

Juan F. GALLARDO LANCHO (Coord.)

MATERIA ORGÁNICA EDÁFICA Y CAPTURA DE CARBONO EN SISTEMAS IBEROAMERICANOS

RED POCAIBA

**Red Iberoamericana
de Física y Química Ambiental**

<www.sifyqa.org.es>

Editores de este volumen:

Materia orgánica de suelos y sedimentos:
M. BELÉN TURRIÓN NIEVES y FELIPE GARCÍA OLIVA

Residuos sólidos orgánicos:
GERARDO C. DÍAZ TRUJILLO y ENGRACIA MADEJÓN RODRÍGUEZ

Cuantificación y Captura de Carbono:
FELIPE GARCÍA OLIVA y M. BELÉN TURRIÓN NIEVES

**SOCIEDAD IBEROAMERICANA DE FÍSICA Y QUÍMICA AMBIENTAL
SALAMANCA (ESPAÑA)**

ÍNDICE

<i>Presentación</i>	25
<i>Prólogo</i>	27

I Parte

MATERIA ORGÁNICA DE SUELOS Y SEDIMENTOS

<i>Pérdida y recuperación de la materia orgánica edáfica en Córdoba (R. Argentina). H. P. Apezteguía y R. Sereno</i>	33
<i>Fraccionamiento y acumulación de carbono orgánico en tres suelos volcánicos degradados de México. A. Báez Pérez, C.I. Hidalgo Moreno, F. Matus Baeza, C. Prat y J. D. Etchevers Barra</i>	61
<i>Caracterización de materia orgánica humificada en los sedimentos del cauce de la cuenca Matanza-Riachuelo (Argentina). M. Bargiela y A. Fabrizio de Iorio</i>	81
<i>Impacto del reemplazo de pastizales por plantaciones de «Eucalyptus grandis» en el carbono edáfico en Vertisoles de Argentina. M. García, O. A. Bachmeier y A. Rollán</i>	103
<i>Nitrogen Mineralisation and CO₂ evolution from «Arachis pintoii» residues in an acid soil (Brasil). B. Valles de la Mora y G. Cardisch</i>	117

II Parte

RESIDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS

<i>Aprovechamiento agronómico de residuos de almazaras (alperujos): impacto en la movilidad y persistencia de herbicida terbutilazina. A. Albarrán, A. López-Piñeiro, D. Cabrera y D. Peña</i>	135
<i>Evaluación del uso agrícola de lodos de plantas de tratamiento de aguas servidas de la ciudad de Santiago de Chile. S. González Martineaux, R. Ruiz Schneider y F. Tapias Flores</i>	153

<i>Compostagem: A reciclagem da maior parte dos resíduos urbanos (Brasil).</i> A. Marco da Silva e S. Donini Mancini	169
---	-----

<i>Efectos de la relación C/N y el contenido de humedad sobre la eficiencia del compostaje en reactores a escala banco-laboratorio.</i> A. R. Prono, C. A. Martín y M. J. Mazzarino.....	193
--	-----

III Parte

CUANTIFICACIÓN Y CAPTURA DE CARBONO

<i>Estudio diacrónico del carbono orgánico del suelo en diferentes agrosistemas mexicanos.</i> M. Fuentes, J. Etchevers, C.I. Hidalgo, F. de León, L. Dendooven y B. Govaerts	215
---	-----

<i>El uso potencial del modelo RothC-26.3 en inventarios nacionales de carbono orgánico del suelo en México.</i> L. González Molina, J. D. Etchevers Barra, F. Paz Pellat y J. M. González Camacho	229
--	-----

<i>Cuantificación de carbono en el suelo y en el matillo en pinares y rebollares del Norte de España.</i> C. Herrero, F. Bravo y M. B. Turrión	249
--	-----

<i>Estoque de carbono em solos com diferentes coberturas (São Paulo, Brasil).</i> A. Marco da Silva, R. Custódio Urban, L. A. Manfré, R. Martins Carvalho e P. Barbosa de Camargo	267
---	-----

<i>Efecto del uso del suelo sobre el contenido de carbono del horizonte edáfico superficial y de la hojarasca en dos zonas del centro-norte de la península Ibérica.</i> M. B. Turrión, F. Lafuente, R. Mulas, O. López y C. Ruipérez	281
---	-----

CUANTIFICACIÓN DE CARBONO EN EL SUELO Y EN EL MANTILLO EN PINARES Y REBOLLARES DEL NORTE DE ESPAÑA

Celia Herrero, Felipe Bravo y M.^a Belén Turrión

Instituto Universitario de Investigación y Gestión Forestal Sostenible. ETSIIAA. Universidad de Valladolid. Avda. Madrid, 44. Palencia, 34071 (España). <chdeaza@pvs.uva.es>; <fbravo@pvs.uva.es>; <bturrión@agro.uva.es>.

Resumen: El suelo de los ecosistemas forestales es uno de los mayores depósitos de C del Planeta. Numerosos estudios han cuantificado el contenido de C en diferentes masas arbóreas, estudiando los principales factores de influencia y determinando una gran variabilidad a nivel regional y estatal. Sin embargo, la importancia del contenido de C edáfico en el total del ecosistema puede ayudarnos a evaluar la fertilidad natural del suelo y planificar su gestión.

Para conocer el contenido de C en el suelo y en el mantillo de los pinares y rebollares de la comarca de “Páramos y Valles” del Norte de España se planteó un dispositivo de muestreo de 48 puntos. El contenido de C en el mantillo fue evaluado en cada punto, mientras el contenido en el suelo a dos profundidades (0-30 cm y 30-60 cm).

Los resultados principales indican que el contenido de C en el suelo de los pinares y rebollares hasta -60 cm de profundidad fue similar (53,0 y 60,3 Mg C ha⁻¹, respectivamente), mientras el contenido en el mantillo fue significativamente mayor en los pinares (13,7 Mg C ha⁻¹) que en los rebollares naturales (5,4 Mg C ha⁻¹). Sin embargo, en el rebollar el C del suelo destaca por su relevancia, ya que supone el 84 % del total fijado en el ecosistema. El C en el suelo se correlacionó positivamente con la precipitación anual y la presencia de rebollo en el rodal. Estos datos son de especial relevancia en el contexto actual de cambio climático, pues sirven de referencia para detectar cambios en las propiedades de los suelos.

Palabras clave: Pinus, Quercus pyrenaica, fijación de C.

Quantification of Carbon in mineral soil and forest floor in Pinus plantations and Oak stands of Northern Spain.

Abstract: Forest ecosystem soil is one of the major C sinks of the Planet. Many studies have quantified the amount of C fixed in different forest ecosystems, studied the main influential factors, and determined that great variability existing at regional and national levels. The importance of soil C in the ecosystem as a whole can help us evaluate natural soil fertility and make for the best management plans.

To ascertain the C content in the forest floor and mineral soil in Pinus spp. plantations and oak stands in the North of Spain, 48 plots were established.

