

*Lucas Mallada*, 19: 69 a 94  
ISSN: 0214-8315, e-ISSN: 2445-060X  
<http://revistas.iea.es/index.php/LUMALL>  
Huesca, 2017

## ¿PODEMOS CONTROLAR LA EXPANSIÓN DEL ERIZÓN MEDIANTE QUEMAS?

David BADÍA<sup>1</sup>  
Cecilia ARMAS  
Juan Luis MORA  
Daniel GÓMEZ<sup>2</sup>  
Gabriel MONTSERRAT  
Sara PALACIOS

RESUMEN.— El erizón (*Echinopartum horridum*) es uno de los arbustos más abundantes y con mayor amplitud ecológica del Pirineo central. Su expansión en amplias superficies de pastos parece obedecer a los cambios en las condiciones socioeconómicas (descenso de la población rural, descenso de la carga ganadera...) y a la prohibición del fuego pastoral. En este artículo se evalúan los efectos que la quema prescrita tiene sobre la sucesión vegetal (mediante transectos), a lo largo de una cronosecuencia de 35 años, y sobre la erosión del suelo, estimada según el modelo ERMIT.

La quema prescrita del espinal de erizón conduce a un transitorio aumento de la diversidad vegetal que alcanza su máximo a los tres años. A partir de entonces ambos parámetros descienden progresivamente para recuperar sus bajos valores iniciales. El erizón germina profusamente tras la

Recepción del original: 23-10-2017

<sup>1</sup> Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural. Escuela Politécnica Superior de Huesca. Universidad de Zaragoza. Carretera de Cuarte, s/n. E-22071 HUESCA. badia@unizar.es

<sup>2</sup> Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC). Avda. de Nuestra Señora de la Victoria, 12. Apdo. 64. E-22700 JACA. dgomez@ipe.csic.es

quema, ocupando una cuarta parte de la cubierta vegetal total a los dos o tres años y la mitad de la misma a los seis años. Se trata de un claro ejemplo de autosucesión vegetal posincendio, carácter propio de comunidades pirófitas. El resto de especies que colonizan temporalmente el espinal quemado tienen un valor pastoral bajo en relación con el pasto circundante que, además, suele ser excedentario para la carga ganadera que soporta actualmente. Por tanto, la quema del espinal de erizón, en las actuales condiciones, supone su rejuvenecimiento pero no su sustitución por otras comunidades.

La superficie de suelo desnudo suele ser baja tras la quema prescrita generada en óptimas condiciones, inferior al 50%, al dejar muchos residuos (ramas y hojarasca más o menos chamuscadas) en superficie. Bajo esas condiciones y con laderas suaves se estima que pueden perderse unas 4 toneladas de suelo/ha para el primer año. Si la quema es de mayor severidad, y se produce en laderas de fuerte pendiente, se prevén mayores pérdidas de suelo, de unas 20 toneladas/ha para el primer año. Estos valores descienden progresivamente con el tiempo, tal y como se produce la recuperación de la cubierta vegetal.

ABSTRACT.— The erizón (*Echinopartum horridum*) is one of the most abundant bushes of central Pyrenees which also covers the greatest ecological scope of that area. Its expansion in large areas of pasture seems to be due to changes in socio-economic conditions (decline of the rural population, decrease of the cattle load...) and to the prohibition of pastoral fire. This project evaluates the effect that prescribed burnings have had on vegetation succession over a chronosequence of 35 years and on soil erosion (according to the ERMIT model).

Prescribed burnings of the erizón lead to a transient increase of the vegetation richness and diversity, which reaches its peak after 3 years. From then on, both parameters decrease progressively to recover their original initial low values. The erizón germinates profusely after the burning, occupying a quarter of the total vegetation cover after two or three years and half of it after six years. It is a clear example of post-fire plant auto-succession, a distinctive characteristic of pyrophyte communities. However, the plants which conquer the spinal have a moderate pastoral value in relation to the surrounding pasture. Moreover, they represent a surplus in relation to the existing cattle needs. Over time, the number of plant species decreases (after 3 or 4 years), to go back to its original situation.

After a prescribed burning of erizón in optimal conditions, the bare soil surface is usually low (less than 50%) leaving many residues (more or less charred branches and litter fall) on the surface. Under these conditions, and with smooth slopes it is estimated that about 4 tons/ha can be lost in the first year. If burning is more severe, and occurs on steep slopes, greater soil losses of about 20 tons/ha for the first year can be expected. These values gradually decrease over time, similarly to the recovery process of the vegetation cover.

KEY WORDS.— Prescribed fire, *Echinopartum horridum*, soil erosion, pasture, Central Pyrenees.

## INTRODUCCIÓN

El erizón (*Echinopartum horridum* [Vahl], Rothm.), también llamado *arizón*, *brizón* o *escarpín*, es un arbusto de la familia *Fabaceae* (*Leguminosae*) que puede alcanzar una talla de 50 centímetros de altura y 1 metro o más de diámetro. El erizón tiene una raíz principal pivotante, acompañada de raíces finas que emergen de las ramas y permiten su arraigo y cierta capacidad de expansión lateral. Las ramas presentan seis costillas, carácter que le separa del resto de sus congéneres que tienen ocho. El erizón presenta foliolos caducos, que tan solo se mantienen verdes de abril a julio, por lo que son los tallos los responsables de la fotosíntesis durante el resto del año. Estos tallos tienen un ápice espinoso para hacer frente al herbivorismo, mientras que la posesión de brotes neoformados le permite crecer con rapidez tras perturbaciones ambientales (PALACIO y MONTSERRAT, 2006). Los tallos espinosos permanecen verdes en su primer año, pero después se secan y permanecen en las ramas, de forma que bajo la cubierta verde del cojinete se acumula biomasa muy inflamable (MONTSERRAT y cols., 1984). La inflorescencia está formada por dos flores opuestas con corola amarilla y la legumbre puede contener hasta dos semillas (muy rara vez tres), ovoideas, de color negruzco en la madurez. La floración, muy llamativa por su abundancia y colorido, se produce entre los meses de junio a agosto y la fructificación inmediatamente después. El erizón debe su nombre a su forma de cojinete espinoso. Esta morfología en almohadilla o cojinete, así como la situación de las yemas perdurantes, lo definen como un caméfito pulvinular, forma biológica adaptada a la vida en los crestones de las montañas. De hecho, su hábitat primario serían esos crestones, con abundantes afloramientos rocosos, con fuerte insolación y vientos abundantes, que barren la cubierta de nieve en invierno ocasionando amplias oscilaciones térmicas diarias y estacionales (MARINAS y cols., 2004). El crecimiento del pulvínulo o cojinete es de tipo centrífugo y es frecuente observar ejemplares añosos con forma de anillo por necrosis de la zona central.

En cuanto a su distribución, el erizón se localiza fundamentalmente sobre sustratos calizos del Prepireneo y Pirineo central español y también



**Fig. 1.** Distribución del erizón en los Pirineos. (Fuente: [www.atlasflorapyrenea.org](http://www.atlasflorapyrenea.org))

en Francia (Pirineo y Macizo Central), por lo que se considera un endemismo latepirenaico, estrictamente calcícola (fig. 1).

