



EFECTO DEL ABANDONO DEL PASTOREO SOBRE LA SALUD DE LOS ECOSISTEMAS PASCÍCOLAS

Mikel Anza Hortalá¹, Lur Epelde Sierra¹, Iker Mijangos Amezaga¹, Nerea Mandaluniz Astigarraga², Roberto Ruiz Santos² y Carlos Garbisu Crespo^{1*}

¹ NEIKER-Tecnalia. Grupo de Ecología Microbiana de Suelos. Departamento de Conservación de Recursos Naturales. E-48160 Derio (España)

² NEIKER-Tecnalia. Departamento de Producción Animal. E-01139 Granja Modelo de Arkaute (España)

EFFECTS OF GRAZING ABANDONMENT ON THE HEALTH OF PASTURE ECOSYSTEMS

Historial del artículo:

Recibido: 09/10/15

Revisado: 10/12/15

Aceptado: 22/07/16

Disponible online: 14/11/2016

* Autor para correspondencia:

cgarbisu@neiker.eus

ISSN: 2340-1672

Disponible en: <http://polired.upm.es/index.php/pastos>

Palabras clave:

Calidad del suelo, comunidades microbianas, exclusión de pastoreo.

Keywords:

Soil quality, microbial communities, grazing exclusion.

RESUMEN

La disminución de la actividad pastoral en zonas de fuerte tradición ganadera provoca cambios no sólo a nivel superficial (comunidades vegetales) sino también a nivel subterráneo (propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo). El objetivo principal de este estudio fue la evaluación del efecto del abandono del pastoreo sobre la salud de los ecosistemas pascícolas, con especial interés en su soporte edáfico. Para ello, se establecieron tres cierres (exclusiones al pastoreo) en la Finca Experimental de NEIKER-Tecnalia (Arkaute, Álava) donde tradicionalmente pasta un rebaño de ovejas de raza latxa. Tras año y medio de exclusión, se realizaron medidas de campo y se recogieron muestras para su posterior análisis en el laboratorio para obtener información sobre el estado de las comunidades vegetales y sobre la actividad, biomasa y diversidad de las comunidades edáficas. En el periodo de tiempo estudiado, la diversidad vegetal de los pastos no mostró variación entre las zonas pastoreadas y las zonas de exclusión. Por el contrario, en las zonas excluidas al pastoreo, la diversidad de macrofauna fue significativamente mayor que en las zonas pastadas por las ovejas. El resto de parámetros físicos y microbianos analizados también parecieron seguir esta tendencia positiva, si bien las diferencias no fueron estadísticamente significativas debido a la variabilidad entre muestras. Esto pone de manifiesto la necesidad de incrementar el número de réplicas en este tipo de estudios de campo, siendo como es el suelo un sistema altamente heterogéneo.

ABSTRACT

The decline in pastoral activity in areas with long lasting livestock raising tradition leads to changes not only at the surface level (plant communities) but also at the belowground level (physicochemical and biological soil properties). The main objective of this study was to evaluate the effect of grazing abandonment on the health of pasture ecosystems, with special emphasis on the soil ecosystem. To this purpose, three grazing exclusion areas were established in Neiker-Tecnalia Experimental Farm (Arkaute, Alava) where traditionally a flock of sheep (latxa breed) graze. After one and a half years, field measurements were performed and samples were taken to the laboratory to obtain information about the status of plant communities and the activity, biomass and diversity of soil communities. In the study period, plant diversity of pastures showed no variation in grazed areas versus exclusion areas. By contrast, in the grazing exclusion areas, macrofauna diversity was significantly higher than in areas grazed by sheep. The remaining physical and microbial parameters also appeared to follow this positive trend, although differences were not statistically significant due to the high variability between samples. This highlights the need to increase the number of replicates in this type of field experiments, since the soil ecosystem is highly heterogeneous.

INTRODUCCIÓN

Los pastos, entendidos como recurso vegetal que sirve de alimento al ganado, ya sean naturales o bien favorecidos por la acción del hombre, forman parte de nuestro paisaje desde tiempos inmemoriales. De hecho, la actividad pastoral desarrollada por nuestros antepasados ha favorecido la presencia de estos hábitats cuyo valor económico es, sin duda, de gran relevancia en el entorno rural. Asimismo, poseen un valor ecológico y paisajístico incalculable como se deriva del hecho que constituyen ecosistemas de gran complejidad que, a su vez, conforman hábitats específicos para un sinnúmero de especies animales y vegetales, y presentan una elevada diversidad botánica y paisajística.

Hoy en día los pastos de valle y de montaña se siguen explotando bien sea directamente a través del pastoreo o mediante su siega y producción de forraje conservado (tanto henificado como ensilado) que servirá de alimento en la época invernal. Sin embargo, por diversas razones (pérdida de rentabilidad de las explotaciones, cambios culturales, abandono de núcleos rurales), la actividad pastoral está disminuyendo en muchas partes del territorio (European Environmental Agency, 1999; Pe'er *et al.*, 2014) sin que haya previsiones de cambio (Rounsevell *et al.*, 2006). Este hecho indudablemente provocará cambios significativos en los ecosistemas pascícolas, no sólo a nivel superficial sino también a nivel subterráneo, siendo ambos niveles responsables de la salud global del ecosistema.

