



2022
Lleida

27 · 1
junio · juny
juliol · juliol

Cataluña
Catalunya

8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

La **Ciencia forestal** y su contribución a
los **Objetivos de Desarrollo Sostenible**

8CFE

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales

Cataluña | Catalunya · 27 junio | juny - 1 julio | juliol 2022

ISBN 978-84-941695-6-4

© Sociedad Española de Ciencias Forestales



Organiza

Efecto del matorral y el pastoreo en las propiedades de un suelo minero

MUÑOZ-CERRO, E.^{1,2}, LÓPEZ-MARCOS, D.^{1,2} y MARTÍNEZ-RUIZ, C.^{1,2}

¹ Dpto. de Ciencias Agroforestales, E.T.S. de Ingenierías Agrarias, Universidad de Valladolid, Campus La Yutera, Avda. Madrid 50, 34071 Palencia, Spain.

² Sustainable Forest Management Research Institute, Universidad de Valladolid & INIA, Avda. Madrid 50, 34071 Palencia, Spain.

Resumen

Se ha comprobado que los matorrales autóctonos ejercen un efecto facilitador en el establecimiento de plántulas de roble en ambientes estresantes y degradados, como los suelos mineros. Entre los posibles mecanismos implicados se incluyen la mejora edáfica (efecto directo) y la defensa mecánica frente a herbívoros (efecto indirecto). Por ello, evaluamos el efecto combinado del matorral y el pastoreo sobre diferentes propiedades del suelo. Conductividad eléctrica (CE), potasio (K^+), capacidad de intercambio catiónico (CIC) y relación C/N alcanzaron valores más altos bajo matorral, mientras que nitrógeno (N) y fósforo disponible (P_{Olsen}) también pero sólo en presencia de ganado. Por el contrario, el pH fue más alto fuera de matorral, al igual que el calcio (Ca^{+2}), pero éste último sólo en ausencia de pastoreo. Con pastoreo aumentó el contenido de arena y de materia orgánica del suelo (MO), pero disminuyó el de arcilla y sodio (Na^+) aunque sólo bajo matorral. Se encuentra, por tanto, un efecto positivo combinado de los matorrales y el pastoreo sobre la fertilidad del suelo, y un efecto del pastoreo sobre las propiedades físicas. Se destaca el papel clave de la mejora edáfica asociada a los matorrales autóctonos en la reforestación de las minas de carbón con uso ganadero.

Palabras clave

Efecto nodriza, facilitación arbusto-árbol, parámetros edáficos, herbivoría, clima sub-mediterráneo.

1. Introducción

A pesar de que la minería del carbón ha cesado definitivamente en nuestro país, en la ‘Montaña Palentina’ quedan todavía numerosas minas a cielo abierto sin restaurar, en un entorno de alto valor ecológico (Alday et al., 2011). Su restauración ecológica resulta muy complicada por la total eliminación del suelo y la vegetación, y por la falta de conocimiento suficiente sobre los mecanismos involucrados (Martínez-Ruiz y Fernández-Santos, 2001). Estas circunstancias dificultan enormemente la reconstrucción de ecosistemas autosuficientes, especialmente cuando el objetivo de la revegetación es la recuperación de la cubierta forestal (Onaindia et al., 2013; Prach et al., 2014).

En el norte de Palencia casi todo el carbón se ha extraído en las últimas décadas de cielos abiertos (89,21 % en 2014) mediante minería de contorno (Zaldívar, 2015), generando impactos localizados pero importantes (Alday et al., 2010). Los desmontes se han llevado a cabo en formaciones boscosas, principalmente robledales de albar (*Quercus petraea* (Matt.) Lieb.) y melojo (*Quercus pyrenaica* Willd.), lo que ha contribuido a una mayor fragmentación de dichas masas. Los proyectos técnicos de “restauración” en la zona han tenido como objetivo revegetar cuanto antes para disminuir el riesgo de erosión y recuperar el valor estético. La mayoría de los planes de rehabilitación ejecutados han consistido en el rellenado del hueco de explotación, con estériles de la propia mina o minas próximas, reconstrucción en lo posible de la topografía original, estabilización de los estériles, añadido de suelo, enmienda con abono orgánico y mineral seguido de hidrosiembra con una mezcla comercial de leguminosas y gramíneas herbáceas

(González-Alday et al., 2008). No se han hecho más intervenciones posteriores y los espacios así rehabilitados a pastizales (Sigcha et al., 2018) han quedado sujetos a procesos naturales de sucesión secundaria, siendo colonizados por especies leñosas desde el bosque circundante (Milder et al., 2013).

Los arbustos colonizadores de estas minas, principalmente escobas o piornos (*Cytisus scoparius* (L.) Link y *Genista florida* L.; Milder et al., 2013), ocupan 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 (Milder et al., 2008; Martínez-Ruiz et al., 2021). Bajo la protección de estos matorrales se encuentran plántulas de roble que se han establecido de forma natural en las minas, a partir de las bellotas dispersadas desde el bosque cercano (Alday et al., 2016), pero también tras siembra y plantación (Torroba-Balmori et al., 2015). Esta dinámica ha tenido lugar, a pesar de las limitaciones impuestas por las duras condiciones ambientales en los sustratos mineros (sin estructura edáfica, con baja capacidad de retención de humedad (López et al., 2020) que acentúa la sequía estival, y escasos nutrientes) junto a la alta presión de herbívoros en la zona.

Por tanto, una vez constatado el efecto nodriza de los matorrales de leguminosas sobre el establecimiento de robles en las minas de carbón del noroeste de Palencia (Torroba-Balmori et al., 2015; Alday et al., 2016; Martínez-Ruiz et al., 2021), parece razonable continuar con la identificación de los mecanismos de facilitación subyacentes. Se sabe que algunas especies de arbustos modifican directamente y de forma positiva las condiciones microclimáticas (Moro et al., 1997a, b; Gómez-Aparicio et al., 2008; Prieto et al., 2011; Costa et al., 2017) y/o edáficas (Pugnaire et al., 1996, 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 (Archer et al., 1988), inducir cambios en la comunidad microbiana (Rhoades, 1997), fauna edáfica y micorrícica, etc. (Callaway, 1997).

En concreto, con este estudio, se pretende conocer si la mejora edáfica es uno de los mecanismos de facilitación matorral-árbol en las zonas mineras pastoreadas por vacas y caballos en el noroeste de la montaña palentina, cerca del municipio de Guardo. La constatación de que la mejora edáfica promovida por los matorrales (Pugnaire et al., 1996, 2004; Prieto et al., 2011), pueda tener un efecto positivo en la incorporación de especies 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. Por otro lado, la presión de ungulados en la zona hace necesario valorar su efecto sobre las propiedades del suelo (ver Sigcha et al., 2018) y sobre el papel que los matorrales pueden jugar como barrera física al pisoteo del ganado.

