



# 7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

**Gestión del monte: servicios  
ambientales y bioeconomía**

26 - 30 junio 2017 | Plasencia  
Cáceres, Extremadura

---

---

7CFE01-255

---

---

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales  
Plasencia. Cáceres, Extremadura. 26-30 junio 2017  
ISBN 978-84-941695-2-6

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

## Selección de leguminosas pratenses para la mitigación y adaptación al cambio climático en la dehesa

HERNÁNDEZ-ESTEBAN, A.<sup>1\*</sup>, LÓPEZ-DÍAZ, M.L.<sup>1</sup>, CÁCERES Y.<sup>1</sup>, JUÁREZ E.<sup>1</sup> y MORENO, G.<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> Instituto de investigación de la Dehesa (INDEHESA). Universidad de Extremadura. Plasencia (España)

\*anaherest@unex.es

### Resumen

En el contexto actual de cambio climático, la implantación de praderas permanentes ricas en leguminosas está ganando importancia por su capacidad para incrementar la calidad de los pastos, mejorar el suelo y reforzar la capacidad de secuestro de carbono en el sistema. Todo ello permite mantener un balance de carbono más positivo en los pastos, haciendo de la dehesa un sistema más rentable económicamente y más resiliente frente al cambio climático. Este estudio evalúa la persistencia y adaptación de las mezclas de leguminosas al microhábitat que generan los árboles en los sistemas silvopastorales y su efecto a medio y largo plazo en la biodiversidad, la fertilidad del suelo y en el resto de especies pascícolas. El análisis de los resultados extraídos del estudio de siete dehesas extremeñas permite afirmar que, con la fertilización fosfórica adecuada, la riqueza en leguminosas incrementó con el tiempo y biodiversidad del conjunto del pasto se mantuvo. La calidad nutritiva de gramíneas y otras especies adventicias mejoró con la presencia de las leguminosas, cuya persistencia es variable según las especies consideradas. El contenido de carbono en el suelo se incrementó sensiblemente de forma lineal.

### Palabras clave

Efecto sombra, interacción árbol-pasto, resiliencia, secuestro de carbono, sistemas agroforestales.

## 1. Introducción

Los sistemas agroforestales extensivos encuentran su mejor representación en España en la dehesa, siendo Extremadura una de las comunidades autónomas con mayor representación, con más de un millón y medio de hectáreas. La dehesa surge como consecuencia de la actividad humana, empeñada en arrebatar tierras al bosque y poder destinarlas a un pastizal que alimente a la cabaña ganadera (PENCO, 1992). También a la producción y extracción de muchos de los productos tradicionales no madereros, que, además de importantes para un gran número de personas, son en gran parte responsables del mantenimiento de los valores de diversidad global y acumulación de carbono en los bosques (LAMB, 1993; SÁNCHEZ, 1995).

La presencia de árboles (principalmente de especies del género *Quercus*) y arbustos en la dehesa permite la cosecha de leña y corcho y la producción de carbón y picón (PLIENINGER et al., 2003; MORENO & PULIDO 2009). A estas producciones habría que añadir un gran número de externalidades ambientales positivas como una alta biodiversidad, servicios paisajísticos y culturales, capacidad de acumular agua, fijación de CO<sub>2</sub> y disminución del riesgo de incendios (CAMPOS et al., 2013).

En la dehesa, los pastizales son una de las producciones que se han transformado más rápidamente y en menos período de tiempo. Destaca en los mismos una desigual distribución de las producciones a lo largo del año, con un máximo en primavera, con el 60-80% de la producción total. En verano y en invierno, la producción es nula, y los animales tienen que ver su alimentación suplementada con piensos, lo que hace que se encarezca la producción. Debido a esas limitaciones, en los años 70-80 del pasado siglo se produjo una gran transformación de los pastizales, con la introducción de nuevas especies de pratenses, fundamentalmente leguminosas. Éstas se eligen por su productividad y calidad y, sobre todo, por su capacidad de fijar nitrógeno atmosférico para

incorporarlo al suelo, desempeñando un papel fundamental en el suministro de nitrógeno a los pastos (JOHNSON et al., 2003; BOWMAN et al., 2004) y al ecosistema, que depende casi en exclusiva de la simbiosis leguminosas-*Rhizobium* junto con los aportes orgánicos del ganado, debido al elevado precio de los fertilizantes químicos.

