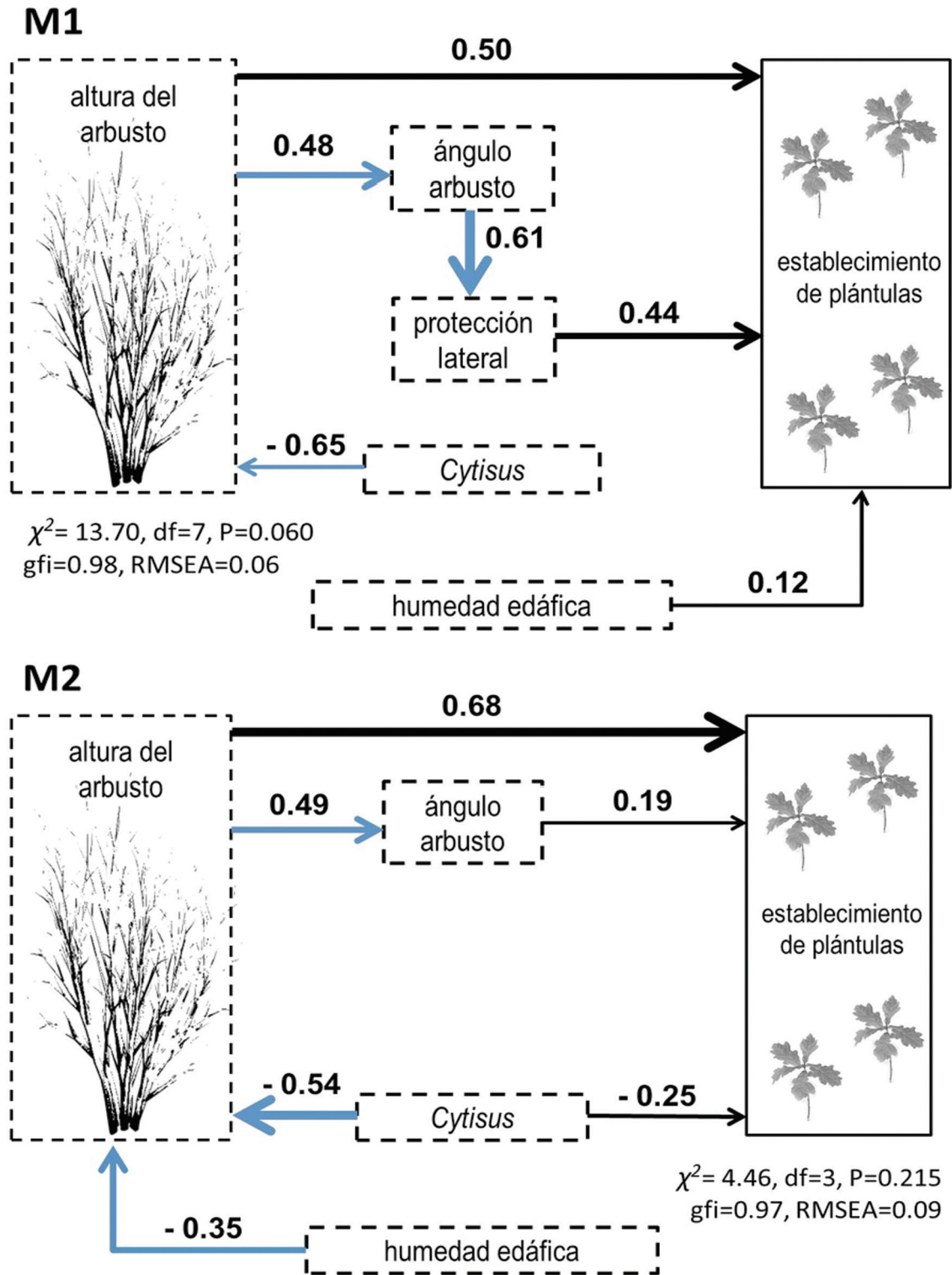


Figura 3. Modelo conceptual del establecimiento de plántulas de *Quercus* en dos ambientes (M1 y M2) de una mina de carbón a cielo abierto restaurada en España. Se presentan las relaciones hipotéticas de las distintas características de los arbustos y del suelo. M1: área de mina en contacto con el borde del bosque y M2: área de mina alejada, sin contacto con el borde de bosque.

dispersión, han de alcanzar además micrositios adecuados bajo los arbustos en los ambientes de mina para poder germinar y establecerse de forma efectiva (Gómez *et al.*, 2008; Frouz *et al.* 2015).

