

IMPORTANCIA DEL PASTOREO EN LA CONSERVACIÓN DEL PAISAJE TRADICIONAL DE LOS PUERTOS DE MERINAS DE LA CORDILLERA CANTÁBRICA

Importance of grazing in the conservation of the traditional landscape of the merino passes in the Cantabrian mountain

Laura Rivero Ordaz^{1,*}, María Leonor Calvo Galván¹, Víctor Fernández-García^{1,2}

¹Departamento Biodiversidad y Gestión Ambiental, Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales, Universidad de León, 24071 León, España.

²Département de Géoscience, Faculté des Géosciences et de l'Environnement, Université de Lausanne, 1015 Lausanne, Suiza.

Identificador ORCID y e-mail de los autores

Laura Rivero Ordaz: <https://orcid.org/0000-0003-3954-5430>. E-mail: lrivero00@estudiantes.unileon.es

Leonor Calvo Galván: <https://orcid.org/0000-0003-3710-0817>. E-mail: leonor.calvo@unileon.es

Víctor Fernández-García: <https://orcid.org/0000-0003-3217-3814>. E-mail: vferg@unileon.es

* Autor corresponsal

Recibido: 19/06/2022. **Aceptado:** 26/09/2022. **Fecha de publicación on-line:** 08/11/2022

Citation/Cómo citar este artículo: Rivero Ordaz, L., Calvo Galán, L., Fernández-García, V. (2022). Importancia del pastoreo en la conservación del paisaje tradicional de los puertos de merinas de la Cordillera Cantábrica. *Pirineos*, 111, e074. <https://doi.org/10.3989/pirineos.2022.177008>

RESUMEN: La disminución de ganado ovino trashumante acaecido durante las últimas décadas puede tener consecuencias significativas en las clases de cubiertas del suelo y en la diversidad de estas en las zonas de montaña. Se investigó la influencia del pastoreo en la evolución del paisaje en puertos de merinas de la Cordillera Cantábrica (2002-2020). Para ello se emplearon imágenes Landsat y un algoritmo de clasificación supervisada para obtener valores anuales y las tendencias de las clases de cubiertas del suelo y del índice de Shannon de las clases de cubiertas del suelo en 10 puertos pastados por ganado ovino y en 10 puertos no pastados por ovino. La cubierta de pastizal fue superior en los puertos pastados por ovino, mientras que fue superior la cubierta en arbolado, matorral, suelo descubierto y la diversidad de clases de cubierta en puertos no pastados. Las tendencias temporales no mostraron cambios significativos, aunque el pastoreo con ovino favoreció la conservación del pastizal y la diversidad de clases de cubiertas, lo que sugiere una relación positiva entre el pastoreo por ovino y la conservación del paisaje tradicional en mosaico.

PALABRAS CLAVE: Clases de cubierta del suelo, diversidad de clases de cubierta, trashumancia.

ABSTRACT: The decrease in transhumant sheep during the last decades may have significant consequences on land cover classes and cover classes diversity in mountain areas. The influence of grazing on landscape evolution in the mountain areas traditionally used for Merino grazing in the Cantabrian Mountains (2002-2020) was investigated. For this purpose, Landsat images and a supervised classification algorithm were used to obtain

the mean annual values and trends of land cover classes and the Shannon index of land cover classes in 10 sheep grazed and 10 non-grazed mountain-areas. Grassland cover was higher in sheep grazed areas, while tree, shrub, bare ground cover and diversity of land cover classes was higher in non-grazed areas. Temporal trends did not show significant changes, although sheep grazing favored grassland conservation and diversity of land cover classes. This suggests a positive relationship between sheep grazing and conservation of the traditional mosaic landscape.

KEY WORDS: Land cover classes, landscape diversity, transhumance.

1. Introducción

Los ecosistemas de montaña son menos accesibles y de difícil explotación para el hombre, por lo que su aprovechamiento no se ha intensificado, dando lugar a sistemas de gestión extensivos. Este es el caso de la ganadería extensiva, que se realiza con una baja utilización de insumos externos principalmente mediante el pastoreo que puede ejercer un rol estabilizador, manteniendo la vegetación en un mismo estado sucesional (Guadilla-Sáez *et al.*, 2019; Ameztegui *et al.*, 2021).

La trashumancia es una práctica tradicional de ganadería extensiva basada en un pastoreo estacional, entendido como un desplazamiento anual del ganado entre zonas de pasto (Olea & Mateo-Tomás, 2009; Lasanta, 2010; García, 2014). Esta práctica está motivada por las diferencias de clima y relieve entre regiones, y suele establecerse entre el llano y la montaña, donde los rebaños son trasladados espacial y temporalmente para aprovechar los máximos de producción y calidad vegetal (García-González, 2008; Mata, 2020). Actualmente, se pueden diferenciar dos tipos de trashumancia: la latitudinal o de larga distancia (trashumancia *sensu stricto*), que es un sistema tradicional basado fundamentalmente en el aprovechamiento por ganado ovino de los puertos de merinas en las zonas de montaña, generalmente al norte de España, durante el verano y el uso de zonas más bajas y cálidas, generalmente en el centro y sur, durante el invierno; y la altitudinal denominada transterminancia o trasterminancia, donde la producción y aprovechamiento de pastos está relacionada con las diferencias de altitud a una distancia menor y empleando diferentes especies de herbívoros (Guadilla-Sáez *et al.*, 2019).

En la Península Ibérica, el pastoreo trashumante de larga distancia ha constituido un legado de tradiciones y conocimientos sobre el medio natural, pero desde el siglo XX quedó sumido en una gran crisis, hasta realizarse solo de manera restringida y puntual (Rodríguez-Pascual, 2001; Olea & Mateo-Tomás, 2009). Hoy en día la trasterminancia es predominante, aunque su realización con respecto al pasado también es muy inferior (Gómez-Sal, 2001).

Entre las zonas de montaña receptoras de ganado trashumante de la Península Ibérica destacan los puertos de merinas de la Cordillera Cantábrica (también conocidos como puertos pirenaicos), cuyo paisaje tradicional, caracterizado por abundantes zonas de pasto entremezcladas con