Sabido es que el cese del pastoreo puede conllevar una cierta pérdida de biodiversidad vegetal, en algunos casos asociada a la proliferación de arbustos (Mandaluniz *et al.*, 2007; Montalvo *et al.*, 1993; Xiong *et al.*, 2014). Generalmente estos cambios han sido estudiados desde el punto de vista de la vegetación, pero existen todavía pocos estudios sobre los cambios producidos a nivel de las comunidades microbianas edáficas (Smith *et al.*, 2003). El pastoreo, además de afectar a la estructura y al funcionamiento de la parte aérea de las comunidades vegetales, también influye sobre el desarrollo de sus partes subterráneas (Xiong *et al.*, 2014). Así, se sabe que en los pastos con alta intensidad de pastoreo la mayor parte de la biomasa radicular se encuentra en las capas de suelo más superficiales, alterándose también la producción de exudados radiculares (Rodríguez *et al.*, 1995). En este sentido, cabe mencionar que la dinámica de las comunidades microbianas edáficas está directamente influenciada por la cantidad y calidad de compuestos de origen vegetal, e indirectamente por el pastoreo (Bardgett *et al.*, 1997).

Pero no todos los suelos sobre los que se asientan los pastos son iguales. El suelo, un componente fundamental de la biosfera terrestre, de carácter multifuncional y, a nuestra escala, no renovable, es producto de la alteración superficial del material geológico subyacente a lo largo de extensos periodos de

tiempo bajo la acción combinada del clima, la topografía y los organismos vivos (Larson y Pierce, 1994). Además de suponer un medio de crecimiento para las plantas y hábitat para numerosas especies animales, el suelo alberga una gran variedad de microorganismos que son los responsables del 80-90% de su actividad biológica (Reichle, 1997). Esta actividad biológica es responsable de procesos tan importantes como la descomposición y reciclaje de nutrientes, la fijación de nitrógeno y carbono, el mantenimiento de la estructura del suelo, etc.

En relación a los pastos, la actividad microbiana influye en su productividad, ya que son la base de la cadena detritívora y, por tanto, creadores de la principal fuente de nutrientes para las plantas (Bardgett *et al.*, 1997). La actividad microbiológica se encuentra concentrada en la parte superior de los suelos, desde la superficie hasta unos 30 cm de profundidad (Pankhurst *et al.*, 1997) y puede ser estimada mediante el uso de indicadores biológicos (incluidos parámetros relacionados con la biomasa y la diversidad tanto estructural como funcional) y se considera que es un buen síntoma del estado de salud del suelo. Con este enfoque no muy frecuente en los estudios de pastos, el objetivo principal de este trabajo fue la evaluación del efecto del abandono del pastoreo sobre la salud de los ecosistemas pascícolas, para lo cual se analizaron sus niveles de biomasa, diversidad y actividad biológicas, tanto a nivel superficial (vegetación) como a nivel subterráneo (biota edáfica).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El ensayo se realizó en las parcelas de la Finca Experimental de NEIKER-Tecnalia situada en la localidad de Arkaute (Araba). En un análisis previo de la composición florística de las parcelas se identificaron en total 34 especies vegetales, siendo las gramíneas predominantes *Lolium multiflorum*, *L. perenne*, *L. hybridum* y la leguminosa predominante *Trifolium repens* (Mandaluniz *et al.*, 2014). El promedio de producción de pasto fue de 8,3 t ha⁻¹ de peso seco, mientras que la carga ganadera anual aproximada fue de 2 unidades de ganado mayor por hectárea, con dos épocas de pastoreo que se corresponden con los picos de producción de hierba (primavera y otoño).

En septiembre de 2013, después del periodo de pastoreo de primavera (finales de marzo - finales de junio), y antes del periodo de pastoreo de otoño (mediados septiembre - mediados diciembre) se establecieron 3 cierres de exclusión de pastoreo de 9 m² donde se impidió el acceso al ganado ovino (oveja latxa) que regularmente pasta en la citada Finca. Las parcelas pastadas (3 parcelas de 1,5 ha cada una) se manejaron con un rebaño de 150 ovejas adultas a lo largo de todo el año, con periodos de descanso como la invernada (enero-marzo) y la parada vegetativa del verano (julio-septiembre).



© Nerea Mandalluiz

Evaluación de la salud del suelo en una de las parcelas de la Finca Experimental de Neiker-Tecnalia en Arkaute.

Evaluation of soil health in a plot of the Neiker-Tecnalia Experimental Farm in Arkaute.

Mediciones de campo

El muestreo de campo se llevó a cabo el 16 de marzo de 2015, antes del comienzo del pastoreo de primavera, y días después de las últimas lluvias, para asegurar la estabilidad del sistema edáfico y la representatividad de los resultados. La recogida de datos y muestras se realizó tanto en las zonas pastadas por los animales como en las exclusiones, donde no hubo presencia de ganado durante un año y medio consecutivo. Las zonas pastadas se analizaron a escasos metros de los cierres en una superficie similar. Se tomaron muestras de suelo de los primeros 30 cm con la ayuda de un sonda, así como una serie de medidas *in situ* tanto de suelo como de vegetación: estimación visual del porcentaje de suelo desnudo, compactación (profundidad de raíces y penetrabilidad), capacidad de infiltración, diversidad de macrofauna, abundancia de lombrices, emisiones de CO₂ y diversidad botánica.