Este aporte de N por parte de las leguminosas favorece el rápido crecimiento de las gramíneas. De esta forma, y gracias también al pastoreo, se produce una evolución anual complementaria de gramíneas y leguminosas en los pastos de la dehesa, que a su vez influye en la variabilidad anual de las producciones. Por tanto, el manejo silvopastoral y la implantación de praderas de leguminosas podría permitir reducir los costes económicos de estas plantaciones y optimizar las funciones ambientales y servicios ecosistémicos de la dehesa, así como contribuir a la mitigación y adaptación al cambio climático.

El problema fundamental de las siembras actuales es que se realizan con especies y variedades foráneas, no adaptadas al clima ni a las condiciones edáficas mediterráneas, pero, sobre todo, son especies en las que no ha sido comprobada convenientemente su adaptación a la sombra y competencia del arbolado, y que suponen una gran inversión económica de la que no se obtienen rendimientos proporcionales. Es esencial aumentar el conocimiento existente en el ámbito de la intensificación ecológica, sobre todo con la tendencia actual a una mayor aridez de la región mediterránea. Se trata de realizar una selección de las mezclas de pratenses, especialmente leguminosas, adecuadas para fines silvopastorales, por tanto, que resistan a las condiciones de sombra impuestas por el arbolado, que soporten la presión del ganado, y que además tengan una elevada capacidad de autorresiembrado en las condiciones más adversas del clima mediterráneo que ocurren principalmente en la época estival, caracterizada por las altas temperaturas y la elevada aridez.

Respecto al efecto del arbolado en el estrato herbáceo, algunos autores han mostrado un efecto positivo en la producción (MORENO, 2008), estado nutritivo (CUBERA et al., 2009) o la composición, referida a un mayor número de especies vivaces bajo su copa (PUERTO, 1992). Sin embargo, la naturaleza de la interacción entre el árbol y el pasto puede variar entre años y zonas en función de la disponibilidad de agua (MORENO 2008; GEA-IZQUIERDO et al., 2009). Así, se ha mostrado un efecto más negativo del arbolado en la producción de pasto en los años de menor pluviometría, a pesar de la separación existente entre sus sistemas radiculares (MORENO et al., 2005). En todo caso, hay aún mucha información por obtener en este ámbito. Más concretamente, existe la necesidad de mejorar los conocimientos sobre los efectos de facilitación y competencia de los árboles con las diferentes especies que se utilizarán para mejorar la calidad de los pastos y la productividad en los sistemas agroforestales.

Además de lo anterior, es importante mencionar la, hasta el momento escasa consideración de la implantación de las leguminosas como una contribución a la mitigación de cambio climático (TEXEIRA, 2010) a través de la reducción del uso de combustibles fósiles en la gestión de las explotaciones o en la alimentación del ganado. Aunque en el presente estudio, la referencia sea hacia la contribución de las mismas al secuestro de carbono en los suelos, es importante señalar que la cantidad de CO<sub>2</sub> asimilada por las leguminosas en sus raíces y nódulos puede compararse o incluso superar al CO<sub>2</sub> que se genera en la producción de los fertilizantes nitrogenados (JENSEN et al., 2012). Otros trabajos concluyen que, pese a que los bosques han sido tradicionalmente considerados como mayores fijadores de carbono que las praderas, determinadas siembras pueden presentar resultados contrarios (GANUZA y ALMENDROS, 2003).

La hipótesis inicial de este trabajo es que la implantación de praderas permanentes ricas en leguminosas mantiene los niveles de biodiversidad local (alfa) a medio plazo y fortalece la capacidad de secuestro del carbono del sistema, así como la mejora de la calidad nutritiva del resto de las especies pratenses y del suelo.

## 2. Objetivos

Los objetivos principales de este trabajo son evaluar el cambio en los niveles de biodiversidad de los pastos de la dehesa tras la implantación de praderas permanentes ricas en leguminosas, valorar la evolución de la cobertura y la persistencia de las leguminosas implantadas con la edad y cuantificar el contenido de carbono en el suelo y su evolución a lo largo del tiempo. Todos estos factores se evalúan en los dos hábitats considerados (bajo y fuera de la copa del arbolado) en siete dehesas extremeñas (ver Tabla 1).

## 3. Metodología

Tabla 1. Localización, años de siembra, elevación y coordenadas geográficas (ETRS89) de las diversas fincas y parcelas.