otras clases de cubiertas del suelo (matorrales, bosques y zonas rocosas), se ha visto altamente modificado durante las últimas décadas, como consecuencia de un descenso del aprovechamiento ganadero y un reemplazo de las especies autóctonas de ovejas por bovino no tradicional para producción cárnica (Guadilla-Sáez *et al.*, 2019). Numerosos autores han subrayado que esta reducción de aprovechamiento ganadero por parte de ganado ovino trashumante ha tenido grandes consecuencias en el paisaje, que se han llegado a ver como una oportunidad para la conservación de la biodiversidad (Queiroz *et al.*, 2014). Sin embargo, este cambio también ha causado la pérdida de las zonas de pasto en las zonas de montaña vía matorralización, y una homogeneización del paisaje, lo que puede tener consecuencias negativas por reducir la productividad del medio y facilitar la propagación y el impacto de los incendios forestales (Morán *et al.*, 2011; Álvarez-Martínez *et al.*, 2011; Morán, 2013; Ameztegui *et al.*, 2021). En este sentido, durante el siglo XX se produjo una drástica reducción de las cabezas de ovino trashumante en la Montaña Leonesa, desde más de 100.000 cabezas a principio del siglo hasta aproximadamente 10.000 cabezas a finales de este (Rodríguez-Pascual, 2003), convirtiéndose la trasterminancia en predominante sobre la trashumancia. Por otro lado, las nuevas razas de bovino no están tan adaptadas como el ovino tradicional a las condiciones de montaña, lo que trae como consecuencia un uso diferencial de áreas, con sobrepastoreo de las zonas menos agrestes y a menor altitud y abandono en los pastos de altitud (Gómez-Sal, 2001). Además, el reemplazo del tipo de ganado provoca cambios en la comunidad vegetal debido a las distintas preferencias alimentarias. El vacuno y caballar consumen las partes altas y fibrosas del pasto, mientras los ovinos aprovechan las partes bajas y finas de herbáceas en laderas pronunciadas. El ganado ovino tiene la capacidad de ramonear piornos al igual que las vacas, pero estas últimas son menos selectivas. Las ovejas ingieren la vegetación más nutritiva incentivando su renovación y también consumen otras especies leñosas (Grobler, 1983; García-González, 2008; Ferreira *et al.*, 2013).

La interpretación de los cambios en el tiempo de los sistemas de pastoreo puede realizarse de forma eficiente mediante el uso de imágenes de satélite, ya que permiten analizar grandes extensiones del territorio a un bajo coste en términos de tiempo y esfuerzo. Las imágenes procedentes de las misiones Landsat son las más empleadas en los estudios a nivel de paisaje, ya que abarcan una amplia

serie temporal (desde 1972 hasta la actualidad); presentan una resolución espectral adecuada para la realización de clasificaciones de paisaje con bandas que recogen información de diferentes regiones del espectro electromagnético óptico (visible, infrarrojo cercano e infrarrojo de onda corta); tienen una resolución espacial adecuada (30 m para las bandas del espectro óptico); y se toman con un periodo de revisita de 14 días, lo que facilita la obtención de imágenes de calidad de diferentes años con estados fenológicos comparables (Hemati *et al.*, 2021).

A partir de estos antecedentes, se establece como objetivo investigar la influencia del pastoreo en la evolución del paisaje desde 2002 hasta 2020 mediante técnicas de teledetección, en los puertos de merinas de la Cordillera Cantábrica. De acuerdo con las premisas expuestas anteriormente y con los resultados observados en zonas similares (Gartzia *et al.*, 2014, 2016), se plantean como hipótesis de partida (I) que en los puertos aprovechados por ganado ovino existirá un menor grado de cambio de las clases de cubiertas de suelo que en puertos con otro

tipo de aprovechamiento, (II) que en los puertos aprovechados por ganado ovino habrá una mayor diversidad de clases de cubiertas del suelo a lo largo del tiempo, y (III) que en los puertos no pastados por ovejas se producirá un aumento de las clases de arbolado y matorral, con una reducción del pasto. La comprobación de estas hipótesis permitirá conocer con certeza los efectos producidos sobre el paisaje, lo cual es fundamental para orientar las políticas de gestión, facilitar la correcta toma de decisiones e impulsar procesos de mejora ambiental y conservación de pastizales.

2. Materiales y métodos

2.1. Descripción del área de estudio

Se seleccionó como zona de estudio la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica (Noroeste de la Península

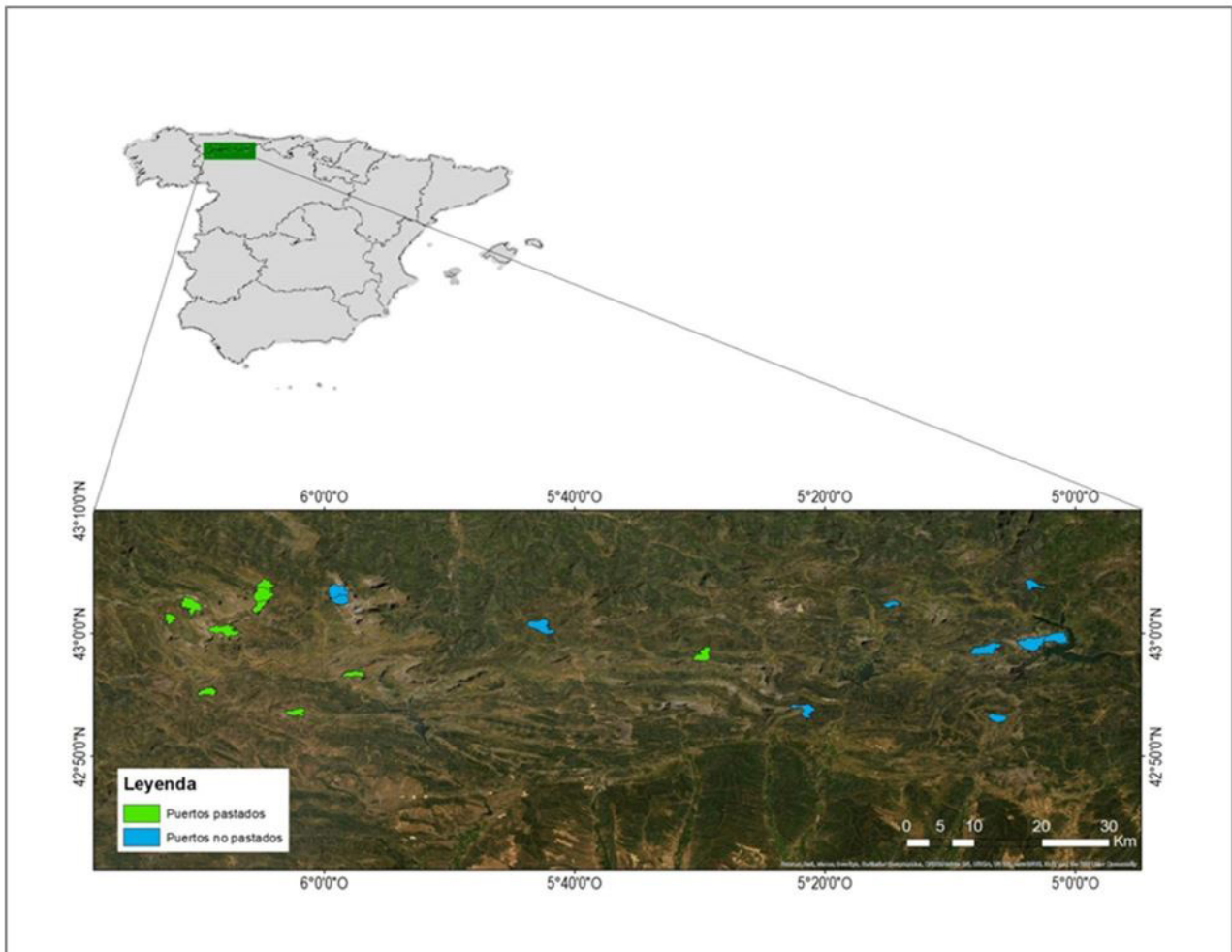


Figura 1: Puertos de merinas de la provincia de León seleccionados para el estudio, diferenciados entre pastados (color verde) y no pastados (color azul) por ovino.

