Nº 74, julio-diciembre de 2020, pp. 51-69.
ISSN: 0213-4691. eISSN: 1989-9890.
DOI: 10.14198/INGEO2020.LRNEC

Investigaciones Geográficas
Instituto Interuniversitario de Geografía
Universidad de Alicante

Cita bibliográfica: Lasanta, T., Rubio-Balducci, P., Nadal-Romero, E., Errea, M.P., & Cammeraat, E. (2020). Naturalización de un paisaje cultural pirenaico: los bancales de Bestué (Huesca). *Investigaciones Geográficas,* (74), 51-69. https://doi.org/10.14198/INGEO2020.LRNEC

Naturalización de un paisaje cultural pirenaico: los bancales de Bestué (Huesca)

Naturalisation of a cultural landscape: the terraces of Bestué (Huesca)

Teodoro Lasanta[1]
Pablo Rubio-Balducci[2]
Estela Nadal-Romero[3*]
M. Paz Errea[4]
Erik Cammeraat[5]

Resumen

Las terrazas agrícolas o bancales constituyen un elemento esencial de la montaña mediterránea europea. Su construcción y mantenimiento exige mucha energía, dando lugar a culturas basadas en el aprovechamiento cuidadoso y complejo de las laderas. Hoy laderas enteras de bancales se han abandonado y sufren procesos muy intensos de erosión y revegetación, amenazando con arruinar paisajes culturales de gran valor.

En el Valle de Bestué (Pirineo central aragonés) se configuró uno de los mejores paisajes de bancales del Pirineo central. Los bancales alcanzaron el 13,1% de la superficie del valle. Se construyeron para el cultivo de cereales y, con ello, poder alimentar a la población local. Se cultivaron hasta los años cincuenta-setenta del pasado siglo y después se aprovecharon como prados de siega. Desde la última década del siglo XX se abandonaron. El cese del cultivo y la ausencia de pastoreo han cubierto de bosques los bancales en muy pocas décadas; el bosque ocupaba el 13,7% del territorio en 1956 y el 48,7% en 2015. Entre las mismas fechas el paisaje ha perdido heterogeneidad y valor cultural. No obstante, aún se mantienen algunos retazos del paisaje de bancales que deberían conservarse, ya que constituyen un compendio del aprovechamiento agrícola de la pendiente y de conservación del suelo.

Palabras clave: Paisaje tradicional; Tierras abandonadas; Sucesión secundaria; Ecología del paisaje; Montaña mediterránea.

Abstract

Agricultural terraces are an essential element in the mountains of the European Mediterranean. The construction and maintenance of these structures consumes requires considerable energy and gave rise to cultures based on the careful and complex use of these slopes. Entire terraced slopes have now been abandoned and are suffering intense erosion and revegetation processes that threaten to ruin valuable cultural landscapes.

1 Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), España. fm@ipe.csic.es
2 Universidad de Ámsterdam, Países Bajos. pablorb18@gmail.com
3 Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), España. estelanr@ipe.csic.es. * Autora para correspondencia
4 Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), España. paz@ipe.csic.es
5 Institute for Biodiversity and Ecosystem Dynamics, University of Amsterdam, The Netherlands. l.h.cammeraat@uva.nl

Recepción: 05/06/2020. **Aceptación:** 09/11/2020. **Publicación:** 17/12/2020.

Este trabajo se publica bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento 4.0 Internacional.
© Teodoro Lasanta, Pablo Rubio-Balducci, Estela Nadal-Romero, M. Paz Errea, Erik Cammeraat

One of the best terraced landscapes in the Central Pyrenes was configured in the Bestué Valley (Aragonese Central Pyrenees). The terraces occupy 13.1% of the area of the valley. The terraces were built for the cultivation of cereals to feed the local population. They were cultivated until the 1950-70s and later used as meadows. Since the last decade of the 20th century they have been abandoned. The end of cultivation and the lack of grazing ha meant that these terraces have been covered by forests (which occupied 13.7% of the area in 1956 and 48.7% in 2015). Between the same dates, the landscape lost heterogeneity and cultural value. There are some remaining areas of the terraced landscape that should be preserved as they form a compendium of agricultural uses and soil conservation.

Keywords: Traditional landscape; abandoned lands; secondary succession; landscape ecology; Mediterranean mountain.

1. Introducción

Los paisajes culturales se han construido durante siglos o milenios como consecuencia de la adaptación al medio de las sociedades rurales (García-Ruiz y Lasanta, 2018). Los paisajes culturales, a veces también llamados paisajes tradicionales (García-Novo, 2007), atestiguan un estrecho conocimiento de las características de los sistemas naturales (potencialidad y limitaciones), como única forma de optimizar la productividad agroganadera en un contexto de sostenibilidad. No hay que olvidar que en el mundo rural los paisajes surgen del compromiso entre la utilidad (obtener energía del territorio para satisfacer las necesidades de la familia o colectivas, a lo largo del tiempo) y la conservación de los recursos para las generaciones futuras (Montserrat Recoder, 2009; García-Ruiz y Lasanta, 2018). El fin utilitarista del uso del territorio hace que los paisajes culturales no sean necesariamente estéticos, aunque con mucha frecuencia las interacciones duraderas en el tiempo entre sociedad y naturaleza llevan a paisajes armónicos, que transmiten conocimientos profundos del medio e ideas complejas de biodiversidad. Son el resultado de aciertos y errores de muchas generaciones, lo que les permitió acumular conocimientos sobre la heterogeneidad del territorio y ser más eficientes en la producción. Los paisajes culturales no son el fruto de la búsqueda de una determinada calidad estética o ambiental, pero muchos de ellos son realmente bonitos y encierran profundos saberes sobre la adaptación de la sociedad a la naturaleza y sobre los pobladores de un territorio a lo largo de la Historia (Palang, Helmfrid, Antrop y Alumäe, 2005; Ejarque, Miras, Riera, Palet y Oregon, 2010; Tandaric, 2015).

Las terrazas de cultivo o bancales constituyen un elemento esencial de los paisajes de la montaña mediterránea, así como de otros muchos lugares del mundo (Blanc, 1984; Agnoletti, Conti, Frezza y Santoro, 2015). El proyecto LUCAS (Land Use/Cover Area Frame Statiscal Survey) estimó que, en los países de la UE-15, los muros de piedra de terrazas agrícolas alcanzaban una extensión lineal aproximada de 1.717.454 Km (European Commission, 2005). Los bancales se construyeron para favorecer la infiltración del agua, controlar la escorrentía superficial y evitar la erosión del suelo (García-Ruiz y López-Bermúdez, 2009). Hay que recordar que la conservación es fundamental en montaña. Cuando eliminas vegetación y roturas el suelo o conservas o destruyes; no hay término medio (García-Ruiz y Lasanta, 2018).

La construcción de terrazas se inició, posiblemente, en la Edad del Bronce (Asins, 2007) continuando hasta la actualidad, reflejando un *continuum* que parece relacionado, muy probablemente, con la necesidad de ampliar la superficie cultivada en diferentes etapas de la Historia (Agnoletti *et al.*, 2015). En el Pirineo aragonés muchas de esas terrazas se establecieron desde los primeros tiempos de ocupación agrícola del territorio, de manera simultánea a los asentamientos humanos, ya que sólo así se puede entender la localización de numerosos núcleos de población en laderas muy pendientes, en las que el abastecimiento de la población solo se podía garantizar con sistemas de cultivo en bancales (García-Ruiz y Lasanta, 2018).

En el Pirineo central los bancales dominan entre los ríos Gállego y Noguera Ribagorzana, siendo posiblemente el rasgo más distintivo de su paisaje, al aunar aspectos ambientales, constructivos, culturales y estéticos (Lasanta, Errea y Nadal-Romero, 2017a). Sin duda, abancalar las laderas fue el esfuerzo colectivo más importante de humanización del paisaje. Los bancales representaron la gesta de convertir el suelo pobre y arisco de las laderas en una faja de cultivo fértil, que era despensa y renta (Biarge, 2009). Su construcción requirió un esfuerzo ingente con tareas como el diseño de cada bancal en función de la pendiente de la ladera y las leyes de la gravedad; la edificación de muretes externos para sujetar el suelo, o la formación de taludes encespedados con algunos árboles y arbustos para la misma función; se tuvieron que instalar sistemas de drenaje que desviasen las aguas de escorrentía para evitar la saturación del

suelo y el desplome de los muretes; trazar una red de caminos y senderos para el acceso a los bancales; también se llevó a cabo el acarreo de enormes cantidades de suelo y material aluvial y coluvial desde otras laderas próximas o desde los fondos de valle. Solo así se explica la existencia de bancales con saltos de más de 2 metros de altura y faja muy estrecha, como ocurre en las laderas más empinadas. Una vez construidos, los bancales necesitaban frecuentes tareas de mantenimiento, especialmente tras lluvias intensas, cuando había que arreglar los muretes y recuperar la tierra desplazada tras las tormentas (García-Ruiz y López-Bermúdez, 2009).

Desde mediados del siglo XX, los sistemas de producción de la montaña mediterránea europea cambiaron radicalmente y los paisajes a los que estaban ligados han experimentado una transformación profunda, llevando a la deconstrucción de muchos paisajes culturales. La mayor parte de los bancales han dejado de cultivarse a la vez que cesaron las tareas de conservación del suelo. Por ello, muchas terrazas sufren un proceso de deterioro muy acusado, con caída de los muretes de piedra seca, pérdida de suelo e invasión de matorrales y bosques de sucesión. El paisaje pierde heterogeneidad, disminuye su valor ambiental, productivo, estético y cultural, siendo, además, una fuerte amenaza para la génesis y propagación de incendios (Moreno, Conedera, Chuvieco y Pezzatti, 2014).

