

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

Efecto de la exclusión de grandes herbívoros en la vegetación y el suelo de minas de carbón restauradas

Sigcha, F.¹, Pallavicini, Y.¹, Martínez-Ruiz, C.^{1,2*}

¹ Área de Ecología, Dpto. Ciencias Agroforestales, Universidad de Valladolid, E.T.S.II.AA.,
Campus La Yutera, Avda. de Madrid 44, 34071, Palencia.

² Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible Universidad de Valladolid-INIA,
E.T.S.II.AA., Avda de Madrid 44, 34071, Palencia

* Autor de correspondencia e-mail: caromar@agro.uva.es

Resumen

Este estudio pretende determinar cómo de diferentes son la comunidad vegetal y el suelo tras un corto periodo de exclusión de grandes herbívoros en una mina de carbón a cielo abierto restaurada en Muñeca, cerca de Guardo (noroeste de Palencia). Para ello, en una ladera orientada al norte, de 22-25° de pendiente, se marcaron dos superficies contiguas de 50x50 m, una vallada en febrero de 2008 y otra no. En ambas, se establecieron cinco parcelas rectangulares de 5x40 m paralelas a la pendiente del terreno, y dentro de cada una se inventarió, en diez cuadrados de 0,25 m², la cobertura de todas las especies de plantas presentes, el porcentaje de suelo desnudo, la biomasa aérea y se tomó una muestra de suelo, en junio de 2010. Los resultados muestran una clara influencia de la exclusión de grandes herbívoros en las propiedades edáficas; el pastoreo ha supuesto un incremento del porcentaje de arena y un descenso en el porcentaje de arcilla, conductividad eléctrica, K⁺, Ca²⁺ y P. Sin embargo, no se encontró influencia del pastoreo sobre la diversidad de especies y sus componentes, aunque el pastoreo supuso un aumento en el porcentaje de suelo descubierto, descenso en la cobertura vegetal y biomasa totales, así como en la altura de la vegetación, menor cobertura de perennes, menor cobertura y riqueza de hemicriptófitos, menor cobertura de especies anemócoras y autócoras y mayor riqueza de endozoócoras. Más tiempo de seguimiento sería necesario para constatar las tendencias observadas a más largo plazo.

Palabras clave: biomasa, cobertura, diversidad, fertilidad, grupos funcionales, ungulados.

1. Introducción

La restauración de zonas afectadas por la minería a cielo abierto es una necesidad urgente que requiere, además, de un cambio considerable en cuanto a los objetivos perseguidos. Deberían implementarse propuestas que respondan a las necesidades específicas de cada lugar, no sólo en función del tipo de minería practicado sino también del clima, topografía, sensibilidad ambiental y demanda social (Maczkowiack *et al.*, 2012), que además sean compatibles con los principios y objetivos del desarrollo sostenible (Laurence, 2001; Prach and Hobbs, 2008).

Es frecuente que tras la restauración minera los terrenos adquieran un uso ganadero (Maczkowiack *et al.*, 2012), y particularmente en el área de estudio donde la minería del carbón a cielo abierto tiene lugar en terrenos previamente pastoreados por ovejas o vacas. El uso ganadero se considera adecuado para rehabilitar terrenos mineros debido a la baja productividad necesaria en comparación con los cultivos (Maczkowiack *et al.*, 2012). Sin embargo, la vegetación incipiente que se desarrolla tras la restauración minera puede ser especialmente vulnerable a la herbivoría (Grigg *et al.*, 2000; Bakker, 2003). La presión selectiva de los herbívoros, por su preferencia diferencial por las especies de plantas (Parson *et al.*, 2006), puede ejercer un efecto incluso mayor que la competencia por la luz (Huhta *et al.*, 2003) en la estructuración de las comunidades vegetales y, por ello, el ganado juega un papel clave en la regulación de la estructura y función de los ecosistemas (Huntly, 1991; Cebrián, 2004).

A pesar de que el efecto del pastoreo en las comunidades de plantas se ha estudiado en numerosas ocasiones (Huntly, 1991; Milchunas 2006; Ford *et al.*, 2012; Shang *et al.*, 2013), muchos de los resultados son contradictorios porque los estudios se han llevado a cabo en ambientes distintos, a diferentes escalas espaciales y temporales, para diferentes especies de herbívoros y cargas ganaderas y empleando diferentes aproximaciones experimentales (Bigger and Marvier, 1998; Olff and Ritchie, 1998). La consideración de todas estas circunstancias es esencial, no sólo para una correcta comprensión de las interacciones herbívoro-planta, sino también para valorar las implicaciones del uso ganadero en conservación y rehabilitación de áreas donde la herbivoría pueda ser un factor limitante para la revegetación (Bakker, 2003). 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 (Grigg *et al.*, 2000; Grigg, 2001). Este hecho dificulta la identificación de patrones claros sobre dónde y cuándo los herbívoros podrían ejercer impactos importantes (Olff and Ritchie, 1998; Gurevitch *et al.*, 2000). Por ello, en este estudio se plantea evaluar el efecto de la exclusión de grandes herbívoros, durante un corto periodo temporal, en la vegetación y el suelo de una mina de carbón a cielo abierto restaurada recientemente. La hipótesis de partida es que la exclusión de herbívoros tendrá, en general, gran influencia en la vegetación y el suelo, mientras que su efecto particular sobre la diversidad será escaso o inexistente por el corto lapso de tiempo transcurrido entre la exclusión de herbívoros y el muestreo (Milchunas *et al.*, 1988; Robles *et al.*, 2009; Fernández-Lugo *et al.*, 2009).