La resistencia a la penetración en los primeros 75 cm se determinó mediante un penetrómetro digital (Rimik CP40II) que registró centímetro a centímetro la presión (MPa) que deben ejercer las raíces para profundizar en esos suelos,

dándonos una idea de su compactación. Alrededor de cada punto de muestreo se realizaron 3 inserciones a partir de las cuales se calculó el promedio. Posteriormente, se procedió a determinar la capacidad de infiltración que, además de estar relacionada con la capacidad del suelo para aprovechar el agua de lluvia, indica el riesgo de erosión por escorrentía superficial durante episodios lluviosos. Para ello, añadiendo 230 ml de agua sobre un cilindro de acero galvanizado de 10 cm de diámetro, se realizaron dos simulaciones por parcela de lluvia fuerte-muy fuerte (según la Agencia Española de Meteorología, 30 L m⁻² hora⁻¹), anotando el tiempo de infiltración necesario.

Con la ayuda de una pala plana se extrajo un cubo de 25 cm x 25 cm, y 30 cm de profundidad que se desmenuzó a mano para observar los organismos mayores de 1 mm presentes en la muestra, determinando de esta manera tanto la diversidad de macrofauna como la abundancia de lombrices.

También se determinaron *in situ* las emisiones de CO₂ mediante un aparato portátil IRGA (EGM-4, de PP Systems^R con cámara SRC-1) realizándose 3 mediciones para obtener un valor promedio de cada punto de muestreo.

La diversidad florística se determinó en cuadrados de 50 cm x 50 cm subdivididos a su vez en 49 sub-cuadrados, en los que se registraron las especies botánicas presentes. A partir de las frecuencias obtenidas, se calcularon la riqueza de especies (S) y el índice de diversidad de Shannon (H') según la siguiente fórmula: $H' = -\sum p_i \log_{10}(p_i)$, donde p_i es la proporción de especies relativa al número total de especies.

Análisis de laboratorio

Las muestras recogidas en el día de campo se llevaron al laboratorio de edafología donde analizaron los siguientes parámetros microbianos edáficos: actividad microbiana (actividades enzimáticas y respiración basal), abundancia microbiana (respiración inducida por sustrato), diversidad funcional bacteriana (mediante placas EcoBiolog™), diversidad genética de hongos y bacterias (por PCR-DGGE). El pH, N total, P Olsen, K⁺ extraíble, Mg²⁺, carbonatos, textura, capacidad de intercambio catiónico y contenido en materia orgánica se midieron siguiendo metodología estándar (MAPA, 1994).

Las actividades β-glucosidasa, arilsulfatasa, fosfatasa ácida y deshidrogenasa se determinaron siguiendo los métodos modificados de Dick *et al.* (1996) y Taylor *et al.* (2002) según descrito en Epelde *et al.* (2009).

La respiración basal se determinó valorando la cantidad de CO₂ producida por una cantidad de suelo (30 g) en frascos herméticos durante 72 horas a 30 °C según la norma ISO 16072 (ISO, 2002a). Posteriormente, se añadieron 80 g de glucosa, 13 g de diamonio sulfato y 2 g de potasio di-hidrógeno fosfato (1 g de mezcla por cada 100 g de suelo) para la determinación de la respiración inducida por sustrato según la norma ISO 17155 (ISO, 2002b). La respiración inducida por sustrato es una medida indirecta de biomasa (abundancia) microbiana potencialmente activa; en concreto de biomasa microbiana potencialmente viable con capacidad para responder en un breve periodo de tiempo a la adición de una fuente de carbono fácilmente degradable. Análogamente, se determinó la producción de CO₂ transcurridas seis horas de incubación a 30 °C.

La diversidad funcional bacteriana se determinó mediante las placas EcoBiolog™ contando el número de sustratos utilizados por las comunidades bacterianas heterótrofas cultivables del suelo, siendo este parámetro un indicador de riqueza catábólica-funcional (Epelde *et al.*, 2008). El cociente metabólico (qCO₂) se calculó dividiendo la respiración basal por la respiración inducida por sustrato.

La diversidad de hongos y bacterias mediante PCR-DGGE nos proporciona información sobre el número de taxones dominantes presentes en el suelo, a partir del número de bandas de DNA detectadas tras extraer el material genético del suelo (Kit MoBio™), amplificarlo mediante PCR con *primers* (o iniciadores) fúngicos y bacterianos (18S y 16S rRNA,

respectivamente) y separarlo mediante la técnica DGGE, según el procedimiento descrito por Mijangos *et al.* (2009).

Tratamiento de datos

Para la comparación estadística de todos los parámetros monitorizados tanto en campo como en laboratorio, se realizaron t-Student pareadas con el programa informático StatView (p<0,05). Previamente se comprobó la homogeneidad de las varianzas mediante el test de Levene.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A nivel superficial, en ninguno de los parámetros relacionados con la vegetación se observaron diferencias estadísticamente significativas (Tabla 1, Figura 1). Así, la diversidad de los pastos no varió significativamente en el periodo estudiado entre las parcelas pastoreadas y las zonas de exclusión. Es conocido que el abandono del pastoreo puede provocar cambios en la composición tanto herbácea como arbustiva

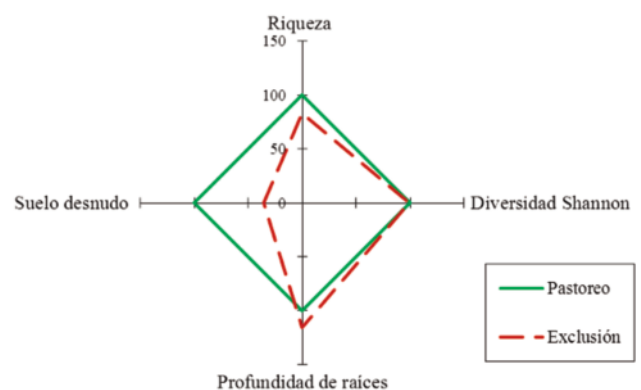


FIGURA 1. Diagrama radial de resultados relacionados con la vegetación en las parcelas bajo pastoreo y exclusión (promedios de n = 3). Los diferentes parámetros han sido estandarizados considerando el promedio del tratamiento pastoreado como el 100%.