The forest floor was analyzed at each point and two depths (0-30 cm and 30-60 cm) were selected to evaluate the C content in the mineral soil.

The soil C content in the pine plantations and oak stands was similar (53.0 and 60.3 Mg C ha⁻¹, respectively), while the C content in the forest floor was significantly higher in pine (13.7 Mg C ha⁻¹) than in oak stands (5.4 Mg C ha⁻¹). Nevertheless, the soil C content in the oak stands is very important because it represents 84 % of the total C in the forest ecosystem. Soil C correlated positively with annual precipitation and presence of oak in the stand. In the current context of climate change, this information is relevant because it can help detect soil property changes.

Key words: Pinus, Quercus pyrenaica, C sequestration.

INTRODUCCIÓN

Los suelos de los ecosistemas forestales son un reservorio importante del CO₂ atmosférico (Wit *et al.*, 2006). La capacidad de los suelos para acumular y estabilizar C orgánico ha recibido una gran atención los últimos años debido a la posibilidad de ver en qué medida el incremento en el contenido de CO₂ atmosférico podría ser compensado por políticas de reforestación o determinadas prácticas selvícolas y de gestión (Rovira y Vallejo, 2003).

Numerosos estudios han determinado el contenido de C en suelos de ecosistemas forestales de todo el mundo (Jobbagg y Jackson, 2000; Oostra *et al.*, 2006; Van Miegroet *et al.*, 2007). Se han analizado distintas perspectivas tales como la comparación entre diversos usos del suelo y de manejo (Covaleda *et al.*, 2009; Ordóñez *et al.*, 2008) o el efecto de la gestión forestal y las actividades selvícolas en el contenido total de C secuestrado (Johnson y Curtis, 2001; Zerva *et al.*, 2005; Nordborg *et al.*, 2006). Otros estudios han cuantificado el contenido de C del suelo en masas de castaño (*Castanea sativa* Miller.) de la región Oeste de la Península Ibérica (Gallardo y González, 2004; González y Gallardo, 2007), en repoblaciones de *Pinus radiata* en el País Vasco (Latorre, 2003), en Galicia (Pérez-Cuadrado *et al.*, 2007), o en rebollares del Sistema Central (Turrión *et al.*, 2009).

En España las repoblaciones de coníferas (fundamentalmente del género *Pinus*) juegan un papel importante no sólo por la superficie que ocupan, sino por las funciones y servicios que prestan a la sociedad. La superficie repoblada entre los años 1940 y 1980 asciende a 3,2 millones de hectáreas, de los cuales casi la mitad corresponden a repoblaciones donde las especies *Pinus nigra*, *P. pinaster* y *P. sylvestris* son las especies principales o dominantes. La mayoría de las repoblaciones de estas tres especies, monoespecíficas o mixtas, se encuentran actualmente en fase de exclusión de fustes, caracterizadas por una fuerte competencia y, en algún caso, en la fase de recuperación del sotobosque. Algunas de estas repoblaciones suponen sólo una etapa en el proceso de restauración de otros tipos de bosques de mayor interés, mientras que otras podrán perpetuarse en nuevos ciclos de bosque de la

misma especie. Los objetivos iniciales de estas repoblaciones (recuperación de la cubierta vegetal, protección del suelo, producción de madera, *etc.*) se están cumpliendo en su mayor parte, además de suplir otras demandas más recientes que se han creado sobre estos montes, como producción de hongos, refugio de fauna o zona de esparcimiento.

Por otra parte, en la Península Ibérica se encuentra la parte más significativa de la distribución mundial del rebollo (*Quercus pyrenaica* Willd.) cubriendo unas 600.000 hectáreas de superficie. Sus masas han sido tradicionalmente dedicadas al pastoreo y a la producción de leñas y carbón debido a su notable aptitud para el rebrote de cepa y de raíz. Sin embargo, la sustitución de estos productos por combustibles fósiles ha hecho que sus masas hayan sido abandonadas en su gestión por su escaso rendimiento económico. Actualmente estas masas tienen una densidad muy elevada, existiendo fenómenos de estancamiento en el crecimiento y puntisecado, presentando, en muchos casos, una gran acumulación de biomasa por hectárea.

En la situación actual de cambio global en que se encuentra nuestro Planeta cobra cada vez más importancia el conocimiento del funcionamiento de los ecosistemas, entre otros, de los flujos de energía, agua, carbono y nutrientes. Son estos flujos los que mantienen la estabilidad estructural y funcional. Por lo tanto, si queremos entender y predecir el cambio en un ecosistema forestal y su influencia sobre ecosistemas adyacentes es básico conocer su funcionamiento (Bosco *et al.*, 2004).

La variabilidad espacial marcada por las distintas especies forestales (Hagen-Thorn *et al.*, 2004) y las características dasométricas de las masas (Jandl *et al.*, 2002) determinan diferentes propiedades del suelo, importantes para evaluar la potencialidad de secuestro de C de una región y planificar su manejo y conservación (Gallardo y González, 2004). Para considerar la variabilidad espacial de estos factores hay que inventariar los recursos edáficos, entre ellos el contenido de C a una escala útil de gestión sobre la cual proyectar las tendencias de cambio. Por ello, el objetivo de este trabajo es caracterizar las propiedades del suelo y determinar el contenido de C total en los suelos y en el mantillo de los pinares de repoblación y de los rebollares naturales a nivel regional, en la comarca “Páramos y Valles” del Norte de la provincia de Palencia (España).

MATERIAL Y MÉTODOS

Area de estudio

La zona de estudio se localiza en la comarca natural “Páramos y Valles” palentinos, formada por la Vega de Saldaña, La Valdavia, La Ojeda y Boedo. “Páramos y Valles” es la comarca nexo de unión entre las altas cumbres de la Montaña Palentina y las extensas llanuras de la Tierra de Campos (Fig. 1), teniendo una altitud media entre los 800 y 1000 metros s.n.m. y ocupando una superficie

total de 186.642 ha. El paisaje se caracteriza por ser un terreno intermontañoso, ondulado, formado por una serie de altos páramos y amplios valles.

En cuanto al clima el carácter de zona de transición entre la Montaña y Tierra de Campos refleja una pequeña influencia atlántica y las características propias del área mediterránea, por lo que se clasifica como Mediterráneo templado húmedo, con una temperatura media anual de 10,7 °C y una precipitación media anual de 630 mm a⁻¹ (Fig. 1).