2. Material y métodos

2.1 Área de estudio

La mina de carbón a cielo abierto objeto de estudio se localiza en Muñeca, cerca de Guardo (noroeste de la provincia de Palencia; 42°47'-42°50' N, 4°48'-4°53' W), a 1214 m de altitud. El clima es mediterráneo sub-húmedo con una temperatura media anual de 9,3 °C y una precipitación media anual de 977 mm, más abundante en otoño y primavera (Torroba *et al.*, 2015). La vegetación que rodea la mina se compone de bosques de *Q. pyrenaica*, parches de matorral de *Genista florida* L. y *Cytisus scoparius* (L.) Link principalmente, dominados por *Bromus hordeaceus* L. y *Vulpia myuros* (L.) C.C. Gmel., junto a otras herbáceas características como *Agrostis castellana* Boiss. & Reut., *Arenaria erinacea* Boiss. y *Arenaria montana* L. (Alday *et al.*, 2011b).

La mina se restauró en noviembre de 2006 con tierra vegetal (30 cm), enmendada con estiércol de vacuno (30 t ha⁻¹) y fertilizante químico N:P:K (8:15:15; 150 kg ha⁻¹), y se hidrosebró (210 kg/ha⁻¹) con una mezcla comercial de leguminosas y gramíneas herbáceas compuesta por: *Festuca* L. spp., *Lolium perenne* L., *Phleum pratense* L., *Poa pratensis* L., *Trifolium pratense* L., *Lotus corniculatus* L. y *T. repens* L. en una proporción 9:2:2:2:1:1:1 (Sigcha, 2013).

2.2 Muestreo y procesado del material en laboratorio

En una ladera orientada al sur, de 22-25 ° de pendiente y con signos de erosión laminar se marcaron dos parcelas contiguas de 50x50 m, una vallada en febrero de 2008, para evitar pastoreo por ovejas, ciervos y corzos principalmente, y otra no. Dentro de cada una se establecieron cinco sub-parcelas rectangulares de 5x40 m paralelas a la línea de pendiente. En junio de 2010, diez cuadrados de 50x50 cm ubicados aleatoriamente dentro de cada sub-parcela fueron inventariados, tomando nota de la cobertura (%) de cada planta vascular presente y porcentaje de suelo descubierto. Dentro de cada cuadrado de muestreo se recogió la biomasa aérea en un sub-cuadrado de 20x20 cm, que posteriormente fue secada y pesada en el laboratorio tras separarse en cuatro grupos taxonómicos: compuestas, leguminosas, gramíneas y "otras", que son los mejor representados entre las comunidades de plantas que se establecen sobre estériles de carbón en la zona (Pallavicini *et al.*, 2015). Tras la retirada de la biomasa se tomó una sub-muestra de suelo de 8 cm de diámetro y 10 cm de profundidad. Las diez sub-muestras edáficas tomadas por sub-parcela se mezclaron para disponer de una muestra de suelo compuesta por sub-parcela (10 en total), para las que se determinaron los parámetros recogidos en la *Tab. 1*, siguiendo la metodología descrita en Alday *et al.* (2011a).

2.3 Análisis estadísticos

El test t de Student se empleó para valorar el efecto de la exclusión de grandes herbívoros sobre las variables físicas y químicas de los suelos y de estructura de la

vegetación. Sólo en el caso de no cumplirse los supuestos de normalidad (test de Shapiro-Wilk) y homocedasticidad (test de Levene) las diferencias se compararon con el test U de Mann-Whitney. Todos los análisis se realizaron con el programa STATISTICA 6.0 (StatSoft, Inc., Tulsa, OK, USA).

Tabla 1. Media \pm error estándar (ES) de cada variable edáfica analizada en las comunidades con y sin pastoreo, y significación estadística de la comparación (** $p < 0.01$; * $p < 0.05$; n.s. = no significativa). CE: conductividad eléctrica, MO: materia orgánica total, N: nitrógeno total, P_{Olsen} : fósforo disponible.