FINCA	AÑO DE SIEMBRA	TÉRMINO MUNICIPAL	ELEVACIÓN	X	Y
ATOQUEDO	2010	TORREJÓN EL RUBIO	352	-5,92619	39,77937
	2011		371	-5,94063	39,77008
	2012		384	-5,93426	39,75851
	2013		384	-5,93136	39,75772
	2014		373	-5,93687	39,76737
	CONTROL		366	-5,94672	39,77175
LAS CAÑAS	2002	ALBURQUERQUE	264,94	-6,82936	39,29541
	2011		275	-6,82446	39,28565
	2005		315,10	-6,82825	39,27860
	CONTROL		275,35	-6,82673	39,28636
LA CIERVINA	2005	MONROY	372,93	-6,13201	39,71075
	2011		378,41	-6,12465	39,71969
	2014		354,88	-6,12401	39,71774
	CONTROL		414,81	-6,1365	39,70421
LA CABRA	2005	HIGUERA LA REAL	702,40	-6,73642	38,18582
	2007		673,53	-6,70881	38,18081
	2008		639,42	-6,73415	38,18493
	2013		633,40	-6,72531	38,19309
	CONTROL		668,19	-6,71163	38,17894
LAS CASILLAS	2002	VALENCIA DE ALCÁNTARA	432,86	-7,14763	39,49743
	2007		422,66	-7,15329	39,49415
	2012		471	-7,15215	39,49056
	2014		439,18	-7,14723	39,48947
	CONTROL		366,02	-7,11063	39,49978
LA VILLA	2003	PORTEZUELO	369,70	-6,47858	39,84956
	2010		400,02	-6,45452	39,83519
	2015		431,91	-6,45311	39,82514
	CONTROL		414,68	-6,45244	39,83249
VALDELACASA	2002	MALPARTIDA DE PLASENCIA	274,50	-5,95000	39,96057
	2003		277,22	-5,95189	39,95875
	2014		288,55	-5,96122	39,95839
	2015		302,49	-5,95806	39,93969
	CONTROL		284,58	-5,95966	39,95585

El estudio se llevó a cabo en la primavera de 2016 en siete fincas extremeñas en las cuales se realizó una mejora de pastos en diferentes parcelas y años (ver Tabla 1) con una mezcla de semillas de la empresa FERTIPRADO con una dosis de 20 kg/ha. La implantación de las siembras en cada finca se realizó en años diferentes, teniendo una cronosecuencia global de 2002 a 2015. La mezcla de semillas se compone de: *Trifolium subterraneum* (61%) (incluyendo las subespecies *brachycalycinum* y *yaninnicum*) y otras legumbres forrajeras como: *T. michelianum* var *balansae* (7%), *T. vesiculosum* (3%), *T. resupinatum* (6%), *T. incarnatum* (8%), *Ornithopus sativus* (12%) y *T.*

*glanduliferum* (3%). Se definen dos microhábitats claramente diferenciados en un sistema silvopastoral: bajo copa y fuera de copa.

En cada una de las parcelas de distinta edad de siembra de las diferentes fincas se colocaron 12 jaulas de exclusión (1x1 m), seis de ellas bajo las copas y el resto en el área fuera de copa (> 20 m de distancia) para permitir la medida de la producción de pasto y un estudio exhaustivo de la composición botánica a través del corte de un cuadrado de 50cm x 50cm en las zonas excluidas del ganado. En todas las fincas se estableció una parcela control en la que no se había realizado siembra. Esta información se complementó con inventarios botánicos a través de transectos al azar en los dos hábitats considerados, en los cuales se recogió una planta cada metro, obteniendo así 208 plantas por edad de siembra (104 bajo copa and 104 fuera de copa) en 8 transectos de 25 m de longitud.

También se tomaron ocho muestras de suelo (en una profundidad de 0 a 15 cm) en las diferentes edades de siembra de cada finca (en el transcurso de los transectos botánicos) y se analizaron las mismas en fracciones de 250 mg de tierra fina para el estudio de sus contenidos de Nitrógeno y Carbono a través del método Dumas en analizador DUMATHERM® Gerhardt. Se procede del mismo modo con 150 mg de las gramíneas y otras especies recolectadas en el inventario botánico para su análisis de nitrógeno.

Los valores de nitrógeno y carbono en el suelo se analizaron estadísticamente con R software (R development Core Team) para comparar edades y hábitats utilizando modelos lineales mixtos (LMMs), incluyendo la finca como factor aleatorio. Los niveles de biodiversidad se estimaron con el modelo de Chao (2005) con el software EstimateS (COLWELL, 2016).

#### 4. Resultados

El modelo mixto utilizado para el estudio de la biodiversidad mostró que no existen diferencias significativas en cuanto a la evolución de la biodiversidad en función de la edad ( $p=0,840$ ), del hábitat ( $p=0,782$ ) ni en la interacción edad\*hábitat ( $p=0,474$ ). Esto se traduce positivamente en el ámbito ambiental, puesto que, pese a introducir una mezcla de especies alóctonas, no se observa un efecto invasivo ni un menoscabo de los niveles de biodiversidad iniciales.