En el caso particular de los ecosistemas degradados por la minería, hay pocos estudios que valoren el efecto de la herbivoría en la vegetación y el suelo a nivel de comunidad (pero ver, Grigg et al., 2000; Grigg, 2001; Sigcha et al., 2018). Este hecho dificulta la identificación de patrones claros sobre dónde y cuándo los herbívoros podrían ejercer impactos importantes (Olf & Ritchie, 1998; Gurevitch et al., 2000) y si éstos pudieran verse atenuados por la presencia de vegetación leñosa (matorrales). Por ello, en este estudio se plantea evaluar el efecto de la exclusión de grandes herbívoros sobre el suelo en función de la presencia o no de matorral, para valorar el efecto combinado de ambos factores (matorral, pastoreo) y comprobar si los esperables efectos negativos del pisoteo del ganado en las propiedades edáficas se ven atenuados por la presencia de vegetación leñosa (matorrales).

2. Objetivo

La hipótesis de partida es que: 1) los matorrales, que de forma natural colonizan las minas de carbón del norte de Palencia, tienen un efecto positivo sobre las propiedades de los suelos mineros, y 2) que este efecto positivo es más notable en zonas pastoreadas, donde los

esperables efectos negativos del pisoteo del ganado en el suelo se ven atenuados por la presencia de vegetación leñosa (matorrales).

Por tanto, el objetivo de este trabajo es evaluar el efecto sinérgico de los matorrales de leguminosas y el pastoreo sobre las propiedades físico-químicas del suelo en minas de carbón del norte de Palencia y el potencial papel positivo de la mejora edáfica asociada a los matorrales en la restauración forestal de las minas.

3. Metodología

3.1. Descripción del Área de estudio

El área de estudio se localiza al sur de la Cornisa Cantábrica en el noroeste de la provincia de Palencia, a pocos kilómetros del Parque Natural Fuentes Carrionas y Fuente Cobre. Se enmarca en la Comarca Forestal Alto Carrión, en el centro del Monte de Utilidad Pública (UP) “Corcos y Agregados”, en el paraje “Valle de Corcos”, perteneciente al término municipal de Guardo, Palencia. En concreto, la zona experimental se ubica en un hueco minero restaurado en 2000, una vez finalizada la actividad de la mina “San Luis” en el Monte Corcos, al noroeste del municipio de Guardo.

El clima de la zona es Mediterráneo Sub-húmedo (MAPA, 1991) con una precipitación media anual de 977 mm, más abundante en primavera y otoño, y sequía estival en los meses de julio y agosto. El aprovechamiento de los pastos sobrantes en el monte UP “Corcos y Agregados” es el equivalente a 30 UGM (unidad ganadera mayor) durante 9 meses al año, adjudicados por el Ayuntamiento de Guardo en subasta pública. El ganado pastante es bovino y equino, con suplementos de forraje en la época estival, y recientemente con presencia de ganado caprino. Los pastos son aprovechados también por herbívoros salvajes: ciervo, corzo y jabalí.

El tipo de suelo forestal del monte es Typic Dystrodept (Soil Survey Staff, 2010), de textura fina (franco-arcillo-limosa), pH fuertemente ácido (4,8-4,3), sin presencia de carbonatos, con alto contenido en materia orgánica y muy bajo contenido en fósforo (López-Marcos et al., 2020).

Transcurridos 11 años de la restauración, el suelo minero muestra importante presencia de pedregosidad superficial, se trata de un suelo poco desarrollado y alcanza 10 cm de profundidad efectiva en un único horizonte mineral A. El horizonte A presenta textura fina, franco-arcillosa, con pH de 6,5, y bajo contenido de materia orgánica y baja capacidad de retención de agua (López-Marcos et al., 2020). Este tipo de suelo se clasifica como Lithic Ustorthents (Soil Survey Staff, 2010).

3.2. Dispositivo experimental y muestreo de suelos

El dispositivo experimental se estableció en una zona llana del hueco minero “Monte Corcos”, con suficiente cobertura de matorral para establecer, de forma permanente, cuatro parcelas de 30 x 30 m, 2 con valla y 2 sin valla, con 5 enclaves bajo matorral y cinco fuera de matorral en cada una, para evaluar el efecto combinado de la exclusión de herbívoros y la influencia del matorral sobre el suelo minero. Los matorrales dominantes en las subparcelas seleccionadas fueron *Cytisus scoparius* y *Genista florida* muy entremezclados.

En cada una de las 40 subparcelas, se recogieron dos muestras del suelo mineral: una muestra inalterada y una alterada. Previamente, se retiró la vegetación herbácea que cubría el suelo. Se tomó nota del espesor de ese manto de vegetación herbácea que cubría el suelo y del espesor del horizonte A de suelo mineral hasta el estéril. Las muestras inalteradas se tomaron con un cilindro metálico biselado (8 cm de diámetro y 5 cm de altura) y la ayuda de una maza y una espátula. Y las muestras alteradas con la ayuda de una azada.

3.3. Análisis físicoquímicos de los suelos en el laboratorio y cálculos posteriores

Las muestras inalteradas se secaron en estufa a 105°C durante 24 h hasta peso constante ($\pm 0,001$ g) para calcular la densidad aparente (Dap). Las muestras alteradas se secaron al aire y se pasaron por un tamiz de luz ≤ 2 mm para separar los elementos gruesos (EG > 2 mm) de los finos (EF ≤ 2 mm). Después de ello se determinó la densidad real (Dr) mediante el método del picnómetro, con el fin de calcular la porosidad del suelo, como el cociente del volumen de poros entre el volumen del suelo ($[1-(Dap/Dr)] \times 100$; MAPA, 1994). El agua disponible (Au) fue hallada mediante la diferencia entre la capacidad de campo (CC; agua que queda en el suelo después de haberlo saturado completamente durante 2 días y dejarlo drenar libremente) y el punto de marchitez permanente (PMP; contenido de agua retenido en el suelo a 1500 kPa usando el equipo Eijkelkamp pF) de cada muestra mediante el método determinado por MAPA (1994). La capacidad de retención de agua (CRA) se calculó como el producto de AU, Dap, %EF y espesor del suelo siguiendo el protocolo descrito en MAPA (1994) (ver López-Marcos et al., 2019).

La textura (proporciones de arcilla, limo y arena) se analizó mediante el método de Bouyoucos (Day, 1965). El pH y la conductividad eléctrica (CE; dS/m) se midieron usando un conductímetro en una suspensión 1:2,5 de agua desionizada (Allen, 1989). La materia orgánica total (MOT; %) se determinó mediante oxidación con dicromato potásico (Walkley, 1947) y la materia orgánica oxidable (MOox; %) por el método de Volumetría Redox (Walkley & Black, 1934). Los valores obtenidos de ambos tipos de materia orgánica se dividieron por 1,724, que es el factor de Van Bemmelen (Van Bemmelen, 1890) que asume un 58% de carbono dentro de la materia orgánica (Rosell et al., 2001), obteniendo así el contenido de carbono orgánico total (COT; %) y de carbono orgánico oxidable (COox; %). El nitrógeno total (N; %) se determinó mediante el método Kjeldahl (Bremner & Mulvaney, 1982) y el fósforo disponible (P_{Olsen} ; mg/kg) por el método Olsen (Olsen & Sommers, 1982).