Variable	Con pastoreo (media \pm ES)	Sin pastoreo (media \pm ES)	
Arena (%)	59.88 \pm 0.87	53.28 \pm 1.38	**
Arcilla (%)	25.00 \pm 0.24	31.20 \pm 1.54	**
Limo (%)	15.12 \pm 0.77	16.32 \pm 0.58	n.s.
pH	7.11 \pm 0.02	7.14 \pm 0.04	n.s.
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	0.07 \pm 0.01	0.14 \pm 0.01	**
K^+ (mg kg^{-1})	139.80 \pm 10.42	208.40 \pm 8.96	**
Mg^{2+} ($\text{meq } 100\text{g}^{-1}$)	1.40 \pm 0.09	1.84 \pm 0.17	*
Na^+ ($\text{meq } 100\text{g}^{-1}$)	0.15 \pm 0.01	0.17 \pm 0.02	n.s.
Ca^{2+} ($\text{meq } 100\text{g}^{-1}$)	9.40 \pm 0.23	13.42 \pm 1.34	**
MO (%)	1.86 \pm 0.07	4.58 \pm 0.79	**
N (%)	0.15 \pm 0.01	0.32 \pm 0.05	**
P_{Olsen} (mg kg^{-1})	13.86 \pm 0.82	34.04 \pm 7.49	**

3. Resultados

Todas las variables edáficas, excepto pH, Na^+ y el contenido en limo, difieren entre las comunidades con y sin pastoreo (*Tab. 1*), siendo sus valores siempre más altos en la comunidad sin pastoreo, excepto el contenido de arena que fue mayor en la pastoreada.

Dieciséis de las treinta y nueve variables de estructura de vegetación difieren también entre las comunidades con y sin pastoreo (*Tab. 2*). El porcentaje de suelo descubierto y la riqueza de especies endozoócoras son más altos con pastoreo, mientras que el resto de variables significativas alcanzan valores más altos sin pastoreo (altura máxima de la vegetación, cobertura y biomasa totales, cobertura y biomasa de gramíneas, leguminosas y compuestas, cobertura de perennes, cobertura y riqueza de hemicriptófitos y cobertura de especies anemócoras y autócoras). La diversidad y sus componentes (riqueza y equitatividad) no difieren entre las comunidades con y sin pastoreo.

Gramíneas y leguminosas representan en conjunto el 95 y 91% de la cobertura total y el 98 y 94% de la biomasa total, en las comunidades con y sin pastoreo res-

Tabla 2. Media \pm error estándar (ES) de cada variable de la estructura biológica de la vegetación en las comunidades con y sin pastoreo, y significación estadística de la comparación (** $p < 0.01$; * $p < 0.05$; n.s. = no significativa). La cobertura y biomasa, total y de diferentes grupos funcionales, se indican en valor absoluto. H' = Diversidad de Shannon.

Variable	Con pastoreo (media \pm ES)	Sin pastoreo (media \pm ES)	
H'	2.99 \pm 0.16	3.31 \pm 0.07	n.s.
Riqueza	24.80 \pm 1.59	25.00 \pm 1.64	n.s.
Equitatividad	0.65 \pm 0.03	0.71 \pm 0.01	n.s.
Biomasa aérea total (g m ⁻²)	147.10 \pm 25.75	357.52 \pm 33.06	**
Cobertura vegetal total (%)	48.27 \pm 8.81	92.74 \pm 2.97	**
Suelo descubierto (%)	58.30 \pm 4.12	8.76 \pm 1.97	**
Altura vegetación (cm)	35.56 \pm 0.96	87.32 \pm 2.67	**
Cobertura gramíneas (%)	25.46 \pm 4.97	47.67 \pm 2.45	**
Cobertura leguminosas (%)	20.43 \pm 4.02	36.49 \pm 3.49	**
Cobertura compuestas (%)	0.63 \pm 0.21	5.25 \pm 2.13	**
Cobertura "otras" (%)	1.75 \pm 0.51	3.32 \pm 0.66	n.s.
Biomasa gramíneas (g m ⁻²)	84.09 \pm 15.25	229.80 \pm 23.85	**
Biomasa leguminosas (g m ⁻²)	59.81 \pm 12.48	106.24 \pm 13.27	**
Biomasa compuestas (g m ⁻²)	1.01 \pm 0.76	17.04 \pm 11.66	*
Biomasa "otras" (g m ⁻²)	2.19 \pm 0.75	4.44 \pm 0.74	n.s.
Riqueza gramíneas	8.60 \pm 0.24	8.00 \pm 0.32	n.s.
Riqueza leguminosas	5.00 \pm 0.45	5.00 \pm 0.32	n.s.
Riqueza compuestas	3.60 \pm 1.08	4.20 \pm 0.37	n.s.
Riqueza "otras"	7.60 \pm 1.40	7.80 \pm 0.97	n.s.
Cobertura de perennes (%)	39.18 \pm 8.81	80.92 \pm 4.16	**
Cobertura de anuales (%)	9.07 \pm 1.59	11.81 \pm 1.98	n.s.
Riqueza de perennes	9.80 \pm 0.49	11.40 \pm 0.40	n.s.
Riqueza de anuales	14.40 \pm 1.94	13.60 \pm 1.36	n.s.
Cobertura hemicriptófitos (%)	39.26 \pm 8.65	82.10 \pm 3.80	**
Cobertura pterófitos (%)	8.84 \pm 1.53	10.47 \pm 1.59	n.s.
Cobertura caméfitos (%)	0.11 \pm 0.10	0.17 \pm 0.17	n.s.
Riqueza hemicriptófitos	10.20 \pm 0.58	13.40 \pm 0.68	**
Riqueza pterófitos	13.40 \pm 1.69	11.40 \pm 1.12	n.s.
Riqueza caméfitos	0.40 \pm 0.24	0.20 \pm 0.20	n.s.
Cobertura anemócoras (%)	9.25 \pm 2.13	20.12 \pm 2.25	**
Cobertura autócoras (%)	0.11 \pm 0.03	1.00 \pm 0.42	*
Cobertura barócoras (%)	0.30 \pm 0.10	0.45 \pm 0.15	n.s.
Cobertura endozoócoras (%)	2.15 \pm 0.61	2.83 \pm 0.93	n.s.
Cobertura ectozoócoras (%)	0.19 \pm 0.14	0.53 \pm 0.25	n.s.
Riqueza anemócoras	10.60 \pm 1.40	11.20 \pm 1.07	n.s.
Riqueza autócoras	1.40 \pm 0.24	1.60 \pm 0.40	n.s.
Riqueza barócoras	1.40 \pm 0.24	1.60 \pm 0.24	n.s.
Riqueza endozoócoras	3.00 \pm 0.00	1.60 \pm 0.40	**
Riqueza ectozoócoras	1.60 \pm 0.51	1.40 \pm 0.51	n.s.