FIGURE 1. Radial diagram of the results related to vegetation in grazed and excluded plots (n = 3). The different parameters have been standardized considering the average of the grazed treatment as 100%.

		Pastoreo	Exclusión	
Riqueza	(nº especies)	14 ± 0	12 ± 3	ns
Diversidad Shannon	(decits)	1,5 ± 0,2	1,5 ± 0,4	ns
Profundidad de raíces	(cm)	11 ± 1	12 ± 2	ns
Suelo desnudo	(%)	10,3 ± 7,8	3,7 ± 1,9	ns

TABLA 1. Resultados relacionados con la vegetación en las parcelas bajo pastoreo y exclusión (n = 3, promedio ± desviación estándar de la media). "ns" representa la ausencia de diferencias estadísticamente significativas a P<0,05 según el test t de Student.

TABLE 1. Results related to vegetation in grazed and excluded plots (n = 3, mean ± standard deviation of the mean). "ns" represents not statistically significant differences at P<0.05 according to the Student's t test.



Exclusión al pastoreo mediante un cierre metálico de 3x3 metros.

Grazing exclusion by means of a metal enclosure of 3x3 meters.

de las comunidades vegetales (Aldezabal *et al.*, 2015; Mandaluniz *et al.*, 2007), pero éstos son dependientes del tipo de suelo, su contenido en nutrientes, la diversidad y productividad de las comunidades vegetales, y aspectos relacionados con el ganado, como el tamaño y la intensidad del pastoreo (Bakker *et al.*, 2006; Ren *et al.*, 2012). En estudios anteriores sobre prados de valle atlánticos sí se observaron diferencias entre zonas pastoreadas y zonas excluidas durante dos años, tanto en la cobertura de las especies como en los grupos funcionales (Mijangos, 2015), siendo notable la disminución de la cobertura de especies de alto valor forrajero como *Agrostis capillaris* L. por la competencia con especies de mayor porte como *Holcus lanatus* L., que aumentaron su cobertura en los cierres. En trabajos localizados en zonas de montaña próximas como el Parque Natural de Aralar (Gipuzkoa), tras cinco años de exclusión, la abundancia relativa de las especies correspondientes a las familias *Poaceae* y *Cyperaceae* aumentó, disminuyendo la correspondiente a las *Fabaceae* (Aldezabal *et al.*, 2015). En otro trabajo realizado en el Parque Natural de Gorbeia (Bizkaia y Alava), tras tres años de exclusión, se observó que el abandono del

		Pastoreo	Exclusión	
Fosfatasa ácida	(mg ρ -nitrofenol $\text{kg}^{-1} \text{h}^{-1}$)	348 \pm 72	371 \pm 58	ns
β -glucosidasa	(mg ρ -nitrofenol $\text{kg}^{-1} \text{h}^{-1}$)	250 \pm 35	267 \pm 41	ns
Arielsulfatasa	(mg ρ -nitrofenol $\text{kg}^{-1} \text{h}^{-1}$)	217 \pm 29	243 \pm 54	ns
Deshidrogenasa	(mg INTF $\text{kg}^{-1} \text{h}^{-1}$)	59 \pm 13	60 \pm 9	ns
Emisiones de CO ₂	(g CO ₂ m ⁻² h ⁻¹)	0,31 \pm 0,14	0,33 \pm 0,04	ns
Respiración basal	(mg C kg^{-1} PS h ⁻¹)	1,0 \pm 0,2	1,1 \pm 0,1	ns
Respiración inducida por sustrato	(mg C kg^{-1} PS h ⁻¹)	3,9 \pm 2,0	5,4 \pm 0,2	ns
qCO ₂		0,30 \pm 0,12	0,20 \pm 0,02	ns
NUS en placas EcoBiolog™		23 \pm 2	22 \pm 1	ns
AWCD en placas EcoBiolog™		0,92 \pm 0,06	0,77 \pm 0,14	ns
Número de bandas de hongos en DGGE		4,3 \pm 2,5	3,0 \pm 1,4	ns
Número de bandas de bacterias en DGGE		7,0 \pm 3,7	14,7 \pm 1,9	ns
Macrofauna	(tipos 0,1 m ⁻²)	3,0 \pm 0,8	6,0 \pm 0,8	*
Lombrices	(número m ⁻²)	12 \pm 6	23 \pm 16	ns

TABLA 3. Resultados de propiedades biológicas del suelo en las parcelas bajo pastoreo y exclusión (n = 3, promedio \pm desviación estándar de la media). * y "ns" representan presencia y ausencia de diferencias estadísticamente significativas a P<0,05, respectivamente, según el test t de Student.