La superficie forestal (61.570 ha), representa un 33 % del área total de la comarca. La vegetación natural de esta comarca está formada por montes bajos de roble melojo (*Quercus pyrenaica* Willd.), junto con algunas encinas (*Q. ilex* L.) y quejigo (*Q. faginea* Lam.) en las zonas de mayor aridez. El ecosistema típico de esta zona ha sido transformado por diversas alteraciones como extracciones de leña, incendios, pastoreo, roturaciones del monte para uso agrícola y ganadero y, sobre todo, por repoblaciones forestales iniciadas mayoritariamente en la década de los años sesenta. Acompañando a estas especies se encuentran también álamos y olmos, más arbustos como brezos, escobas, rosales silvestres, majuelos, endrinos o aulagas. Los pinares de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.), negral (*P. pinaster* Ait.) y laricio (*P. nigra* Arn.) son repoblaciones que fueron establecidas para frenar la degradación de los suelos y para la protección contra la erosión de las laderas y cárcavas en la década de los años sesenta y que, en la actualidad, cubren más del 41 % del área arbolada. En los últimos 15-20 años las repoblaciones han sido intervenidas mediante clareos y claras. Estas repoblaciones (junto con los rebollares naturales) constituyen el 97 % de la superficie forestal de la comarca, por lo que representan los ecosistemas típicos de la zona de estudio (Herrero *et al.*, 2010). Geológicamente dominan los depósitos de conglomerados y fangos miocénicos, junto a formaciones de tipo raña originadas en el Plioceno y Pleistoceno. Sobre esta base geológica, se encuentran suelos de los órdenes *Ultisol*, *Inceptisol*, *Alfisol* y, en menor medida, *Entisol* (Soil Survey Staff, 2006).

Diseño de muestreo

El muestreo se llevó a cabo en 48 parcelas de estudio en los que se tomaron muestras de suelo a dos profundidades (0-30 cm y 30-60 cm) y del mantillo superficial sobre la superficie del suelo (Forsee, 2005). Las 48 parcelas de muestreo fueron seleccionadas de la red de parcelas del Inventario Forestal Nacional (IFN) dentro del área de estudio. Las parcelas del IFN se encuentran distribuidas a lo largo de todo el territorio del Estado Español en una malla de muestreo de un kilómetro de lado (DGCN, 1996) sobre superficies forestales previamente delimitadas por el mapa forestal español (MFE50). Se escogieron 48 parcelas objeto de estudio (Fig. 1) teniendo en cuenta que estuvieran repartidas por toda la superficie de la comarca y considerando la especie dominante del rodal (área basimétrica de la especie principal ≥ 90 %). Se establecieron 31 parcelas en pinares de repoblación y 17 en rebollares naturales situados entre las coordenadas UTM [(344000; 4690000) y (400000; 4740000)].

En el climodiagrama, T^a es la temperatura media anual, en (°C) y P_{anual} es la precipitación media anual en mm.

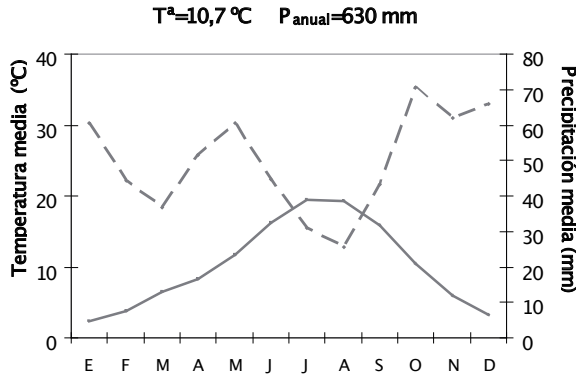


Figura 1. Localización del área de estudio en España. En detalle la comarca “Páramos y Valles” palentinos, donde está representada el área forestal y la ubicación de las parcelas muestreadas categorizadas por el tipo de ecosistema que definen (replantaciones de *Pinus* spp. y rebollares naturales).

Las variables dasométricas y de sitio de las 48 parcelas fueron calculadas con los datos del IFN. Las parcelas del IFN son de radio variable con cuatro subparcelas de radios 5, 10, 15 y 25 m donde se mide a partir de un diámetro mínimo inventariable de 7,5, 12,5, 22,5 y 42,5 cm respectivamente (Vallejo y Villanueva, 2002). En los árboles inventariados así seleccionados (pies mayores) se midió el diámetro normal (dbh) y la altura total (ht). Los detalles de la recogida de datos y métodos de muestreo del IFN pueden consultarse en DGCN (1996; 2006). Con estos datos se calcularon las siguientes variables dasométricas [densidad total (D_i , número de pies ha^{-1}); área basimétrica de la parcela (G_i , $m^2 ha^{-1}$); densidad y área basimétrica de cada una de las especies que configuran la parcela (D_i e G_i , en pies ha^{-1} y $m^2 ha^{-1}$, donde i es cada especie arbórea de la parcela); diámetro medio cuadrático (dg, cm) y altura dominante (Hdom, m)]. Por su parte, las variables de sitio [altitud (m s.n.m), pedregosidad (%), pendiente (%) y orientación] también fueron obtenidas de la base de datos del IFN. Por otra parte, las variables climáticas de cada parcela de muestreo [precipitación anual (P_{anual} , mm) y temperatura máxima, media y mínima (Tmax, Tmedia, Tmin, respectivamente, °C)] y la radiación ($10 kJ m^{-2} día^{-1} \mu m^{-1}$) fueron obtenidas del atlas climático digital de la Península Ibérica (Ninyerola *et al.* 2005). Las principales características dasométricas obtenidas en cada tipo de ecosistema se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Principales características de las masas forestales estudiadas.

Tipo de ecosistema		Densidad _i (pies ha^{-1})	G_i ($m^2 ha^{-1}$)	dg (cm)	Hdom (m)
<i>Pinus spp.</i>					
	Promedio	781	21,3	21,1	10,1
	Error estándar	63	1,5	4,8	2,4
	Mínimo	187	5,6	0,9	0,4
	Máximo	1585	34,8	33,4	13,5
<i>Quercus pyrenaica</i>					
	Promedio	457	6,6	11,6	5,12
	Error estándar	122	2,0	2,0	0,9
	Mínimo	0	0	0	0
	Máximo	1480	28,8	24,3	10,9

Densidad_i es el número de pies por hectárea de la parcela, G_i es el área basimétrica de la parcela, dg es el diámetro cuadrático medio y Hdom es la altura dominante.

En cada uno de los 48 puntos de muestreo se recogieron muestras del suelo y del mantillo superficial. Para la recolección de muestras cada parcela de muestreo fue dividida en cuatro partes y en cada parte se recolectaron de 6 a 8 muestras de suelo en forma aleatoria. Previamente en cada uno de esos puntos se extrajo

todo el mantillo superficial acumulado en un marco de 30x30 cm². Tanto las muestras de suelo, como las de mantillo, se homogeneizaron y se mezclaron para constituir una sola muestra de suelo y de mantillo por punto de muestreo. El muestreo se efectuó en los meses de Julio, Agosto y Septiembre de 2005. El número de muestras final estuvo constituido por un total de 48 muestras de suelo en la primera profundidad (0-30 cm) y 42 en la segunda (30-60 cm). En el mantillo se recogieron 45 muestras (debido a que en una parcela hubo un problema de contaminación y en los otros dos, no se consideraron esas medidas).