pectivamente. En términos de riqueza ambas familias representan en conjunto algo menos del 50% del total de especies. Estos resultados sugieren que ambas familias son las más abundantes en el área de estudio. Sin embargo, mientras que la cobertura relativa de gramíneas (52.75 y 51.41%; con y sin pastoreo respectivamente) y leguminosas (42.32 y 39.35%; con y sin pastoreo respectivamente) alcanzan valores similares en ambas comunidades (con y sin pastoreo), la biomasa relativa de gramíneas parece ser más alta sin pastoreo (57.17 vs. 64.28%) y la biomasa relativa de leguminosas con pastoreo (40.66 vs. 29.72%); aunque en ningún caso las diferencias son estadísticamente significativas.

4. Discusión

4.1. Efecto de la exclusión de herbívoros en las propiedades edáficas

Tras dos años y tres meses de exclusión de grandes herbívoros se detecta un cambio significativo en las propiedades edáficas, como se esperaba (McIntosh and Allen, 1998; Martinsen *et al.*, 2011; Chen *et al.*, 2012; Medina-Roldán *et al.*, 2012; Sedigheh *et al.*, 2012). En particular, el corto periodo de exclusión de herbívoros ha supuesto un descenso del contenido de arena de los suelos y un incremento del contenido de arcilla, suponiendo que ambas parcelas no presentaban inicialmente diferencias en la textura del suelo vegetal empleado en la restauración. Chen *et al.* (2012) encuentran resultados similares para pastizales en suelos arenosos de Mongolia tras 12 años de exclusión de ganado bovino. Es posible que la mayor biomasa aérea registrada en la comunidad sin pastoreo aumente la capacidad de la vegetación para atrapar partículas finas transportadas por el viento, disminuyendo así la proporción relativa de partículas gruesas en el suelo (Wasson and Nanninga, 1986; Li *et al.*, 2003). También, la mayor cobertura vegetal de la comunidad sin pastoreo puede reducir la erosión de partículas finas por el viento y la escorrentía superficial durante los episodios de lluvias torrenciales (Wasson and Nanninga, 1986; Chen *et al.*, 2012), contribuyendo también a reducir la proporción relativa de partículas gruesas en el suelo. No obstante, quizás la explicación más probable sea la reducción de arcillas por erosión en la parcela pastoreada más que la de un incremento de finos en la no pastoreada.

El corto periodo de exclusión de herbívoros ha supuesto un incremento en la mayoría de las propiedades químicas del suelo, como la conductividad eléctrica, potasio intercambiable, fósforo disponible, nitrógeno total y materia orgánica total. Chen *et al.* (2012) encuentran resultados similares para el nitrógeno total y fósforo y potasio asimilables, y McIntosh and Allen (1998) para N, Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ y P intercambiables. Además, los valores más altos de nitrógeno total y fósforo disponible en los suelos de la comunidad sin pastoreo se correlacionan positivamente con los valores más altos de materia orgánica total. El mayor contenido en materia orgánica de los suelos sin pastoreo 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 la comunidad con pas-

toreo podrían deberse a los procesos de descomposición de la biomasa subterránea (Osem *et al.*, 2004; Rueda y Rebollo, 2006). Por el contrario, Zarekia *et al.* (2012) encuentran valores de potasio más altos con pastoreo y lo explican por el efecto positivo del ganado en la acumulación de potasio debido al pisoteo y los excrementos. También Kohandel *et al.* (2006) encuentran un efecto positivo del pastoreo intensivo en los contenidos de nitrógeno, fósforo y potasio en el suelo de pastizales de Savojbolagh, Iran. Otras propiedades químicas del suelo como el pH, Na⁺ y Mg⁺² no difieren con y sin pastoreo en nuestro estudio, mientras que Denyer *et al.* (2010) encuentran un efecto significativo de la exclusión de grandes herbívoros en el pH y el Mg⁺². Estos resultados contradictorios ponen de manifiesto la necesidad de considerar entre otras cosas, la intensidad (Pei *et al.*, 2008; Bagheri *et al.*, 2009; Zarekia *et al.*, 2012) y el tiempo de pastoreo (Steffens *et al.*, 2008; Hosseinzadeh *et al.*, 2010; Kumbasli *et al.*, 2010), así como el tipo de ambiente (Al-Seekh *et al.*, 2009), a la hora de interpretar correctamente el efecto del pastoreo sobre las propiedades edáficas.