En concreto, en España el erizón se encuentra desde Galar en Navarra (LORDA y REMÓN, 2005) hasta el Port del Cantó en el Alt Urgell, Lleida (FERRÉ y SORIANO, 1996). Sin embargo, donde predomina es en el norte del Alto Aragón, donde muestra una gran amplitud altitudinal, desde los 650 metros en Loporzano (sierra de Guara) hasta los 2344 metros (cumbre de la sierra de Chía). Se distribuye, por tanto, desde la región mediterránea (piso supra y oromediterráneo) a la región eurosiberiana (piso montano y subalpino de los Pirineos), evidenciando su plasticidad ecológica. En el piso montano (1200-1700 metros) y subalpino (1700-2300 metros) del Pirineo, el espinal de erizón puede considerarse una comunidad “permanente” sobre suelos muy pedregosos y someros donde el arbolado tiene dificultades para enraizar. Desde ese “hábitat primario”, por sucesión secundaria, el erizón se expande por los pastos abandonados, situados en ambiente forestal (GÓMEZ, 2008). En antiguas pardinas y “panares” (laderas abancladas por el hombre para cultivar conservando suelos y agua) estos espinales de erizón facilitan la entrada al enebro (*Juniperus communis* L.), a los rosales (*Rosa* sp. pl.), al guillomo (*Amelanchier ovalis* Med.), a las aliagas

(*Genista scorpius* [L.] DC.) y a los endrinos (*Prunus spinosa* L.), estos últimos a cotas más bajas (BADÍA y MARTÍ, 1999). En solanas, entre 800 y 1800 metros, es el boj (*Buxus sempervirens* L.) el principal acompañante del erizón, con el que forma comunidades mixtas, con predominio variable de una u otra especie según varía la topografía y la antigüedad del abandono. El erizón resulta mucho más estenoico, menos tolerante, que el boj especialmente a la sombra, aunque soporta mejor el calor y la sequía en las zonas situadas a menor altitud (entre 600 y 800 metros) y también los fuertes contrastes térmicos de invierno y primavera en las cotas más elevadas del piso subalpino (entre 2000 y 2200 metros, por ejemplo, en el Mondicieto del Parque Nacional de Ordesa). Con el paso del tiempo, el erizón permite la entrada de carrascas (*Quercus ballota* Desf.), quejigos (*Quercus cerrioides* Wilk. & Costa), pino royo o albar (*Pinus sylvestris* L.) e incluso pino negro (*Pinus uncinata* Ramond ex DC.), según el piso altitudinal en el que se encuentre. Por permitir la recuperación forestal, proteger el suelo con eficacia, fijar nitrógeno atmosférico y acumular mantillo capaz de retener agua y fertilidad, se ha calificado al erizón como planta “edificadora” (MONTSERRAT y cols., 1984). Cuando los citados arbustos y árboles sombream al erizón, pierde vigor, se ahíla y mengua hasta quedar relegado en los “enclaves refugio” ya mencionados.

Por tanto, el erizón es uno de los arbustos más abundantes y con mayor amplitud ecológica del Pirineo central. Su expansión en amplias superficies de pastos parece obedecer a los cambios en las condiciones socioeconómicas (descenso de la población rural, descenso de la carga ganadera, etcétera) y la prohibición del fuego pastoral (GARTZIA y cols., 2014; KOMAC y cols., 2011a; MARINAS y cols., 2004). En concreto, KOMAC (2010) observa cómo entre 1957 y 2003 la superficie de erizón en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido se ha duplicado (de 268 a 530 hectáreas) y estima que a finales del siglo XXI llegará a ocupar unas 1300 hectáreas. KOMAC y cols. (2011a) miden su intenso crecimiento, comparando fotografías de los años 1981 y 2003, concluyendo que su velocidad de expansión fluctúa entre los 1,93 metros/año en laderas de escasa pendiente ( $< 10^\circ$ ) y los 2,09 metros/año en laderas con más pendiente. Estos autores modelizan el efecto de las quemas prescritas sobre la expansión del erizón y concluyen que su control sería viable con quemas frecuentes (cada 10-12 años) y de cierta extensión, con al menos la quema del 20-40% del rodal de erizón (KOMAC, 2010). Si

tras la quema se potencia el pastoreo, la supervivencia de las plántulas de erizón (con porte inferior a los 30 centímetros) se reduce a la mitad, con lo que podría lograrse ese mismo control con una menor superficie de quema (tan solo el 5% del rodal). En el Parque Natural del Montseny, BARTOLOMÉ y cols. (2005) ya proponen la recuperación de las quemas para frenar la desaparición de los brezales (*Calluna vulgaris* [L.] Hull) y pastos por la invasión de la retama negra (*Cytisus scoparius* [L.] Link). En definitiva, plantean recuperar una práctica tradicionalmente empleada por el pastor para controlar la expansión del matorral en el dominio de los pastos mesófilos subalpinos (PUIGDEFÁBREGAS y BALCELLS, 1970; MÉTAILIÉ, 2006). Sin embargo, MONTSERRAT y cols. (1984) alertan sobre la explosión germinativa del erizón tras el fuego, evidenciando su carácter pirófito. Estos erizones florecen a los dos o tres años y consiguen su plena vitalidad y una amplia cobertura del suelo hacia los cuatro o cinco años (MONTSERRAT y cols., 1984). También PÉREZ-CABELLO e IBARRA (2004) ponen en evidencia que los incendios forestales de pino royo en el Prepirineo oscense favorecen la expansión del erizón, ante la mayor disponibilidad lumínica y nutricional posincendio. En algunas zonas, el espinal de erizón puede considerarse una fase de tránsito en la sucesión del pasto subclimácico al bosque original, pero su alta inflamabilidad le hace propenso a los incendios estivales (sirvan de ejemplo las 95 hectáreas de erizón quemadas en Mondoto, Fanlo, el pasado 22/8/2017). La eliminación de esta biomasa inflamable es otro motivo por el cual se propone la quema prescrita del erizón, si bien en otras regiones se plantea el desbroce mecánico del matorral como alternativa (LASANTA y cols., 2009). Así en La Rioja, estos autores indican que entre 1986 y 2005 se han desbrozado 23 668 hectáreas, lo que representa un 18% de la superficie matorralizada de la región, dominada por *Genista scorpius* (en suelos básicos) y *Cistus laurifolius* L. (sobre suelos ácidos). La retirada de esta biomasa espinosa o poco palatable, aparte de reducir el riesgo de incendios, da accesibilidad al ganado a la cubierta herbácea, según LASANTA y cols. (2009).

Las quemas prescritas de matorral espinoso parecen generar una pérdida directa de la calidad del suelo más superficial (ARMAS y cols., 2016; SAN EMETERIO y cols., 2016). Además, en tanto en cuanto no se ha recuperado una mínima cubierta vegetal protectora, el suelo puede perderse por erosión eólica y, especialmente, hídrica. Se considera que la quema del bosque subalpino para su transformación en pastos en el Pirineo centro-occidental

generó un elevado número de deslizamientos superficiales que desmantelaron un suelo rico y relativamente profundo en las laderas más pendientes (GARCÍA-RUIZ y cols., 2010). La morfología almohadillada del erizón y su capacidad de generar mantillo parecen proteger el suelo y asegurar la evolución edáfica. SANTAMARÍA (2012) muestrea el suelo (0-10 y 10-20 centímetros) bajo erizón de varias edades (3-10 años, 10-20 años y > 20 años) y lo compara con el pasto mesófito (*Bromion erecti*) adyacente, en Candaruelo y Góriz (zona periférica del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido). Al comparar las situaciones más extremas, el suelo bajo pasto (*Bromion*) con el del erizón más viejo (de más de veinte años de edad), detecta un aumento significativo del carbono total y los nitratos (tanto a los 0-10 centímetros, como a los 10-20 centímetros de espesor) pero, a la vez, una disminución de la biomasa microbiana (de 0-10 centímetros) (SANTAMARÍA, 2012).

En este artículo se persiguen los siguientes objetivos: (I) analizar la dinámica de la cubierta vegetal tras la quema prescrita de erizón, evaluando su potencial transformación del matorral en pasto, y (II) estimar la pérdida de suelo en función de la evolución de la cubierta vegetal bajo contrastadas condiciones de quema (mediante el modelo ERMIT).

## MATERIAL Y MÉTODOS

A lo largo de la primavera y el verano del año 2017 se ha inventariado la vegetación y se han obtenido las coberturas de erizón (control y quemado), así como del pasto en zonas circundantes, al que llamamos pasto objetivo (distintas comunidades del *Bromion erecti*) en diversas localidades. En concreto, se han estudiado diversas zonas en los montes de Yebra de Basa, Tella y Chía, con las que hemos compuesto una cronosecuencia de 0,5 – 2,2 – 3,2 – 6,3 – 15 – 35 años tras quemas prescritas. Las características de las zonas de estudio se resumen en la tabla I. En cada zona de la citada cronosecuencia, se han realizado cuatro transectos de 30 metros de longitud (fig. 2), midiendo la intercepción en intervalos de 20 centímetros ( $150 \times 4 = 600$  puntos de contacto por localidad y comunidad vegetal). En este artículo se indica la cubierta (de suelo desnudo, materia seca, piedras y vegetación), el número de especies (riqueza), el índice de diversidad de Shannon y la cubierta de erizón respecto a la cubierta vegetal total.