En cualquier caso, la densidad de plántulas obtenida en 2010 en los tres ambientes fue elevada y probablemente suficiente para asegurar la regeneración natural en los ambientes de mina, aunque muy condicionada por la colonización desigual y la supervivencia futura de las plántulas. El análisis de los parámetros de crecimiento entre ambientes para 2010 revela que no hubo diferencias en el diámetro de las plántulas, probablemente porque durante los primeros años de vida, y más especialmente durante el primer año, el crecimiento de las plántulas está más relacionado con el peso de la bellota que con factores abióticos (Pérez-Ramos *et al.*, 2010). No obstante, sí se detectaron diferencias en la altura de las plántulas, siendo más elevadas en M1 (4 cm) que en los otros dos ambientes (Fo y M2). La luz aumenta la biomasa aérea de las plántulas de *Quercus* (Gómez-Aparicio *et al.*, 2004) incrementando su crecimiento (Pérez-Ramos *et al.*, 2010), por lo que no parece sorprendente que la altura de las plántulas de roble sea menor en el bosque, bajo una menor iluminación. Sin embargo, en M2 con mayor iluminación incluso que en M1 se esperaría que las plántulas tuvieran mayor altura. Quizás la explicación resida en las condiciones ambientales extremas para el establecimiento de las bellotas los primeros años en M2. Se ha observado un patrón de disminución de la proporción de ramas muertas desde el bosque hacia el centro de la mina. Probablemente, una mayor densidad de plántulas incrementa la competencia intra-específica por la luz, humedad de suelo o nutrientes (Kuehne *et al.*, 2013), y contribuye, junto con el ramoneo, pisoteo, heladas, daños por enfermedades y daños estructurales de la raíz, a la elevada proporción de ramas muertas (Sprugel, 2002).

4.2. Efecto de los arbustos en el establecimiento de plántulas en zonas de mina

La influencia de las características de los arbustos y de la humedad del suelo en el establecimiento de plántulas de *Quercus* en los dos ambientes de mina ha proporcionado resultados diversos. En ambos ambientes (M1 y M2) se ha obtenido evidencia de las relaciones positivas entre arbustos y plántulas de *Q. petraea*, por lo tanto se acepta la hipótesis de que en ambientes de mina las plántulas de *Q. petraea* están positivamente relacionadas con los arbustos. Como se esperaba, las plántulas se hallaban en mayor proporción bajo arbustos que en zonas abiertas (85% vs. 15%), mostrando el efecto positivo de los arbustos en las plántulas de *Quercus* (Gómez-Aparicio, 2009). Está reconocido que los arbustos promueven islas de fertilidad (Pajunen *et al.*, 2012), modifican las condiciones microambientales (Gómez-Aparicio *et al.*, 2005) y favorecen el establecimiento y crecimiento de bellotas (Torroba-Balmori *et al.*, 2015). Más concretamente, García-Ibañez (2001) demostró que *Cytisus scoparius* y *Genista florida* tienen un efecto positivo en la humedad y fertilidad del suelo. Sin embargo, algunos efectos positivos de los arbustos son debidos a distintas características estructurales, dependiendo del ambiente de mina considerado (M1 vs. M2).