Las muestras de suelo fueron secadas al aire y tamizadas (< 2 mm). Se determinaron los siguientes parámetros físicos y químicos del suelo: Textura, pH, capacidad de intercambio catiónico (CIC), cationes intercambiables (K⁺, Ca⁺², Mg⁺², Na⁺), sumatorio de bases (SB), porcentaje de saturación de bases (PSB), concentración de P asimilable, materia orgánica fácilmente oxidable (Mfox), la concentración total de C, de N y la relación C/N.

La textura fue evaluada por el método I.S.S.S. (*International Society of Soil Science*); el pH mediante potenciometría; los cationes intercambiables fueron extradios con acetato amónico a pH=7 y posteriormente determinados por emisión atómica en el caso del K⁺ y Na⁺ y por absorción atómica el Ca²⁺ y el Mg²⁺. Los parámetros SB y PSB se calcularon a partir de los datos anteriores. SB como sumatorio de los cationes de cambio y PSB como cociente entre SB y CIC. El P asimilable fue determinado por el método Olsen. La Mfox se determinó mediante oxidación con K₂Cr₂O₇ en medio ácido y posterior valoración del exceso de dicromato con Fe(NH₄)₂(SO₄)₂ (M.A.P.A., 1994). El C total se calculó a través del valor de la Mfox (Nicholson 1984) y el N total mediante método Kjeldahl. La relación C/N fue determinada por las concentraciones de C y de N.

La toma de muestras inalteradas de suelo en las dos profundidades mediante un cilindro de volumen conocido permitió calcular la densidad aparente (Dap). Estas muestras fueron secadas en una estufa hasta peso constante.

El contenido de C en el suelo (Mg C ha⁻¹) fue calculado con datos de la Dap, del porcentaje de tierra fina y de la concentración de C correspondiente a cada profundidad y de su espesor.

Las muestras de mantillo fueron secadas en estufa con recirculación de aire a 45 °C, hasta llegar a peso constante y, posteriormente fueron pesadas. El contenido de C en el mantillo fue calculado mediante oxidación por dicromato (MAPA, 1994).

Todos estos análisis, tanto físicos como químicos, se realizaron en el laboratorio ITAGRA.CT de la Universidad de Valladolid, siguiendo los protocolos de calidad de análisis de suelos del MAPA (1994).

Análisis estadístico

Se ajustó un modelo mixto para determinar si existían diferencias significativas en los distintos parámetros edáficos y en el contenido de C en el suelo

en función del ecosistema considerado, de la profundidad analizada y de la interacción existente entre ambos factores. Cuando el modelo ajustado [Eq. 1] mostró que había diferencias significativas se aplicó la prueba de diferencias de medias de Tukey HSD (Sokal y Rohlf, 1995) para comprobar entre qué niveles de cada factor se encontraban las diferencias.

$$Y_{ij} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \alpha_i\beta_j + \varepsilon_{ij} \quad [\text{Eq. 1}]$$

donde:

Y_{ij} : Propiedad física o química a analizar en el ecosistema i [1 (Pinares de repoblación), 2 (Rebollares)], en la profundidad j [1 (0-30 cm), 2 (30-60 cm)].

μ : Efecto de la media general

α_i : Efecto del tipo de ecosistema

β_j : Efecto de la profundidad analizada

$\alpha_i\beta_j$: Interacción entre ambos factores

ε_{ij} : Error aleatorio de la profundidad j del ecosistema i . $\varepsilon_{ij} \rightarrow N(0, \sigma^2)$

Se utilizó el procedimiento PROC MIXED de SAS 9.1 (SAS INSTITUTE, 2009) para realizar el ajuste. Se realizó el análisis de los residuales estudentizados para contrastar la validez de las hipótesis del modelo mixto, mediante el procedimiento PROC UNIVARIATE de SAS 9.1 (SAS INSTITUTE, 2009).

Por otra parte el contenido de C hasta los -60 primeros centímetros del suelo fue correlacionado con las principales variables dasométricas, climáticas y de sitio. Con las mejores correlaciones se buscó una regresión lineal para poder obtener un modelo que, de forma sencilla, permitiese conocer su valor. Para realizar el ajuste se utilizó el procedimiento PROC REG de SAS 9.1 (SAS INSTITUTE, 2009) y la opción *stepwise* para la selección de variables.

En el mantillo se realizó un análisis de la varianza para determinar si existían diferencias significativas en la concentración de C en función del ecosistema considerado. Análogamente se aplicó la prueba de Tukey para comprobar entre qué niveles se encontraban las diferencias. En este caso, se utilizó el procedimiento PROC GLM de SAS 9.1 (SAS INSTITUTE, 2009).

RESULTADOS

a) Carbono y propiedades del suelo

En la Tabla 2 se muestran los parámetros físicos de los 48 puntos muestreados en cada uno de los dos ecosistemas considerados para las profundidades analizadas. Así, de 0 a -30 cm de profundidad los parámetros a nivel comarcal muestran que la textura predominante es franco-arenosa, mientras que en la segunda profundidad, aunque dicha textura sigue siendo abundante, también es muy frecuente la textura francoarcillosaarenosa.

Tabla 2. Valores promedio y diferencias significativas entre ecosistemas según la prueba de Tukey para las propiedades físicas y químicas edáficas estudiadas.

Prof (cm)	Textura (%)			da (g cm ⁻³)	pH	CIC (cmol.kg ⁻¹)	Cationes intercambiables (cmol.kg ⁻¹)				SB (cmol.kg ⁻¹)	PSB (%)	C (g.kg ⁻¹)	N (g.kg ⁻¹)	C/N	
	Arena	Limo	Arcilla				K	Ca	Mg	Na						
Comarca	0-30	73,3	16,3	10,4	1,10	5,6	12,69	0,44	3,12	0,59	0,04	4,66	36,1	21,0	1,0	21,0
	30-60	70,3	15,7	13,6	1,25	5,6	11,74	0,31	3,19	0,46	0,04	3,60	30,7	13,7	0,6	22,5
<i>Pinus</i> spp.	0-30	74,7 aA	16,2 aA	9,1 aA	1,10 aA	5,4 aA	12,00 aA	0,35 aA	2,62 aA	0,52 aA	0,04 aA	3,52 aA	31,1 aA	21,0 aA	0,9 aA	23,6 aA
<i>Quercus pyrenaica</i>	0-30	70,7 aA	16,4 aA	12,8 aA	1,08 aA	5,8 aB	13,92 aB	0,61 aB	4,02 aA	0,73 aB	0,04 aA	6,68 aB	45,9 aB	21,1 aA	1,2 aB	17,7 aA
<i>Pinus</i> spp.	30-60	73,3 aA	15,6 aA	11,1 aA	1,25 aA	5,4 aA	10,63 aA	0,25 bA	1,89 aA	0,33 bA	0,04 aA	2,50 aA	23,6 aA	14,0 bA	0,6 bA	25,0 aA
<i>Quercus pyrenaica</i>	30-60	63,8 bB	15,7 aA	18,8 bB	1,22 aA	5,9 aB	14,14 bB	0,43 bB	5,99 aB	0,75 aB	0,04 aA	6,15 aB	46,1 aB	13,1 bA	0,7 bA	18,3 aB
Factor: Profundidad		**	ns	**	ns	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns	***	***	ns
Factor: Ecosistema		***	ns	***	ns	***	***	***	***	***	ns	***	***	ns	**	*
Factor: Prof*Ecosist		ns	ns	ns	ns	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Nota: Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas al 95 % de confianza en la misma especie entre profundidades al aplicar la prueba de Tukey. Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas al 95 % de confianza en la misma profundidad entre especies al aplicar la prueba de Tukey. n es el número de muestras; SB es la Suma de bases; PSB es el porcentaje de saturación de bases; CIC es la Capacidad de intercambio catiónico. Niveles de significación: ***: (p < 0,01); **: (p < 0,05); *: (p < 0,1) ; ns: no significativo.