**Tabla 1.** Características de las zonas estudiadas.

	<i>Localidad</i>					
	<i>Yebra de Basa</i>		<i>Tella</i>		<i>Chía</i>	
	Puerto de Sobás 0,5 años	Santa Orosia 3,2 años	Plana 2,2 años	6,3 años	15 años	35 años
Fecha de los inventarios	16/6/2017	16/6/2017	6/7/2017	6/7/2017	8/8/2017	8/8/2017
Fecha de quema	14/12/2016	4/2014	15/4/2014	11/2/2011	2002	1982
Localización 31T	0724861 4710701	0723888 4711679	0268999 4720461	0268305 4720766	0290495 4711370	0290532 4711346
Altitud (metros)	1575	1600	1875	1800	1480	1460
Lluvia anual (metros)	1030	1030	1280	1280	1075	1075
Temperatura (°C)	8,4	8,4	7,0	7,0	7,2	7,2
Pendiente (%)	8	8	20	20	35	35
Orientación (%)	Este	Este	Sur	Sur	Este	Este
Pedregosidad (%)	5	5	30	30	40	40
Rocosisidad (%)	< 0,5	< 0,5	15	10	2	2
Profundidad de suelo (centímetros)	50-100	50-100	25-50	25-50	25-50	25-50
Suelo (WRB)*	Cambisol endoléptico, éutrico (franco, húmico)		Cambisol epiléptico, éutrico (franco, húmico)		Cambisol epiléptico, calcárico (franco, húmico)	

Datos climáticos estimados a partir del *Atlas climático digital de Aragón*.  
[www.anciles.aragon.es/AtlasClimatico](http://www.anciles.aragon.es/AtlasClimatico).

\* éutrico (saturación de bases > 50%) y calcárico (presencia de carbonatos en el perfil) se alternan espacialmente; al igual que epiléptico y endoléptico (con < 50 centímetros de espesor de suelo, o con 50 a 100 centímetros de espesor, respectivamente).

En todas las localidades visitadas se han descrito perfiles de suelos y se han analizado sus propiedades según la metodología estándar (BADÍA y MARTÍ, 2017). También se han estimado las tasas de erosión hídrica mediante el modelo ERMIT (ROBICHAUD y cols., 2007), es decir, la pérdida cuantitativa de suelo, en los primeros cinco años después de la quema en cada zona de estudio. En este artículo se ofrecen los resultados del modelo para dos condiciones extremas que denominaremos favorables y desfavorables, en función de las características topográficas del lugar y de la severidad de la quema.

Las zonas visitadas (sierras de Yebra de Basa, Tella, Chía) se sitúan entre los 1500 y los 1900 metros de altitud, con pendientes del 8 al 35% y



orientaciones sur o este. Presentan suelos delgados sobre sustrato carbonatado eoceno, en concreto conglomerados de cemento calizo en Yebra de Basa y calizas en el resto de localidades (IGME, 2013; MONTES, 2009). El pH del suelo es ligeramente ácido o neutro en superficie, como ya observaron CUCHÍ y VILLARROEL (2006), basificándose en profundidad, donde pueden incluso detectarse carbonatos. Se ha observado cómo el pH, e incluso

**Tabla II.** Propiedades químicas y físicas del horizonte superficial (Ah, aprox. 0-15 centímetros) de las zonas estudiadas.

Propiedad edáfica	Localidad		
	Yebra de Basa	Tella	Chía
pH actual (1 : 2,5)	7,0	6,2	7,0
MO (%)	4,0	10,8	9,0
C/N	11,4	13,2	12,3
Clase textural (USDA)	Franco-arenosa	Franco-arcillo-limosa	Franco-arcillosa
Estabilidad estructural (%)	93,0	95,9	84,2
Elementos gruesos (%)	10,0	5,5	32,6



Medio año tras una quema (Yebra de Basa).



Treinta y cinco años tras una quema (Chía).

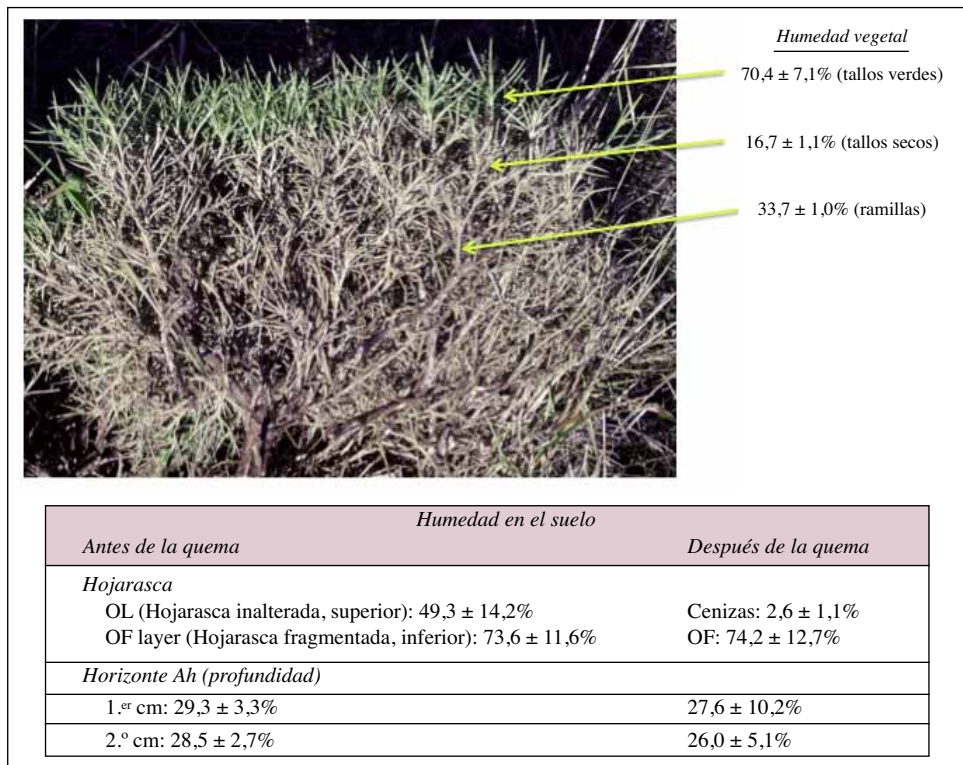
**Fig. 2.** La determinación de las cubiertas se ha realizado mediante transectos en una cronosecuencia desde medio año a treinta y cinco años después de una quema prescrita de erizón.

el contenido en carbonatos, pueden ser muy variables espacialmente en dichas zonas. Las texturas de estos suelos suelen ser equilibradas, oscilando entre las clases franco arcillosa (Chía) y franco-arenosa (Yebra de Basa). Las principales propiedades químicas y físicas del horizonte superficial (Ah) de cada zona de estudio se resumen en la tabla II.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### *Quema del erizón*

El erizón presenta una estructura que facilita su ignición, al acumular una gran cantidad de ramillas relativamente secas por debajo de la cubierta de tallos verdes (fig. 3). Sin embargo, tras la quema prescrita no es raro observar cómo quedan muchos restos vegetales sin quemar, además de



**Fig. 3.** Humedad en el erizón y del suelo (capas orgánicas y horizonte Ah) antes y después de una quema prescrita en el puerto de Sobás, Yebra de Basa.

parte o la totalidad de la hojarasca (capas orgánicas OL u OF sobre el horizonte mineral Ah). A modo de ejemplo, la quema de erizón en el puerto de Sobás, Yebra de Basa, realizada el 14/12/2016, dejó intacta la capa inferior de hojarasca (OF), no afectando a su contenido de humedad ni al del horizonte Ah (fig. 3).

