

MODELIZACIÓN DE LA MATORRALIZACIÓN DE LOS PASTOS DEL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO Y SU RELACIÓN CON EL CAMBIO GLOBAL

CONCEPCIÓN L. ALADOS¹, BENJAMÍN KOMAC¹, C. GUILLERMO BUENO²,
MAITE GARTZIA², JUAN ESCÓS³, DANIEL GÓMEZ GARCÍA¹,
RICARDO GARCÍA-GONZÁLEZ¹, FEDERICO FILLAT¹, JESÚS JULIO CAMARERO¹,
JUAN HERRERO⁴ Y YOLANDA PUEYO¹

RESUMEN

La tendencia general de la población humana en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) durante la segunda mitad del siglo XX ha sido su migración desde los pueblos y áreas rurales a las grandes urbes industrializadas. Como consecuencia la presión de la ganadería disminuyó, dando lugar a la invasión de especies leñosas en los pastos (matorralización). No obstante, en determinadas situaciones, los pastos alpinos han mostrado un alto grado de persistencia, permaneciendo con pocos cambios específicos después de 20 años de exclusión al pastoreo. En este proyecto investigamos la influencia de los factores biofísicos y antrópicos sobre los procesos de matorralización.

Los resultados obtenidos de las comparaciones entre las tres imágenes de satélite (1989, 1998 y 2007) y entre tres fotografías aéreas (1957, 1981 y 2003), revelaron un incremento del bosque y del matorral y una disminución de la superficie de pastos. Asociados a esos cambios observamos un incremento de las poblaciones de ungulados silvestres, tales como el jabalí *Sus scrofa*. El incremento del jabalí ha provocado un aumento de sus perturbaciones, principalmente hozaduras, en los pastos alpinos del PNOMP. Estas perturbaciones a su vez modifican e incluso puede llegar a degradar estos pastos.

Una de las especies que presenta una mayor influencia en la reducción de los pastos es el erizón, *Echinospartum horridum*, debido a su capacidad de expansión, formando grandes y densas manchas mono-específicas que pueden cubrir varias hectáreas, y dónde sólo unas pocas especies sobreviven en los pequeños claros. La velocidad de expansión del erizón entre 1981 y 2003 varió entre 2,09 m año⁻¹ en las pendientes elevadas a 1,93 m año⁻¹ en las pendientes suaves. El modelo de enrejado realizado para simular la expansión de *E. horridum* con los valores de los parámetros estimados en el campo, dio como resultado una tasa de expansión similar a la observada. Se simularon diferentes escenarios de gestión consistentes en un gradiente de pastoreo y de quemas controladas para identificar diferentes situaciones de control de la expansión del erizón en los pastos. La dinámica de la población sugiere que la colonización del erizón continuará en los pastos del PNOMP.

Palabras clave: matorralización, pastos alpinos, dinámica de vegetación, *Echinospartum horridum*, *Sus scrofa*, modelización.

¹ Instituto Pirenaico de Ecología. Avda. Montañana 1005. Apto. 13034. E-50192 Zaragoza, España.

² Instituto Pirenaico de Ecología. Avda. Regimiento Galicia s/n, Apto. 64, Jaca, E- 22700 Jaca (Huesca), España.

³ Departamento de Producción Animal y Tecnología de los Alimentos. Escuela Politécnica Superior de Huesca. Universidad de Zaragoza. E-22071 Huesca, España.

⁴ Área de Ecología. Escuela Politécnica Superior de Huesca. Universidad de Zaragoza. E-22071 Huesca, España.

SUMMARY

The general human population trend in Ordesa and Monte Perdido National Park (OMPNP) during the second half of the XX century has been its migration from the villages to the big nearest industrialized cities. Consequently, livestock pressure declined, leading to the invasion of woody species into the grasslands. Nevertheless, if grasslands have not been invaded by shrubs, alpine grasslands showed a large inertia to change after 20 years of exclusion from grazing.

Results of the comparisons between the three satellite images (1989, 1998 and 2007) and the three aerial photographs (1957, 1981 and 2003) revealed an increase of forest and shrublands and a declining of grasslands. The influence of biophysical and anthropic variables on those changes was investigated. Associated to those changes we observed an increase of wild ungulates as wild boar *Sus scrofa*. The increase in wild boar numbers has led to an increase in the extent of its disturbances, mainly rooting, in the alpine and subalpine grasslands of OMPNP. These rooting modify and may even degrade these grasslands.

One of the species that is showing a larger influence on the grassland reduction is *Echinopartum horridum*, which forms large and dense monospecific patches that can cover several hectares, where only a few other plant species survive within small gaps. The speed of diffusion from 1981 to 2003 varied from 2.09 m year⁻¹ on the steep slopes to 1.93 m year⁻¹ on the less pronounced slopes. The lattice-structured model performed to simulate encroachment by the *E. horridum* using parameter values estimated in the field generated an erizón expansion rate equivalent to the one observed in the field. Different management scenarios consisting of a gradient of livestock pressures and fire events were simulated to identify scenarios able to control the expansion of *E. horridum* into grasslands. Plant dynamics suggest that colonization by *E. horridum* will continue in the grasslands of the OMPNP.

Key words: woody encroachment, alpine grasslands, vegetation dynamic, *Echinopartum horridum*, *Sus scrofa*, modelization.

INTRODUCCIÓN

La matorralización de los pastos montanos y subalpinos es una de las transformaciones ecológicas más importantes que están experimentando las zonas de alta montaña como consecuencia de los cambios de uso y climáticos. Es probablemente uno de los procesos de sucesión vegetal más importantes que afectan a la estructura y funcionamiento del ecosistema (DULLINGER *et al.* 2003; BRIGGS *et al.* 2005) reduciendo la productividad de los ecosistemas pastorales (MCPHERSON & WRIGHT 1990; AGUIAR *et al.* 1996; LETT & KNAPP 2003) así como su diversidad (HOBBS 1996; ALADOS *et al.* 2007; PRICE & MORGAN 2008). Las causas que producen o aceleran esta transformación se han asociado generalmente al abandono de la tierra (CARCAILLET

& BRUN 2000; ANTHELME *et al.* 2007; GELLRICH & ZIMMERMANN 2007), y al aumento de las temperaturas (KULLMAN 1993; MOISEEV & SHIYATOV 1997) aunque desconocemos la importancia relativa de cada uno de estos factores por separado (BARTOLOMÉ *et al.* 2005).

Los Pirineos han experimentado una importante reducción en las actividades agro-pastorales tradicionales durante los últimos 50 años del siglo XX debido al abandono de las tierras menos productivas e inaccesibles, generalmente asociadas a terrenos montañosos (MOLINILLO *et al.* 1997; LASANTA *et al.* 2005). Estos cambio afectan a la distribución de las plantas y sus interacciones y es considerado un factor clave en la recolonización de las especies leñosas (CARCAILLET & BRUN 2000; ANTHELME *et al.* 2007; GELLRICH & ZIMMERMANN 2007). Además, los pastos

subalpinos son el resultado de la actividad de pastoreo ancestral (CHOCARRO *et al.* 1990; AUSTRHEIM & ERIKSON 2001). En el Pirineo el bosque nativo fue sustituido por los pastos actuales debido a la acción del pastoreo intenso durante los últimos 500 años (MONTSERRAT & FILLAT 1990) y su conservación está vinculada al mantenimiento del pastoreo (MONTSERRAT 1964; MCNAUGHTON 1983; MARGALEF 1988). Diversos estudios realizados en esta zona y otras montañas próximas han observado una expansión de las especies leñosas en los pastos alpinos asociadas al abandono de la tierra (MOLINILLO *et al.* 1997; VICENTE-SERRANO 2001; SANZ-ELORZA *et al.* 2003; LASANTA *et al.* 2005; ROURA-PASCUAL *et al.* 2005). Una de las especies que de forma activa está invadiendo los pastos alpinos del Pirineo Central es el erizón *Echinopartum horridum* (Vahl.) Rothm. Este es una especie calcícola endémica del Pirineo y que se extiende ampliamente por las ladera sur (BENITO ALONSO 2006; ALADOS *et al.* 2007) de forma más rápida en las últimas décadas (MONTSERRAT *et al.* 1984), formando manchas monoespecíficas de reducida diversidad (ALADOS *et al.* 2007). En el Pirineo, el pastoreo es uno de los factores más importantes que controlan la expansión del erizón (ALADOS *et al.* 2007), generalmente asociado a la quema y desbroce de matorral (GARCÍA-RUIZ & VALERO-GARCÉS 1998).

A pesar de los conocimientos ya acumulados sobre los procesos de matorralización en los pastos alpinos, no se sabe aún la velocidad de avance ni sus consecuencias en la conservación integral de los procesos ecológicos de estos ecosistemas de elevado valor ecológico y social. Los modelos realizados hasta la fecha se han centrado en analizar los efectos físicos y antrópicos en la distribución de la vegetación y han servido para detectar los factores que influyen con mayor fuerza en la distribución actual de la vegetación (GARTZIA *et al.* unpublished). Sin embargo este tipo de estudio no sirve para predecir la dinámica de la vegetación porque no incluye la dinámica poblacional (PURVES *et al.* 2007). Los modelos de simulación nos permiten predecir no sólo la dinámica y velocidad de los cambios observados sino también dibujar diferentes escena-

rios de cambio y predecir las consecuencias que dichos cambios producen en los ecosistemas. Una cuestión importante es detectar, evitar y minimizar las amenazas de los cambios de uso y climáticos en la conservación de los espacios naturales. Estudios recientes han demostrado que la variabilidad espacial y temporal en la distribución espacial de la vegetación abre numerosas oportunidades para el establecimiento de nuevas semillas (JURENA & ARCHER 2003). La distribución espacial de la vegetación tiene pues, un papel predominante en los procesos que en ella se desarrollan. Por ello los modelos a desarrollar serán espacialmente explícitos.

Asociados a estos procesos de recolonización del bosque y unidos a un descenso generalizado de la cabaña ganadera, son también importantes los cambios en las poblaciones de animales forestales (GORTÁZAR *et al.* 2000). En este sentido animales como el corzo o el jabalí, que desarrollan sus actividades vitales en el bosque han visto incrementado su hábitat y descendido su papel como recurso cinegético de supervivencia (HERRERO *et al.* 2005). Este aumento de poblaciones animales forestales trae consigo un aumento de sus perturbaciones, especialmente las hozaduras de jabalí que son una de las grandes preocupaciones actuales en áreas protegidas de montaña (GARCÍA GONZÁLEZ & MARINAS MURILLO 2003; HERRERO *et al.* 2005).

El objetivo de este estudio es en primer lugar determinar la importancia de los diferentes factores de origen físicos, biológicos y antrópicos que influyen en la expansión del erizón. Determinar la velocidad de expansión del erizón bajo diferentes condiciones. Seguidamente, investigar el efecto de la perturbación por fuego y pastoreo en la expansión del erizón por medio de un modelo de simulación espacialmente explícito. De forma complementaria pretendemos describir el impacto de las hozaduras de jabalí en los pastos alpinos y subalpinos en cuanto a su extensión, afección a las zonas de pastoreo tradicional y su impacto a partes esenciales del ecosistema como son el suelo, el banco de semillas y la flora y vegetación predominante de los pastos alpinos del PNOMP. Finalmente se ha realizado una aplicación en Access de ayuda a la gestión (Apén-

dice A), la cual permite de una manera sencilla manejar la información almacenada en bases de datos, estando además provista de un visor cartográfico.