Evaluando los niveles de cobertura de leguminosas con el paso del tiempo, destaca la presencia de *Trifolium stellatum* y *T. incarnatum* bajo copa, por lo que a priori podrían considerarse dos especies candidatas para futuras selecciones de especies dirigidas a la mejora de pastos en sistemas agroforestales mediterráneos. Considerando ambos microhábitats (copa y fuera de copa) globalmente, las especies más abundantes fueron *Trifolium subterraneum*, *Ornithopus compressus*, *T. michelianum*, *T. striatum* y *T. glomeratum*, debido en gran parte a su elevada capacidad de autorresiembrado en las dehesas ibéricas, caracterizadas por un mosaico de sombra impuesta por árboles intercalados y una moderada presión ganadera (0,5 unidades ganaderas ha<sup>-1</sup>).

Respecto a los niveles de carbono en el suelo, los valores confirman una tendencia positiva y significativa con la edad de siembra ( $p<0,001$ ) obteniéndose mayores contenidos de carbono acumulado en los suelos en las parcelas con mayor antigüedad de siembra (Figura 1). Algunas fincas alcanzaron niveles más notables de carbono que el resto, encontrando, además, diferencias significativas en cuanto al contenido de carbono entre los dos hábitats estudiados ( $p<0,001$ ), bajo y fuera de copa, con valores más altos en el primero. Las diferencias entre fincas se atribuyen a diferencias en el manejo de las mismas, al tipo de ganado presente, pero sobre todo a la propia naturaleza del suelo (textura y pH).

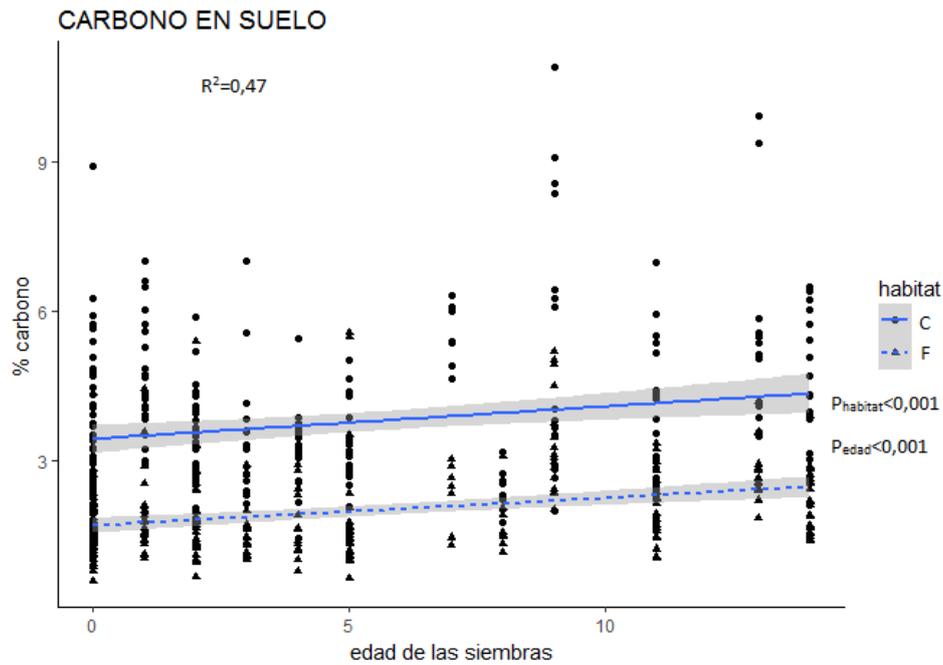


Figura 1. Evolución del contenido de carbono total en el suelo a lo largo del tiempo. En la leyenda, se diferencian los dos hábitats considerados (C=bajo copa y F=fuera de copa).

Si nos referimos al aumento de la calidad nutritiva que la presencia de leguminosas supone a lo largo del tiempo al resto de las especies pratenses, tras analizar el porcentaje de nitrógeno total presente en las muestras de pasto, se observa de nuevo una tendencia positiva y significativa ( $p < 0,05$ ) en el incremento de nitrógeno tanto en las gramíneas como en el resto de especies muestreadas respecto a la edad de siembra. (Figura 2).

