



## PASTOREO EN LA MEDIA MONTAÑA MEDITERRÁNEA PARA MITIGAR EL CAMBIO CLIMÁTICO: UNA EXPERIENCIA EN EL SISTEMA IBÉRICO NOROCCIDENTAL

TEODORO LASANTA , MELANI CORTIJOS-LÓPEZ ,  
ESTELA NADAL-ROMERO\* 

*Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC). Campus de Aula Dei.  
Avda. de Montañana, 1005. Apdo. 1034, 50080-Zaragoza (España).*

**RESUMEN.** El sector ganadero, en especial en su modalidad intensiva, se considera de gran relevancia en el contexto de cambio climático por su contribución a las emisiones de gases de efecto invernadero. Sin embargo, la producción ganadera es necesaria para alimentar a la población y la conservación de ecosistemas y paisajes culturales. Por otro lado, la ganadería extensiva puede ayudar a mitigar el cambio climático a través del pastoreo. En este trabajo se analiza cómo el binomio desbroce de matorrales–pastoreo contribuye a reducir los incendios forestales y a incrementar el almacenamiento de carbono orgánico en el suelo. El trabajo se ha realizado en un sector del Sistema Ibérico Noroccidental (norte de España), un área de media montaña mediterránea muy despoblada. En su paisaje abundan matorrales en distintas fases de sucesión vegetal tras el abandono rural, siendo la ganadería extensiva la principal actividad económica. Desde 1986 el gobierno regional ha desbrozado aproximadamente el 30% de la superficie de matorrales, disminuyendo el material combustible. La superficie quemada ha pasado de un promedio de 1.060 ha/año en el periodo 1968-1986 a 222,6 ha/año entre 1987 y 2023. Se comprueba también que los pastos regenerados tras el desbroce y las repoblaciones forestales gestionadas (aclareos y pastoreo) acumulan más carbono orgánico en el suelo que los matorrales. En estas montañas marginadas hay personas que quieren seguir viviendo de los recursos locales. La ganadería extensiva puede ayudar a fijar población, contribuyendo también a mitigar el cambio climático y a suministrar servicios ecosistémicos a la sociedad.

### *Grazing in the Mediterranean Mid-Mountains to Mitigate Climate Change: An Experience in the Northwestern Iberian System*

**ABSTRACT.** The livestock sector, especially in its intensive form, is considered highly relevant in the context of climate change due to its contribution to greenhouse gas emissions. However, livestock production is necessary to feed the population and to conserve ecosystems services and cultural landscapes. On the other hand, extensive livestock farming can help to mitigate climate change through grazing. This study analyses how the combination of shrub clearing and grazing contributes to reducing forest fires and increasing organic carbon (SOC) storage in the soil. The study was conducted in the Northwestern Iberian System (Spain), a sparsely populated Mediterranean mid-mountain region. In the landscape predominates shrubs in different stages of plant succession after rural abandonment, with extensive livestock farming being the main economic activity. Since 1986, the regional government has cleared approximately 30% of shrublands, reducing the amount of available combustible material. The burned area has decreased from an average of 1,060 ha/year in the period 1968-1986 to 222.6 ha/year between 1987 and 2023. It has also been found that pastures regenerated after clearing, as well as managed forest plantations (thinning and grazing), accumulate more SOC than the shrublands. In these marginalized mountains there are people who want to continue living off local resources. Extensive livestock farming can help retain the population, while also contributing to climate change mitigation and providing ecosystem services to society.

**Palabras clave:** ganadería extensiva, paisaje en mosaico, incendios forestales, secuestro de carbono en el suelo, La Rioja (España).

**Keywords:** extensive stockbreeding, mosaic landscape, forest fires, SOC stocks, La Rioja (Spain).

Received: 20 September 2024

Accepted: 2 December 2024

\***Corresponding author:** Estela Nadal Romero. Instituto Pirenaico de Ecología. Campus de Aula Dei. Avda. Montañana, 1005. 50080-Zaragoza. estelanr@ipe.csic.es

## 1. Introducción

La existencia de complejas interacciones entre producción ganadera y cambio climático (CC, en adelante) es un asunto científico y técnico de gran trascendencia y controversia en la actualidad (Hoffmann, 2010; Rojas-Downing *et al.*, 2017; Herrera, 2020). Por un lado, la cría de animales es una actividad productora de gases de efecto invernadero (GEIs): dióxido de carbono, metano y óxido nitroso, sobre todo. Por otro lado, la ganadería es un sector vulnerable al CC, ya que se ve condicionada por la producción y calidad de pastos, así como por el bienestar y la salud de los animales (Rubio y Roig, 2017). Es decir, la ganadería contribuye al CC, pero también se ve afectada por él (Hoffman, 2010).

La ganadería extensiva es un sector clave para la conservación de ecosistemas y paisajes culturales, así como para el suministro de servicios ecosistémicos: producción y calidad de pastos, control de incendios, regulación hídrica, conservación de la biodiversidad o incremento de la fertilidad edáfica del suelo y de sus funciones (Bernués *et al.*, 2014; Fernández-Rebollo *et al.*, 2015; Lasanta *et al.*, 2024). Por otra parte, se trata de un sector clave en la seguridad alimentaria y en la producción de alimentos a escala global. Todo esto en un contexto en el que se prevé que alimentar a la humanidad requerirá incrementar un 50% la producción para mediados del siglo XXI, a la par que se espera que aumente el consumo de proteína animal, lo que exigirá una mayor producción ganadera (FAO, 2017). Además, la ganadería extensiva y el pastoreo cumplen con prácticas beneficiosas para el medio ambiente, incluidas en los objetivos de la Política Agraria Común (PAC), 2023-2027 (PEPAC, 2023).

Se estima que la ganadería es responsable de entre el 7% y el 18% de los GEIs de origen antrópico (Gerber *et al.*, 2013), debido a las emisiones de los animales domésticos, los consumos de energía (piensos, transportes, electricidad...), el manejo de estiércol y purines; y el uso de antibióticos (Rojas-Downing *et al.*, 2017; Rubio y Roig, 2017). Pero no todos los sistemas ganaderos emiten la misma cantidad de GEIs. Los sistemas ganaderos se pueden agrupar en dos grandes bloques: ganadería extensiva o pastoralista y ganadería intensiva o industrial, con variantes entre uno y otro. La ganadería extensiva aprovecha recursos forrajeros locales mediante pastoreo con escasa incorporación de insumos externos, tanto materiales (piensos y otros alimentos) como energéticos. La ganadería industrial, por el contrario, se desarrolla en recintos cerrados, utilizando alimentos (tortas de semillas de oleaginosas, cereales, forrajes y pajas, fundamentalmente) procedentes de otros lugares, a veces incluso de otros países. Genera residuos perjudiciales cuando se acumulan en grandes cantidades (nitratos, por ejemplo, que contaminan acuíferos y suelos) y consume gran cantidad de energía (una parte considerable en el transporte) y otros insumos externos (González, 2012; Herrera, 2020).

La mayor parte de la literatura científica sobre ganadería y CC no diferencia la emisión de GEIs entre sistemas ganaderos, ni entre producción intensiva y extensiva (Gerber *et al.*, 2013; Rojas-Downing *et al.*, 2017; Aguilera *et al.*, 2018). Afortunadamente, en los últimos años algunas investigaciones analizan individualmente la contribución de los sistemas de producción al CC. Es una información esencial para determinar su contribución a los GEIs y para impulsar iniciativas específicas de adaptación y mitigación al CC. En este sentido, Zhu *et al.* (2020) han estimado que las emisiones de óxido nitroso del vacuno

extensivo en Kenia son hasta 14 veces inferiores a las estimadas por el IPCC (2020). Otros estudios demuestran que la emisión de metano por los rumiantes disminuye entre un 15-25% cuando en la dieta se incluye el ramoneo de matorrales ricos en taninos (Tang *et al.*, 2028; Aboagye y Beachemin, 2019). Este tipo de estudios coinciden en que los GEIs atribuidos a la ganadería han penalizado de manera notable a los sistemas extensivos, ya que su aporte a los GEIs es mínimo, derivados del cambio de uso del suelo, la gestión de purines y estiércol, la utilización de fertilizantes químicos para la producción agrícola, incluyendo la de piensos para alimentar al ganado, además del consumo de energía en las instalaciones ganaderas y el transporte de piensos, entre otras variables (Rojas-Downing *et al.*, 2017; Herrera, 2020).

La media montaña mediterránea es un territorio muy afectado por el CC y muy sensible a sus efectos, entre otras razones por el incremento de las sequías climáticas e hidrológicas, el mayor riesgo de incendios, la pérdida de recursos pastorales y la disminución de la biodiversidad (Nogués-Bravo *et al.*, 2008; García-Ruiz *et al.*, 2011; Pascual Sánchez y Pla Ferrer, 2024). La media montaña mediterránea española tuvo una explotación muy intensa desde la Baja Edad Media hasta bien entrado el siglo XX. Muchas laderas fueron deforestadas para aprovechamiento ganadero, casi siempre mediante ganadería trashumante, y agrícola. Algunos bosques se deforestaron también para obtener leña para los hornos de la industria textil, la construcción y la venta al exterior (Moreno Fernández, 1994; Sabio Alcutén, 1997; García-Ruiz *et al.*, 2015). En estas condiciones los bosques quedaron recludos en enclaves con escasas posibilidades para usos agropecuarios: laderas muy pendientes, poco accesibles o alejadas de los pueblos, y suelos de baja calidad o muy pedregosos.

Bajo las exigencias (elevada competitividad y rentabilidad de los productos, así como buena accesibilidad a los mercados) del sistema reciente de gestión del territorio, la media montaña mediterránea tiene enormes dificultades para desarrollar actividades económicas competitivas, por sus condiciones topográficas en las que dominan las fuertes pendientes y escasean los espacios llanos, la degradación de sus suelos tras siglos de gestión intensiva, la escasez de infraestructuras y servicios, y la lejanía de los núcleos dinamizadores del territorio (Lasanta y Ruiz-Flaño, 1990; García-Ruiz *et al.*, 2015). Por ello, desde al menos mediados del siglo XX, la media montaña mediterránea ha experimentado un proceso de marginación socioeconómica con emigración de la población (muchos pueblos y aldeas han desaparecido y otros han visto reducida su población en el 70-80%), abandono de la agricultura y brusca caída de los censos ganaderos. En el paisaje, esta evolución se manifiesta en un proceso de sucesión vegetal, con avance de matorrales y bosques (García-Ruiz y Lana-Renault, 2011), y por la reforestación de muchas laderas con pinos por parte de la Administración (Ortigosa, 1990). Los campos abandonados, especialmente los bancales, se han visto afectados por procesos de erosión y degradación del suelo (Arnáez *et al.*, 2015).

Con las condiciones ambientales y sociales de la media montaña mediterránea, la ganadería extensiva es actualmente la principal actividad económica, en algunos municipios la única. La mayor parte del territorio solo puede ser aprovechado mediante pastoreo. En cambio, la agricultura no deja de ser una actividad secundaria, por sus condiciones climáticas, pendientes pronunciadas y suelos poco fértiles. La ganadería extensiva, por el contrario, consume fibras vegetales ligno-celulósicas en tierras no aptas para la agricultura, incorporando estas montañas al sistema productivo. Sin la ganadería quedarían al margen y los recursos pastorales se deteriorarían progresivamente (Lasanta, 2009; Herrera, 2020).