MATERIAL Y MÉTODOS

Zona de Estudio

El Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, PNOMP, (3.350 m altura; 42° 40' 35" E, 0° 02' 08" N; en su punto más alto, Monte Perdido) se creó en 1918 con una extensión de 21 km², siendo ampliado posteriormente (1982) hasta ocupar la superficie actual de 156 km². El relieve del PNOMP es montañoso con cambios abruptos y profundos cañones (Ordesa y Añislo) que se dibujan sobre un sustrato calcáreo con fuerte presencia de procesos kársticos. El clima de la zona tiene componentes importantes de clima continental y mediterráneo. La estación climática más antigua presente en la zona de estudio, Góriz (2.215 m altitud; 42° 40' N, 00° 02' E) presenta una pluviosidad media de 1.730 mm. La temperatura media anual es de 5°C; registrando las temperaturas más baja en febrero -6°C y la más alta en julio 13,0°C. La nieve está presente desde noviembre hasta mayo en los pastos alpinos.

El PNOMP presenta las tres cuartas partes de su superficie cubierta por pastos alpinos, en los cuales podemos diferenciar dos sectores separados por el cañón de Añislo: los puertos de Góriz (5.850 ha) y La Estiva (586 ha) en la parte occidental y la Montaña de Sesa (1.177 ha), Escuaín (739 ha) y parte del puerto de Revilla (1.099 ha) en el sector oriental.

Dinámica de la vegetación

El estudio de la dinámica de vegetación en el PNOMP se basó en tres mapas de vegetación obtenidos por foto-interpretación de tres series de fotos aéreas (1957, 1981 y 2003). Se han distinguido 6 tipos de vegetación en los mapas (suelo desnudo, prados, pastos, matorrales, bosque y el *Echinopartum horridum*). El suelo desnudo incluye superficies rocosas y pastos de escasa co-

bertura (< 5%). Los prados se refieren a los prados de siega, a diferencia de los pastos, cuyo aprovechamiento es a diente (mediante pastoreo). Además de los mapas, se ha recopilado información topográfica (altitud, pendiente, orientación, insolación) y se han creado capas de uso antrópico del territorio (distancia a los pueblos, carreteras, ríos, puntos de agua y edificios de uso agrícola). Hemos realizados matrices de transición para ver cómo han cambiado los tipos de vegetación y hemos realizado un mapa de dónde han ocurrido esos cambios.

Influencia de las perturbaciones de jabalí en los pastos alpinos

Para el estudio de las perturbaciones de jabalí se realizó una cartografía de dichas perturbaciones en el verano de 2005 centrándose en las áreas supraforestales de los puertos de Góriz bajo, la Estiva, la Montaña de Sesa y Escuaín. Realizada la cartografía, se analizó su extensión y distribución y se comparó con la distribución de zonas pastoreadas por vacas y por ovejas. En cuanto a su afección a partes concretas del ecosistema se realizaron muestreos en el verano de 2006, 2007 y 2008: de suelo, banco de semillas y flora siguiendo un diseño estratificado al azar, en las cinco comunidades de pastos más afectadas por las perturbaciones. Dicho diseño se realizó utilizando la cartografía de hozaduras previamente desarrollada donde se ubicaron al azar los puntos de muestreo dentro de las zonas hozadas. Una vez localizado dicho punto, se ubicó por cada punto otro punto fuera de la zona hozada, lo más cerca del punto de la zona perturbada, de modo pareado. El número de puntos de muestreo varió según el objeto de estudio. Así fueron 200, 100 y 400 para suelo, banco de semillas y flora respectivamente, siendo distribuido un mismo número de puntos de muestreo para cada una de las cinco comunidades elegidas. La determinación de las comunidades más afectadas se realizó mediante el contraste de la cartografía de las perturbaciones con el mapa de vegetación detallada de los pastos (GARCÍA-GONZÁLEZ *et al.* 2007). Para el estudio del suelo y banco de semillas se cogieron cilindros del suelo de 10 cm de profundidad, ya que esa es la profundidad media aproximada

de las perturbaciones en el PNOMP (C.G. Bueno, obs. pers.). Para la determinación de la flora se utilizaron dos cuadrados de 25 × 25 cm con una malla de 5 cm (50 puntos de observación por unidad de muestreo) donde mediante el método de point intercept se cuantificaron las abundancias de las especies tanto dentro como fuera de las zonas hozadas.

Modelización de la colonización del Erizón

Hemos utilizados los modelos lineales generalizables (GLM) y su versión algo más realista: el modelo de ponderación Bayesiana, BMA, con el fin de ver qué factores han influido en los procesos de matorralización. Este modelo calcula la incertidumbre de los modelos lineales generalizados posibles dando un resultado promediado de los mismos, siendo por tanto más robusto que un modelo simple. La utilización del Spatial Eigen Vector Mapping (SEVM) ha permitido reducir la autocorrelación espacial en los datos, con el fin de obtener unos resultados que no presenten sesgo en la independencia de sus observaciones.

En cuanto a la utilización de las imágenes de satélite, se ha procedido a la clasificación supervisada de tres imágenes *Landsat Thematic Mapper 5* diseñadas para la cartografía temática. El intervalo de toma de las imágenes utilizadas para este estudio es de 9 años (1989-1998-2007) y se han diferenciando cuatro categorías de vegetación: zonas de bosque, matorrales, pastos densos y pastos ralos. Comparar imágenes de diferentes zonas o fechas es posible por la homogeneidad en la toma de datos que tiene cada satélite y además, nos proporcionan más información de la que podemos encontrar en las fotos aéreas, añadiendo a la información de las bandas visibles la que nos dan las bandas infrarrojas con una resolución espacial de 30 metros. La alta periodicidad de la toma de las observaciones de las imágenes de satélite es una gran ventaja para estudios de la dinámica de la vegetación, ya que aumentan la cantidad de información.

Hemos realizado un modelo de enrejado (*Automata Celular Model*) con el fin de poder simular

la expansión futura de las manchas y poder aplicar escenarios de gestión. Este tipo de modelización nos permite aplicar varios escenarios de gestión (como el cambio en la intensidad de pastoreo y las quemadas controladas). Esto es particularmente importante en un espacio protegido donde los experimentos *in situ* no son recomendados. Para obtener los diferentes parámetros necesarios en el modelo de expansión del erizón, hemos realizado un seguimiento con plantas marcadas de erizón y toma de datos demográficos y de reproducción. Hemos centrado nuestra atención en cuatro manchas de erizón, donde tenemos marcado desde el año 2005 unas 300 plantas en el centro y el borde de las manchas, según tres clases de edad (plántulas, plantas que empiezan a reproducirse y plantas adultas). Hemos obtenidos datos de crecimiento, de producción de flores y supervivencia para cada una de las 300 plantas marcadas durante los últimos cinco años, que constituyen los datos básicos para nuestro modelo. Además, el diseño del estudio nos ha permitido determinar la influencia de la pendiente en la interacción entre el erizón y el pasto, punto importante en nuestro modelo. Hemos realizado el seguimiento de una quema accidental de erizón en una de las manchas del parque. En el verano de 2007, la quema accidental de 0,1 ha en una mancha de erizones situada al lado del Pico de la Estiva nos ha permitido obtener los parámetros en cuanto a la recuperación del erizón después de un fuego, y tenerlos en cuenta en el modelo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evolución histórica de la ganadería en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

A partir de censos ganaderos realizados mediante encuestas y consultas bibliográficas se ha reconstruido la evolución de los censos ganaderos durante el último siglo (Tabla 1). La carga ganadera se ha calculado siguiendo la conversión de 1 Unidad de Ganado Mayor (UGM) equivale a una vaca de 500 kg, y 1 vaca ≈ 6 ovejas (basándose en las unidades metabólicas).

Sector Occidental (Góriz + La Estiva)				Sector Oriental (Sesa + Escuin + Revilla)			
Año	Ovejas	Vacas	Carga ganadera (UGM/ha)	Año	Ovejas	Vacas	Carga ganadera (UGM/ha)
1920	30.000	260	0,81	1920	22.000	555	1,25
1950	15.000	250	0,42	1950	10.000	400	0,61
1991	7.350	290	0,23	1991	5.545	594	0,44
1999	8.280	288	0,25	1999	4.900	340	0,34
2000	8.215	290	0,25				
2001	6.493	250	0,20				
				2002	3.164	1.144	0,48
2004	8.300	250	0,25	2004	1.964	1.200	0,44
2005	4.700	250	0,16				
2008	4.900	380	0,18	2.380	1.133	0,44	0,44
2009	4.750	385	0,18	2.400	1.140	0,44	0,44
2010	4.300	390	0,17	2.900	1.123	0,46	0,46

Tabla 1. Evolución de la carga ganadera en los dos puertos más importantes del PNMOP sector occidental (6000 ha) y sector oriental (4500 ha).

Table 1. Livestock pressure change in the OMPNP grazing lands Eastern sector (6000 ha) and Western sector (4500).

De los dos sectores estudiados, el sector oriental tiene una carga ganadera que casi triplica la del sector occidental, a pesar de que la superficie de este último es sólo el doble que la del primero. Los resultados dejan ver claramente un fuerte descenso de la carga ganadera sobre todo a partir de los años 90. A partir de esas fechas, en el sector oriental la carga ganadera se ha mantenido al mismo nivel, mientras que en el sector occidental el descenso continúa, aunque de manera más lenta.

La distribución espacial del ganado elaborada en 1992 (ALDEZABAL *et al.* 1992; GARCÍA-GONZÁLEZ *et al.* 2007) se ha extrapolado a la carga ganadera del año 2008 y se ha estimado la presión actual espacial del ganado sobre los pastos del PNOMP. Para ello, hemos asumido que los factores que influyen en la distribución de la carga ganadera se mantienen constantes, y hemos obtenido el mapa de carga ganadera actualizado presente en la Fig. 1.