El Valle de Bestué (Pirineo aragonés) mostraba uno de los paisajes de bancales más valiosos del Pirineo, por su extensión, diversidad y estética (Biarge, 2009). Sin embargo, desde los años cincuenta-setenta del siglo XX se dejaron de cultivar pasando a ser áreas de pastoreo aprovechadas por ganado ovino y vacuno. En las últimas décadas la presión ganadera ha disminuido muchísimo, activándose un proceso de sucesión secundaria muy intenso. En la actualidad, la mayoría de los bancales permanecen ocultos entre bosques de quejigos, pinos, fresnos… mostrando la pérdida de un paisaje cultural.

Un intenso debate gira en la actualidad sobre la conveniencia de intervenir o no en el territorio para controlar los efectos negativos de la revegetación. Desde 1998 surge la alternativa del *rewilding* (Soulé y Noss, 1998), que propugna la no intervención, a partir de la gestión pasiva de la sucesión ecológica, con el objetivo de restaurar el ecosistema natural y reducir el control humano de los paisajes (Pereira y Navarro, 2015). El *rewilding* considera que la amplia superficie de tierras abandonadas en Europa (MacDonald *et al.,* 2000; Keenleyside y Tucker, 2010) plantea una gran oportunidad para la renaturalización y recuperación de la vida silvestre a gran escala (Navarro y Pereira, 2012). Los partidarios del *rewilding* persiguen un paisaje más natural y de mayor biodiversidad, lo que impulsará la reintroducción o retorno a la vida silvestre (Ceausu *et al.,* 2015). En este contexto, se favorece la expansión de ungulados silvestres para mantener un paisaje diverso y estable, al igual que lo hacía la ganadería extensiva tradicional (San Miguel-Ayanz, Peréa-García-Calvo y Fernández-Olalla, 2010). Navarro y Pereira (2012) señalan que el paisaje mediterráneo es más sostenible si dominan los rasgos naturales, entre otras razones porque se reduce el riesgo de erosión de las laderas y se mejora la biodiversidad. Insisten en que la regeneración de los bosques contribuiría a incrementar algunos servicios ecosistémicos, como el secuestro de carbono, además de aportar una oferta recreativa a la población urbana. Otros científicos consideran, por el contrario, que el abandono total del territorio en paisajes humanizados no es la mejor estrategia para la biodiversidad y sostenibilidad de los recursos y sociedades locales. Así ocurre en muchas montañas mediterráneas, en las que el proceso de revegetación en tierras abandonadas borra las huellas del paisaje humanizado. Abogan por intervenir en el territorio mediante la gestión de áreas seleccionadas, las más fértiles y accesibles por ejemplo, con ganadería extensiva con el fin de mantener los censos demográficos y un paisaje en mosaico parecido al tradicional (Conti y Fagarazzi, 2005; García-Ruiz, Lasanta-Martínez, Nadal-Romero, Lana-Renault y Álvarez-Farizo, 2020).

Una cuestión a tener en cuenta es cómo afecta el *rewilding* a la estructura y diversidad del paisaje, por sus implicaciones en el valor cultural y estético del paisaje. Estos aspectos son ahora esenciales a la hora de gestionar territorios marginales, ya que el paisaje sintetiza las interrelaciones entre ambiente y sociedad, además de ser un destacado potencial socioeconómico para las poblaciones locales. Sin embargo, la bibliografía científica ha tratado pocas veces estos temas. El objetivo de este trabajo es describir el paisaje tradicional, especialmente de las laderas abancaladas, del Valle de Bestué y mostrar los cambios en los usos y cubiertas del suelo entre 1956 y 2015. Se comprueba que en muy pocas décadas, los bancales de Bestué han sido enmascarados por el bosque, constituyendo un ejemplo claro de pérdida de un paisaje cultural. Se analiza también la heterogeneidad del paisaje en ambas fechas, a partir de la aplicación de índices de ecología del paisaje. Se persigue, en definitiva, aportar información al debate entre *rewilding* e

intervención moderada en el territorio, lo que puede ayudar a sus gestores a establecer estrategias para conservar —al menos— retazos de algunos paisajes humanizados de elevado interés y valor cultural.

2. Metodología

2.1. Área de estudio

El trabajo se ha llevado a cabo en el valle de Bestué o valle de Puértolas (Figura 1). Ocupa una superficie de 9.986 ha y tenía un censo demográfico de 212 habitantes en 2019, distribuidos por 9 pueblos. En 1950 la población era de 835 habitantes, produciéndose el principal retroceso demográfico entre 1950 y 1970 (pérdida de 323 habitantes). Desde la última fecha la pérdida de población se ralentizó, gracias al sector turístico de naturaleza y paisaje.

El valle de Bestué se localiza en el Pirineo aragonés, dentro de la comarca del Sobrarbe. Es una especie de islote de paisaje humanizado junto al Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Entre la cota más baja (558 m s.n.m.) y la cumbre más alta (2797 m s.n.m.) hay grandes diferencias climáticas y de usos del suelo. El clima se clasifica como sub-mediterráneo de montaña con rasgos continentales; la temperatura media anual es de 11,5ºC y la precipitación de 1300 mm en el pueblo de Puértolas (1160 m s.n.m.). La primavera y el otoño concentran la mayor parte de las lluvias, mientras que los veranos son secos (Rubio-Balducci, 2019). La litología de calizas, margas, flysch y materiales aluviales ocupa la mayor parte del territorio.

El área de estudio está recorrida por el río Bellós y los barrancos de Yaga y Ainés, que configuran tres pequeños valles. Son valles fluviales encajados con apenas fondo, por lo que históricamente la agricultura se desarrolló en las laderas y en los interfluvios alomados que conectan los valles. Los escasos espacios llanos se localizan en las pequeñas terrazas que el río Yesa ha generado en la parte meridional del municipio. Hasta mediados del siglo XX, el bosque había quedado recluido a las laderas más pendientes o menos accesibles, mientras que por encima de los 1600 m se desarrollaban pastos subalpinos de aprovechamiento estival, tradicionalmente por ganado trashumante que se desplazaba al centro de la Depresión del Ebro de octubre a mayo (Balcells, 1988).

2.2. Métodos

Para conocer la localización del espacio agrícola, especialmente de los bancales, se trabajó con las fotografías aéreas de 1956 y 1981. Ello permitió cartografiar los campos de cultivo, ya que en dichas fechas todavía eran perceptibles tanto sus límites como los modelos de campos: llanos, en pendiente, bancales (llanos y en pendiente, ambos con murete de piedra o talud de hierba) y campos de agricultura esporádica, similares a la agricultura de rozas, denominados en el Pirineo con el término *articas*.

Los cambios de uso del suelo se cuantificaron tras la elaboración de dos mapas a escala 1:50.000. Para ello se utilizaron las fotografías aéreas de 1956 (escala 1:33.000) y las ortoimágenes de 2015 (escala 1:25.000), el primer y último documento disponibles, respectivamente. Se identificaron seis clases: bosques, matorrales, pastos subalpinos, espacio agrícola, suelo desnudo y zonas urbanas. En la clase espacio agrícola se incluye tanto los campos de cultivo (cereales y prados de siega) como los campos abandonados en los que todavía en 1956 se mantenía la fisonomía de parcelas agrícolas. Tras la digitalización de los mapas se estimó la superficie de los usos y cubiertas del suelo, a partir de un Sistema de Información Geográfica (ArcMap 10.4.1.). Los cambios entre ambas fechas se conocieron tras superponer los mapas de 1956 y 2015. En Rubio-Balducci (2019) puede consultarse una ampliación sobre este aspecto metodológico.

El análisis del paisaje se realizó con ArcGis extensión V-Late. Se calcularon los tres índices más habituales, basados en la teoría de la información de Shannon y Weaver (1962), para conocer la heterogeneidad de un paisaje desde una perspectiva ecológica:

- *Índice de Diversidad de Shannon - Weaver (H')*. Indica el grado de diversidad en la distribución de las clases. Tiene la siguiente formulación:

$$H' = -\sum_{i=1}^{m} p_i \ln(p_i)$$

donde p_i es la fracción del área de muestreo ocupada por el uso *i*, y *m* es el número de atributos en el área de muestreo, por lo que tiene en cuenta dos aspectos fundamentales de la diversidad del sistema: la

riqueza específica o número de categorías y la equitatividad en su reparto. Da valores entre 1 y 2; el valor 1 indica que el paisaje tiene sólo una clase (es decir, no hay diversidad) y se incrementa con el número de clases y/o cuando la proporción de área entre las clases es más equitativa.

- Índice de Uniformidad o Equitatividad de Shannon - Weaver (E), que expresa el grado de uniformidad en las clases representadas, utilizando la siguiente fórmula:

$$E = \frac{-\sum_{i=1}^{m} p_i \ln(p_i)}{\ln m}$$

Tiene valor 0 si el paisaje contiene solo una mancha (patche o tesela) y se aproxima a 1 si la distribución del área ocupada por las clases o categorías es totalmente equitativa (la proporción es la misma).

- Índice de Dominancia de Shannon - Weaver (D). Indica si el paisaje está compuesto por uno o unos pocos tipos de patches. Se utilizó la siguiente fórmula:

$$D = H\max + \sum_{i=1}^{m} p_i \ln(p_i)$$

donde m = número de categorías de usos y cubiertas en el área de estudio; p_i = proporción superficial de la categoría i en el área de estudio; $H\ max$ = ln (m) = diversidad máxima cuando todos los usos están presentes en igual proporción. Cuanto más elevados son los valores del indicador mayor es la dominancia que se produce en el paisaje.

