

# CAMBIOS DEL VALOR ECO-PASTORAL TRAS AUSENCIA DE PASTOREO EN PASTOS DE *BROMION* Y *NARDION* DEL PIRINEO CENTRAL

CHANGES IN THE ECO-PASTORAL VALUE AFTER GRAZING CESSATION IN *BROMION* AND *NARDION* GRASSLANDS IN CENTRAL PYRENEES

R. GARCÍA-GONZÁLEZ Y D. GÓMEZ-GARCÍA

Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC), Avda. Nuestra Señora de la Victoria s/n, 22700 Jaca (Huesca).

## RESUMEN

Los cambios ambientales y de manejo pueden incidir en la estructura florística de los pastos de puerto y a su vez producir alteraciones, tanto en su valor ecológico como pastoral. En este trabajo hemos analizado las características de dichos cambios en dos parcelas de pastos subalpinos del Pirineo Central en las que se instalaron sendas exclusiones para herbívoros. Se han monitorizado los cambios florísticos en dichas parcelas anualmente desde 1992, realizándose controles de vegetación, dentro y fuera de las exclusiones. Se han calculado índices de los valores ecológico y pastoral desarrollados en estudios previos y se han comparado las posibles variaciones entre su estado inicial y actual. Ninguna de las comparaciones realizadas entre el inicio y final de un periodo de 22 años ha mostrado cambios significativos, por lo que podemos deducir una gran estabilidad en estos pastos; las variaciones florísticas observadas en distintos intervalos temporales, no nos permiten anticipar cambios relevantes en su estructura y dinámica, independientemente de su actual grado de utilización o abandono.

**Palabras clave:** pastos de puerto, embastecimiento, valor ecológico, valor pastoral, Parque Nacional Ordesa.

## SUMMARY

Abiotic and management changes can influence the floristic composition of mountain grasslands and, in turn, give rise to variations both in ecological and pastoral values. In this study we have analyzed the features of these changes in two subalpine grasslands of Central Pyrenees with and without grazing. Floristic composition of grazed and ungrazed plots have been monitored yearly since 1992. Ecological and pastoral values along the whole monitoring period have been calculated by means of indexes previously developed, and variations between the initial and final period have been compared. No significant changes have been found in the ecological and pastoral values, which suggest a big stability of these communities. The observed variations in the frequency of some species in different temporal intervals would be mainly related with the climatic regime and does not allow us to foresee relevant changes in the short time in the structure and dynamic of the vegetation, regardless of the current herbivore pressure or abandonment.

**Key words:** summer mountain grasslands, grassland roughness, ecological value, pastoral value, Ordesa National Park.

## INTRODUCCIÓN

Es opinión muy extendida que los pastos de puerto se embastecen cuando se abandonan o cesa el pastoreo. El término “embastecimiento” referido a la calidad nutritiva de los pastos, no está exento de cierta ambigüedad, incluyendo desde procesos de lignificación por invasión de matorral en las comunidades herbáceas (Alados *et al.*, 2011), hasta la pérdida de valor nutritivo por aumento de la proporción de fibra vegetal (Ferrer *et al.*, 1991). Desde una perspectiva ecológica, se ha constatado que la modificación de la gestión ganadera, y en particular la disminución drástica o el cese del pastoreo, promueve cambios de muy distinta intensidad en la vegetación que responden a una mayor o menor sensibilidad de las comunidades vegetales (Milchunas y Lauenroth, 1993). Estas tendencias, a veces opuestas, reflejan respuestas multifactoriales que se han tratado de generalizar en distintos modelos teóricos para relacionar la estructura y dinámica de la vegetación con los regímenes de pastoreo y distintos factores abióticos (McNaughton, 1979, Milchunas *et al.*, 1988, entre otros). Aprovechando la exclusión al pastoreo en dos parcelas establecidas sobre pastos del tipo *Bromion* y *Nardion* en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido en 1992 (Pirineo Central), evaluamos los posibles cambios en el valor eco-pastoral ocurridos en dichas parcelas. Estas parcelas están

siendo monitorizadas desde 1992 por medio de controles de vegetación anuales dentro y fuera de las exclusiones, para estimar los cambios ocurridos en la estructura vegetal tras el cese del pastoreo. A partir de los registros de especies y su abundancia, aplicamos un índice eco-pastoral desarrollado por nuestro equipo en estudios previos (Fillat *et al.*, 2008). Dicho índice se compone de un término que mide el valor ecológico de las especies, basado en su distribución y rareza, y otro término de valoración pastoral, que resume valores de calidad y preferencia herbívora de dichas especies. El objetivo de este trabajo consistió en averiguar si los cambios observados en la estructura del pasto por efecto del cese del pastoreo, fueron suficientes para alterar significativamente las propiedades ecológicas y nutritivas del mismo.