Dinámica de la vegetación en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

Los cambios en la cubierta vegetal (suelo desnudo, prados, pastos, matorrales, bosque y *Echinopartum horridum*) ocurridos en el PNOMP a partir de las fotos aéreas de 1957, 1981 y 2003 se representan en la Fig. 2. La gran mayoría del parque está formada por pastos densos (31%) y pastos de vegetación escasa denominada como suelo desnudo (35%) de acuerdo con la foto aérea de 2003. La proporción de ambas coberturas no varía mucho. Los cambios detectados en la superficie del PNOMP representan 4.550 ha (ó 21,3%) entre 1957 y 2003, y se concentran sobre todo en el piso montano (1200-1800 m y el piso subalpino (1.800-2.400 m) con 2.730 ha y 1.000 ha respectivamente (Fig. 3). La proporción de los pastos densos disminuye un poco en ese periodo, sobre todo después de 1981, cuando el parque fue ampliado (aumento de las restricciones de uso y prohibición de los incendios) y se empieza

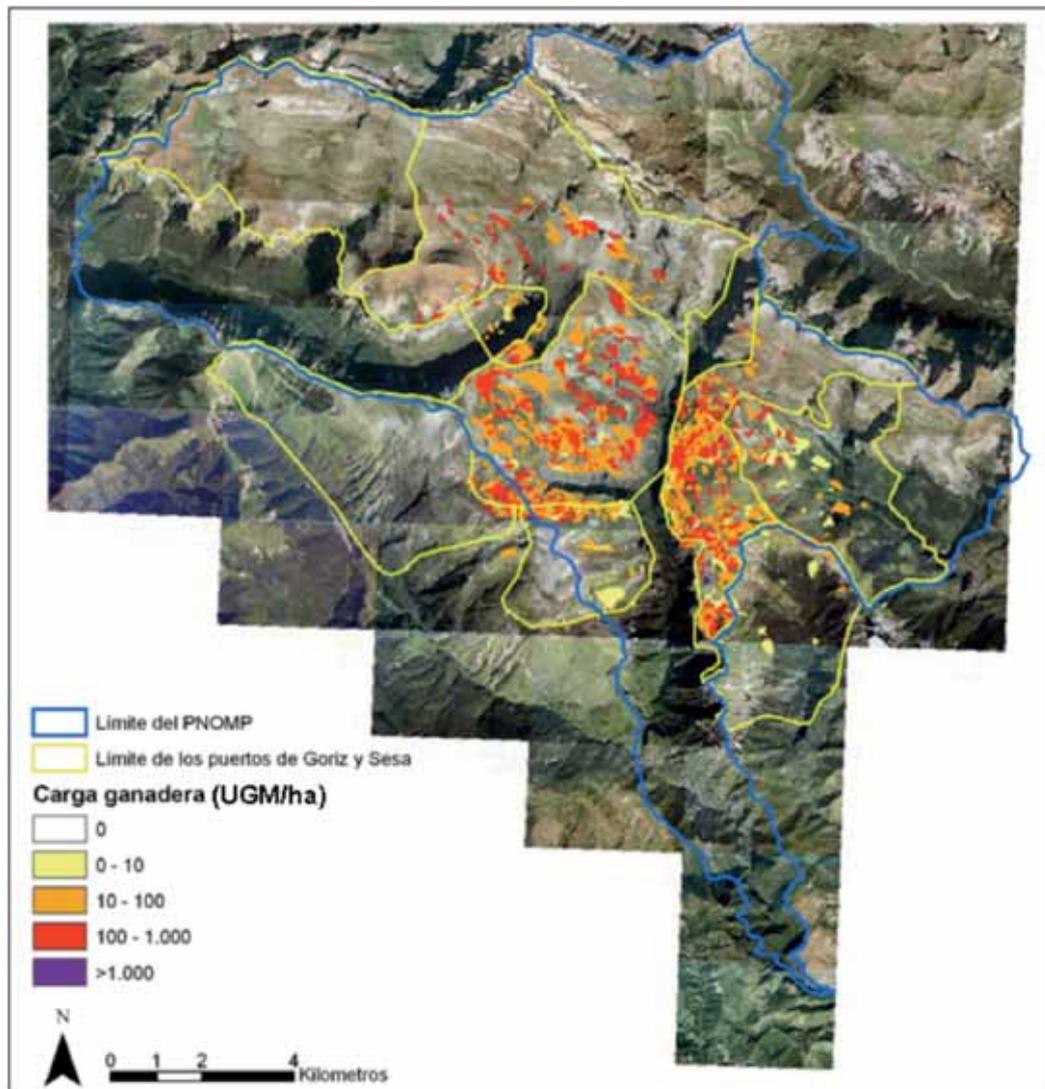


Figura 1. Mapa de distribución de la presión ganadera en los pastos del PNOMP (según GARCÍA-GONZÁLEZ *et al.* 2007).

Figure 1. Distribution of the livestock pressure in the grasslands of OMPNP (from GARCÍA-GONZÁLEZ *et al.* 2007).

a notar la disminución del uso pastoral. En conjunto, los pastos densos se han reducido en un 6% en estos 50 años, pasando de ocupar un 37% de la superficie del PNOMP a ocupar un 31% en la actualidad. Frente a esa disminución, cabe destacar el aumento de matorrales y bosques. La proporción de matorrales disminuyó frente al bosque, mientras que la superficie de bosque au-

mentó un 7%. En proporción relativa, el erizón es la especie leñosa que aumentó más, dado que duplica su superficie pasando de ocupar el 1,2% del PNOMP al 2,5%. Un estudio similar realizado en el valle de Borau (VICENTE-SERRANO 2001) también reveló un incremento de las especies leñosas asociadas al abandono de las actividades agrícolas en la segunda mitad del siglo XX.

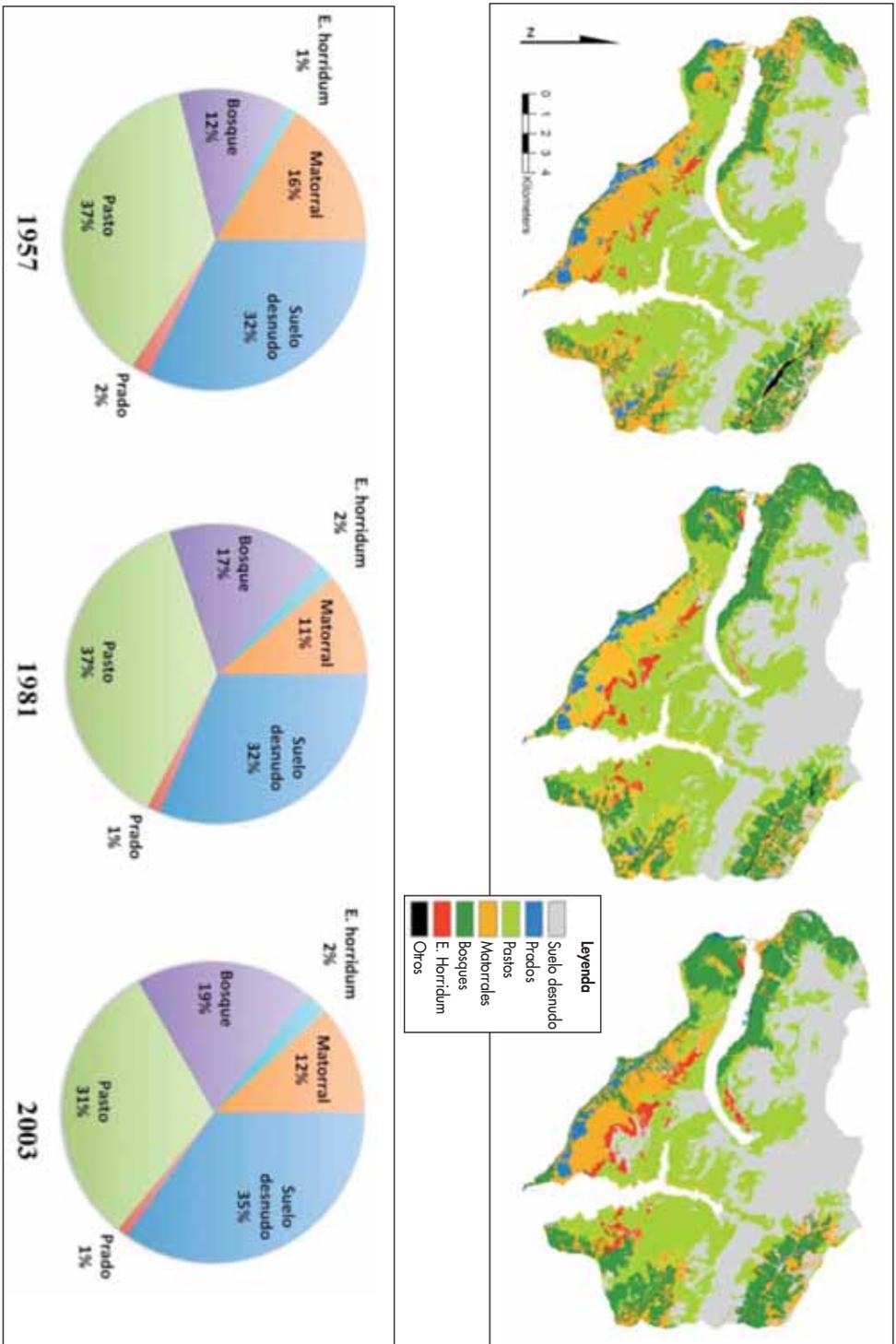


Figura 2. Mapas de vegetación para los años 1957, 1981 y 2003 a partir de foto-interpretación de fotos aéreas, y evolución de las coberturas vegetales en el PNOMP entre 1957 y 2003.
Figure 2. Distribution of vegetation cover classes for the years 1957, 1981 and 2003 obtained from photo-interpretation of aerial photograph, and vegetation coverages change between 1957 and 2003 in the OMPNP.

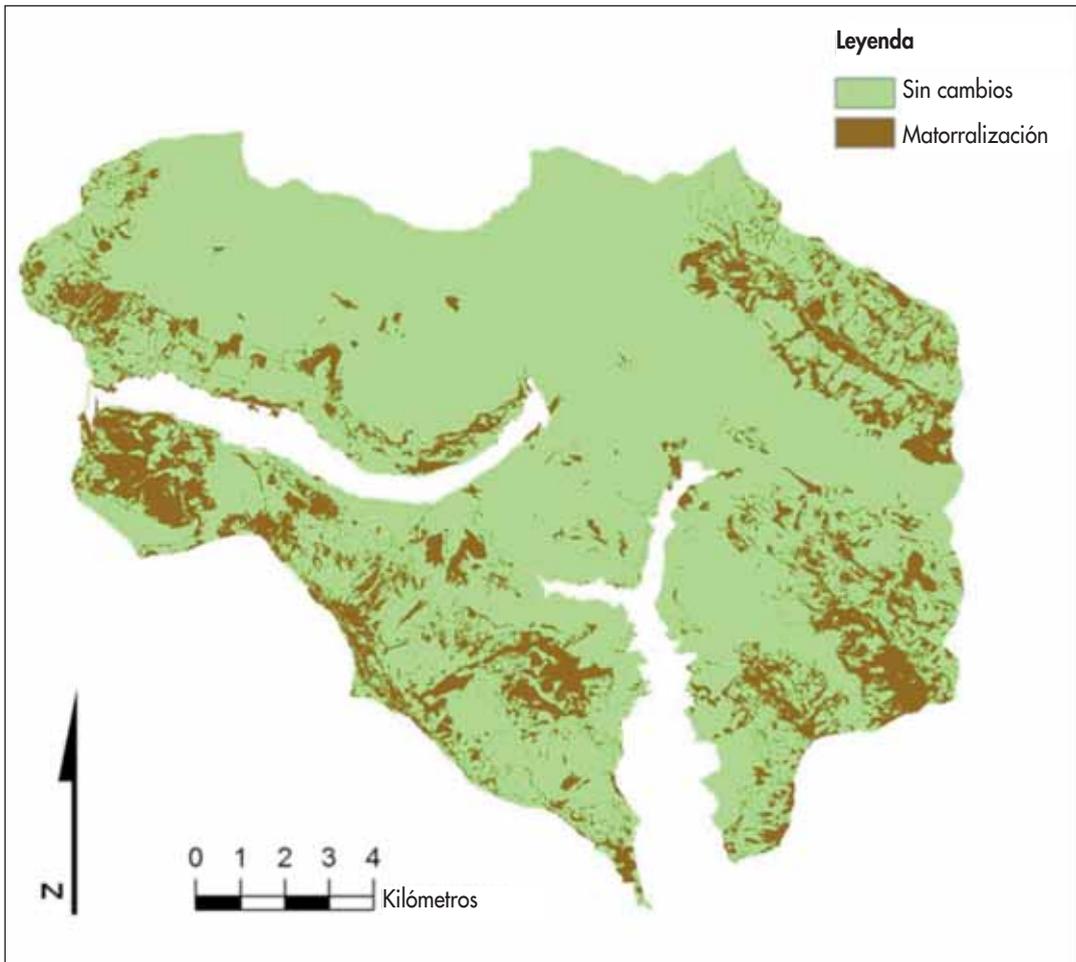


Figura 3. Mapa de los cambios de cobertura vegetal de pasto a matorral (arbusto y bosque incluidos) entre 1957 y 2003 a partir de foto-interpretación de fotos aéreas.