3. Resultados

3.1. El paisaje tradicional

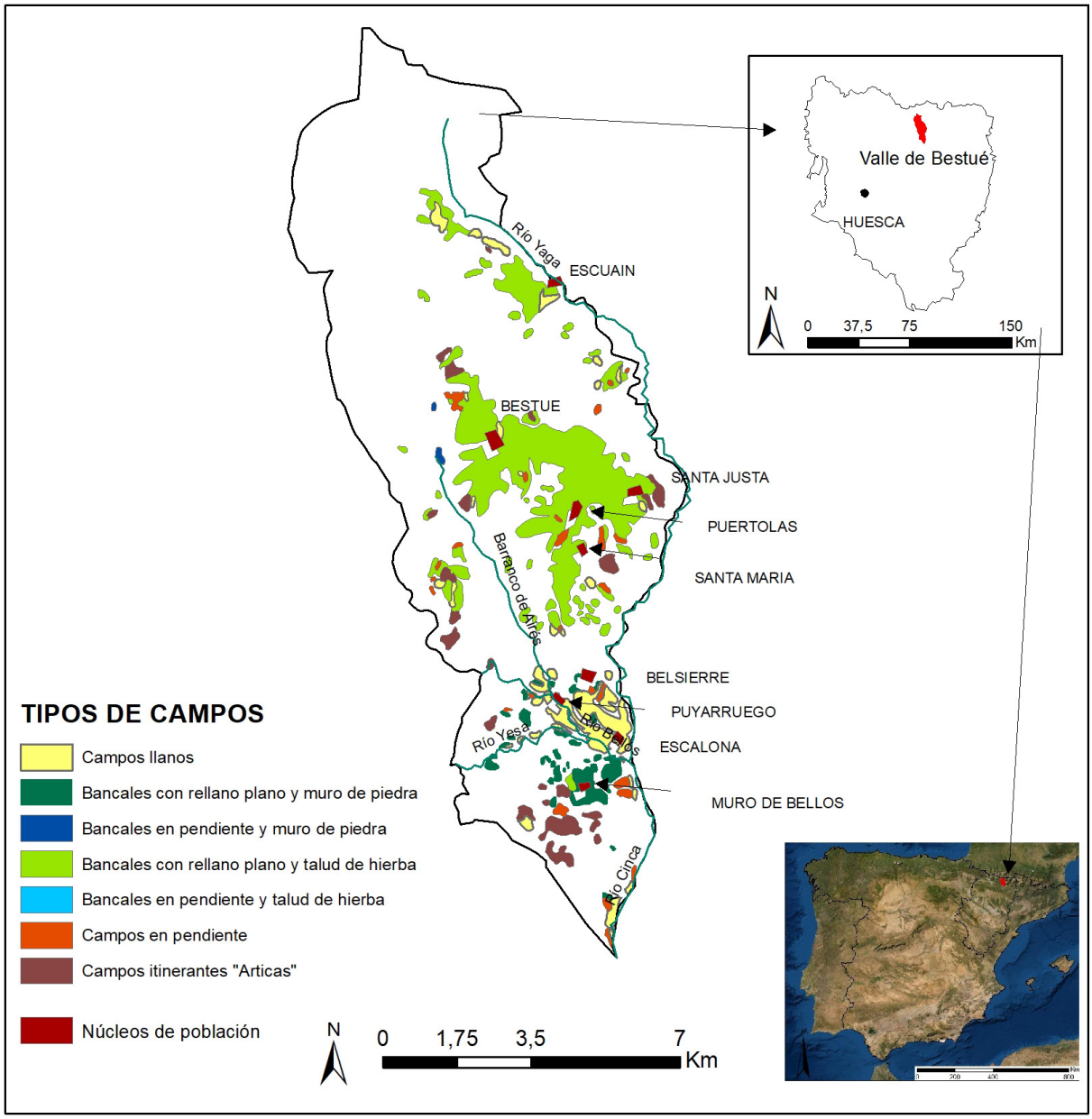
La Figura 1 muestra la distribución espacial del espacio cultivado. A partir de su cartografía se sabe que —al menos— alcanzó 1.921 ha (el 19,2% de la superficie del valle) a principios del siglo XX, de las que 1.312 ha eran bancales, 315 ha eran campos llanos, coincidiendo con las terrazas del río Yesa y algún pequeño rellano en las laderas, 98 ha se cultivaron en campos en pendiente y 196 ha eran campos cultivados mediante el sistema de artigueo. Los bancales llanos fueron el modelo de campo más extendido, tanto con murete de piedra como con talud vegetal; en el Sobrarbe, muchos bancales estaban separados por un talud herbáceo, al que se le denomina con el término *espuena*. La hierba del talud se pastaba periódicamente por el ovino para generar una estructura densa, parecida a la del césped, con lo que se conseguían dos objetivos: incrementar la productividad del pasto y generar raíces profundas que ayudaban a sostener el bancal (Daumas, 1976; Balcells, 1985). La mayoría de los bancales se localizaban próximos a los pueblos, especialmente en los núcleos más importantes (Bestué y Puértolas), ocupando laderas enteras (Figura 1). Era una agricultura cerealista complementada con pequeños huertos. Biarge (2009) señala que la primera trilladora llegó al pueblo de Bestué en 1959, comprada por el común y transportada en piezas por la recién inaugurada pista de Puértolas a Bestué. La importancia del cultivo cerealista en el pasado queda todavía impresa en un pequeño grupo de eras y bordas[6], convertidas hoy en segundas residencias (Figura 2). La trilladora llegó para trillar las mieses de los ya escasos campos cerealistas, ya que en 1956 se habían abandonado 1280 ha (2/3 del espacio agrícola), si bien todavía algunos bancales se cultivaron con cereales al menos hasta 1981 (Lasanta Martínez, 1989).

Los bancales abandonados sirvieron inicialmente como prados de siega o diente, por lo que mantenían una densa cubierta herbácea. Estos antiguos campos se utilizaron por la ganadería extensiva, de forma bastante intensiva hasta la última década del pasado siglo, cuando vieron la imposibilidad de mecanizar el dallado de la hierba, por la estrechez de las fajas o su mala accesibilidad (Biarge, 2009). La

6 La borda pirenaica es una cabaña agropastoril, construida con piedra y madera, de dos alturas, generalmente. La planta baja servía para resguardar el ganado y la planta alta para almacenar el heno henificado para el invierno. Con frecuencia tiene adosada una cabaña más pequeña que servía de cocina-habitación para el pastor. Se localizan tanto en los alrededores de los pueblos como distribuidas por el territorio, unas veces de forma aislada y otras agrupadas en barrios de bordas. En las últimas décadas muchas han perdido su función inicial, siendo rehabilitadas como segunda residencia.

sustitución del ovino y caprino por el vacuno ha hecho que muchos bancales y, sobre todo, las *espuenas* se dejasen de pastar. En las últimas décadas, las fuentes de alimentación del ganado vienen de los pastos subalpinos durante el verano, mientras que el resto del año el ganado consume recursos del espacio agrícola o importados del exterior (Bovio Albasini, 2018). En 1981 tan sólo se mantenían en cultivo 298 ha (el 15%), la mayoría en la parte baja del valle, bien como cereales o bien como cultivos forrajeros (Lasanta Martínez, 1989); superficie que se mantiene parecida (315 ha en 2015), siendo insuficiente para la alimentación del ganado durante la estación fría, por lo que resulta necesario importar piensos del exterior (Bovio Albasini, 2018).

Figura 1. Área de estudio y modelos de campos en el espacio agrícola tradicional del Valle de Bestué.



Fuente: Lasanta *et al.* (2017a). Elaboración propia

La Figura 3 muestra alguno de los rasgos del paisaje cultural de bancales. El conjunto produce una sensación de obra acabada, cuidada y bella. Fajas y *espuenas* parecen esculpidas sobre una vertiente de fuerte pendiente del flysch eoceno, con alineación simétrica y paralela. Parcelas, por lo general, de dimensión modesta, auténticas longueras; campos estrechos y alargados colocados de forma longitudinal para

romper la pendiente y retener el suelo, y conectados por una red de caminos estrechos y pedregosos. La intervención humana le aporta un notable ordenamiento al paisaje, con las líneas regulares de los taludes que separan los bancales. El pueblo de Bestué, al fondo, y algún pequeño bosquete y árboles aislados completan el agradable cuadro de conjunto. Cuando se tomó la foto (septiembre de 1987), los bancales presentaban un verde impecable, por su uso como prados de siega o diente; en ambos casos eran campos visitados por el ganado en primavera y otoño, lo que ayudaba a mantener a raya la entrada de matorrales y resaltar el verde limpio de los prados, de tonalidad cambiante al paso de las nubes, el soplo de la brisa, el sesgo de los rayos solares.

Figura 2. Antiguas bordas y eras de trilla próximas al pueblo de Bestué.

Fotografía de Teodoro Lasanta; Fecha: 12-11-2018

Figura 3. Bestué desde el norte con su ladera occidental de bancales.