Para hallar la capacidad de intercambio catiónico (CIC; cmol(+)/kg), se utilizó el método del cloruro de bario y trietanolamina a pH 8,1 (Rhoades, 1982). Los cationes de cambio (K^+ ; mg/Kg; Na^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} ; cmol(+)/kg) se extrajeron con acetato amónico 1N a pH=7 (Schollenberger & Simon, 1945) y fueron determinados por espectroscopía de emisión/absorción atómica. A partir de las concentraciones de los cationes de cambio, se pudo obtener la suma de bases (SB; cmol(+)/kg) como una simple suma de las concentraciones de los cationes (ver López-Marcos et al., 2018). Después, dividiendo, la suma de bases por la capacidad de intercambio catiónico (CIC) se obtuvo el porcentaje de saturación de bases (V; Garrido Valero, 1993).

3.4. Tratamiento estadístico de los datos

Todos los análisis estadísticos fueron realizados en el entorno del software libre R (versión 4.0.3; R Development Core Team, 2020). Para evaluar el efecto combinado de la valla y matorral sobre las propiedades del suelo se utilizaron el paquete nlme para los modelos mixtos lineales

(LMM, versión 3.1-137; Pinheiro et al., 2018) y el paquete vegan para los análisis multivariantes (versión 2.3-5; Oksanen et al., 2016).

4. Resultados

4.1. Efecto del matorral y la valla sobre los parámetros químicos del suelo.

Entre los parámetros químicos (Tabla 1), el pH fue el único afectado significativamente por el matorral y la valla de forma independiente. El pH fue más alto fuera del matorral que bajo su cubierta ($5,73 \pm 0,13$ vs. $5,33 \pm 0,10$), y con exclusión de ganado que con pastoreo ($5,79 \pm 0,13$ vs. $5,27 \pm 0,09$).

Tabla 1. Resultados de los modelos lineales mixtos (LMM) que prueban el efecto de los arbustos, la valla y su interacción sobre los parámetros químicos del suelo. Se muestran los valores F de los efectos fijos y su significación (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).

Parámetros	Valla	Matorral	Valla x Matorral
pH	19,0049***	11,5988**	0,0111
CE(dS/m)	0,6173	6,4090*	4,0313
CIC (cmol(+)/kg)	3,8752	6,1410*	1,2024
SB (cmol(+)/kg)	5,9577*	0,3183	5,4604
V (%)	6,2115*	2,9015	5,3841*
Mg ²⁺ (cmol(+)/kg)	0,0001	7,1964*	6,2529*
Na ⁺ (cmol(+)/kg)	0,3018	4,8287*	14,7880***
Ca ²⁺ (cmol(+)/kg)	6,3412*	0,7543	5,0558*
K ⁺ (mg/kg)	0,6056	5,4801*	0,2768
N (%)	0,0596	9,4690**	14,3910***
P _{olsen} (mg/kg)	1,4761	3,0067	6,1005*
MOT(%)	0,0385	18,0395***	12,5468**
MOox(%)	0,2134	3,3346	16,1680***
COT (%)	0,0391	18,0624***	12,5672**
COox (%)	0,2129	3,3333	16,1637***
COox/COT	0,5672	9,4561**	0,9684
C/N	2,1647	9,5067**	1,7139

CE= conductividad eléctrica; CIC=capacidad de intercambio catiónico; SB= suma de bases; V= saturación de bases; MOT= materia orgánica total; MOox = materia orgánica fácilmente oxidable; COT=carbono orgánico total; COox= carbono orgánico fácilmente oxidable.

Otras propiedades químicas como CE, CIC, K⁺, COox/COT y C/N fueron únicamente afectadas por el matorral (Tabla 1). Los valores de CE ($0,12 \pm 0,01$ vs. $0,09 \pm 0,01$), CIC ($22,86 \pm 0,90$ vs. $20,28 \pm 0,68$), K⁺ ($184,40 \pm 12,80$ vs. $147,25 \pm 8,98$), y C/N ($10,87 \pm 0,25$ vs. $9,58 \pm 0,40$) fueron más altos bajo matorral que fuera de su cubierta, mientras que la relación COx/COT fue más alta fuera que bajo matorral ($0,85 \pm 0,04$ vs. $0,70 \pm 0,02$).

Los análisis LMM sobre el resto de las propiedades químicas mostraron significación en la interacción matorral*valla (Tabla 1). Los valores de SB, V y Ca²⁺ fueron significativamente más altos fuera de matorral que bajo matorral en las parcelas valladas y similares en las no valladas (Tabla 2). Mientras que el Na⁺ fue significativamente mayor fuera de matorral que bajo su cubierta en las zonas no valladas, y similar en las valladas (Tabla 2). Los valores de Mg²⁺, N, P_{olsen}, MOT y COT fueron significativamente más altos bajo matorral que fuera de matorral en las zonas pastoreadas (sin valla) mientras que en las parcelas con exclusión de ganado (con valla)

no hubo diferencias con y sin matorral (Tabla 2). La MOox mostró un comportamiento opuesto con y sin pastoreo (Tabla 2), siendo mayor bajo matorral en las zonas no valladas y menor bajo matorral en las valladas.

Tabla 2. Valor medio \pm error estándar de los parámetros químicos que han sido significativos en la interacción matorral-valla (ver tabla 1). Las diferentes letras muestran las diferencias significativas entre las comparaciones por pares con la prueba de Bonferroni ($p < 0,05$). Las abreviaturas son las mismas que en la Tabla 1.

Parámetros	Valla		No valla	
	Matorral	No Matorral	Matorral	No Matorral
SB (cmol(+)/kg)	8,63 \pm 1,91b	12,45 \pm 0,38a	8,49 \pm 0,85b	6,16 \pm 1,56b
V (%)	37,17 \pm 8,62b	57,33 \pm 2,22a	36,31 \pm 3,34b	33,22 \pm 4,20b
Mg ²⁺ (cmol(+)/kg)	1,14 \pm 0,09b	1,12 \pm 0,09b	1,40 \pm 0,16a	0,86 \pm 0,07c
Na ⁺ (cmol(+)/kg)	0,08 \pm 0,02ab	0,06 \pm 0,01b	0,03 \pm 0,01c	0,09 \pm 0,02a
Ca ²⁺ (cmol(+)/kg)	6,94 \pm 0,77b	10,87 \pm 1,88a	6,60 \pm 1,46bc	4,86 \pm 0,31c
N (%)	0,41 \pm 0,02b	0,43 \pm 0,03b	0,53 \pm 0,06a	0,32 \pm 0,03c
P _{Olsen} (mg/kg)	7,61 \pm 0,92b	10,46 \pm 2,54b	21,88 \pm 7,70a	5,60 \pm 0,90c
MOT(%)	7,64 \pm 0,70b	7,19 \pm 0,54b	10,03 \pm 0,46a	5,05 \pm 1,19c
MOox (%)	5,23 \pm 0,27b	6,33 \pm 0,70a	7,02 \pm 0,78a	4,07 \pm 0,45c
COT (%)	4,44 \pm 0,41b	4,18 \pm 0,31b	5,83 \pm 0,27a	2,94 \pm 0,69c

El análisis de componentes principales (ACP) aplicado sobre las propiedades químicas del suelo ordena las parcelas en cuatro grupos, como resultado del efecto combinado del matorral y el pastoreo sobre el suelo (Figura 1). Las parcelas con y sin valla difieren más en propiedades químicas fuera de la influencia de los matorrales (líneas dis-continuas) que bajo ellos (líneas continuas). La función envfit ajustada sobre el ACP de los parámetros químicos muestra una interacción matorral*valla significativa debido principalmente al efecto de los arbustos (Tabla 3).