Desde 1986 el Gobierno de La Rioja elimina matorrales en áreas seleccionadas para reducir el material combustible y crear un paisaje más fragmentado, con el fin de disminuir el número de incendios y la superficie quemada. También persigue incrementar la oferta pascícola mediante la regeneración de pastos en áreas de matorral (Lasanta *et al.*, 2013). Es un plan (*Plan Shrub Clearing*; PSC en adelante) muy riguroso, que se ejecuta cada año, siguiendo una normativa que compagina la conservación de suelos y aguas con el mantenimiento de la biodiversidad, el desarrollo ganadero y el impulso de varios servicios ecosistémicos (Lasanta *et al.*, 2024). La financiación corre a cargo del propio gobierno, si bien cuenta con el apoyo fluctuante de la Unión Europea, el gobierno nacional o los ayuntamientos. El coste durante los últimos años ronda los 400 euros/ha.

Una cuestión poco estudiada y muy importante es que la ganadería se considera emisora de GEIs, pero no se tiene en cuenta que los ecosistemas y paisajes creados o mantenidos por la ganadería extensiva pueden tener una elevada capacidad para mitigar el CC. Así, por ejemplo, no se tiene en cuenta el carbono que acumulan los pastos y el metano que oxidan. En este sentido, los objetivos de este trabajo son: (i) comprobar, a partir de imágenes, la disminución de combustible y la fragmentación del paisaje como consecuencia de la eliminación de matorrales y del pastoreo; (ii) conocer la evolución de la superficie quemada en La Rioja, y (iii) analizar la calidad de suelo y almacenamiento de carbono orgánico en diferentes usos y cubiertas del suelo (en adelante LULC, por sus siglas en inglés) relacionados con el pastoreo en comparación con otros LULC que actúan de control. Nuestra hipótesis es que el pastoreo contribuye a mitigar el CC, por un lado, reduciendo las emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera a través de la disminución de los incendios forestales y, por otro lado, incrementando la acumulación de carbono orgánico en el suelo (en adelante SOC, por sus siglas en inglés).

## 2. Área de estudio

El trabajo se ha realizado en el Sistema Ibérico Noroccidental, en concreto en las montañas de La Rioja (Fig. 1), que abarcan una superficie de 1879,5 Km<sup>2</sup>. En estas montañas (la Sierra en adelante) se suceden siete valles estrechos, con laderas de elevada pendiente en el sector occidental (Sierra de la Demanda) y más suaves en los valles centrales (Cameros) y orientales, separados por divisorias de escasa pendiente o llanas (Fig. 2). La altitud de la Sierra disminuye desde las divisorias meridionales hacia el norte y hacia el este. Las líneas de cumbres carecen de relieves enérgicos, alcanzando la máxima altitud en el Pico de San Lorenzo (2.265 m s.n.m.) en la Sierra de la Demanda, mientras que las montañas más orientales apenas superan los 1.000 m. s.n.m. La suavidad de las cumbres ha favorecido la explotación ganadera, al permitir el fácil aprovechamiento de los pastos en verano.

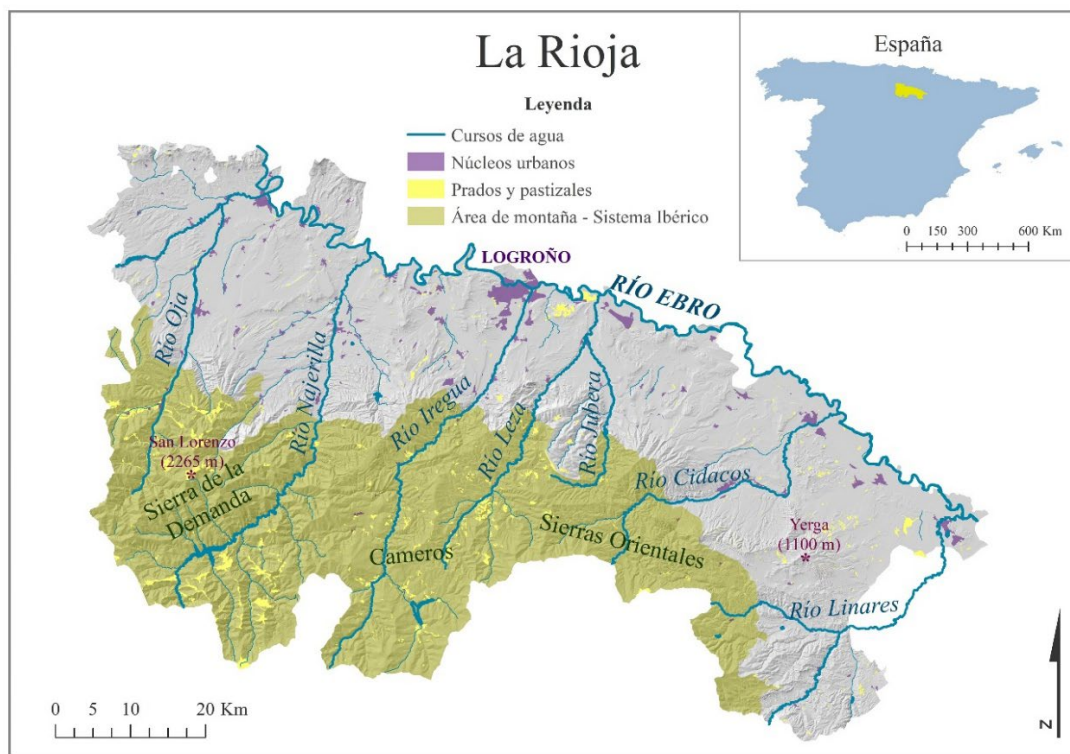


Figura 1. Área de estudio, La Rioja (España).





*Figura 2. Campos abandonados en las proximidades de Hornillos (Camero Viejo). Las cimas de la mayor parte de las montañas de La Rioja son relieves prácticamente planos o alomados. En muchas de ellas los campos de cultivo llegaron hasta la parte más alta. En la actualidad son pastos, en algunos casos regenerados mediante la eliminación de matorrales.*

El área de estudio tiene un clima submediterráneo, matizado por los rasgos orográficos y por la mayor o menor distancia a la influencia atlántica. El sector más occidental recibe una precipitación superior a los 1000 mm anuales, con rasgos próximos al clima oceánico, con inviernos fríos y sin apenas déficit hídrico estival. En los valles centro-orientales el clima es mucho más mediterráneo, con temperaturas más elevadas, largos periodos de sequía durante el verano y notable contraste térmico anual. Las precipitaciones oscilan entre 600 y 800 mm/año y la temperatura media entre 10-12°C, en función de la altitud y exposición (Cuadrat y Vicente-Serrano, 2008).

El paisaje del Sistema Ibérico noroccidental ha sido modificado por las sociedades humanas desde hace miles de años. El análisis polínico en turberas muestra que el bosque experimentó un notable descenso a partir de 5.060 ± 90 yr BP (Gil-García *et al.*, 1996). De igual forma, el estudio de dólmenes datados entre 6.000 y 3.500 cal yr BP por debajo de 1.400 m s.n.m. indica la presencia de sociedades agropastorales desde épocas relativamente tempranas (López de Calle y Tudanca, 2014). Desde la Baja Edad Media se incrementó el aprovechamiento ganadero, basado en la trashumancia, lo que favoreció el desarrollo de la industria textil. Su decadencia desde el siglo XVIII impulsó la roturación y cultivo de tierras en laderas marginales, para sustituir a la economía ganadero-industrial (Gómez Urdáñez, 1986). Todo ello llevó a la deforestación de la mayor parte del territorio (Sanjuán *et al.*, 2018).

A lo largo del siglo XX, especialmente entre los años cincuenta y ochenta, se asiste a la caída de los censos demográficos y a la despoblación total de 50 pueblos y aldeas. En 1900 la montaña riojana contaba con 33.632 habitantes (17,9 hab./Km<sup>2</sup>), y en 2022 con tan solo 7.762 habitantes (4,1 hab./Km<sup>2</sup>), y valores extremos de 10 hab./Km<sup>2</sup> en el valle del Oja, gracias a la localización del municipio de Ezcaray, y 2 hab./Km<sup>2</sup> en el valle del Leza. A lo largo del siglo XX, el progresivo hundimiento de la ganadería lanar se vio acompañado por un incremento del ganado vacuno, a la vez que el espacio agrícola se dejó de cultivar casi completamente (Lasanta y Errea, 2001). El paisaje cultural tradicional dio lugar a otro más homogéneo y naturalizado, con matriz de bosques y matorrales (Lasanta y Arnáez, 2009). Dominan

los robledales (*Quercus pyrenaica* y *Quercus faginea*), hayedos (*Fagus sylvatica*) y pinares (*Pinus sylvestris* y *Pinus nigra*) distribuidos en diferentes pisos de altitud (Fernández Aldana, 2015), si bien los matorrales de sucesión (*Calluna vulgaris*, *Cytisus scoparius*, *Genista scorpius*, *Cistus laurifolius*, *Buxus sempervirens*, *Rosa sp...*) ocupan la mayor parte del territorio en los valles centro-orientales (Arizaleta *et al.*, 1990). Por otro lado, entre 1941 y 1982 se reforestaron más de 40.000 ha de coníferas: *P. sylvestris*, *P. nigra*, *P. halepensis* y *P. douglasii* (Ortigosa, 1991). Después de los años noventa del pasado siglo se siguió repoblando con subvenciones de la PAC (Fernández Aldana, 2015).

La ganadería extensiva es la principal actividad económica en la Sierra desde las últimas décadas del pasado siglo. En 2022 pastaban, según los censos del Gobierno de La Rioja, 13.268 vacunos, 35.092 ovinos, 2.326 cabras, y varios miles de equinos. Consume biomasa vegetal en régimen de pastoreo en casi total libertad con poca intervención humana y con mínimos consumos de energía fósil e insumos externos. El vacuno, orientado a la cría de terneros que se venden a los 3-5 meses de nacer, es la especie más representativa, mientras que en el pasado lo fue el ovino trashumante (Calvo Palacios, 1977; Lasanta y Errea, 2001). El manejo del ganado es muy parecido en todas las especies. La mayor parte del año permanece libre en el monte. Tan sólo en invierno, o en los momentos de partos, recibe un complemento de pienso y paja, suministrado directamente en el campo (Fig. 3) o en el pesebre, en una cantidad dependiente del tiempo, de su estado fisiológico y de su etapa reproductiva.

La raza vacuna tradicional era autóctona (la *camerana*) de capa negra, del tronco de las vacas negras serranas, caracterizadas por su elevada rusticidad y adaptación al medio. Desde los años setenta del pasado siglo se introdujeron sementales de aptitud cárnica de razas foráneas: *Pardo-alpina*, *Charolesa*, *Limousina*, *Hereford*, *Pirenaica*, *Simmental...*, buscando mejores rendimientos en las canales. Por ello, las vacas son ahora mayoritariamente cruce de varias razas (Fig. 4). Respecto al ovino, en los valles orientales domina la oveja autóctona: la *Chamarita*, de pequeño tamaño, elevada rusticidad y buena reproductora, mientras que en los valles occidentales es frecuente ver ovejas de cruces muy diversos.



Figura 3. Vacuno comiendo paja en la pista de Hornillos a Valdeosera (Camero Viejo). En la estación fría el vacuno suele recibir un complemento de alimento, unas veces junto a las naves y otras en el campo, pero en muy raras ocasiones se estabula. El ovino, por el contrario, suele estabularse unos días (aunque no todos los ganaderos lo hacen) en la época de cría.