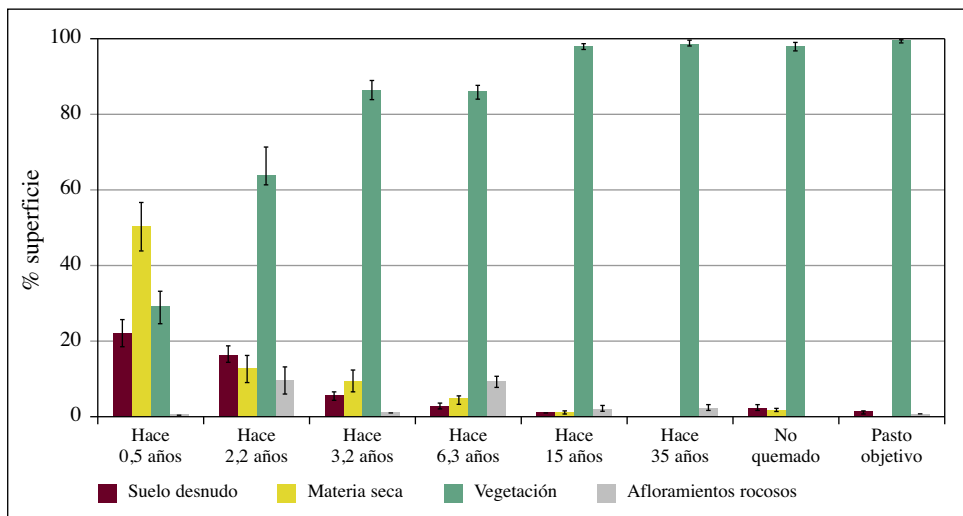
La realización de las quemas prescritas en otoño o invierno, en condiciones de elevada humedad de la hojarasca y/o de la superficie del suelo mineral, trata de que la transferencia de calor dentro del suelo sea más limitada que en los incendios estivales (DE PARTEARROYO y cols., 2012). El suelo presenta una gran inercia térmica, pero, si además la energía liberada con el incendio se destina, al menos parcialmente, a la evaporación del agua en lugar de transferirse en profundidad, el espesor de suelo afectado se limita a unos pocos milímetros o centímetros superficiales (BADÍA y cols., 2017). Este hecho lo hemos comprobado en algunas quemas, como la de Buisán, lo que ha supuesto una afección sobre la calidad del suelo limitada al primer centímetro mineral del suelo (GIRONA y cols., 2018). Si bien en Buisán, e incluso en Yebra de Basa, se han registrado temperaturas bajas y escasos efectos directos del fuego sobre el suelo, en otras ocasiones, como en Tella, las temperaturas afectaron incluso a 3 centímetros de espesor de suelo, con impacto sobre diversas propiedades biológicas y químicas (ARMAS y cols., 2016). El espesor de suelo afectado bajo diferentes tipos de quemas sobre distintos suelos con diferentes propiedades y contenido hídrico se resumen en BADÍA y cols. (2017). En cualquier caso, las quemas prescritas no parecen tener el mismo impacto que los incendios estivales. MONTSERRAT y cols. (1984) ya advertían que en los montes donde predomina el erizón los incendios se propagan con facilidad y son de alta intensidad, lo que perjudica gravemente a los suelos.

### *Evolución de la cubierta vegetal tras la quema*

El espinal de erizón maduro es una comunidad vegetal con muy pocas especies ( $6 \pm 3$ ) y, por tanto, muy baja diversidad (índice de Shannon de  $0,858 \pm 0,467$ ). Entre erizones hemos identificado el fenal (*Brachypodium pinnatum* [L.] Beauv.), el boj e incluso el pino royo, en una clara transición al bosque climácico para las zonas estudiadas. Sin embargo, el espinal garantiza una amplia protección del suelo, al ocupar, en promedio, el  $98 \pm 1,6\%$

(fig. 4). Solo alguna perturbación, como por ejemplo la acción de animales (hozaduras de jabalí, toperas, hormigueros), deja un anecdótico porcentaje de suelo al descubierto entre los erizones ( $1,15 \pm 1,56\%$ ) en alguna de las localidades visitadas. De esa amplia cubierta vegetal total, el erizón supone un  $84,6 \pm 9,9\%$ , fiel reflejo de su dominancia y capacidad para desplazar a otras plantas (fig. 4).

La quema prescrita del erizar supone la sustitución de la densa cubierta vegetal original (del  $98 \pm 1,6\%$ ) por cenizas y por materia seca más o menos alterada (troncos parcialmente quemados, hojas soflamadas, hojarasca). Las primeras lluvias arrastrarán parte de las cenizas y restos carbonizados, incluso parte del horizonte Ah, según sea la intensidad de la precipitación, la pendiente de la ladera y diversas propiedades del suelo como la infiltración, la repelencia al agua y la erodibilidad (CAWSON y cols., 2012; DE BANO y cols., 1979; FERNÁNDEZ y cols., 2008). Eso puede suceder al dejar temporalmente parte del suelo, sin ningún tipo de cubierta mientras se recupera la vegetación. Así, seis meses tras la quema, a mediados de junio, nos encontramos con un  $21,3 \pm 6,9\%$  de suelo desnudo o desprotegido, un  $49,4 \pm 13\%$  de residuos más o menos carbonizados, y una cubierta vegetal viva del  $29,2 \pm 9,1\%$  (fig. 4).



**Fig. 4.** Evolución de las cubiertas (suelo desnudo, vegetación, materia seca y rocas) tras la quema de erizón.

Entre las especies que contribuyen a la rápida recuperación de la cubierta vegetal posquema destacan algunas plantas que mantienen su capacidad de rebrote tras el fuego a través de rizomas, como diversas gramíneas (*Brachypodium pinnatum* [L.] Beauv., *Bromus erectus* Huds., *Agrostis capillaris* L., *Carex flacca* Schreb.), algunas dicotiledóneas (*Sanguisorba minor* Scop., *Galium verum* L., *Teucrium chamaedrys* L., *Onopordum acaulon* L., *Cirsium vulgare* [Savi] Ten. y *Cirsium acaule* [L.] Scop.), y a través de bulbos, como los geófitos (*Merendera montana* [L.] Lange y *Dipcadi serotinum* [L.] Medicus). El fuego parece activar el banco de semillas y, junto con las plántulas de erizón, encontramos otras germinadoras como las plantas anuales o terófitos: *Erodium cicutarium* (L.) L'Hér., *Senecio vulgaris* L. y *Veronica verna* L. Es decir, nuevas especies ocupan el espacio abierto creado tras la quema, de forma que la diversidad vegetal aumenta temporalmente los primeros años tras la quema. Diríamos que la diversidad sigue el modelo de la “perturbación intermedia” (CONNELL, 1978), con un aumento inicial tras la quema y una paulatina disminución paralela a la recuperación del erizón. La diversidad, tanto medida con el número de especies como por el índice de Shannon, alcanza un máximo en torno a los tres años para ir descendiendo progresivamente con el tiempo (tabla III). Los valores máximos alcanzados a los tres años son similares a los del “pasto objetivo”, con unas  $24 \pm 8$  especies (riqueza) y un índice de diversidad de Shannon (H) superior al  $3,5 \pm 0,6$ . KOMAC y cols. (2011b) encuentran en laderas soleadas de Góriz (Parque Nacional de Ordesa) valores de riqueza de  $33 \pm 8$  y de diversidad de  $1,742 \pm 0,092$  bajo pastoreo ligero (carga de 0,338 ovejas/ha y año) y de  $52 \pm 3$  y de diversidad de  $2,773 \pm 0,400$  bajo pastoreo intenso (carga de 1,038 ovejas/ha y año). El erizón en esas zonas supone el 50% del recubrimiento vegetal con baja carga ganadera y el 11% con alta carga (KOMAC y cols., 2011b).