Fotografía de Teodoro Lasanta. Fecha: septiembre de 1987

En la ocupación tradicional del territorio nada fue dejado al azar, mostrando el paisaje una gestión minuciosa del espacio. Una buena muestra de ello es el equilibrio entre la explotación y conservación de los recursos tanto en la faja del bancal como en el talud de sujeción. En la faja se cultivaban cereales, para lo que era importante favorecer la infiltración del agua en unos casos y evitar la saturación del suelo en momentos de lluvias copiosas. Por ello, cada bancal tenía una red de acequias que dirigía el agua sobrante hacia barrancos externos. Los taludes herbosos eran pastados periódicamente por el ovino, distribuido en hatos de muy pocas cabezas para acomodar el pastoreo a la estrechez de las *espuenas*. El pastoreo y el dallado ocasional no solo perseguían la alimentación del ganado, sino también la formación de un césped denso que con sus raíces ayudaba a mantener en pie el bancal (Balcells, 1985). Los taludes también eran protegidos por algunos árboles "forrajeros" que se disponían a lo largo de las *espuenas*. Fresnos, álamos, abedules, robles, olmos y chopos, principalmente, se desmochaban en otoño (práctica conocida como *escamondeo*) para el consumo de sus hojas por el ganado (Gómez y Fillat, 1984). La Figura 4 muestra la evidencia de las podas plurianuales, lo que se refleja en troncos anchos y un gran muñón del que surgen ramas muy delgadas para la edad del árbol. En los días más crudos del invierno las hojas eran distribuidas al ganado, fundamentalmente al menor. Las cortezas de las ramas que dejaba el ovino y/o caprino eran aprovechadas por los conejos de corral. Los árboles cumplían, pues, dos funciones (alimentación del ganado y retención del suelo del bancal), a las que hay que añadir la mejora paisajística que el árbol introducía en una matriz de paisaje cultivado.

Figura 4. Ejemplar de fresno podado en el pasado para el consumo de sus hojas y ramas por el ganado.

Fotografía de Teodoro Lasanta. Fecha: 03-10-2018

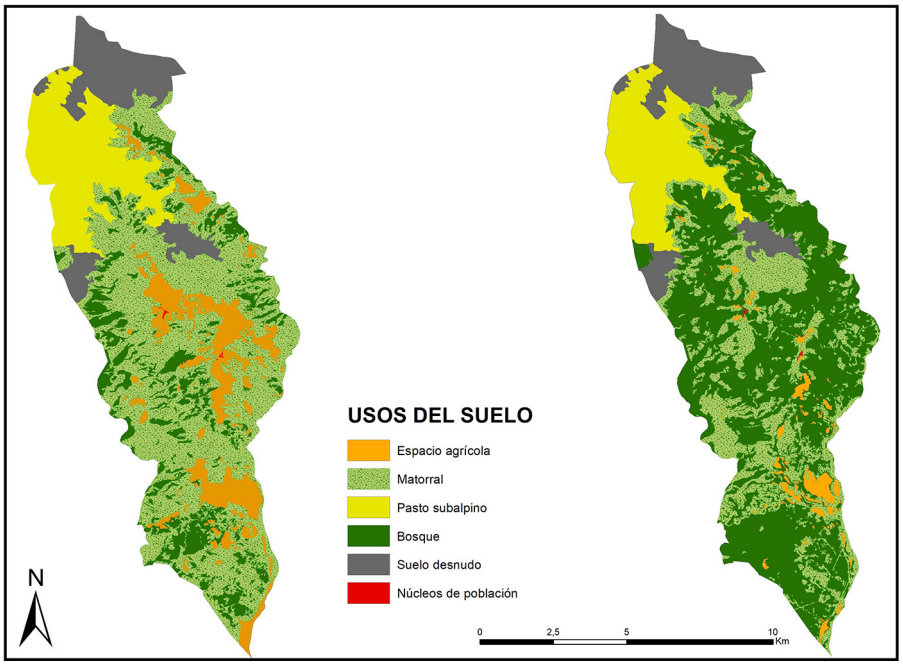
3.2. Revegetación y ocultación del paisaje cultural

La Figura 5 muestra los usos del suelo en 1956 y 2015. Se observa claramente el avance de los bosques, que han pasado de 1.368 ha a 4.863 ha entre ambas fechas, multiplicándose por 3,5 en 60 años. Por el contrario, disminuyen los matorrales (4.803 ha en 1956 y 2.467 ha en 2015) y el espacio agrícola (1.258 ha en 1956 y 315 ha en 2015). En el mapa de 2015 los cultivos (cereal, alfalfa y praderas polifitas) tan solo aparecen en la parte baja del valle, donde hay espacios mecanizables, y en pequeñas manchas en torno al pueblo de Puértolas, donde algunos bancales de faja más amplia y campos en pendiente se pueden trabajar con maquinaria agrícola. Los pastos subalpinos también pierden superficie (1.518 ha en 1956 y 1.298 ha en 2015), ya que matorrales y pinos avanzan hacia cotas más altas (Figura 6).

En definitiva, en 2015 tenemos un paisaje mucho más boscoso (ocupación del 48,7%) que en 1956 (13,7%). Salvo que se penetre en el bosque, la huella humana tan solo se observa ya en el 3,2% del terri-

torio, que es lo que ocupa el espacio agrícola, a lo que hay que añadir los cascos urbanos (0,03%); en el resto domina la naturaleza: bosques (48,7%), matorrales (24,7%), pastos (13%) y roca desnuda (10,4%).

Figura 5. Usos y cubiertas del suelo en el valle de Bestué (1956 y 2015)



El mapa de la izquierda corresponde a 1956 y el de la derecha a 2015

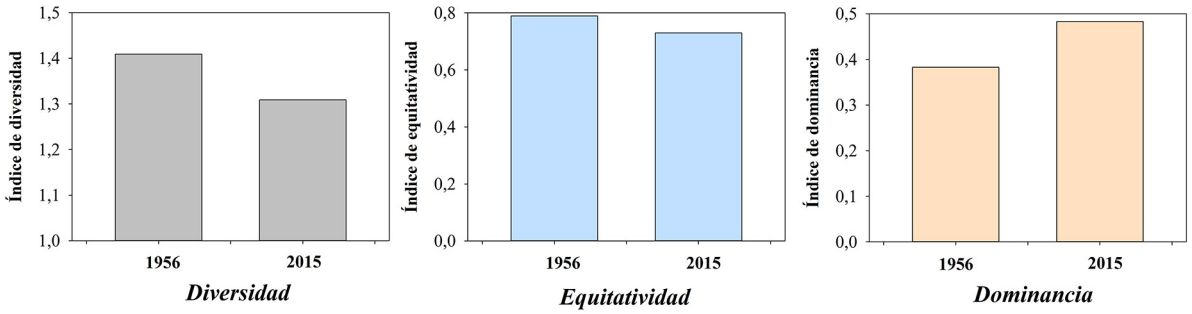
Fuente: Rubio-Balducci (2019). Elaboración propia

Figura 6. Los pinos progresan en altitud en la ladera sur de Plana Canal

Fotografía de Teodoro Lasanta. Fecha: 03-10-2018

Los cambios de usos del suelo han llevado a un paisaje mucho más homogéneo en 2015 que en 1956 (Figura 7). El índice de diversidad ha pasado de 1,409 a 1,309; el de equitatividad de 0,789 a 0,730 y el de dominancia de 0,383 a 0,483.

Figura 7. Índices de ecología del paisaje en el valle de Bestué (1956 y 2015)



Fuente: Rubio-Balducci (2019). Elaboración propia

4. Discusión de resultados

A lo largo del tiempo se fue moldeando el terreno, estableciendo imbricaciones entre naturaleza y construcciones humanas, consiguiendo un paisaje armónico, impregnado de utilidad y conocimientos de adaptación al medio, con el fin de sobrevivir a escaseces y problemas, al aislamiento y la autarquía de una economía casi de autosubsistencia y comunicaciones con el exterior complicadas. La sociedad realizó sobre laderas muy pendiente su obra más compleja: construir bancales que permitieron cultivar (y alimentar a la población local y al ganado estante) sin grandes riesgos durante siglos; de otra manera el suelo se habría erosionado muy rápidamente acabando con las posibilidades de supervivencia del grupo humano. Estos paisajes son la consecuencia de mucha experiencia y de continuas mejoras para aumentar la eficacia, a medida que se conocía mejor la complejidad del medio, y asegurar su conservación en el tiempo (García-Ruiz y Lasanta, 2018). Su construcción obedeció, pues, a una causa utilitarista: producir alimentos. Sin embargo, el resultado fue un paisaje excepcional de gran valor cultural.

Un párrafo escrito por Fernando Biarge (2009) en su libro: *Sobrarbe. Letra menuda* resalta el valor de este paisaje: "Tengo aún fresco en la memoria el recuerdo de los técnicos, uno alemán y otra luxemburguesa, que vinieron al Parque Nacional a inspeccionar la prórroga de la concesión del diploma europeo del Consejo de Europa, en 1998. Subiendo por la pista de Plana Canal, y ante el incomparable paisaje de los bancales de Bestué, mandaron parar el vehículo para observarlo con detenimiento y se produjo el siguiente diálogo: "¿Esto es Parque Nacional?". "No, es zona con núcleos de población, muy humanizada, y no tiene cabida en el Parque, que solo recoge espacios de naturaleza". "Pues sería importante cambiar de criterio. Permítanos decirle que Ordesa, Añisclo y Pineta, ya vistos, son magníficos, pero en Europa, sin duda, les podemos enseñar hasta treinta espacios iguales o mejores. Pero este paisaje es único. No existen ya aterrazamientos en montaña. Los hubo en la Selva Negra pero hace tiempo que desaparecieron. Y es difícil, además, encontrar esta perfección. ¡Piénselo!" (p. 218).