		Pastoreo	Exclusión	
Humedad	(%)	18 \pm 1	20 \pm 1	ns
Compactación	(MPa)	1504 \pm 139	1376 \pm 149	ns
Infiltrabilidad	(min)	60 \pm 12	33 \pm 19	ns
Arena	(%)	35 \pm 3	37 \pm 6	ns
Limo	(%)	34 \pm 4	33 \pm 5	ns
Arcilla	(%)	31 \pm 2	30 \pm 1	ns
pH		8,2 \pm 0,1	8,2 \pm 0,1	ns
Carbonatos	(%)	23 \pm 13	21 \pm 9	ns
Caliza	(%)	9,3 \pm 6,1	7,2 \pm 2,8	ns
Materia orgánica	(%)	4,5 \pm 0,7	4,5 \pm 0,1	ns
Nitrógeno total	(%)	0,33 \pm 0,04	0,35 \pm 0,02	ns
Relación C/N		8,0 \pm 0,5	7,4 \pm 0,6	ns
Fósforo Olsen	(mg kg^{-1})	41 \pm 12	45 \pm 6	ns
Potasio extraíble	(mg kg^{-1})	350 \pm 68	342 \pm 38	ns
Calcio	(meq 100 g ⁻¹)	32 \pm 3	32 \pm 1	ns
Magnesio	(meq 100 g ⁻¹)	1,1 \pm 0,2	1,2 \pm 0,3	ns
Capacidad de intercambio catiónico	(meq 100 g ⁻¹)	24 \pm 4	25 \pm 2	ns

TABLA 2. Resultados de propiedades físico-químicas del suelo en las parcelas bajo pastoreo y exclusión (n = 3, promedio \pm desviación estándar de la media). "ns" representa la ausencia de diferencias estadísticamente significativas a P<0,05 según el test t de Student.

TABLE 2. Results related to soil physicochemical properties in grazed and excluded plots (n = 3, mean \pm standard deviation of the mean). "ns" represents not statistically significant differences at P<0.05 according to the Student's t test.

pastoreo modifica tanto la estructura herbácea como arbustiva del pasto, con incrementos significativos de la biomasa herbácea y de la materia muerta, así como de la cobertura y biomasa arbustiva (Mandaluniz *et al.*, 2007).

En relación al efecto de las exclusiones sobre el porcentaje de suelo desnudo, la alta variabilidad detectada en las parcelas pastadas por las ovejas en este estudio (con zonas de alta cobertura vegetal y otras llegando a un 20% de suelo desnudo) no permitió establecer diferencias estadísticamente significativas con respecto a las zonas excluidas del pastoreo, a pesar de triplicar prácticamente el porcentaje de suelo desprovisto de vegetación de estas últimas (10,3% vs. 3,7%; Tabla 1). En aquellas manchas más desprovistas de hierba, las

		Pastoreo	Exclusión	
Fosfatasa ácida	(mg ρ -nitrofenol $\text{kg}^{-1} \text{h}^{-1}$)	348 \pm 72	371 \pm 58	ns
β -glucosidasa	(mg ρ -nitrofenol $\text{kg}^{-1} \text{h}^{-1}$)	250 \pm 35	267 \pm 41	ns
Arielsulfatasa	(mg ρ -nitrofenol $\text{kg}^{-1} \text{h}^{-1}$)	217 \pm 29	243 \pm 54	ns
Deshidrogenasa	(mg INTF $\text{kg}^{-1} \text{h}^{-1}$)	59 \pm 13	60 \pm 9	ns
Emisiones de CO ₂	(g CO ₂ m ⁻² h ⁻¹)	0,31 \pm 0,14	0,33 \pm 0,04	ns
Respiración basal	(mg C kg^{-1} PS h ⁻¹)	1,0 \pm 0,2	1,1 \pm 0,1	ns
Respiración inducida por sustrato	(mg C kg^{-1} PS h ⁻¹)	3,9 \pm 2,0	5,4 \pm 0,2	ns
qCO ₂		0,30 \pm 0,12	0,20 \pm 0,02	ns
NUS en placas EcoBiolog™		23 \pm 2	22 \pm 1	ns
AWCD en placas EcoBiolog™		0,92 \pm 0,06	0,77 \pm 0,14	ns
Número de bandas de hongos en DGGE		4,3 \pm 2,5	3,0 \pm 1,4	ns
Número de bandas de bacterias en DGGE		7,0 \pm 3,7	14,7 \pm 1,9	ns
Macrofauna	(tipos 0,1 m ⁻²)	3,0 \pm 0,8	6,0 \pm 0,8	*
Lombrices	(número m ⁻²)	12 \pm 6	23 \pm 16	ns

TABLA 3. Results related to soil biological properties in grazed and excluded plots (n = 3, mean \pm standard deviation of the mean). * and "ns" represent presence and absence of statistically significant differences at P<0.05 according to the Student's t test.

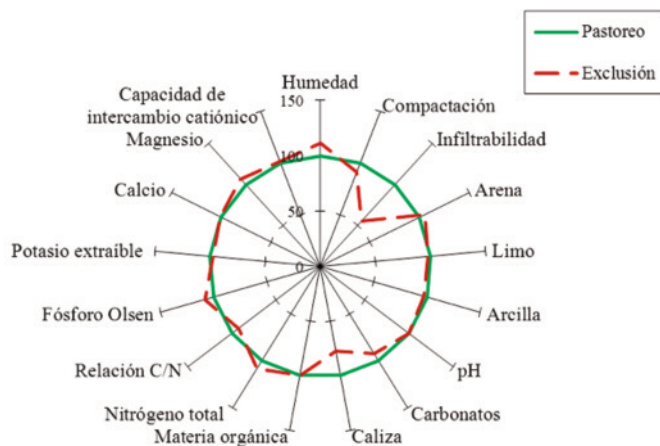


FIGURA 2. Diagrama radial de resultados de propiedades físico-químicas del suelo en las parcelas bajo pastoreo y exclusión (promedios de $n = 3$). Los diferentes parámetros han sido estandarizados considerando el promedio del tratamiento pastoreado como el 100%.