El modelo mixto mostró que el porcentaje de arena y arcilla era diferente en función de la profundidad analizada y del tipo de ecosistema considerado. La interacción profundidad*tipo de ecosistema no resultó significativa (Tabla 2), por lo que encontramos el mismo comportamiento en los dos ecosistemas al analizar las dos profundidades. Con respecto al porcentaje de arcilla, la prueba de Tukey reveló que en los dos ecosistemas (pinar y rebollar), hay un porcentaje de arcilla mayor en la segunda profundidad. En el pinar no es significativamente diferente del porcentaje obtenido en la primera, pero en el rebollar sí, obteniendo un porcentaje significativamente mayor en la segunda profundidad. Además reveló que en la segunda profundidad el porcentaje de arcilla era significativamente mayor en el rebollar que en el pinar. El porcentaje de arena presentó el mismo patrón, pero distinto sentido. Así, en la segunda profundidad el porcentaje de arena fue significativamente menor en el rebollar que en el pinar; y dentro del rebollar se lograron menores valores en la segunda profundidad.

Por otra parte los resultados de las propiedades físico-químicas del suelo se muestran también en la Tabla 2. El pH del suelo de los puntos muestreados tuvo un valor promedio de 5,6 en la comarca. El modelo mixto reveló que existían diferencias significativas en función de la profundidad en los parámetros K^+ , C y N. Por otra parte, determinó que existían diferencias en función del ecosistema en todos los parámetros excepto en el Na^+ y en el C. Finalmente, determinó que la interacción profundidad*tipo de ecosistema no fue significativa en ninguno de los parámetros, salvo en la concentración de Ca^{2+} , por lo que, a excepción de este catión, se encuentra el mismo comportamiento en los dos ecosistemas al analizar las dos profundidades.

Así, en los pinares y rebollares, se hallaron valores de K^+ , C y N significativamente menores en la segunda profundidad. Por otra parte en las dos profundidades se hallaron valores de pH, CIC, K^+ , Mg, SB, PSB y N significativamente mayores en los rebollares que en los pinares. En el caso del Ca^{2+} en la primera profundidad no se encontraron diferencias entre ecosistemas, mientras que la segunda presentó un valor significativamente mayor en los rebollares que en los pinares.

Aunque no hay diferencias entre profundidades en los parámetros SB y PSB, sí existen valores más altos en la primera profundidad debido a una mayor cantidad de materia orgánica edáfica. Los mayores contenidos de arcilla en la profundidad 30-60 cm de las muestras bajo rebollar explican que también presenten los valores más altos de la CIC. La relación C/N, significativamente menor en el rebollar, indica una calidad de materia orgánica mayor.

Con respecto a la concentración de C orgánico edáfico (COS) los valores de la comarca oscilaron entre 4,4 y 47,8 g C kg^{-1} (valores obtenidos en el pinar). En el rebollar los valores fluctuaron entre 5,9 y 45,2 g C kg^{-1} . La cantidad de C contenido en el suelo de la comarca en la profundidad 0-30 cm fue de 32,9 Mg C ha^{-1} y de 25,9 Mg C ha^{-1} en la profundidad 30-60 cm (Tabla 3). Si lo analizamos en cada ecosistema la cantidad total de C existente en el

suelo fue 53,0 Mg C ha⁻¹ en el caso de los pinares (30,0 Mg C ha⁻¹ para la profundidad 0-30 y 22,9 Mg C ha⁻¹ para la profundidad 30-60) y 60,3 Mg C ha⁻¹ en los rebollares naturales (38,1 Mg C ha⁻¹ en la profundidad 0-30 y 22,2 Mg C ha⁻¹ en la profundidad 30-60). El modelo mixto no mostró diferencias significativas entre los ecosistemas considerados.

Tabla 3. Concentración de C orgánico, de N total y la relación C/N en el suelo mineral.

	Prof (cm)	n	C (g C kg ⁻¹)	N (g N kg ⁻¹)	C/N
Comarca	0-30	48	21,0	1,0	21,0
	30-60	42	13,7	0,6	22,5
Pinus spp.	0-30	31	21,0 aA	0,9 aA	23,6 aA
Q. pyrenaica	0-30	17	21,1 aA	1,2 aB	17,7 aA
Pinus spp.	30-60	29	14,0 bA	0,6 bA	25,0 aA
Q. pyrenaica	30-60	13	13,1 bA	0,7 bA	18,3 aB
Factor: Profundidad			***	***	ns
Factor: Ecosistema			ns	**	*
Factor: Profundidad·Ecosistema			ns	ns	ns

Nota: Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas al 95 % de confianza en la misma especie entre profundidades al aplicar la prueba de Tukey. Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas al 95 % de confianza en la misma profundidad entre especies al aplicar la prueba de Tukey.

n es el número de muestras; C es el contenido de Carbono orgánico; N es el contenido de Nitrógeno total y C/N es la relación entre estos dos parámetros.

Niveles de significación: ***: ($p < 0.01$); **: ($p < 0.05$); *: ($p < 0.1$); ns: no significativo

Después del estudio de correlaciones entre la variable C y variables dasométricas y climáticas de la zona, se obtuvo una regresión lineal entre el contenido de C y la precipitación total anual y área basimétrica de la especie *Q. pyrenaica* presente en la parcela [Eq. 2]. Aunque el coeficiente de determinación es pequeño ($R^2 = 0,42$) se pone de manifiesto la dependencia del C en el suelo de la comarca con factores climáticos y dasométricos:

$$C_{0-60\text{cm}} = -36,17 + 0,13 \cdot P_{\text{anual}} + 2,75 \cdot G_{\text{Qp}} \quad [\text{Eq. 2}]$$

donde: $C_{0-60\text{cm}}$ es el contenido de C (Mg C ha⁻¹) en los primeros -60 cm del suelo; P_{anual} es la precipitación total anual (mm) y G_{Qp} es el área basimétrica de la especie *Q. pyrenaica* (m² ha⁻¹) en la parcela.

b) Concentración y contenido de C en el mantillo

La concentración promedio de C (error estándar entre paréntesis) en el mantillo a nivel comarcal es de 493 ($\pm 7,3$) g C kg⁻¹. Al encontrar diferencias significativas ($p < 0,0005$) en la concentración de C en el mantillo en ambos ecosistemas se determinaron los valores promedios en cada uno de ellos: 510 ($\pm 5,7$) g C kg⁻¹ en el caso de los pinares y 459 ($\pm 15,6$) g C kg⁻¹ en el caso de los rebollares].