## MATERIAL Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra en pastos de puerto de las comunidades *Bromion erecti* y *Nardion strictae* en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) (Aldezabal, 2001). Los datos proceden de muestreos realizados en dos parcelas con cercados de exclusión de herbívoros situadas en el Puerto Bajo de Góriz a 1950 m de altitud, establecidas en 1992 con el objetivo de averiguar los cambios en la composición florística como consecuencia del cese de pastoreo (Gómez-García y García-González,

2011). La zona donde se encuentran los cercados es utilizada preferentemente por un rebaño de unas 150 vacas en pastoreo libre durante los meses de julio a octubre. En el mes de septiembre también es pastoreada ocasionalmente por un rebaño de ovejas de unas 2000 cabezas. La carga total para el puerto Bajo de Góriz es de 0,71 UGM/ha durante los meses de verano (1UGM = 1,2 vacas = 6,7 ovejas).

Doscientos contactos en transectos fijos, dentro de los cercados (ausencia de pastoreo) y otros 200 fuera (con pastoreo), fueron tomados a finales de julio de cada año (1992-2013), mediante el método de "line-intercept" en cada parcela (Noy-Meir, 1995). En cada contacto se registró, junto al nombre de la especie, su altura, estado fenológico y utilización (señales de mordisco).

El valor ecológico (VE) de cada especie se calculó promediando su área general de distribución en Europa (valores de 0 a 4 según el número de países presentes más un punto si es endémica europea), en la Península Ibérica (valores de 0 a 4 a partir del número de provincias presentes más un punto si es endémica pirenaica) y grado de abundancia de la especie (valores de 0 a 4 según abundancia en Pirineos más un punto si es una planta catalogada). El rango de variación de VE es de 0 a 5 (Fillat *et al.*, 2008).

Para estimar el valor pastoral (VP)

de cada especie se calculó primero un índice de calidad potencial (IC) definido como  $IC = 0,02 (N + P) DMS$ , siendo N y P el contenido en nitrógeno y fósforo expresado en % de la materia seca (MS) y DMS la digestibilidad *in vitro* también en porcentaje de la MS. El factor 0,02 sitúa el resultado dentro de un rango de variación de 0 a 5 (García-González *et al.*, 2003). Las especies fueron muestreadas mensualmente para su análisis químico en parcelas del PNOMP y en el Puerto de Aisa (Pirineo Occidental) en el marco de un proyecto de valoración eco-pastoral de los pastos pirenaicos. Para el cálculo de IC hemos utilizado los datos del mes de julio, que es cuando se realizaron también los muestreos de abundancia. En Marinas y García-González (2006) se detallan las características de los muestreos y análisis químicos realizados.

Tomando los promedios de abundancia de las especies en los transectos durante los 5 primeros años (1992-96) y los 5 últimos (2009-13), hemos estimado el VE y VP por parcela (*Bromion* o *Nardion*) y ausencia (Dentro de la exclusión) o presencia (Fuera de la exclusión) de pastoreo (Tabla 1 y 2). El VE de cada lista florística se calcula promediando el valor ecológico de cada especie, bastando la presencia o ausencia de la misma. El VP se estimó ponderando el IC de cada especie por su frecuencia de abundancia y promediando. En otras ocasiones hemos

ponderado además por un índice de preferencia herbívora de cada especie (García-González *et al.*, 2003). En la presente estimación, tras comprobar la fuerte relación entre utilización y abundancia (el coeficiente de determinación entre las frecuencias de ambas fue de  $R^2 = 0,91$ ), se ha preferido no utilizar este índice de preferencia para no sobrestimar el factor de la abundancia en el valor pastoral específico. Las medias entre los estados inicial y final para las diferentes situaciones (tipo de pasto o/y pastoreo) se compararon mediante pruebas de t de Student y U de Mann-Whitney en los casos en los que no se ajustaron a la normalidad (prueba de Kolmogorov-Smirnov).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En las tablas 1 y 2 se expresan los valores de VE, IC y las frecuencias de abundancia en las dos comunidades y situaciones de pastoreo. Tras 22 años de seguimiento, ninguna planta de las que mostraron inicialmente una frecuencia mayor del 1% ha desaparecido ni dentro ni fuera de la exclusión al pastoreo y ninguna nueva se ha introducido alcanzando esa misma frecuencia, excepto *Carex flacca*, *Tragopogon lamottei* y *Trollius europaeus* que en los 5 últimos años han irrumpido en la exclusión al ganado del *Bromion*, alcanzando frecuencias de 6,6, 7,9 y 3,5% respectivamente. Estas plantas son típicas de este tipo de pasto, *Bromion* (Willems, 1982),

aunque señalan un encharcamiento temporal del suelo que podría relacionarse con la disminución de su permeabilidad por acumulación de biomasa y ausencia de pisoteo.