En M1 la altura del arbusto, la protección lateral y la humedad del suelo están relacionadas positivamente con las plántulas, pero no se encontró ningún efecto del ángulo de contacto y de la especie. En esta zona de contacto bosque-mina (M1) todavía está presente la influencia del dosel arbóreo que atenúa las duras condiciones del ambiente de mina (Milder *et al.*, 2013). Sin embargo, el consumo de bellotas y el pisoteo de plántulas es elevado debido a la intensa actividad de los animales (Milder *et al.*, 2008), influenciando enormemente el establecimiento y supervivencia de las plántulas (Pérez-Ramos and Marañón, 2008, 2012). Como consecuencia, los robles que colonizan el borde bosque-mina no precisan de una cobertura elevada de arbustos que mejore las condiciones ambientales (falta de ángulo de contacto) y parece mucho más importante que bellotas y plántulas puedan tener alguna protección física (protección lateral de los arbustos) y se establezcan bajo arbustos de mayor altura que incrementen la disponibilidad de agua y nutrientes (Padilla and Pugnaire, 2006). Simultáneamente, debido a la arquitectura de estos arbustos, la intensidad de luz que llega al suelo se incrementa a medida que aumenta la altura del arbusto (Torroba-Balmori *et al.*, 2015), además también porque estas escobas o piornos tienen un pico de desfronde de hojas, ramitas y flores al inicio del verano (García-Ibáñez, 2001).

Es interesante señalar que el efecto positivo de los arbustos sobre las plántulas de *Quercus* se incrementa desde M1 a M2 (coeficientes estandarizados para altura del arbusto: 0.50 vs 0.68, y ángulo de contacto: 0 vs. 0.19), por lo tanto se acepta la hipótesis de que los efectos positivos de los arbustos aumentan a medida que el ambiente es más estresante (desde M1 a M2).

Se sabe que el efecto positivo de los arbustos nodriza sobre las plántulas es mayor al aumentar la severidad de las condiciones abióticas (Padilla and Puignaire, 2006). En este estudio las condiciones de M2 son más estresantes que en M1 (mayor irradiación y estrés hídrico) y, por lo tanto, son más las características de los arbustos que mejoran las condiciones ambientales y por consiguiente se favorece el establecimiento de plántulas. Así pues, la posibilidad de utilizar arbustos como plantas nodrizas en procesos de restauración de árboles es más relevante al aumentar la severidad de las condiciones abióticas. En cualquier caso, también hay que considerar que utilizar el efecto nodriza para favorecer el establecimiento y crecimiento de plántulas en la recuperación de explotaciones mineras puede no ser suficiente si las condiciones bióticas son especialmente duras.

En M2, únicamente altura del arbusto y ángulo de contacto están relacionados positivamente con las plántulas, mientras que la especie de arbusto está relacionada negativamente. Los arbustos tardan más tiempo en colonizar el centro de la mina (M2) y presentan menor densidad, altura y edad que en el borde bosque-mina (M1) (Milder *et al.*, 2008), atenuando en menor grado las condiciones ambientales frente a M1. Por lo tanto, parece ser que el éxito en el establecimiento de las plántulas depende más de las características de los arbustos que mejoran las duras condiciones ecológicas (protección lumínica, fertilidad del suelo y mejora hídrica; Alday *et al.*, 2014) que de la protección física. Este resultado pone de relieve como en distancias cortas el efecto planta vecina sobre las plántulas puede ser producido por distintas características

estructurales de los arbustos dependiendo de las condiciones ambientales que tengan que superar estas plántulas.