Figure 3. Distribution of vegetation cover changes from grassland to woodland (shrub and forest included) between 1957 and 2003 obtained by photo-interpretation of aerial photograph.

Las matrices de transición permiten ver la tasa de transformación entre diferentes coberturas entre dos años de referencia. La tabla 2 muestra las transformaciones de los matorrales en bosque (0,335 y 0,278 para el primer y segundo periodo respectivamente), y la menor conservación de los pastos en el segundo periodo (0,791) frente al primero (0,894), donde el abandono de las actividades agrícolas y la ampliación del parque pudieron estar relacionados. También se aprecia el abandono, o el descenso de la actividad agraria,

a través de la conversión de los prados en bosque (0,106 y 0,109) y matorral (0,128 y 0,209).

El proceso de matorralización que hemos definido se encuentra representado en la Fig. 4, donde se representa el porcentaje de cambios entre cada tipo de vegetación a lo largo de la sucesión secundaria hacia bosque. El proceso afecta a unas 2.650 ha o 12,4% del PNOMP entre 1957 y 2003. Se puede observar que la mayor parte del proceso está caracterizado por una conversión de

	1981					
1957						
	Suelo desnudo	Bosque	Matorral	Pastos	<i>E. horridum</i>	Prados
Suelo desnudo	0,916	0,016	0,012	0,054	0,002	0,000
Bosque	0,028	0,868	0,083	0,017	0,000	0,001
Matorral	0,024	0,335	0,513	0,110	0,004	0,010
Pastos	0,027	0,026	0,032	0,894	0,020	0,000
<i>E. horridum</i>	0,016	0,000	0,011	0,178	0,795	0,000
Prados	0,005	0,106	0,128	0,148	0,000	0,611

	2003					
1981						
	Suelo desnudo	Bosque	Matorral	Pastos	<i>E. horridum</i>	Prados
Suelo desnudo	0,956	0,009	0,015	0,019	0,001	0,000
Bosque	0,030	0,861	0,094	0,012	0,000	0,002
Matorral	0,028	0,278	0,635	0,042	0,007	0,009
Pastos	0,105	0,020	0,059	0,791	0,020	0,005
<i>E. horridum</i>	0,043	0,003	0,019	0,070	0,865	0,000
Prados	0,003	0,109	0,209	0,088	0,000	0,582

Tabla 2. Matrices de transición entre 1957 y 1981, y entre 1981 y 2003 representan la probabilidad en tanto por uno de pasar del estado expresado en filas al estado representado en las columnas.

Table 2. Transition matrixes between 1957 and 1981, and between 1981 and 2003 representing the probability per unit rate of changing from file state to column state.

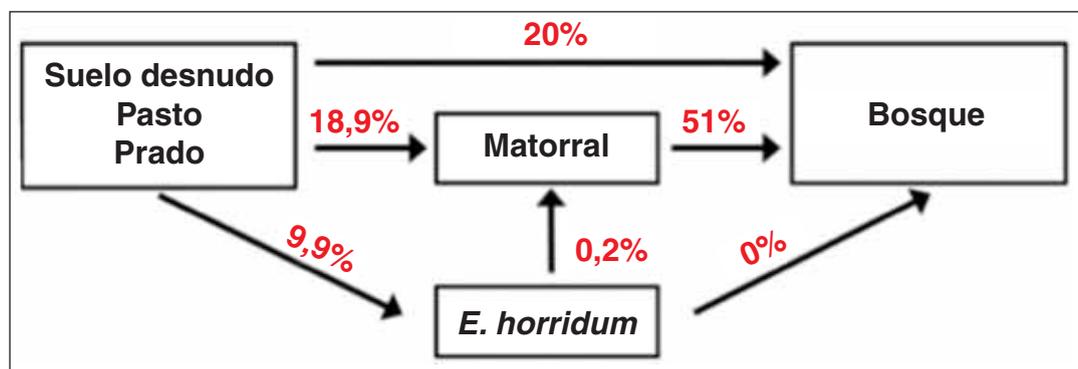


Figura 4. Proporción de cambios entre clases de cobertura vegetal a lo largo de un proceso de sucesión secundaria desde prado a bosque.

Figure 4. Rate of change between vegetation cover classes across a secondary vegetation succession process.

los matorrales en bosque seguido de la colonización de pastos, prados y suelo desnudo por matorrales y bosques. Es por tanto el piso montano el que está más afectado por el proceso con 1925 ha transformadas.

El análisis BMA de la matorralización (con 1.000 puntos de presencia del proceso frente a 1.000 puntos con ausencia del proceso) da un resultado bastante fiable (AUC=0,876), y muestra que la altitud es el principal factor que explica los procesos de matorralización. Se puede así caracterizar la zona de matorralización como la situada entre 900 y 2.200 m de altitud, en zonas con pendiente pronunciada (15-40°), en umbría o fondos de valles y sobre sustrato de tendencia ácida (Tabla 3).

Las clasificaciones supervisadas de las tres imágenes Landsat Thematic Mapper diseñadas para la cartografía temática han permitido diferenciar cuatro categorías de vegetación (zonas de bosque, matorrales, pastos densos y pastos raros) con elevada exactitud (Kappa = 0,89 para 1989, Kappa =

0,87 para 1998 y Kappa = 0,88 para 2007). Podemos, por tanto, afirmar que las imágenes Landsat TM5 pueden ser utilizadas para la clasificación supervisada de las cuatro categorías de vegetación descritas de forma muy satisfactoria.

En cuanto a los resultados, vemos una tendencia clara en los cambios de cobertura vegetal similares a los descritos con las fotos aéreas: la superficie de bosque y matorral ha aumentado entre 1989-2007 mientras que los pastos se han reducido en estas dos últimas décadas (Fig. 5). El test de Bonferroni y el estadístico Chi², confirman que los cambios ocurridos entre 1989 y 2007 son significativos (Chi² = 142,18, df = 3, P < 0,001). En las dos últimas décadas, el 85% de la vegetación se ha mantenido estable en la zona de estudio (9% del pasto denso, 8% del matorral, 20% bosque y 48% pasto raro) (Fig. 6). En el 15% de la superficie del área se han detectado cambios, de los cuales 60% de los mismos pueden ser explicados por la seriación de la vegetación hacia un estado climático: un aumento de

Variables	BMA + SEVM
Intercepción	0,92 ***
Altitud	- 11,03 ***
Pendiente	1,05 **
Orientación N-S	NI
Orientación E-O	0,01
Insolación	1,91 ***
TWI	- 0,03
Litología	1,06 ***
Distancia a los pueblos	NI
Distancia a las carreteras	NI
Distancia a los puntos de agua	- 0,33
Distancia a los ríos	- 0,25
Distancia a los edificios agrícolas	NI

Tabla 3. Resultados del análisis de BMA para los factores que influyen en la matorralización. *** P < 0,001, ** P < 0,01, * P < 0,05, NI es no incluidos.

Table 3. BMA results for the main factors that determine the woody encroachment. *** P < 0.001, ** P < 0.01, * P < 0.05, NI is not included.

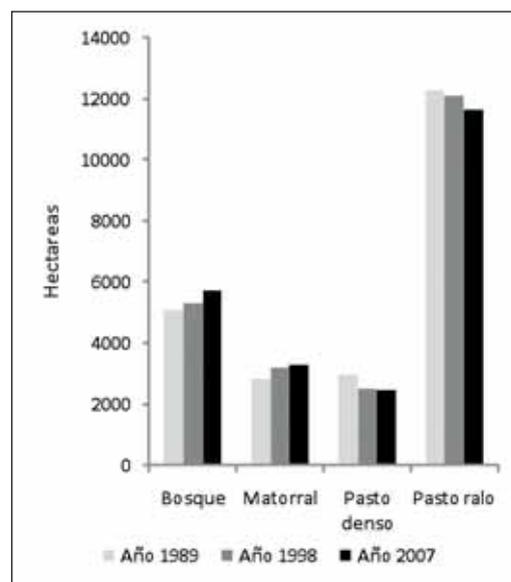


Figura 5. Diagrama de barras de los cambios de cobertura vegetal obtenidos a partir de la clasificación supervisada de las imágenes de satélite Landsat TM 5 obtenidas a principios de Agosto de los años 1989,1998, y 2007.

Figure 5. Bars diagram of vegetation cover classes obtained from supervised classification of Landsat TM 5 satellite images from August 1989, 1998, and 2007.

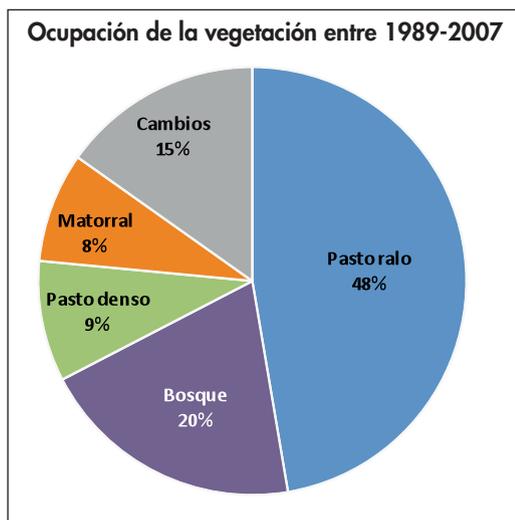


Figura 6. Porcentaje de cambios en la vegetación del PNOMP entre 1989-2007 y proporción que permanece estable durante ese periodo obtenido a partir de la clasificación supervisada de las imágenes de satélite Landsat TM 5.

Figure 6. Rate of change of OMPNP vegetation cover classes between 1989-2007 and rate of permanency in the same class obtained from supervised classification of Landsat TM 5 satellite images from August 1989, 1998, and 2007.

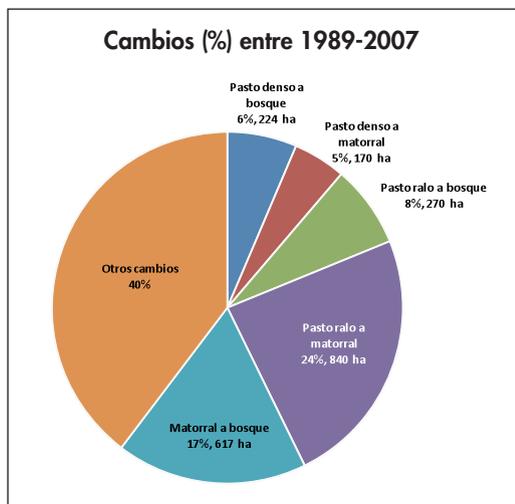


Figura 7. Tipología de los cambios en la vegetación en porcentajes y hectáreas ocupadas en el área de estudio obtenidos a partir de la clasificación supervisada de las imágenes de satélite Landsat TM 5.