En general, la mayor parte de la flora que aparece tras la quema tiene escaso valor pastoral ya sea por el carácter basto de las hojas en las gramíneas y cárices (hojas poco comestibles), por la presencia de espinas u otras defensas físicas en las dicotiledóneas de mayor tamaño (de los géneros *Cirsium*, *Carduus*, *Onopordum*) o bien por la presencia de metabolitos secundarios tóxicos en los geófitos citados. El propio erizón germina con rapidez (a los pocos meses de la quema, tan pronto la temperatura ambiental es favorable) y de forma escalonada en el tiempo. Solo durante los primeros meses el erizón no es

espinoso y puede ser consumido por los rumiantes por tener una digestibilidad similar al pasto cercano (MARINAS y GARCÍA-GONZÁLEZ, 2008), y, lógicamente, cuando todavía no resulta espinoso, lo que limita su consumo a unos pocos meses tras su germinación. Una vez el erizón es adulto y adopta su morfología de cojinete espinoso, el ganado se ve limitado a ramonear solo los brotes tiernos y las flores (MONTSERRAT y cols., 1984).

La cubierta vegetal aumenta rápidamente tras la quema de forma que al medio año ya supone el  $29,21 \pm 9,14\%$ , a los 2 años crece al  $64,17 \pm 14,64\%$ , a los 3 años se sitúa en el  $85\%$ , y a los 15 años ocupa casi el  $100\%$  de la superficie, como el erizonar maduro (tabla III). Entre la vegetación, el erizón va ganando protagonismo, de forma que a los 2-3 años ya supone casi una cuarta parte de la cubierta vegetal total, a los 6,3 años supone el  $45,5 \pm 12,4\%$  y a los 35 años el  $64,7 \pm 3,0\%$ , aproximándose al erizón maduro (no quemado en los últimos cincuenta años), con un  $84,6 \pm 9,9\%$ . También NADAL-ROMERO y cols. (2018), en el valle de Aísa, observan cómo, tras la quema de aliagares (*Genista scorpius* con *Rosa canina* L., *Brachypodium pinnatum*, *Carex flacca*), la cubierta vegetal herbácea se recupera rápidamente, con un  $90\%$  al cabo de un año (con *Galium lucidum* All., *Galium verum*, *Linum suffruticosum* L., *Pilosella officinarum* F. W. Schultz & Sch. Bip., *Daucus carota* L., *Plantago media* L., *Centaurea jacea* L...), mientras que la cubierta arbustiva a los 6 años tras la quema cubre ya el  $80\%$  de la superficie (con predominio de *Genista scorpius*, *Dorycnium pentaphyllum* Scop., *Thymus vulgaris* L. y *Rosa* sp.).

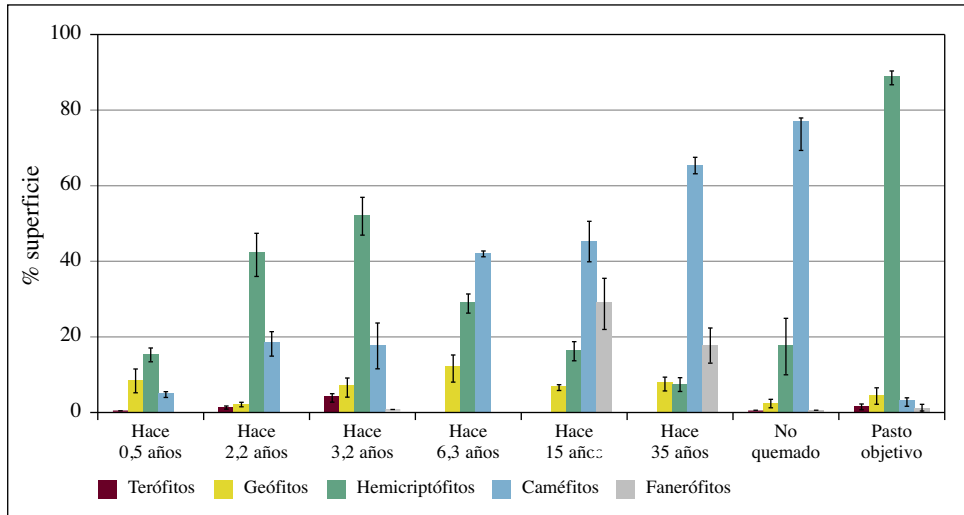
Respecto a las formas biológicas de las plantas que colonizan el suelo tras la quema del erizón (fig. 5), observamos como los hemicriptófitos, dominantes en el pasto, incrementan su presencia hasta los 2-3 años posquema para descender después progresivamente en el tiempo. A los 6 años el erizón es la especie que mayor porcentaje de cobertura y convierte de nuevo a los caméfitos en la forma dominante (tabla III). Con el tiempo (15 años), la estructura del matorral quemado resulta prácticamente indiferenciable del anterior a la quema e incluso incorpora fanerófitos, como el boj y el pino royo.

En definitiva, el erizón tras la quema germina rápida y masivamente, con una alta pervivencia de plántulas que crecen con vigor ante la escasa competencia por el agua, los nutrientes y la luz. La baja carga ganadera

**Tabla III.** Evolución de las cubiertas de suelo y vegetación tras su quema controlada.

	Erizón quemado							Erizón control (no quemado)*	Pasto objetivo
	A los 0,5 años	A los 2,2 años	A los 3,2 años	A los 6,3 años	A los 15 años	A los 35 años			
Localidad	Puerto de Sobás, Yebra de Basa	Tella	Santa Orosia, Yebra de Basa	Tella	Chía	Chía	Chía	Todas	
n =	4	4	4	4	4	4	4	5	
Suelo desnudo (%)	21,35 ± 6,89	15,50 ± 4,57	4,8 ± 1,8	2,0 ± 1,96	0,17 ± 0,33	0 ± 0	1,150 ± 1,559	0,66 ± 0,037	
Materia seca (%)	49,44 ± 13,02	11,83 ± 7,19	8,5 ± 6,0	3,67 ± 2,07	0,33 ± 0,67	0 ± 0	0,35 ± 0,404	0 ± 0	
Roca / piedra (%)	0,19 ± 0,38	8,50 ± 7,51	0,2 ± 0,3	8,50 ± 2,52	1,50 ± 0,84	1,330 ± 1,442	0 ± 0	0,14 ± 0,313	
Vegetación (%)	29,21 ± 9,14	64,17 ± 14,64	86,5 ± 4,9	85,83 ± 4,43	98,00 ± 1,22	98,67 ± 1,44	98,00 ± 1,633	99,2 ± 1,095	
Especies (n.º)	9,25 ± 2,50	17,25 ± 3,5	24,0 ± 8,12	18,0 ± 3,16	7,83 ± 1,91	5,00 ± 1,76	6,00 ± 3,00	25,2 ± 4,15	
Diversidad (H)	2,609 ± 0,347	2,851 ± 0,4534	3,519 ± 0,574	2,589 ± 0,253	2,160 ± 0,0852	1,590 ± 0,14	0,858 ± 0,467	3,875 ± 0,323	
Erizón (% sobre vegetación total)	16,11 ± 2,654	22,22 ± 8,8035	22,38 ± 14,86	45,75 ± 3,285	51,08 ± 6,27	64,72 ± 3,00	84,57 ± 9,95	0 ± 0	

\* Cuando se indica "Erizón control o no quemado" se refiere "en los últimos cincuenta años...".



**Fig. 5.** Evolución de las cubiertas vegetales según sus formas o espectros biológicos (terófitos, geófitos, hemicriptófitos, caméfitos y fanerófitos) tras la quema de erizón.

actual, dada la alta disponibilidad de pastos existentes en las localidades estudiadas, no parece limitar el crecimiento de las nuevas plántulas de erizón. El confinamiento forzado del ganado en esas zonas quemadas, con detrimento de su alimentación y con un requerimiento mucho más exigente en su custodia, parece difícilmente asumible por los ganaderos. Además, está por ver el impacto sobre el suelo que tendría el pisoteo y la fertilización derivadas del confinamiento del ganado.