Figure 1: Mountain areas traditionally used for Merino grazing in the province of León selected for the study, differentiated between grazed (green color) and non-grazed (blue color) by sheep.

Ibérica) por tratarse de una de las zonas de la Península Ibérica con mayor concentración de puertos de merinas, por su arraigada tradición trashumante como receptora de rebaños de ganado ovino durante la época estival, y por presentar diversidad de trayectorias de uso reciente (2002-2020) en cuanto al pastoreo por ovino.

La vertiente sur de la Cordillera Cantábrica presenta un relieve abrupto, suelos poco profundos y con texturas ligeras, tiene un aprovechamiento mayormente ganadero o forestal (Álvarez, 1995). Según sus condiciones bioclimáticas presenta en su mayor parte un clima templado-oceánico (Rivas-Martínez *et al.*, 2004). Su paisaje se distingue por tener una gran diversidad de comunidades vegetales con numerosos endemismos. Todo esto se aprecia en los puertos de merinas, que presentan un mosaico constituido por arbolado-matorral-pastizal, amplias zonas rocosas y otras desprovistas de vegetación (Álvarez, 1995; San Miguel & Perea, 2009).

Para realizar este trabajo se seleccionaron 20 puertos de merinas en la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica, en la provincia de León (España) (Figura 1). Las zonas seleccionadas se ubican a altitudes comprendidas entre los 1153 y 2137 msnm, presentan un clima templado con temperaturas medias entre los 6 y 10°C, y precipitación media anual entre 1250 y 1500 mm. La vegetación de los puertos de merinas está compuesta fundamentalmente por pastizales, matorrales y roquedos tanto calcícolas como silicícolas. Los puertos también presentan manchas de vegetación arbolada, compuesta fundamentalmente por robledales y hayedos, siendo estos últimos más abundantes en los puertos orientales. La superficie de los puertos oscila entre 114 y 431 ha (Tabla 1). Los límites territoriales de los puertos se obtuvieron de la cartografía oficial disponible en la Sección Territorial de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León. Los puertos utilizados se clasificaron en función del aprovechamiento por ovino durante el periodo de estudio 2002-2020. La información sobre el aprovechamiento por ganado ovino se obtuvo mediante

entrevistas a los propietarios o responsables de la gestión de los puertos, generalmente a las administraciones locales (juntas vecinales y municipios). Con la información obtenida, se seleccionaron 10 puertos no pastados (PNP) por ganado ovino durante todo el periodo, que se pastaron por vacas y caballos; y 10 puertos pastados (PP) por ganado ovino en la época estival durante todos los años del periodo de estudio. El total del área analizada fue de alrededor de 2500 ha en cada situación.

2.2. Imágenes de satélite y su pre-procesamiento

Se examinó toda la serie temporal de las imágenes Landsat multispectrales entre 2002 y 2020 para la zona de estudio en el servidor Earth Explorer del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS, 2020). Se eligió una imagen para cada año de entre junio y septiembre, priorizando aquellas imágenes con la menor nubosidad posible. En total se seleccionaron 19 imágenes multispectrales para el periodo 2002-2020, procedentes de los satélites (sensor) Landsat 5 (TM), Landsat 7 (ETM+) y Landsat 8 (OLI). Las imágenes empleadas fueron Landsat Collection 1, con un nivel de pre-procesamiento 2. Estas imágenes se encontraban corregidas atmosféricamente mediante el algoritmo LEDAPS (TM y ETM+) y el algoritmo LaSRC (OLI). Las imágenes OLI se armonizaron a los valores de los sensores TM y ETM+ mediante las ecuaciones propuestas por Roy *et al.* (2016), con el objetivo de alcanzar valores de reflectividad equiparables. Las zonas con presencia de nubosidad se identificaron de manera visual y se recortaron; así como el bandedo en las imágenes ETM+ (posteriores a 2003). Para rellenar las zonas de recorte se seleccionaron las imágenes más cercanas y sin nubosidad, utilizando la herramienta Seamless Mosaic del programa ENVI 5.4 (Harris Geospatial, 2017). En el caso de las zonas de agua se recortaron, empleando las Quality Bands de Landsat de toda la serie temporal.

Tabla 1: Superficie en hectáreas de cada puerto.
Table 1: Area occupied in hectares of each grazing area.

Puertos pastados por ovino	Área (ha)	Puertos no pastados por ovino	Área (ha)
1. Traspando	335,68	1. Polledo	375,41
2. Sousas	155,21	2. Fuente Farmacio	256,30
3. Sopeña	188,40	3. Tejedo	188,21
4. Pinedo	161,49	4. Cueto Luengo	372,42
5. Foyo del Agua	179,08	5. Tendeña y Yordas	431,23
6. El Cueto	185,07	6. Borín y Sobrepeña	304,73
7. Las Verdes	346,71	7. Fontasquesa	114,19
8. Lagüezos	337,43	8. Pármede	168,82
9. Vega Redonda	140,39	9. La Pierna	195,90
10. Valdebustio	247,27	10. El Arca	328,08
Total	2 276,73	Total	2 735,29

2.3. *Proceso de clasificación y validación*

Las clases que se definieron para realizar la clasificación supervisada fueron: (i) pastizal: pastos y pastos con presencia de aulaga (*Genista scorpius*), (ii) matorral: brezales, piornales y escobares, (iii) arbolado o bosque y (iv) suelo descubierto: zonas rocosas, suelo desprovisto de vegetación y áreas incendiadas. Con el objetivo de identificar estas clases de cubierta del suelo en los puertos, se crearon polígonos de entrenamiento y posterior validación. Para esto se utilizaron como referencia (verdad terreno) ortofotos aéreas (PNOA, 2020) de 25 cm de resolución espacial, habiendo disponibles solo ocho dentro del periodo de estudio, de los años: 2002, 2004, 2006, 2008, 2011, 2014, 2017 y 2020. El análisis visual y la diferenciación de clases se realizaron mediante el programa Arc-GIS 10.7.1. (ESRI, 2019), donde se confeccionaron 50 polígonos por clase de 30 x 30 m (un total de 200 polígonos) que presentaron el mismo tipo de cubierta del suelo a lo largo de todo el periodo de estudio. Para clasificar las imágenes Landsat (2002-2020) se utilizaron 30 polígonos de entrenamiento por clase, un total de 120 (60% del total de polígonos); esta se hizo mediante el algoritmo Support Vector Machine (SVM) disponible en el programa ENVI. Posteriormente, se utilizaron 20 polígonos de validación por cada clase, un total de 80 polígonos (40% del total) destinados a la validación de las imágenes, para calcular la exactitud global (overall accuracy) y el índice Kappa de Cohen de las clasificaciones.