Tabla 3. Función envfit ajustada sobre el ACP de los parámetros químicos.

		r ²	Pr (>r)
Valla		0,0643	0,0760
Matorral		0,1377	0,0022**
Valla x Matorral		0,2092	0,0001***

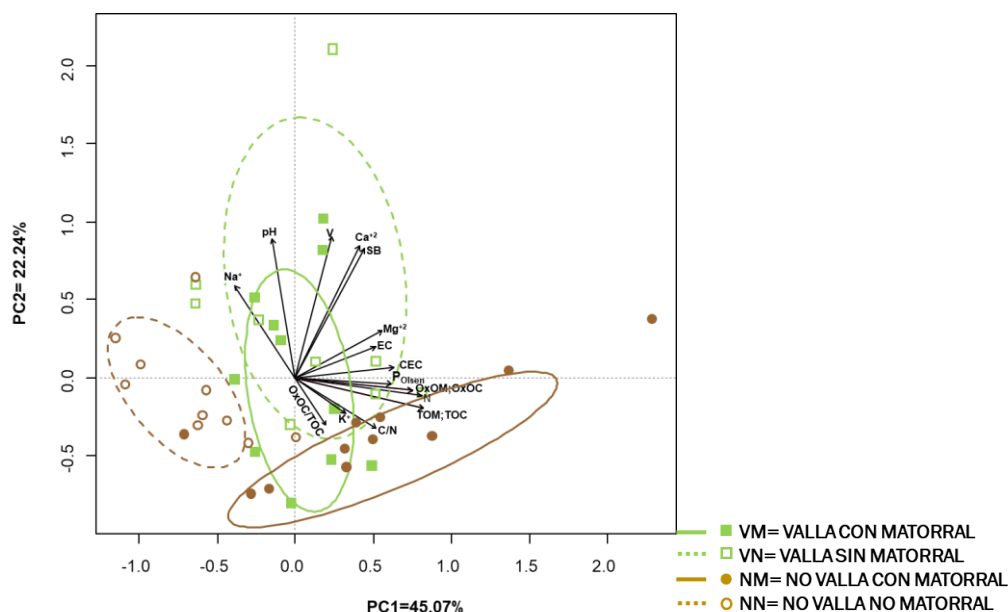


Figura 1.: Análisis de Componentes principales de los parámetros químicos del suelo.

4.2. Efecto del matorral y la valla sobre las propiedades físicas del suelo.

Entre los parámetros físicos del suelo (Tabla 4), Dap y porosidad fueron afectadas únicamente por el pastoreo, mostrando comportamientos opuestos; Dap fue significativamente mayor con pastoreo ($1,01 \pm 0,06$ vs. $0,81 \pm 0,05$) y la porosidad sin ganado ($60,93 \pm 2,68$ vs. $52,28 \pm 3,55$). Otros parámetros físicos como el limo, EG y EF no fueron afectados por ninguno de los factores evaluados (Limo: $18,11 \pm 0,96$; EG: $72,32 \pm 2,67$; EF: $27,68 \pm 2,67$).

Tabla 4. Resultados de los modelos lineales mixtos (LMM) que prueban el efecto de los arbustos, la valla y su interacción sobre los parámetros físicos del suelo. Se muestran los valores F de los efectos fijos y su significación (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).

Parámetros	Valla	Matorral	Valla x Matorral
Arena (%)	6,52**	4,38*	18,83***
Arcilla (%)	2,76	5,60*	19,16***
Limo (%)	0,49	0,37	0,41
EG (%)	0,09	0,10	2,60
EF (%)	0,09	0,10	2,60
Dap (g/cm^3)	6,22**	1,52	2,02
Porosidad (%)	3,79*	0,15	0,30
Au (%)	4,63*	3,36	4,51*
CRA (g/cm^2)	17,37***	7,43*	8,25***

EG=elementos gruesos; EF=elementos finos; Dap=densidad aparente;
CRA=capacidad de retención de agua; Au= Agua útil.

El resto de los parámetros físicos fueron afectados significativamente por la interacción matorral*valla. La arena fue significativamente mayor bajo matorral que fuera en las zonas no valladas pero los valores fueron similares con-sin matorral en las parcelas valladas. La arcilla mostró el comportamiento opuesto: mayor contenido de arcilla fuera de matorral que bajo matorral en las zonas pastoreadas (sin valla) mientras que sus valores en las parcelas valladas fueron similares, al igual que la arena (Tabla 5). CRA y Au mostraron el mismo comportamiento,

siendo sus valores más altos fuera de matorral en las parcelas valladas (sin pastoreo) y similares con pastoreo (Tabla 4).

Tabla 5. Valor medio \pm error estándar de los parámetros físicos que han sido significativos en la interacción matorral-valla (ver tabla 4). Las diferentes letras muestran las diferencias significativas entre las comparaciones por pares con la prueba de Bonferroni ($p < 0,05$). Las abreviaturas son las mismas que en la Tabla 4.

Parámetros	Valla		No Valla	
	Matorral	No matorral	Matorral	No matorral
Arena(%)	54,62 \pm 0,75b	56,94 \pm 1,77b	61,74 \pm 1,74a	55,10 \pm 1,42b
Arcilla (%)	26,94 \pm 0,98a	24,59 \pm 1,84a	19,88 \pm 2,18b	27,76 \pm 1,61a
Au (%)	11,08 \pm 1,42b	20,35 \pm 1,62a	11,01 \pm 4,01b	10,33 \pm 1,77b
CRA (g/cm ²)	0,22 \pm 0,03b	0,45 \pm 0,06a	0,17 \pm 0,04c	0,16 \pm 0,03bc

El análisis de componentes principales (ACP) aplicado sobre las propiedades físicas del suelo también ordena las parcelas en cuatro grupos, como resultado del efecto combinado del matorral y el pastoreo sobre el suelo (Figura 2). Pero ahora, las parcelas con y sin matorral difieren más en propiedades físicas en presencia de ganado (color marrón) que sin pastoreo (color verde). La función envfit ajustada sobre el ACP de los parámetros físicos muestra una interacción matorral*valla significativa debido principalmente al efecto del ganado (Tabla 6).