Figura 4. Rebaño de vacuno en Ajamil (Camero Viejo). La cabaña vacuna actual procede de mezclas de distintas razas. En la foto se adivinan rasgos de Camerana, Pardo-alpina, Limousin, Charolesa y Pirenaica. Al fondo una ladera de matorrales parcialmente desbrozada y bosques de *Quercus pyrenaica*.

### 3. Toma de información y métodos

#### 3.1. Evolución de la superficie desbrozada y de los incendios registrados

En la Consejería de Agricultura, Ganadería, Mundo Rural y Medio Ambiente (Gobierno de La Rioja) se tomó información sobre la superficie desbrozada anual (desde 1986 a 2022) del área de estudio, y sobre incendios (número de siniestros y superficie quemada cada año) en La Rioja desde 1968 a 2023, periodo del que se dispone de información. Lamentablemente, no tenemos información a escala municipal, por lo que no conocemos con exactitud la evolución de los fuegos forestales en la Sierra. Es una laguna importante, pero consideramos que la información para La Rioja es tan clara que permite asumir algunas conclusiones sobre el efecto del PSC y el pastoreo en el control de incendios.

#### 3.2. Almacenamiento de carbono orgánico en el suelo

Para conocer el almacenamiento de carbono se tomaron muestras de suelos en ocho LULC: (i) matorrales (M), tanto de *C. laurifolius* como de *G. scorpius*, que representan el proceso de revegetación natural tras el abandono de tierras sin pastoreo del ganado; (ii) pastos de mediana edad (PMD), con unos 15 años desde su desbroce; (iii) pastos de desbroce antiguo (PAD), con más de 25 años desde su desbroce; (iv) pastos de control (CP), es decir áreas que han sido pastoreadas durante siglos y que, por lo tanto, pueden considerarse pastos naturales; representarían la etapa final de áreas desbrozadas y pastoreadas periódicamente; (v) repoblaciones forestales sin gestionar (RPN); (vi) repoblaciones forestales gestionadas (RPG), en las que se efectúa algún aclareo y pasta el ganado; (vii) bosques de rebollos (*Q. pyrenaica*) sin gestionar (BN), por lo que cuentan con sotobosque de matorral que dificulta el pastoreo y (viii) dehesas de rebollos (D) en las que pasta el ganado. En cada LULC se tomaron muestras en al menos 2 sitios elegidos al azar; en cada uno de éstos se extrajeron muestras de tres puntos, que se combinaron para dar lugar a muestras compuestas (268 en total), hasta 40 cm de profundidad. La densidad aparente se estimó con muestras inalteradas de 100 cm<sup>3</sup> y mediante el uso de ecuaciones de pedotransferencia.

Los análisis del suelo se realizaron en los laboratorios del Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC). La densidad aparente (DA) se estimó mediante el secado en estufa de las muestras inalteradas a 105°C durante 24 horas. La materia orgánica (MO) del suelo se midió mediante el método de pérdida por ignición (a 375°C); el carbono total (C) se determinó mediante combustión en seco en el analizador elemental Vario Max; el carbono orgánico del suelo (Corg) se calculó a partir de la extracción sobre el carbono total del carbono inorgánico, estimado a partir de la obtención del contenido de carbonatos en los suelos calcáreos; los stocks de carbono orgánico del suelo (SOC) se calcularon ponderando cada valor de Corg con su respectiva profundidad (10 cm) y DA, y se expresaron en Mg ha<sup>-1</sup>.

## 4. Resultados

### 4.1. Desbroce de matorrales para reducir el combustible y crear un paisaje en mosaico

Entre 1986 y 2022 se desbrozaron 39.680,3 ha (Fig. 5), lo que representa el 30,2% de la superficie de matorrales que había a finales del siglo XX (Lasanta Martínez y Errea, 2001), o el 15,8% de la superficie total del área de estudio. Con seguridad la proporción calculada es algo menor porque algunas actuaciones tienen lugar en áreas ya desbrozadas, pero que se han vuelto a cubrir de matorrales porque el pastoreo no es capaz de detener su avance. En cualquier caso, se trata de una actuación paisajística muy importante que se realiza cada año (en toda la serie solo tres años no han tenido desbroces: 1992, 2007 y 2015, por falta de financiación), con una superficie variable (valores extremos de 387,8 ha en 1994 y 2.386,3 ha en 2002; ver Fig. 5) en función de las solicitudes recibidas por parte de los ayuntamientos y del dinero disponible.

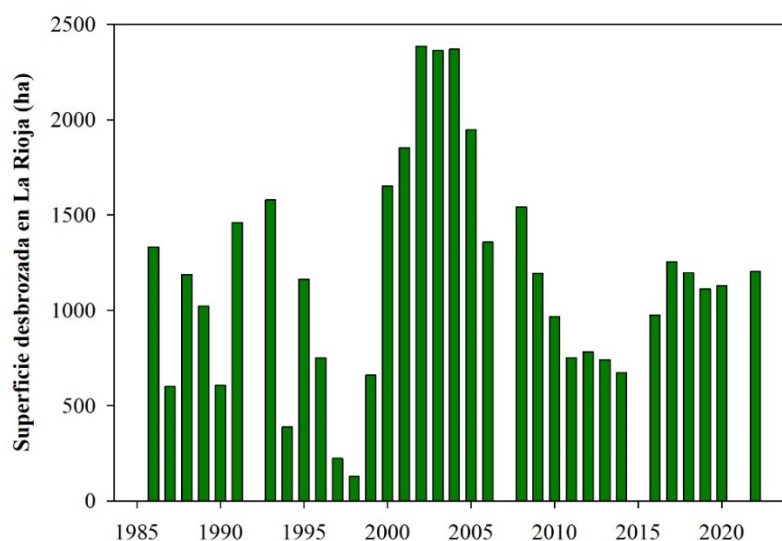


Figura 5. Evolución de la superficie desbrozada en La Rioja (1986-2022).

Los desbroces se realizan en áreas seleccionadas. El PSC establece que como máximo en cada municipio se pueden desbrozar 2 hectáreas por cada Unidad Ganadera Mayor (UGM) en cinco años, para garantizar que el ganado acude a pastar a las áreas desbrozadas y asegurar el retraso de la matorralización. Se realizan en laderas de menos del 30% de pendiente, distribuidas por varios lugares del término municipal a distintas altitudes para dilatar el periodo de pastoreo, y en zonas accesibles con tractor para evitar la apertura de nuevas pistas. La mayor parte de los desbroces se realizan en antiguos campos de cultivo, que se abandonaron desde los años sesenta del pasado siglo, cubiertos de matorrales



de *G. scorpius*, *S. rosmarinus*, *B. sempervirens*, *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*... en suelos alcalinos, y *C. laurifolius* en suelos silíceos.

El PSC persigue eliminar combustible y transformar zonas de matorral en pastos atractivos para el ganado. Combina el desbroce mecánico (Fig. 6a) con el pastoreo posterior del ganado (Fig. 6b) para ralentizar el rebrote de matorrales. Los efectos más importantes son los siguientes:

- (i) La eliminación de combustible, ya que la parte aérea de los matorrales es eliminada y triturada (Fig. 7), mientras que se dejan las raíces en el suelo.
- (ii) La creación de un paisaje en mosaico, donde alternan pastos, pequeños bosquetes, matorrales y bosques (Fig. 8). Por otro lado, como máximo se pueden desbrozar 10 ha en la misma unidad de tratamiento, dejando al menos 2 ha sin desbrozar entre las unidades.
- (iii) El incremento de la superficie pastoral, creando áreas atractivas para diferentes especies ganaderas (Fig. 9). Así el ovino y el vacuno prefieren pastos herbáceos, mientras que el caprino y el equino incluyen en su dieta brotes tiernos de matorrales y arbustos. En este sentido, el PSC establece que se deben dejar sin desbrozar los antiguos márgenes de los campos para favorecer el pastoreo de yeguas y cabras, y se mantengan como corredores ecológicos. También estipula que entre las áreas desbrozadas y los bosques debe quedar una franja de matorrales creando diferentes ecotonos, que contribuyen a mejorar la biodiversidad.



Figura 6. A) Se utilizan tractores con aperos de cuchillas o cadenas para cortar los matorrales. Las raíces se quedan en el suelo. B) Pastoreo de cerdos en Jalón de Cameros. El vacuno y ovino son las especies más abundantes, con presencia frecuente de equinos y menos de caprinos. No obstante, en ocasiones se pueden ver también cerdos.



*Figura 7. A) Al fondo desbroces en la antigua aldea de Dehesillas (valle del Jubera). Parte de los matorrales se han cortado para eliminar combustible. Dentro de los nuevos pastos permanecen arbustos aislados que dan sombra al ganado y sirven de posaderos para la avifauna. B) Manchas de pastos tras el desbroce de matorrales desde la pista de Torremuña (Camero Viejo). Estas manchas actúan como cortafuegos en el caso de producirse un incendio. C) Eliminación de matorrales en antiguos campos abandonados en Santa Marina (valle del Jubera). Se observan restos de los matorrales sobre el suelo. En la actualidad los tallos se trituran para favorecer la incorporación de materia orgánica al suelo.*





Figura 8. Paisaje en mosaico en el sector alto de una ladera de Jalón de Cameros. Los pastos se han regenerado a partir del desbroce de matorrales. Se ve la alternancia entre pequeños bosques y áreas de matorral, formando un paisaje fragmentado con manchas de escasa extensión. Los antiguos límites de los campos permanecen cubiertos con matorrales para el pastoreo del caprino y equino, así como para favorecer los desplazamientos y alimentación de la fauna.

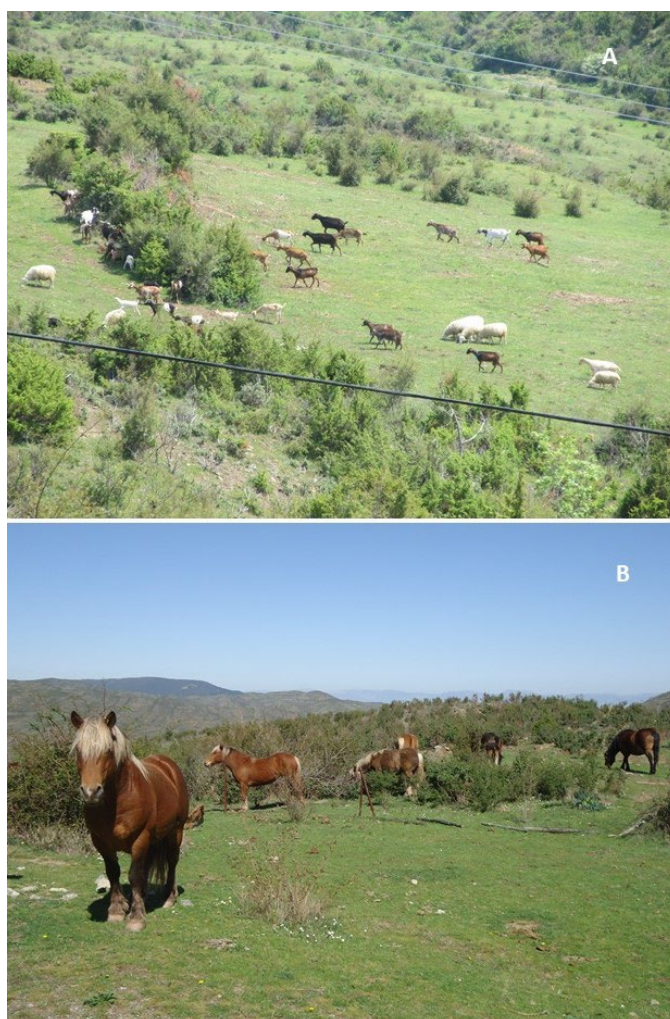


Figura 9. A) Caprino y ovino pastando en el valle del Leza. El caprino prefiere matorrales y arbustos, mientras el ovino aprovecha herbáceas. B) Equino en San Vicente de Robres (valle del Jubera). El equino no se estabula nunca, pastando en libertad incluso con el suelo cubierto de nieve. En su dieta incluye ramas de matorral.