2.4. *Obtención y análisis de las clases de cubierta del suelo y la diversidad de clases*

Las clasificaciones supervisadas se introdujeron en el programa FRAGSTATS 4.2.1. (Umass, 2015), con el que se cuantificó para cada puerto (I) el porcentaje de cubierta de cada una de las clases (pastizal, matorral, arbolado y suelo descubierto), y (II) la diversidad de clases mediante el índice de diversidad Shannon (SHDI) (Shannon & Weaver, 1964), entendida esta como la diversidad de clases de cubiertas en cada puerto. Además, para cada puerto, se elaboraron modelos de regresión lineal para analizar el efecto del tiempo (variable independiente) sobre el porcentaje de cubierta de cada clase y en la diversidad de Shannon para las clases de cubiertas (variables dependientes). Los valores de las pendientes obtenidas en los modelos cuantifican la tendencia anual media (2002-2020) en cada puerto para cada una de las variables de estudio.

Para estudiar el efecto del pastoreo sobre los valores de porcentaje de cubierta y diversidad de las clases de cubiertas (n=10), así como sobre sus tendencias anuales (n=10), se calcularon los valores medios y error estándar para PP y PNP. Para determinar si las diferencias obtenidas entre las medias eran estadísticamente significativas (P <0,05) se emplearon pruebas paramétricas o no paramétricas según los resultados arrojados por el Test de Shapiro-Wilk (normalidad) y el de Fisher (homocedasticidad). Como prueba paramétrica se utilizó el test t Stu-

dent y como prueba no paramétrica el test U Mann-Whitney implementados el programa SPSS Statistics 28.0.0.0 (IBM, 2021).

3. **Resultados**

3.1. *Validación de las clasificaciones de la serie temporal Landsat (2002-2020)*

El proceso de validación confirma un alto grado de calidad de la clasificación supervisada (Tabla 2). La exactitud global en todos los años superó el 85%, excepto en 2013 con un valor de 82,33%. El coeficiente Kappa se mantuvo por encima de 0,76, con valores máximos de 0,95 reflejando un alto grado de concordancia.

Tabla 2: Validación de la clasificación supervisada a través de los estadísticos de exactitud global y del coeficiente Kappa. *Table 2: Validation of the supervised classification through the overall accuracy and Kappa coefficient statistics.*

Años	Exactitud global (%)	Coficiente Kappa
2002	86,33	0,82
2003	94,00	0,92
2004	85,66	0,81
2005	92,33	0,90
2006	89,33	0,86
2007	89,33	0,86
2008	87,66	0,84
2009	85,00	0,80
2010	88,00	0,84
2011	94,00	0,92
2012	87,00	0,83
2013	82,33	0,76
2014	96,00	0,95
2015	93,00	0,91
2016	86,33	0,82
2017	86,00	0,84
2018	88,00	0,81
2019	93,66	0,92
2020	95,00	0,93

3.2. *Valores medios de las clases de cubierta del suelo y la diversidad de clases (2002-2020)*

En la Figura 2 se representan los valores medios de las clases de cubiertas del suelo y la diversidad de clases a lo largo de la serie temporal estudiada. Los valores medios anuales del porcentaje de área cubierta por pastizales en

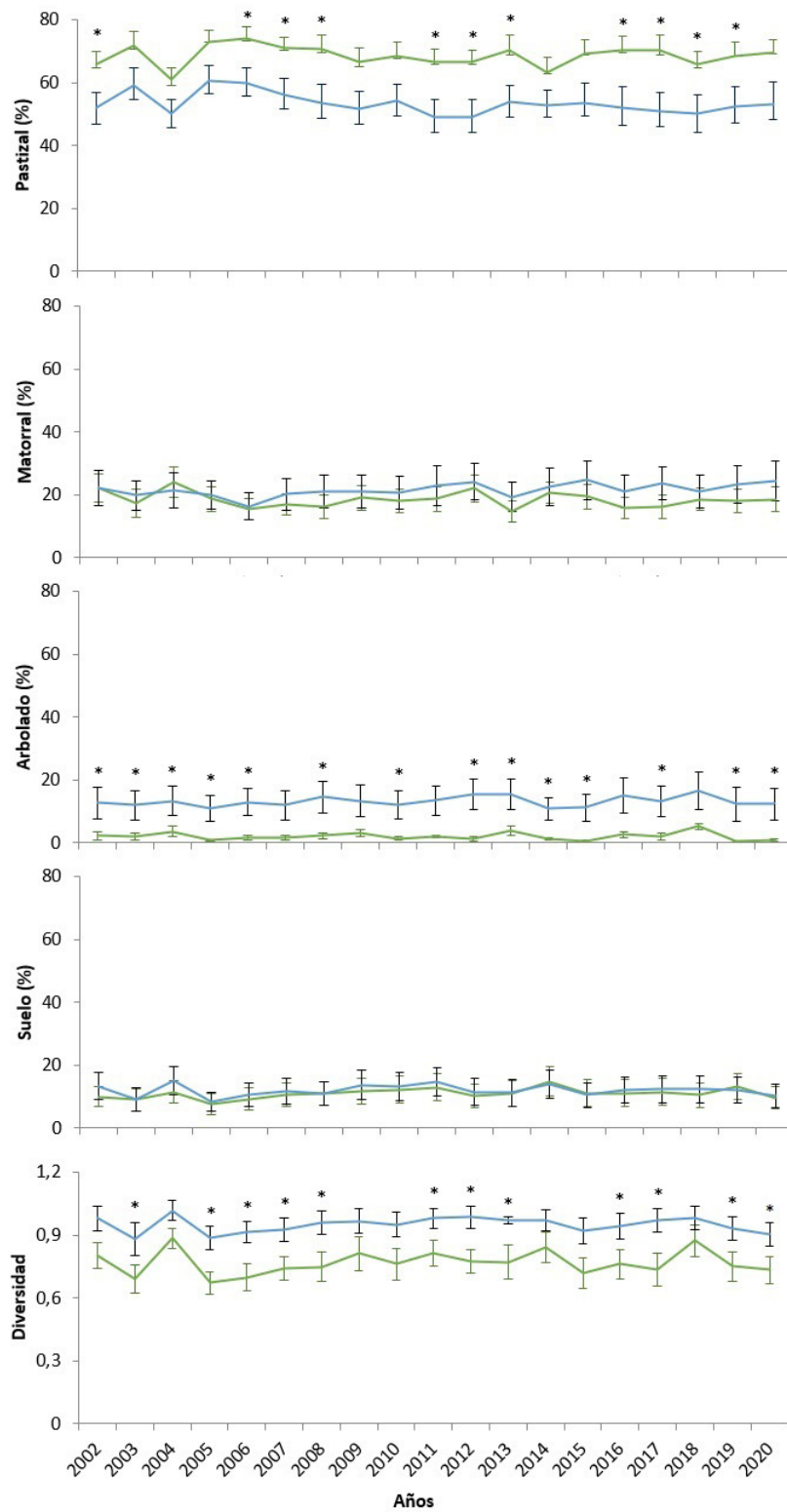


Figura 2: Valor medio anual del porcentaje de: pastizal, matorral, arbolado, suelo descubierto y del índice de diversidad de clases de cobertura (SHDI) en puertos pastados (color verde) y no pastados (color azul). El (*) indica que existen diferencias estadísticamente significativas ($P < 0,05$) entre las muestras para esos años. Las barras representan el error estándar.