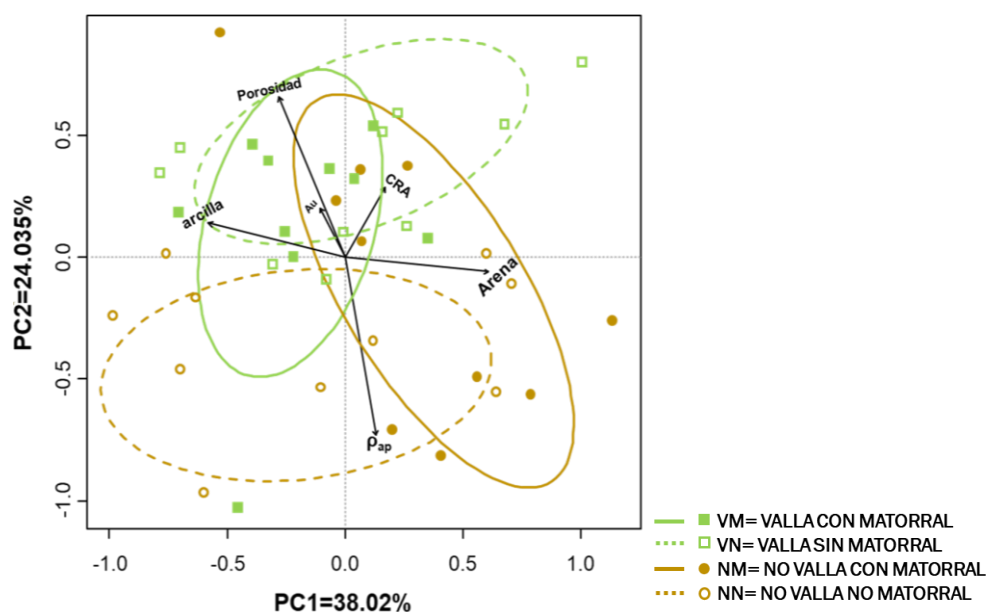


Figura 2. Análisis de Componentes principales de los parámetros físicos del suelo.

Tabla 6. Función envfit ajustada sobre el ACP de los parámetros físicos.

	r ²	Pr (>r)
Valla	0,1160	0,0085*
Matorral	0,0057	0,8123
Valla x Matorral	0,2092	0,0064**

5. Discusión

Nuestros resultados muestran un claro efecto sinérgico de los matorrales de leguminosas (*Cytisus scoparius* y *Genista florida*) y el pastoreo (vacas, caballos y ungulados silvestres) sobre la mayoría de las propiedades físicas y químicas de los sustratos mineros que nos permiten aceptar nuestra hipótesis de que los matorrales tienen un efecto positivo sobre las propiedades de los suelos mineros, especialmente en zonas pastoreadas.

5.1 Propiedades químicas

Los valores de pH indican que los suelos del área minera son ácidos ($\text{pH} < 7$; Garrido Valero, 1993), como también lo son los suelos naturales del bosque de *Quercus pyrenaica* circundante ($5,1 \pm 0,18$; López Marcos et al., 2020). No obstante, el pH disminuye con matorral (independientemente del pastoreo) y con pastoreo (independientemente de la presencia de matorral). Hay estudios que también detectan menor pH bajo la cubierta de otras especies de matorral de leguminosas: por ejemplo, bajo *Cytisus multiflorus* (L'Hér.) Sweet en dehesas de melojo y encina de la provincia de Salamanca (Costa et al., 2017), y bajo *Retama sphaerocarpa* L. en formaciones arbustivas de Badajoz (Rodríguez-Echeverría & Pérez-Fernández, 2003). Del mismo modo Dormaar et al. (1997) registran menores valores de pH con pastoreo que tras 44 años de exclusión de ganado. La relación entre la cantidad de materia orgánica y la acidez del suelo podría explicar la reducción del pH, tanto bajo matorral (Zarekia et al., 2012) como en ausencia de ganado (Dormaar et al. 1997; Talore et al., 2016), pues el pH es más bajo en las zonas donde la cantidad de MO es mayor; en nuestro caso, la MO es mayor bajo matorral en las zonas pastoradas. Además, la variabilidad en los valores de pH también es menor bajo matorral (menor error estándar), lo que sugiere que la vegetación leñosa puede restringir las alteraciones del pH del suelo, como sucede bajo la cubierta de otro matorral de leguminosa, *Retama sphaerocarpa* (Rodríguez-Echeverría & Pérez-Fernández, 2003).

Al contrario que el pH, la conductividad eléctrica (CE) aumenta bajo nuestros matorrales en concordancia con los resultados obtenidos por Moro et al. (1997a,b) y Pugnaire et al. (1996a,b) para *Retama sphaerocarpa* en ambientes semiáridos de la península ibérica, y por Ghorbanian & Jafari (2007) para *Salsola rigida* Pall. en zonas desérticas de Irán. En cualquier caso, la CE de nuestros sustratos mineros no es elevada, al contrario de lo que se encuentra con frecuencia en terrenos alterados por la minería de carbón (Arranz-González, 2011), por lo que no supone un impedimento para el buen desarrollo de las plantas (Garrido Valero, 1993).

La CE es una medida indirecta del contenido de sales (salinidad) del suelo, siendo aquellos suelos con mayor CE los que poseen un contenido mayor en sales (Garrido Valero, 1993). En nuestro estudio observamos que, con pastoreo, aunque no hubo diferencias significativas, la suma de bases (SB) y el porcentaje de saturación de bases (V) son más altos bajo matorral, en concordancia con valores más altos de CE (Garrido Valero, 1993). Sin embargo, sin pastoreo, la tendencia es inversa, lo que sugiere un efecto sinérgico del matorral y el pastoreo sobre la salinidad del suelo.

La capacidad de intercambio catiónico total (CIC) de nuestros sustratos mineros alcanza valores significativamente más altos bajo matorral y se puede relacionar también con el mayor contenido en MO en dichos enclaves, especialmente con pastoreo. La MO incrementa la CIC del suelo (Garrido Valero, 1993; Arranz-González, 2011) siendo responsable de entre el 30 y el 65% de la CIC total (Campbell, 1978).

El nitrógeno total es mayor bajo matorral en presencia de ganado y, posiblemente, se explica por el mayor aporte de hojarasca, mayor contenido en nitrógeno de la hojarasca de las leguminosas y la importación de nutrientes (Tessemá, 2011). Del mismo modo, se observa mayor contenido de Mg^{+2} en suelos bajo matorral en zonas con pastoreo; catión fundamental para el crecimiento y desarrollo de las plantas. También el fósforo disponible es mayor en suelos con pastoreo bajo matorral, pudiendo estar relacionado con los excrementos del ganado, la acumulación de hojarasca y a una mayor movilidad del fósforo en superficie debido al pisoteo del

ganado (Zarekia et al., 2012). Por tanto, se detecta un efecto sinérgico positivo del matorral y el pastoreo sobre nutrientes limitantes para el desarrollo vegetal en los sustratos mineros. Otros matorrales de leguminosas, como es el caso de *Retama sphaerocarpa* (Rodríguez-Echeverría & Pérez-Fernández, 2003), también tienen un efecto positivo sobre muchos nutrientes, incluido el potasio.