Como se puede observar en la Tabla 4 la cantidad promedio de mantillo determinada en 45 puntos de muestreo fue de 16,5 Mg MC ha⁻¹ (26,9 Mg MS ha⁻¹ en los pinares y 11,8 Mg ha⁻¹ en los rebollares) y el contenido promedio de C en este componente a nivel comarcal fue de 8,1 Mg C ha⁻¹ (13,7 Mg C ha⁻¹ en los pinares y 5,4 Mg C ha⁻¹ en los rebollares). El mantillo se encuentra tapizando el suelo forestal con un espesor promedio en los pinares de 4,0 cm y de menor cuantía (1,1 cm) y más disperso en los rebollares. Mientras la relación $C_{\text{mantillo}}/C_{\text{suelo}}$ es de 26 % en los pinares, en los rebollares es de 9,0 % (porcentajes que revelan una mayor acumulación de mantillo en los pinares que en el rebollar).

Tabla 4. Contenido promedio de C en dos profundidades del suelo y en el mantillo a nivel comarcal y por tipo de ecosistema (Palencia, España).

	C en el mantillo	C en el suelo (0-30 cm)	C en el suelo (30-60 cm)	C total (mantillo+suelo)
	Mg C ha ⁻¹			
Comarca	8,1	32,9	25,9	66,9
<i>Pinus</i> spp.	13,7	30,0	22,9	66,6
<i>Q. pyrenaica</i>	5,4	38,1	22,2	65,7
Factor: Ecosistema	***	ns	ns	ns

Niveles de significación: *** ($p < 0,0001$); ns: no significativo.

El contenido total de C (suelo+mantillo) asciende a 66,9 Mg C ha⁻¹ (Tabla 4) en la comarca “Páramos y Valles”, no habiendo diferencias significativas entre ecosistemas (66,6 Mg C ha⁻¹ en los pinares y 65,7 Mg C ha⁻¹ en los rebollares, respectivamente).

DISCUSIÓN

En la comarca “Páramos y Valles” no se han encontrado diferencias significativas en el contenido de C edáfico en función del ecosistema considerado (pinar de repoblación y rebollar natural), aunque el contenido total de C edáfico fue ligeramente mayor en los rebollares ($60,3 \text{ Mg C ha}^{-1}$) que en los pinares de repoblación ($53,0 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Esto contrasta con resultados de otros estudios, que determinaron que el dosel arbóreo influye en las características del suelo (Augusto *et al.*, 2002; Hagen-Thorn *et al.*, 2004; Marcos *et al.*, 2008). La influencia viene definida a través de diversos mecanismos (Ulery *et al.*, 1995; Binkley y Giardina, 1998; Augusto *et al.*, 2002) como la calidad de la capa de hojarasca que determina su facilidad para descomponerse (Sariyildiz *et al.*, 2005), la absorción de los nutrientes por las raíces, la intercepción de las deposiciones atmosféricas, la interacción entre la cubierta arbórea y la precipitación (Levia y Herwitz, 2005), el estado de desarrollo del rodal (Augusto *et al.*, 2002) o la edad (Hagen-Thorn *et al.*, 2004). Estos factores pueden causar diferencias químicas en las características de los suelos desarrollados bajo diversas especies (Hagen-Thorn *et al.*, 2004). En nuestro caso, a pesar de no haber diferencias significativas en las masas estudiadas en el contenido de C hemos podido determinar que, en los rebollares, el suelo es el mayor depósito de C de todos los componentes del ecosistema y que en ambas masas juega un papel importante en el ciclo global del C.

El contenido de C total en el ecosistema forestal en los ecosistemas estudiados se estima en $110,7 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en los pinares y $73,9 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en los rebollares (raíces incluidas, datos sin publicar) por lo que el contenido de C en los suelos de la comarca representa con respecto al C total en el ecosistema un 48 % en el caso de los pinares y un 84 % en los rebollares. Otros estudios han obtenido porcentajes diferentes en función del tipo de formación arbórea y edáfica; por ejemplo porcentajes del 30 % en plantaciones de *P. radiata* en el País Vasco (Latorre, 2003), 68 % en robledales del Sistema Central (Gallardo y González, 2004) o de 75 % en pinares y robledales mexicanos (Covaleda *et al.* 2009). Los distintos porcentajes se deben a que los suelos acumulan cantidades de C variables en función del tipo de ecosistema (Lee y Jose, 2003; Oostra *et al.*, 2006; Vesterdal *et al.*, 2008), de las condiciones climáticas (Hontoria *et al.*, 1999; Lal, 2005), de las características edáficas (Zou *et al.*, 2005; Hamman *et al.*, 2008) y del proceso de descomposición de la materia orgánica (Bosco *et al.*, 2004; Zerva *et al.*, 2005; Ostertag *et al.*, 2008).

En relación al resto de las propiedades estudiadas se ha podido comprobar un efecto del manejo del suelo. En el caso de los pinares la preparación del suelo en el momento del establecimiento de la repoblación, llevó asociada la mezcla de los horizontes edáficos, lo que ha conllevado a que en este ecosistema los parámetros físicos y fisicoquímicos estudiados no presenten diferencias entre profundidades y, sin embargo, sí en los suelos bajo las masas de rebollo. En

este sentido el inventario de suelo por profundidades sería menos apropiado para esta comarca que la diferenciación por horizontes naturales.

Los valores de concentración de C en el suelo, de la relación C/N y la menor acumulación de mantillo existente en los rebollares que en los pinares de esta comarca indican la existencia de una materia orgánica de mayor calidad que la encontrada en los pinares (Cobertera, 1993). Los mayores valores de SB y PSB indicarían un mantillo menos adificante que el encontrado en los pinares. Mayores valores de SB y de los principales nutrientes en bosques de frondosas también han sido encontrados por otros autores al compararlos con bosques de coníferas (Augusto *et al.*, 2002; Hagen-Thorn *et al.*, 2004; Marcos *et al.*, 2008). Sin embargo, esta calidad le confiere una menor estabilidad y una menor potencialidad en términos de secuestro de carbono.

