

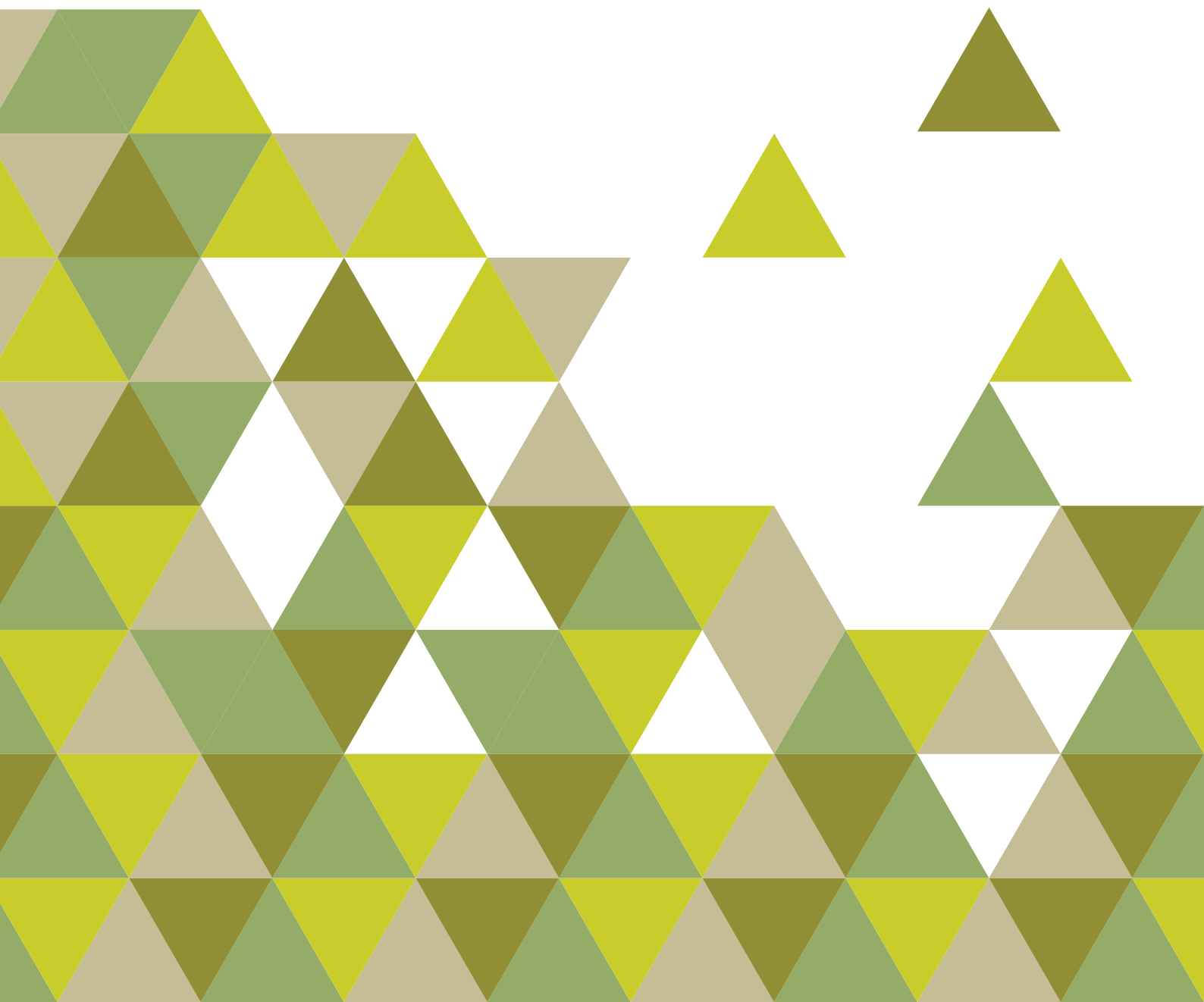
EFFECTOS DE LOS CAMBIOS DE USO DEL SUELO EN LAS PROPIEDADES EDÁFICAS BAJO CLIMA SEMIÁRIDO

CARMEN SEGURA QUIRANTE

Programa de Doctorado de Biología
Fundamental y de Sistemas



**UNIVERSIDAD
DE GRANADA**



Editor: Universidad de Granada. Tesis Doctorales
Autor: Carmen María Segura Quirante
ISBN: 978-84-1306-363-8
URI: <http://hdl.handle.net/10481/58059>

**Efectos de los cambios de uso del suelo en las
propiedades edáficas bajo clima semiárido**

***Effects of land-use changes on soil properties under
semiarid climate***

Carmen Segura Quirante

Tesis doctoral

Programa de doctorado de Biología Fundamental y de Sistemas



**UNIVERSIDAD
DE GRANADA**

Granada, 2019

Efectos de los cambios de uso del suelo en las propiedades edáficas bajo clima semiárido

Effects of land-use changes on soil properties under semiarid climate

Memoria de tesis doctoral presentada por la Licenciada Carmen Segura Quirante para obtener el grado de doctora con mención internacional por la Universidad de Granada.

La dirección de esta memoria de tesis doctoral ha sido realizada por la Dra. Emilia Fernández Ondoño, del Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Granada, y el Dr. Francisco Bruno Navarro Reyes del Instituto Andaluz de Investigación y Formación Agraria, Pesquera, Alimentaria y de la Producción Ecológica (Centro Camino de Purchil) de la Junta de Andalucía.

Agradecimientos

*"Pero el viajero que huye
Tarde o temprano detiene su andar
Y aunque el olvido, que todo destruye
Haya matado mi vieja ilusión
Guardo escondida una esperanza humilde
Que es toda la fortuna de mi corazón*

*Volver con la frente marchita
Las nieves del tiempo platearon mi sien
Sentir que es un soplo la vida
Que veinte años no es nada
Que febril la mirada, errante en las sombras
Te busca y te nombra
Vivir con el alma aferrada
A un dulce recuerdo
Que lloro otra vez"*

Volver, Carlos Gardel

Que veinte años no es nada...pero veintidós, parece que sí. Finalizo esta etapa más viejilla, más cansada y, según Emilia, más sabia. No lo creo. Acabo con más preguntas que con las que empecé esta aventura, que no hubiera sido posible sin las dos personas que me han ayudado, entre otras cosas, a reconciliarme con mi tierra. Mil gracias a Emilia y Pipo, que me han enseñado que la ciencia es una carrera de fondo, y que al final, las cosas salen. Gracias por la pasión que transmitís con lo que hacéis, por la disponibilidad, la ayuda y los ánimos, sobre todo en una situación tan compleja como una dirección de tesis en gran medida online. Que suerte la mía de haberos encontrado y de que me respondierais a ese primer correo (¡¡de muchísimos!!), que sí, que "vamos a reunirnos y pensamos un TFM". Esta tesis es tan vuestra como mía.

Gracias a todas aquellas personas que, en algún momento de la larga historia de Rambla de Becerra y del Cortijo del Conejo, han realizado trabajo de campo, análisis de muestras y/o análisis de datos. Especialmente, gracias a Olga, Teresa y a Noelia, que además ha sido 'la realidad' durante estos años. Gracias a la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible (Consejería de Medio Ambiente cuando se compraron los terrenos) y a la Delegación Territorial en Granada por permitirnos utilizar las fincas como laboratorio de campo a lo largo de todo este tiempo. Gran parte de estos trabajos no hubieran podido realizarse sin los proyectos de investigación financiados con fondos públicos.

Mis agradecimientos a todos los compañeros y compañeras del Departamento de Edafología y Química Agrícola, que los he disfrutado muy poco, pero que me han tratado como una más. Gracias a Paco, que siempre se deja liar con los temas de divulgación, a Irene,

al imprescindible 'señor del LECO' (Manolo), a Javier, a Yolanda, a Manoli, a los y las jóvenes del departamento. Gracias, Ana Romi y Mario.

Soy una persona curiosa, pero al parecer, lo que más me llama es el suelo. Hace casi veinte años, empecé por la Herpetología y ya voy por la Edafología. Gran parte de la culpa la tuvo la gente de la 'trece'. Gracias a Plegue, a mi querida Mónica y, de forma muy especial, a Xavier.

Esta tesis no hubiera sido posible sin el apoyo del equipo de Descubre. Gracias, Ana P., Ana R., Carolina, Ignacio, Miguel, Olivia, Paco, Pilar, Sara, Silvia y Teresa, por apoyarme durante el doctorado, y sobre todo, por permitirme disfrutar de las estancias internacionales despidiéndome con los mejores deseos y recibéndome con los brazos abiertos.

My thanks to José Grünzweig and Pete Smith for opening the doors of their respective laboratories for me. Thanks to the members of the Dryland Tree and Ecosystem Ecology Lab for their help in the field and samples analysis. Special thanks to the Environmental Modelling Group for treating the 'Grenadians in Aberdeen' with such love, and teaching us about modelling, about Scotland, and about teamwork. I brought a new model, great experiences, and two good friends.

Gracias a mi familia (la de sangre, la 'postiza' y la elegida), a mis amigos y a mis Antonias por entender mis ausencias en los últimos meses. Herma, Eli y Migue (os tengo que devolver los táperes), gracias por los ánimos constantes. Gracias, Pablo, por llegar justo a tiempo para darme el empujón final para terminar.

Esta tesis está dedicada al *nenó*, que a estas alturas es capaz de explicar mejor que nadie de qué trata. Gracias por los buenos cuidados y tu infinita paciencia.

ÍNDICE

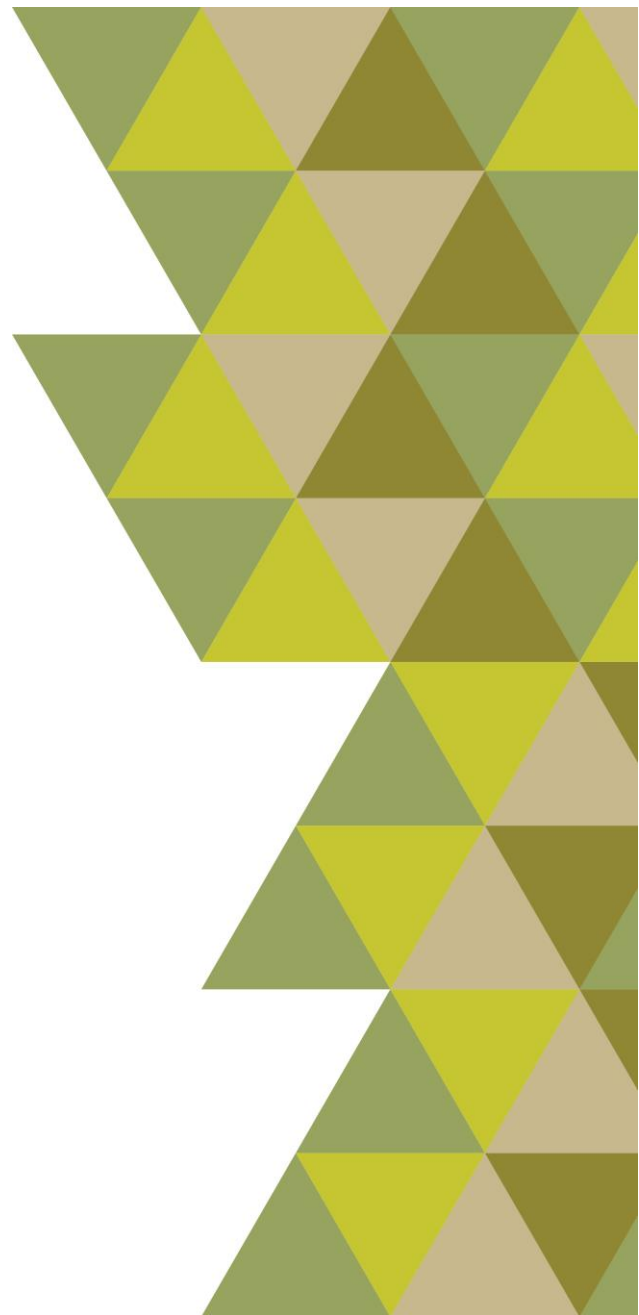
SUMMARY / RESUMEN	15
1 INTRODUCCIÓN GENERAL.....	23
1.1 CAMBIOS DE USO DEL SUELO	25
1.1.1 Abandono de la actividad agrícola	27
1.1.2 Forestaciones de tierras agrarias.....	29
1.2 PROPIEDADES DEL SUELO	34
1.2.1 Textura.....	37
1.2.2 Estructura	37
1.2.3 Densidad aparente	38
1.2.4 Capacidad de retención de agua disponible.....	38
1.2.5 pH	39
1.2.6 Capacidad de intercambio catiónico	39
1.2.7 Carbonatos	40
1.2.8 Materia orgánica y carbono orgánico.....	40
1.2.9 Nitrógeno.....	42
1.2.10 Relación C:N.....	43
1.2.11 Fósforo.....	43
1.2.12 Potasio	44
1.3 SECUESTRO DE CARBONO EN EL SUELO	44
1.3.1 Secuestro de carbono en el suelo en climas semiáridos	44
1.3.2 Impactos del cambio climático en los ecosistemas y los suelos en clima semiárido ..	47
1.3.3 Modelos de simulación del carbono orgánico en el suelo	49
1.4 INFLUENCIA DE LOS TRATAMIENTOS DEL SUELO EN LAS PROPIEDADES EDÁFICAS EN FORESTACIONES	49
1.5 EFECTOS DE LOS CAMBIOS DE USO EN LAS PROPIEDADES DEL SUELO	51
1.6 EFECTOS DE LA GESTIÓN FORESTAL EN EL CICLO DE NUTRIENTES.....	56
1.6.1 Importancia del desfronde en el ciclo de nutrientes en ecosistemas forestales	56
1.6.2 Aclareos como medida de gestión adaptativa	57
1.6.3 Influencia del aclareo en los aportes de nutrientes al suelo a través del desfronde ..	59
1.7 LAS FINCAS EXPERIMENTALES DEL CORTIJO DEL CONEJO Y ALBARRÁN Y CORTIJO DE BECERRA COMO LABORATORIO NATURAL EN CLIMA SEMIÁRIDO	60
2 OBJETIVOS.....	63
2.1 OBJETIVO GENERAL.....	65
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	65
3 MATERIAL Y MÉTODOS GENERALES.....	67
3.1 EVOLUCIÓN DE LAS PROPIEDADES DEL SUELO TRAS LOS CAMBIOS DE USO.....	69