5. Conclusiones

1. El establecimiento de plántulas difiere entre los tres ambientes considerados. Los ambientes de mina (M1, M2) presentaron densidades menores que el bosque sin alterar (Fo), aunque óptimos de cara a la regeneración natural en minas restauradas.
2. Existe un efecto positivo de los arbustos sobre el establecimiento de plántulas de *Quercus petraea* en ambos ambientes de mina (M1, M2), que se incrementa a medida que el ambiente se vuelve más estresante (desde el borde de mina (M1) al centro de la mina (M2)). Este efecto positivo se debe a distintas características estructurales de los arbustos en cada ambiente de mina.
3. Se ha demostrado el efecto vecino positivo de los arbustos durante los primeros años de vida en plántulas de *Quercus*. Este efecto avala la utilización de arbustos como ingenieros de los ecosistemas de cara a incrementar la heterogeneidad de las condiciones ambientales e impulsar el establecimiento de especies tardías de la sucesión.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen a la empresa minera 'UMINSA' la información sobre los procedimientos de restauración y el permiso para trabajar en los huecos mineros, a la Agencia Nacional de Meteorología que ha proporcionado los datos meteorológicos, y a Fernando Valenciano por la ayuda en los trabajos de campo. Este estudio ha sido financiado por el proyecto VA042A10-2 de la Junta de Castilla y León a C. Martínez-Ruiz, el 'Programa I: Programa de financiación de grupos de investigación' de la Universidad de Salamanca a B. Fernández-Santos, y una beca FPU del Ministerio de Educación a P. Torroba-Balmori (FPU 12/00125).

7. Bibliografía

- Alday, J.G., Marrs, R.H., Martínez-Ruiz, C., 2011a. Vegetation succession on reclaimed coal wastes in Spain: the influence of soil and environmental factors. *Appl. Veg. Sci.* 14, 84-94.
- Alday, J.G., Marrs, R.H., Martínez-Ruiz, C., 2011b. Vegetation convergence during early succession on coal wastes: a 6-year permanent plot study. *J. Veg. Sci.* 22, 1072-1083.
- Alday, J.G., Marr, R.H., 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, J.G., Santana, V.M., Marrs, R.H., Martínez-Ruiz, C., 2014. Shrub induced understorey vegetation changes in reclaimed mine sites. *Ecol. Eng.* 73, 691-698.
- Bertness, M.D., Callaway, R., 1994. Positive interactions in communities. *Trends Ecol. Evol.* 9, 191-193.
- Brooker, R.W., Maestre, F.T., Callaway, R.M., Lortie, C.L., Cavieres, L.A., Kunstler, G., Liancourt, P., Tielborger, K., Travis, J.M.J., Anthelme, F., Armas, C., Coll, L., Corcket, E., Delzon, S., Forey, E., Kikvidze, Z., Olofsson, J., Pugnaire, F., Quiroz, C.L., Saccone, P., Schiffrers, K., Seifan, M., Touzard, B., Michalet, R., 2008. Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. *J. Ecol.* 96, 18-34.
- Crawley, M.J., 2007. *The R Book*. John Wiley and Sons, Chichester.
- Den Ouden, J., Jansen, P.A., Smit, R., 2005. Jays, mice and oaks: predation and dispersal of *Quercus robur* and *Q. petraea* in north-western Europe. In: Forget, P.M., Lambert, J.E., Hulme, P.E., Vander Wall, S.B. (eds.), *Seed fate: predation, dispersal, and seedling establishment*. CABI Publishing. Wallingford, pp. 223-239.
- do Amaral Franco, J., 1990. *Quercus* L. In: Castro, S., Laínz, M., López González, M., Monserrat, P., Muñoz Garmendia, F., Paiva, J., Villar, L. (eds.), *Flora ibérica*, 2. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid, pp. 15-36.
- Frouz, J., Vobořilová, V., Janoušová, I., Kadochová, Š., Matějček, L., 2015. Spontaneous establishment of late successional tree species English oak (*Quercus robur*) and European beech (*Fagus sylvatica*) at reclaimed alder plantation and unreclaimed post mining sites. *Ecol. Eng.* 77, 1-8.
- García, D., Zamora, R., Hódar, J.A., Gómez, J.M., Castro, J., 2000. Yew (*Taxus baccata* L.) regeneration is facilitated by fleshy-fruited shrubs in Mediterranean environments. *Biol. Conserv.* 95, 31-38.
- García-Ibáñez, E., 2001. *Efecto sobre el suelo de la hojarasca de arbustos en la Sierra de Guadarrama*. Tesis Doctoral, Universidad Complutense de 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.
- Gómez, J.M., Puerta-Piñero, C., Schupp, E.W., 2008. Effectiveness of rodents as local seed dispersers of Holm oaks. *Oecologia* 155, 529-537.
- Gómez-Aparicio, L., 2009. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems. *J. Ecol.* 97, 1202-1214.
- 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. Veg. Sci.* 16, 191-198.
- Gómez-Aparicio, L., Zamora, R., Castro, J., Hódar, J.A., 2008. Facilitation of tree saplings by nurse plants: microhabitat amelioration or protection against herbivores? *J. Veg. Sci.* 19: 161-172
- Gómez-Aparicio, L., Zamora, R., Gómez, J.M., Hódar, J.A., 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.
- González-Alday, J., Marrs, R.H., Martínez-Ruiz, C., 2009. Soil seed bank formation during early revegetation after hydroseeding in reclaimed coal wastes. *Ecol. Eng.* 35, 1062-1069.
- Grace, J.B., 2006. *Structural Equation Modeling and Natural Systems*. Cambridge University Press, Cambridge.