FIGURE 2. Radial diagram of the results related to soil physico-chemical parameters in grazed and excluded plots ($n = 3$). The different parameters have been standardized considering the average of the grazed treatment as 100%.

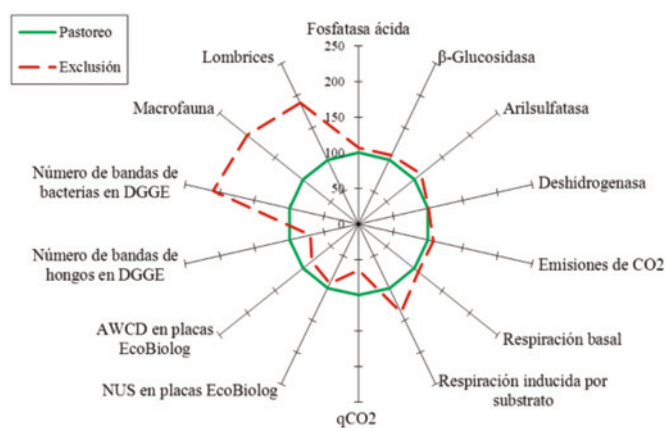


FIGURA 3. Diagrama radial de resultados de propiedades biológicas del suelo en las parcelas bajo pastoreo y exclusión (promedios de $n = 3$). Los diferentes parámetros han sido estandarizados considerando el promedio del tratamiento pastoreado como el 100%.

FIGURE 3. Radial diagram of the results related to soil biological properties in grazed and excluded plots ($n = 3$). The different parameters have been standardized considering the average of the grazed treatment as 100%.

comunidades microbianas pueden verse modificadas de manera significativa. Entre otros factores, las plantas excretan exudados radiculares que favorecen la presencia y actividad de los microorganismos. Por ello, situaciones de sobrepastoreo que provoquen un aumento notable en el porcentaje de suelo desnudo pueden conducir, a su vez, a una pérdida de la salud del suelo.

En este caso, bajo ambos tratamientos, las raíces consiguieron profundizar 11-12 cm (Tabla 1), siendo esta profundidad donde se concentra la mayor actividad de los microorganismos

(Reichle, 1997). El aumento de la compactación del suelo producido por un hipotético sobrepastoreo no sólo habría afectado al desarrollo radicular, sino también al flujo de agua y gases necesarios para la biota edáfica (Chaieb *et al.*, 1996; Fernández *et al.*, 2011). En este caso, los valores de compactación obtenidos bajo ambos tratamientos fueron similares y estaban por debajo de los niveles considerados limitantes del desarrollo radicular (Vepraskas, 1994), si bien es cierto que los suelos pastoreados necesitaban prácticamente el doble de tiempo para infiltrar el agua de lluvia (60 minutos, indicando una capacidad de infiltración regular-mala según las TSA; Mijangos *et al.*, 2016) (Ver Tabla 2).

En este contexto, es vital el papel que desempeña la macrofauna edáfica (especialmente, las lombrices) para crear una red de galerías y macroporos que faciliten el tránsito de gases y agua en el suelo, limitando los riesgos de escorrentía superficial y erosión en zonas húmedas y/o de pendientes pronunciadas. Tras dos años de estudio, encontramos un mayor número de tipos de macrofauna en las exclusiones (Tabla 3): coleópteros, isópodos, miriápodos, gasterópodos, larvas de insectos y otros organismos mayores de 1 mm pudieron desplazarse a estas parcelas en busca del refugio y alimento que les proporcionaba el material vegetal acumulado en la superficie. La abundancia promedio de lombrices, aun siendo muy variable, también es el doble allí, y todo esto parece empezar a reflejarse en términos de infiltrabilidad como hemos comentado anteriormente. Además, al ser la vegetación supuestamente más alta es de suponer que en el suelo la temperatura fluctuase menos y la humedad se mantuviera más constante, favoreciendo la reproducción de estos organismos.

A nivel químico, no se observaron diferencias entre suelos estudiados (Tabla 2, Figura 2). Siendo la textura de los suelos franco-arcillosa en ambas parcelas podría esperarse que aumentara progresivamente el carbono orgánico de los suelos excluidos, así como el nitrógeno total asociado a dicha materia orgánica, proveniente de los detritus vegetales (Xiong *et al.*, 2014). Por el contrario, otros estudios indican un aumento de las entradas de C al suelo en los suelos pastoreados, donde las plantas parecen defenderse del herbivorismo trasladando sus reservas a las raíces (Chaieb *et al.*, 1996). De hecho, en un trabajo anterior en el Parque Natural de Aralar tampoco registramos un aumento en el carbono orgánico, incluso tras cinco años de exclusión (Aldezabal *et al.*, 2015). En cuanto a las salidas de C del suelo en forma de emisiones de CO_2 , se deben tanto a la respiración de las raíces como de los microorganismos (respiración basal) y fueron prácticamente iguales bajo ambos tratamientos (Tabla 3). Sin embargo, la respiración inducida por sustrato (medida indirecta de la biomasa microbiana presente en el suelo) fue un 38% superior en las exclusiones (Tabla 3), a pesar de que (de nuevo) la diferencia entre réplicas no permita establecer diferencias estadísticamente significativas. Es decir, los suelos

excluidos parecieron ser capaces de albergar una mayor biomasa microbiana que, sin embargo, no incrementó las pérdidas de C vía respiratoria, provocándose un descenso de la respiración por unidad de biomasa o cociente metabólico global (qCO_2). Esta sería una evolución esperable en ecosistemas sanos que a medida que maduran van optimizando los flujos de C y energía, mientras que las alteraciones externas tienden a estresar el sistema y con ello incrementar su qCO_2 (Anderson y Domsch, 1990).