Figure 7. Percentage of vegetation cover changes between 1989-2007 and hectares occupied obtained from supervised classification of Landsat TM 5 satellite images.

la matorralización y la regeneración natural del bosque. Hay una pérdida de 394 ha de pasto denso (el 11% de los cambios) convertidas en comunidades leñosas, mientras que en el pastoralo esta transición hacia comunidades leñosas es mucho más acentuada llegando a 2.110 ha (32% de los cambios). Aunque el aumento del matorral es notable en la zona, hay que subrayar que en esta comunidad también se está produciendo una regeneración natural del bosque, siendo dos décadas suficientes para que 617 ha (17% de los cambios) de matorral se hayan convertido en bosque (Fig. 7).

Efectos de las hozaduras de jabalí en los pastos alpinos y subalpinos del PNOMP

La cuantificación de la zona hozada resultó en un 12,9% de los pastos estudiados del PNOMP (3.863 ha; Figura 8). Los pastos más perturbados fueron los correspondientes a las siguientes alianzas fitosociológicas: *Festucion eskiae* (23,3% perturbado), *F. spadiceae* (16,8%), *Bromion erecti* (10,7%), *Rumicion pseudoalpini* (11,4%) y *Nardion strictae* (2,66%). Dichos pastos corresponden con pastos densos, estando la selección del suido relacionada con tres factores de importancia decreciente: las preferencias de alimentación, la facilidad para hozar estos pastos y el manejo humano (BUENO *et al.* 2009). A este último respecto es el pastoreo el mayor manejo humano en las zonas de pastos y por ende la actividad que potencialmente más puede verse afectada por las perturbaciones. Nuestros resultados apuntaron que las hozaduras afectaron un 20,8% las zonas de pastoreo vacuno y un 13,4% las zonas de pastoreo ovino, siendo las primeras además seleccionadas activamente y las segundas circunstancialmente perturbadas (BUENO *et al. In press*). En este sentido las perturbaciones afectan de forma muy considerable a los pastos del PNOMP, siendo más extensas que gran parte de las comunidades vegetales que forman el mosaico de los pastos alpinos y subalpinos, y afectando también su uso pastoral.

Con respecto a la afección de las hozaduras a las distintas partes del ecosistema, hay que señalar que su afección fue variada en cada apartado es-

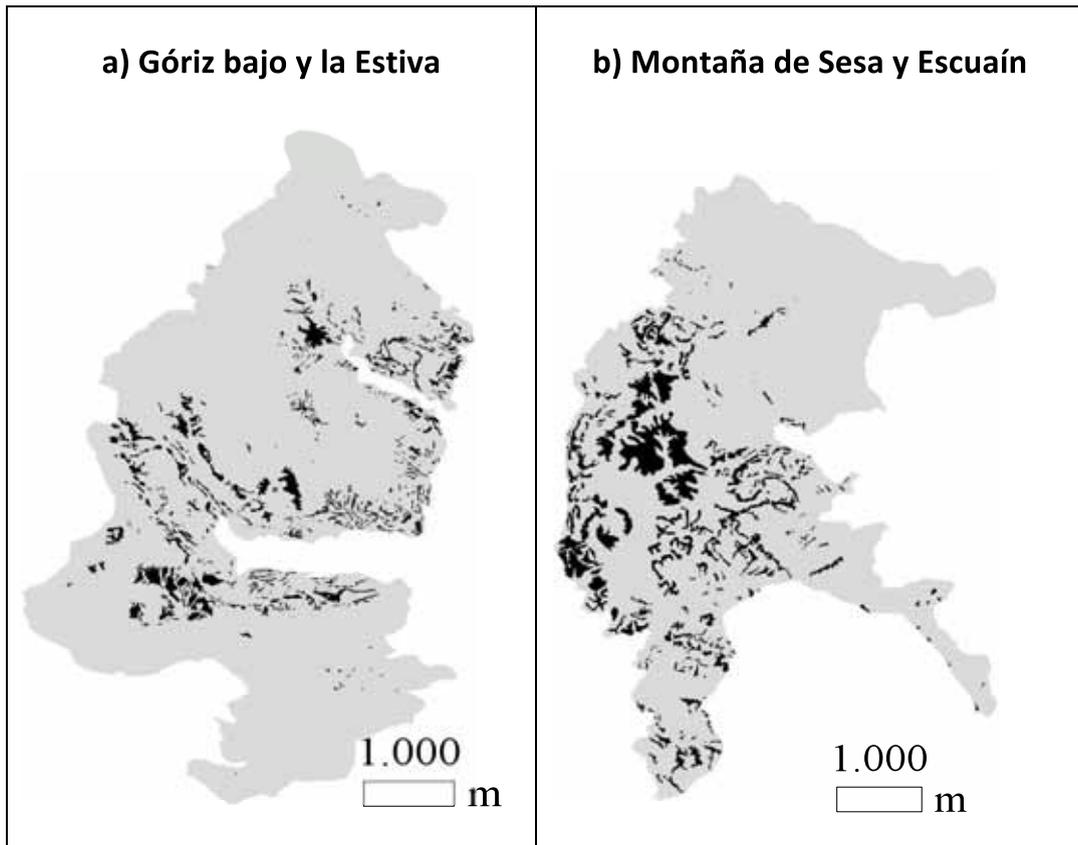


Figura 8. Cartografía de las hozaduras en los pastos alpinos de PNOMP. Las manchas negras son la superficie hozada. a) Góriz bajo y la Estiva (2189,3 ha, de las cuales 128,6 ha hozadas) y b) Montaña de Sesa y Escuaín (1673,7 ha, de las cuales 192,9 ha hozadas).

Figure 8. Cartographic distribution of wild boar rooting in the alpine grasslands of OMPNP. In black the rooting surface. a) Low Góriz and la Estiva (2189.3 ha, 128.6 ha of them were rooting) and b) Sesa Mountain and Escuaín (1673.7 ha, from them 192.9 ha were rooting).

tudiado. Con respecto al suelo fue destacable el aumento temporal en la disponibilidad de nutrientes como los nitratos, al ser eliminada la absorción de las plantas de dichos nutrientes y estimulados su mineralización con la remoción del suelo (BUENO *et al.* unpublished-a). A su vez se encontró un efecto de compactación del suelo, debido a que las hozaduras eliminan la cobertura vegetal levantando las raíces y raicillas de las plantas y por ende desestructurando la estructura porosa del suelo dada por la estructura radical en los primeros centímetros del suelo (BUENO *et al.* unpublished-a). Con respecto al banco de semillas, su efecto principal fue la reu-

bicación de semillas de capas más profundas del suelo (desde 5-10 cm), donde se ubican el grueso en número de semillas en estos pastos, a capas superficiales, siendo en esta situación más susceptibles de germinar (BUENO *et al.* in press). Aún así el impacto de las hozaduras al banco de semillas es bastante moderado ya que resultó muy reducido el papel de dicho banco en la regeneración y dinámica de los pastos (BUENO *et al.* in press). Por último para la flora y vegetación de los pastos, las perturbaciones produjeron una disminución de las especies dominantes en estos pastos, tales como: *Festuca eskia*, *F. paniculata spadicca*, *Nardus stricta* *F. gr. rubra*, *Agrostis capillaris*,

Poa supina y *Trifolium alpinum*. Entre la flora favorecida se encontraron únicamente 6 especies de las cuales ninguna fue gramínea (Tabla 4). En cuanto a su composición en grupos funcionales

(Figura 9) las perturbaciones provocaron un cambio en la dominancia de especies *graminoides* por especies dicotiledóneas (BUENO *et al.* unpublished-b).

Especies favorecidas	Grupos funcionales	Comunidad vegetal
<i>Cirsium acaule</i>	perenne dicotiledónea	NS*
<i>Barbarea intermedia</i>	perenne dicotiledónea	todas*
<i>Sanguisorba minor</i>	perenne dicotiledónea	NS*
<i>Tragopogon lamottei</i>	perenne dicotiledónea	BE*, todas*
<i>Polygonum aviculare</i>	anual dicotiledónea	RP*, todas**
<i>Crocus nudiflorus</i>	bulbo	todas*
Especies desfavorecidas		
<i>Agrostis capillaris</i>	perenne graminoide	BE***, NS**, RP***, FP*
<i>Carex caryophylla</i>	perenne graminoide	BE***, NS***, RP*, FE***, FP*
<i>Deschampsia flexuosa</i>	perenne graminoide	FE*, todas**
<i>Festuca eskia</i>	perenne graminoide	FE***, todas**
<i>Festuca paniculata</i>	perenne graminoide	FP***, todas**
<i>Festuca gr. rubra</i>	perenne graminoide	BE***, NS***, RP***, FP***
<i>Koeleria pyramidata</i>	perenne graminoide	BE***, NS***, RP*, FP**
<i>Lolium perenne</i>	perenne graminoide	RP*
<i>Nardus stricta</i>	perenne graminoide	NS***, FE***
<i>Poa alpina</i>	perenne graminoide	FP**
<i>Poa pratensis</i>	perenne graminoide	RP*
<i>Poa supina</i>	anual graminoide	RP***, todas*
<i>Achillea millefolium</i>	perenne dicotiledónea	BE***, RP***, todas**
<i>Alchemilla gr. colorata</i>	perenne dicotiledónea	BE**, todas**
<i>Campanula scheuchzeri</i>	perenne dicotiledónea	todas*
<i>Centaurea montana</i>	perenne dicotiledónea	todas*
<i>Cruciata glabra</i>	perenne dicotiledónea	todas*
<i>Galium pumilum</i>	perenne dicotiledónea	NS**, FP*, todas**
<i>Galium verum</i>	perenne dicotiledónea	BE*
<i>Gentiana acaulis</i>	perenne dicotiledónea	todas*
<i>Leontodon hispidus</i>	perenne dicotiledónea	NS*, todas**
<i>Lotus corniculatus</i>	perenne dicotiledónea	BE***, NS***, todas**
<i>Pilosella lactucella</i>	perenne dicotiledónea	NS*, todas*
<i>Pilosella officinarum</i>	perenne dicotiledónea	BE**, NS***, FP*
<i>Plantago alpina</i>	perenne dicotiledónea	BE**, NS**, todas**

Especies desfavorecidas (cont.)		
<i>Plantago lanceolata</i>	perenne dicotiledónea	BE**
<i>Plantago media</i>	perenne dicotiledónea	BE***, FP*, todas***
<i>Potentilla erecta</i>	perenne dicotiledónea	NS***, todas***
<i>Potentilla neumanniana</i>	perenne dicotiledónea	BE**, FP*, todas**
<i>Prunella vulgaris</i>	perenne dicotiledónea	BE*, NS**, todas**
<i>Ranunculus bulbosus</i>	perenne dicotiledónea	RP**, todas*
<i>Sanguisorba minor</i>	perenne dicotiledónea	BE*
<i>Thymus praecox</i>	perenne dicotiledónea	BE*, NS**, todas**
<i>Trifolium alpinum</i>	perenne dicotiledónea	NS***, FE***, todas***
<i>Trifolium pratense</i>	perenne dicotiledónea	BE***, todas**
<i>Trifolium repens</i>	perenne dicotiledónea	BE***, RP***, FP*
<i>Vicia pyrenaica</i>	perenne dicotiledónea	BE*, FP**, todas*
<i>Merendera montana</i>	bulbo	BE*, FP*, todas**

Tabla 4. Especies que significativamente incrementaron su abundancia ('especies favorecidas') o que la disminuyeron ('especies desfavorecidas') en las zonas hozadas del PNOMP. Se indica si el cambio sucedió en una comunidad (BE: Bromion erecti, NS: Nardion strictae, RP: Rumicion pseudoalpini, FE: Festucion eskiaie, FP: Festucion paniculatae) o en todas ('todas'). El test utilizado fue un test de rangos pareados de Wilcoxon, donde el nivel de significación fue indicado por: ** p<0,05, *** p<0,01, **** p<0,001.