4.2. *Efecto de la exclusión de herbívoros en la estructura biológica de la comunidad vegetal*

La exclusión de herbívoros ha influido en numerosos rasgos de la estructura de la comunidad vegetal, pero no en la diversidad de especies como suponíamos, posiblemente debido al corto periodo de exclusión (Milchunas *et al.*, 1988). Además, el proceso de cambio puede ser difícil de detectar en comunidades de pastizal cuando están sometidas a cargas ganaderas bajas, pudiendo ser escaso o incluso nulo su efecto sobre las especies de plantas (Milchunas and Lauenroth, 1993), o bien sus efectos pueden ser menos evidente en áreas con producciones inferiores a 200 g m⁻² (Osem *et al.*, 2004). Sin embargo, otros estudios sugieren que los herbívoros controlan la diversidad de plantas a través de mecanismos que afectan a la dinámica de colonización y extinción locales (Olf and Ritchie, 1998), al contrario de la generalidad aceptada de que los herbívoros estimulan la diversidad de plantas por el consumo directo de las especies dominantes afectando indirectamente a las relaciones de competencia (Olf and Ritchie, 1998). Por otro lado, los efectos de los herbívoros sobre la diversidad de plantas varían a lo largo de gradientes ambientales de fertilidad y precipitación (Olf and Ritchie, 1998). Por tanto, se espera que en el área de estudio, con suelos poco pobres y baja capacidad de retención de humedad (López-Marcos, 2012), el pastoreo pueda ejercer un efecto negativo a largo plazo sobre la diversidad de plantas, de acuerdo con las predicciones de Olf y Ritchie (1998); más tiempo de seguimiento sería necesario para constatarlo.

La exclusión de herbívoros ha supuesto en el área de estudio un incremento de la cobertura y biomasa totales, como se esperaba (Bigger and Marvier, 1998), y por tanto un descenso en el porcentaje de suelo desnudo. Numerosos estudios sugieren que, en ambientes áridos y semi-áridos, la hojarasca puede atrapar semillas e incluso pequeñas cantidades de sedimentos que pueden aliviar las condiciones ambientales estresantes (p.e. baja humedad edáfica) y contribuir a incrementar la producción primaria (Willms *et al.*, 1986). Esta explicación puede valer para nuestros sustratos

mineros pues poseen bajísima capacidad de retención de humedad en comparación con los suelos naturales (López-Marcos, 2012). Además, en ambientes pobres, como los sustratos mineros, los restos de vegetación acumulados en el suelo pueden reducir la erosión al reducir la escorrentía y mejorar la estructura y fertilidad por el aporte de materia orgánica (Naeth, 1988), y en consecuencia contribuir a un incremento de la biomasa (Grigg *et al.*, 2000). Es interesante mencionar que los grandes herbívoros consumen en torno al 30-40% de la biomasa aérea total (Detling, 1988), e incluso puede llegar al 49% en pastos mediterráneos semi-áridos (Rossiter, 1966), aunque pueden exceder el 50% (Abaturov, 1979).

En cuanto al efecto de la exclusión de herbívoros sobre la altura de la vegetación, nuestros resultados concuerdan con los de Bigger and Marvier (1998), quienes encuentran una reducción significativa de la altura de la vegetación del 68% con pastoreo. En general, el pastoreo intensivo reduce la cobertura y altura de las especies de talla alta, tanto anuales como perennes, favoreciendo a las gramíneas anuales (Noy-Meir *et al.*, 1989). En particular el ganado ovino tiende a seleccionar gramíneas pequeñas y palatables y rechaza constantemente las gramíneas amacolladas de hoja dura y talla alta y las especies leñosas (Aldezabal *et al.*, 2002). Este particular modo de seleccionar diferentes tipos de gramíneas por parte de los grandes herbívoros puede explicar por qué en este estudio el pastoreo no supone un incremento de la cobertura y biomasa de gramíneas, al contrario de la predicción general (Hellstrom *et al.*, 2010), pero de acuerdo con Bigger and Marvier (1998) quienes encuentran que los herbívoros generalistas reducen significativamente la biomasa de gramíneas. Además, en este estudio, las bajas cobertura y biomasa totales con pastoreo se deben a menores valores de biomasa de todos los grupos taxonómicos principales (gramíneas, leguminosas, compuestas y otras). Sólo encontramos mayor biomasa relativa de leguminosas con pastoreo, aunque la diferencia no es significativa, lo que sugiere:

1. Un efecto positivo de selección de leguminosas por parte de los herbívoros en el área de estudio, aunque más tiempo de seguimiento tras la exclusión sería necesario para testar la significación de dicha influencia, pues Bigger and Marvier (1998) argumentan que los vertebrados no tienen prácticamente efecto sobre las herbáceas no gramíneas y Díaz *et al.* (2007) no encuentran ninguna respuesta de las leguminosas al pastoreo.
2. Un efecto positivo indirecto de los herbívoros sobre las leguminosas, al reducir la biomasa total y altura de la vegetación permitiendo una mayor entrada de luz, puesto que se ha observado en minas restauradas cercanas que las leguminosas se ven favorecidas en los espacios abiertos con mayor insolación (Pallavicini *et al.*, 2015).