En numerosas ocasiones se ha puesto de relieve el alto valor cultural y estético de los paisajes tradicionales, especialmente en la montaña mediterránea (Gómez Moreno, 1989; Antrop, 1993; Sancho Comíns, Bosque Sendra y Moreno Sanz, 1993; Hunzinker, 1995; Farina, 2000; Heredia, Frutos y González-Hidalgo, 2013; Martínez Arnáiz, 2015, entre otros). En ellos domina la impronta humana, el modo de organización del espacio a lo largo del tiempo, con rasgos de la cultura de cada etapa histórica, de su nivel tecnológico y sistema socioeconómico; factores todos ellos determinantes en la transformación del territorio por las sociedades humanas para alcanzar la máxima eficacia posible y transmitir a las generaciones futuras un medio de vida (García-Ruiz y Lasanta, 2018). El paisaje que percibimos es, pues, el resultado de una doble interacción; por un lado, la combinación de los hechos físicos y hechos humanos; por otro lado, la superposición de escenarios temporales para transformar progresivamente el paisaje (Lasanta, 2012).

Habitualmente, es en los paisajes culturales (las laderas abancaladas son un buen ejemplo) donde se alcanza la mayor complejidad estructural, al superponerse la actuación antrópica a las factores físicos y ambientales. Ello ocurre especialmente en la montaña, donde la topografía accidentada y los microclimas introducen una gran diversidad geobotánica, lo que favorece un aprovechamiento discriminado por parte de los colectivos humanos (García-Ruiz, 1990). De esta forma se generan paisajes en mosaico, donde alternan bosques naturales con pastizales, campos de cultivo, prados, caminos y sendas, y pueblos y aldeas distribuidos por el territorio. Son estos paisajes tradicionales en mosaico los considerados más

diversos, claramente estructurados y ordenados, mientras que los nuevos paisajes, surgidos de la marginación socioeconómica y el abandono de tierras, se consideran más homogéneos y caóticos (Antrop, 1997; Jongman, 2002; Van Eatvelde y Antrop, 2003; Sitzia, Semenzato y Trentanovi, 2010). Taillefumier y Piégay (2003) señalan para los Prealpes, que sus paisajes se han simplificado, reduciéndose o incluso desapareciendo el mosaico de grano fino del paisaje tradicional, donde múltiples manchas convivían y requerían diferentes rutinas e interpretaciones, lo que dio lugar a un paisaje cultural; frente al paisaje tradicional, la homogeneización que caracteriza a los paisajes más actuales, con grandes extensiones de bosque y matorrales.

En las páginas precedentes se ha señalado que muchos de los bancales, que todavía en 1998 causaban admiración, están enmascarados debajo de los árboles. La Figura 8 lo pone también claramente de manifiesto. En la foto de la izquierda, los campos habían dejado de cultivarse con cereales (salvo dos parcelas en la parte inferior derecha) para ser utilizados como prados, unos de diente, otros de siega; todavía se observan claramente los límites de los campos, las fajas y *espuenas* están limpias. Biarge (2009) señala que hasta finales del siglo XX los bancales cumplieron una función importante en la alimentación del ganado. En la foto de la derecha muchos de los bancales están ocultos debajo de pinos, robles y fresnos. Buena parte del paisaje cultural ha sido desdibujado por la reforestación.

Figura 8. Cambios de usos y cubiertas del suelo en una ladera abancalada (1973-2018)

Fotografía de la izquierda: José María García Ruiz; año 1973. Fotografía de la derecha: Teodoro Lasanta; fecha: 03-10- 2018.

Cuando un campo se abandona se inicia un proceso de sucesión vegetal, muy condicionado por factores bióticos (disponibilidad de semillas, respuestas específicas de las especies, competencia-facilitación entre plantas), abióticos (clima, topografía, litología, fertilidad del suelo) y humanos (tiempo de abandono, gestión previa y posterior al abandono) (Bunce, 1991; Pueyo y Beguería, 2007; García-Ruiz y Lana-Renault, 2011). En el Pirineo se considera que el factor tiempo es fundamental, pasando la colonización vegetal por diferentes fases: pastizal, matorral, bosque claro (normalmente primero de pinos) y bosque denso (de *Quercus*, en la última fase) (García-Ruiz y Lana-Renault, 2011). Completar el ciclo puede llevar más de 100 años, siendo especialmente lento el paso de formaciones de matorral a un bosque claro. Lasanta, Nadal-Romero y Errea (2017b) señalan que en el Valle de Aísa (Pirineo Occidental Aragonés) se necesitan de 100 a 120 años para llegar a un bosque maduro de *Q. faginea*. En algunas laderas con suelos poco fértiles, y procesos de erosión activos y exposición solana, manchas aisladas de matorral pueden permanecer, de forma invariable, entre una matriz de suelo desnudo durante muchas décadas (Lasanta *et al.,* 2017b).

En el valle de Bestué, sin embargo, el proceso ha sido muy rápido, ya que en 20-30 años se ha pasado de campos abandonados cubiertos por herbáceas a un bosque maduro con *Q. faginea* como especie dominante (Figura 8). ¿Qué razones explican la rapidez de la reforestación? A falta de estudios más detallados tres factores lo justifican:

a) Las elevadas precipitaciones. La literatura científica pone el acento en el grado de humedad del suelo como un factor esencial en el ritmo de sucesión vegetal, siendo mucho más rápida en medios subhúmedos que en ambientes áridos y semiáridos (Bonet y Pausas, 2004; Poyatos, Latron y Llorent, 2003; García-Ruiz y Lana-Renault, 2011). Incluso en condiciones climáticas parecidas, diferencias relacionadas con la altitud y radiación solar pueden condicionar el ritmo de la reve-

getación. En este sentido, Peña-Angulo *et al.* (2019) han comprobado en Cameros Viejo (Sistema Ibérico, La Rioja) que las áreas de mayor altitud y las umbrías alcanzan antes la fase de bosque que las zonas bajas y solanas, como consecuencia de la mayor efectividad de las precipitaciones en las primeras. Vicente-Serrano, Lasanta y Cuadrat (2005) llegan a conclusiones parecidas en el Pirineo central. No obstante, sin los dos factores restantes, que señalamos a continuación, el proceso no habría sido posible.

b) La importante extensión ocupada por los bancales. Estos poseen suelos más profundos y fértiles que los campos en pendiente y las *articas*, impulsando la rápida penetración de herbáceas y matorrales, que generan un proceso de retroalimentación positiva que mejora la calidad del suelo, con el incremento de la materia orgánica y la biomasa microbiana, la disminución de la densidad aparente y una mayor estabilidad de agregados, lo que favorece mayores tasas de infiltración y humedad del suelo (Ruecker, Schad, Alcubilla y Ferrer, 1998; Zornoza *et al.*, 2009). Por otro lado, los bancales incrementan la retención del agua contribuyendo a evitar el estrés hídrico (Bellin, van Wesamael, Meerkert, Vanacker y Barbera, 2009).

c) La presencia de un banco de semillas en el lomo del bancal. Este hecho es un factor esencial para agilizar el proceso de sucesión secundaria, como han comprobado Pedroli, Pinto-Correia y Cornish (2006). En los bancales del Pirineo con talud de hierba y árboles la existencia de una cubierta vegetal ha sido fundamental para que en pocas décadas haya bosques maduros en muchas laderas abancaladas. Especial interés tiene la permanencia de árboles con alta facilidad para expandirse al servirse tanto de la germinación como del rebrote, como ocurre con los robles y avellanos, o con el serpenteo de los chopos. En el Valle de Bestué, al igual que en todo el Pirineo centro oriental de Huesca, era frecuente plantar árboles en los límites de los campos (Figura 9) para retener el suelo en las laderas y aprovechar hojas y ramas para la alimentación del ganado (Gómez y Fillat, 1984; Lisón Huguet, 1984). En este sentido, Creus *et al.* (1984) calcularon que cada fresno de hoja ancha (*Fraxinus excelsior*) producía 20 Kg de materia seca cada 4 años, con altos contenidos en calcio y magnesio, y bajos en lignina y celulosa, siendo su digestibilidad elevada.

Figura 9. Sector de una ladera, con el paisaje bastante conservado, en la que se puede observar la presencia de árboles en los márgenes de los campos

Fotografía de Teodoro Lasanta. Fecha: 03-10-2018

Los índices de ecología del paisaje muestran que éste ha perdido heterogeneidad y fragmentación, lo que acarrea la disminución de la diversidad y equitatividad e incremento de la dominancia. La pérdida de

heterogeneidad paisajística, y con ello el incremento de la homogeneidad y simplificación del paisaje, ha ocurrido en todas las montañas mediterráneas que han experimentado un proceso de revegetación ligado al abandono de tierras (Meeus, Wijermans y Vroon, 1990; Van Eetvelde y Antrop, 2003; Vicente-Serrano *et al.,* 2005; Errea *et al., 2007*; Vila Subirós, Ribas Palom, Varga Linde y Llausàs Pascual, 2009; Sitzia *et al.,* 2010; Heredia *et al.,* 2013, entre otros). Ello se explica porque los paisajes tradicionales, debido a su heterogeneidad y complejidad, requerían gran cantidad de energía para su mantenimiento; inversión que disminuye considerablemente, llegando a desaparecer en algunos enclaves del territorio, con el abandono de las actividades primarias y las tareas encaminadas a la conservación: limpieza de acequias, reparación de muretes, mantenimiento de *espuenas*,… (Balcells, 1998; Gutiérrez Teira, 1997).