En definitiva, tras la quema se recupera la estructura original del espinal de erizón (autosucesión) en un plazo breve, por germinación en el caso del erizón y por rebrote en otras especies acompañantes. Esta respuesta del espinar tras el fuego ya había sido descrita por MONTSERRAT y cols. (1984). Ese rejuvenecimiento del matorral no viene acompañado de la promoción del pasto herbáceo ni de especies palatables a medio plazo. Visto el ritmo de pérdida de pastos por la matorralización y la forestación ante el descenso de la cabaña ovina, lo que conlleva una pérdida del mosaico vegetal que ha cubierto el Pirineo central en los últimos milenios, es evidente que debe promocionarse la ganadería extensiva y con ella potenciar la biodiversidad, reducir el riesgo de grandes incendios y aprovechar el recurso natural que suponen los pastos de puerto. Queda por demostrar cómo el erizón invade



el pasto denso (sea *Bromion erecti* o *Nardion strictae*). En estos pastos cerrados es posible que el erizón no pueda colonizar el pasto si no es germinando en los huecos causados por bioperturbaciones (hozaduras, toperas, hormigueros y zonas de alto pisoteo). Estos ejemplares que han conseguido introducirse en el pasto y que van creciendo sobre el mismo podrían erradicarse, ya sea por corta o por quema, tal como hacían los pastores tradicionalmente, puesto que el impacto será mínimo.

### *Erosión del suelo*

La quema controlada tiene unos efectos directos e inmediatos sobre el suelo que suelen afectar a un escaso espesor (ARMAS y cols., 2016; BADÍA y cols., 2017; GIRONA y cols., 2018). Sin embargo, al quedar el suelo sin la eficaz protección de la cubierta del espinal suelen producirse fenómenos



Superficie al medio año de la quema prescrita.



A los 2,2 años de la quema.



A los 6,3 años de la quema.



A los 35 años de la quema.

**Fig. 6.** Recuperación de la vegetación tras la quema.

erosivos posincendio de diferente morfología y magnitud (GARCÍA-RUIZ y cols., 2013; LANGHANS y cols., 2017). La quema prescrita tiene la peculiaridad, frente a la quema estival, incontrolada y más intensa, de que deja muchos residuos en superficie (la propia vegetación chamuscada, la capa de hojarasca, etcétera). Por ello, el riesgo de erosión del suelo debería ser limitado en el tiempo. En este estudio se observa cómo a los 6 meses solo hay un  $21,3 \pm 6,9\%$  de suelo desnudo o desprotegido (por la abundante cubierta de materia seca), a los 2,2 años desciende a un  $15,5 \pm 4,6\%$ ; a los 3,2 años se reduce a un  $4,8 \pm 1,8\%$ ; y a los 6,3 años es ya anecdótico ( $2,0 \pm 2,0\%$ ), del mismo orden que en un erizonar muy viejo. La protección del suelo recae inicialmente en los restos vegetales muertos y progresivamente en la vegetación, que se recupera con rapidez (fig. 6).

Aplicando el modelo ERMIT, de erosión del suelo tras incendios forestales, hemos planteado dos condiciones contrastadas (tabla IV). En las condiciones más adversas, con largas laderas y de fuerte pendiente (20%) e incendio de intensidad moderada a alta (como podría ser la quema de Tella), la erosión de suelo estimada se aproxima a las 20 toneladas/ha para el primer año tras la quema, descendiendo hasta las 5 toneladas/ha, a los cinco años. Si, en cambio, la severidad del fuego es baja y las pendientes menos acusadas (8%), como sucede en Yebra de Basa, la erosión es modesta el primer año (con 4,12 toneladas/ha y año) y desciende a 0,42 toneladas/ha y año, a los cinco años (tabla IV).

NADAL-ROMERO y cols. (2018) observan cómo la quema de aliagares en el valle de Aísa aumenta la escorrentía (7,3% frente al 4,7% del aliagar control) y la erosión el primer año (491 kg/ha frente a los 155 kg/ha del aliagar control), regularizándose al segundo año. Las bajas tasas de erosión que registran estos autores parecen relacionadas con el modesto tamaño de las parcelas de erosión (10 × 3 metros). BADÍA y MARTÍ (1994a y b), también en similares parcelas, obtienen unas pérdidas de suelo de 2500 kg/ha en suelos yesosos y 950 kg/ha en suelos margosos, tras siete meses de la quema de matorrales en el valle del Ebro. Estas cifras se reducen significativamente aplicando tratamientos de siembra de herbáceas y acolchado de paja que reducen el porcentaje de suelo desnudo. Tras una quema, además de aumentar el agua de escorrentía, es habitual una pérdida de la calidad de la misma durante los primeros eventos de lluvia intensa, al arrastrarse las cenizas y restos carbonizados más ligeros (BADÍA y MARTÍ, 2009).

**Tabla iv.** Erosión potencial del suelo (según el modelo ERMIT) tras una quema bajo dos condiciones contrastadas.

<i>Condiciones</i>	<i>Favorables</i>	<i>Desfavorables</i>
Incendio	Severidad baja	Severidad moderada
Pendiente de la ladera (%)	8	20
Rocosidad (%)	0,5	15
Textura del suelo (clase USDA)	F-arenosa	F-arcillosa
Lluvia considerada (mm/año)	1018	1250
Escorrentía tras lluvia (mm)	95	155
Escorrentía tras deshielo (mm)	6,7	60
<i>Erosión (toneladas/ha y año)</i>		
1.º año	4,12	19,25
2.º año	2,92	13,45
3.º año	0,87	6,98
4.º año	0,54	5,59
5.º año	0,42	5,15
Control (no quemado)	0,03	0,91

En la quema prescrita, otoñal o primaveral, el erizón raramente se consume totalmente aunque muera la planta. Eso supone que muchos restos vegetales, además de la propia hojarasca, se queden cubriendo el suelo. Este aspecto es un carácter propio de los fuegos prescritos que tiene trascendencia en la evolución posterior de las propiedades del suelo (SAWYER y cols., 2018). ROBICHAUD y cols. (2016) indican que un incendio puede alterar las propiedades físicas del suelo, como la repelencia al agua y la infiltración, y aumentar la escorrentía, pero el factor más significativo en la pérdida de suelo es la ausencia de cubierta protectora del mismo, ya sean restos orgánicos o vegetación. Cuando encontremos abundantes restos orgánicos sobre el suelo y la recuperación de la cubierta vegetal sea rápida, la erosión esperable estará más cerca de la situación que denominamos “favorable” que la “desfavorable” (tabla iv). En cualquier caso, sea cual sea el objetivo de la quema (por ejemplo, limitar la expansión del erizón y sustituirlo por pastos, reducir la biomasa vegetal para evitar incendios estivales, más severos, o bien entrenar a las brigadas de bomberos), este objetivo debe ir paralelo a la conservación del suelo. Hay que tener en

cuenta que los suelos estudiados son de poco espesor (Cambisoles lépticos), por lo que perder unos pocos centímetros al año supone mayor perjuicio que en suelos de considerable profundidad efectiva (MORRIS y cols., 2014). Se considera que las quemas estivales, más severas que las prescritas, seguidas de lluvias de alta intensidad, producen mayor escorrentía y facilitan el arrastre de las cenizas y de los restos carbonizados (fig. 7). Si la quema prescrita viene sucedida por lluvias de baja intensidad, se favorecerá la infiltración y se incrementará la reserva de agua en el suelo, además de la incorporación de cenizas y, por tanto, la recuperación de la cubierta vegetal por rebrote o germinación (INBAR y cols., 1998). Algo similar puede suceder si la quema prescrita es seguida de nevadas que cubran la superficie quemada durante el invierno (STOOF y cols., 2016), aspectos que podrían abordarse en el futuro o con modelos de erosión más específicos o bien con medidas de campo.