En cuanto al efecto del pastoreo sobre otros distintos grupos funcionales de plantas, Díaz *et al.* (2007) encuentran que, en general, el pastoreo favorece a las anuales sobre las perennes, a las plantas bajas sobre las altas, a las postradas sobre las erectas, y a las estoloníferas y con base en roseta sobre las de arquitectura ama-

collada. En nuestro estudio sólo se encuentra, de acuerdo con Díaz *et al.* (2007), una reducción de la cobertura de perennes y de la cobertura y riqueza de hemicriptófitos con pastoreo. También Grime (1977) argumenta que el pastoreo selecciona plantas con estrategia ruderal (de corta vida, pequeño tamaño y crecimiento rápido).

Finalmente, en este estudio se encuentra un aumento significativo de la cobertura de plantas con dispersión anemócora y autócora sin pastoreo, mientras que el pastoreo supone un incremento de la riqueza de especies endozoócoras. Anemocoria y zoocoria (principalmente endozoocoria) son las estrategias de dispersión más importantes en los primeros estadios de la sucesión primaria en áreas mineras (Kirmer *et al.*, 2008) y en particular en el norte de Palencia (González-Alday y Martínez-Ruiz, 2007; Alday *et al.*, 2011b). Aunque en el área de estudio la anemocoria es la principal estrategia de dispersión de las especies con y sin pastoreo, el significativo aumento de la riqueza de especies endozoócoras con pastoreo sugiere que los grandes herbívoros podrían actuar como eficientes dispersores de semillas (Olf and Ritchie, 1998) y, por ello, contribuir al aumento de las tasas de colonización donde su densidad no sea demasiado alta (Milchunas *et al.*, 1988). Como, además, entre las especies endozoócoras se incluyen muchas leguminosas, este resultado estaría de acuerdo con un posible efecto positivo del pastoreo sobre la biomasa relativa de leguminosas, mencionado anteriormente.

5. Conclusiones

En el área de estudio, el pastoreo ha supuesto una modificación de algunas propiedades físicas (incremento del porcentaje de arena y descenso del porcentaje de arcilla) y químicas (descenso de CE, K^+ , Ca^{2+} , P, nitrógeno total y materia orgánica total y oxidable) del suelo. El pastoreo también ha supuesto cambios en la estructura de la vegetación. En concreto, un aumento en el porcentaje de suelo descubierto y, por tanto, un descenso en la cobertura vegetal y biomasa totales, debido al descenso de la contribución de los tres grupos taxonómicos dominantes (gramíneas, leguminosas y compuestas), así como un descenso en la altura de la vegetación, cobertura de perennes, cobertura y riqueza de hemicriptófitos, cobertura de especies anemócoras y autócoras, y un aumento de la riqueza de especies endozoócoras. El aumento de la presencia de especies con dispersión endozoócora con pastoreo pone de manifiesto la función potencial del pastoreo por ovejas en la zona como herramienta de restauración, teniendo en cuenta los beneficios de la dispersión de semillas y el control de las especies dominantes introducidas. Al contrario de lo encontrado en otros trabajos en este estudio no se encuentra influencia del pastoreo sobre la diversidad de especies o sus componentes, posiblemente por la escasez de tiempo transcurrido entre la exclusión de los grandes herbívoros y el muestreo. Teniendo en cuenta el escaso tiempo de exclusión de herbívoros analizado por el momento, sería recomendable repetir el muestreo pasado más tiempo para ver si realmente afecta a los resultados obtenidos o hay que buscar explicación en otros factores.

6. Agradecimientos

Agradecemos a la compañía UMINSA (Unión Minera del Norte, S.A.) por su colaboración en la puesta en marcha del experimento