Por otra parte, la descomposición y mineralización de la materia orgánica influye de forma significativa en las características físicas, químicas y biológicas de los suelos y, por tanto, en el ciclo de C (Pal, 1992; Hopmans *et al.*, 2005). La cantidad de mantillo en este estudio varió sustancialmente entre las parcelas de muestreo oscilando sus valores entre los 5,0 Mg C ha⁻¹ y los 25 Mg C ha⁻¹, resultados acordes con los obtenidos en otros estudios como Will (1964), Forrest y Ovignon (1970) y Latorre (2003). Esta acumulación se reflejó en la variabilidad en el parámetro $C_{\text{mantillo}}/C_{\text{suelo}}$, que osciló desde 3,1 % hasta 83,1 %. Otros estudios han puesto de manifiesto mayores acúmulos de mantillo en pinares que en bosques de frondosas y un mayor porcentaje de materia orgánica (Hagen-Thorn *et al.*, 2004; Marcos *et al.*, 2008).

Los resultados de este trabajo sugieren que las condiciones climáticas influyen en el contenido de C del suelo al aparecer la precipitación como variable en la Eq. 2, lo cual determina el contenido de C en los primeros -60 cm del suelo. La relación entre el COS y las variables climáticas ha sido estudiada por otros autores como Burke *et al.* (1989), Hontoria *et al.* (1999), Rodríguez-Murillo (2001) o Lal (2005).

Los rebollares, a pesar de su situación de degradación, estructura abierta y de las perturbaciones a las que se han visto sometidos, acumulan en el suelo una cantidad de C similar que las repoblaciones densas y continuas establecidas en la comarca. Éstas, por su parte, en un futuro cercano podrían presentar una cantidad de C superior, ya que en la actualidad son masas de mediana edad, aunque se necesitarían estudios que confirmen esta hipótesis, ya que una limitación de este trabajo es la coetaneidad de las plantaciones de pinares que impiden determinar la influencia de la edad en el contenido de C. Además, en países como España, con un largo historial de actividad agrícola, desforestaciones, talas, pastoreo excesivo e incendios, la pérdida acumulada de C respecto del contenido original es enorme. Paradójicamente, ello puede ser positivo en las actuales circunstancias dado que implica que las posibilidades de nuestro país para favorecer una gestión encaminada al fortalecimiento y conservación de estos sumideros de C puedan llegar a ser una realidad.

CONCLUSIONES

Los suelos de los pinares y rebollares de la comarca de “Páramos y Valles” acumulan una cantidad de C similar (53,0 y 60,3 Mg C ha⁻¹, respectivamente). Sin embargo, en el rebollar el C del suelo supone el 84 % del total fijado en el ecosistema frente al 48 % representado en el pinar. Por otra parte, la dinámica del mantillo presenta características diferentes en ambos ecosistemas. La cantidad de mantillo que aporta el pinar es superior y muestra una concentración de C significativamente mayor que en el caso del rebollar. Así, el mantillo supone el 13 % (13,7 Mg C ha⁻¹) y 7,0 % (5,4 Mg C ha⁻¹) del total de C fijado en el ecosistema en los pinares y en los rebollares, respectivamente.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido posible gracias a la financiación de la iniciativa *INTERREG* de la Unión Europea a través de su proyecto *FORSEE: Gestion durable des forêts: un réseau européen de zones pilotes pour la mise en oeuvre operationnelle* y a una beca de investigación de la Universidad de Valladolid (España).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Augusto L., J. Ranger, D. Binkley y A. Rothe. 2002. Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Ann. Sci. For.*, 59: 233–253.
- Binkley D. y C. Giardina. 1998. Why do tree species affect soils? The warp and woof of tree soil interactions. *Biogeochemistry*, 42: 89-106.
- Bosco J., J.A. Blanco y F.J. Castillo 2004. Gestión forestal y ciclos de nutrientes en el marco del cambio global. En: F. Valladares (ed.). *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. MIMAM, Madrid, 479-506 pp.
- Burke J.D., C.M. Yonker, W.J. Parton, C.V. Cole, K. Flach y D.S. Schimel D.S. 1989. Texture, climate and cultivation effects on soil organic matter content in U.S. grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53: 800-805.
- Cobertera E. 1993. *Edafología aplicada*. Cátedra, Madrid. 328 pp.
- Covaleda S., C. Prat, F. García Oliva, J.D. Etchevers, J.F. Gallardo y F. Paz. 2009. Flujos de CO₂ edáfico en un transecto de bosque de pino-encino afectados por actividad antrópica en la microcuenca de Atécuaro (Michoacán, Méjico). En: J.F. Gallardo (Coord.) y J. Campo y M.E. Conti (eds.). *Emisiones de gases con efecto invernadero en ecosistemas iberoamericanos*. SiFyQA, Salamanca (España). Pp. 123-153.
- D.G.C.N. 1996. *Segundo Inventario Forestal Nacional Español completo: 1986-1996*. Parques Nacionales. Madrid. 50 pp
- D.G.C.N. 2006. *III Inventario Forestal Nacional Español 1996-2006*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

- Forsee Project. 2005. *Proyecto FORSEE (20) INTERREG III B Espacio atlántico*: <www.iefc.net/index.php?affiche_page=projet_FORSEE>. Last access on 21th December 2010.
- Forrest W.G. y J.D. Ovington. 1970. Organic matter changes in age series of *Pinus radiata* lantations. *J. Appl. Ecol.*, 7: 177-286.
- Gallardo J.F. y J.I. González. 2004. Sequestration of C in a Spanish chestnut coppice. *Invest Agrar: Sis Recur For.*, Fuera de serie, 108-113
- González M.I. y J.F. Gallardo 2007. Capacidad de captura de C de suelo de castaños del oeste español. En: J.F. Gallardo. *La captura de Carbono en ecosistemas terrestres iberoamericanos*. Red Pocaiba, Sociedad iberoamericana de Física y Química ambiental, Salamanca, 183-194 pp.
- Hagen-Thorn A., I. Callesen, K. Armolaitis y B. Nihlgard. 2004. The impact of six European tree species on the chemistry of mineral topsoil in forest plantations on former agricultural land. *Forest Ecol. Manage.*, 195: 373-384.
- Hamman S.T., I.C. Burke y E.E. Knapp. 2008. Soil nutrients and microbial activity after early and late season prescribed burns in a Sierra Nevada mixed conifer forest. *Forest Ecol. Manag.*, 256: 367-374.
- Herrero C. y F. Bravo. 2010. Can we get an operational indicator of forest carbon sequestration? A case study from two forest regions in Spain? *Ecological Indicators* (en prensa).
- Hontoria C., J.C. Rodríguez-Murillo y A. Saa. 1999. Relationship between soil organic carbon and site characteristics in Peninsular Spain. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63: 614-621.
- Hopmans, P., J. Bauhus, P. Khanna y C. Weston. 2005. Carbon and nitrogen in forest soils: potential indicators for sustainable management of *Eucalyptus* forests in south-eastern Australia. *Forest Ecol. Manag.*, 220: 75-85.
- Jandl R., F. Starlinger, M. Englisch, E. Herzberger y E. Johann. 2002. Longterm effect of a forest amelioration experiment. *Can. J. Forest Res.*, 32: 120-128.
- Jobbágy E.G. y R.B. Jackson. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol. Appl.*, 10: 423-436.
- Johnson D.W. y P.S. Curtis. 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecol. Manag.*, 140: 227-238.
- Lal R. 2005. World crop residues production and implications of its use as biofuel. *Environ. Int.* 31: 575-584.
- Latorre I. 2003. *Caracterización de los diferentes reservorios de carbono orgánico (biomasa aérea y radicular, mantillo y suelo) de las plantaciones de Pinus radiata D. Don de la Comunidad autónoma del País Vasco*. TFC. ETSIIAA. Universidad de Valladolid (España). 147 pp.
- Lee K.H. y S. Jose. 2003. Soil respiration, fine root production, and microbial biomass in cottonwood and loblolly pine plantations along a nitrogen fertilization gradient. *Forest Ecol. Manag.*, 185: 263-273.
- Levia D.F. y S.R. Herwitz. 2005. Interspecific variation of bark water storage capacity of three deciduous tree species in relation to stemflow yield and solute flux to forest soils. *Catena*, 64: 117-137.