Figure 2: Mean annual value of the percentage of: grassland, scrub, tree, bare soil and of diversity index of land cover classes (SHDI) in grazed (green color) and non-grazed (blue color). The (*) indicates statistically significant differences ($P < 0.05$) between samples for those years. Bars represent standard error.

los PNP fueron inferiores en comparación con los PP, entre 48,96 y 60,72% en los PNP y entre 60,89 y 73,86% en los PP, con diferencias estadísticamente significativas ($P < 0,05$) en 11 años. El porcentaje del área cubierta por matorral en general tuvo valores medios anuales ligeramente superiores en los PNP, aunque no se detectaron diferencias significativas en ningún año de la serie analizada. Los valores medios anuales del área cubierta por arbolado fueron superiores en los PNP, con valores entre el 10,83 y 16,46%; mientras que no se superó el 5,23% en los PP, detectándose diferencias significativas en 14 de los años analizados. En el caso del porcentaje de área de suelo descubierto, los valores medios anuales de los PNP superaron en su gran mayoría a los valores de los PP, con máximos próximos al 15% en ambos casos, pero no se detectaron diferencias significativas entre las muestras. Por último, los valores medios anuales del índice de diversidad de Shannon fueron generalmente superiores en las zonas no pastadas, con máximos próximos al valor 1, detectándose diferencias significativas en 12 años de la serie temporal.

3.3. Tendencias de cambio en las clases de cubierta del suelo y en la diversidad de clases (2002-2020)

En la Figura 3 se muestra la tendencia media de las clases de cubierta del suelo y la diversidad de clases en el periodo de estudio. A pesar de las tendencias indicadas, no se detectaron diferencias significativas a un nivel de confianza del 95% ($P < 0,05$) entre PNP y PP para ninguna de las 5 variables estudiadas. El cambio anual medio del porcentaje de área cubierta por pastizal muestra una tendencia a la disminución en ambos tipos de puertos, siendo esta mucho más patente en las zonas no pastadas. La

tendencia de cambio anual medio del porcentaje de área cubierta por matorral en los PNP fue al aumento; mientras que en los pastados fue a la disminución. Por lo que se refiere a los patrones de cambio del área cubierta por arbolado siguieron la misma tendencia que el matorral, un aumento del bosque en los PNP y una disminución en los PP. Los cambios anuales medios del área de suelo descubierto indican que en ambos tipos de puertos existe una tendencia al incremento, la cual es muy inferior en los PNP. Los cambios anuales en la diversidad de clases reflejan una tendencia al incremento del valor del índice de diversidad de Shannon en ambos tipos de puertos; aunque en los PP el incremento es mayor

4. Discusión

La validación del método de clasificación supervisada arrojó resultados satisfactorios, lo que muestra la utilidad de las imágenes Landsat para realizar clasificaciones considerablemente precisas del paisaje, ya que presentan sensores bien calibrados y de carácter multiespectral (Roy et al., 2016). Estos resultados también ratifican que el algoritmo SVM es una herramienta útil y eficiente, de acuerdo con otros autores (Gualtieri & Cromp, 1999; Camps-Valls et al., 2004; Huang et al., 2008; Dalponte et al., 2009; Maryam et al., 2014). Por lo tanto, se sugiere el uso de esta metodología como una técnica apropiada para analizar las tendencias temporales de cambios en la estructura del paisaje en sistemas de montaña.

Los valores medios anuales de las clases de cubiertas del suelo mostraron diferencias significativas fundamentalmente para la cubierta de pastizal, arbolado y la diversidad de clases de cubiertas. Estas diferencias, ya existentes

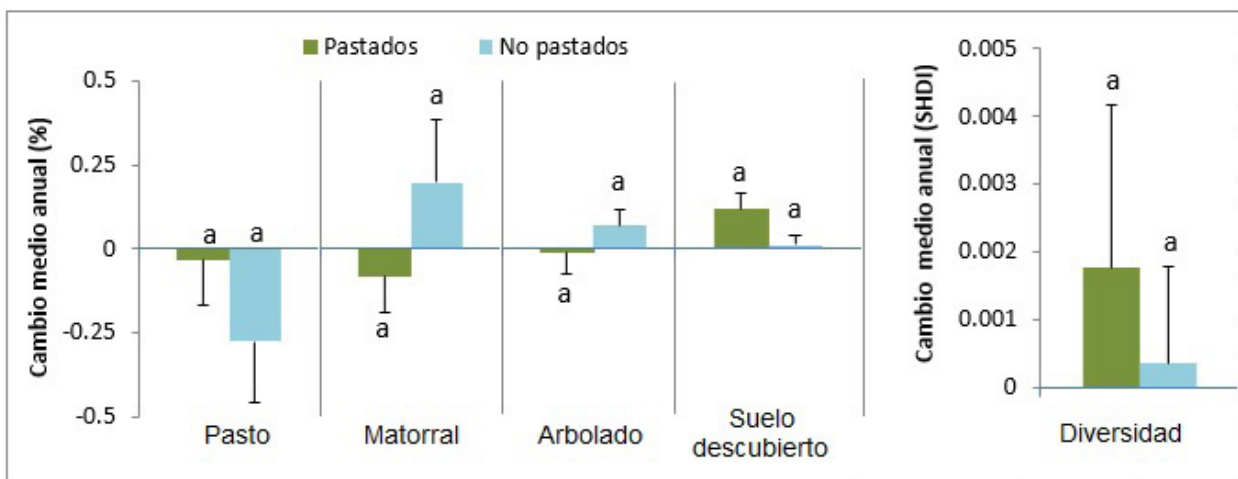


Figura 3: Media y error estándar del cambio anual en el porcentaje de área cubierta por pastizal, matorral, arbolado, suelo y en la diversidad de clases de cubierta de acuerdo con el índice Shannon (SHDI). Las letras (a) sobre las barras indican que no existen diferencias estadísticamente significativas ($P < 0,05$) entre puertos pastados (color verde) y no pastados (color azul).

Figure 3: Mean and standard error of annual change in percent area covered by grassland, shrubland, tree, soil and in diversity of land cover classes according to the Shannon index. Equal letters above the bars indicate that there are no statistically significant differences ($P < 0.05$) between grazed (green color) and non-grazed (blue color).

al principio del periodo de estudio, pueden deberse a las diferencias naturales presentes entre los puertos seleccionados. En este sentido, los dos tipos de puertos muestran una distribución agregada este-oeste. Los puertos donde la práctica trashumante ha cesado están localizados mayormente en la Montaña oriental de León, tal y como se puede ver en la Figura 1. Los puertos de esta porción oriental se caracterizan por tener una alternancia de litologías calcáreas y silíceas, y un mayor predominio histórico y actual de bosques de tipo hayedo (Fernández-García *et al.*, 2021). Por el contrario, la zona occidental, que ha mantenido mejor la práctica del pastoreo por ovino, presenta un paisaje con una mayor abundancia de pastos y menos boscoso, principalmente en los puertos próximos a la divisoria Cantábrica (apreciable en Figura 1). A la vista de las diferencias existentes ya al inicio del periodo de estudio, otra de las posibles razones de la mayor cubierta de pasto en los PP es la preferencia de los pastores trashumantes por puertos con abundantes zonas de pasto, dejando así al resto en una situación de abandono o para ser utilizados por otro tipo de ganado, o a diferencias de cubiertas del suelo entre la parte oriental y occidental de la Cordillera.