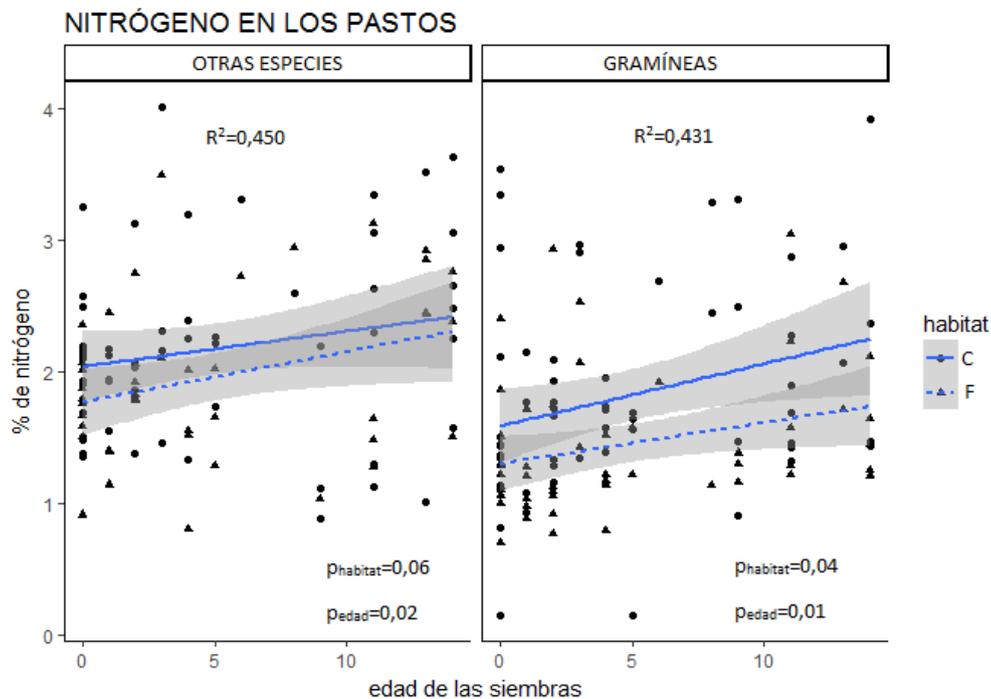


Figura 2. Evolución del contenido de nitrógeno en las gramíneas y otras especies a lo largo de la cronosecuencia estudiada. En la leyenda, se diferencian los dos hábitats considerados (C=bajo copa y F=fuera de copa).

## 5. Discusión

A través de este trabajo se comprobó que el mantenimiento de los niveles de biodiversidad tras la implantación de las praderas permanentes ricas en leguminosas es un hecho a medio plazo, estando cada vez más valorado y considerado como un importante pilar para el desarrollo sostenible (IAASTD 2009; DAVIES et al., 2009). Este mantenimiento en el número de especies se debe a la biofertilización del suelo que realizan las leguminosas al establecerse y también a la biofertilización por la inoculación de cepas específicas de *Rhizobium*.

Este mantenimiento de la biodiversidad en las siete fincas estudiadas es un hecho relevante teniendo en cuenta debates actuales acerca de la posibilidad de que la introducción de praderas intensifique el riesgo de invasión de determinadas especies (DRISCOLL et al., 2014). En este estudio, al igual que en otras experiencias llevadas a cabo en Portugal (PROENÇA et al., 2015), no se observa ningún comportamiento invasivo en las mezclas implantadas, ni hay constancia de ello desde los primeros pastos ricos en leguminosas implantados hace más de 30 años (PROENÇA et al., 2015). Se concluye así que los cultivos introducidos no compiten por los recursos en medios ácidos oligotróficos (los propios de la dehesa en Extremadura).

Se calcula que el flujo de nitrógeno proveniente de la fijación biológica se encuentra entre 139-170 toneladas de nitrógeno anuales (PAUL, 1988; BALDANI et al., 1997). Es difícil dar un valor exacto debido a la importante variabilidad entre climas, suelos y métodos de cálculo, pero es innegablemente una cifra indicativa de la importancia de la fijación biológica en el ciclo global del N. Se considera que, de este total, sobre el 80% pertenece a la fijación de las leguminosas.