#### 4.2. Disminución de la superficie quemada

Entre 1968 y 2023 se registraron 4.002 siniestros y se quemaron 28.377,13 ha, de las que 20.139,1 ha (un promedio de 1060 ha/año) se quemaron entre 1968 y 1986, y 8.238,05 ha (un promedio de 222,65 ha/año) entre 1987 y 2023 (Tabla 1). Si el periodo de estudio lo partimos por décadas (Fig. 10) se observa el fuerte incremento registrado de la superficie quemada entre 1978 y 1986, respecto a la década precedente. De hecho, entre 1968 y 1977 ardieron 208 ha/año y entre 1978 y 1986 1.806 ha/año. A partir de 1987 se reduce considerablemente la superficie quemada; durante la primera década (1987-1996) se quemaron 421,5 ha/año, disminuyendo posteriormente, de manera que a partir de 1997 el promedio anual fluctúa entre 144 y 155 ha/año. Un hecho a destacar es que las líneas de evolución del número de incendios y de superficie quemada son parecidas, al igual que lo son entre sí las del número de conatos y de siniestros (Fig. 10). Ello incide en algo muy lógico: son los incendios los principales causantes de la superficie quemada. Por otro lado, la disminución de los incendios tiene lugar antes que la de los conatos. Los primeros disminuyen a partir de 1987, coincidiendo con la puesta en marcha del PSC, mientras que los segundos hay que esperar a 2016 para ver una tendencia clara. De hecho, antes del PSC los conatos suponían el 20,8% de los siniestros y después el 60,8%.

La Figura 11 muestra la superficie quemada y desbrozada. En el primer año de la serie se quemaron 708,4 ha, reduciéndose en los años posteriores. A partir de 1978 se produce un incremento espectacular, pasando de 40,9 ha en 1977 a 1.765,4 ha en 1978. Durante 9 años aumenta el número de incendios y siniestros, respecto a los años precedentes (ver también la Tabla 1), alcanzando un punto álgido en 1981 con 111 siniestros (14 conatos y 97 incendios), que quemaron 3.233,9 ha. 1985 fue el peor año, ya que se registraron 94 siniestros (10 conatos y 84 incendios) con 3.836,2 ha quemadas.

Tabla 1. Evolución de los siniestros y superficie quemada en La Rioja (1968-2023).

| Año  | Nº de conatos | Nº de incendios | Nº de siniestros | Sup. quemada (ha) |
|------|---------------|-----------------|------------------|-------------------|
| 1968 | 3             | 16              | 19               | 708,4             |
| 1969 | 7             | 7               | 14               | 41,8              |
| 1970 | 7             | 13              | 20               | 76,7              |
| 1971 | 6             | 19              | 25               | 222,6             |
| 1972 | 3             | 4               | 7                | 81,2              |
| 1973 | 1             | 16              | 17               | 279,1             |
| 1974 | 5             | 8               | 13               | 27,2              |
| 1975 | 2             | 15              | 17               | 480,2             |
| 1976 | 5             | 20              | 25               | 121,4             |
| 1977 | 5             | 6               | 11               | 40,9              |
| 1978 | 4             | 39              | 43               | 1765,4            |
| 1979 | 5             | 33              | 38               | 1644,5            |
| 1980 | 10            | 65              | 75               | 1237,5            |
| 1981 | 14            | 97              | 111              | 3233,9            |
| 1982 | 9             | 55              | 64               | 1704,7            |
| 1983 | 10            | 35              | 45               | 765,3             |
| 1984 | 10            | 49              | 59               | 1062,7            |
| 1985 | 10            | 84              | 94               | 3836,2            |
| 1986 | 19            | 42              | 61               | 2809,4            |
| 1987 | 12            | 15              | 27               | 159,5             |
| 1988 | 10            | 42              | 52               | 477,2             |
| 1989 | 24            | 118             | 142              | 1531,9            |
| 1990 | 32            | 35              | 67               | 289,8             |
| 1991 | 27            | 33              | 60               | 355,8             |
| 1992 | 48            | 44              | 92               | 109,3             |
| 1993 | 36            | 27              | 63               | 224,7             |

|      |     |    |     |        |
|------|-----|----|-----|--------|
| 1994 | 46  | 62 | 108 | 497,4  |
| 1995 | 86  | 91 | 177 | 468,1  |
| 1996 | 45  | 33 | 78  | 103,6  |
| 1997 | 73  | 20 | 93  | 60,38  |
| 1998 | 79  | 47 | 126 | 181,42 |
| 1999 | 66  | 36 | 102 | 172,28 |
| 2000 | 137 | 60 | 197 | 225,32 |
| 2001 | 75  | 48 | 123 | 318,98 |
| 2002 | 83  | 41 | 124 | 165,02 |
| 2003 | 44  | 20 | 64  | 110,01 |
| 2004 | 40  | 7  | 47  | 35,69  |
| 2005 | 72  | 33 | 105 | 174,14 |
| 2006 | 61  | 12 | 73  | 49,9   |
| 2007 | 73  | 20 | 93  | 69,3   |
| 2008 | 95  | 15 | 110 | 71,53  |
| 2009 | 89  | 29 | 118 | 336,68 |
| 2010 | 89  | 25 | 114 | 281,84 |
| 2011 | 58  | 24 | 82  | 62,63  |
| 2012 | 77  | 28 | 105 | 108,95 |
| 2013 | 25  | 6  | 31  | 27,65  |
| 2014 | 74  | 21 | 95  | 111,94 |
| 2015 | 38  | 20 | 58  | 281,74 |
| 2016 | 35  | 12 | 47  | 92,28  |
| 2017 | 64  | 17 | 81  | 249,09 |
| 2018 | 27  | 8  | 35  | 55,17  |
| 2019 | 75  | 13 | 88  | 55,09  |
| 2020 | 6   | 40 | 46  | 23,91  |
| 2021 | 53  | 24 | 77  | 454,11 |
| 2022 | 68  | 21 | 89  | 195,46 |
| 2023 |     |    | 55  | 53,22  |

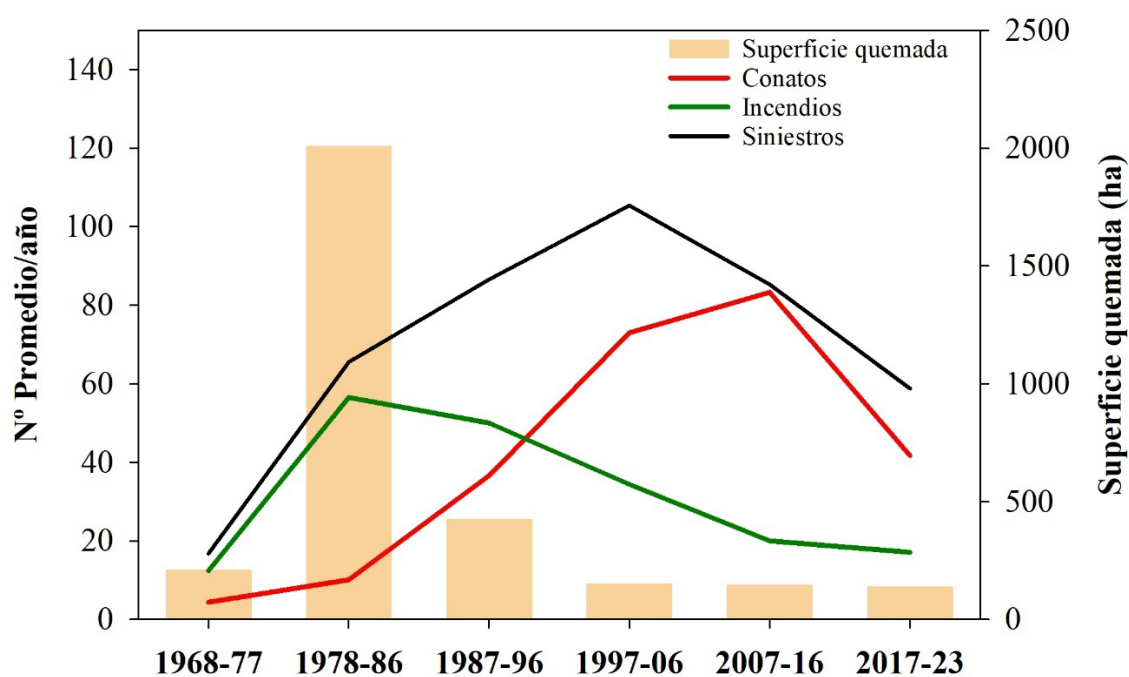


Figura 10. Evolución de número de conatos, incendios, siniestros y superficie quemada (1968-2013).

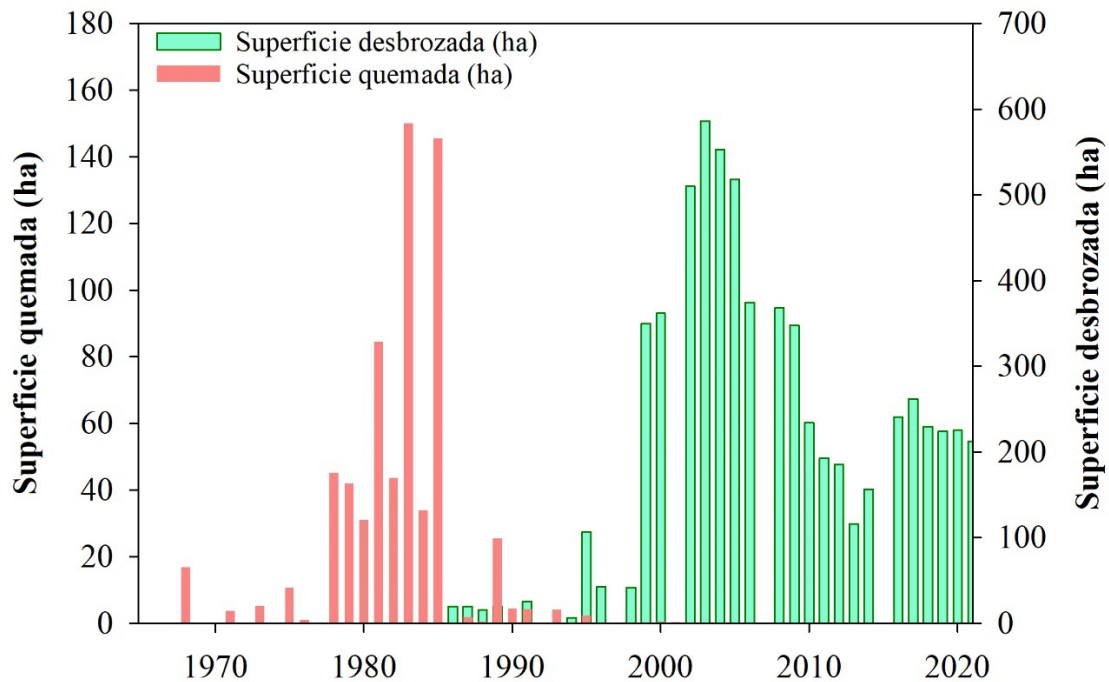


Figure 11. Desbroce de matorrales e incendios forestales en La Rioja.