El mayor contenido de Na^+ con pastoreo fuera de matorral podría deberse a las excretas del ganado, más frecuentes en dichos enclaves (Ayorlo et al., 2011; en Zarekia et al., 2012). Esta catión puede afectar negativamente a la estructura del suelo impidiendo la formación de agregados, de forma que contribuye a disminuir la porosidad del suelo, haciendo que éste se vuelva más impermeable al agua y al aire (Garrido Valero, 1993). El mayor contenido de Na^+ en nuestros suelos fuera de matorral se correlaciona con una menor porosidad, en concordancia con lo mencionado anteriormente. Sin embargo, los valores de Na^+ de nuestros suelos son muy bajos, incluso fuera de matorral, como para generar problemas.

Asociado a mayores valores de MO (total y oxidable) bajo matorral, especialmente en zonas pastoreadas, encontramos también valores más altos de carbono total y oxidable y de la relación C/N, así como menor valor de la relación COox/COT . Los valores más bajos de COox/COT en los suelos bajo arbustos indican una menor proporción de formas lábiles del carbono, es decir, una mayor proporción de MO recalcitrante (López-Marcos et al., 2020) debido al mayor contenido de lignina de las especies leñosas (Condon & Newman, 1998). En concordancia, encontramos mayor relación C/N en los suelos bajo matorral, indicativo también de una tasa más lenta de descomposición de la MO (Wang et al., 2016), por el tipo de material vegetal más recalcitrante debido al mayor contenido en lignina de las leñosas (López-Marcos et al., 2020). La exclusión del ganado reduce las diferencias con-sin matorral en los valores de COT y COox , mientras que con pastoreo el pisoteo del ganado, especialmente intenso en los enclaves sin matorral, junto al consumo de biomasa vegetal y aporte de excrementos, contribuye a una descomposición más rápida de la hojarasca (Wang, 2016), lo que reduce la absorción del carbono orgánico del suelo (Burke, 1989) fuera de la influencia de matorral en las zonas pastoreadas (menor COT).

El mayor contenido en materia orgánica de los suelos con pastoreo y bajo cubierta arbustiva se puede atribuir a la acumulación de biomasa aérea y hojarasca, que son periódicamente retiradas por los herbívoros en la comunidad pastoreada, mientras que los menores valores de nutrientes (N, K, P) en las zonas sin matorral podrían deberse a los procesos de descomposición de la biomasa subterránea (Osem et al., 2004; Rueda y Rebollo, 2006).

5.2. Propiedades físicas

Nuestros resultados indican que los matorrales de *Cytisus scoparius* y *Genista florida* tienen, también, un efecto positivo sobre las propiedades físicas del suelo, aunque la mejora no sea estadísticamente significativa para todas ellas. La textura gobierna numerosos factores importantes para el crecimiento vegetal: capacidad de almacenar agua y nutrientes, infiltración, facilidad para el laboreo, etc. (Arranz-González, 2011). Nuestros suelos mineros bajo el dosel arbustivo contienen un porcentaje significativamente mayor de arena y menor de arcilla respecto al suelo fuera de matorral, pero solo en las zonas pastoreadas, por lo que hay un efecto combinado del matorral y el pastoreo sobre las fracciones texturales del suelo. Posiblemente el pisoteo del ganado contribuya a que se movilicen menos partículas finas (arcilla) haciendo que disminuya la proporción relativa de partículas de arena (Wasson & Nanninga 1986; Li et al., 2003), mientras que la vegetación leñosa puede interceptar las partículas de arena disminuyendo bajo matorral la proporción relativa de arcilla, como ocurre cuando se excluye el ganado (Sigcha et al. 2018). La cobertura leñosa también puede disminuir la erosión de las partículas finas por el viento y la escorrentía superficial durante los eventos de lluvia intensa (Wasson & Nanninga 1986). López-Marcos et al. (2020) obtiene un porcentaje similar de arena y menor de arcilla en suelos de formaciones arbustivas que en los de pastizales ubicados en la misma zona de estudio y medidos 10 años atrás. Parece, por tanto, que el efecto del matorral sobre la textura de los suelos requiere de cierto tiempo para que resulte significativo, incluso en

zonas pastoreadas, y es probable que sea necesario más tiempo para que las texturas de los suelos mineros se aproximen a las de los suelos naturales del entorno (Thurman & Sencindiver, 1986).

En los suelos mineros del área de estudio puede verse la falta de estructura edáfica, salvo en la parte más superficial, en la que los elementos de estructura granular se han ligado al sistema radicular, lo que es corriente en estos suelos cuando tienen cubierta herbácea, como es el caso. Son suelos de muy limitada evolución, con perfiles de tipo A-C (López-Marcos et al., 2020). Puesto que una mejora en la estructura del suelo favorece la retención de agua (Arranz-González, 2011) sería esperable encontrar valores más altos de agua útil y capacidad de retención de agua bajo los matorrales. Esto no es lo que ocurre en el área de estudio, a pesar del mayor contenido en materia orgánica de los suelos mineros bajo matorral, pues las diferencias de ambos parámetros (agua útil y capacidad de retención de agua) con-sin matorral no son estadísticamente significativas por el momento. Sin embargo, sí hay un claro efecto del pastoreo, pues en terrenos pastoreados la capacidad de retención de agua es menor debido a la reducción de cobertura vegetal por parte del ganado (Lai & Kumar, 2020), y al efecto del pisoteo que disminuye la porosidad del suelo y se puede relacionar con el menor contenido en materia orgánica (Arranz-González, 2011) y quizás con el mayor contenido de Na^+ en zonas pastoreadas especialmente fuera de matorral (Garrido Valero, 1993).

Relacionada directamente con la estructura y porosidad del suelo, la densidad aparente es una medida ampliamente utilizada para estimar el grado de compactación del suelo (Arranz-González, 2011). En general, los suelos mineros presentan alto grado de compactación (mayor densidad aparente) debido al empleo de maquinaria pesada en las labores de explotación y rehabilitación (Martínez-Ruiz y Fernández-Santos, 2001). Pero, además, nuestros resultados muestran que con pastoreo los suelos mineros tienen mayor densidad aparente que sin pastoreo (zonas valladas), debido al efecto del pisoteo del ganado que incrementa la compactación del suelo (Chaichi, 2005). Aunque el efecto del matorral sobre la densidad aparente no fue significativo, los valores de densidad aparente fueron más altos fuera de matorral. Según Chaichi (2005), este hecho podría ser posible no sólo por el mayor pisoteo del ganado en zonas sin cobertura de leñosas, sino también por el menor contenido de materia orgánica en la parte superior del suelo de las zonas libremente pastoreadas, cuya estructura es menos estable (Mapfumo et al., 2000).

En general, la compactación del suelo es un factor de estrés que afecta negativamente al crecimiento de la planta, reduciendo en muchos casos el desarrollo radicular lo que puede suponer una desventaja para las plantas en condiciones de estrés hídrico, pero sus efectos varían entre especies y con el rango de compactación del suelo (Alameda & Villa, 2009).