3.2 EFECTOS DE LOS ACLAREOS EN EL DESFRONDE Y EN EL CARBONO Y NUTRIENTES APORTADOS AL SUELO	79
4 IMPLICATIONS OF AFFORESTATION VS. SECONDARY SUCCESSION FOR SOIL PROPERTIES UNDER A SEMIARID CLIMATE	83
Abstract	85
4.1 INTRODUCTION.....	86
4.2 MATERIAL AND METHODS.....	88
4.2.1 Study area	88
4.2.2 Experimental design.....	89
4.2.3 Soil sampling and field measurements	89
4.2.4 Soil analysis	91
4.2.5 Statistical analysis	91
4.3 RESULTS	92
4.3.1 Effects of soil-preparation treatments on soil properties in the afforestation site	92
4.3.2 General changes in the afforestation soil properties over time	95
4.3.3 Relationship between tree density and soil properties	95
4.3.4 Changes in abandoned cropland soil properties over time	95
4.3.5 Soil properties in afforestation comparing with abandoned cropland	96
4.3.6 Plot spatial ordination	97
4.4 DISCUSSION	98
4.4.1 Effects of soil-preparation treatments on soil properties.....	98
4.4.2 Time course of soil properties in afforestation site	98
4.4.3 Soil properties comparison between afforested sites and abandoned cropland sites	100
Conclusion	102
5 CHANGES IN SOIL ORGANIC CARBON OVER 20 YEARS AFTER AFFORESTATION IN SEMIARID SE SPAIN	103
Abstract	105
5.1 INTRODUCTION.....	106
5.2 MATERIAL AND METHODS.....	108
5.2.1 Study area	108
5.2.2 Land use and experimental design.....	109
5.2.3 Soil sampling	110
5.2.4 Analytical methods.....	111
5.2.5 SOC modelling	111
5.2.6 Statistical analyses	114
5.3 RESULTS	114

5.3.1 Effects of soil-preparation treatments on SOC.....	114
5.3.2 Time course of the SOC in the afforestation subplots.....	115
5.3.3 Effects of soil features on SOC in afforested subplots.....	115
5.3.4 Effects of land-use change on SOC and soil characteristics.....	117
5.3.5 SOC simulation	118
5.4 DISCUSSION.....	120
5.4.1 Effects of the soil-preparation treatments.....	120
5.4.2 Time course of the SOC in the afforestation subplots.....	120
5.4.3 Effects of soil features on SOC in afforested subplots.....	121
5.4.4 Effects of land-use changes on SOC.....	121
5.4.5 Modelling the SOC dynamics over 20 years	123
Conclusions.....	124
6 THINNING AFFECTS THE NEEDLEFALL NUTRIENT RETURN TO SOIL IN A SEMIARID ALEPPO PINE AFFORESTATION WHILE THE NUTRIENT DYNAMICS REMAIN UNCHANGED	127
Abstract.....	129
6.1 INTRODUCTION	130
6.2 MATERIAL AND METHODS	132
6.2.1 Study area.....	132
6.2.2 Experimental design, sampling and monitoring	133
6.2.3 Sample preparation and laboratory analyses.....	134
6.2.4 Statistical analyses.....	135
6.3 RESULTS.....	135
6.3.1 Mean needlefall-nutrient concentrations	135
6.3.2 Monthly dynamics of needlefall-nutrient concentrations.....	137
6.3.3 Monthly contents of needlefall nutrients returning to the soil.....	141
6.3.4 Annual amounts of needlefall nutrients.....	145
6.3.5 Total needlefall nutrient contents after 3 years.....	145
6.3.6 Annual mean of needlefall nutrient contents	145
6.4 DISCUSSION.....	148
6.4.1 Needlefall nutrient concentrations	148
6.4.2 Needlefall nutrients return to the soil.....	150
Conclusions.....	152
7 CARBON AND NUTRIENTS CONTENTS IN THE MISCELLANEOUS FRACTION OF LITTERFALL UNDER DIFFERENT THINNING INTENSITIES IN A SEMIARID <i>PINUS HALEPENSIS</i> AFFORESTATION	155
Abstract.....	157
7.1 INTRODUCTION	158
7.2 MATERIAL AND METHODS	159

7.2.1 Study area	159
7.2.2 Field methods and laboratory analyses	160
7.2.3 Calculations and statistical analyses	161
7.3 RESULTS	162
7.3.1 Mean C and nutrient concentrations	162
7.3.2 Monthly dynamics of C and N concentrations	162
7.3.3 Monthly dynamics of C and N pools.....	164
7.3.4 Annual amounts of C and nutrient pools	164
7.3.5 Total C and nutrients pools	165
7.3.6 Comparison between miscellanea and needlefall	168
7.4 DISCUSSION	169
7.4.1 Carbon and nutrient concentrations.....	169
7.4.2 Pools of C and nutrients	169
7.4.3 C and nutrient pools in litterfall: miscellaneous fraction versus needlefall	171
Conclusion	172
8 DISCUSIÓN GENERAL E IMPLICACIONES PARA LA GESTIÓN	177
9 CONCLUSIONS / CONCLUSIONES.....	191
BIBLIOGRAFÍA	197
LISTA DE PUBLICACIONES.....	225
ANEXOS	229

SUMMARY / RESUMEN



SUMMARY

This thesis addresses the study of the effect of land-use changes (afforestation and cropland abandonment) on soil properties and the influence of silvicultural practices on the nutrient cycle dynamics under semiarid conditions. Both research lines are strongly related to terrestrial ecosystem restoration and climate change mitigation and adaptation, which also are included among the challenges of the Sustainable Development Goals. In addition, they have a huge importance in the current global-change context, in which an increase of aridity is expected.

Afforestation and secondary succession after cropland abandonment are two different strategies to restore soil ecosystem services and functions such as fertility, carbon sequestration, and nutrient cycling. In fact, these land-use changes are included as viable options to remove CO₂ from the atmosphere due to the soil functioning as a carbon sink. However, the studies on the effects on soil-property dynamics after land-use changes are limited in semiarid regions.

The experimental area of Rambla de Becerra located in the Guadix-Baza Basin (SE Spain), intensively used for cereal cultivation until 1994, allowed: (i) to evaluate the impact of 12 soil-preparation treatments before *Pinus halepensis* afforestation on several soil properties (soil organic C [SOC], soil total N [STN], available P [P_{av}], available K [K_{av}], cation-exchange capacity [CEC], bulk density [BD], pH, available water-holding capacity [AWHC], and C:N ratio) from 1995 (planting year) to 2016; (ii) to compare the time course of soil properties after *P. halepensis* afforestation and secondary succession following agriculture abandonment after 22 years; (iii) to establish an approach to the SOC afforestation potentiality in comparison with a native forest; (iv) to evaluate the RothC model (SOC simulation).

In afforestation, soil-preparation treatments did not alter the soil properties after 22 years. Significant differences among years were found in SOC, STN, P_{av}, K_{av}, CEC, pH, and C:N. After 22 years, only SOC, K_{av} and the C:N ratio proved significantly higher in afforestation than in abandoned cropland. BD changes were detected neither in afforestation nor in abandoned cropland. In general, soil properties improvement (i.e. SOC, STN, P_{av}, K_{av}, and CEC) was slow after afforestation and abandoned cropland likely due to the legacy of the previous land use (cereal crops), the semiarid climate influence, the low inputs of organic matter to the soil and, probably, the low soil clay content in the study area. Nevertheless, the SOC in the afforested area was 69.9 % less than in the native pine forest in 2013 and 62,9 % in 2016, indicating a clear potential for SOC sequestration in the following years.

The RothC model was able to simulate the measured SOC increases due to the abandonment of agriculture and the afforestation of the cereal crops. In a 20-year model, the fit for the time course of SOC in abandoned croplands was better than that of for the afforested area. Although the model in all cases overestimated the SOC measured, our

results could be used as general indicators for predictions of the time course of SOC and potential carbon sequestration in semiarid afforested areas.

Thinning, removing trees at different intensities, is considered one of the most important silvicultural practices in Mediterranean forest because is an effective and suitable method to reduce stress by competition and to increase the resilience to drought and global warming, among other advantages. However, little is known about thinning influence on the biogeochemical cycle of *P. halepensis* afforestation. Especially, there is a lack of data about the thinning effects on litterfall, which is the most important via to carbon and nutrients return to the soil.

With this aim, the two main litterfall fractions collected (needlefall and miscellanea) were quantified in a *P. halepensis* afforestation in the semiarid SE of Iberian Peninsula (Cortijo del Conejo y Albarrán) five years after four different thinning regimes were applied [75 % of mean basal area removed (T75), 60 % (T60), 48 % (T48), and no thinning (T0)].

In the needlefall, concentrations and pools (kg ha^{-1}) were monthly analysed (June 2010-May 2013) for carbon and nutrient concentrations (N, P, K, Na, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn). Mean values of needlefall nutrient concentrations showed statistical differences only among thinning treatments for Na, Mn, and C. The monthly dynamics for needlefall nutrient concentrations had similar trends for all thinning intensities, but marked differences among sampling periods. Mean differences in nutrients returning to soil were found among thinning treatments for all nutrient contents studied, due mainly to differences in the needlefall production, except for Na and Mn. The thinning intensity reduced the amount of nutrients returning to the soil for most of the needlefall nutrients, but these differences decreased over the 3 years of the study period. Annual means of *P. halepensis* needlefall carbon and main nutrients were $536.5 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, $6.5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, $0.8 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, and $1.5 \text{ kg K ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$.