En la misma figura se puede observar también que la puesta en marcha del PSC coincide con la reducción de la superficie quemada. Desde 1987 disminuye la superficie quemada, si bien hay años que rompen la tendencia, como 1989 (1.531,9 ha). Es significativo que en una docena de años no se quemaron ni 100 ha/año (1997, 2004, 2006, 2007, 2008, 2011, 2013, 2016, 2018, 2019, 2020 y 2023). En la gráfica se observa también un repunte en los años 2021 (454 ha) y 2022 (195,4 ha). En ambos años, la mayor superficie quemada tuvo lugar en Yerga (más de 400 ha en 2021 y 104 ha en 2022), fuera del área de estudio y de los municipios donde se realizan desbroces.

#### 4.3. Almacenamiento de carbono orgánico en el suelo en diferentes LULC

La Fig. 12 muestra el SOC en diferentes pastos y en matorral. El pasto natural (115,7 Mg/ha) y el matorral (116,1 Mg/ha) presentan valores similares, inferiores en ambos casos a los pastos regenerados tras el desbroce, alcanzando el valor más alto en desbroces antiguos (142,9 Mg/ha). Una diferencia importante es que en los primeros 10 cm el valor se incrementa  $M < PMD < PAD < CP$ , mientras que en los dos estratos inferiores (entre 20 y 40 cm) se produce una brusca caída en CP respecto al resto de LULC.

En la misma figura se aprecia que los bosques presentan valores más altos de SOC que el matorral y los pastos, con la excepción de PAD (142,9 Mg/ha) cuyos valores son superiores a D (137,8 Mg/ha). Las repoblaciones aportan valores superiores a los bosques naturales, alcanzando RPG el valor más alto (213,3 Mg/ha), seguido por RPN (187,6 Mg/ha), BN (162,4 Mg/ha), y el más bajo D (137,8 Mg/ha). Otro hecho a destacar es que las repoblaciones presentan valores más elevados que los bosques naturales en todo el perfil del suelo.



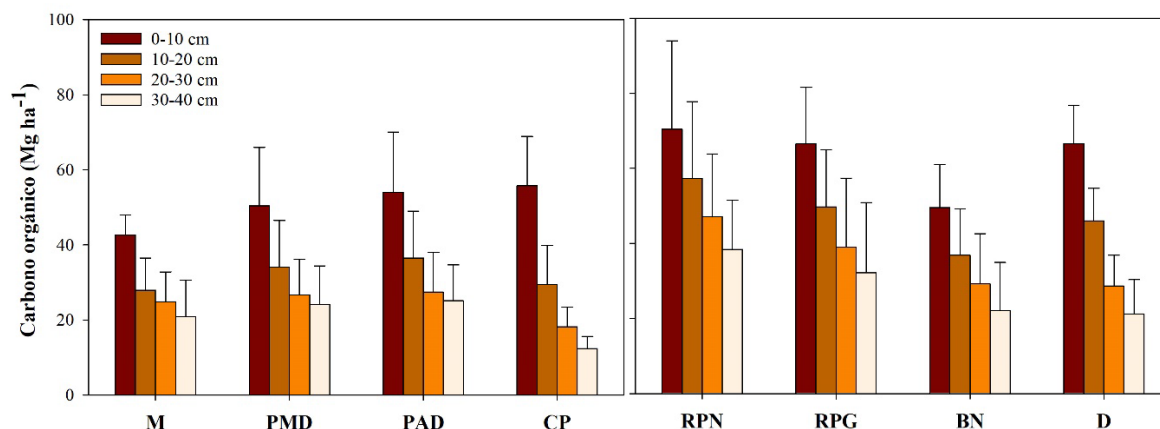


Figura 12. Acumulación de carbono orgánico en las diferentes profundidades del suelo. Nótese: M: matorrales; PMD: pastos de mediana edad; PAD: pastos de desbroce antiguo; CP: Pastos control; RPN: Repoblaciones forestales sin gestionar; RPG: Repoblaciones forestales gestionadas; BN: Bosques de rebollos sin gestionar; D: Dehesa de rebollos.

## 5. Discusión

En la media montaña mediterránea se mantienen sistemas ganaderos extensivos que cumplen un papel importante en la economía agraria y en la sostenibilidad del medio rural (Bernués Jal, 2007; Lasanta *et al.*, 2019). De manera simultánea aportan servicios ecosistémicos a las áreas adyacentes, como mayores volúmenes de escorrentía, sin incrementar significativamente las tasas de erosión, conservación de la biodiversidad o el mantenimiento de paisajes culturales muy atractivos para el turismo (Rodríguez Ortega *et al.*, 2014; Keesstra *et al.*, 2028; Nadal-Romero *et al.*, 2018, Lasanta *et al.*, 2024), lo que puede constituir una fuente complementaria de ingresos y la fijación de población en áreas muy despobladas como la media montaña mediterránea (Sluiter, 2005; Benjamin *et al.*, 2007; Sayadi *et al.*, 2007). Por otro lado, a escala global, el pastoreo es considerado como una actividad clave para la economía verde, la vida y el bienestar de millones de personas. Los beneficios del pastoreo son reconocidos por organismos internacionales como la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación, ONUAA, más conocida como FAO, y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) (Herrera, 2020).

En los resultados de este trabajo se ha comprobado que el binomio desbroce de matorrales – pastoreo del ganado implica la creación de un paisaje en mosaico con mayor fragmentación de las unidades paisajísticas. En un estudio realizado en la montaña riojana (Lasanta *et al.*, 2016) se comprobó que la regeneración de pastizales tras el desbroce de matorrales duplicaba el número de manchas y reducía su tamaño a la mitad, además de incrementar el índice de diversidad y disminuir el de dominancia. La regeneración de pastizales entre matorrales y bosques reduce la homogeneización del paisaje (grandes manchas con escasa diversidad de usos y cubiertas del suelo), que es el resultado habitual del abandono de tierras en las montañas europeas durante su historia reciente (MacDonald *et al.*, 2000; Mottet *et al.*, 2006; Bracchetti *et al.*, 2012, García-Ruiz y Lana-Renault, 2011). Por el contrario, el desbroce de matorrales origina un paisaje en mosaico con formaciones arbóreas, matorrales y pastos que se combinan en el territorio. Se crean contactos frecuentes entre distintos ecotonos, que contribuyen a incrementar la presencia de insectos, aves, reptiles y pequeños mamíferos que buscan alimentación y refugio. Lo mismo ocurre con los árboles aislados y pequeñas manchas de bosque, que son considerados como “estructuras clave” para alcanzar altos valores de biodiversidad (Fischer *et al.*, 2010; Lindenmayer, 2017).

El pastoreo del ganado es esencial para mantener el paisaje en mosaico. Sin el pastoreo el PSC sería muy poco eficaz, ya que en pocos años las áreas desbrozadas se cubrirían nuevamente de

matorrales (Lasanta-Martínez, 2005). El pastoreo reduce la biomasa vegetal y ralentiza el proceso de sucesión vegetal que llevaría nuevamente a la matorralización (Casasús *et al.*, 2007; Ruiz-Mirazo *et al.*, 2009; Álvarez-Martínez *et al.*, 2016).

El número de incendios y la superficie quemada han disminuido en las últimas décadas en La Rioja al igual que ha ocurrido en otras áreas mediterráneas, como consecuencia de la mejora de los sistemas de detección y de los medios técnicos utilizados en la extinción (Rodrigues *et al.*, 2016; Turco *et al.*, 2016; Urbietta *et al.*, 2019). Sin embargo, la disminución de la superficie quemada es mucho mayor en La Rioja que en el conjunto de España y en otras zonas mediterráneas, porque a las causas señaladas se suma el efecto de las tareas de prevención realizadas en La Rioja que incluyen la eliminación de biomasa vegetal, la fragmentación del paisaje y el pastoreo (Lasanta *et al.*, 2018, 2022).

La fragmentación del paisaje y el pastoreo del ganado influyen de dos maneras en la disminución del número de incendios y de la superficie quemada: (i) reduce la biomasa vegetal y el material combustible. Lasanta *et al.* (2024) señalan que las áreas en las que se sustituye el matorral por pastos pasan del modelo 6 de Rothermel (1983), con una carga de combustible muy inflamable de 10-15 Mg/ha, al modelo 1 (carga de 1 Mg/ha). Eliminar combustible en zonas de monte mediterráneo es una buena estrategia para disminuir incendios, porque el clima durante los meses secos genera alto potencial de ignición, por lo que es muy fácil que se generen fuegos si hay abundante biomasa vegetal (Fonseca *et al.*, 2017). (ii) En el caso de producirse un fuego es más fácil extinguirlo en un paisaje en mosaico que en un paisaje homogéneo. Es muy conocido que la continuidad espacial de la vegetación inflamable aumenta considerablemente el riesgo de incendio y dificulta su extinción, mientras que la diversidad de materiales combustibles dificulta la propagación y continuidad del incendio facilitando su intervención (Vega-García y Chuvieco, 2006; Viedma *et al.*, 2009; Moreira *et al.*, 2011). Por otro lado, las áreas de pasto, intercaladas entre matorrales y bosques, actúan como cortafuegos muy eficaces para controlar el avance de los fuegos (Lasanta *et al.*, 2022). En este trabajo se ha señalado que el número de incendios ha disminuido antes y en mayor proporción que el número de conatos, lo que se debe a la mejora de los medios de detección y extinción, a lo que contribuye –sin duda– el paisaje en mosaico.

Junto a las dos razones señaladas hay una tercera muy importante para justificar la disminución de la superficie quemada: la erradicación de los fuegos pastorales en la Sierra riojana. La quema de matorrales para regenerar pastos forma parte de la cultura mediterránea (García-Ruiz *et al.*, 2020a), realizándose todavía en algunas montañas (Ruiz-Mirazo *et al.*, 2011; San-Miguel-Ayánz *et al.*, 2013). En el área de estudio, la mayor parte de los incendios previos al PSC eran ocasionados por fuegos pastorales (Gaviria y Baigorri, 1982). Con la aplicación del PSC ya no tiene sentido para los ganaderos regenerar pastos a partir de la quema de matorrales porque la Administración se los proporciona de manera gratuita. Además, se arriesgarían a un grave delito medioambiental (Lasanta *et al.*, 2022). Por otro lado, hay que tener en cuenta que la mayoría de los incendios que se registran en la actualidad tienen lugar lejos de la Sierra, estando muy ligados a tareas agrícolas. En este sentido, Lasanta *et al.* (2024) señalan que en uno de los siete valles de la sierra riojana (el del Leza) se quemaron un promedio de 34,1 ha/año en el periodo 1968-1985, y tan sólo 1,2 ha/año entre 1986 y 2022. En este segundo periodo en 31 de los 37 años no hubo ni un solo incendio.

La combinación de eliminación de matorrales y pastoreo aporta resultados muy positivos para controlar los fuegos forestales como se ha analizado en este trabajo. No obstante, hay que ser conscientes de que el fuego es una amenaza constante, que puede ocurrir en cualquier momento y en cualquier lugar, por lo que hay que seguir invirtiendo en políticas de prevención y extinción.