Los resultados obtenidos en nuestro estudio muestran que, tras la implantación de los pastos ricos en leguminosas, la cobertura de las mismas (nativas y sembradas) aumenta, y con ellas la fijación de nitrógeno, lo cual permite afirmar la conveniencia del cultivo y el mantenimiento de este sistema, basado en la fijación simbiótica de N<sub>2</sub> por las leguminosas. Esta afirmación coincide con los resultados de algunas experiencias previas en fincas donde se estima que aproximadamente la mitad del N disponible provenía de fijación simbiótica de leguminosas comestibles, forrajera y abonos verdes (PEOPLES et al., 2009). En estas experiencias ya se obtuvieron resultados que indicaban que las leguminosas implantadas, además enriquecer el suelo, contribuían a otros servicios ecosistémicos como el incremento de la biodiversidad (PEOPLES et al., 2009). En nuestro estudio se comprueba que el efecto de las leguminosas en la fijación de nitrógeno tiene a su vez un efecto positivo sobre las especies de gramíneas que conviven con ellas de lo que se deduce directamente que, el aumento de la calidad de los pastos con la implantación siembras ricas en leguminosas se manifiesta, por un lado, con el aumento de la cobertura de leguminosas, y con ello, de proteína bruta y, además, por el aumento del contenido proteico de las especies nativas. Actualmente, explotar el potencial de la fijación simbiótica de las leguminosas a través de su implantación en las mezclas comerciales en las praderas es un objetivo, puesto que supone además una menor necesidad de aplicación de fertilizantes (FUSTEC et al., 2010), reducción de las emisiones de CO<sub>2</sub> debidas a la fabricación y síntesis de los mismos (NIEDER & BENBI, 2008), disminución de la huella de carbono de los productos agrícolas (GAN et al., 2011), mejora la adaptabilidad de los sistemas de producción al cambio climático (IAASTD 2009) y desarrolla potencialmente una mayor resiliencia del sistema al estrés biótico y abiótico (PADULOSI et al., 2002).

En el ámbito de la fijación de carbono, los resultados obtenidos demuestran una tendencia positiva a lo largo del tiempo en el conjunto de las fincas estudiadas, estando esta tendencia avalada por numerosos estudios disponibles en la bibliografía (CONANT et al., 2001; FREIBAUER et al., 2004; SINDHOJ et al., 2006). De forma teórica, el potencial biológico de secuestro de carbono en agricultura en tierras europeas (EU-15) con laboreo mínimo puede llegar hasta 90-120 Mt CO<sub>2</sub> equivalente área<sup>-1</sup>, aunque de forma realista se estima que, estos suelos pueden secuestrar del orden de 16-19 Mt CO<sub>2</sub> equivalente área<sup>-1</sup>, estableciendo unos límites en sistemas con manejo de siembras de entre 0,8 y 2,6 t CO<sub>2</sub> hectárea<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (FREIBAUER et al., 2004). Conviene señalar el efecto positivo que el

pastoreo de las siembras implantadas ejerce sobre el secuestro de carbono, encontrándose mayores fijaciones en zonas pastoreadas que no pastoreadas (REEDER, J.D, SCHUMAN, G.E, 2002), Con todo ello, podemos afirmar que el secuestro de carbono en suelos es una estrategia con consecuencias eminentemente positivas ya que, el incremento de C mejora la calidad del suelo, incrementa la estabilidad de los agregados y la resistencia a la erosión, aumenta la capacidad de retención de agua y nutrientes, la actividad biológica y la biodiversidad de los organismos del suelo (ROBERT, 2001).

## 6. Conclusiones

Los niveles de biodiversidad alfa de las especies pratenses se mantienen similares a los de las parcelas control con la implantación de praderas ricas en leguminosas. El efecto positivo de la implantación se manifiesta también con el incremento de la cobertura de leguminosas en las fincas. Además de las especies introducidas con la siembra, las especies de leguminosas nativas también incrementan su presencia, lo que se explica por la mejora del suelo provocada por las especies sembradas y por la inoculación de *Rhizobium*.

El contenido de carbono acumulado en el suelo muestra una tendencia positiva y significativa con la edad tanto bajo como fuera de copa, lo cual resalta la importancia de considerar este tipo de manejo de siembras de leguminosa como una forma efectiva de favorecer la resiliencia de los sistemas agroforestales en el escenario actual de cambio climático. A esto, debe sumársele la reducción en el uso de los fertilizantes nitrogenados sintéticos y las consiguientes emisiones de CO<sub>2</sub> de su fabricación.

El manejo silvopastoral y la implantación de praderas de leguminosas podría permitir reducir los costes económicos y optimizar las funciones ambientales y servicios ecosistémicos de la dehesa, así como contribuir a la mitigación y adaptación al cambio climático. Con objeto de optimizar la rentabilidad de las praderas ricas en leguminosas en la dehesa, debe tenerse en cuenta el comportamiento de las diferentes especies y variedades en presencia de arbolado, utilizando especialmente especies que muestren buen comportamiento bajo copa como *Trifolium stellatum* y *T. incarnatum*.