For miscellanea fraction, concentrations and pools (kg ha^{-1}) of carbon and nutrients were monthly analysed for C and N (June 2010-May 2013), and for P, K, Na, Ca, Mg, Fe, Zn, and Mn (June 2011-May 2013). No differences in concentrations of carbon and nutrients were found among treatments with the exception of N, which showed significant differences between T75 and T60 plots. For pools, high variability was found over time with maximum C and N pools found during spring, likely reflecting the influence of *Thaumetopoea pityocampa* attacks. Thinning affected C, N, Mn, and Zn pools in the 2011-2012 period, and P, K, Ca, Mg, Mn, Fe, and Zn pools in 2012-2013. Significant differences were mainly found between the most intensive treatment (T75) and unthinned plots (T0). The percentage of annual mean C and nutrient pools in miscellanea showed the importance of its monitoring, with pools that represented from 43.0 % to 57.9 % of the total litterfall for C ($278.81\text{-}746.01 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$), N ($4.18\text{-}10.44 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$), and P ($0.37\text{-}1.43 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$).

In this sense, carbon and nutrients of *P. halepensis* litterfall are relevant in this semiarid area in order to provide useful information on the nutrient cycle as well as data for modeling carbon sequestration.

In conclusion, in view of our results, well-designed afforestation with native species could be an effective strategy to restore soil properties and carbon sequestration in degraded semiarid ecosystems. Factors such as type of soil, lithology, slope, proximity to seed sources, and time needed to reach the reference ecosystem should be considered before any intervention to recover the ecosystem biodiversity and multifunctionality.

RESUMEN

Esta tesis aborda el estudio del efecto de los cambios del uso del suelo (forestación y abandono de la actividad agrícola) en las propiedades edáficas y la influencia de las prácticas selvícolas en la dinámica del ciclo de nutrientes en condiciones semiáridas. Ambas líneas de investigación están relacionadas con la restauración de los ecosistemas terrestres y con la mitigación y adaptación al cambio climático, desafíos contemplados dentro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas. Además, tienen una gran importancia en un contexto de cambio global, en el que el aumento de la aridez es altamente probable.

La forestación y los procesos naturales de sucesión secundaria después del abandono de las tierras de cultivo son dos estrategias diferentes para restaurar funciones del suelo y servicios que este presta, como la fertilidad, el secuestro de carbono y el ciclo de nutrientes. De hecho, estos cambios del uso del suelo están contemplados dentro de las opciones viables para retirar CO₂ de la atmósfera debido principalmente al funcionamiento del suelo como almacén de carbono. Sin embargo, los estudios sobre los efectos de la dinámica de las propiedades edáficas y del secuestro de carbono tras los cambios del uso del suelo son muy escasos, sobre todo en las regiones semiáridas.

El área experimental de Rambla de Becerra, ubicada en la Depresión Guadix-Baza (sureste de la península ibérica) y utilizada para el cultivo intensivo de cereales hasta 1994, permitió: (i) evaluar el impacto de 12 técnicas de preparación del suelo en las propiedades físico-químicas del mismo en una forestación de *Pinus halepensis* (carbono orgánico [COS], nitrógeno total [N], fósforo disponible [P], potasio disponible [K], capacidad de intercambio catiónico [CIC], densidad aparente [DA], pH, capacidad de retención de agua disponible [CRAD], y relación C:N) desde 1995 (año de la forestación) hasta 2016; (ii) estudiar la evolución de las propiedades del suelo después de la forestación y del abandono de la actividad agrícola tras 22 años; (iii) establecer la potencialidad de secuestro de COS de la forestación en comparación con un bosque autóctono; (iv) evaluar el modelo RothC de simulación de COS aplicado al territorio.

En la forestación, los tratamientos de preparación del suelo no modificaron las propiedades edáficas después de 22 años. Las propiedades del suelo (COS, N, P, K, CIC, pH y C:N) cambiaron significativamente a lo largo del tiempo. Tras 22 años, solo el COS, el K disponible y la relación C:N fueron significativamente más altos en la forestación que en las tierras de cultivo abandonadas. Para ambos usos del suelo, no fueron detectados cambios en la densidad aparente. La lenta evolución de las propiedades del suelo (COS, N, P, K y CIC) en el área de estudio posiblemente se deba al legado del uso previo de la tierra (el cultivo de cereal), a las condiciones semiáridas, a los limitados aportes de restos vegetales y al bajo contenido de arcilla.

Por otro lado, el área forestada mostró un 69.9% menos de COS que el bosque nativo de pinos en 2013 y un 62.9% en 2016, lo que indicó un claro potencial para el secuestro de COS en los años venideros.

El modelo RothC simuló el COS para ambos cambios de uso del suelo. Aunque en todos los casos el COS simulado fue sobreestimado respecto al medido, los ajustes del modelo teniendo en cuenta un periodo total de 20 años fueron buenos para las simulaciones del COS en el cultivo abandonado y aceptables en el caso de la forestación. Por lo tanto, nuestros resultados podrían usarse como indicadores generales para predecir la dinámica del COS y el secuestro de carbono en áreas forestadas semiáridas.

El aclareo, una de las prácticas selvícolas más importantes en el bosque mediterráneo que consiste en disminuir la densidad de árboles, es un método eficaz y adecuado para reducir el estrés por competencia y aumentar la resistencia a la sequía y la resiliencia al calentamiento global de ecosistemas forestales. Sin embargo, hasta la fecha no se dispone de suficiente información sobre su influencia en el ciclo de los nutrientes en forestaciones de *P. halepensis* en climas semiáridos. Especialmente escasos son los datos sobre los efectos del aclareo en el desfronde de los pinos, que es la vía más importante de aporte de carbono y nutrientes al suelo.

Con este objetivo, se cuantificaron las concentraciones y la cantidad de C y nutrientes que caen al suelo (pool de nutrientes en kg/ha) en las dos fracciones mayoritarias de desfronde en una forestación de *P. halepensis* (acículas y material clasificado como 'otros') en el SE semiárido de la península ibérica (Cortijo del Conejo y Albarrán). El estudio se inició cinco años después de aplicar cuatro tratamientos basados en diferentes intensidades de aclareo que consistieron en la eliminación del 75% del área basal media (T75), del 60% (T60), del 48% (T48) y, por último, un tratamiento donde no se aplicó ningún régimen de aclareo (T0).

Las concentraciones y el pool de carbono y nutrientes (N, P, K, Na, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn) en las acículas fueron analizados mensualmente desde junio de 2010 a mayo de 2013. Se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos de aclareo en las concentraciones de Na, Mn y C. Los cuatro tratamientos aplicados mostraron tendencias similares en la dinámica de las concentraciones de nutrientes, pero diferencias marcadas entre los períodos de muestreo. El pool de C y nutrientes (kg/ha) presentó diferencias entre los tratamientos, excepto para el Na y el Mn, debido principalmente a la cantidad de material producido según la densidad del arbolado. En ese sentido, la intensidad de aclareo redujo la cantidad de nutrientes aportados al suelo para la mayoría de los elementos estudiados, pero estas diferencias tendieron a desaparecer con el tiempo. Los aportes anuales medios al suelo a través de la caída de las acículas para el C, N, P y K fueron de 536,5 kg/ha/año, 6,5 kg/ha/año, 0,8 kg/ha/año y 1,5 kg/ha/año, respectivamente.

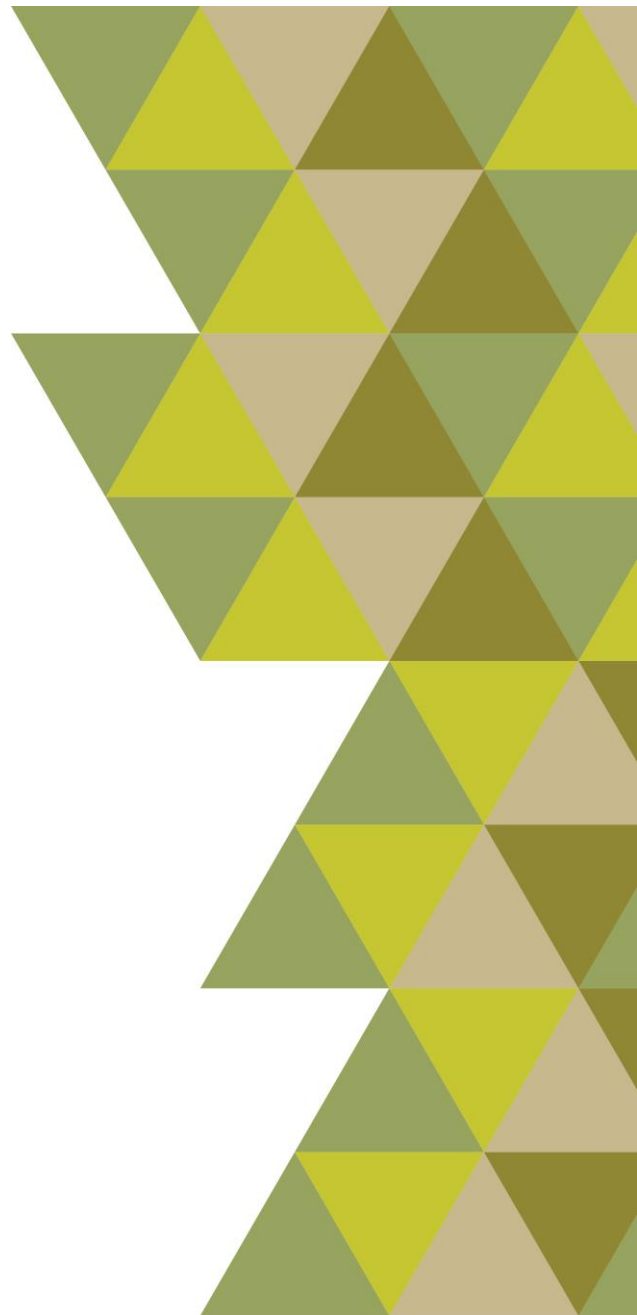
En cuanto a la fracción formada por otros materiales, se analizaron mensualmente las concentraciones y el pool (kg/ha) para el C y N desde junio de 2010 a mayo de 2013, y para

el P, K, Na, Ca, Mg, Fe, Zn y Mn, desde junio de 2011 a mayo de 2013. No se encontraron diferencias en las concentraciones de carbono y nutrientes entre los tratamientos, con la excepción del N, que mostró diferencias significativas entre las parcelas de los tratamientos T75 y T60. En cuanto al pool, se encontró una gran variabilidad a lo largo del tiempo con aportes de C y N al suelo máximos durante la primavera, lo que probablemente refleja la influencia de los ataques de la procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*). El aclareo influyó en la cantidad (kg/ha) de C, N, Mn y Zn aportada al suelo por esta fracción de desfronde en el período 2011-2012, y en la cantidad de P, K, Ca, Mg, Mn, Fe y Zn en 2012-2013. Se encontraron diferencias significativas principalmente entre el tratamiento más intenso de aclareo (T75) y las parcelas no aclaradas (T0). El porcentaje medio del pool de C y nutrientes del material 'otros' mostró la importancia de su monitoreo, que representó del 43,0% al 57,9% para el C (278,81-746,01 kg/ha/año), N (4,18 -10,44 kg/ha/año) y P (0,37-1,43 kg/ha/año).

En definitiva, los datos del pool de carbono y nutrientes aportados al suelo a través del desfronde de *P. halepensis* tienen gran relevancia en esta área semiárida, ya que no solo proporcionan información útil sobre el ciclo de nutrientes, sino que facilitan la simulación de secuestro de carbono del ecosistema.

Para concluir, a la vista de nuestros resultados, las forestaciones con especies autóctonas, siempre que sean mantenidas con una densidad baja, pueden ser una opción viable para la restauración de la calidad del suelo y el incremento del secuestro de carbono en ambientes semiáridos degradados. En este sentido, factores como el tipo de suelo, la litología, la pendiente, la distancia a las fuentes semilleras y el tiempo aproximado para alcanzar las condiciones de referencia deben ser tenidos en cuenta antes de planificar cualquier actuación que tenga entre sus objetivos principales recuperar la biodiversidad y multifuncionalidad del ecosistema.