7. Referencias bibliográficas

- Abaturov BD. 1979. Peculiarities of trophic interrelationships involving plant-animal interactions in pasture ecosystems. *Agro-Ecosystems* 5, 317-327.
- 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., Pallavicini, Y., Marrs, R.H., Martínez-Ruiz, C., 2011b. Functional groups and dispersal strategies as guides for predicting vegetation dynamics on reclaimed mines. *Plant Ecol.* 212, 1759-1775.
- Aldezabal, A., García-González, R., Gómez, D., Fillat, F., 2002. El papel de los herbívoros en la conservación de los pastos. *Ecosistemas* 2002/3 (URL: www.aeet.org/ecosistemas/investigacion6.htm)
- Al-Seekh, S.H., Mohammad, A.G., Amor, Y.A., 2009. Effect of Grazing on Soil Properties at Southern Part of West Bank Rangeland. *Hebron Univ. Res. J.*, 4, 35-53.
- Bagheri, R., Mohseni, S.M., Chaeichi, M., 2009. Effect of grazing intensity on some soil chemical properties in a semi-arid region Study case: Khabr National Park News and near rangeland. *Rangeland* 3, 395-412.
- Bakker, E.S., 2003. *Herbivores as mediators of their environment: the impact of large and small species on vegetation dynamics*. Tesis Doctoral. Universidad de Wageningen.
- Bigger, D., Marvier, M., 1998. How different would a world without herbivory be?: A search for generality in Ecology. *Integr. Biol.* 1, 60-67.
- Cebrián, J., 2004. Role of first-order consumers in ecosystem carbon flow. *Ecol. Lett.* 7, 23-240.
- Chen, Y., Li, Y., Zhao, X., Awada, T., Shang, W., Han, J., 2012. Effects of grazing exclusion on soil properties and on ecosystem carbon and nitrogen storage in a sandy rangeland of inner Mongolia, northern China. *Environ. Manage.* 50, 622-632.
- Denyer, J.L., Hartley, S.E., John, E.A., 2010. Both bottom-up and top-down processes contribute to plant diversity maintenance in an edaphically heterogeneous ecosystem. *J. Ecol.* 98, 498-508.
- Detling, J.K., 1988. Grassland and savannas: regulation of energy flow and nutrient cycling by herbivores. In: Pomeroy, L.R., Alberts, J.J. (eds.), *Concepts of Ecosystem Ecology*. Springer-Verlag, New York, pp. 131-148.
- Díaz, S., Lavorel, S., McIntyre, S., Falczuk, V., Casanoves, F., Milchunas, G., Skarpek, C., Ruschk, G., Sternberg, M., Noy-Meir, I., Landsberg, J., Zhang, W., Clark, H., Campbell, B., 2007. Plant trait responses to grazing – a global synthesis. *Global Change Biol.* 13, 313-341.
- Fernández-Lugo, S., Nascimento, L., Saro, I., Bermejo, L., Arévalo, J.R., 2009. Efectos de la exclusión del pastoreo en la diversidad, riqueza, composición de especies y produc-

- tividad de dos pastizales canarios. En: Reiné Viñales R.J., Barrantes Díaz, O., Broca, A., Ferrer Benimeli, C. (coords.), *La Multifuncionalidad de los pastos: producción ganadera sostenible y gestión de los ecosistemas*. Sociedad Española para el estudio de los Pastos, Gráficas Alós, Huesca, pp. 155-161.
- Ford, H., Garbutta, A., Jonesb, D.L., Jones, L., 2012. Impacts of grazing abandonment on ecosystem service provision: Coastal grassland as a model system. *Agric. Ecosyst. Environ.* 162, 108-115.
- González-Alday, J., Martínez-Ruiz, C., 2007. Cambios en la comunidad vegetal sobre estériles de carbón tras las hidrosiembra. *Ecología* 21, 59-70.
- Grigg, A., 2001. How much grazing? Options for rehabilitated grasslands after opencut coal mining in central Queensland. *Ecol. Manage. 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. Grasslands* 34, 242-250.
- Grime, J.P., 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *Am. Nat.* 111, 1169-1194.
- 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.
- Hellström, K., Huhta, A.P., Rautio, P., Tuomi, J., Oksanen, J., Laine, K., 2003. Use of sheep grazing in the restoration of semi-natural meadows in northern Finland. *Appl. Veg. Sci.* 6, 45-52.
- Hosseinzadeh, G., Jalilvand, H., Tamartash, R., 2010. Short time impact of enclosure on vegetation cover, productivity and some physical and chemical soil properties. *J. Appl. Sci.* 10, 2001-2009.
- Huhta, A.P., Hellstrom, K., Rautio, P., Tuomi, J., 2003. Grazing tolerance of *Gentianella amarella* and other monocarpic herbs: why is tolerance highest at low damage levels? *Plant Ecol.* 166, 49-61.
- Huntly, N., 1991. Herbivores and the dynamics of communities and ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 22, 477-503.
- Kirmer, A., Tischew, S., Ozinga, W.A., Lampe, M., Baasch, A., van Groenendael, J.M., 2008. Importance of regional species pools and functional traits in colonisation processes: predicting re-colonisation after large-scale destruction of ecosystems. *J. Appl. Ecol.* 45, 1523-1530.
- Kohandel, A., Arzani, H., Hosseini, M., 2006. Effect of grazing intensity on N. P. K of soil. *Iran-Watershed Manage. Sci. Eng.* 3, 59-65.
- Kumbasli, M., Makineci, E., Cakir, M., Ozturk, M., 2010. Long term effects of red deer (*Cervus elaphus*) grazing on soil in a breeding area. *J. Environ. Biol.* 31, 185-188.
- Laurence, D.C., 2001. Mine closure and the community. *Mining Environ. Manage.* 9, 10-12.
- 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., 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*. Trabajo Fin de Máster, Universidad de Valladolid.
- Maczkowiack, R.I., Smith, C.S., Slaughter, G.J., Mulligan, D.R., Cameron, D.C., 2012. Grazing as a post-mining land use: A conceptual model of the risk factors. *Agr. Syst.* 109, 76-89.