- M.A.P.A. 1994. *Métodos oficiales de análisis*. Tomo III. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 662 pp.
- Marcos E., L. Calvo, J.A. Galván, M. Martín, A. Taboada y R. Tárrega. 2008. Influencia del dosel arbóreo en las características químicas del suelo. análisis comparativo de suelo bajo robledales, hayedos y pinares. *Actas de la II Reunión sobre suelos forestales. Nuevas prespectivas en la relación suelo-árbol*. S.E.C.F., Salamanca.
- MFE50. Dirección General para la biodiversidad, 2006. *Mapa Forestal de España 1:50.000 (MFE50)*. Ministerio de Medio Ambiente, 1997-2006. Madrid.
- Nicholson G. 1984. Methods of soil, plant and water analysis. *N.Z. For. Res. Inst. Bull.* n° 70.
- Nordborg F., U. Nilsson, P. Gemmel y G. Örlander. 2006. Carbon and nitrogen stocks in soil, trees and field vegetation in conifer plantations 10 years after deep soil cultivation and patch scarification. *Scand. J. Forest Res.*, 21: 356-363.
- Ninyerola M., X. Pons y J.M. Rour, 2005. *Atlas climático digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología o geobotánica*. Universidad Autónoma de Barcelona, Bellaterra (España).
- Oostra S, Majdi H. y Olsson M. 2006. Impact of tree species on soil carbon stocks and soil acidity in southern Sweden. *Scand. J. Forest Res.*, 21: 364-371.
- Ordóñez J.A.B., B.H.I. de Jong, F. García-Oliva, F.L. Aviña, J.V. Pérez, G. Guerrero, R. Martínez y O. Masera. 2008. Carbon content in vegetation, litter, and soil under 10 different land-use and land-cover classes in the Central Highlands of Michoacan, Mexico. *Forest Ecol. Manag.*, 255: 2074-2084
- Ostertag R., E. Marín-Spiotta, W.L. Silver y J. Schulten. 2008. Litterfall and decomposition in relation to soil carbon pools along a secondary forest chronosequence in Puerto Rico. *Ecosystems*, 11: 701-714
- Pal S. 1992. Nature and properties of soil humic acids as influenced by incorporation of different plant materials. *Plant. & Soil*, 140: 75-84
- Pérez-Cuadrado C., P. Mansilla, R. Rodríguez y A. Merino. 2007. Captura de C en terrenos agrícolas reforestados con *Pinus radiata* en el norte de España. En: J.F. Gallardo (edt.). *La captura de Carbono en ecosistemas terrestres iberoamericanos*. Red Pocaiba, Sociedad iberoamericana de Física y Química ambiental, Salamanca (España), 195-212 pp.
- Rodríguez-Murillo J.C 2001. Organic carbon content under different types of land use and soil in Peninsular Spain. *Biol. Fert. Soils.*, 33: 53-61.
- Rovira P. y V.R. Vallejo. 2003. Physical protection and biochemical quality of organic matter in mediterranean calcareous forest soils: a density fractionation approach. *Soil Biol. Biochem.*, 35: 245-261.
- Sariyildiz T., J.M. Anderson y M. Kucuk. 2005. Effects of tree species and topography on soil chemistry, litter quality, and decomposition in Northeast Turkey. *Soil Biol. Biochem.*, 37: 1695-1706.
- Sas Institute Inc. 2009. *SAS/Statm User's Guide, Release 9.1*, Cary, N.C. (U.S.A.).
- Sokal R. y F. Rohlf 1995. *Biometry*. Freeman & Company, San Francisco (U.S.A.). 832 pp.

- Soil Survey Staff. 2006. *Keys to Soil Taxonomy*, 10th ed. USDA -Natural Resources Conservation Service, Washington, DC. 326 pp.
- Turi3n M.B., K. Schneider y J.F. Gallardo. 2009. Carbon accumulation in Umbrisols under *Quercus pyrenaica* forests: Effects of bedrock and annual precipitation. *Catena.*, 79: 1-8.
- Ulery A.L., R.C. Graham, O.A. Chadwick y H.B. Wood. 1995. Decade-scale changes of soil carbon, nitrogen and exchangeable cations under Chaparral and Pine. *Geoderma*, 65: 121-134.
- Vallejo, R.; Villanueva, J.A. 2002. El banco de datos de la naturaleza y el Inventario Forestal Nacional. En: Bravo, F.; Del R3o, M.; Del Peso, C. (Edt.). *El inventario Forestal Nacional. Elemento clave para la Gesti3n Forestal Sostenible*, Universidad de Valladolid, Palencia (Espa3a) 9-19 pp.
- Van Miegroet H., P. Moore, C. Tewksbury y N.S. Nicholas. 2007. Carbon sources and sinks in high-elevation spruce-fir forests in the Southeastern US. *Forest Ecol. Manag.*, 238: 249-260.
- Versterdal L., I.K. Smith, I. Callesen, L.O. Nilsson y P. Gundersen. 2008. Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under six common European tree species. *Forest Ecol. Manag.*, 255: 35-48.
- Will G.M. 1964. Dry matter production and nutrient uptake by *Pinus radiata* in New Zealand. *Commonw. For. Rev.*, 43: 57-70.
- Wit H.A., T. Palosuo, G. Hysten y J. Liski. 2006. A carbon budget of forest biomass and soils in southeast Norway calculated using a widely applicable method. *Forest Ecol. Manag.*, 225: 15-26.
- Zerva A., T. Ball, K.A. Smith y M. Mencuccini. 2005. Soil carbon dynamics in a Sitka spruce (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.) chronosequence on a peaty gley. *Forest Ecol. Manag.*, 205: 227-240.
- Zou X.M., H.H. Ruan, Y. Fu, X.D. Uang y L.Q. Sha. 2005. Estimating soil labile organic carbon and potential turnover rates using a sequential fumigation-incubation procedure. *Soil Biol Biochem.*, 37: 1923-1928.