## 7. Agradecimientos

Este trabajo es una contribución al proyecto europeo 7FP AGFORWARD (No. 613520) y ha sido parcialmente financiado por la “Fundación Tatiana Pérez de Guzmán el Bueno”, Madrid.

## 8. Bibliografía

BALDANI, J.I; CARUSO, L; BALDANI, V.L.D; GOI, S.R; DÖBEREINER, J; 1997. Recent advances in BNF with non-legumes plants. *Soil Biol Biochem* 29 911-922.

BEDOUSSAC, L; JOURNET, E.P; HAUGGAARD-NIELSEN, H; NAUDIN, C; CORRE-HELLOU, G; STEEN JENSEN, E; PRIEUR, L; JUSTES, E; 2015. Ecological principles underlying the increase of productivity achieved by cereal-grain legume intercrops in organic farming. A review. *Agron Sustain Dev* 35 911-935.

BOWMAN, A.M; SMITH, W; PEOPLES, M.B; BROCKWELL, J; 2004. Survey of the productivity, composition and estimated inputs fixed nitrogen by pastures in central-western New South Wales. *Aust J Exp Agric* 44 1165-1175.

CAMPOS, P; HUNTSINGER, L; OVIEDO, JL; STARRS, P.F; DÍAZ, M; STANDIFORD, R.B; MONTERO, G; 2013. Mediterranean Oak Woodland Working Landscapes. Dehesas of Spain and Ranchlands of California, vol 16. Landscape Series- Springer. New York.

- COLWELL, R.K; 2016. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples, Version 9.1.0. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS/>. Último acceso 26 Marzo 2017.
- CONANT, R.T; PAUSTIAN, K; ELLIOTT, E.T; 2001. Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbón. *Ecol Appl* 11 (2) 343–355.
- CUBERA, E; NUNES, J; MADEIRA, M; GAZARINI, L; 2009. Influence of *Quercus ilex* trees on herbaceous production and nutrient concentrations in southern Portugal. *J Plant Nutr Soil SC* 172 565-571.
- CHAO, A; 2005. Species richness estimation. En: BALAKRISHNAN, N; READ, C.B; VIDAKOVIC, B. (eds): *Encyclopedia of statistical sciences* 7909–7916, Wiley, New York.
- DAVIES, B; BAULCOMBE, D; CRUTE, I; DUNWELL, J; GALE, M; JONES, J; PRETTY, J; SUTHERLAND, W; TOULMIN, C; 2009. Reaping the benefits: science and the sustainable intensification of global agriculture. Royal Society. London.
- DRISCOLL, D.A; CATFORDA, J.A; BARNEYE, J.N; HULME, P.E; INDERJIT; MARTINA, T.G; PAUCHARDI, A; PYŠEK, P; RICHARDSON, D.M, RILEY, S; VISSERM V (2014) New pasture plants intensify invasive species risk. *Proc Natl Acad Sci USA* 111(46) 16622–16627.
- FREIBAUER, A; ROUNSEVELL, M.D.A; SMITH, P; VERHAGEN, J; 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122 1-23.
- FUSTEC, J; LESUFFLEUR, F; MAHIEU, S; CLIQUET, J.B; 2010. Nitrogen rhizodeposition of legumes. *Agron Sustain Dev* 30 57–66.
- GAN, Y.T; LIANG, C; HAMEL, C; CUTFORTH, H; WANG, H; 2011. Strategies for reducing the carbon footprint of field crops for semiarid areas - a review. *Agron Sustain Dev* 31 643–656.
- GANUZA, A; ALMENDROS, G; 2003. Organic carbon storage in soils of the Basque Country (Spain): The effect of climate, vegetation type and edaphic variables. *Biol Fert Soils* 37 154–162.
- GEA-IZQUIERDO, G; MONTERO, G; CAÑELLAS, I; 2009. Changes in limiting resources determine spatio-temporal variability in tree-grass interactions. *Agroforest Syst* 76 375-387.
- IAASTD 2009. International Assessment of Agricultural Knowledge, Science and Technology for Development. Global Report. [http://apps.unep.org/publications/pmtdocuments/Agriculture%20at%20a%20crossroads%20-%20Synthesis%20report-2009Agriculture\\_at\\_Crossroads\\_Synthesis\\_Report.pdf](http://apps.unep.org/publications/pmtdocuments/Agriculture%20at%20a%20crossroads%20-%20Synthesis%20report-2009Agriculture_at_Crossroads_Synthesis_Report.pdf). Último acceso 26 Marzo 2017.
- JENSEN, E.S; PEOPLES, M.B; BODDEY, R.M; GRESSHOFF, P.M; HAUGGAARD-NIELSEN, H; ALVES, B.J.R; MORRISON, M.J; 2012. Legumes for mitigation of climate change and the provision of feedstock for biofuels and biorefineries. A review. *Agron Sustain Dev* 32(2) 329-364.
- JOHNSON, I.R; LODGE, G.M; WHITE, R.E; 2003. The sustainable grazing systems pasture model: description, philosophy and application to the SGS National Experiment. *Aust J Exp Agric* 43 711-728.
- LAMB, R; 1993. More than wood. *Forestry Topics Report* 4 6-52, FAO Forestry Department.
- MORENO, G; OBRADOR, J.J; CUBERA, E; DUPRAZ, C; 2005. Fine root distribution in Dehesas of Central-Western Spain. *Plant Soil* 277 153–162.