1 | INTRODUCCIÓN GENERAL



1.1 | CAMBIOS DE USO DEL SUELO

Los cambios de uso del suelo son uno de los principales motores del cambio global. Afectan de forma significativa a la biodiversidad y a la multifuncionalidad de los ecosistemas (Metzger et al., 2006; Anaya-Romero et al., 2016), son una de las causas de la erosión acelerada del suelo (Borrelli et al., 2017) y tienen un papel relevante en la alteración del ciclo del carbono, y, por tanto, en el calentamiento global (Smith et al., 2015; Song et al., 2018). Se estima que la contribución de los cambios de uso del suelo a las emisiones de CO₂ mundiales alcanza un 20 % y son debidas principalmente a la pérdida de biomasa y materia orgánica en los suelos provocadas por la deforestación y por una agricultura intensiva que no incorpora ninguna práctica de conservación del suelo (Smith, 2008; Zdruli et al., 2017). Además, son considerados una de las causas fundamentales de transformación de la Tierra y de la pérdida de servicios ecosistémicos (Geri et al., 2010; Song et al., 2018). Al menos un 80 % de estos servicios ecosistémicos están relacionados con el suelo (Lal, 2001; Smith et al., 2015), como por ejemplo el secuestro de carbono, la regulación hídrica, el reciclado de nutrientes y la fertilidad (Metzger et al., 2006; Adhikari and Hartemink, 2016; Costantini et al., 2016).

Sin embargo, hay determinados cambios de uso del suelo y de manejos, como el abandono de la actividad agrícola, las forestaciones de tierras agrarias y la gestión sostenible de los bosques, que pueden favorecer la restauración de ecosistemas degradados y tener un importante papel en la retirada de gases de efecto invernadero, sobre todo de CO₂, y por tanto en la mitigación del cambio climático (Sanz et al., 2017). En este sentido, por su importancia internacional cabe destacar las Guías de Buenas Prácticas para el Uso del Suelo, Cambios de Uso del Suelo y Selvicultura elaboradas por el IPCC (Penman et al., 2003), las metas recogidas en los Objetivos de Desarrollo Sostenible (UN, 2015) y, más recientemente, las propuestas incluidas en diversos estudios sobre proyecciones de cambio climático y estrategias de retirada de CO₂ (Paustian et al., 2016; Minasny et al., 2017; Fuss et al., 2018; IPCC, 2018).

En Europa, y sobre todo en los países mediterráneos, los cambios socioeconómicos derivados del sistema capitalista y la globalización han promovido el éxodo de la población rural a zonas urbanas y el abandono de la actividad agrícola. Junto con estos factores, las mejoras introducidas en la tecnología de los cultivos intensivos y en la red de distribución de los productos, así como los programas de forestación, explican los cambios de usos en el suelo en los últimos 200 años (Rey-Benayas et al., 2007; Serra et al., 2008). En estas áreas, con suelos escasamente desarrollados donde la climatología juega un papel fundamental en la limitación de la productividad y, por tanto, en la entrada de restos orgánicos al suelo (Álvaro-Fuentes et al., 2008), las prácticas agrícolas ejercidas a lo largo de la historia han esquilado los suelos y deteriorado el paisaje (Sauer y Ries, 2008; García-Ruiz, 2010).

Actualmente, aunque las causas y consecuencias de los cambios de uso del suelo dependen de la escala temporal y regional con las que se evalúen, hay resultados no concluyentes sobre los cambios en la cobertura vegetal y el incremento de superficie forestal. Las diferencias en los datos se deben fundamentalmente a los métodos de medida, al periodo estudiado y a la definición de bosque empleada. De esta forma, el último informe de la FAO (2015) concluye que los bosques autóctonos (entendiendo bosque como una combinación entre cubierta arbórea y uso forestal del suelo) están disminuyendo a nivel global, mientras que las plantaciones de árboles incrementan a una tasa media de 3,6 millones de hectáreas al año desde 1990 y ya representan el 7 % del área de bosques mundial. A escala regional, la desigualdad entre los países, fundamentalmente en los ingresos, determinan la tendencia a la pérdida o ganancia del área de bosques autóctonos: América del Sur y África han registrado la mayor pérdida de bosque nativo en los últimos 30 años a diferencia de Europa, que se mantiene estable. Otros autores muestran que la superficie mundial cubierta por árboles se ha incrementado en un 7,1 % en los últimos 35 años (Song et al., 2018).

En todo caso, son cada vez más los estudios que alertan de los problemas y riesgos en la región mediterránea, donde pese al incremento de la superficie forestal en un 2 %, el 64 % de los bosques se encuentran amenazados por el cambio climático, la presión demográfica, los incendios y la escasez de agua (FAO y Plan Bleu, 2018). Además, los suelos mediterráneos en presencia de factores no favorables - un uso agrícola histórico que a menudo modifica las propiedades del suelo generando impactos a largo plazo que pueden persistir durante décadas e incluso siglos después del abandono, la existencia de un clima extremo, fuertes pendientes, sobrepastoreo, etc.- son más propensos a la erosión y desertificación (Richter y Markewitz, 2001; Rey-Benayas, 2007; García-Ruiz, 2010; Lizaga et al., 2019; Zethof et al., 2019).

Especial atención reciben las áreas secas y semiáridas, que representan un 45 % y un 16 %, respectivamente, del total de la superficie mundial (Plaza et al., 2018). En un contexto de cambio climático, donde se prevé un incremento de la aridez y un mayor riesgo de desertificación, las regiones semiáridas se sitúan entre las más vulnerables del planeta (Plaza et al., 2018). Bajo los escenarios de cambio proyectados, con un incremento en la temperatura media, la concentración de eventos de lluvia y una disminución de la precipitación total (IPCC, 2018), la calidad de los suelos irá empeorando y la provisión de servicios ecosistémicos se verá seriamente comprometida (Anaya-Romero et al., 2015; Peñuelas et al., 2018).

En este sentido, los procesos de sucesión secundaria de la vegetación tras el abandono de la actividad agrícola (restauración pasiva) y las forestaciones de tierras agrarias (restauración activa) están siendo objeto de debate, en primer lugar, como estrategias de restauración ecológica para detener la degradación del suelo, prevenir la erosión y mejorar la biodiversidad, y en segundo lugar, como opciones de mitigación del cambio climático gracias a la función de los bosques y los suelos como almacén de CO₂ (Lal, 2004; Sanz et al.,

2017). En plena consonancia con estos objetivos y consciente de la necesidad de reforzar la resistencia y resiliencia de los ecosistemas, de recuperar los servicios que nos ofrecen y de detener la pérdida de biodiversidad, la Asamblea General de las Naciones Unidas ha declarado la Década para la Restauración de los Ecosistemas 2021-2030.

1.1.1 | Abandono de la actividad agrícola

El abandono de la tierra se define como el cese de las actividades agrícolas en un espacio determinado. Sobre todo en los países de la región mediterránea, el ligero incremento de la superficie forestal desde mediados del siglo pasado se debe principalmente al abandono del uso agrícola de las tierras menos productivas y, en segundo lugar, a las forestaciones de tierras agrarias (Rey-Benayas, 2007; Zanchi et al., 2007; EEA, 2017). En los primeros años de la Política Agraria Comunitaria (PAC) adoptada en 1990, en los países euro-mediterráneos se abandonaron entre el 10 y el 20 % de las tierras agrarias (Acín-Carrera et al., 2013). En total, y como consecuencia de este abandono, un área de 144.733 km² que no fue forestada se ha convertido en pastizales, matorrales y bosques secundarios desde 1990 hasta 2010 (Fuchs et al., 2013). En ese periodo, en el Estado español la expansión del área forestal por procesos de sucesión secundaria, en su mayoría tras el abandono de la actividad agrícola, representa más del doble de la superficie que las forestaciones o plantaciones (Figura 1).

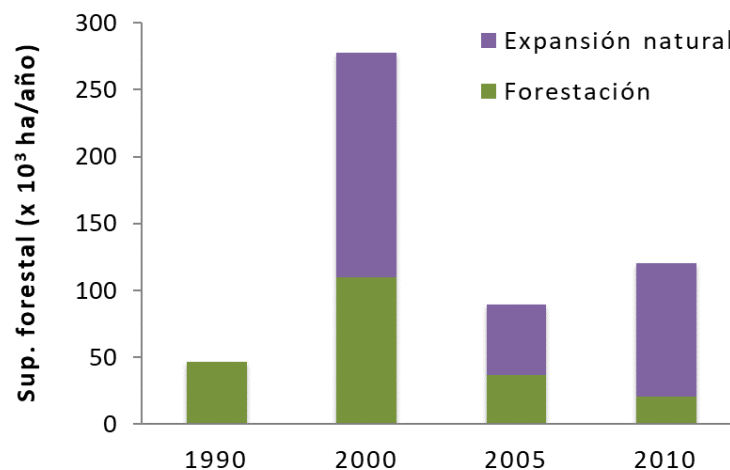


Figura 1. Evolución de la expansión de la superficie forestal en el Estado español (ha/año). Forestación según la FAO: Establecimiento de bosques mediante plantación y / o siembra deliberada en tierras que, hasta entonces, no estaban clasificadas como bosques. Expansión natural: expansión de bosques a través de la sucesión natural en tierras que, hasta entonces, estaban bajo otro uso de la tierra (por ejemplo, la sucesión de bosques en tierras previamente utilizadas para la agricultura). No hay datos disponibles del área de expansión natural en 1990. Elaboración propia a partir de FAO (2015).

Las causas del abandono de la actividad agrícola tienen diferentes dimensiones, pero pueden resumirse en las limitaciones naturales que presentan las tierras y/o su estado de degradación, así como factores socioeconómicos, demográficos e institucionales derivados de la integración de la población rural en el sistema globalizado (Pointereau et al., 2008;

García-Ruiz, 2010; Renwick et al., 2013). A su vez, las consecuencias del abandono son variables desde el punto de vista social, económico y medio ambiental dependiendo de la región del mundo que se trate (Rey-Benayas, 2007): despoblamiento rural y empobrecimiento cultural, incremento del riesgo de incendios al aumentar el combustible vía desarrollo de matorrales en las regiones más secas, pérdida de agrobiodiversidad, pérdida de heterogeneidad en el paisaje, etc.

Por el contrario, los procesos de sucesión secundaria que se generan al abandonar el uso agrícola pueden constituir una oportunidad de restauración pasiva para recuperar la biodiversidad, la multifuncionalidad del ecosistema y los servicios que presta, como la prevención de la erosión y la mejora de calidad del suelo (Post y Kwon, 2000; Rey-Benayas, 2007; Novara et al., 2017; Romero-Díaz et al., 2017). Sin embargo, especialmente en climas semiáridos, la recolonización vegetal puede llevar mucho tiempo y estar muy condicionada por la litología, la pendiente, el clima, el agua disponible, la falta de nutrientes del suelo y, obviamente, por el estado de degradación previo (Lal, 2005; García-Ruiz, 2010; Almagro et al., 2013).

Está generalmente aceptado que la degradación que presentan los suelos tras años de agricultura intensiva, sobre todo los sometidos a la labranza, se debe principalmente a la destrucción de los agregados estables del suelo, que protegen físicamente el carbono orgánico del mismo (Gao et al., 2017). Esta alteración de la estructura afecta a la porosidad y a la capacidad de retención de agua del suelo. Si los suelos han sido volteados y los horizontes han sido mezclados durante la labor, quedan desprovistos de vegetación durante un periodo de tiempo considerable hasta el nuevo, pero lento, establecimiento de comunidades vegetales (Lasanta et al., 2000). Como consecuencia, los suelos en climas semiáridos con un uso agrícola histórico son más propensos a la erosión, que puede verse incrementada por los efectos de eventos climatológicos extremos, como, por ejemplo, las lluvias torrenciales. Para reducir estos impactos y evitar la degradación del suelo en este tipo de ambientes algunos autores apuntan que al menos un 60 % de la superficie debe estar cubierta, extensión que es muy difícilmente alcanzable a medio plazo (Sauer y Ries, 2008). Junto con la lejanía a fuentes semilleras de especies forestales, este es uno de los principales argumentos para realizar actuaciones de restauración activa del ecosistema, como son las forestaciones de las tierras agrarias que se comentarán en el siguiente apartado (García-Ruiz 2010; Cuesta et al., 2012; Derak y Cortina, 2014).