6. Conclusiones

1. Se detecta un efecto sinérgico de los matorrales autóctonos y el pastoreo en las propiedades de los suelos mineros, siendo influidas las propiedades químicas principalmente por los matorrales y las físicas por el pastoreo.
2. Los matorrales contribuyen más bien a aumentar la fertilidad del suelo mediante la acumulación de materia orgánica, mientras que el pastoreo modifica las propiedades texturales del suelo y aumenta la compactación reduciendo la capacidad de retención de agua.
3. El efecto positivo de los matorrales sobre las propiedades de los suelos mineros es más notable en zonas pastoreadas.
4. Es necesario marcar directrices relativas al uso ganadero de los suelos mineros y a la expansión de los matorrales colonizadores para facilitar el establecimiento de plántulas de árboles, en las minas de carbón rehabilitadas, mediante la mejora de las propiedades del suelo.

7. Agradecimientos

Agradecemos a la profesora María Belén Turrión Nieves por facilitarnos la realización de algunos análisis de parámetros físicos del suelo en el laboratorio del Área de Edafología y Química Agrícola. Esta investigación ha sido financiada por el proyecto VA035G18 de la Junta de Castilla y León' concedido al GIR "Ecología y Conservación de Flora y Fauna".

8. Bibliografía

ALAMEDA, D.; VILLAR, R.; 2009. Moderate soil compaction implications on growth and architecture in seedlings of 17 woody plant species. *Soil Tillage Res.* 103 325–331.

ALDAY, J.G.; MARRS R.H.; 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, J.G.; MARRS, R.H; 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, J.G; SANTANA V.M; MARRS, R.H; MARTÍNEZ-RUIZ, C.; 2014. Shrub-induced understory vegetation changes in reclaimed mine sites. *Ecol. Eng.* 73 691–698.

ALDAY, J.G.; 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.

AJORLO, M.; ABDULLAH, R.; HANIF, A. H. M.; HALIM, R. A.; YUSOFF, M. K.; 2011. Impacts of livestock grazing on selected soil chemical properties in intensively managed pastures of Peninsular Malaysia. *Pertanika J. Trop. Agric. Sci.* 34 109-121.

ALLEN, S.E.; 1989. Chemical analysis of ecological materials. Blackwell. Oxford.

ARCHER, S.; SCIFRES, C.; BASSHAM, C.R.; MAGIO, R.; 1988. Autogenic succession in a subtropical Savana: conversion of grassland to thorn woodland. *Ecol. Monogr.* 58 111–127.

ARRANZ-GONZÁLEZ, J.C.; 2011. Suelos mineros asociados a la minería de carbón a cielo abierto en España: una revisión. *Bol. Geol. y Min.* 122 171–186.

BREMNER, J.M. AND MULVANEY, C.S.; 1982. Nitrogen-Total. En: PAGE, A.L.; MILLER, R.H.; KEENEY, D.R. (eds.): Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. 595-624. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America. Madison.

CALLAWAY, R.M.; 1997. Positive interactions in plant communities and the individualistic-continuum concept. *Oecología* 112 143–149.

CAMPBELL, C.A.; 1978. Soil organic carbon, nitrogen and fertility. En: SCHITZER, M.; KHAN, S.V. (eds.): Soil Organic Matter. 173-271. Elsevier. Amsterdam.

CHAICHI, M. R.; SARAHI, M.M.; MALEKIAN, A.R.A.S.H.; 2005. Effects of livestock trampling on soil physical properties and vegetation cover (case study: Lar Rangeland, Iran). *Int J Agric Biol* 7 904-908.

CONDRON, L.M.; NEWMAN, R.H.; 1998. Chemical nature of soil organic matter under grassland and recently established forest. *Eur. J. Soil Sci.* 49 597–603.

COSTA, A.; VILLA, S.; ALONSO, P.; GARCÍA-RODRÍGUEZ, J.A.; MARTÍN, F.J.; 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.

DAY, P.; 1965. Particle fractionation and particle size analysis. En: BLACK C.A. (eds.): *Method of soil analysis*. 565–566. American Society of Agronomy. Madison.

DORMAAR, J.F., ADANS, B.W.; WILLMS, W.D.; 1997. Impacts of rotational grazing in mixed prairie soils and vegetation. *J. Range Manag.* 50 647-651.

GARRIDO VALERO, M.S.; 1993. Interpretación de análisis de suelos. Guía práctica para muestrear los suelos e interpretar sus análisis. Hojas divulgativas Núm. 5/93 HD. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Secretaría General de Estructuras Agrarias. Madrid.

GHORBANIAN, D., JAFARI, M. 2007. Study of soil and plant characteristics interaction in *Salsola rigida* desert lands. *Iran. J. RANGE DESERT Res.* 14 1–7.

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.

GONZÁLEZ-ALDAY, J.; MARRS, R.; MARTÍNEZ-RUIZ, C.; 2008. The influence of aspect on the early growth dynamics of hydroseeded species in coal reclamation areas. *Appl. Veg. Sci.* 11 405–412.

GRIGG A (2001) How much grazing? Options for rehabilitated grasslands after opencut coal mining in Central Queensland. *Ecol Manag Restor* 2 151–152

GRIGG A, SHELTON M, MULLEN B (2000) The nature and management of rehabilitated pastures on open-cut coal mines in Central Queensland. *Trop Grassl* 34 242–250

GUREVITCH J.; MORRISON J.A.; HEDGES L.V.; (2000) The interaction between competition and predation: a meta-analysis of field experiments. *Am. Nat.* 155 435–453.

LAI, L.; KUMAR, S.; 2020. A global meta-analysis of livestock grazing impacts on soil properties. *PLoS One* 15.

LI, F.R.; ZHANG, H.; ZHANG, T.H.; SHIRATO, Y.; 2003. Variations of sand transportation rates in sandy grasslands along a desertification gradient in northern China. *Catena* 53 255–272.

LÓPEZ-MARCOS, D.; MARTÍNEZ-RUIZ, C.; TURRIÓN, M. B.; JONARD, M.; TITEUX, H; PONETTE, Q; BRAVO, F.; 2018. Soil carbon stocks and exchangeable cations in monospecific and mixed pine forests. *Eur. J. For. Res.* 137 831–847.

LÓPEZ-MARCOS, D.; TURRIÓN, M. B.; BRAVO, F.; MARTÍNEZ-RUIZ, C.; 2019. Understory response to overstory and soil gradients in mixed versus monospecific Mediterranean pine forests. *Eur. J. For. Res.* 138:939–955.

LÓPEZ-MARCOS, D.; TURRIÓN, M.B.; MARTÍNEZ-RUIZ, C.; 2020. Linking soil variability with plant community composition along a mine-slope topographic gradient: Implications for restoration. *Ambio* 49 337–349.

MAPA; 1991. Caracterización agroclimática de la provincia de Palencia. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Madrid.

MAPA; 1994. Métodos oficiales de Análisis (vol. 3). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

MAPFUMO, E.; CHANASYK, D. S.; BARON, V. S.; NAETH, M. A.; 2000. Grazing impacts on selected soil parameters under short-term forage sequences. *Rangel. Ecol. Manag. Range Manag. Arch.* 53 466–70.

MARTÍNEZ-RUIZ, C.; MILDEN, A.I.; LÓPEZ-MARCOS, D.; ZALDÍVAR, P.; FERNÁNDEZ-SANTOS, B.; 2021. Effect of the Forest-Mine Boundary Form on Woody Colonization and Forest Expansion in Degraded Ecosystems. *Forests* 12 773.