Table 4. Species that significantly increased its abundance ('favored species') or declined ('unfavored species') in the wild boar rooting area in OMPNP. It is indicated if the change take place in a community (BE: Bromion erecti, NS: Nardion strictae, RP: Rumicion pseudoalpini, FE: Festucion eskiaie, FP: Festucion paniculatae) or in all ('todas'). The test used was the Wilcoxon paired rank test. Significance level: *** P < 0.001, ** P < 0.01, * P < 0.05.

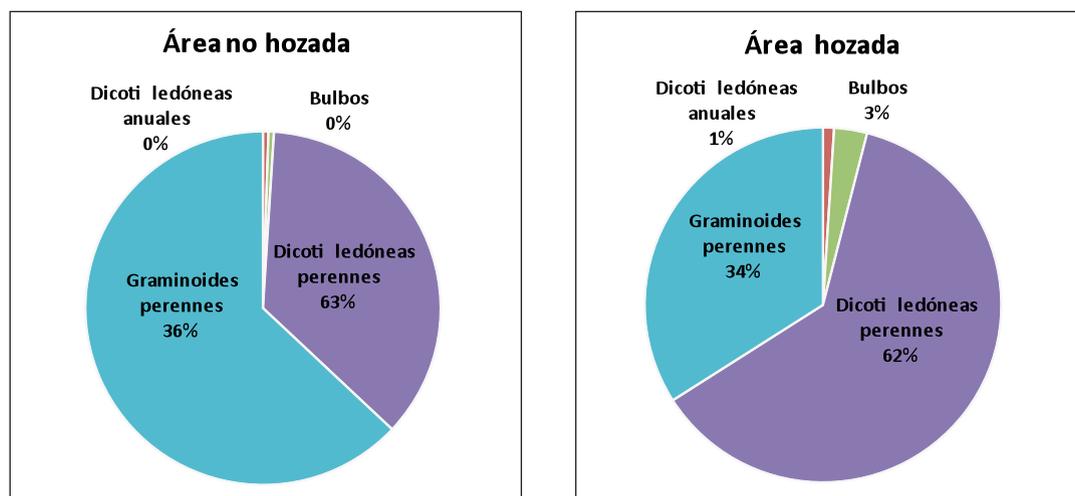


Figura 9. Porcentajes de abundancia de cada grupo funcional en (a) zonas no hozadas y en (b) zonas hozadas de los pastos alpinos del PNOMP. G = graminoides, AD = anual dicotiledóneas, PD = Perenes dicotiledóneas y B = bulbos.

Figure 9. Percentage of abundance of each functional group in (a) undisturbed and in (b) disturbed wild boar rooting alpine grasslands in the OMPNP. G = graminoids, AD = annual dicots, PD = perennial dicots and B = bulbos.

Dinámica de expansión del erizón en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

En primer lugar hemos determinado la importancia de la expansión del erizón en las últimas décadas e identificado los principales factores que influyen en su distribución espacial, con el fin de entender mejor su dinámica a escala del parque. Hemos utilizado mapas de vegetación para los años 1957, 1981 y 2003, en donde se ha foto-interpretado la extensión del erizón (Fig. 10). Se han analizado los datos con el análisis BMA y el SEVM, como anteriormente, para determinar qué factores influyen en la distribución espacial del erizón y poder establecer un mapa de su distribución potencial.

La proporción de erizón se ha multiplicado por dos en los últimos 46 años (270 frente a 530 ha) y ocupa 2,5% del PNOMP. Las matrices de transición (Tabla 2) muestran que la planta coloniza principalmente los pastos (la tasa de cambio es 0,020, lo que representa 150 ha). De estos datos puede deducirse que antes de 1981, aún se practicaban las quemadas de erizón para la recuperación de pastos (tasa de cambio de erizón a pasto de 0,178) y que posteriormente a la ampliación del parque en 1982, casi no hubo recuperación de

pastos sobre el erizón (tasa de cambio de erizón a pasto de 0,07).

El análisis de BMA de la distribución espacial del erizón da un resultado muy fiable ($AUC=0,912$). Los factores topográficos son los más importantes en la distribución de la planta y se puede definir una zona de presencia entre los 1.300 y 2.200 m de altitud, en zonas de pendiente entre 20° y 40° y con orientación sur (Tabla 5). También podemos ver que la planta se distribuye en el entorno de los puntos de agua (de 0 a 5 km). Lo que demuestra que el erizón está cerca de las zonas de pasto muy asociados a los puntos de agua. El erizón, debido a la abundancia de espinas y su tendencia a formar masas densas mono-específicas, dificulta el manejo del ganado, lo que ha llevado tradicionalmente a los pastores a quemarlo. Sin embargo, la naturaleza pirofítica del erizón favorece su crecimiento tras la quema, dando como resultado un aumento de su abundancia asociado a los pastos.

A partir de los resultados del modelo, hemos obtenido un mapa de distribución potencial para el erizón en el PNOMP (Fig. 11). La probabilidad de presencia de la planta mayor al $> 0,75$ se obtiene para una superficie potencial de 1.500 ha (7% del

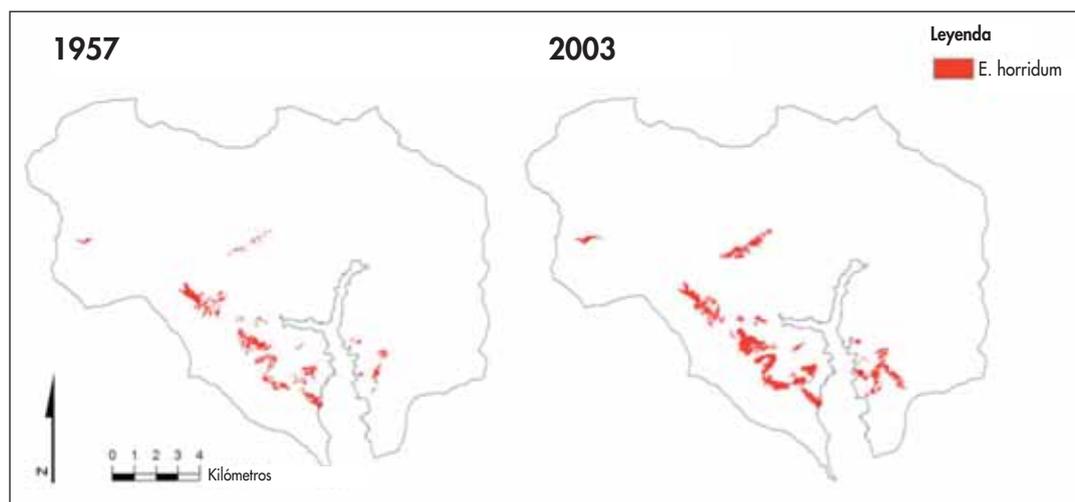


Figura 10. Mapas de distribución del erizón para los años 1957 y 2003 a partir de foto-interpretación de fotos aéreas.

Figure 10. Distribution of ericoid cover in 1957 and 2003 obtained by photo-interpretation of aerial photograph.

Variables	BMA + SEVM
Intercepción	- 4,26 ***
Altitud	- 12,07 ***
Pendiente	6,94 **
Orientación N-S	NI
Orientación E-O	- 0,01
Insolación	10,68 ***
TWI	- 0,08
Litología	- 1,16 ***
Distancia a los pueblos	NI
Distancia a las carreteras	NI
Distancia a los puntos de agua	- 21,05 ***
Distancia a los edificios agrícolas	NI

Tabla 5. Resultados del análisis de BMA para los factores que influyen en la distribución espacial del erizón. Significance level : *** P < 0,001, ** P < 0,01, * P < 0,05, NI es no incluidos.

Table 5. BMA results for the main factors that determine the erizón expansion. *** P < 0.001, ** P < 0.01, * P < 0.05, NI is not included.

PNOMP), mientras que para una probabilidad >0,5 obtenemos una superficie potencial de 5.560 ha (27% del PNOMP). Esto permite deducir, que existe una parte importante de la superficie del parque susceptible de ser colonizada por el erizón, y que su presencia puede mantenerse a largo plazo si persisten los factores ambientales y antrópicos actuales.

Con el fin de predecir los efectos de diferentes sistemas de gestión para controlar la expansión del erizón, hemos aplicado un modelo de enrejado (*Automata Celular Model*). El modelo «básico» consiste en tres estados posibles: erizón, S; suelo desnudo, E; y pasto, G (Fig 12).

En el modelo se supone que el matorral puede colonizar el suelo desnudo y el pasto, mientras que el pasto solamente puede colonizar el suelo desnudo. Matorral y pastos pueden pasar a ser suelo desnudo por muerte de las plantas.

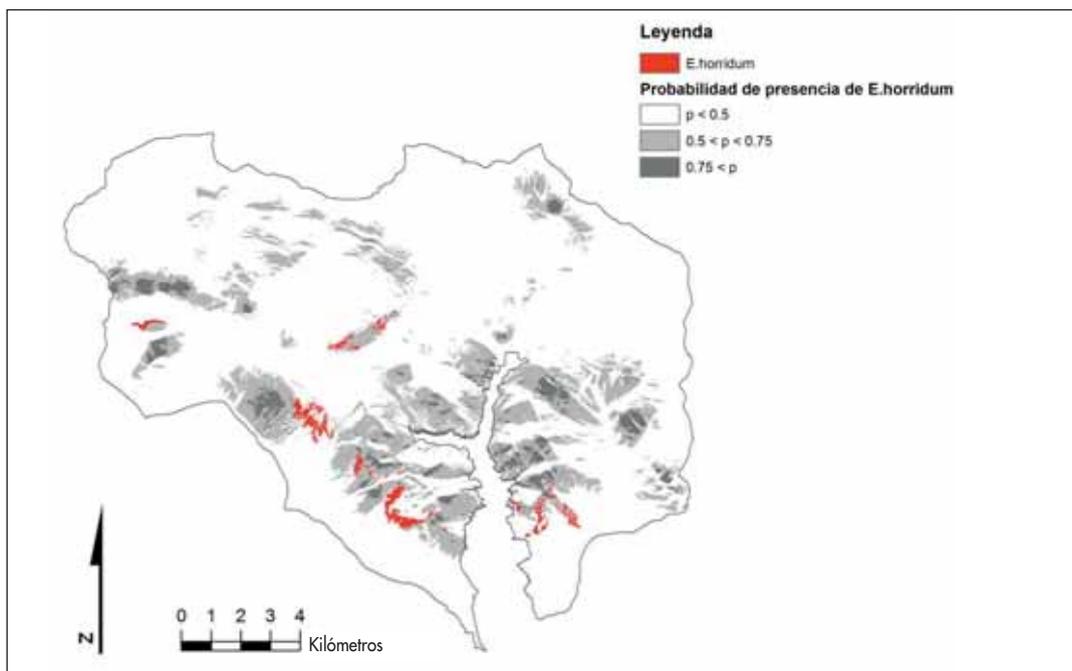


Figura 11. Mapa potencial de presencia del erizón en el PNOMP. En rojo se representa la distribución actual. En gris oscuro se representa la distribución potencial con más de un 75% de probabilidad de acierto, en gris claro entre 50% y 75%, y de color blanco se representa la superficie con menos de 50% de probabilidad de convertirse en erizón.