En general, no se dispone de información detallada sobre el estado de conservación de los ecosistemas de las zonas donde la actividad agrícola ha sido abandonada (en adelante, cultivos abandonados) en climas semiáridos, pese a que han pasado a formar parte del mosaico actual del paisaje (Acín-Carrera et al., 2013; Novara et al., 2017; Romero-Díaz et al., 2017). Como señalan estos autores, las consecuencias del abandono del cultivo, sobre todo en los suelos y en sus propiedades físico-químicas, apenas han sido estudiadas. De entre ellas, aspectos relacionados con el papel en el secuestro de carbono quizá son los que han

merecido más atención en los últimos años (Nadal-Romero et al., 2016; Novara et al., 2017; Zethof et al., 2019).

Las evidencias científicas sobre los efectos de los procesos de sucesión secundaria en los suelos, en la recuperación de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos tras el cese de la actividad agrícola son de especial relevancia en un contexto de cambio climático, pero también en el marco de la nueva reforma de la PAC (Acín-Carrera et al., 2013; Novara et al., 2017). Esta cuenta entre sus objetivos principales asegurar la producción de alimentos viables, gestionar de forma sostenible los ecosistemas y conseguir un desarrollo territorial equilibrado contando con la participación activa de toda la comunidad agrícola y gestora, que necesita disponer de información rigurosa para la toma de decisiones.

1.1.2 | Forestaciones de tierras agrarias

Forestaciones de tierras agrarias como estrategia de restauración y de mitigación del cambio climático

La forestación hace referencia a la plantación de árboles en tierras que no han sido forestales en la historia reciente, usando normalmente como referencia temporal los 50 años propuestos en el Protocolo de Kioto (IPCC, 2018). Con forestación de tierras agrarias nos referimos a sembrar o plantar especies forestales en tierras dedicadas al cultivo durante un largo periodo de tiempo, o en las que ya no se cultiva. Por tanto, en lo que respecta a esta tesis doctoral, el término forestación implica un cambio de uso de suelo agrícola a forestal.

Multitud de convenios, normativas y planes estratégicos han fomentado la forestación de las tierras agrarias a nivel internacional, europeo, nacional y regional como estrategia de restauración activa y/o de mitigación del cambio climático (Anexo 1).

En el otoño de 2015, las Naciones Unidas adoptaron la Agenda 2030 que incluye 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) globales para erradicar la pobreza, conservar el planeta y asegurar la prosperidad y la paz para todos los pueblos (UN, 2015). Concretamente, el objetivo 15, "*Gestionar sosteniblemente los bosques, luchar contra la desertificación, detener e invertir la degradación de las tierras y detener la pérdida de biodiversidad*", recoge tres metas estrechamente relacionadas con la restauración de zonas áridas, ecosistemas degradados y los suelos:

15.1. Para 2020, velar por la conservación, el restablecimiento y el uso sostenible de los ecosistemas terrestres y los ecosistemas interiores de agua dulce y los servicios que proporcionan, en particular los bosques, los humedales, las montañas y las zonas áridas, en consonancia con las obligaciones contraídas en virtud de acuerdos internacionales.

15.2. Para 2020, promover la gestión sostenible de todos los tipos de bosques, poner fin a la deforestación, recuperar los bosques degradados e incrementar la forestación y la reforestación a nivel mundial.

15.3. Para 2030, luchar contra la desertificación, rehabilitar las tierras y los suelos degradados, incluidas las tierras afectadas por la desertificación, la sequía y las inundaciones, y procurar lograr un mundo con una degradación neutra del suelo."

A su vez, en este mismo marco, la Unión Europea se propone detener la pérdida de biodiversidad para 2020 y restaurar al menos el 15 % de ecosistemas degradados. Una de las acciones contempladas para conseguirlo es la forestación de tierras agrarias (EEA, 2017).

Estos enfoques integradores suplen, en parte, la preocupación que algunos autores habían mostrado ante estrategias de restauración que anteponían un servicio ecosistémico, como, por ejemplo, el secuestro de carbono, a otros, como la recuperación de la biodiversidad (Rey-Benayas et al., 2009; Bullock et al., 2011). En el caso de programas de forestación de tierras agrarias hay diversos ejemplos en los que las medidas adoptadas han incluido tanto objetivos restauradores como de mitigación del cambio climático, aunque con diferentes grados de éxito.

Por ejemplo, China, el país que ha experimentado el mayor incremento neto en el área de bosque del mundo (un 0,8 %), ha adoptado sendos proyectos de restauración ecológica de suelos degradados, los denominados 'Grain for Green' y 'Three-North Shelter Forest System' que han supuesto más de 62 millones de hectáreas forestadas (Deng y Shangguan, 2017). Concretamente, el 'Grain for Green', implementado en 1999, es uno de los programas de conservación más ambiciosos del mundo para convertir áreas degradadas por la explotación agrícola en pastizales, matorrales y bosques. En este programa, el gobierno chino invirtió más de 63 billones de dólares que incluían compensaciones a los agricultores, la compra de los plántones y la gestión de las parcelas forestadas. Aunque a diferentes niveles según las regiones, tanto el abandono de la actividad agrícola como el potente programa de forestaciones llevadas a cabo han detenido los procesos de erosión y desertificación en grandes áreas del país, incrementado la diversidad y riqueza de especies, la fertilidad del suelo y el stock de carbono y recuperando las funciones hidrológicas de los suelos (Zhang et al., 2010; Deng et al., 2014; Zhang et al., 2019).

De forma similar, con la PAC, antiguos cultivos y tierras de pastoreo en las áreas más marginales del territorio de la Unión Europea han sido nuevamente reforestadas con los objetivos de luchar contra la erosión y desertificación, restaurar ecosistemas degradados, fomentar la conservación de la biodiversidad y la mejora del suelo y mitigar los efectos del cambio climático mediante el secuestro de carbono en la biomasa y los suelos (MAPA, 2006; Montiel-Molina, 2006; Zanchi et al., 2007). Desde la reforma de la PAC de 1992 hasta 2010, Europa ha incrementado su superficie forestal en un 150 % de media comparado con el periodo 1979-1990, porcentaje que aumenta hasta el 200 % en países como el Estado español y Portugal (Rey-Benayas, 2007; Fuchs et al., 2013). De esta forma, según el último Anuario de Estadística Forestal publicado (MAPA, 2017), entre 1994 y 2015 se han forestado en el Estado español 750.403 hectáreas de tierras agrarias, la mayoría (668.205 ha) durante

el periodo 1994-2006 (Figura 2). Andalucía destaca entre las comunidades autónomas que más superficie ha forestado en el mismo periodo, un total de 150.163 hectáreas que ha supuesto una inversión de 544,5 millones de euros (MAPA, 2006; Montero y Serrada, 2013). Las especies usadas han sido principalmente la encina (*Quercus ilex* L. subsp. *ballota* (Desf.) Samp.), el alcornoque (*Quercus suber* L.) y el pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.), al contrario que etapas anteriores en las que se plantaron fundamentalmente coníferas.

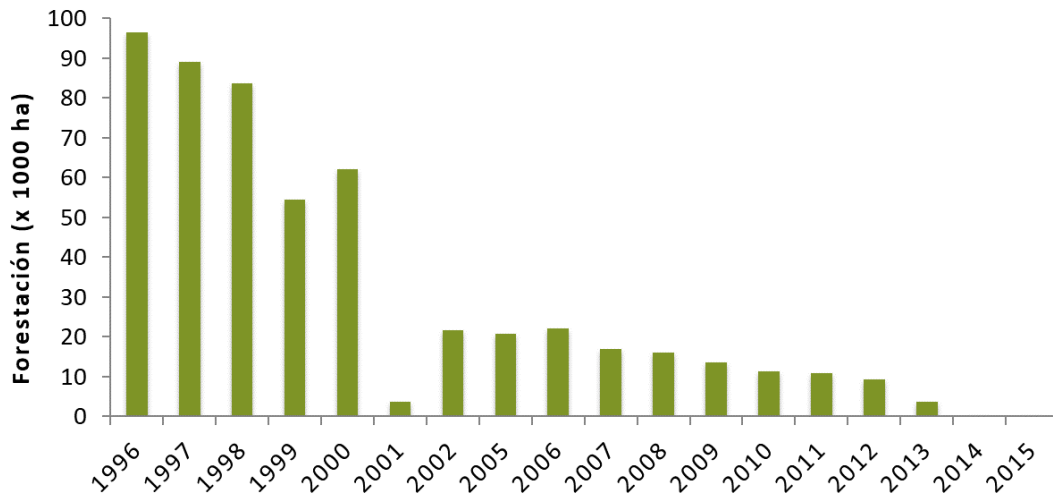


Figura 2. Evolución de la forestación de tierras agrícolas (ha). Elaboración propia a partir de MAPA (2017).

Además del programa de forestaciones de la PAC, normativas nacionales como el Plan Nacional para la Desertificación (MAPAMA, 2008) contempla como acciones prioritarias la reforestación en tierras agrícolas, los tratamientos selvícolas, el mejoramiento de pastizales y matorrales, las prácticas de conservación del suelo y la restauración de riberas fluviales. Este plan identificó 18,4 millones de hectáreas con necesidad de restauración. Sin embargo, durante los últimos diez años, debido a la crisis económica en el país, los esfuerzos se han limitado a la restauración de áreas quemadas después de grandes incendios (FAO y Plan Bleu, 2018).

En climas semiáridos, la forestación de tierras agrícolas abandonadas es una intervención a menudo casi obligada para recuperar una mínima funcionalidad del ecosistema y mitigar procesos de erosión y desertificación (Cortina et al., 2004; Derak y Cortina, 2014), sobre todo debido a la baja capacidad de recuperación de la cubierta vegetal en estos ambientes (García-Ruiz, 2010; Almagro et al., 2013). Sin embargo, no son pocos los autores que han puesto de manifiesto la multitud de incertidumbres relacionadas con los impactos de las forestaciones. Estos están en gran medida relacionados con: (i) la especie y la técnica empleada en la forestación (Romero-Díaz et al., 2010), (ii) los riesgos asociados cuando los resultados son plantaciones monoespecíficas y muy densas, como son la pérdida de biodiversidad, la mortalidad de los árboles, los incendios o las plagas (Maestre y Cortina, 2004; Gómez-Aparicio et al., 2009; Romero-Díaz et al., 2010; Jiménez et al., 2015) y (iii) con los efectos en

las propiedades del suelo, que a su vez dependen del uso previo al que este se haya visto sometido (Guo y Gifford, 2002; Laganière et al., 2010; Zethof et al., 2019).

Una de las principales estrategias restauradoras utilizada desde comienzos del siglo XX en la región mediterránea está basada en la plantación de especies de rápido crecimiento y muy adaptadas a la sequía como son las especies del género *Pinus* sp. Sin embargo, su uso ha recibido como críticas la acidificación del suelo (Berthrong et al., 2009; Romero-Díaz et al., 2010; Podwika et al., 2018), la alteración de la composición de las comunidades vegetales y la paralización de la sucesión natural (Maestre y Cortina, 2004; Romero-Díaz et al., 2010; Jiménez et al., 2015). Fundamentalmente, esto se debe a las plantaciones masivas realizadas en áreas en las que los pinos no pertenecían a la vegetación potencial o ecosistema de referencia, a su elevada densidad inicial, y a que, en general, las masas forestadas carecen de la gestión selvícola necesaria y de fuentes semilleras cercanas y/o dispersores que faciliten su naturalización (Pausas et al., 2004; Gómez-Aparicio et al., 2009).

Por otro lado, gracias a su capacidad para crecer en suelos degradados, determinadas especies de pinos pueden colonizar estas áreas más rápidamente y con mayor éxito que otras consideradas 'nobles' en la región mediterránea, como *Quercus* sp., acelerando los procesos de sucesión en antiguas tierras de cultivos forestadas, sobre todo cuando se le realizan aclareos para disminuir la densidad (Gómez-Aparicio et al., 2009; Jiménez et al., 2015). Asimismo, pueden proporcionar servicios ecosistémicos como la regulación hidrológica y climática y un valor estético, pese a disminuir la disponibilidad de agua cuando se comparan con pastizales nativos (Derak y Cortina, 2004). En cualquier caso, hay que indicar que la principal especie forestal del levante y sur peninsular semiárido es el pino carrasco (Gil, 2008), y por tanto es la principal herramienta de la que disponemos para reconstruir los paisajes forestales semiáridos.