Los cambios en la estructura del paisaje tienen importantes efectos sobre el suministro de servicios ecosistémicos a la sociedad. La bibliografía (Strijker, 2005; Moreno *et al.,* 2014; Bernués, Rodríguez-Ortega, Ripoll-Bosch y Alfner, 2014; Lasanta, 2019, entre otros) destaca entre los negativos: i) la disminución de la producción de agua en las cuencas de montaña, con consecuencias importantes en el abastecimiento de recursos hídricos en las áreas llanas adyacentes; ii) la pérdida de recursos pastorales, con embastecimiento de la hierba y matorralización; iii) el descenso de los niveles de biodiversidad, especialmente de la ligada a paisajes en mosaico; iv) el incremento de los incendios en relación con la mayor biomasa y la pérdida de elementos del paisaje que actuaban como cortafuegos (campos de cultivo, pastos, caminos,…); v) el incremento del riesgo de incendios, tanto por la acumulación de biomasa (extensas áreas de matorral y bosque) como por la degradación o pérdida del paisaje en mosaico, en el que las áreas de pastos y agrícolas actuaban de cortafuegos ayudando a controlar los incendios; y vi) la degradación de un paisaje cultural, con la pérdida de conocimientos y calidad estética que ello acarrea. De cara al interés de la población local del Pirineo destacan la pérdida de recursos pastorales y la degradación estética del paisaje, ya que acarrean consecuencias muy negativas para el desarrollo local al incidir en los dos motores socioeconómicos del Pirineo: la ganadería extensiva y el turismo (Lasanta, 2012).

La revegetación y homogeneización del paisaje puede tener algunos efectos positivos, entre los que hay que incluir la mejor conservación del suelo en relación con menores volúmenes de escorrentía y tasas de erosión, la mayor regulación de los recursos hídricos, la expansión de la fauna que requiere grandes espacios naturales, la mejora de la biodiversidad, al menos a corto y medio plazo, y el incremento del secuestro de carbono (Keesstra *et al.,* 2018; García-Llamas *et al.,* 2019; Pereira y Navarro, 2015).

Muchas de las laderas abancaladas del valle de Bestué están escondidas; ya no se divisan desde lejos. De cerca se comprueba el notorio deterioro que sufre este excepcional paisaje de bancales: muretes caídos y diferentes matorrales dominan el sotobosque. La dificultad para introducir la maquinaria agrícola y el abandono del pastoreo facilitó que este terreno, bien abonado en el pasado y regado por la generosidad de las lluvias de altitud, se haya vuelto casi selvático. Una triste degradación que le resta valor, presencia y prestancia a un paisaje único (Biarge, 2009). Sin embargo, aún quedan retazos de este paisaje para admirar; no solo en Bestué, sino también en otros muchos pueblos del Pirineo (Ceresuela, Revilla, Tella, Sercué, Bergua, Basarán, Cillas, Cortillas, Chisagüés…) y de las montañas mediterráneas españolas; un paisaje que en alguna medida sigue siendo un libro abierto, un compendio del aprovechamiento agrícola sostenible de la pendiente; un paisaje que debería mantenerse mediante su puesta en valor. Sólo los paisajes funcionales son sostenibles a medio y largo plazo (Kizos y Koulouri, 2006).

Un reto muy importante de cara al futuro es decidir cómo se gestionan los espacios abandonados, en especial los paisajes de alto valor cultural, ahora cubiertos por matorrales y bosques de sucesión. Sin embargo, sobre esta cuestión hay una importante controversia todavía no resuelta. Unos científicos defienden que la naturaleza siga su curso (*rewilding*), de forma que el paisaje cada vez sea más natural (Pereira y Navarro, 2015), mientras que otros plantean la necesidad de intervenciones moderadas en áreas seleccionadas del territorio, para recuperar el paisaje tradicional en mosaico y, con ello, cierta actividad económica y el nivel de biodiversidad que aportan los paisajes humanizados (Conti y Fagarazzi, 2005; Lasanta, Nadal-Romero y Arnáez, 2015).

En los territorios de larga tradición de intervención humana en la configuración del paisaje, como la montaña mediterránea, cabe preguntarse ¿si el abandono de las actividades primarias es la mejor opción para mejorar la biodiversidad y la sostenibilidad?, ¿o es preferible un manejo activo de los paisajes mediante actuaciones humanas livianas? Algunas posiciones científicas sólidas argumentan que, en paisajes culturales, es precisamente la actividad humana lo que aumenta la complejidad y la biodiversidad (Conti y Fagarazzi, 2005; Harrop, 2007, Bauer, Wallner y Hunzinker, 2009), mientras que el *rewilding* es la causa

de la homogeneización del paisaje, con la disminución de su diversidad y estética, así como de especies adaptadas a paisajes humanizados (MacDonald *et al.,* 2000; Otero *et al.,* 2015).

Una experiencia de intervención moderada se lleva a cabo en la montaña riojana desde 1986. En relación con ello, García-Ruiz *et al.* (2020) señalan que los gestores del territorio desbrozan matorrales en áreas seleccionadas (los campos abandonados más fértiles y accesibles), mientras que dejan que la sucesión natural siga su curso en el resto del territorio. La consecuencia es un paisaje en mosaico, donde alternan áreas de pasto, matorrales y bosques. Los mismos autores ponen de relieve que este paisaje es más sostenible, al mejorar el suministro de servicios ecosistémicos: mayor control de incendios, incremento de recursos hídricos, mejora de la biodiversidad, y elevado potencial de almacenamiento de carbono por el suelo, lo que contribuye a la lucha contra el cambio climático. Por otro lado, concluyen que es un paisaje más productivo, ya que aporta recursos pastorales, esenciales para el desarrollo de la ganadería extensiva y actua contra la despoblación, y de mayor atractivo para las actividades terciarias (García-Ruiz *et al.,* 2020). En este sentido, distintos estudios indican que un sector importante de la población tiene una valoración negativa del abandono por su contribución a la pérdida de paisajes en mosaico (Hunzinker, 1995; Benjamin, Bouchard y Domon, 2007; Bauer *et al.,* 2009). Otros autores subrayan que los paisajes culturales producen alimentos, contribuyen a la estructuración social, mantienen valores ambientales y son más atractivos para el turismo (Rescia, Pons, Lomba, Esteban y Dover, 2008; Vilá-Subirós *et al.,* 2009; Sayadi, González-Roa y Calatrava-Requena, 2009).

En el valle de Bestué todavía es posible mantener y/o recuperar algunas laderas abancalas (ver, por ejemplo, Figura 2, Figura 9 y Figura 10). Simplemente, hay que pastorearlas y eliminar matorrales (habitualmente de *Genista scorpius*) en bancales que han iniciado recientemente el proceso de sucesión vegetal, por lo que cubren poca superficie y su densidad es baja. Con ello, se controlaría el *rewilding* en algunos enclaves del territorio, lo que ayudaría a mantener retazos del paisaje en mosaico tradicional, no sólo como testimonio del paisaje cultural dominante hasta hace unas décadas sino también como apoyo a las actividades económicas (ganadería extensiva y turismo).

Figura 10. Ladera abancalada en las proximidades del pueblo de Bestué

Fotografía de Teodoro Lasanta. Fecha: 12-03-2019

5. Conclusiones

Los paisajes abancalados constituyen un patrimonio de gran riqueza en la montaña mediterránea. Representan la transformación minuciosa del territorio para maximizar la productividad en función de las necesidades de la población local durante siglos, e incluso en algunos lugares durante milenios.

En el valle de Bestué, los bancales ocuparon 1.312 ha (el 13,1% de la superficie del valle), una superficie muy amplia para las posibilidades agrícolas de las laderas. Se construyeron para alimentar a la población mediante el cultivo de cereales, a la vez que se aseguraba la conservación del suelo. Constituyen un ejemplo extremo de adaptación al cultivo en pendientes tratando de preservar el suelo y manejar adecuadamente la escorrentía. En las últimas décadas muchas laderas abancaladas se han abandonado, experimentado un proceso muy rápido de sucesión secundaria, que ha llevado a un paisaje de bosque maduro. Este ritmo de revegetación no es muy frecuente, explicándose en el Valle de Bestué por: i) la altitud a la que se encuentran los bancales, lo que hace que las precipitaciones sean abundantes y no haya estrés hídrico; ii) la elevada fertilidad de los suelos, como consecuencia de su profundidad y de su pasado ganadero, lo que permitió la fertilización del suelo, y iii) por la presencia de vegetación con árboles en los lomos de los bancales, que ha favorecido su rápida penetración en las fajas.

El paisaje de bancales aparece actualmente enmascarado debajo de los árboles. Hay que penetrar dentro del bosque para ver los contornos precisos de fajas y taludes, para admirar un paisaje adaptado a la necesidad de espacio cultivable con el fin de asegurar la supervivencia de sucesivas generaciones. La modernidad, con sus exigencias, dejó obsoletas estructuras que durante siglos habían asegurado la vida en la montaña. Muchos paisajes de bancales han desaparecido, pero aún quedan en nuestras montañas algunos recuperables.