En el presente estudio se ha comprobado también que la regeneración de pastos tras el desbroce de matorrales y el pastoreo posterior son medidas positivas para la calidad del suelo y el almacenamiento de carbono orgánico: PMD y PAD incrementan un 16% y un 23% el SOC, respecto a M. Sin embargo, CP presenta valores similares a M. Estos resultados sugieren que el desbroce de matorrales es positivo para el SOC, posiblemente por dos razones: (i) la incorporación de materia orgánica al suelo por la trituración de los matorrales y (ii) por la convivencia de herbáceas (gramíneas y leguminosas,

fundamentalmente) y raíces de matorral. Las primeras parecen acumular carbono en los primeros centímetros del suelo, mientras que las raíces parecen favorecer la descomposición de materia orgánica y la acumulación del carbono a capas más profundas. El hecho de que CP no posea raíces de matorrales podría explicar que los valores de SOC no se incrementen respecto a M. No obstante, algunos estudios realizados en la misma área de estudio ponen de relieve que CP tiene SOC más altos que M, especialmente en suelos alcalinos (Lasanta *et al.*, 2024), lo que exige profundizar más en esta cuestión.

También se ha constatado la importancia de los bosques en relación con el almacenamiento de SOC, y la consecuente mejora de la calidad de los suelos (Chiti *et al.*, 2012). En general, las repoblaciones forestales, han sido la práctica de gestión más utilizada tras el abandono de campos de cultivo en la montaña mediterránea. La mayoría de la literatura científica concluye que las repoblaciones forestales pueden acumular un valor significativamente más alto de carbono orgánico en el suelo en comparación con otros usos; sin embargo, todavía existe una alta variabilidad de resultados, dependiendo de los usos de suelo anteriores, la topografía y climatología, así como las diferentes especies utilizadas en estas prácticas. En general los valores son muy elevados en las capas superficiales debido al gran aporte de materia orgánica. Sin embargo, la alta acumulación de materia orgánica no tiene tanta relevancia como lo es el tipo de materia orgánica de difícil digestión y descomposición para los organismos del suelo, pudiendo permanecer en estado inestable y no avanzar en su evolución hasta convertirse en carbono recalcitrante o mineralizado. Trabajos previos en la zona de estudio confirman estos resultados, con porcentajes de material lábil superiores al 30% (Cortijos-López *et al.*, 2024). También hay que destacar la importancia de la gestión forestal, cuyas cortas y talas dan lugar a subproductos (ramas y raíces) que se dejan en el lugar, incorporando en su descomposición materia orgánica al suelo, y la ganadería que favorece el crecimiento de especies adaptadas al pastoreo con abundantes raíces finas, además de aportar excrementos.

### 5.1. Paisajes ganaderos como estrategia para mitigar el cambio climático

Los paisajes culturales de la montaña mediterránea, muy vinculados al aprovechamiento ganadero y agrícola durante siglos (a veces milenios) (Alcolea *et al.*, 2017; García-Ruiz *et al.*, 2015, 2020a) se han visto afectados profundamente por el abandono de tierras a lo largo del siglo XX (MacDonald *et al.*, 2000; Lasanta *et al.*, 2021). La principal consecuencia visible es que los antiguos campos de cultivo y muchas laderas de pastos se han transformado en cubiertas de matorrales y bosques (García-Ruiz y Lana-Renault, 2011; Gartzia *et al.*, 2014; Sanjuán *et al.*, 2018), que han provocado una homogeneización del paisaje con la pérdida de muchos rasgos culturales (Peña-Angulo *et al.*, 2019; Errea *et al.*, 2023).

En este contexto de abandono de tierras, algunos autores opinan que el resilvestramiento o renaturalización (*rewilding*) de áreas marginales tiene algunos beneficios ambientales y socioeconómicos (Pereira y Navarro, 2015; Tree, 2018; Palau, 2020). El *rewilding* podría definirse como la recuperación natural de espacios forestales tras el abandono de tierras sin intervención humana, es decir disminuyendo el control humano sobre los paisajes, lo que eliminaría a largo plazo los rasgos de los paisajes culturales (García-Ruiz *et al.*, 2020 b). Implicaría la disminución a corto plazo y desaparición a medio-largo plazo de la ganadería extensiva. Ello implicaría la matorralización de los pastos y la acumulación de biomasa forestal, lo que incrementaría el riesgo de incendios forestales. Estos últimos emiten a la atmósfera, de forma repentina, el carbono almacenado durante mucho tiempo en suelos y árboles, además de otros GEIs como el metano, contribuyendo al calentamiento global (Herrera, 2020). En España, por ejemplo, los incendios forestales emiten una media anual de 1,5 millones de toneladas de CO<sub>2</sub>, habiendo años en que se duplica dicha cantidad (ZEO, 2016).

Los partidarios del *rewilding* argumentan que la desaparición de la ganadería extensiva favorecería la expansión de ungulados silvestres y otro tipo de fauna que cumplirían la misma función que la ganadería extensiva. Para ellos lo importante es que haya herbivoría, lo que se puede conseguir con



animales salvajes o domésticos, ya que ambos mantienen paisajes en mosaico con pastos intercalados entre otras cubiertas, que aportan alto valor y diversidad (Palau, 2020). Sin embargo, es dudoso que el resultado sea similar, ya que en la actualidad los herbívoros salvajes conviven con el ganado doméstico, ejerciendo labores complementarias (García-González *et al.*, 1990). Por otro lado, los pastores dirigen, al menos en parte, los patrones del pastoreo, planificando el consumo del pasto e indirectamente el paisaje resultante. Hay que tener en cuenta, además, que los rumiantes salvajes aprovechan de forma más irregular el pasto que la ganadería extensiva (Herrera, 2010). En este sentido, Aldezabal *et al.* (2002) insisten en que los herbívoros salvajes ejercen una labor interesante, pero que la conservación de los pastos está vinculada al mantenimiento del pastoreo, es decir a la herbivoría ejercida por los animales domésticos. Un resultado de este trabajo es que se registran altos valores de SOC en pastos mejorados a partir del desbroce de matorrales y pastoreados a continuación, en comparación con las primeras fases de revegetación. Un efecto adicional del pastoreo es que contribuyen a la fertilización del suelo y potencian la vida microbiana, lo que favorece un buen crecimiento de las plantas y la acumulación de carbono en el ecosistema (Herrera, 2020). Algunos estudios demuestran que el suelo acumula más carbono con pastoreo equilibrado que en ausencia de pastoreo o cuando se produce sobrepastoreo, ya que conlleva la degradación del suelo (Chen *et al.*, 2015). En este sentido, Manzano y White (2019) señalan que los suelos de los pastizales de California serían capaces de secuestrar más carbono a lo largo del siglo XXI que los bosques que los sustituirían en el caso de que el pastoreo cesara. Este resultado lo justifican, en gran parte, por la reducción de las emisiones ligada a la disminución de incendios.

Los sistemas pastorales tienen gran capacidad para mitigar el CC porque los pastos almacenan grandes cantidades de carbono en el suelo, constituyendo uno de sus mayores sumideros a largo plazo (Puche *et al.*, 2019), similar a los suelos de los bosques según algunos autores (Berninger *et al.*, 2015; Nadal-Romero *et al.*, 2021) o sólo ligeramente inferior según Guo y Gifford (2002). Los pastos constituyen un excelente almacén de carbono orgánico por varias razones: (i) por contener muchas raíces finas, con abundante materia orgánica de fácil y constante descomposición, mientras que los matorrales tienen raíces más gruesas de descomposición más lenta y difícil (García-Pausas *et al.*, 2017); (ii) por los excrementos que aporta el ganado, siempre en cantidades mayores que en áreas de matorral que suelen pastarse poco o nada. Además, las áreas cubiertas por matorrales tienen menos biomasa subterránea al faltar algunas herbáceas que necesitan ser pastadas para sobrevivir, por lo que incluyen entre sus estrategias de supervivencia la producción de un sistema radicular muy denso de raíces (García-Pausas *et al.*, 2011); y (iii) por la abundancia de gramíneas con alta densidad de pequeñas raíces en la biomasa subterránea, lo que mejora la estabilidad de los agregados y contribuye a estabilizar el SOC en el suelo (Guidi *et al.*, 2014). Además, hay que tener en cuenta que los pastos tienen mayor proporción de carbono orgánico recalcitrante que matorrales y bosques de coníferas, lo que sugiere que los pastos estabilizan el SOC mejor que las otras dos cubiertas (Nadal-Romero *et al.*, en revisión).

Este estudio enfatiza la relevancia de los pastos, pero también pone de manifiesto la necesidad de paisajes en mosaico donde las áreas renaturalizadas se alternen con otras de aprovechamiento agrícola y ganadero, siempre con la correcta gestión del territorio.

## Conclusiones

En la media montaña mediterránea se mantienen sistemas ganaderos extensivos que juegan un papel importante en la sostenibilidad del medio rural y en la gestión y conservación del paisaje. El abandono de tierras a lo largo del siglo XX ha impulsado la expansión generalizada de matorrales y bosques. Con ello se han modificado los rasgos y funciones ecosistémicas de los paisajes tradicionales. Ello tiene implicaciones negativas como la homogeneización y banalización del paisaje y el incremento de los fuegos forestales.

Se confirma nuestra hipótesis de que una intervención moderada en áreas selectivas, mediante desbroce de matorrales y pastoreo del ganado, resulta positiva para (i) la reducción del material

combustible, (ii) la formación de un paisaje en mosaico, (iii) la disminución de los incendios forestales y la superficie quemada, y (iv) la mejora del SOC en áreas desbrozadas y pastoreadas respecto a los matorrales. Sin embargo, no se llega a conclusiones claras respecto al SOC en bosques y pastos naturales.

Los resultados de este trabajo ponen de relieve que el desbroce de matorrales y el pastoreo son buenas estrategias para reducir la superficie quemada e incrementar el SOC en la media montaña mediterránea, contribuyendo a mitigar el cambio climático. La media montaña mediterránea está poco poblada, pero todavía permanece una población que quiere seguir viviendo de los recursos locales, teniendo los pastos un potencial importante para el desarrollo de la ganadería extensiva. Las políticas públicas deben apoyar de manera decidida a la ganadería extensiva y el pastoreo del ganado, para mitigar el cambio climático, la conservación de paisajes culturales de gran valor en la montaña mediterránea, el suministro de servicios ecosistémicos a la sociedad y la fijación de población.

### Agradecimientos

Proyecto MOUNTWATER (TED2021-131982B-I00 MCIN/AEI/10.13039/ 501100011033) financiado por el MICCN y NextGeneration EU/PRTR. El grupo de investigación “Procesos Geoambientales y Cambio Global” está financiado por el Gobierno de Aragón y el Fondo Social Europeo (E02\_23R). Los evaluadores anónimos, con sus sugerencias y comentarios, han mejorado el trabajo.