Actualmente, como veremos más adelante, tienen especial relevancia los debates entorno a los efectos de las forestaciones en la evolución de la calidad de los suelos y en la capacidad de secuestro de carbono, sobre todo si se comparan con la alternativa de la restauración pasiva, como sería el caso de procesos de sucesión secundaria tras el abandono del uso agrícola (Fernández-Ondoño et al., 2010; García-Franco et al., 2014).

En general, solo las tierras de cultivo abandonadas o con baja productividad deberían ser usadas para forestar con el objetivo de retirar CO₂ atmosférico, y por tanto, de mitigar el efecto del cambio climático (Fuss et al., 2018). Aunque los rangos de emisiones negativas (CO₂ retirado de la atmósfera) que se pueden alcanzar a través de las forestaciones pueden variar según la bibliografía consultada, Fuss et al. (2018) establecen un secuestro potencial mundial de CO₂ mínimo de 0,5 Gt CO₂/año y máximo entre 3,6-7 Gt CO₂/año, que puede llegar a 12 Gt CO₂/año en 2100.

En este sentido, diversos autores han puesto de manifiesto la limitación del papel de las forestaciones en la mitigación del cambio climático (Burrascano et al., 2016; Fuss et al.,

2018), ya que podrían constituir una medida solo a corto plazo con implicaciones no siempre significativas en el balance de emisiones y retirada de CO₂. Sin embargo, otros autores plantean que, incluso en ese caso, es una estrategia que permite ganar tiempo mientras se desarrollan nuevas tecnologías (Cunningham et al., 2015).

A su vez, esta estrategia de mitigación puede tener multitud de efectos positivos secundarios, dentro de los que destacan la mejora en la calidad del suelo e impactos significativos en el ciclo de los nutrientes y del agua (Paustian et al., 2016; Fuss et al., 2018). Aunque algunos autores plantean la dificultad para recuperar la biodiversidad (Burrascano et al., 2016; Romero-Díaz et al., 2017), las forestaciones podrían incrementarla, siempre que se realicen con especies autóctonas y a unas densidades adecuadas, y se planifiquen actuaciones de manejo sostenibles (Bustamante et al., 2014; Cunningham et al., 2015; Paul et al., 2016; Fuss et al., 2018). Por otra parte, y como se tratará en siguientes apartados, los aclareos también pueden mejorar la resistencia y resiliencia de los ecosistemas forestales y favorecer dinámicas de sucesión secundaria (Gómez-Aparicio et al., 2009; Allen et al., 2010; Jiménez et al., 2015).

Limitaciones de las forestaciones como estrategia de mitigación del cambio climático en el marco internacional

El Protocolo de Kioto (en vigor hasta 2020), establecía en 1997 por primera vez a nivel internacional, aunque lamentablemente de forma no vinculante, objetivos de reducción de emisiones netas de gases de efecto invernadero para los principales países desarrollados, un 5 % por debajo de los niveles de 1990 para el período 2008-2012, y con economías en transición. Además, planteaba la adopción de estrategias de mitigación (artículo 3.3 y 3.4 del Protocolo) a través de acciones para extraer CO₂ de la atmósfera, entre las que se encuentran las forestaciones, las reforestaciones o la gestión de terrenos agrícolas (IPCC, 2001a). En este sentido, las Guías de Buenas Prácticas para el Uso del Suelo, Cambios de Uso del Suelo y Selvicultura (GPG LULUCF) tienen el objetivo de examinar en qué medida varían los flujos de carbono entre diferentes reservorios y cómo cambian los contingentes de carbono en respuesta a las acciones de mitigación (Penman et al., 2003).

Sin embargo, el quinto informe de evaluación del IPCC (2014) destaca que, pese a las estrategias de mitigación del cambio climático adoptadas en los últimos años, las emisiones de gases de efecto invernadero registradas desde 2000 a 2010 han sido las más elevadas de la historia de la humanidad.

Los escenarios de mitigación que contemplan como probable un aumento de temperatura inferior a 2 °C respecto a niveles preindustriales, límite establecido en el Acuerdo de París, se caracterizan por una reducción de emisiones de gases de efecto invernadero entre el 40 y 70 % para 2050 (comparados con los de 2010) y niveles casi nulos de emisiones para 2100. Estos escenarios implicarían un aumento de la eficiencia energética, como por ejemplo cuadruplicar las fuentes limpias de suministro energético, y una amplia

gama de cambios en el uso del suelo, entre los que se incluyen distintas escalas de producción de bioenergía, la forestación y la reducción de la deforestación. Concretamente, entre los ejemplos de medidas de mitigación, el IPCC (2014) incluye las opciones de aumento de los reservorios de carbono existentes mediante la forestación y el secuestro de carbono en el suelo, entre otros. Además, la forestación, junto a la conservación del suelo, también forma parte de las opciones ecosistémicas de adaptación estructural al cambio climático.

Recientemente, el IPCC ha publicado el informe *Global Warming of 1.5 °C* (IPCC, 2018) centrado en definir y evaluar los impactos que tendría establecer como límite de incremento de temperatura 1,5 °C respecto a los niveles preindustriales en lugar de los 2 °C del Acuerdo de París. Principalmente, este escenario conllevaría alcanzar el nivel de emisiones cero de carbono en 2050 en lugar de en 2075. Para ello, se requerirán medidas rápidas y eficientes en energía, suelo, infraestructuras, transportes e industrias que contemplarán una amplia gama de opciones de mitigación y un aumento de las inversiones.

En el informe, el IPCC alerta de que la mayoría de las opciones de remoción o retirada de CO₂, como la forestación, adoptadas de forma individual, tienen serias dificultades de viabilidad ya que limitan el objetivo de alcanzar de manera sostenible a escala global el incremento de temperatura de 1,5 °C, pero también de los 2 °C. Incluso si la forestación se implementa de manera adecuada teniendo en cuenta los posibles beneficios colaterales (por ejemplo, el incremento de la biodiversidad y de la calidad del suelo), la mitigación del cambio climático disminuirá con el tiempo, ya que, por ejemplo en el caso del suelo, los ecosistemas forestales alcanzan un nivel de saturación de carbono transcurridos entre 20 y 100 años sin cambios de uso o manejo (Paustian et al., 1997; IPCC, 2000). De ahí la urgencia de combinar diferentes estrategias de mitigación (cambiar los sistemas de producción y los hábitos de transporte, consumo y alimentación a escala planetaria) y técnicas de remoción de dióxido de carbono (forestación, cultivos de bioenergía y secuestro de carbono, secuestro de carbono orgánico del suelo).

1.2 | PROPIEDADES DEL SUELO

En los últimos años, la comunidad científica ha puesto de manifiesto la necesidad de adoptar acciones integrales de restauración de los ecosistemas que tengan en cuenta tanto la recuperación de sus múltiples funciones como los servicios que prestan (Putz y Redford, 2009; Bullock et al., 2011; Manning et al., 2018). Por ejemplo, el alcance de la mayoría de los ODS está determinado en gran medida por tener en cuenta los servicios ecosistémicos y las funciones de los suelos (Figura 3).

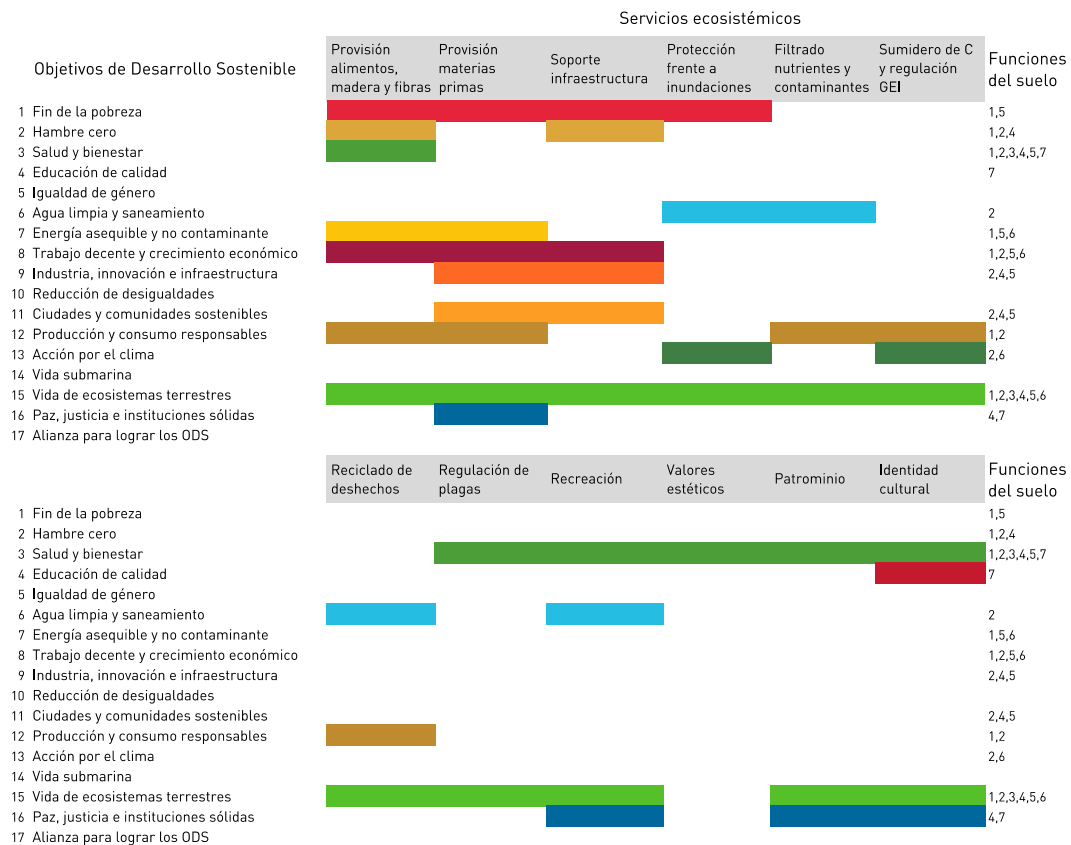


Figura 3. Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) relacionados con los servicios ecosistémicos y las funciones del suelo. Funciones del suelo: 1. Producción de biomasa (agricultura y bosques). 2. Almacén, filtrado y reciclado de nutrientes, sustancias y agua. 3. Reserva de biodiversidad (hábitats, especies y genes). 4. Medio físico y cultural para el ser humano y su actividad. 5. Suministro de materias primas. 6. Reserva de carbono. 7. Archivo del patrimonio geológico y arqueológico. Adaptada de Keesstra et al. (2016).

Este nuevo enfoque incluye el estudio de la multifuncionalidad de los suelos y su influencia en los servicios ecosistémicos, que a su vez dependen de las propiedades edáficas que intervienen en esas funciones (Smith et al., 2015; Greiner et al., 2017). En este sentido, centrándonos en las funciones ecológicas, aunque no existe una definición concreta y consensuada que las abarque todas (Drobnik et al., 2018; Wiesmeier et al., 2019), estas se pueden resumir en: (i) el filtrado, almacenamiento y suministro de agua, (ii) el almacenamiento, suministro y reciclado de nutrientes, (iii) el sustento para la actividad biológica y la producción de biomasa y (iv) el secuestro de carbono. Las propiedades físico-químicas del suelo interactúan entre ellas y se convierten en componentes claves de estas funciones (Dominati et al., 2010). Por lo tanto, son de gran utilidad para evaluar una amplia gama de servicios ecosistémicos (Figura 4).