En cuanto a cambios en la frecuencia de especies, además de las señaladas anteriormente, cabe destacar el aumento de *Ranunculus carinthiacus* y *Sanguisorba minor* dentro del cercado del *Bromion* (sin pastoreo) y de *Deschampsia flexuosa*, *Nardus stricta*, *Potentilla erecta* y *Trifolium alpinum* en el del *Nardion*. En sentido opuesto, *Briza media* y *Plantago alpina* en *Bromion* y *Festuca nigrescens* en *Nardion*, mostraron una marcada disminución tanto fuera como (especialmente *F. nigrescens*) dentro de las exclusiones. Un tercer grupo de especies presentaron tendencias distintas dentro y fuera de los cercados, aunque solo *Carex caryophylla* lo hizo de forma notable, aumentando fuera y disminuyendo dentro.

En la tabla 3 pueden verse las comparaciones estadísticas para VE y VP entre el estado inicial y final por comunidades y factor de pastoreo. Como puede observarse, en ningún caso las diferencias resultaron significativas, por lo que puede concluirse que tanto en el interior de las parcelas como fuera de ellas el valor ecológico y pastoral no experimentó cambios relevantes después de 22 años.

La ausencia de cambios en el VP pue-

**Tabla 1.** Valor ecológico (VE), índice de calidad (IC) y frecuencia de abundancia (%) de las especies con frecuencia >1% en la parcela de *Bromion erecti*. F con pastoreo, D sin pastoreo.

	VE	IC	Inicial F	Final F	Inicial D	Final D
<i>Agrostis capillaris</i>	0,78	2,1	9,1	12,5	12,4	5,3
<i>Alchemilla colorata</i>	2,67	3,6	7,0	6,9	6,4	6,8
<i>A. glabra</i>	1,56	3,6	0,3	0,1	1,4	2,7
<i>Briza media</i>	0,56	1,9	7,6	2,4	12,1	2,4
<i>Carex flacca</i>	0,44	1,9				6,6
<i>C. caryophyllea</i>	0,44	2,1	5,4	5,5	5,6	3,3
<i>Cirsium acaule</i>	1,78	3,6	2,2	1,5		0,2
<i>C. eriophorum</i>	2,00	3,8	0,7	1,8		0,6
<i>Festuca nigrezens</i>	1,22	2,3	30,8	32,6	30,1	29,6
<i>Galium verum</i>	0,44	3,2	2,6	3,0	3,5	4,6
<i>Geranium cinereum</i>	3,22	3,6	0,3	2,9		
<i>Lotus alpinus</i>	2,22	3,4	1,7	1,2	1,3	1,7
<i>Merendena montana</i>	1,33	2,9	4,2	2,9	1,6	0,2
<i>Plantago alpina</i>	2,22	2,5	4,8	1,6	6,0	0,5
<i>P. media</i>	0,44	2,8	5,2	4,9	0,6	1,1
<i>Poa alpina</i>	1,67	2,7	2,2	4,0	0,8	0,9
<i>Polygonum viviparum</i>	1,56	3,6	1,7	0,4	1,3	1,3
<i>Potentilla neumanniana</i>	0,67	3,4	1,5	2,5	1,1	0,4
<i>Ranunculus carinthiacus</i>	2,67	4,9	1,4	1,5	2,1	6,8
<i>Sanguisorba minor</i>	0,44	3,0	0,1	1,0	0,2	3,1
<i>Tragopogon lamottei</i>	1,33	3,6		0,2		7,9
<i>Trifolium montanum</i>	1,11	2,5	4,1	2,7	4,7	4,1
<i>T. pratense</i>	0,11	2,7	2,7	3,9	5,2	4,5
<i>T. repens</i>	0,22	3,7	0,7	0,4	1,4	
<i>Trolius europeus</i>	1,78	3,6			0,1	3,5
suma			96,6	96,6	97,9	98,4

**Tabla 2.** Valor ecológico (VE), índice de calidad (IC) y frecuencia de abundancia (%) de las especies con frecuencia >1% en la parcela de *Nardion strictae*. F con pastoreo, D sin pastoreo.