En este trabajo se han aportado algunos argumentos para impulsar la conservación de paisajes abancalados, con el convencimiento de que pueden contribuir tanto al desarrollo local como al suministro de servicios ecosistémicos a la sociedad. En este sentido, se ha señalado que una intervención moderada, mediante el desbroce de matorrales en áreas seleccionadas, es una buena estrategia para el desarrollo sostenible de la montaña mediterránea. Por ello, las líneas de investigación en que se está trabajando, a partir de los proyectos LIFE MIDMACC y MANMOUNT, se encaminan a aportar información sobre la eficacia de las intervenciones moderadas en el territorio en el mantenimiento de paisajes culturales, a través de su funcionalidad ambiental (conservación del suelo, secuestro de carbono, producción de recursos hídricos, biodiversidad) y socioeconómica (desarrollo ganadero y turístico, fijación de población). Por otro lado, los resultados obtenidos hasta el momento han impulsado la creación de la Mesa pirenaica para la gestión del territorio aragonés[7], con el fin de recuperar paisajes en mosaico que contribuyan a controlar el riesgo de incendios y a la sostenibilidad de la ganadería extensiva.

Financiación

Este trabajo ha contado con el apoyo financiero del proyecto LIFE MIDMACC (LIFE18 CCA/ES/001099), financiado por la Unión Europea, y MANMOUNT (PID2019-105983RB-100/AEI/10.13039/501100011033), financiado por la Agencia Estatal de Investigación. Ha contado, además, con la ayuda del grupo de investigación "Procesos Geoambientales y Cambio Global" (E02_17R), financiado por el Gobierno de Aragón y la Fundación Social Europea.

Referencias

Agnoletti, M., Conti, L., Frezza, L. y Santoro, A. (2015). Territorial analysis of the agricultural terraced landscapes of Tuscany (Italy): Preliminary results. *Sustainability*, 7(4), 4564-4581. https://doi.org/10.3390/su7044564.

Antrop, M. (1993). The transformation of the Mediterranean landscapes: an experience of 25 years of observations. *Landscape and Urban Planning*, 24, 3-13. https://doi.org/10.1016/0169-2046(93)90076-P

Antrop, M. (1997). The concept of traditional landscapes as a base for landscape evaluation and planning. The example of Flandes Region. *Landscape and Urban Planning*, 38, 105-117. https://doi.org/10.1016/S0169-2046(97)00027-3

Asíns, S. (2007). Los aterrazamientos mediterráneos. Paradigma ambiental-agro-cultural. *Cuadernos de la Sostenibilidad y Patrimonio Natural*, 11, 81-91.

7 La Mesa pirenaica para la gestión del territorio aragonés surge en 2019 de una iniciativa de ADELPA (Asociación de entes locales del Pirineo aragonés) y la Diputación de Huesca con el fin de crear un paisaje en mosaico, mediante el desbroce de matorrales o quemas controladas y apoyo de la ganadería extensiva. En la Mesa están representados los municipios, sindicatos agrarios, asociaciones, ganaderos, Gobierno de Aragón y científicos (Universidad de Zaragoza e IPE-CSIC).

Balcells, E. (1985). *Ordesa-Viñamala.* Madrid: Monografías del MAPA/ICONA.

Balcells, E. (1988). *Apuntes sobre recursos naturales y utilización del territorio del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, Organismo Autónomo de Parques Nacionales.

Bauer, N., Wallner, A., Hunzinker, M. (2009). The change of European landscapes: human-nature relationships, public, attitudes towards rewilding, and the implications for landscape management in Switzerland. *Journal Environmental Management*, 90, 2910-2990. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.01.021

Bellin, N., van Wesamael, B., Meerkert, A., Vanacker, V. y Barbera, G.G. (2009). Abandonment of soil water conservation structures in Mediterranean ecosystems. A case study from south east Spain. *Catena*, 76, 114-121. https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.10.002

Benjamin, K., Bouchard, A. y 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

Bernués, A., Rodríguez-Ortega, T., Ripoll-Bosch, R. y Alfnes, F. (2014). Socio-cultural and economic valuation of ecosystem services provided by Mediterranean mountain agroecosystems. *PlosOne, 9*(7), e102479. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102479

Biarge, F. (2009). *Sobrarbe. Letra menuda.* Huesca: Diputación Provincial de Huesca.

Blanc, J.F. (1984). *Paysages et paysans des terrasses de l'Ardéche*. Le Cleylard, Annonay.

Bonet, A. y Pausas J. (2004). Species richness and cover along a 60-year chronosequence in old-fields of southeastern Spain. *Plant Ecology*, 174, 257-270. https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000049106.96330.9c

Bovio-Albasini, A. (2018). *Efectos paisajísticos y socioeconómicos del desarrollo turístico en el Pirineo: comparación entre el valle de Tena y el área de influencia del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. (Tesis Master). Universidad de Zaragoza. Recuperado de http://zaguan.unizar.es

Bunce, R.G.H. (1991). Ecological implications of land abandonment in Britain: some comparison with Europe. *Options Medierranéennes*, 15, 53-59.

Ceausu, S., Hofmann, M., Navarro, L.H., Carver, S., Verburg, P.H. y Pereira, H.M. (2015). Mapping opportunities and challenges for rewilding in Europe. *Conservation Biology*, *29*(4), 1017-1027. https://doi.org/10.1111/cobi.12533

Conti, G. y Fagarazzi, L. (2005). Forest expansion in mountain ecosystems: "environmentalist's dream" or societal nightmare?. *Planum*, 11, 1-20.

Creus, J., Fillat, F. y Gómez, D. (1984). El fresno de hoja ancha como árbol semisalvaje en el Pirineo de Huesca (Aragón). *Acta Biológica Montana*, 4, 445-454.

Daumas, M. (1976). *La vie rurale dans le Haut Aragon Oriental*. Madrid: Consejo Superior de Investigaciones Científicas.

Ejarque, A., Miras, Y., Riera, S., Palet, S. y Oregon, H.A. (2010). Testing micro-regional variability in the Holocene shaping of high mountain cultural landscapes: a palaeoenvironmental case-study in the Eastern Pyrenees. *Journal of Archaeological Science*, 37, 1468-1479. https://doi.org/10.1016/j.jas.2010.01.007

Errea, M.P., Arnaéz, J., Ortigosa, L., Oserín, M., Ruiz-Flaño, P. y Lasanta, T. (2007). Marginación y paisaje en una montaña submediterránea (1956-2001): El ejemplo de Camero Viejo (Sistema Ibérico, La Rioja). *Nimbus*, 19-20, 53-71.

European Commission (2005). *Agri-environment Measures: Overview on General Principles, Types of Measures, and Application*. Directorate General for Agriculture and Rural Development.

Farina, A. (2000). The cultural landscape as a model for the integration of ecology and economics. *BioScience*, 50, 313-320. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0313:TCLAAM]2.3.CO;2

García-Llamas, P., Geijzendorffer, L.R., García-Nieto, A.P., Calvo, L., Suárez-Seoane, S. y Cramer, W. (2019). Impact of land cover change on ecosystem services supply in mountain systems: a case study in the Cantabrian Mountains (NW Spain). *Regional Environmental Change*, 19, 529-542. https://doi.org/10.1007/s10113-018-1419-2

García-Novo, F. (2007). Los paisajes europeos en una cultura tecnológica. *Cuadernos de la Sostenibilidad y Patrimonio Natural*, 11, 22-39.

García-Ruiz, J.M. (Ed.) (1990). *Geoecología de las áreas de montaña*. Logroño: Geoforma Ediciones.

García-Ruiz, J.M. y Lana-Renault, N. (2011). Hydrological and erosive consequences of farmland abandonment in Europe, with special reference to the Mediterranean region – A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 140, 317-338. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.003

García-Ruiz, J.M. y Lasanta, T. (2018). El Pirineo aragonés como paisaje cultural". *Pirineos*, 173, e038. https://doi.org/10.3989/pirineos.2018.173005

García-Ruiz, J.M., Lasanta-Martínez, T., Nadal-Romero, E., Lana-Renault, N. y Álvarez-Farizo, B. (2020). Rewilding and restoring cultural landscape in Mediterranean mountains: Opportunities and challenges. *Land Use Policy*, 99(2020), 104850. https://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104850

García-Ruiz, J.M., Lasanta, T., Nadal-Romero, E., Lana-Renault, N. y Álvarez-Farizo, B. (2020). Rewilding and restoring cultural landscapes in Mediterranean mountains: opportunities and challenges. *Land Use Policy*, 99, 104850. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104850

García-Ruiz, J.M. y López-Bermúdez, F. (2009). *La erosión del suelo en España*. Zaragoza: Sociedad Española de Geomorfología.

Gómez, D. y Fillat, F. (1984). Utilisation du frêne como arbre fourrager dans les Pyrénées de Huesca. *Documents d'Ecologie Pyrénéenne*, 3-4, 481-489.

Gómez Moreno, M.L. (1989). *La montaña malagueña: un estudio ambiental y evolución de su paisaje*. Málaga: Servicio de Publicaciones de la Diputación Provincial de Málaga.

Gutiérrez Teira, A. (1997). *Cambios de uso del suelo y modelos de organización espacial de un paisaje de montaña mediterránea: El Valle de Lozoya (Sistema Central, Madrid)*. Madrid: Universidad Autónoma de Madrid.

Harrop, S.R. (2007). Traditional agricultural landscapes as protected areas in international law and policy. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 121, 296-307. https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.020

Heredia, A., Frutos, L.M. y González-Hidalgo, J.C. (2013). Diferencias en la evolución del paisaje entre dos municipios prepirenaicos (Alquézar y Valle de Lierp) durante la segunda mitad del siglo XX. *Pirineos*, 168, 77-101. https://doi.org/10.3989/Pirineos.2013.168005

Hunzinker, M. (1995). The spontaneous reafforestation in abandoned agricultural lands: perception and aesthetic assessment by local and tourists. *Landscape and Urban Planning*, 31, 399-410. https://doi.org/10.1016/0169-2046(95)93251-J

Jongman, R.H.G. (2002). Homogenisation and fragmentation of the Europe landscape: ecological consequences and solutions. *Landscape and Urban Planning*, 58(2-4), 211-221. https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00222-5

Keenleyside, C. y Tucker, G.M. (2010). *Farmland abandonment in the EU: an assessment of trends and prospects*. Report prepared for WWF. London: Institute for European Environmental Policy.