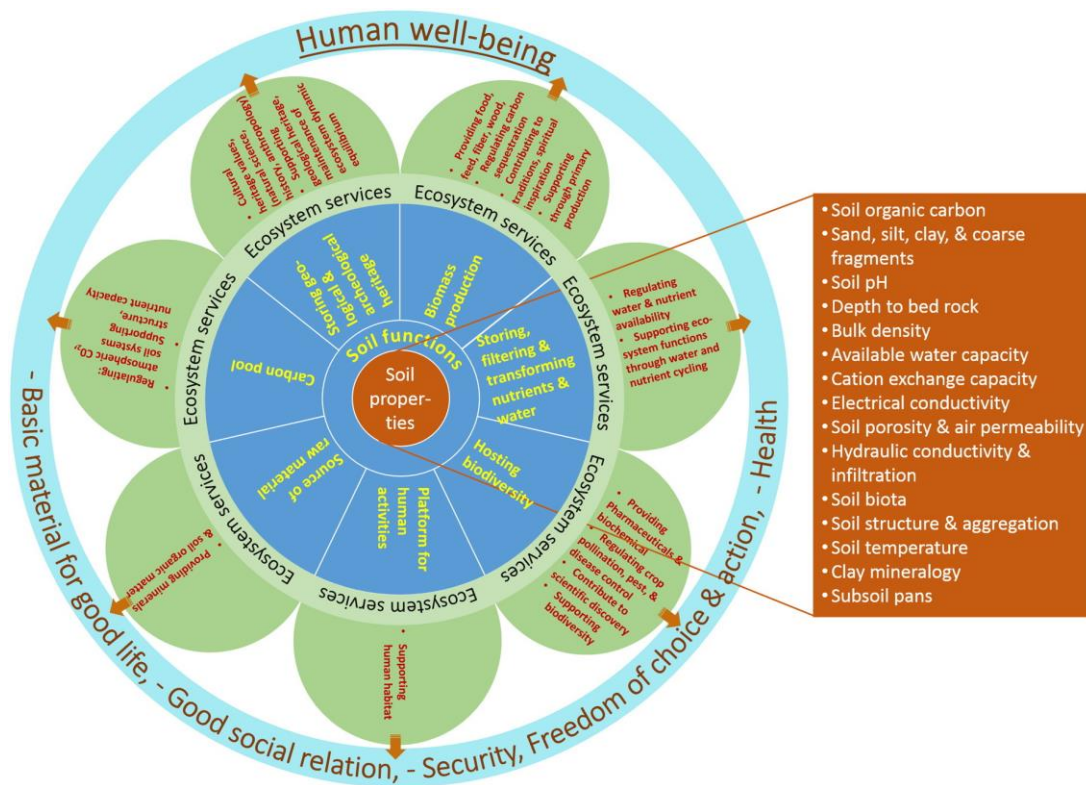


Figura 4. Diagrama conceptual de Adhikari y Hartemink (2016) que vincula las propiedades clave del suelo con los servicios del ecosistema a través de las funciones del suelo para el bienestar humano.

Además, las propiedades físico-químicas son los indicadores de calidad edáfica más usados en restauración de los ecosistemas terrestres, ya que son fácilmente medibles, fiables y comparables mediante procedimientos estandarizados (Nortcliff, 2002; Costantini et al., 2016; Bünemann et al., 2018; Manning et al., 2018). Por ejemplo, en los estudios sobre la calidad de los suelos forestales, el carbono en el suelo, el pH y el fósforo disponible son utilizados entre el 75-91 % de los casos, seguidos de variables relacionadas con el agua en el suelo, la densidad aparente, el potasio disponible, la textura, el nitrógeno total y la capacidad de intercambio catiónico, entre otras (Bünemann et al., 2018).

Ya que la mayoría de estas propiedades son sensibles a los cambios de uso del suelo, su monitorización es de gran utilidad para evaluar tanto los efectos de las forestaciones y del abandono de la actividad agrícola en la calidad del suelo (Acín-Carrera et al., 2013; Muñoz-Rojas et al., 2016; Wu et al., 2016), como la regulación del clima mediante el secuestro de carbono en el suelo (Smith et al., 2015; Greiner et al., 2017).

En general, los suelos de climas semiáridos presentan un escaso desarrollo debido fundamentalmente a la baja y variable precipitación y a la alta evapotranspiración, que limitan la actividad biológica, la productividad y la fertilidad (Lal, 2004; Plaza et al., 2018). Aunque las propiedades edáficas en estos ambientes son muy variables, los suelos suelen presentar una baja concentración de materia orgánica, que suele estar por debajo del 1,7 %, y una textura gruesa que conducen a una baja capacidad de retención de agua, a una

densidad aparente alta y a una baja capacidad de intercambio catiónico (Zdruli et al., 2004; Álvaro-Fuentes et al., 2008; Ruiz-Peinado et al., 2017; Plaza et al., 2018).

1.2.1 | Textura

La textura hace referencia a las propiedades mecánicas de una muestra de suelo (Porta et al., 2013). La clase textural, definida a partir de los porcentajes de las diferentes fracciones granulométricas que componen el suelo (arena, limo y arcilla), es un indicador de otras propiedades como son la permeabilidad, la capacidad de retención de agua disponible o la capacidad de almacenamiento de nutrientes. De esta forma, los suelos arenosos tienen mayor permeabilidad que los suelos francos o arcillosos, pero una menor capacidad de retención de agua disponible y capacidad de almacenamiento de nutrientes.

Debido a la protección que confiere la arcilla frente a la mineralización de la materia orgánica del suelo, esta fracción es especialmente relevante en los procesos de secuestro de carbono en el suelo. De hecho, el contenido en arcilla de un suelo es uno de los parámetros imprescindibles para simular la evolución del carbono orgánico en el mismo mediante modelos matemáticos como RothC (Coleman y Jeckinson, 1996). Otros modelos más avanzados, por ejemplo, ECOSSE, incorporan además la información relativa a las fracciones arena y limo (Smith et al., 2010).

1.2.2 | Estructura

Aunque no hay un consenso universal para establecer la estructura de un suelo, esta propiedad física hace referencia al nivel de compactación, al grado, forma, tamaño y estabilidad de los agregados del suelo y a la morfología, distancia y conectividad de la red de poros (Rabot et al., 2018). El mantenimiento de una buena estructura del suelo afecta positivamente al comportamiento y funciones del suelo (Lal, 2004; Porta et al., 2013; Peng et al., 2015):

- proporcionando la vía para el transporte de agua, nutrientes y gases
- facilitando las relaciones suelo-planta, sobre todo en cuanto a la penetración y crecimiento de las raíces
- aportando el hábitat a multitud de organismos vivos
- disminuyendo el riesgo de erosión del suelo

Es una propiedad dinámica que está muy relacionada con la textura y la materia orgánica (Costantini et al., 2016), ya que esta última condiciona la agregación de las partículas del suelo y la formación de complejos arcillo-húmicos afectando a la fertilidad y a la calidad edáfica. La formación de agregados estables favorecidos por las entradas de material vegetal disminuye la mineralización de la materia orgánica, y por tanto, potencia los procesos de secuestro de carbono en el suelo, sobre todo en suelos con alto contenido en arcilla.

Otros factores que controlan la formación de agregados son diversos componentes del suelo (mineralogía de las arcillas, los óxidos de hierro y aluminio, el carbonato cálcico, etc.), el clima, la humedad del suelo y la acción antrópica (Porta et al., 2013). Por ejemplo, uno de los principales efectos de las prácticas agrícolas tradicionales (el laboreo), que puede perdurar incluso décadas después de un cambio de uso, es la alteración de la estructura debido a la compactación del suelo y a la destrucción de los agregados (Dominati et al., 2010; Cunningham et al., 2015; Gao et al., 2017).

1.2.3 | Densidad aparente

La densidad aparente, la masa de suelo seco por unidad de volumen, es una propiedad vinculada con la roca madre, el desarrollo del suelo y su uso (Zeng et al., 2014). Es un indicador del grado de compactación de un suelo y está relacionada con otras características importantes como son las condiciones de aireación, el crecimiento de las raíces y la capacidad de retención de agua disponible (Rabot et al., 2018). Además, es un parámetro que permite calcular el contenido en volumen de carbono o de un nutriente a partir de su porcentaje en peso para una profundidad estudiada (Lal et al., 2013).

Su contribución a las funciones del suelo depende fundamentalmente de la textura del suelo y del contenido en materia orgánica (Rabot et al., 2018). Aunque a un ritmo lento, los aportes de materia orgánica al suelo pueden disminuir la densidad aparente (Cunningham et al., 2015). De la misma forma, el laboreo, sobre todo en la capa superficial del suelo, reduce su valor. Sin embargo, en este caso, los impactos de la maquinaria agrícola y las lluvias pueden volver a compactar el suelo resultando en un aumento de la densidad aparente en un periodo de tiempo muy corto.

Al influir en procesos como la infiltración del agua, en su almacenamiento y en la penetración de los gases en el suelo, contribuye indirectamente a la provisión de importantes servicios ecosistémicos de los suelos, como son la producción de biomasa, el ciclo de los nutrientes y la regulación del clima (Costantini et al., 2016).

1.2.4 | Capacidad de retención de agua disponible

Entre todas las variables relacionadas con el agua en el suelo, la capacidad de retención de agua disponible (CRAD) es una propiedad importantísima en los ecosistemas semiáridos ya que determina la cantidad de agua que puede almacenar un volumen de suelo en un estado energético que la hace disponible para las plantas (Chen et al., 2008; Porta et al., 2013). Por tanto, influye en la estructura de la vegetación y en su cobertura (Costantini et al., 2016), así como en la fertilidad del suelo (Bastida et al., 2008). A su vez, la CRAD está influenciada por el desarrollo de las raíces dependiendo del grado de compactación del suelo (Horne y Scotter, 2016).

Está determinada en gran parte por la textura, la estructura, la densidad aparente y la cantidad de materia orgánica del suelo (Acín-Carrera et al., 2013; Liu et al., 2013; Zeng et al., 2014). Suelos de texturas finas suelen tener una CRAD superior que otros con texturas más gruesas (Austin et al., 2004).

Debido a su relevancia en funciones del suelo como el transporte y retención del agua y nutrientes, contribuye directa e indirectamente a la provisión de numerosos servicios ecosistémicos. Entre ellos destacan la purificación y distribución del agua en el suelo y la producción de alimentos, fibras y biomasa (Costantini et al., 2016).

1.2.5 | pH

La acidez o basicidad están asociadas a multitud de propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Además, los cambios en el pH pueden alterar los procesos biogeoquímicos y tener efectos cascada en las funciones y servicios de los ecosistemas (Hong et al., 2018). Por ejemplo, el pH condiciona la biodisponibilidad de los nutrientes así como la descomposición de la materia orgánica (Porta et al., 2013). La máxima disponibilidad de nutrientes se da en suelos ligeramente ácidos (6,1-6,5), mientras que los suelos ácidos sin carbonato cálcico (< 5,5) son deficitarios en nutrientes como el Ca, el K y el N. Además, la acidez del suelo puede provocar una disminución en el crecimiento de las bacterias en favor de los hongos, así como la descomposición y evolución de la materia orgánica. Por el contrario, pH básicos limitan la disponibilidad en el suelo de nutrientes, como el P, y micronutrientes.

El pH incide en funciones y servicios del suelo tan importantes como la producción de biomasa y de alimentos, el filtrado y reciclado de elementos y nutrientes, el movimiento del agua en el suelo y la habitabilidad para la edafo-fauna del suelo (Porta et al., 2013; Adhikari y Hartemink, 2016; Costantini et al., 2016).

1.2.6 | Capacidad de intercambio catiónico

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) hace referencia al número de moles de iones carga positivos que pueden ser intercambiados por unidad de masa seca de suelo. Está influenciada por la materia orgánica, la arcilla y el pH del suelo. La propiedad de intercambiar iones en la interfase sólido-líquido del suelo controla la disponibilidad de nutrientes fundamentales para las plantas, como el K^+ , el Ca^{2+} y el Mg^{+2} , interviene en el desarrollo de la estructura y estabilidad de los agregados a través de su papel en la floculación-dispersión de las arcillas e influye en la función del suelo de depuración, ya que permite retener elementos contaminantes (Lal et al., 2013; Porta et al., 2013).