Figure 11. Expected erizón distribution in OMPNP. Actual distribution in red, 75% of certainty probability in dark grey, 50 - 75% of certainty probability in light gray, and less than 50% in white.

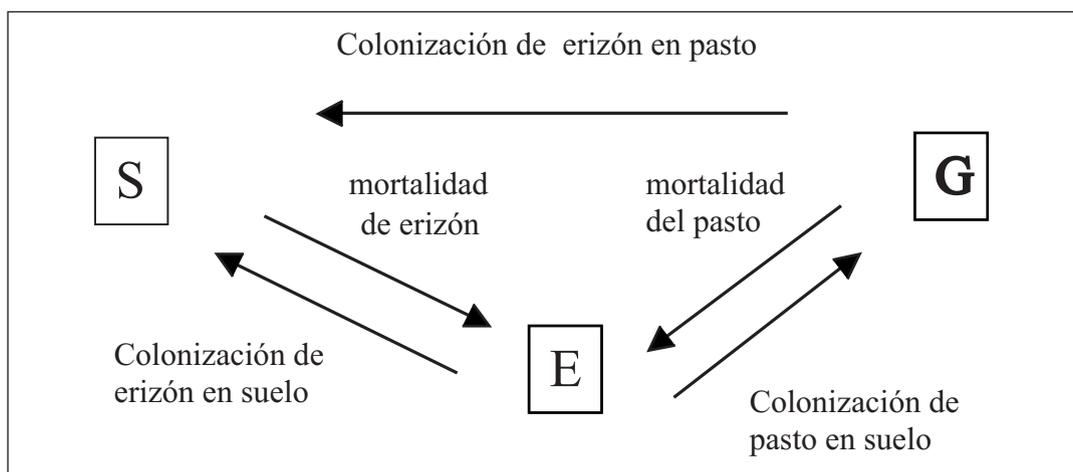


Figura 12. Diagrama conceptual de las transiciones entre los diferentes estados posibles del modelo: ocupado por erizón, S; ocupado por pasto, G, y suelo desnudo, E

Figure 12. Conceptual graph showing the transitions between the different possible states of the model: occupied by a shrub (S); occupied by grasses (G) or empty (E).

El modelo tiene en cuenta la localización de la celda, es decir, si está rodeada de matorral o se encuentra en el borde de la mancha de matorral, en contacto con el pasto. Algunos parámetros relativos a las gramíneas como la tasa de mortalidad han sido sacados de publicaciones científicas, mientras que los parámetros relativos a la población del erizón han sido obtenidos a partir del seguimiento de las poblaciones marcadas por nosotros en el PNOMP.

Para hacer las simulaciones, hemos usado el programa Matlab 7.1 y matrices de 200 x 200 celdas. La primera simulación, con la introducción de una celda de erizón en el centro de la matriz, alcanza después de 400 años una proporción de 20%. La tasa de crecimiento observada es similar a la tasa observada in situ en el PNOMP tras la comparación de manchas de erizón en las fotos aéreas (Fig 13a). La segunda simulación, con 10% de erizón (2,5% de cobertura actual frente a los

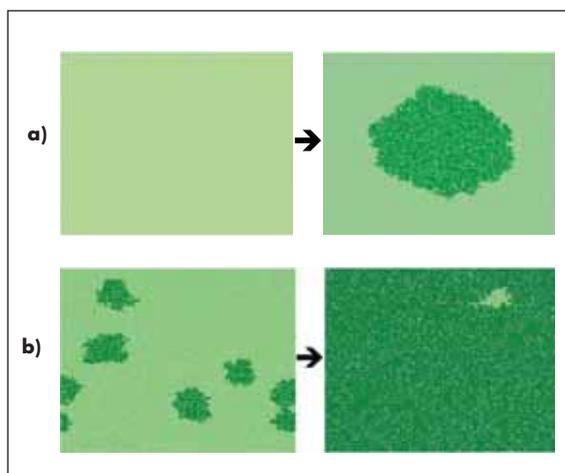


Figura 13. Simulaciones de la expansión del erizón (en verde oscuro) a lo largo de 400 años en una matriz de pastos (en verde claro). Arriba e izquierda, se parte de condiciones iniciales de un arbusto en el centro de una matriz de pastos. Abajo con 10% de la matriz ocupados por el erizón. Derecha representa el final de la simulación.

Figure 13. Simulation of 400 years erizón (in dark green) expansion in a grassland matrix (in light green). Upper left represent the initial condition of one shrub cell in the center of a matrix of grasses. Down and left represent 10% of the matrix occupied by erizón. Right part represents the final of the simulation.

25% potenciales) alcanza después de 400 años una proporción de 87%. Una colonización casi total de la matriz. Eso deja pensar que la colonización del erizón no tiene límite en el PNOMP, dentro de las áreas potenciales de expansión representadas en la Fig. 11.

En segundo lugar, hemos simulado el control de la expansión en 30 años por medio de quemaduras prescritas y pastoreo. Hemos calculado la tasa de expansión según diferentes escenarios de quemaduras y pastoreo. Los resultados muestran que se debe quemar el 10% de la superficie de erizón cada 8 años para mantener su densidad bajo control. No se ha tenido en cuenta en el modelo el efecto negativo que el fuego recurrente pueda tener en los microorganismos del suelo y en el aumento de la erosión. Para reducir los efectos negativos del fuego es recomendable que vaya asociado a pastoreo después de la quema, para destruir las plántulas de erizón que germinan tras la quema. Cuando en la simulación introducimos quema y pastoreo, se observa que una quema del 2% de erizón cada 8 años asociado a una intensidad de pastoreo que destruya el 90% de las semillas germinadas de erizón sería suficiente para evitar el aumento del erizón en el PNOMP (KOMAC *et al.* in rev).

CONCLUSIONES

Las investigaciones realizadas en el marco de ese proyecto muestran que el PNOMP está sufriendo cambios importantes en el paisaje, como consecuencia de la gran reducción de la carga ganadera en los pastos supraforestales y la disminución de las actividades agrícolas en los valles. La ganadería ha disminuido mucho en el ámbito del PNOMP en particular se observa un descenso de la carga ganadera de una cuarta parte de lo que era a principio del siglo XX. A pesar de eso, los pastos tienen una relativa inercia a los cambios y las parcelas de exclusión del ganado muestran cambios de cobertura vegetal pero no de sustitución de especies.

El paisaje en su conjunto está cambiando considerablemente (21,3% de la superficie del PNOMP) en los últimos 50 años, donde la matorralización tiene gran importancia (12,4% ó 2.650 ha). Esos cambios se producen por debajo de los 2.200 m, y sobre todo en la zona de fondos de valle y de umbría, lo cual se traduce por una pérdida de pastos y prados (1.500 ha aproximadamente). Analizando más en detalle la colonización del erizón en los pastos (250 ha), podemos predecir a través de los modelos de simulación, que únicamente una acción simultánea de quemaduras controladas y pastoreo permitirá frenar la colonización de la especie y recuperar los pastos.

Las consecuencias de los cambios paisajísticos también afectan a las poblaciones de ungulados salvajes como el jabalí, corzo o ciervo que están en gran aumento en el parque y las zonas de los alrededores aprovechando las zonas boscosas y de matorrales. En este sentido, el mencionado aumento de las poblaciones de jabalí ha provocado un aumento de sus perturbaciones en los pastos alpinos y subalpinos del parque. Los resultados de nuestras investigaciones al respecto apuntan a que el ruido ejerce un efecto en estas comunidades muy notable, tanto en la extensión de sus perturbaciones (más de 12% de superficie hozada) como en la afectación de las mismas al pastoreo y a las propiedades ecológicas de los suelos, bancos de semillas y vegetación. Por todo ello cabe añadir a los efectos directos de la matorralización de los pastos y el papel del erizón, los efectos indirectos donde se implica al jabalí y sus perturbaciones tiene un papel determinante en la dinámica de los pastos.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Organismo Autónomo Parques Nacionales del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, la financiación del proyecto 002/2007. Agradecemos además de forma especial la atención y apoyo que nos prestó en todo momento la guardería y personal del Parque Nacional de Ordesa. JJC agradece el apoyo de ARAID.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIAR, M. R., PARVELO, J. M., SALA, O. E. & LAUENROTH, W. K. 1996. Ecosystem responses to changes in plant functional type composition: an example from the Patagonian steppe. *Journal of Vegetation Science* 7: 381-390.
- ALADOS, C. L., EL AICH, A., KOMAC, B., PUEYO, Y. & GARCÍA-GONZÁLEZ, R. 2007. Self-organized spatial patterns of vegetation in alpine grasslands. *Ecological Modelling* 201: 233-242.
- ALDEZABAL, A., BAS, J., FILLAT, F., GARCÍA-GONZÁLEZ, R., GARÍN, I., GÓMEZ, D. & SANZ, J. L. 1992 Utilización ganadera de los pastos supraforestales en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. In: ed. CSIC-ICONA, Jaca-Huesca.
- ANTHELME, F., JEAN-CHARLES, V. & BRUN, J.-J. 2007. Shrub encroachment in the Alps gives rise to the convergence of sub-alpine communities on a regional scale. *Journal of Vegetation Science* 18: 355-362.
- AUSTRHEIM, G. & ERIKSON, O. 2001. Plant species diversity and grazing in the Scandinavian mountains - patterns and processes at different spatial scales. *Ecography* 24: 683-695.
- BARTOLOMÉ, J., PLAIXAT, J., FANLO, R. & BOADA, M. 2005. Conservation of isolated Atlantic heathlands in the Mediterranean region: effects of land-use changes in the Montseny biosphere reserve (Spain). *Biological Conservation* 122: 81-88.
- BENITO ALONSO, J. L. 2006 *Vegetación del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Sobrarbe, Pirineo Central Aragón)*. Zaragoza: Publicaciones del Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón.
- BRIGGS, J. M., KNAPP, A. K., BLAIR, J. M., HEISLER, J. L., HOCH, G. A., LETT, M. S. & MCCARRON, K. 2005. An ecosystem in transition: woody plant expansion into mesic grassland. *BioScience*, 55: 243-254.
- BUENO, C. G., ALADOS, C. L., GÓMEZ-GARCÍA, D., BARRIO, I. C. & GARCÍA-GONZÁLEZ, R. 2009. Understanding the main factors in the extent and distribution of wild boar rooting on alpine grasslands. *Journal of Zoology (London)* 279: 195-202.
- BUENO, C. G., REINÉ, R., ALADOS, C. L. & GÓMEZ-GARCÍA, D. in press. Effects of large wild boar disturbances on alpine soil seed banks. *Basic and Applied Ecology*.
- BUENO, C. G., AZORÍN, J., GÓMEZ-GARCÍA, D., ALADOS, C. L. & BADÍA, D. unpublished-a. Soil responses to large wild boar disturbances in Pyrenean alpine grasslands.
- BUENO, C. G., ALADOS, C. L., GÓMEZ-GARCÍA, D. & BARRIO, I. C. unpublished-b. Effects of wild boar rooting on plant diversity, composition and spatial variation in Pyrenean alpine grasslands.
- CARCAILLET, C. & BRUN, J. J. 2000. Changes in landscape structure in the Northwestern Alps over the last 7000 years: lessons from soil charcoal *Journal of Vegetation Science* 11: 705-714.
- CHOCARRO, C., FANLO, R., FILLAT, F. & MARÍN, P. 1990. Historical evolution of natural resource use in the Central Pyrenees of Spain. *Mountain Research and Development* 10: 257-265.
- DULLINGER, S., DIRNBÖCK, T., GREIMLER, J. & GRABHERR, G. 2003. A resampling approach for evaluating effects of pasture abandonment on subalpine plant species diversity. *Journal of Vegetation Science* 14: 243-252.
- GARCÍA-GONZÁLEZ, R., ALADOS, C. L., BUENO, G., FILLAT, F., GARTZIA, M., GÓMEZ, D., KOMAC, B., MARINAS, A. & SAINT-JEAN, N. 2007. Valoración ecológica y productiva de los pastos supraforestales en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. In: L. Ramírez & B. Asensio (eds.) *Proyectos de investigación en parques nacionales: 2003-2006* pp. 105-128. Madrid.: Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.
- GARCÍA-RUIZ, J. M. & VALERO-GARCÉS, B. L. 1998. Historical Geomorphic Processes and Human Activities in the Central Spanish Pyrenees *Mountain Research and Development*, 18(4): 309-320.
- GARCÍA GONZÁLEZ, R. & MARINAS MURILLO, A. 2003. Valoración del impacto de las hozaduras del jabalí en los pastos supraforestales del Parc National des Pyrénées. In: *Parc National des Pyrénées*, Jaca, España: Instituto Pirenaico de Ecología.