Por último, aunque las diferencias no fueron estadísticamente significativas, todas las actividades enzimáticas analizadas (β -glucosidasa, relacionada con la mineralización de compuestos de C; arilsulfatasa, compuestos orgánicos azufrados; fosfatasa ácida, compuestos orgánicos fosfatados; y deshidrogenasa, células viables) mostraron una tendencia al alza en las parcelas excluidas. El hecho de que estas enzimas sean producidas por microorganismos y plantas, los cuales (a diferencia de la macrofauna) no tienen capacidad para desplazarse a sus zonas preferidas, puede explicar el hecho de que no se hayan incrementado en la proporción en la que sí lo hizo la macrofauna, dentro de las exclusiones. También puede deberse a que los tratamientos introducidos tienen un efecto indirecto sobre el suelo (el pastoreo afecta a la vegetación y de ahí al suelo) a diferencia de otros trabajos previos en los que comprobamos cambios significativos en las actividades enzimáticas en cuestión de meses, tras tratamientos directos de abonado y/o encalado (Mijangos et al., 2006; Mijangos et al., 2010).

CONCLUSIONES

Teniendo en cuenta toda la batería de parámetros físicos, químicos y biológicos edáficos analizados año y medio después del establecimiento de las exclusiones, parece observarse una tendencia positiva en los suelos no pastoreados, donde se constata un aumento significativo de la macrofauna (con capacidad de moverse hacia estos refugios) que parece empezar a producir mejoras en las propiedades físicas (infiltración) y en algunos parámetros indicadores de la actividad microbiana del suelo (actividades enzimáticas y cociente metabólico), pero no así en la diversidad vegetal y microbiológica. Una monitorización a más largo plazo, actualmente en curso, podría confirmar alguna de estas tendencias. En cualquier caso, la alta variabilidad presente entre las réplicas aconseja incrementar el tamaño muestral para contrastar esta hipótesis en próximos estudios de campo, dada la heterogeneidad del suelo en condiciones naturales.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado en el marco del Proyecto BIO-PASTO (AGL2013-48361-C2-2-R) con financiación del Ministerio de Economía y Competitividad (MINECO).

BIBLIOGRAFÍA

- ALDEZABAL A., MORAGUES L., ODRIOZOLA I. Y MIJANGOS I. (2015) Impact of grazing abandonment on plant and soil microbial communities in an Atlantic mountain grassland. *Applied Soil Ecology*, 96, 251-260.
- ANDERSON T.H. Y DOMSCH K.H. (1990) Application of eco-physiological quotients (qCO_2 and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biology and Biochemistry*, 22, 251-255.
- BAKKER E.S., RITCHIE M.E., OLFF H., MILCHUNAS D.G. Y KNOPS J.M.H. (2006) Herbivore impact on grassland plant diversity depends on habitat productivity and herbivore size. *Ecology Letters*, 9, 780-788.
- BARDGETT R.D., LEEMANS D.K., COOK R. Y HOBBS P.J. (1997) Seasonality of the soil biota of grazed and ungrazed hill grasslands. *Soil Biology and Biochemistry*, 29(8), 1285-1294.
- CHAIIB M., HENCHI B. Y BOUKHRIS, M. (1996) Impact of clipping on root systems of three grasses species in Tunisia. *Journal of Range Management*, 49, 336-339.
- DICK R.P., THOMAS D.R. Y HALVORSON J.J. (1996) Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. En: Doran J.W. y Jones A.J. (Eds) *Methods for Assessing Soil Quality*, pp. 107-121. Madison, EE.UU.: Soil Science Society of America.
- EPELDE L., BECERRIL J.M., HERNÁNDEZ-ALLICA J., BARRUTIA O. Y GARBISU C. (2008) Functional diversity as indicator of the recovery of soil health derived from *Thlaspi caerulescens* growth and metal phytoextraction. *Applied Soil Ecology*, 39, 299-310.
- EPELDE L., BECERRIL J.M., MIJANGOS I. Y GARBISU, C. (2009) Evaluation of the efficiency of a phytostabilization process with biological indicators of soil health. *Journal of Environmental Quality*, 38, 2041-2049.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (1999) *Environment in the European Union at the turn of the century, offprint, windows on Europe: the spatial dimension*. Copenhagen, Dinamarca: European Environment Agency.
- FERNÁNDEZ N., ALDEZABAL A. Y LASKURAIN N.A. (2011) Efecto del pastoreo sobre la distribución vertical de raíces del pasto denso de montaña (Hábitat 6230): evidencias preliminares. En: López-Carrasco C., Rodríguez M.P., San Miguel A., Fernández F. y Roig, S. (Eds) *Pastos, paisajes culturales entre tradición y nuevos paradigmas del siglo XXI*, pp. 43-48. Toledo, España: Sociedad Española para el Estudio de los Pastos.
- ISO (International Organization for Standardization) (2002a) *Soil Quality: Laboratory Methods for Determination of Microbial Soil Respiration ISO 16072*.
- ISO (International Organization for Standardization) (2002b) *Soil Quality: Determination of Abundance and Activity of Soil Microflora Using Respiration Curves ISO 17155*.
- LARSON W.E Y PIERCE F.J. (1994) The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. En: Doran J.W.