Otro aspecto a comprobar es el comportamiento de los nutrientes tras la quema. Ya sabemos que la quema prescrita de erizón tiene unos efectos directos sobre el suelo que, en el peor de los casos, solo afectan a un escaso espesor (1 a 3 centímetros) gracias a la elevada inercia térmica del suelo (ARMAS y cols., 2016; BADÍA y cols., 2017; GIRONA y cols., 2018), pero, con el paso del tiempo, los nutrientes más móviles pueden ver modificada su concentración inicial a mayor profundidad. Así, FONSECA y cols. (2017), en suelos ácidos (Leptosoles úmbricos), observan incrementos significativos de pH y de fósforo disponible hasta 20 centímetros de profundidad a los dos y a los seis meses tras la quema prescrita de matorral, pero un descenso de potasio, calcio y magnesio. SAN EMETERIO y cols. (2016), en quemas prescritas de tojo (*Ulex galli* Planch.), observan que, tras un incremento temporal en la disponibilidad de nitrógeno mineral, el suelo (0-10 centímetros) se ha empobrecido en nitrógeno total y ha ralentizado su actividad biológica, tras un año de la quema. En cambio, MARCOS y cols. (2008) tras la quema experimental de brezales en suelos ácidos no observan cambios ni en el pH ni en los nutrientes (fósforo disponible, nitrógeno total, nitratos, amonio) ni a corto ni a medio plazo; tan solo al cabo de un año detectan un aumento del nitrógeno amoniacal en el suelo (0-5 centímetros). Queda por evaluar cómo el desbroce mecánico en las condiciones del Pirineo central afecta a la recuperación del erizón y del pasto y a la conservación del suelo y el agua, seleccionando aquellas zonas que cumplan unos



**Fig. 7.** Las intensas lluvias otoñales arrastran parte de los restos carbonizados en un erizonar quemado de manera fortuita, en agosto (Pico Mondoto, octubre de 2017).

mínimos requisitos (LASANTA y cols., 2009). Ni las quemas ni el desbroce mecánico deberían aplicarse en laderas pendientes con abundantes afloramientos rocosos, con suelos pedregosos y delgados donde el erizón constituye comunidades permanentes.

## CONCLUSIONES

La quema prescrita del espinal de erizón en las localidades estudiadas supone, transitoriamente, un aumento de la diversidad, tanto medida con el número de especies como por el índice de Shannon. Estas nuevas especies tienen un bajo valor pastoral en relación con el pasto circundante. La diversidad vegetal alcanza un máximo en torno a los tres años de la quema, descendiendo progresivamente hasta devolver al espinal a su situación original, sin evolucionar por sí sola a pastos. La germinación del erizón es importante tras la quema y su aportación a la cubierta representa una cuarta parte de la cubierta vegetal total a los dos años, y la mitad de la misma a los seis años. Se trata de un claro ejemplo de autosucesión vegetal posincendio, carácter propio de comunidades pirófitas. Se observa cómo el erizón permite, con el tiempo, la incorporación de otros arbustos (especialmente el boj y, en menor grado, el enebro) o árboles (como el pino rojo), en un ejemplo de recuperación del bosque que en otras condiciones socioeconómicas y ambientales se eliminó por la necesidad de disponer de pastos. En resumen, la quema del espinal de erizón supone un rejuvenecimiento de la comunidad que, lejos de ser eliminada, se autosucece en el tiempo.

A nivel del suelo, existen evidencias de pérdida de hojarasca y suelo mineral con las primeras lluvias que siguen a la quema. Sin embargo, la quema prescrita del espinal de erizón en otoño e invierno deja abundantes residuos en superficie (ramas y hojarasca más o menos chamuscadas) que protegen al suelo de la erosión hídrica. Este hecho, junto con la rápida recuperación vegetal, deben limitar la erosión del suelo a unos pocos meses. En cualquier caso, las quemas no tienen siempre el mismo comportamiento al no aplicarse en las mismas condiciones topográficas, climáticas, etcétera, lo que se traduce en diferentes severidades; así, quemas de mayor severidad (que dejan menos residuos en superficie) y en laderas de fuerte pendiente, provocarán mayores pérdidas de suelo por erosión.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado con una Ayuda de Investigación del Instituto de Estudios Altoaragoneses en la convocatoria de 2016.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARMAS-HERRERA, C. M., C. MARTÍ, D. BADÍA, O. ORTIZ-PERPIÑÁ, A. GIRONA-GARCÍA y J. PORTA (2016). Immediate effects of prescribed burning in the Central Pyrenees on the amount and stability of topsoil organic matter. *Catena*, 147: 238-244.
- BADÍA, D., y C. MARTÍ (1994a). Mejora del valor pastoral y medioambiental de zonas semiáridas degradadas mediante técnicas de revegetación, remicorrización y acolchado: I. Gypsic Regosol. *Lucas Mallada*, 6: 17-36.
- BADÍA, D., y C. MARTÍ (1994b). Mejora del valor pastoral y medioambiental de zonas semiáridas degradadas mediante técnicas de revegetación, remicorrización y acolchado: II. Calcaric Regosol. *Lucas Mallada*, 6: 37-54.
- BADÍA, D., y C. MARTÍ (1999). *Suelos del Pirineo central: Fragen*. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria (MAPA). Universidad de Zaragoza. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Zaragoza. IEA. Huesca.
- BADÍA, D., y C. MARTÍ (2009). Zonas afectadas por incendios forestales. Estudio de casos en el valle medio del Ebro. En A. Cerdá y J. Mataix-Solera (eds.), *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España*: 159-183. Universitat de València. Valencia.
- BADÍA, D., y C. MARTÍ (2017). *Caracterización de suelos: métodos e interpretación de resultados*. Reprografía EPS Huesca. Universidad de Zaragoza. Zaragoza.
- BADÍA, D., S. LÓPEZ, C. MARTÍ, O. ORTIZ-PERPIÑÁ, A. GIRONA-GARCÍA y J. CASANOVA (2017). Burn effects on soil properties associated to heat transfer under contrasting moisture content. *Science of Total Environment*, 601-602: 1119-1128.
- BADÍA, D., C. MARTÍ, A. GIRONA-GARCÍA, O. ORTIZ-PERPIÑÁ y J. CASANOVA (2017). Soil thickness affected by fire: changes in Organic C content and related properties. Chapter 12. En *Wildfires: Perspectives, Issues and Challenges of the 21st Century*: 237-253. Nova Science Publishers. Nueva York.
- BARTOLOMÉ, J., J. PLAIXATS, R. FANLO y M. BOADA (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.
- CAWSON, J. G., G. J. SHERIDAN, H. G. SMITH y P. N. J. LANE (2012). Surface runoff and erosion after prescribed burning and the effect of different fire regimes in forests and shrublands: a review. *Int. J. Wildland Fire*, 21: 857-872.
- CONNELL, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199: 1302-1310.

- CUCHÍ, J. A., y J. L. VILLARROEL (2006). Hidrogeología del puerto de Santa Orosia (Yebrade Basa, Huesca). *Lucas Mallada*, 13: 121-134.
- DE BANO, L. F., R. M. RICE y E. C. CONRAD (1979). *Soil heating in chaparral fires: effects on soil properties, plant nutrients, erosion, and runoff*. USDA Forest Service. Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station (Research Paper PSW-145). Berkeley.
- DE PARTEARROYO, R., M. LÓPEZ, J. L. VIORRETA y J. CUEVAS (2012). Resumen de actuaciones del EPRIF de Aragón. En J. R. González Pan (ed.), *Los EPRIF. Planificación y desarrollo de las actuaciones*: 330-355. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid.
- FERNÁNDEZ, C., J. A. VEGA, T. FONTURBEL, E. JIMÉNEZ y J. R. PÉREZ (2008). Immediate effects of prescribed burning, mastication and clearing on runoff, infiltration and erosion in a shrubland area in Galicia (NW Spain). *Land Degrad. Dev.*, 19: 502-515.
- FERRÉ, A., e I. SORIANO (1996). *Genista horrida* (Vahl) DC. a l'Alt Urgell. [Notes breus (flora)]. *Butll. Inst. Catalana Hist. Nat.*, 63: 104.
- FONSECA, F., T. DE FIGUEIREDO, C. NOGUEIRA y A. QUEIRÓS (2017). Effect of prescribed fire on soil properties and soil erosion in a Mediterranean mountain area. *Geoderma*, 307: 172-180.
- GARCÍA-GONZÁLEZ, R., A. ALDEZÁBAL, I. GARÍN y A. MARINAS (2011). Valor nutritivo de las principales comunidades de pastos de los puertos de Góriz (Pirineo central). *Pastos*, xxxv (1): 77-103.
- GARCÍA-RUIZ, J. M., S. BEGUERÍA, L. C. ALATORRE y J. PUIGDEFÁBREGAS (2010). Land cover changes and shallow landsliding in the flysch sector of the Spanish Pyrenees. *Geomorphology*, 124 (3-4): 250-259.
- GARCÍA-RUIZ, J. M., J. ARNÁEZ, A. GÁMEZ-VILLAR, L. ORTIGOSA y N. LANA-RENAULT (2013). Fire-related debris flows in the Iberian range, Spain. *Geomorphology*, 196: 221-230.
- GARTZIA, M., C. L. ALADOS y F. PÉREZ-CABELLO (2014). Assessment of the effects of biophysical and anthropogenic factors on woody plant encroachment in dense and sparse mountain grasslands based on remote sensing data. *Progress in Physical Geography*, 38 (2): 201-217. <https://doi.org/10.1177/0309133314524429>
- GIRONA-GARCÍA, A., D. BADÍA-VILLAS, C. MARTÍ-DALMAU, O. ORTIZ-PERPIÑÁ, J. L. MORAHERNÁNDEZ y C. ARMAS-HERRERA (2018). Effects of prescribed fire for pasture management on soil organic matter and biological properties: a 1-year study case in the Central Pyrenees. *Science of Total Environment*.
- GÓMEZ, D. (2008). Aspectos ecológicos de los pastos. En F. Fillat, R. García-González, D. Gómez y R. Reiné (eds.), *Pastos del Pirineo*: 61-73. DPH. CSIC. Madrid.
- IGME (2013). *Guía geológica del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. Editorial Everest. León.
- INBAR, M., M. TAMIR y L. WITTENBERG (1998). Runoff and erosion processes after a forest fire in Mount Carmel, a Mediterranean area. *Geomorphology*, 24: 17-33.