	VE	IC	Inicial F	Final F	Inicial D	Final D
<i>Agrostis capillaris</i>	0,78	2,1	13,7	15,1	12,9	13,4
<i>Campanula scheuchzeri</i>	1,56	3,6		0,4	0,3	1,5
<i>Carex caryophyllea</i>	0,44	2,1	5,9	9,6	8,6	2,5
<i>Crocus nudiflorus</i>	2,67	2,5	1,3		0,8	0,1
<i>Deschampsia flexuosa</i>	0,44	2,2	0,5	0,1	0,9	8,5
<i>Festuca nigrescens</i>	1,22	2,3	37,1	29,5	41,3	12,2
<i>Galium verum</i>	0,44	3,2	3,9	3,4	2,4	2,2
<i>Nardus stricta</i>	0,67	1,8	18,4	16,6	11,8	28,8
<i>Plantago alpina</i>	2,22	2,5	2,4	7,4	5,0	2,4
<i>Potentilla erecta</i>	0,44	3,4	0,7	2,3	1,2	5,9
<i>Trifolium alpinum</i>	2,22	3,4	13,4	12,1	13,3	21,4
suma			97,3	96,4	98,6	98,9

de relacionarse también con la persistencia, en términos generales, del fondo florístico de las parcelas, tanto con o sin pastoreo. Los cambios en las abundancias de algunas especies incluyen plantas con valores pastorales

tanto altos como bajos, que se amortiguan mutuamente en el valor total de la parcela.

En cuanto al valor ecológico, los cambios en la composición florística no han supuesto una alteración de la estructura típica

Tabla 3. Valores medios, desviación estándar (d.t.), número de datos (n), valores t de Student y U de Mann-Whitney y nivel de probabilidad de las comparaciones Inicial y Final en las dos parcelas muestradas. VE valor ecológico, VP valor pastoral. F y D fuera (con pastoreo) y dentro (sin pastoreo) de las exclusiones.

		media	d.t.	n	t-Student	U Mann-Whitney	P
Bromion VE	Inicio F	1,48	0,92	35	0,64		0,52
	Final F	1,62	0,94	36			
	Inicio D	1,42	0,90	28	0,24		0,81
	Final D	1,36	0,91	30			
Nardion VE	Inicial F	1,57	1,13	16	0,27		0,79
	Final F	1,67	1,06	22			
	Inicial D	1,38	0,94	16	0,01		0,99
	Final D	1,38	0,79	15			
Bromion VP	Inicial F	0,08	0,13	35	0,02		0,99
	Final F	0,07	0,13	36			
	Inicial D	0,09	0,14	28	0,41		0,68
	Final D	0,10	0,14	30			
Nardion VP	Inicial F	0,15	0,24	16	1,285		0,21
	Final F	0,11	0,18	23			
	Inicial D	0,14	0,25	17	0,47		0,66
	Final D	0,16	0,21	16			

de las comunidades vegetales, ni en término de sus especies más características ni en la de sus grupos funcionales (Gómez García y García González, 2011), lo que sugiere el predominio de los factores abióticos – principalmente el régimen climático y sus variaciones interanuales- que ocasionan distintos “estados alternativos de año tras año” (Walker, 1993). En comunidades situadas a menor altitud, con clima menos severo, cabría esperar una respuesta al cese del pastoreo mucho más rápida, con dinámica sucesional conduciendo hacia otras comunidades.

En la misma dirección apunta la ausencia total en todo el período de muestreo de plántulas de vegetación leñosa (caméfitos y fanerófitos) que señalarían una transición a formaciones de matorral permanentes o bien al bosque subalpino que, de acuerdo con la altitud de la zona de muestreo, constituyen la vegetación potencial.

En el marco de la conservación ambiental, la ausencia de extinciones de especies refleja un mínimo riesgo de pérdida de biodiversidad ligado a la falta de pastoreo.

Por último, el mantenimiento del valor ecológico de los pastos, tanto en pastoreo como en su ausencia, refleja una marcada estabilidad florística de los pastos estudiados en términos de presencia de especies que ha sido también observada en otras zonas con ambiente de montaña (Mayer et al., 2009; 1983; Krahulec et al., 2001), si bien en otros casos se han encontrado distintas tendencias relacionadas con la escala de la observación (Dullinger et al., 2003).