- MORENO, G; 2008. Response of understory forage to multiple tree effects in Iberian dehesas. *Agr Ecosyst Environ* 123, 239–244.
- MORENO, G; PULIDO, F.J; 2009. The functioning, management and persistence of Dehesas. En: RIGUEIRO-RODRIGUEZ, A; MCADAM, J; MOSQUERA-LOSADA M.R. (eds): *Agroforestry in Europe, current status and future prospects*. Vol, 6 127–160. Springer. Heidelberg.
- NIEDER, R; BENBI, D.K; 2008. Carbon and Nitrogen transformations in soils. En: NIEDER, R; BENBI, D.K (eds.): *Carbon and nitrogen in the terrestrial environment*. 137-159, Springer, Heidelberg.
- PADULOSI, S; HODGKIN, T; WILLIAMS, J.T; HAQ, N; 2002. Underutilized crops: trends, challenges and opportunities in the 21st century, En: ENGELS J.M.M; RAMANATHA RAO, V; BROWN A.H.D; JACKSON M.T (eds.): *Managing plant genetic resources*. 323–338. CAB International, Wallingford.
- PAUL, E.A; 1988. Towards the year 2000: directions for future nitrogen research. En: WILSON, J.R (ed) *Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems*, 417-425, CAB International, Wallingford, UK.
- PENCO, A.D; 1992. Aproximación a la dehesa extremeña, Diputación Provincial de Badajoz. 180. Badajoz.
- PEOPLES, M.B; HAUGGAARD-NIELSEN, H; JENSEN, E.S; 2009. The potential environmental benefits and risks derived from legumes in rotations. En: EMERICH, D.W, KRISHNAN, H.B (eds): *Nitrogen fixation in crop production*, 349–385. American Society of Agronomy. Madison.
- PLIENINGER, T; PULIDO F.J; KONOLD, W; 2003. Effects of land use history on size structure of holm oak stands in Spanish dehesas: implications for conservation and restoration. *Environ Conserv* 30 61–70.
- PROENÇA V, AGUIAR C, DOMINGOS T; 2015. Highly productive sown biodiverse pastures with low invasión risk. *Proc Natl Acad Sci USA* 112 E1695
- PUERTO, A; 1992. Síntesis ecológica de los productores primarios, En: GÓMEZ-GUTIÉRREZ J.M, (ed) *El libro de las dehesas salmantinas*. 583-632, Junta de Castilla-León, Salamanca.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM; 2011. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R, *Found. Stat. Comput*, 1, 409, R.
- REEDER J.D; SCHUMAN G.E; 2002. Influence of livestock grazing on C sequestration in semi-arid mixedgrass and short-grass rangelands. *Environ pollut* 116 457–463.
- ROBERT, M; 2001. Soil carbon sequestration for improvement land management. FAO, World Soil Resources Report n° 96. Rome.
- SÁNCHEZ, P.A; 1995. Science of agroforestry. *Agroforest Syst* 30:5-55.
- SINDHOJ, E; ANDRÉN, O; KÄTTERER, T; GUNNARSSON, S; PETTERSSON, R; 2006, Projections of 30-year soil carbon balances for a semi-natural grassland under elevated CO<sub>2</sub> based on measured root decomposability, *Agr Ecosyst Environ* 114 360-368.
- TEXEIRA, R.F.M; 2010. Sustainable Land Uses and Carbon Sequestration: The Case of Sown Biodiverse Permanent Pastures Rich in Legumes. PhD. Tesis doctoral. Universidade Técnica De Lisboa.