Keesstra, S., Nunes, J., Navara, A., Finger, D., Avelar, D., Kalantari, Z. y Cerdà, A. (2018). The superior effect of nature based solution in land management for enhancing ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 610-611, 997-1009. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.077

Kizos, T. y Koulouri, M. (2006). Agricultural landscape dynamics in the Mediterranean: Lesvos (Greece) case study using evidence from the last three centuries. *Environmental Science & Policy*, *9*(4), 330-342. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2006.02.002

Lasanta Martínez, T. (1989). *Evolución reciente de la agricultura de montaña: El Pirineo Aragonés*. Logroño: Geoforma Ediciones.

Lasanta, T. (2012). Los Pirineos: estrategias recientes de desarrollo y sus efectos paisajísticos y socioeconómicos. En I. Lasagabaster (Coord.), *Los Pirineos: Geografía, Turismo, Agricultura, Cooperación transfronteriza y Derecho* (pp. 68-80). Bilbao: Universidad del País Vasco.

Lasanta, T. (2019). Active management against shrubland expansion: seeking a balance between conservation and exploitation in the mountains. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, *45*(2), 423-440. http://doi.org/10-18172/cig.3726

Lasanta, T., Errea, P. y Nadal-Romero, E. (2017a). Traditional agrarian landscape in the Mediterranean mountains. A regional and local factor analysis in the Central Spanish Pyrenees. *Land Degradation & Development,* 28, 1626-1640. https://doi.org/10.1002/ldr.2695

Lasanta, T., Khorchani, M., Pérez-Cabello, F., Errea, P., Sáenz-Blanco, R. y 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.jenvman.2018.08.104

Lasanta, T., Nadal-Romero, E. y Errea, M.P. (2017b). The footprint of marginal agriculture in the Mediterranean mountain landscape: An analysis of the Central Spanish Pyrenees. *Science of the Total Environment*, 599-600, 1823-1836. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.092

Lasanta, T., Nadal-Romero, E. y Arnáez, J. (2015). Managing abandoned farmland to control the impact of re-vegetation on the environment. The state of art in Europe. *Environmental Science & Policy,* 52, 99-109. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.05.012

Lisón Huguet, J. (1984). Actividad agraria en una comunidad del Pirineo Aragonés Oriental: 2 Parte: El ciclo anual de atención al ganado. *Pirineos*, 122, 65-88.

MacDonald, D., Crabtree, J.R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Gutiérrez-Lazpita, J. y Gibon, A. (2000). Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *Journal Environmental Management*, *59*(1), 47-69. https://doi.org/10.1006/jema.1999.0335

Martínez Arnáiz, M. 2015. *Loras y Paramera de la Lora en Burgos. El incierto horizonte del desarrollo rural en un espacio de montaña media en recesión demográfica*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (Gobierno de España).

Meeus, J.H.A., Wijermans, H.P. y Vroon, M.J. (1990). Agricultural landscapes in Europe and their transformation. *Landscape and Urban Planning*, 18, 289-352. https://doi.org/10.1016/0169-2046(90)90016-U

Montserrat Recoder, P. (2009). *La cultura que hace el paisaje*. Estella: Fertilidad de la Tierra.

Moreno, M.V., Conedera, M., Chuvieco, E. y Pezzatti, G.B. (2014). Fire regime changes and major driving forces in Spain from 1968 to 2010. *Environmental Science Policy*, 37, 11-22. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.08.005

Navarro, L.M. y Pereira, H.M. (2012). Rewilding abandoned landscape in Europe. *Ecosystems*, 15(6), 900-912. https://doi.org/10.1007/s10021-012-9558-7

Otero, I., Marull, J., Tello, E., Diana, G.L., Pons, M., Coll, F. y Boada, M. (2015). Land abandonment, landscape, and biodiversity: questioning the restorative character of the forest transition in the Mediterranean. *Ecology and Society, 20*(2). https://doi.org/10.5751/ES-07378-200207

Palang, H., Helmfrid, S., Antrop, M. y Alumäe, H. (2005). Rural landscapes: past processes and future strategies. *Landscape and Urban Planning*, 70, 3-8. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.10.001

Pedroli, B., Pinto-Correia, T. y Cornish, P. (2006). Landscape –what's is in? Trends in European landscape science and priority themes for concerted research. *Landscape Ecology*, 21, 421-430. https://doi.org/10.1007/s10980-005-5204-5

Peña-Angulo, D., Khorchani, M., Errea, P., Lasanta, T., Martínez-Arnáiz, M. y Nadal-Romero, E. (2019). Factors explaining the diversity of land cover in abandoned fields in a Mediterranean mountain area. *Catena*, 181, 104064. https://doi.org/10.1016/jcatena.2019.05.010

Pereira, H.M. y Navarro, L. (Eds.) (2015). *Rewilding European Landscapes*. https://doi.org/10.1007/978-3-319-12039-3

Poyatos, R., Latron, J. y Llorens, P. (2003). Land use and land cover change after agricultural abandonment –the case of a Mediterranean mountain area (Catalan Pre-Pyrenees). *Mountain Research and Development*, *23*(4), 362-368. https://doi.org/10.1659/0276-4741(2003)023[0362:LUALCC]2.0.CO;2

Pueyo, Y. y Beguería, S. (2007). Modelling the rate of secondary succession after farmland abandonment in a Mediterranean mountain area. *Landscape and Urban Planning*, 83, 245-254. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.04.008

Rescia, A.J., Pons, A., Lomba, I., Esteban, C. y Dover, J.W. (2008). Reformulating the social-ecological systems in a cultural rural mountain landscape in the Picos de Europa región (Northern Spain). *Landscape and Urban Planning*, 88, 23-33. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.08.001

Rubio-Balducci, P. (2019). *Natural vegetation succession after land abandonment: a soil carbon comparison in the Central Spanish Pyrenees* (Tesis-Master). Universidad de Ámsterdam.

Ruecker, G., Schad, P., Alcubilla, M.M. y Ferrer, C. (1998). Natural regeneration of degraded soils and site changes on abandoned agricultural terraces in Mediterranean Spain. *Land Degradation & Development*, 9, 179-188. https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-145X(199803/04)9:2<179::AID-LDR276>3.0.CO;2-R

Sancho Comins, J., Bosque Sendra, J. y Moreno Sanz, F. (1993). Crisis and permanence of the traditional Mediterranean landscape in the central región of Spain. *Landscape and Urban Planning*, 23, 155-166. https://doi.org/10.1016/0169-2046(93)90065-L

San Miguel-Ayanz, A.R., Pérea-García-Calvo, R. y Fernández-Olalla, M. (2010). Wild ungulates vs extensiva livestock. Looking back to face the future. *Options Méditerranéennes*, A, 92, 27-34.

Sayadi, S., González-Roa, M.C. y 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

Shannon, C.E. y Weaver, W. (1962). *The mathematical theory of communication*. Illinois: University of Illinois.

Sitzia, T., Semenzato, P. y Trentanovi, G. (2010). Natural reforestation is changing spatial patterns of rural mountain and hill landscapes. A global overview. *Forest Ecology and Management*, 259, 1354-1362. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.048

Soulé, M. y Noss, R. (1998). Rewilding and biodiversity: Complementary goals for continental conservation. *Wild Earth*, 8, 19-29.

Strijker, D. (2005). Marginal lands in Europe –causes of decline. *Basic Applied Ecology*, 6, 99-106. https://doi.org/10.1016/j.baae.2005.01.001

Taillefumier, F. y Piégay, H. (2003). Contemporary land use changes in Prealpine Mediterranean mountains: a multivariate GIS-based approach applied two municipalities in the Southern French Preapls. *Catena*, 51, 267-296. https://doi.org/10.1016/S0341-8162(02)00168-6

Tandaric, N. (2015). Towards a general theory of landscape systems: the integration of the geoecological and bioecological approaches. *Miscellanea Geographica*, *19*(1), 29-34. https://doi.org/10.2478/mgrsd-2014-0028.

Van Eatvelde, V. y Antrop, M. (2003). Analyzing and functional changes of traditional landscapes – two examples fron Southern France. *Landscape and Urban Planning*, *67*(1-4), 79-95. https://doi.org/10.1016/S0169-2016(03)00030-6

Vicente-Serrano, S.M., Lasanta, T. y Cuadrat, J.M. (2005). Analysis of the spatial and temporal evolution of vegetation cover in the Spanish Central Pyrenees. The role of human management. *Environmental Management*, *34*(6), 802-818. https://doi.org/10.1007/s00267-003-0022-5

Vila Subirós, J., Ribas Palom, A. Varga Linde, D. y Llausàs Pascual, A. (2009). Medio siglo de cambios paisajísticos en la montaña mediterránea. Percepción y valoración social del paisaje en la alta Garrotxa. *Pirineos*, 164, 69-92. https://doi.org/10.3989/pirineos.2009.v164.30

Zornoza, R., Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Srew, K.M., Arcenegui, V. y Mataix-Beneyto, J. (2009). Changes in soil microbial community structure following the abandonment of agricultural terraces in mountain areas of Eastern Spain. *Applied Soil Ecology*, 42, 315-323. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.05.011