- GARTZIA, M., BUENO, C. G. & ALADOS, C. L. unpublished. Modelization of the vegetation changes happens in the last 20 years in mountainous area of OMPNP (Spanish Pyrenees). .
- GELLRICH, M. & ZIMMERMANN, N. E. 2007. Investigating the regional-scale pattern of agricultural land abandonment in the Swiss mountains: a spatial statistical modelling approach. *Landscape and Urban Planning* 79: 65-76.
- GORTÁZAR, C., HERRERO, J., VILLAFUENTE, R. & MARCO, J. 2000. Historical examination of the status of large mammals in Aragon, Spain. . *Mammalia* 64: 411-422.
- HERRERO, J., GÍMENEZ-ANAYA, A., PRADA, C. & GARCÍA-SERRANO, A. 2005 Bases para la gestión del jabalí *Sus scrofa* L. en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. p. 134. Gobierno de Aragón.
- HOBBS, N. T. 1996. Modification of ecosystems by ungulates. *Journal of Wildlife Management* 60: 695-713.
- JURENA, P. N. & ARCHER, S. 2003. Woody plant establishment and spatial heterogeneity in grasslands. *Ecology* 84(4): 907-919.
- KOMAC, B., KÉFI, S., ESCÓS, J. & ALADOS, C. L. in prep. Simulated shrubland encroachment in alpine grasslands under different management scenarios.
- KULLMAN, L. 1993. Pine (*Pinus sylvestris* L.) tree-limit surveillance during recent decades, Central Sweden. . *Arctic and Alpine Research* 25: 24-31.
- LASANTA, T., VICENTE-SERRANO, S. & CUADRAT-PRATS, J. M. 2005. Mountain Mediterranean landscape evolution caused by the abandonment of traditional primary activities: a study of the Spanish Central Pyrenees. *Applied Geography* 25: 47-65.
- LETT, M. S. & KNAPP, A. K. 2003. Consequences of shrub expansion in mesic grassland: resource alterations and graminoid responses. *Journal of Vegetation Science* 14: 487-496.
- MARGALEF, R. 1988. Evolución de los macrófitos y su coevolución con los herbívoros. *Monografías del Instituto Pirenaico de Ecología (Homenaje a Pedro Montserrat)* 4: 637-642.
- MCNAUGHTON, S. J. 1983. Physiological and Ecological Implications of Herbivory. In: O. L. Lange, P. S. Nobel, C. B. Osmond & H. Ziegler (eds.) *Encyclopedia of Plant Physiology, New Series*, pp. 657-677. Berlin: Springer-Verlag.
- MCPHERSON, G. R. & WRIGHT, H. A. 1990. Effects of cattle grazing and *Juniperus pinchottii* canopy cover on herb cover and production in western Texas. *American Midland Naturalist* 123: 144-151.
- MOISEEV, P. A. & SHIYATOV, S. G. 1997. Vegetation dynamics at the treeline ecotone in the Ural highlands, Russia. In: L. Nagy, Grabherr, G., Körner, Ch., Thompson, D. B. A. (eds.) *Alpine biodiversity in Europe*, pp. 423-435. Berlin, Germany: Springer Verlag.
- MOLINILLO, M., LASANTA, T. & GARCÍA-RUIZ, J. M. 1997. Managing mountainous degraded landscapes after farmland abandonment in the central Spanish Pyrenees. *Environmental Management* 21: 587-598.
- MONTERRAT, P. 1964. *Ecología del pasto*. P. Cent. Pir. Biol. Exp. 1: 1-68.
- MONTERRAT, P., MONSERRAT, J. M. & MONTERRAT, G. 1984. Estudio de las comunidades de *Echinopartum horridum* en el Pirineo español. *Acta Biologica Montana* IV: 249-257.
- MONTERRAT, P. & FILLAT, F. 1990. The system of grassland management in Spain. In: A. I. Breymer (ed.) *Managed Grasslands Regional Studies*: Elsevier.
- PRICE, J. & MORGAN, J. 2008. Woody plant encroachment reduces species richness of herb-rich woodlands in southern Australia. *Austral Ecology* 33: 278-289.
- PURVES, D. W., ZAVALA, M. A., OGLE, K., PRIETO, F. & REY BENAYAS, J. M. 2007. Environmental, heterogeneity, bird-mediated directed dispersal, and oak woodland dynamics in Mediterranean Spain. *Ecological Monographs* 77: 77-97.
- ROURA-PASCUAL, N., PONS, P., ETIENNE, M. & LAMBERT, B. 2005. Transformation of a rural landscape in the eastern Pyrenees between 1953 and 2000. *Mountains Research and Development* 25: 252- 261.

SANZ-ELORZA, M., DANA, E. D., GONZÁLEZ, A. & SOBRINO, E. 2003. Changes in the high-mountain vegetation of central Iberian peninsula as a probable sign of global warming. *Annals of Botany* 92: 273-280.

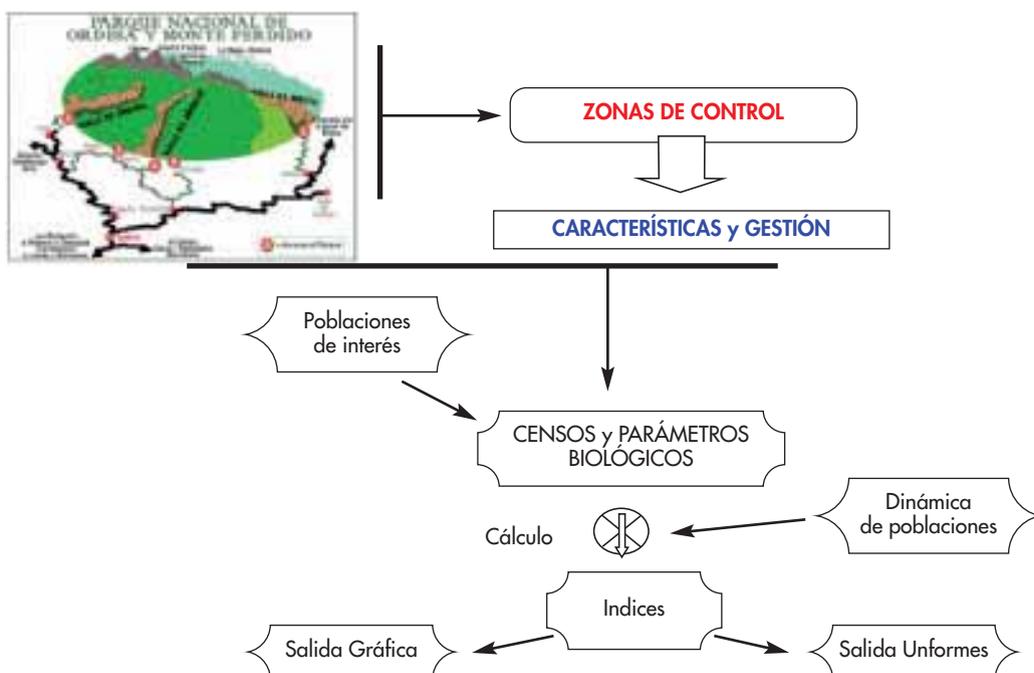
VICENTE-SERRANO, S. M. 2001 *El papel reciente de la ganadería extensiva de montaña en la dinámica del paisaje y en el desarrollo sostenible: el ejemplo del Valle de Borau*. Zaragoza: Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón.

APÉNDICE A. APLICACIÓN ACCESS DE AYUDA A LA GESTIÓN

La recogida de datos del proyecto y la aportada por el PNOMP, se han integrado en una aplicación Ms Access 2003 desarrollada con una estructura que permite la incorporación de información de forma sencilla, un análisis claro y visualización rápida de los resultados. La aplicación incluye enlazado un visor cartográfico (MAPOject LT2 de ARCGIS).

La estructura básica de la aplicación se representa en el siguiente esquema:

Esquema Base de datos:



Los objetivos cubiertos en la aplicación son:

1. Recoger los puntos o zonas de control de poblaciones.
2. Recoger información sobre las variables poblacionales de las especies de interés o de especies sensibles a la gestión del parque. Rebeco especialmente.
3. Establecer las presiones e impactos en cada punto (Gestión).
4. Observar los datos poblacionales de cada punto o transecto acompañados de índices estadísticos reproductivos y del estado de las poblaciones (Sex-ratio, tasas de fecundidad,...)
5. Visualizar cartográficamente, mediante un módulo SIG, las diferentes zonas. Añadir nuevas coberturas y cambiar las características de cada una.
6. Localizar los grupos de ungulados (rebeco) en el módulo cartográfico y ubicarlo dentro de cuadrículas de 100×100 m y 1.000×1.000 m.