MARTÍNEZ-RUIZ, C.; FERNÁNDEZ-SANTOS, B.; 2001. Papel de la hidrosiembra en la revegetación de escombreras mineras. *Informes de la Construcción* 53 27–37.

MILDEN 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. *Cuad. la Soc. Española Ciencias For.* 28 259–264.

MILDEN, 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. *L. Degrad. Dev.* 24 39–46.

MORO M.J.; PUGNAIRE F.I.; HAASE P.; PUIGDEFÁBREGAS J.; 1997b. Effect of the canopy of *Retama sphaerocarpa* on its understorey in a semiarid environment. *Funct. Ecol.* 11 425–431.

MORO M.J.; PUGNAIRE F.I.; PUIGDEFÁBREGAS J.; 1997a. Mechanism of interaction between *Retama sphaerocarpa* and its understorey layer in a semiarid environment. *Ecography* 20 175–184.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P.R.; O'HARA, R.B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.H.; WAGNER, H.; 2016. Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.3-5. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

OLFF H.; RITCHIE, M.E.; 1998 Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends Ecol. Evol.* 13 261–265.

OLSEN, S.R.; SOMMERS, L.E.; 1982. Phosphorus. En: Miller, A.L.; Keeney D.R. (eds.): Methods of soil analysis. 403–427. American Society of Agronomy. Madison.

ONAINDIA, M, AMETZAGA-ARREGI, I.; SAN SEBASTIÁN, M.; MITXELENA, A.; RODRÍGUEZ-LOINAZ, G.; PEÑAA, 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.

OSEM, Y.; PEREVOLOTSKY, A.; KIGEL, J.; 2004. Site productivity and plant size explain the response of annual species to grazing exclusion in a Mediterranean semi-arid rangeland. *J. Ecol.* 92 297–309.

PINHEIRO, J.; BATES, D. DEBROY, S. SARKAR, D.; R-CORE-TEAM. 2018. Package “nlme.” nlme: Linear and nonlinear mixed effects models. R Package Version 3.1-137, <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>.

PRACH, K.; ŘEHOUNKOVÁ, K.; LENCOVÁ, K.; JÍROVÁ, A.; KONVALINKOVÁ, P.; MUDRÁK, O.; STUDENT, V.; VANĚCEK, Z.; TICHY, 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.

PRIETO, I.; PADILLA, F.M.; ARMAS, C.; PUGNAIRE, F.I.; 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, F.I.; 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, S.C.; INCOLL, L.D.; 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, F.I.; 2001. Balance de las interacciones entre plantas en ambientes mediterráneos. En: ZAMORA, R.; PUGNAIRE, F.I. (eds.): Ecosistemas mediterráneos: análisis funcional; 213–236. Granada: CSIC-AEET.

PUGNAIRE, F.I.; ARMAS, C.; VALLADARES, F.; 2004. Soil a mediator in plant-plant interactions in a semi-arid community. *J. Veg. Sci.* 15 85–92.

R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2020. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, URL: <http://www.r-project.org>

RHOADES, C.C.; 1997. Single-tree influences on soil properties in agroforestry: lessons from natural forest and savanna ecosystems. *Agrofor. Syst.* 35 71-94.

RHOADES, J.; 1982. Cation Exchange Capacity. En A.L. Page, R.H. Miller, D.R. Keeney (eds.): *Methods of Soil Analysis. Agronomy Monographs N° 9.* 149–157. American Society of Agronomy. Madison.

RODRÍGUEZ-ECHEVERRÍA, S.; PÉREZ-FERNÁNDEZ, M.A.; VLAAR, S.; FINAN, T.M.; 2003. Analysis of the legume-rhizobia symbiosis in shrubs from central western Spain. *J. Appl. Microbiol.* 95 1367-74.

ROSELL, R.A. GASPARDONI, J.C.; GALANTINI, J.A.; 2001. Soil organic matter evaluation. En LAL, R. et al. (eds), *Assessment Methods for Soil Carbon.* 311–322. Serie Advances in Soil Science. Boca Raton: CRC Press. FL.

SCHOLLENBERGER, C.J.; SIMON, R.H.; 1945) Determination of Exchange capacity and exchangeable bases in soil—ammonium acetate method. *Soil Sci.* 9 13–24.

RUEDA, M.; REBOLLO, S.; 2006. Selección de hábitat por herbívoros de diferente tamaño y sus efectos sobre la vegetación: el papel del conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*) en ecosistemas de dehesa. Tesis doctoral. Universidad de Alcalá.

SIGCHA, F.; PALLAVICINI, Y.; CAMINO, M.J.; MARTÍNEZ-RUIZ, C.; 2018. Effects of short-term grazing exclusion on vegetation and soil in early succession of a Subhumid Mediterranean reclaimed coal mine. *Plant Soil* 426 197–209.

SOIL SURVEY STAFF (2010). *Keys to Soil Taxonomy*, 11th ed. Washington, DC: United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service.

TALORE, D.G.; TEFAMARIAM, E.H.; HASSEN, A.; DU TOIT, J.C.; KLAMPP, K.; JEAN-FRANCOIS, S.; 2016. Long-term impacts of grazing intensity on soil carbon sequestration and selected soil properties in the arid Eastern Cape, South Africa. *J. Sci. Food Agric.* 96 1945-52.

TESSEMA, Z. K.; DE BOER, W. F.; BAARS, R. D.; PRINS, H.H.T.; 2011. Changes in soil nutrients, vegetation structure and herbaceous biomass in response to grazing in a semi-arid savanna of Ethiopia. *J. Arid Environ.* 75 662-670.

THURMAN, N.C.; SENCINDIVER, J.C. 1986. Properties, Classification, and Interpretations of Minoisols at Two Sites in West Virginia. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50 181–185.

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.

VAN BEMMELEN, J.M.; 1890. Über die Bestimmung des Wassers, des Humus, des Schwefels, der in den colloidalen Silikaten gebundenen Kieselsäure, des Mangans u.s.w.im Ackerboden. *Die Landwirthschaftlichen Versuchs-Stationen* 37 279–290.

WALKLEY, A.; 1947. A critical examination of rapid method for determining organic carbon in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63 251–254.

WALKLEY, A., BLACK, I.A.; 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 37 29–38.

WANG, X.; MCCONKEY, B.G.; VANDENBYGAART, A.J.; FAN, J.; IWAASA, A.; SCHELLENBERG, M.; 2016. Grazing improves C and N cycling in the Northern Great Plains: a meta-analysis. *Sci. Rep.* 6 1-9.

WASSON, R.J.; NANNINGA, P.M.; 1986. Estimating wind transport of sand on vegetated surfaces. *Earth Surf. Process. Landforms* 11 505–514.

ZALDÍVAR, P.; 2015. Papel de los matorrales en el establecimiento de quercíneas en antiguas minas de carbón. Tesis Doctoral, Universidad de Valladolid.

ZAREKIA S.; JAFARI M.; ARZANI H.; JAVADI S.A.; JAFARI A.A.; 2012. Grazing effects on physical and chemical properties of soil. *World Appl. Sci. J.* 20 205–212.