### Referencias

- Aboagye, I.A., Beauchemin, K.A., 2019. Potential of Molecular weight and structure of Tannins to reduce methane emissions from ruminants: A Review. *Animals* 9 (11), 865. <https://doi.org/10.3390/ani9110856>
- Aguilera, E., Díaz-Gaona, C., Reyes-Palomo, C., García-Laureano, R., Sánchez-Rodríguez, M., Rodríguez-Esteve, V., 2018. *Producción ecológica mediterránea y cambio climático: Estado del conocimiento*. Cátedra de Ganadería Ecológica Ecovalia-Clemente Mata. Universidad de Córdoba.
- Alcolea, M., Domingo, R., Piqué, R., Montes, L., 2017. Landscape and firewood at Espantalobos Mesolithic site (Huesca, Spain). First results. *Quaternary International* 457, 198-210. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2016.10.007>
- Aldezabal, A., García-González, R., Gómez, D., Fillat, F., 2002. El papel de los herbívoros en los ecosistemas de pastos. *Ecosistemas* 11(3), [www.aect.org/ecosistemas/investigacion6.htm](http://www.aect.org/ecosistemas/investigacion6.htm)
- Álvarez-Martínez, J., Gómez-Villar, A., Lasanta, T., 2016. The use of goats grazing to restore pastures invaded by shrubs and avoid desertification: a preliminary case study in the Spanish Cantabrian mountains. *Land Degradation & Development* 27, 3-13. <https://doi.org/10.1002/ldr.2230>
- Arizaleta, J.A., Fernández Aldana, R., Lopo, L., 1990. Los matorrales de La Rioja. *Zubia* 8, 83-127.
- Arnáez, J., Lana-Renault, N., Lasanta, T., Ruiz-Flaño, P., Castroviejo, J., 2015. Effects of farming terraces on hydrological and geomorphological processes. A review. *Catena* 128, 122-134. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.01.021>
- Benjamin, K., Bouchard, A., Domon, G., 2007. Abandoned farmlands as components of rural landscapes: an analysis of perceptions and representations. *Landscape and Urban Planning* 83, 228-244. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.04.009>
- Berninger, F., Susiluoto, S., Gianelle, D., Balzarolo, M., 2015. Management and site effects on carbon balances of European mountain meadows and rangelands. *Boreal Environment Research* 20(6), 748-760.
- Bernués Jal, A., 2007. Ganadería de montaña en un contexto global: evolución, condicionantes y oportunidades. *Pastos* 37(2), 133-175.
- Bernués, A., Rodríguez-Ortega, T., Ripoll-Bosch, R., Alfnes, F., 2014. Socio-cultural and economic valuation of ecosystem services provided by Mediterranean mountain agroecosystems. *PloS One* 9(7), e102479. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102479>

- Bracchetti, L., Carotenuto, L., Catorci, A. 2012. Land cover changes in a remote area of central Apennines (Italy) and management directions. *Landscape and Urban Planning* 104, 157-170. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.09.005>
- Calvo Palacios, J.L., 1977. *Los Cameros. De región homogénea a espacio-plan*. Instituto de Estudios Riojanos, Logroño, 2 vols.
- Casasús, I., Bernués, A., Sanz, A., Villalba, D., Riedel, J.L., Revilla, R., 2007. Vegetation dynamics in Mediterranean forest pastures as affected by beef cattle grazing. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121(4), 365-370. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.11.012>
- Chen, W., Huang, D., Liu, N., Zhang, Y., Badgery, W.B., Wang, X., Shen, Y., 2015. Improved grazing management may increase soil carbon sequestration in temperate steppe. *Scientific Reports* 5, 10892. <https://doi.org/10.1038/srep10892>
- Chiti, T., Díaz-Pinés, E., Rubio, A., 2012. A soil organic carbon stocks of conifers, broadleaf and evergreen broadleaf forest of Spain. *Biology and Fertility Soils* 48, 817-826. <https://doi.org/10.1007/s00374-012-0676-3>
- Cuadrat, J.M., Vicente-Serrano, S.M., 2008. Características espaciales del clima en La Rioja modelizadas a partir de Sistemas de Información Geográfica y técnicas de regresión espacial. *Zubia. Monográfico* 20, 119-142.
- Errea, M.P., Cortijos-López, M., Llena, M., Nadal-Romero, E., Zabalza-Martínez, J., Lasanta, T., 2023. From the local landscape organization to land abandonment: an analysis of landscape changes (1956-2017) in the Aísa Valley (Spanish Pyrenees). *Landscape Ecology* 38, 3443-3462. <https://doi.org/10.1007/s10980-023-01675-1>
- Food and Agriculture Organization, FAO, 2017. *The estate of Food and Agriculture 2017: Leveraging Food Systems for inclusive Rural Transformation*. FAO, Rome, 28 pp. Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-i7658e.pdf>
- Fernández Aldana, R., 2015. *Mapa de los bosques de La Rioja*. Gobierno de La Rioja: 207 pp. + mapa 1: 150.000
- Fernández Rebollo, P., Carbonero Muñoz, M.D., García Moreno, A., 2015. Contribución de la ganadería extensiva al mantenimiento de las funciones de los ecosistemas forestales. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencia Forestal* 39, 147-162.
- Fischer, J., Stott, J., Law, B.S., 2010. The disproportionate value of scattered trees. *Biological Conservation* 143, 1564-1567. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.030>
- Fonseca, F., de Figueiredo, T., Nogueira, C., Queirós, A., 2017. Effect of prescribed fire on soil properties and soil erosion in a Mediterranean mountain area. *Geoderma* 307, 172-180. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.06.018>
- García-González, R., Hidalgo, R., Montserrat, C., 1990. Patterns of livestock use in time and space use by livestock in a summer range of Western Pyrenees. *Mountain Research and Development* 10(3), 241-255. <https://doi.org/10.2307/3673604>
- García-Pausas, J., Casals, P., Romanyà, J., Vallecillo, S., Sebastià, M.T., 2011. Seasonal patterns of belowground biomass and productivity in mountain grasslands in the Pyrenees. *Plant Soil* 340, 315-326. <https://doi.org/10.1007/s11104.010-0601-1>
- García-Pausas, J., Romanyà, J., Montané, F., Rios, A.I., Tauli, M., Rovira, P., Casals, P. 2017. Are soil carbon stocks in mountain grasslands comprised by land-use changes? In: J. Catalán *et al.*, (Eds.). *High Mountain Conservation in a Changing World. Advances in Global Research*, 62. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-55982-7\\_9](https://doi.org/10.1007/978-3-319-55982-7_9)
- García-Ruiz, J.M., Lana-Renault, N., 2011. Hydrological and erosive consequences of farmland abandonment in Europe, with special reference to the Mediterranean region-A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 140 (3-4), 317-338. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.003>
- García-Ruiz, J.M., López-Moreno, J.I., Vicente-Serrano, S.M., Lasanta, T., Beguería, S. 2011. Mediterranean water resources in a Global Change scenario. *Earth-Science Reviews* 105(3-4), 121-139. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.01.006>

- García-Ruiz, J.M., López-Moreno, J.I., Lasanta, T., Vicente-Serrano, S., González-Sampériz, P., Valero-Garcés, B.L., Sanjuán, Y., Beguería, S., Nadal-Romero, E., Lana-Renault, N., Gómez-Villar, A., 2015. Efectos geocológicos del cambio global en el Pirineo Central español: una revisión a distintas escalas espaciales y temporales. *Pirineos* 170, e012. <https://doi.org/10.3989/pirineos.2015.170005>
- García-Ruiz, J.M., Tomás-Faci, G., Diarte-Blanco, P., Montes, L., Domingo, R., Sebastián, M., Lasanta, T., González-Sampériz, P., López-Moreno, J.I., Arnáez, J., Beguería, S., 2020a. Trashumance and long-term deforestation in the subalpine belt of the Central Spanish Pyrenees. An interdisciplinary approach. *Catena* 195, 104744. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104744>
- García-Ruiz, J.M., Lasanta, T., Nadal-Romero, E., Lana-Renault, N., Álvarez-Farizo, B., 2020b. Rewilding and restoring cultural landscapes in Mediterranean mountains: Opportunities and challenges. *Land Use Policy* 99, 104744. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104850>
- Gartzia, M., Alados, C.L., Pérez-Cabello, F., 2014. Assessment of the effects of biophysical and anthropogenic factors on woody plant encroachment in dense and sparse mountain grasslands base on remote sensing data. *Progress in Physical Geography* 38, 201-217. <https://doi.org/10.1177/0309133314524429>
- Gerber, P.J., Henderson, B., Makkar, H.P., 2013. Mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero en la producción ganadera. Una revisión de las opciones técnicas para la reducción de las emisiones de gases diferentes al CO<sub>2</sub>. *FAO Producción y Sanidad Animal* 177. Roma, 201 pp.
- Gil-García, M.J., Tomás-Las Heras, R., Núñez Olivera, E., Martínez Abaigar, J., 1996. Acción humana sobre el medio natural en la Sierra de Cameros a partir del análisis polínico. *Zubia. Monográfico* 8, 29-41.
- Gómez Urdáñez, J.L. 1986. Subsistencia y descapitalización en el Camero Viejo al final del Antiguo Régimen. *Cuadernos de Investigación Histórica Brocar* 12, 103-140.
- González, M. 2012. *Alimentos kilométricos. Las emisiones de CO<sub>2</sub> por la Importación de Alimentos al Estado Español*. Amigos de la Tierra. [https://www.tierra.org/wp-content/uploads/2016/01/informe\\_alimentoskm.pdf](https://www.tierra.org/wp-content/uploads/2016/01/informe_alimentoskm.pdf)
- Guidi, C., Versterdal, L., Gianelle, D., Rodeghiero, M., 2014. Changes in soil organic carbon and nitrogen following forest expansion on grassland in the Southern Alps. *Forest Ecology and Management* 328, 103-116, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.025>
- Guo, L.B., Gifford, R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta-analysis. *Global Change Biology* 8(4), 345-360. <https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>
- Herrera, P.M. (ed.), 2020. Ganadería y cambio climático: un acercamiento en profundidad. *Cuaderno Entretantos*, 6. Fundación Entretantos y Plataforma por la Ganadería Extensiva y el Pastoralismo.
- Hoffmann, I., 2010. Climate change and the characterization, breeding and conservation of animal genetic resources. *Animal Genetics* 41(1), 32-46. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2052.2010.02043.x>
- IPCC, 2020. *Climate Change and Land Special Report*. WMO /UNEP. <https://www.ipcc.ch/srccl/>
- Keesstra, S., Nunes, J., Novara, A., Finger, D., Avelar, D., Kalantari, Z., Cerdà, A., 2018. The superior effect of nature based solutions in land management for enhancing ecosystems services. *Science of the Total Environment* 610-611, 997-1009. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.077>
- Lasanta, T., 2009. La ganadería en Cameros: entre la adaptación a los recursos y la dependencia del exterior. En: T. Lasanta y J. Arnáez (Eds.), *Gestión, usos del suelo y paisaje en Cameros*. Universidad de La Rioja – Instituto de Estudios Riojanos, pp. 191-222, Logroño.
- Lasanta, T., Ruiz-Flaño, P., 1990. Especialización productiva y desarticulación espacial en la gestión reciente del territorio en las montañas de Europa occidental. En: J.M. García-Ruiz (Ed.), *Geoecología de las áreas de montaña*. Geoforma Ediciones, pp. 267-295, Logroño
- Lasanta, T., Arnáez, J., Eds. 2009. *Gestión, usos del suelo y paisaje en Cameros (Sistema Ibérico, La Rioja)*. Universidad de La Rioja – Instituto de Estudios Riojanos, 373 pp., Logroño.
- Lasanta, T., Errea, M.P., Bouzebboudja, M.R., Medrano, L.M., 2013. *Pastoreo y desbroce de matorrales en Cameros Viejo*. Instituto de Estudios Riojanos. Colección Ciencias de la Tierra, 30, 186 pp., Logroño.