- et al. (Eds) *Defining soil quality for a sustainable environment*, pp. 37-52. Madison, EE.UU.: SSSA Special Publication.
- MANDALUNIZ N., IMAZ M., SAEZ J., ETXEBARRIA A., ALDEZABAL A., ARRANZ J. Y RUIZ R. (2014) Propuesta de una alternativa de gestión sostenible del pastoreo en explotaciones ganaderas. En: Busqué J. et al. (Eds) *Pastos y PAC 2014-2020*, pp 523-530. Potes, España: Sociedad Española para el Estudio de los Pastos.
- MANDALUNIZ N., RUIZ R. Y OREGUI L.M. (2007) Effect of unguarded mixed grazing on Atlantic mountain heathlands. *Science in Europe*, 12, 275-278.
- MAPA (1994) Métodos oficiales de análisis de suelos y aguas para riego. En: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (Ed) *Métodos Oficiales de Análisis, vol. III*, pp. 205-324. Madrid, España: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- MIJANGOS I. (2015) *Informe sobre el impacto de las actuaciones sobre la vegetación*. Disponible en: <http://www.soil-montana.com/wp-content/uploads/2015/06/Anexo-55-C3.-Informe-impacto-sobre-la-vegetacion.pdf>. Consulta: 11 enero 2016.
- MIJANGOS I., ALBIZU I., EPELDE L., AMEZAGA I., MENDARTE S. Y GARBISU C. (2010) Effects of liming on soil properties and plant performance of temperate mountainous grasslands. *Journal of Environmental Management*, 91, 2066-2074.
- MIJANGOS I., BECERRIL J.M., ALBIZU I., EPELDE L. Y GARBISU C. (2009) Effects of glyphosate on rhizosphere soil microbial communities under two different plant compositions by cultivation-dependent and -independent methodologies. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, 505-513.
- MIJANGOS I., MUGUERZA E., GARBISU C., ANZA M. Y EPELDE L. (2016) Health Cards for the Evaluation of Agricultural Sustainability. *Spanish Journal of Soil Science*, 6(1), 15-20.
- MIJANGOS I., PEREZ R., ALBIZU I. Y GARBISU C. (2006) Effects of fertilization and tillage on soil biological parameters. *Enzyme and Microbial Technology*, 40, 100-106.
- MONTALVO J., RAMIREZ L., DE PABLO C.L. Y PINEDA F.D. (1993) Impact minimization through environmentally-based site selection: a multivariate approach. *Journal of Environmental Management*, 38, 13-25.
- PANKHURST C.E., DOUBE B.M. Y GUPTA V.V.S.R. (1997) *Biological Indicators of Soil Health*. Wallingford, Reino Unido: CAB International.
- PE'ER, G.L., DICKS V., VISCONTI P., ARLETTAZ R., BÁLDI A., BENTON T.G., COLLINS S., DIETERICH M., GREGORY R.D., HARTIG F., HENLE K., HOBSON P.R., KLEIJN D., NEUMANN R.K., ROBIJNS T., SCHMIDT J., SHWARTZ A., SUTHERLAND W.J., TURBÉ A., WULF F. Y SCOTT A.V. (2014) EU agricultural reform fails on biodiversity. *Science*, 344, 1090-1092.
- REICHLÉ D.E. (1997) The role of soil invertebrates in nutrient cycling. En: Lohm U. y Persson T. (Eds) *Soil organisms as components of ecosystems*, pp. 145-156. Stockholm, Suecia: Ecological Bulletin.
- REN H., SCHÖNBACH P., WAN H., GIERUS M. Y TAUBE F. (2012) Effects of grazing intensity and environmental factors on species composition and diversity in typical steppe inner Mongolia, China. *PloS ONE* 7, e52180.
- RODRÍGUEZ M.A., BROWN V.K. Y GÓMEZ-SAL A. (1995) The vertical distribution of below-ground biomass in grassland communities in relation to grazing regime and habitat characteristics. *Journal of Vegetation Science*, 6, 63-72.
- ROUNSEVELL M.D.A., REGINSTER I., ARAÚJO M.B., CARTER T.R., DENDONCKER N., EWERT F., HOSE J.I., KANKAAPÄÄ S., LEEMANS R., METZGER M.J., CHMIT P. Y TUCK G. (2006) A coherent set of future land use change scenarios for Europe. *Agriculture, Ecosystem & Environment*, 114, 57-68.
- SMITH R.S., SHIEL R.S., BARDGETT R.D., MILLWARD D., CORKHILL P., ROLPH G., HOBBS, P.J. Y PEACOCK S. (2003) Soil microbial community, fertility, vegetation and diversity as targets in the restoration management of a meadow grassland. *Journal of Applied Ecology*, 40, 51-64.
- TAYLOR J.P., WILSON B., MILLS M.S. Y BURNS R.G. (2002) Comparison of microbial numbers and enzymatic activities in surface soils and subsoils using various techniques. *Soil Biology and Biochemistry*, 34, 387-401.
- VEPRASKAS M.J. (1994) Plant response mechanisms to soil compaction. En: Wilkinson R.E. (Ed) *Plant-Environment Interactions*, pp. 263-287. New York, EE.UU.: Marcel Dekker.
- XIONG D., SHI P., SUN Y., WU J. Y ZHANG X. (2014) Effects of grazing exclusion on plant productivity and soil carbon, nitrogen storage in alpine meadows in northern Tibet, China. *Chinese Geographical Science*, 24(4), 488-498.