Los valores medios anuales de diversidad de clases de cubiertas en los puertos, cuantificados a través del índice de Shannon, estuvieron próximos al valor 1 (siendo 1,38 el máximo posible para cuatro categorías de cubierta del suelo, Shannon & Weaver, 1964). Se conoce que la heterogeneidad del paisaje en la Cordillera Cantábrica es en general muy notable, pues los patrones espacio-temporales están íntimamente ligados principalmente a la litología y topografía, además de a los usos del territorio, como la trashumancia (Fernández *et al.* 2013). Aunque los valores del índice fueron superiores mayormente en los PNP y significativamente diferentes en la mayoría de los casos, lo que puede deberse a la presencia de una mayor riqueza, es decir, de las cuatro clases analizadas, y a una distribución más equitativa de las mismas en estos puertos.

Los cambios anuales medios en el porcentaje del área cubierta por pastizal, donde se refleja una disminución en general que, aunque no significativa, es superior en los PNP, se pueden relacionar con el mayor uso alimentario que hacen vacas y caballos de esta cubierta vegetal (García-González, 2008) y las ovejas son consideradas por algunos autores como “mejoradoras de pastos”, ya que controlan el desarrollo de las leñosas (San Miguel & Perea, 2009). La disminución del pastizal en ambos tipos de puertos, más pronunciada en los PNP, puede responder al desuso mayoritario de la actividad pastoril (Rodríguez-Pascual, 2001, 2003; García, 2014), así como al diferente uso de la vegetación por parte del ganado ovino con respecto a otros tipos de ganado. En relación con la primera causa, el abandono se encuentra entre los factores de amenaza más relevantes para los pastizales a nivel mundial, con un mayor impacto en Europa donde son considerados como puntos críticos de biodiversidad (Valkó & Deák, 2021). El cese o disminución de los usos tradicionales en la Cordillera Cantábrica ha provocado cambios rápidos e importantes en el paisaje con tendencia a la homoge-

neización de este paisaje por el aumento de matorrales y bosques, lo que a su vez ha reducido el potencial ganadero (Lasanta *et al.*, 2005). En relación con el diferente uso de la vegetación por parte del ganado ovino con respecto a otros tipos de ganado, se han observado consecuencias directas sobre el suelo y la vegetación (Rebollo & Gómez-Sal, 2003), consecuencia de la preferencia total del ganado equino y bovino por el pasto, mientras que el ganado ovino tiene una alimentación más variada, consumiendo más herbáceas con flores y especies leñosas, lo cual limita el desarrollo del matorral y del bosque (García-González, 2008; Guadilla-Sáez *et al.*, 2019). Por lo tanto, el cambio anual en el pasto va muy unido a los cambios anuales medios obtenidos en el porcentaje de área cubierta por arbustos y árboles; con tendencia al aumento en los PNP frente a una disminución en los PP, debido a que el consumo de leñosas en estos últimos posiblemente haya sido mayor. Este aprovechamiento por parte del ovino permite el desarrollo de la actividad pastoril durante las épocas de escasez de herbáceas (principalmente durante el periodo estival) y controla la invasión arbustiva y arbórea en su fase de crecimiento (Guadilla-Sáez *et al.*, 2019). Por otro lado, si no se mantienen los niveles adecuados del consumo de los pastizales estos tienden a evolucionar a estadios sucesionales más avanzados, dominados por especies arbustivas y arbóreas (Margalef, 1998; Álvarez, 1995). Por último, en el caso del porcentaje de área de suelo descubierto, los cambios anuales medios mostraron un incremento, que pueden ser consecuencias de las técnicas de desbroce, el uso del fuego o quemadas provocadas por pastores para controlar las zonas arbustivas y el abandono de actividades agrosilvopastorales (Barquín *et al.*, 2018). Sin embargo, dicho incremento es mucho más significativo en los PP; esto puede corresponderse también con el pisoteo reiterado por el desplazamiento en fila del ganado ovino en laderas inclinadas, lo que provoca la formación de terracillas y el apelmazamiento de la cubierta rocosa (Borrelli & Oliva, 2001) o a un aprovechamiento mayor del pasto en las zonas rocosas, dejando estas libres de cobertura vegetal en la época estival, cuando se tomaron las imágenes de satélite utilizadas. A pesar de lo anterior, los cambios anuales medios en la cubierta del suelo no fueron significativos entre (2002-2020), aunque sugieren una relación directa con la ganadería trashumante y el empleo del ganado ovino.

Los cambios anuales medios encontrados en el índice de diversidad de clases de cubiertas durante el periodo de estudio, muestran una tendencia al incremento en ambos tipos de puertos, mucho más elevada en los PP. Sin embargo, no se detectaron diferencias significativas entre ellos. Con este resultado, si bien no se puede afirmar rotundamente, sí que se puede intuir que el ganado ovino es el que mejor podría conservar la diversidad del paisaje tradicional de los puertos de merinas de la Cordillera Cantábrica. Para confirmar con rotundidad los patrones detectados en esta investigación recomendamos analizar series temporales más largas en un futuro. En correspondencia con nuestros resultados, según García *et al.* (1999) en zonas abandonadas de la parte oriental de la Montaña

Leonesa desde 1956 hasta 1984 el índice de Shannon sufrió una notable disminución. Por otro lado, Lasanta *et al.* (2005) reflejaron igualmente una disminución de este índice en Pirineos Central desde 1957 hasta 1978, y desde este último año hasta el 2000 un incremento paulatino; aunque en general la tendencia del paisaje en la década de los años 90 fue a la simplificación y homogenización, así como en la actualidad (Ameztegui *et al.*, 2021).