- Lasanta, T., Nadal-Romero, E., Errea, P., Arnáez, J., 2016. The effects of landscape conservation measures in changing landscape patterns: A case study in Mediterranean mountains. *Land Degradation & Development* 27, 373-386. <https://doi.org/10.1002/ldr.2359>
- Lasanta, T., Khorchani, M., Pérez-Cabello, F., Errea, P., Sáenz-Blanco, R., Nadal-Romero, E., 2018. Clearing shrubland and extensive livestock farming: Active prevention to control wildfires in the Mediterranean mountains. *Journal of Environmental Management* 227, 256-266. <https://doi.org/10.1016/j.envman.2018.08.104>
- Lasanta, T., Nadal-Romero, E., García-Ruiz, J.M., 2019. Clearing shrubland as a strategy to encourage extensive livestock farming in the Mediterranean mountains. *Cuadernos de Investigación Geográfica* 45(2), 487-513. <http://doi.org/10.18172/cig.3616>.
- Lasanta, T., Nadal-Romero, E., Khorchani, M., Romero-Díaz, M.A. 2021. Una revisión sobre las tierras abandonadas en España: de los paisajes locales a las estrategias de gestión. *Cuadernos de Investigación Geográfica* 47(2), 477-521. <http://doi.org/10.18172/cig.4755>
- Lasanta, T., Cortijos-López, M., Errea, M.P., Khorchani, M., Nadal-Romero, E., 2022. An environmental management experience to control forest fires in the mid-mountain area: shrub clearing to generate mosaic landscapes. *Land Use Policy* 118, 106147, <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106147>
- Lasanta, T., Cortijos-López, M., Errea, M.P., Llena, M., Sánchez-Navarrete, P., Zabalza, J., Nadal-Romero, E., 2024. Shrub clearing and extensive livestock as strategy for enhancing ecosystem services in degraded Mediterranean midmountain areas. *Science of the Total Environment* 906, 167668. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167668>
- Lasanta Martínez, T., 2005. Gestion des champs abandonnés pour le développement de l'élevage extensif dans les Pyrénées espagnoles. *Sud-Ouest Européen* 19, 109-117.
- Lasanta Martínez, T., Errea Abad, M.P., 2001. *Despoblación y marginación en la Sierra Riojana*. Instituto de Estudios Riojanos. Colección de Ciencias Sociales, 9, 181 pp., Logroño.
- Lindenmayer, D.B., 2017. Conserving large old trees as small natural features. *Biological Conservation* 211, 51-59. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.012>
- López de Calle, C., Tudanca, J.M., 2014. Contemplando Cameros desde la arqueología: actitudes y planteamientos metodológicos en la interpretación del paisaje. *Berceo* 167, 121-175.
- MacDonald, D., Crabtree, J.R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Gutiérrez-Lazpita, J., Gibon, A., 2000. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management* 59(1), 47-69. <https://doi.org/10.1006/jema.1999.0335>
- Manzano, P., White, S.R., 2019. Intensifying pastoralism may not reduce greenhouse gas emissions: wildlife-dominated landscape scenarios as a baseline in life-cycle analysis. *Climate Research* 77(2), 91-97. <https://doi.org/10.3354/cr01555>
- Moreira, F., Viedma, O., Arianoutsou, M., Curt, T., Koutsias, N., Rigolot, E., Bilgili, E., 2011. Landscape-wildfire interactions in southern Europe: implications for landscape management. *Journal of Environmental Management* 91(10), 2389-2402. <https://doi.org/10.1016/j.envman.2011.06.028>
- Moreno Fernández, J.R., 1994. *El monte público en La Rioja durante los siglos XVIII y XIX: aproximación a la desarticulación del régimen comunal*. Gobierno de La Rioja, 295 pp., Logroño
- Mottet, A., Ladet, S., Coque, N., Gibon, A., 2006. Agricultural land-use change and its drivers in mountain landscapes: a case study in the Pyrenees. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 114, 296-310. <https://doi.org/10.1002/ldr.2542>
- Nadal-Romero, E., Cortijos-López, M., Llena, M., Cammeraat, E., Lasanta, T., en revisión. Farmland and pasture abandonment in Mediterranean mountains: implications on soil organic carbon dynamics through density fractionation. *Geoderma Regional*.
- Nadal-Romero, E., Lasanta, T., Cerdà, A., 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 Degradation & Development* 29, 263-273. <https://doi.org/10.1002/ldr.2542>



- Nadal-Romero, E., Rubio, P., Kremyda, V., Absalah, S., Cammeraat, E., Jansen, B., Lasanta, T., 2021. Effects of agricultural land abandonment on soil organic carbon stocks and composition of soil organic matter in the Central Spanish Pyrenees. *Catena* 205, 105441. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105441>
- Nogués-Bravo, D., Araujo, M.B., Lasanta, T., López-Moreno, J.I., 2008. Climate change in Mediterranean mountains during the 21st century. *Ambio. A Journal of the Human Environment* 37(4), 280-285. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2008\)37\[280:CCIMMD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2008)37[280:CCIMMD]2.0.CO;2)
- Ortigosa, L., 1990. Las repoblaciones forestales como estrategia pública de intervención en regiones de montaña. En: J.M. García-Ruiz (Ed.), *Geoecología de las áreas de montaña*. Geoforma Ediciones, pp. 297-311, Logroño.
- Ortigosa, L., 1991. *Las repoblaciones forestales en La Rioja: resultados y efectos geomorfológicos*. Geoforma Ediciones, 149 pp., Logroño.
- Palau, J., 2020. *Rewilding Iberia. Explorando el potencial de la renaturalización en España*. Lyns, 388 pp., Barcelona.
- Pascual Sánchez, D., Pla Ferrer, E., 2024. *Layman's report*. LIFE MIDMACC: Mid-mountain adaptation to climate change. LIFE CCA/ES/001099 – 2019-2024. [www.life-midmacc.eu](http://www.life-midmacc.eu)
- Peña-Angulo, D., Khorchani, M., Errea, P., Lasanta, L., Martínez-Arnáiz, M., Nadal-Romero, E., 2019. Factors explaining the diversity of land cover in abandoned fields in a Mediterranean mountain. *Catena* 181, 104064. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.05.010>
- PEPAC, 2023. *Plan Estratégico de la Política Agraria Común (PAC) 2023-2027*. <https://www.mapa.gob.es/pac-2023-2027/>
- Pereira, H.M., Navarro, L.M. (Eds.), 2015. *Rewilding European Landscapes*. Springer Open. Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-12039-3>
- Puche, N., Senapati, N., Flechard, C.R., Klumpp, K., Kirschbaum, M.U.F., Chabbi, A., 2019. Modelling carbon and water fluxes of managed grasslands: Comparing flux variability and net carbon budgets between grazed and mowed systems. *Agronomy* 9(4), 183. <https://doi.org/10.3390/agronomy9040183>
- Rodrigues, M., Jiménez, A., De la Riva, J., 2016. Analysis of recent spatial-temporal evolution of human driving factors of wildfires in Spain. *Natural Hazards* 84, 2409-2070. <https://doi.org/10.1007/s11069-016-2533-4>
- Rodríguez-Ortega, T., Oteros-Rozas, E., Ripoll-Bosch, R., Tichit, M., Martín-López, B., Bernués, A., 2014. Applying the ecosystem services framework to pasture-based livestock farming systems in Europe. *Animal* 8, 1361-1372. <https://doi.org/10.1017/S1751731114000421>
- Rojas-Downing, M.M., Nejadhashemi, A.P., Harrigan, T., Woznicki, S.A., 2017. Climate change and livestock: Impacts, adaptation, and mitigation. *Climate Risk Management* 16, 145-163. <https://doi.org/10.1016/j.crm.2017.02.001>
- Rothermel, R.C., 1983. *How to predict the spread and intensity of forest range fires*. U.S. Forest Service, Ogden, U.T.
- Rubio, A., Roig, S., 2017. *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático en los sistemas extensivos de producción ganadera en España*. Oficina Española de Cambio Climático. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid. <https://www.mineco.gob.es/es/cambio-climático/publicaciones/publicaciones/informeganageriaextensivatcm30-435573.pdf>
- Ruiz-Mirazo, J., Robles, A.B., González-Rebollar, J.L., 2009. Pastoralism in natural parks of Andalucía (Spain): a tool for fire prevention and the naturalization of ecosystems. In: F. Pacheco, F., P. Morand-Fehr (Eds.). *Changes in Sheep and Goat Farming Systems at the Beginning of the 21st Century*. CIHEAM-IAMZ, pp. 141-144, Zaragoza.
- Ruiz-Mirazo, J., Robles, A.B., González-Rebollar, J.L., 2011. Two-year evaluation of fuelbreaks grazed by livestock in the wildfire prevention program in Andalucía (Spain). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 14, 13-22. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.002>
- Sabio Alcutén, A., 1997. *Los montes públicos en Huesca (1859-1930)*. Instituto de Estudios Altoaragoneses. Colección de Estudios Altoaragoneses, nº 43, 313 pp., Huesca.

- Sanjuán, Y., Arnáez, J., Beguería, S., Lana-Renault, N., Lasanta, T., Gómez-Villar, A., Álvarez-Martínez, J., Caba-Pérez, P., García-Ruiz, J.M., 2018. Woody plant encroachment following grazing abandonment in the subalpine belt: a case study in Northern Spain. *Regional Environmental Change* 18, 1103-1115. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1245-y>
- San-Miguel-Ayanz, J., Moreno, J.M., Camia, A., 2013. Analysis of large fires in European Mediterranean landscapes: lessons learned and perspectives. *Forest Ecology and Management* 290, 11-22. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.050>
- Sayadi, S., González-Roa, M.C., Calatrava-Requena, J., 2009. Public preferences for landscape features: The case of agricultural landscapes in mountainous Mediterranean areas. *Land Use Policy* 26, 334-344. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.04.003>
- Sluiter, R., 2005. Mediterranean land cover change: Modelling and monitoring natural vegetation using GIS and remote sensing. *Nederlandse Geografische Studies* 333, 17-144.
- Tang, S., Zhang, Y., Zhai, X., Wilkes, A., Wang, C., Wang, K., 2018. Effect of grazing on methane uptake from Eurasian steppe of China. *BMC Ecology* 18(1), 11. <https://doi.org/10.1186/s12898-018-0168-x>
- Tree, I., 2018. *Wilding. The return of nature to a British farm*. Picador, Londres.
- Turco, M., Bedia, J., Di Liberto, F., Fiorucci, P., von Hardenberg, J., Koutsias, N., Llasat, M-C, Xystrakis, F., Provenzale, A., 2016. Decreasing fires in Mediterranean Europe. *PloS One* 11, e0150663. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0150663,2016>
- Urbieto, L.R., Franquesa, M., Viedma, O., Moreno, L.M., 2019. Fire activity and burned forest lands decreased during the last three decades in Spain. *Annals of Forest Science* 76, 90. <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0874-3>
- Vega-García, C., Chuvieco, E., 2006. Applying local measures of spatial heterogeneity to Landsat-TM images for predicting wildfire occurrence in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology* 21, 515-605. <https://doi.org/10.1007/s10980-005-4119-5>
- Viedma, O., Angeler, D.G., Moreno, J.M., 2009. Landscape structural features control fire size in a Mediterranean forested area of central Spain. *International Journal of Wildland Fire* 18(5), 575-583. <https://doi.org/10.1071/WF08030>
- Zero Emissions Objective, ZEO, 2016. Incendios forestales y cambio climático: el pez que se muerde la cola.
- Zhu, Y., Merbold, L., Leitner, S., Xia, L., Pelster, D.E., Díaz-Pines, E., Abwanda, S., Mutuo, P., Butterbach-Bahl, K., 2020. Influence of soil properties on N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions from excreta deposited on tropical pastures in Kenya. *Soil Biology and Biochemistry*, 140, 107636. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107636>