## AGRADECIMIENTOS

A Federico Fillat y Ana Marinas por la ayuda en el mantenimiento de infraestructuras en la zona y la elaboración de las bases de datos utilizadas. Estudio financiado por los proyectos LTER-España ACI2008-0815, Parques Nacionales 430/2011, Plan Nacional CGL2010-21642 y LEDDRA FW7 ENV.2009.2.1.3.2.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALADOS C.L., KOMAC B., BUENO G., GARTZIA M., ESCÓS J., GARCÍA D.G., GARCÍA-GONZÁLEZ R., FILLAT F., CAMARERO J.J., HERRERO J. Y PUEYO Y. (2011) Modelización de la matorralización de los pastos del Parque Nacional de Ordesa y M.P. y su relación con el cambio global. En: Ramírez L. y Asensio B. (Eds). *Proyectos de investigación en parques nacionales: 2007-2010*, pp 101-123. Madrid, España: OAPN

ALDEZABAL A. (2001) *El sistema de pastoreo del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Pirineo Central, Aragón). Interacción entre la vegetación supraforestal y los grandes herbívoros*. Zaragoza, España: Publ. Cons. Protec. Naturaleza Aragón.

DULLINGER S., DIRNBÖCK T., GREIMLER J. Y GRABHERR G. (2003) A re-sampling approach for evaluating effects of pasture abandonment on subalpine plant species diversity. *Journal of Vegetation Science*, 14, 243–252.

FERRER C., ASCASO J., MAESTRO M., BROCA A. Y AMELLA A. (1991) Evaluación de pastos de montaña (Pirineo Central): fitocenología, valor pastoral, producción y calidad. *XXXI Reunión Científica de la S.E.E.P.*, 189-196. Murcia, España: Consej. Agricultura, Ganadería y Pesca Región de Murcia.

FILLAT F., GARCÍA-GONZÁLEZ R., GÓMEZ GARCÍA D. Y REINÉ R. (2008) *Pastos del Pirineo*. Madrid, España: CSIC-Diputación de Huesca.

GARCÍA-GONZÁLEZ R., MARINAS A. Y GÓMEZ-GARCÍA D. (2003) Comparación de métodos de valoración pastoral en especies pascícolas pirenaicas. En: Robles A.B. et al. (Eds). *Pastos, desarrollo y conservación*, pp 437-442. Granada, España: Consej. Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía.

GÓMEZ-GARCÍA D. Y GARCÍA-GONZÁLEZ R. (2011) Evolución de la estructura florística tras 18 años de exclusión



del pastoreo en pastos subalpinos del P.N. de Ordesa y Monte Perdido (Huesca). En: López-Carrasco C. et al. (Eds). *Pastos, paisajes culturales entre tradición y nuevos paradigmas del siglo XXI*, pp 139-146. Madrid, España: SEEP.

KRAHULEC F., SKÁLOVÁ H., HERBEN T., HADINKOVÁ V., WILDOVÁ R. Y PECHÁKOVÁ S. (2001) Vegetation changes following sheep grazing in abandoned mountain meadows. *Applied Vegetation Science* 4, 97-102.

MARINAS M. Y GARCÍA-GONZÁLEZ R. (2006) Preliminary data on nutritional assessment of abundant species in alpine pastures of the Pyrenees. *Pirineos. A Journal of Mountain Ecology*, 161, 85-109.

MAYER R., KAUFMANN R. VORHAUSER K. Y ERSCHBAMER B. (2009) Effects of grazing exclusion on species composition in high-altitude grasslands of Central Alps. *Basic and Applied Ecology* 10, 447-455.

McNAUGHTON S.J. (1979) Grazing as an optimization process: grass-ungulate relationships in the Serengeti. *The American Naturalist* 113(5), 691-703

MILCHUNAS D.G., SALA O. E. Y LAUENROTH W. K. (1988) A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist* 132(1), 87-106.

MILCHUNAS D.G. Y LAUENROTH W.K. (1993) Quantitative effects of grazing

on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs*, 63(4), 327-366.

NOY-MEIR I. (1995) Interactive effects of fire and grazing on structure and diversity of Mediterranean grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 6, 701-710.

WALKER B.H. (1993) Rangeland ecology: understanding and managing change. *Ambio* 22, 80-87.

WILLEMS J.H. (1982) Phytosociological and geographical survey of *Mesobromion* communities in Western Europe. *Vegetatio* 48, 227-240.