- Martinsen, V., Mulder, J., Austrheim, G., Myrnes, A., 2011. Carbon storage in low-alpine grassland soils: effects of different grazing intensities of sheep. *Eur. J. Soil Sci.* 62, 822-833.
- McIntosh, P.D., Allen, R.B., 1998. Effect of exclosure on soils, biomass, plant nutrients, and vegetation, on unfertilised steeplands, upper Waitaki District, South Island, New Zealand. *New Zeal. J. Ecol.* 22, 209-217.
- Medina-Roldán, E., Paz-Ferreiro, J., Bardgett, R.D., 2012. Grazing exclusion affects soil and plant communities, but has no impact on soil carbon storage in an upland grassland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 149, 118-123.
- Milchunas, D.G., 2006. *Responses of plant communities to grazing in the southwestern United States*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-169. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Milchunas, D.G., Lauenroth, W.K., 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soil over a global range of environments. *Ecol. Monogr.* 63, 327-366.
- Milchunas, D.G., Sala, O.E., Lauenroth, W., 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *Am. Nat.* 132, 87-106.
- Naeth, M.A., 1988. *The impact of grazing on litter and hydrology in mixed prairie and fescue grassland ecosystem of Alberta*. Tesis Doctoral, Universidad de Alberta, Canada.
- Noy-Meir, I., Gutman, M., Kaplan, Y., 1989. Responses of Mediterranean grasslands plants to grazing and protection. *J. Ecol.* 77, 290-310.
- Olf, H., Ritchie, M.E., 1998. Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends Ecol. Evol.* 13, 261-265.
- 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.
- Pallavicini, Y., Alday, J.G., Marrs, R.H., Martínez-Ruiz, C., 2015. Factors affecting herbaceous richness and biomass accumulation patterns of reclaimed coal mines. *Land Degrad. Develop.* 26, 211-217.
- Parson, M., Koch, J., Lamont, B., Vlahos, S., Fairbanks, M., 2006. Planting density effects and selective herbivory by kangaroos on species used in restoring forest communities. *For. Ecol. Manage.* 229, 39-49.
- Pei, S., Fu, H., Wan, C., 2008. Changes in soil properties and vegetation following exclosure and grazing in degraded Alxa desert steppe of Inner Mongolia, China. *Agric. Ecosyst. Environ.* 124, 33-39.
- Prach, K., Hobbs, R.J., 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restor. Ecol.* 16, 363-366.
- Robles, A.B., Ruiz, J., González-Rebollar, J., 2009. Pastoreo con ganado ovino en un cortafuegos. Efecto sobre el combustible herbáceo. En: Reiné, R., Barrantes, O., Broca, A., Ferrer C. (eds.), *La multifuncionalidad de los pastos: producción ganadera sostenible y gestión de los ecosistemas*. Sociedad Española para el Estudio de los Pastos, pp. 657-662.
- Rossiter, R.C., 1966. Ecology of the Mediterranean annual-type pasture. *J. Agron. Crop Sci.* 18, 1-56.
- 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.
- Sedigheh, Z., Mohammad, J., Hossein, A., Seyyed, A.J., Ali, A.J., 2012. Grazing effects on some of the physical and chemical properties of soil. *World Appl. Sci. J.* 20, 205-212.

- Shang, Z.H., Deng, B., Ding, L., Ren, G., Xin, G., Liu, Z., Wang, Y., Long, R., 2013. The effects of three years of fencing enclosure on soil seed banks and the relationship with above-ground vegetation of degraded alpine grasslands of the Tibetan plateau. *Plant Soil* 364, 229-244.
- Sigcha, F., 2013. *Efectos de la exclusión de grandes herbívoros sobre la vegetación y el suelo, en minas de carbón restauradas en el norte de Palencia*. Trabajo Fin de Master, Universidad de Valladolid.
- Steffens, M., Kolbl, A., Totsche, K.U., Kogel-Knabner, I., 2008. Grazing effects on soil chemical and physical properties in a semiarid steppe of Inner Mongolia (PR China). *Geoderma* 143, 63-72.
- 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.
- Wasson, R.J., Nanninga, P.M., 1986. Estimating wind transport of sand on vegetated surfaces. *Earth Surf. Proc. Land.* 11, 505-514.
- Willms, W.D., Smoliak, S., Baily, A.W., 1986. Herbage production following litter removal on Alberta native grasslands. *J. Range. Manage.* 39, 536-540.
- Zarekia, S., Jafari, M., Arzani, H., Javadi, S.A., Jafari, A.A., 2012. Grazing Effects on Some of the Physical and Chemical Properties of Soil. *World Appl. Sci. J.* 20, 205-212.