- KOMAC, B. (2010). *Effets des modifications de l'utilisation des terres sur la conservation des pâturages subalpins du Parc National de Ordesa Mont-Perdu*. Thèse Doctorale. Université de Savoie.
- KOMAC, B., C. ALADOS y J. CAMARERO (2011a). Influence of topography on the colonization of subalpine grasslands by the thorny cushion dwarf *Echinopartum horridum*. *Arct. Antarct. Alp. Res.*, 43: 601-611.
- KOMAC, B., C. ALADOS, G. BUENO y D. GÓMEZ (2011b). Spatial patterns of species distributions in grazed subalpine grasslands. *Plant Ecol.*, 212: 519-529.
- LANGHANS, C., P. NYMAN, P. J. NOSKE, R. E. VAN DER SANT, P. N. J. LANE y G. J. SHERIDAN (2017). Post-fire hillslope debris flows: Evidence of a distinct erosion process. *Geomorphology*, 295: 55-75.
- LASANTA, T., J. ARNÁEZ, M. P. ERREA, L. M. ORTIGOSA y P. RUIZ-FLAÑO (2009). Mountain pastures, environmental degradation, and landscape remediation: the example of a Mediterranean policy initiative. *Applied Geography*, 29: 308-319.
- LORDA, M., y J. L. REMÓN (2005). Los matorrales de erizón (*Echinopartum horridum*) en Navarra. Situación actual y estrategias de gestión. *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse*, 141-2: 139-143.
- MARCOS, E., C. VILLALÓN, L. CALVO y E. LUIS-CALABUIG (2008). Short-term effects of experimental burning on soil nutrients in the Cantabrian heathlands. *Ecological engineering*, 35: 820-828.
- MARINAS, A., y R. GARCÍA-GONZÁLEZ (2008). Calidad nutritiva de los pastos pirenaicos. En F. Fillat, R. García-González, D. Gómez y R. Reiné (eds.), *Pastos del Pirineo*: 171-188. DPH-CSIC. Madrid.
- MARINAS, A., R. GARCÍA-GONZÁLEZ y M. FONDEVILA (2003). The nutritive value of five pasture species occurring in the summer grazing ranges of the Pyrenees. *Animal Science*, 76: 461-469.
- MARINAS, A., R. GARCÍA-GONZÁLEZ, A. ALDEZÁBAL, S. PALACIO y D. GÓMEZ GARCÍA (2004). Interés ecológico y pastoral del erizón (*Echinopartum horridum* [Vahl] Rothm.). En B. García-Criado, A. García-Ciudad, B. R. Vázquez de Aldana e I. Zabalgoeazcoa (eds.), *Pastos y ganadería extensiva*: 117-122. SEEP-IRNASA. Salamanca.
- MÉTAILIÉ, J. P. (2006). Mountain landscape, pastoral management and traditional practices in the Northern Pyrenees (France). En M. Agnoletti (ed.), *The conservation of cultural landscapes*: 108-123. CABI. Cambridge.
- MONTES, J. (2009). *Estratigrafía del Eoceno-Oligoceno de la cuenca de Jaca: sinclinorio del Guarga*. IEA (Colección de Estudios Altoaragoneses, 59). Huesca. 355 pp.
- MONTSERRAT, P., J. M. MONTSERRAT y G. MONTSERRAT (1984). Estudio de las comunidades de *Echinopartum horridum* en el Pirineo español. *Acta Biol. Mont.*, 4: 249-257.
- MORRIS, R. H., R. A. BRADSTOCK, D. DRAGOVICH, M. K. HENDERSON, T. D. PENMAN y B. OSTENDORF (2014). Environmental assessment of erosion following prescribed burning in the Mount Lofty Ranges, Australia. *Int. J. Wildland Fire*, 23: 104-116.

- NADAL-ROMERO, E., T. LASANTA y A. CERDÀ (2018). Integrating Extensive Livestock and Soil Conservation Policies in Mediterranean Mountain Areas for Recovery of Abandoned Lands in the Central Spanish Pyrenees. A Long-Term Research Assessment. *Land Degrad. Develop.* 29 (2): 263-273.
- PALACIO, S., y G. MONTSERRAT-MARTÍ (2006). Comparison of the bud morphology and shoot growth dynamics of four species of mediterranean sub-shrubs growing along an altitude gradient. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 151: 527-539.
- PÉREZ-CABELLO, F., y P. IBARRA (2004). Procesos de regeneración vegetal en comunidades incendiadas (Prepirineo oscense). En J. L. Peña, L. A. Longares y M. Sánchez (eds.), *Geografía física de Aragón. Aspectos generales y temáticos*: 153-162. Universidad de Zaragoza. IFC. Zaragoza.
- PUIGDEFÁBREGAS, J., y E. BALCELLS (1970). Relaciones entre organización social y explotación del territorio en el valle del Roncal. *Pirineos*, 98: 53-89.
- ROBICHAUD, P. R., W. J. ELLIOT, F. B. PIERSON, D. E. HALL, C. A. MOFFET y L. E. ASHMUN (2007). Erosion risk management tool (ERMIT) user manual. *Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-188*. U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain, Research Station. Fort Collins. 24 pp.
- ROBICHAUD, P. R., J. W. WAGENBRENNER, F. B. PIERSON, K. E. SPAETH, L. E. ASHMUN y C. A. MOFFET (2016). Infiltration and interrill erosion rates after a wildfire in western Montana, USA. *Catena*, 142: 77-88.
- SAN EMETERIO, L., L. MÚGICA, M. D. UGARTE, T. GOICIA y R. M. CANALS (2016). Sustainability of traditional pastoral fires in highlands under global change: effects on soil function and nutrient cycling. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 235: 155-163.
- SANTAMARÍA, B. (2012). *Estudio de la matorralización por erizón en el Pirineo aragonés y su efecto sobre la fertilidad del suelo*. Trabajo fin de Máster de la Escuela Politécnica Superior. Huesca.
- SAWYER, R., R. BRADSTOCK, M. BEDWARD y J. MORRISON (2018). Fire intensity drives post-fire temporal pattern of soil carbon accumulation in Australian fire-prone forests. *Science of the Total Environment*, 610-611: 1113-1124.
- STOOF, C. R., A. I. GEVAERT, C. BAVER, B. HASSANPOUR, V. K. MORALES, W. ZHANG, D. MARTIN, S. K. GIRI y T. S. STEENHUIS (2016). Can pore-clogging by ash explain post-fire runoff? *Int. J. Wildland Fire*, 25: 294-305.