De manera general, para lograr la conservación del paisaje tradicional se deben tener en cuenta una serie de aspectos entre ellos que los pastizales son ecosistemas de biodiversidad única y una alta productividad (Feurdean *et al.*, 2018). Es por ello por lo que el abandono del pastoreo y prácticas como la reforestación del paisaje, como estrategia para mitigar el cambio climático, pueden ser una amenaza para los pastizales. Sin embargo, la conservación del pastoreo, y de prácticas asociadas como las quemadas prescritas pueden controlar la invasión leñosa, siendo herramientas adecuadas y rentables para abordar los problemas de conservación de los pastizales europeos (Valkó & Deák, 2021). También existen acciones o programas gubernamentales que se pueden seguir como ejemplo con el objetivo de prevenir el abandono y preservar el paisaje (Kampmann *et al.*, 2008). De forma general, los resultados de este trabajo sugieren que el paisaje tradicional de los puertos de merinas ha sufrido cambios en el tiempo y espacio que han variado su estructura y configuración dependiendo del aprovechamiento ganadero. En base a lo anterior, proponemos lograr un manejo sostenible de estos pastizales, orientado a su conservación mediante elementos estabilizadores como la técnica de pastoreo mixto, que puede llevarse a cabo empleando prácticas trashumantes o trasterminantes; la conservación de razas de ganado autóctono; la existencia de variedades de plantas que se adapten a las circunstancias ambientales de la zona; y el uso de pautas de gestión acordes con las condiciones locales (Rebollo & Gómez-Sal, 2003; García-González, 2008; Guadilla-Sáez *et al.*, 2019).

5. Conclusiones

En los puertos pastados por ovino entre 2002 y 2020 los valores medios anuales del porcentaje de área cubierta por pastizal fueron superiores con respecto a los puertos no pastados por ovino, mientras que los de arbolado y matorral fueron inferiores. Por otro lado, los valores medios anuales de la diversidad de clases de cubiertas fueron significativamente más elevados en los puertos no pastados por ovino para la mayor parte del periodo analizado. Las diferencias en valores medios pueden atribuirse a los efectos del pastoreo a largo plazo, pero también a diferentes características paisajísticas entre puertos que han seguido siendo pastados por ovino con respecto a los que no, dado que las diferencias al inicio del periodo de estudio ya eran significativas.

La tendencia de cambio entre 2002 y 2020 en los puertos pastados por ovino fue hacia la disminución de la superficie ocupada por matorral, y en menor medida

por el arbolado y pasto, frente a un aumento pronunciado en el suelo descubierto y la diversidad de clases. En el caso de los puertos no pastados por ovino se observa una tendencia al aumento del matorral y arbolado, y en menor medida de suelo descubierto y diversidad de clases. Así mismo, en los puertos no pastados por ovino se encontró una tendencia muy marcada a la disminución del pasto. A pesar de estos patrones en las tendencias temporales, no se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre puertos pastados y no pastados por ganado ovino (pastados principalmente por ganado vacuno y equino).

A partir de los resultados obtenidos se puede sugerir la existencia de una relación positiva entre el pastoreo por ganado ovino trashumante o trasterminante y la conservación en el tiempo del paisaje típico de los puertos de merinas de la Cordillera Cantábrica, entendido este como un paisaje en mosaico y diverso, con áreas de pasto que permiten mantener los aprovechamientos tradicionales.

Referencias

- Álvarez, J., 1995. *Dinámica sucesional tras el abandono y recuperación del matorral mediante pastoreo controlado: experiencia en un sector de la montaña de León*. Tesis doctoral, Universidad de Lleida, España.
- Álvarez-Martínez, J.M., Suárez-Seoane, S. & De Luis, E., 2011. Modelling the risk of land cover change from environmental and socio-economic drivers in heterogeneous and changing landscapes: The role of uncertainty. *Landscape and Urban Planning*, 101 (2): 108-119. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.01.009>
- Ameztegui, A., Morán-Ordóñez, A., Márquez, A., Blázquez-Casado, A., Pla, M. Villero, D., García, M.B., Errea, MP. & Coll, L., 2021. Forest expansion in mountain protected areas: Trends and consequences for the landscape. *Landscape and Urban Planning*, 216, 104240: 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104240>
- Barquín, J., Álvarez-Martínez, J.M., Jiménez-Alfaro, B., García, D., Vieites, D., Serrano, E., *et al.*, 2018. La integración del conocimiento sobre la Cordillera Cantábrica: hacia un observatorio inter-autonómico del cambio global. *Ecosistemas*, 27(1): 96-104. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1422>
- Borrelli, P. & Oliva, G., 2001. Efectos de los animales sobre los pastizales. En: Borrelli, P y Oliva, G. (Eds.), *Ganadería Sustentable en la Patagonia Austral*. INTA Centro Regional Patagonia Sur, Buenos Aires, 99-128pp., Buenos Aires, Argentina.
- Camps-Valls, G., Gómez-Chova, L., Calpe-Maravilla, J., Martín-Guerrero, J.D., Soria-Olivas, E., Alonso-Chorda, L., *et al.*, 2004. Robust support vector method for hyperspectral data classification and knowledge discovery. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 42(7): 1530 -1542. [10.1109/TGRS.2004.827262](https://doi.org/10.1109/TGRS.2004.827262)
- Dalponte, M., Bruzzone, L., Vescovo, L. & Gianelle, D., 2009. The role of spectral resolution and classifier complexity in the analysis of hyperspectral images of forest areas. *Remote Sensing of Environment*, 113 (11): 2345-2355. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.06.013>
- ESRI, 2019. ArcGIS (Versión 10.7.1.) [Programa de ordenador]. California: ESRI.
- Fernández, M., López, P. & González, D., 2013. Prácticas ganaderas en la Cordillera Cantábrica. Aproximación multidisciplinar al estudio de las áreas de pasto en la Edad Media. *Debates de Arqueología Medieval*, 3: 167-219. URI:

- <http://hdl.handle.net/10261/196934>
- Fernández-García, V., Marcos, E., Fernández-Guisuraga, J.M., Fernández-Manso, A., Quintano, C., Suárez-Seoane, S. & Calvo, L., 2021. Multiple endmember spectral mixture analysis (MESMA) applied to the study of habitat diversity in the fine-grained landscapes of the Cantabrian Mountains. *Remote Sensing*, 13(5): 979. <https://doi.org/10.3390/rs13050979>
- Ferreira, L.M., Celaya, R., Benavides, R., Jáuregui, B., García, U., Santos, A., *et al.*, 2013. Foraging behaviour of domestic herbivore species grazing on heathlands associated with improved pasture areas. *Livestock Science*, 155 (2–3): 373–383. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2013.05.007>
- Feurdean, A., Ruprecht, E., Molnár, Z., Hutchinson, S. & Hickler, T., 2018. Biodiversity-rich European grasslands: Ancient, forgotten ecosystems. *Biological Conservation*, 228: 224–232. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.022>
- García, J., 2014. Ganadería extensiva y trashumante, clave en la conservación de sistema de alto valor natural. *Cuaderno Entretantos*, 1: 1–28.
- García, J.M., Bolaños, F. & Roselló, R., 1999. Análisis de la evolución del paisaje y los cambios en los usos del suelo, durante los últimos cuarenta años, en tres parcelas de las tierras altas de la ecorregión Galaico-Cantábrica. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 8: 85–92.
- García-González, R., 2008. La utilización de los pastos por los grandes herbívoros: principios básicos y casos de estudio. En: Fillat, F., García-González, R., Gómez, D. y Reiné, R. (Eds.) *Pastos del Pirineo*. Instituto de Estudios Altoaragoneses - Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), 205–227 pp., Huesca.
- 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 based on remote sensing data. *Progress in Physical Geography*, 38(2): 201–217. <https://doi.org/10.1177/0309133314524429>
- Gartzia, M., Pérez-Cabello, F., Bueno, C.G. & Alados, C.L., 2016. Physiognomic and physiologic changes in mountain grasslands in response to environmental and anthropogenic factors. *Applied Geography*, 66: 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.11.007>
- Gómez-Sal, A., 2001. The ecological rationales and nature conservation value of ex-tensive livestock systems in the Iberian Peninsula. En: Bunce, R.G.H., Pérez-Soba, M., Elbersen, B.S., Prados, M.J., Andersen, E., Bell, M., Smeets, P.J.A.M. (Eds.) *Examples of European agri-environmental schemes and livestock systems and influence on Spanish cultural and landscapes*. Wageningen: Alterra, 103–123 pp.
- Grobler, J.H., 1983. Feeding habitats on the Cape Mountain Zebra. *Equus zebra zebra* Linn. 1758. *Koedoe*, 26 (1): 159–168. <https://doi.org/10.4102/koedoe.v26i1.596>
- Guadilla-Sáez, S., Pardo-de-Santayana, M. & Reyes-García, V., 2019. The role of traditional management practices in shaping a diverse habitat mosaic in a mountain region of Northern Spain. *Land Use Policy*, 89, 104235. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104235>
- Gualtieri, J.A. & Crompton, R.F., 1999. Support vector machines for hyperspectral remote sensing classification. *Proceedings of 27th AIPR Workshop: Advances in Computer-Assisted Recognition*, 3584: 221–232. <https://doi.org/10.1117/12.339824>
- Harris Geospatial, 2017. ENVI (Versión 5.4) [Programa de ordenador]. Colorado: Harris Geospatial.
- Hemati, M., Hasanlou, M., Mahdianpari, M. & Mohammadianesh, F., 2021. A Systematic Review of Landsat Data for Change Detection Applications: 50 Years of Monitoring the Earth. *Remote Sensing*, 13: 2869. <https://doi.org/10.3390/rs13152869>
- Huang, C., Song, K., Kim, S., Townshend, J.R.G., Davis, P., Masek, J.G., *et al.*, 2008. Use of a dark object concept and support vector machines to automate forest cover change analysis. *Remote Sensing of Environment*, 112 (3): 970–985. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.07.023>
- IBM, 2021. SPSS Statistics (Versión 28.0.0.0) [Programa de ordenador]. Disponible en: <https://spssgratis.com/> (Accedido: 15 junio de 2021).
- Kampmann, D., Herzoga, F., Jeanneret, Ph., Konold, W., Peter, M., Waltera, T. Wildic, O. & Lüscher, A., 2008. Mountain grassland biodiversity: Impact of site conditions versus management type. *Journal for Nature Conservation*, 16 (1): 12–25. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2007.04.002>
- Lasanta, T., Vicente, S. & Cuadrat, J., 2005. Mountain Mediterranean landscape evolution caused by the abandonment of traditional primary activities: a study of the Spanish Central Pyrenees. *Applied Geography*, 25(1): 47–65. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2004.11.001>
- Lasanta, T., 2010. Pastoreo en áreas de montaña: Estrategias e impactos en el territorio. *Estudios Geográficos*, 71(268): 203–233. <https://doi.org/10.3989/estgeogr.0459>
- Margalef, R., 1998. *Ecología*. 1ª ed. Omega, 968 pp., Barcelona, España.
- Maryam, N., Vahid, M.Z. & Mehdi, H., 2014. Comparing different classifications of satellite imagery in forest mapping (Case study: Zagros forests in Iran). *International Research Journal of Applied and Basic Sciences*, 8(7): 1407–1415.
- Mata, A., 2020. Pastoreo extensivo en un pueblo de Soria: etnografía de un mundo en extinción. *Revista Murciana de Antropología*, 27: 33–56. <https://doi.org/10.6018/rmu.356931>
- Morán, A., Suárez-Seoane, S., Calvo, L. & De Luis, E., 2011. Using predictive models as a spatially explicit support tool for managing cultural landscapes. *Applied Geography*, 31(2): 839–848. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.09.002>
- Morán, A., 2013. Modelado espacio-temporal de los servicios que proporciona la biodiversidad en los matorrales de la Cordillera Cantábrica (NO España). Efectos de los cambios socioeconómicos a varias escalas. *Ecosistemas*, 22(3): 124–127. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2013.22-3.17>
- Olea, P. & Mateo-Tomás, P., 2009. The role of traditional farming practices in ecosystem conservation: The case of transhumance and vultures. *Biological Conservation*, 142(8): 1844–1853. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.03.024>
- PNOA, 2020. Centro Nacional de Información geográfica (CNIG) Disponible en: <https://centrodedescargas.cnig.es/> (Accedido: 20 de enero de 2021).
- Queiroz, C., Beilin, R., Folke, C. & Lindborg, R., 2014. Farmland abandonment: threat or opportunity for biodiversity conservation? A global review. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(5): 288–296. <https://doi.org/10.1890/120348>
- Rebollo, S. & Gómez-Sal, A., 2003. Aprovechamiento sostenible de los pastizales. *Ecosistemas*, 12(3): 1–10.
- Rivas-Martínez, S., Penas, A. & Díaz, T.E., 2004. Mapas Bioclimáticos y Biogeográficos. Disponible en: <https://webs.ucm.es/info/cif/form/maps.htm> (Accedido: 31 de julio de 2021).
- Rodríguez-Pascual, M., 2001. *La trashumancia. Cultura, cañadas y viajes*. Edilesa, 430 pp., León, España.
- Rodríguez-Pascual, M., 2003. Evolución de la trashumancia leonesa durante el siglo XX y su adaptación al siglo XXI. En: Pastor, E. y Portela, N. (Eds.), *Un Camino de ida y vuelta. La trashumancia en España*. Barcelona: Lunwerg, 215–225 pp.
- Roy, D.P., Kovalsky, V., Zhang, H.K., Vermote, E.F., Yan, L., Kumar, S.S., *et al.*, 2016. Characterization of Landsat-7 to Landsat-8 reflective wavelength and normalized difference vegetation index continuity. *Remote Sensing of Environment*, 185: 57–70. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.12.024>

- San Miguel, A. & Perea, R., 2009. Los pastos de puertos cantábricos y su conservación. En: Ballesteros, F. y Palacios, B. (eds.), *Situación y conservación de la liebre de pisorral en la cordillera Cantábrica*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, pp. 103-125.
- Shannon, C. & Weaver, W., 1964. *The mathematical theory of communication*. Estados Unidos: Universidad de Illinois.
- Umass, 2015. FRAGSTATS (Versión 4.2.1). [Programa de ordenador]. Disponible en: https://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/downloads/fragstats_downloads.html (Accedido: 01 de mayo de 2021).
- USGS, 2020. Earth Explorer. Disponible en: <https://earthexplorer.usgs.gov/> (Accedido: 20 de diciembre de 2020).
- Valkó, O. & Deák, B., 2021. Increasing the potential of prescribed burning for the biodiversity conservation of European grasslands. *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 22, 100268: 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100268>