- Kissinger, G., Herold, M., De Sy, V., 2012. *Drivers of Deforestation and Forest Degradation: A Synthesis Report for REDD + Policymakers*. Lexeme Consulting, Vancouver Canada.
- Kuehne, C, Kublin, E, Pyttel, P, Bauhus, J., 2013. Growth and form of *Quercus robur* and *Fraxinus excelsior* respond distinctly different to initial growing space: results from 24-year-old Nelder experiments. *J. For. Res.* 24, 1-14.
- López-Marcos, D., 2012. *Influencia de la heterogeneidad edáfica y de la topografía en la composición de especies vegetales sobre escombreras mineras de carbón del norte de España*. Tesis de Máster, Universidad de Valladolid.
- Milder, A.I., 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, A.I., 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.
- Müller, S.C., Overbeck, G.E., Pfadenhauer, J., Pillar, V.D., 2007. Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest-grassland ecotones. *Plant Ecol.* 189, 1-14.
- Onaindia, M., Ametzaga-Arregi, I., San Sebastián, M., Mitxelena, A., Rodríguez-Loiñaz, G., Peña, L., Alday, J.G., 2013. Can understorey native woodland plant species regenerate under exotic pine plantations using natural succession? *For. Ecol. Manage.* 308, 136-144.
- Padilla, F.M., Pugnaire, F.I., 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Front Ecol. Environ.* 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.
- 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.
- 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, 3506-3514.
- Pérez-Ramos, I.M., Marañón, T., 2012. Community-level seedling dynamics in Mediterranean forests: uncoupling between the canopy and the seedling layers. *J. Veg. Sci.* 23, 526-540.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., the R Development Core Team, 2013. *nlme: linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-108*.
- Pinheiro, J.C., Bates, D.M., 2000. *Mixed-effects Models in S and S-plus*. Springer, New York.
- Prach, K, Pyšek, P., 2001. Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: experience from Central Europe. *Ecol. Eng.* 17, 55-62.
- Prach, K., Řehouňková, K., Lencová, K., Jírová, A., Konvalinková, P., Mudrák, O., Student, V., Vaněček, Z., Tichý, L., Petrik, P., Smilauer, P., Pyšek, P., 2014. Vegetation succession at disturbed sites in central Europe: the direction of succession, species richness and participation of target species across seres. *Appl. Veg. Sci.* 17, 193-200.
- Rodríguez-Calcerrada, J., Pardos, J.A., Gil, L., Reich, P.B., 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.

- Rosseel, Y., 2012. lavaan: An R package for structural equation modeling. *J. Stat. Softw.* 48, 1-36.
- Sprugel, D.G., 2002. When branch autonomy fails: Milton`s law of resource availability and allocation. *Tree Physiol.* 22, 1119-1124.
- Torroba-Balmori, P., Zaldívar, P., Alday, J.G., 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.
- Walker, L.R., Hölzel, N., Marrs, R., Moral, R., Prach, K., 2014. Optimization of intervention levels in ecological restoration. *Appl. Veg. Sci.* 17, 187-192.