Además de contribuir a la provisión de servicios ecosistémicos como el filtrado y reciclado de los nutrientes en el suelo, esta propiedad favorece la producción primaria. A su vez, un incremento en la CIC, por ejemplo, por un aumento en los aportes de materia vegetal al

suelo, puede tener un efecto positivo directamente en la fertilidad (Costantini et al., 2016). Además de indicar el estado de degradación del suelo (Ruiz-Sinoga et al., 2012), autores como Wan et al. (2018) incluso la proponen como un indicador de la diversidad vegetal regional.

1.2.7 | Carbonatos

La concentración de carbonatos en un suelo depende del material parental. Entre otras características, tienen la capacidad de incrementar el pH. En el caso del carbonato cálcico, es la principal fuente del elemento calcio a la solución del suelo y, por tanto, es una fuente nutricional para las plantas. Sin embargo, su presencia puede provocar clorosis férrica al aumentar la concentración del anión HCO_3^- , que bloquea la absorción de hierro por las plantas (Porta et al., 2013).

Aunque en suelos áridos y semiáridos una parte del carbono inorgánico del suelo puede estar presente en forma de carbonatos (Smith et al., 2015), en la mayoría de los casos, los cambios en el stock de carbono inorgánico son muy lentos y no tienen un papel significativamente relevante en el secuestro de carbono.

La importancia del CaCO_3 en las funciones del suelo también radica en el efecto que puede ejercer sobre el carbono orgánico del suelo, ya que estabiliza los agregados inhibiendo la dispersión de las arcillas y bloquea los procesos de mineralización de la materia orgánica (Fernández-Ugalde et al., 2009; Porta et al., 2013). Además, influye en la capacidad del suelo para retener compuestos solubles, como, por ejemplo, los nitratos (Greiner et al., 2017).

1.2.8 | Materia orgánica y carbono orgánico

La materia orgánica del suelo procede de la descomposición de restos vegetales, animales y microbianos, que incluyen sustancias húmicas de síntesis y millones de organismos vivos que, junto a las enzimas, son los responsables de los procesos bioquímicos y biológicos que se dan en el suelo (Porta et al., 2013). Los componentes químicos de la materia orgánica son carbono, que es el componente principal (52-58 %), oxígeno (34-39 %), hidrógeno (3,3-4,8 %), nitrógeno (3,7-4,1 %), y en menor cantidad, azufre, fósforo, potasio, calcio, magnesio, hierro y molibdeno, entre otros.

La descomposición se lleva a cabo a través de dos procesos distintos, que de forma muy resumida consisten en:

1. Humificación, en la cual la materia orgánica fresca se transforma en humus. El humus persiste en el suelo en uniones con la fracción mineral del suelo y supone entre el 60 y 80 % de la materia orgánica del suelo.

2. Mineralización, que es el proceso que transforma los compuestos orgánicos en inorgánicos, generalmente minerales solubles o gaseosos que pueden ser liberados a la

atmósfera, como el carbono en forma de CO₂ (Porta et al., 2013). La mineralización tiene gran importancia en el ciclo de nutrientes de las plantas, ya que la nutrición requiere de la mineralización y la liberación de nutrientes como paso previo a su absorción por las raíces.

En general, los factores que influyen en las características y evolución de la materia orgánica se pueden agrupar en climáticos (temperatura y humedad), edáficos (mineralogía, contenido en arcilla, capacidad de intercambio catiónico, pH, ...) y relacionados con el uso y el manejo del suelo (Smith, 2008). La cantidad y naturaleza de los aportes de biomasa al suelo y los procesos de mineralización de la materia orgánica presentan gran variabilidad según el clima, el tipo de suelo y el uso que soporte. En general, la descomposición de la materia orgánica aumenta con la temperatura y la humedad debido a la mayor actividad microbiana del suelo. En climas húmedos y cálidos, aumenta la productividad, pero las pérdidas de carbono asociadas al incremento de la mineralización por altas temperaturas son mayores, y por tanto el tiempo de permanencia de carbono en el suelo es menor. En ecosistemas áridos y semiáridos del sur de Europa, la precipitación limita la producción de biomasa, pero también disminuye la mineralización, ya que los periodos de mayor humedad no suelen coincidir con las temperaturas más altas, resultando en incrementos en el carbono orgánico del suelo (Freibauer et al., 2004). Por otra parte, características del suelo como el contenido en CaCO₃ o el porcentaje de materiales finos, especialmente arcilla, protegen el carbono orgánico de la mineralización (Lal, 1997).

La materia orgánica está ampliamente interrelacionada con el resto de las propiedades físico-químicas y biológicas e interviene en la mayoría de las funciones de los suelos y los servicios ecosistémicos de provisión, regulación y soporte que prestan (Tabla 1).

Tabla 1. Resumen de la relación entre la materia orgánica del suelo y el resto de propiedades edáficas y principales servicios ecosistémicos que presta. Elaboración a partir de Lal (2004), Porta et al. (2013) y Peng et al. (2015).

MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO		
Propiedades físicas	Propiedades químicas	Propiedades biológicas
Mejora la estructura (formación y estabilización de agregados)	Incremento de la capacidad de intercambio catiónico	Fuente de alimentos y energía metabólica para los microorganismos y la fauna del suelo a través de la mineralización (liberación de macro y micronutrientes) y la biodegradación (vitaminas, aminoácidos)
Aumento de la porosidad y aireación	Estabiliza nutrientes e influye en su cantidad y disponibilidad	Efecto antibiótico frente organismos patógenos
Disminución de la densidad aparente	Capacidad amortiguadora de los cambios de pH	Disminución del impacto de perturbaciones ambientales
Aumento de la capacidad de retención del agua gracias a las sustancias húmicas	Formación de complejos órgano-minerales	
Aumento de la infiltración	Contribuye a los procesos de meteorización	
Menor riesgo de sellado y encostramiento superficial		
Prevención de la erosión		
Disminución del albedo		

Clave en los ciclos biogeoquímicos, mejora la biodiversidad, mejora la calidad y fertilidad del suelo, principal almacén de carbono en ecosistemas terrestres

El carbono orgánico del suelo (COS) es el indicador por excelencia de la calidad y el estado de conservación del suelo y cumple un papel fundamental en la mitigación del cambio climático mediante el secuestro de carbono, ya que representa aproximadamente el 67 % del total de la reserva de carbono terrestre (Lal, 2008; Qiu et al., 2018).

1.2.9 | Nitrógeno

El nitrógeno puede encontrarse en el suelo en forma de nitrógeno orgánico, amoniacal, nitritos y nitratos. Es un elemento esencial para el crecimiento de las plantas que solo puede ser utilizado por ellas en forma de nitrato o amonio tras la fijación bacteriana del N₂ atmosférico y procesos de nitrificación (Porta et al., 2013).

Los cambios en el N del suelo dependen del balance entre las entradas (que en terrenos donde no se apliquen fertilizantes procederían del material vegetal que cae al suelo, la deposición atmosférica y la fijación biológica) y las salidas (por el consumo por las plantas y las pérdidas a la atmósfera o a las aguas subterráneas). Por tanto, la disponibilidad para las plantas depende de la presencia de materia orgánica en el suelo y de su mineralización, por lo que aportes deficientes de material vegetal pueden incorporar cantidades insuficientes de N, provocando una paralización de la producción primaria y del crecimiento. De esta forma, la principal contribución de esta propiedad del suelo a los servicios ecosistémicos es a través de su influencia en la producción de biomasa (Costantini et al., 2016).

Pero más allá de ser decisivo en el funcionamiento de los ecosistemas terrestres, el N en el suelo es un parámetro clave en la regulación del secuestro de carbono a largo plazo (Li et al., 2012). Esto se debe a que los ciclos de C y N están interrelacionados, de forma que un cambio en uno de ellos tiene una influencia directa en el otro. Consecuentemente, el papel de almacén de C de un ecosistema se podrá mantener siempre que haya entradas de N en el mismo. Por el contrario, ante la tendencia decreciente en la disponibilidad de N planteada en diversas investigaciones (Luo et al., 2004; Craine et al., 2018), el secuestro de carbono derivado del efecto fertilizador de las emisiones de CO₂ podría descender a medida que la falta de N limite la capacidad de crecimiento de la vegetación (Figura 4).

Además, especialmente en climas semiáridos, los eventos de secado y re-humedecimiento del suelo pueden tener gran influencia en los procesos de mineralización del N y del C, y por tanto, en su secuestro en el suelo (Austin et al., 2004; Rodríguez et al., 2019).

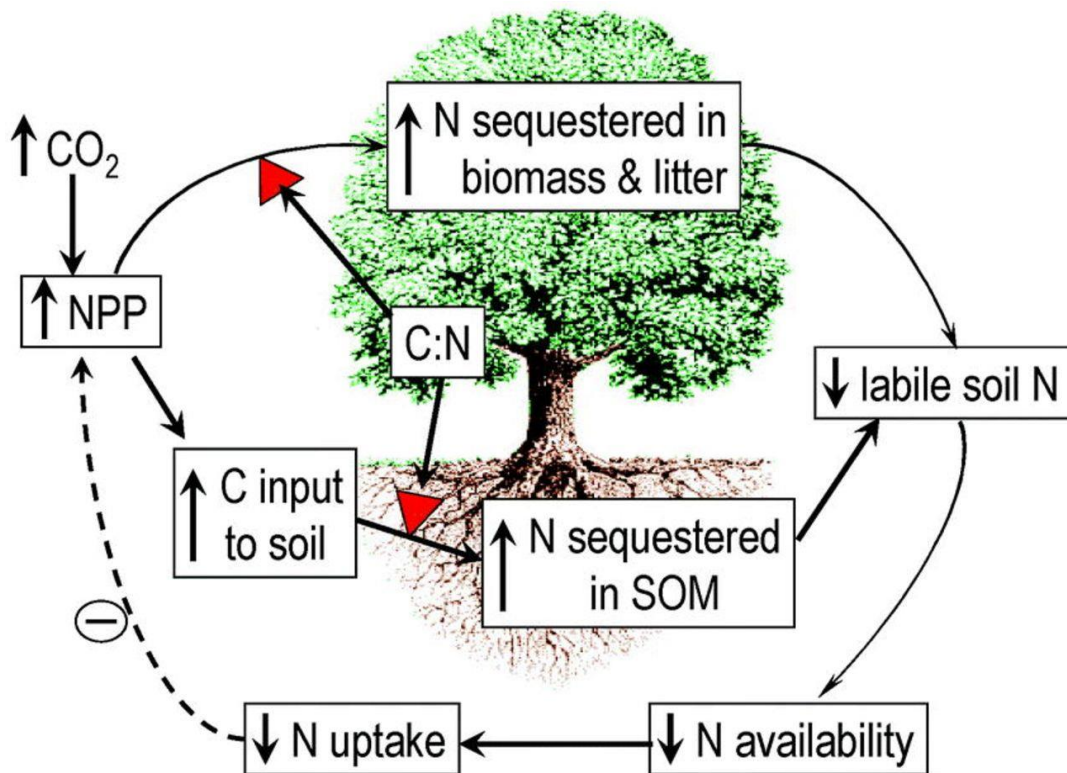


Figura 4. Procesos de retroalimentación para cantidades de CO₂ elevadas que conducen a una limitación progresiva de nitrógeno. Extraída de Luo et al. (2004).

1.2.10 | Relación C:N

La relación entre el contenido de carbono orgánico y el de nitrógeno puede estar referida al material vegetal, a los tejidos de las plantas o al suelo. En medios edáficos, la relación C:N permite caracterizar la riqueza en nitrógeno de la materia orgánica del suelo informando de la tasa a la que el N estará a disposición de las plantas (Porta et al., 2013).

Es un indicador del estado nutricional del suelo (Zhang et al., 2018). En general, valores bajos (C:N < 10) implican una mayor liberación de N, y, por tanto, el predominio de procesos de mineralización. Por el contrario, valores altos (C:N > 25-30) indican que la materia orgánica tiene una baja capacidad de descomposición que incrementaría la estabilización del C en el suelo (Cunninghan et al., 2015).

1.2.11 | Fósforo

En los suelos, el fósforo se encuentra dentro de los nutrientes más limitantes del crecimiento de las plantas, ya que solo está disponible en sus formas iónicas disueltas, que reaccionan rápidamente con los cationes de calcio, hierro y aluminio para formar compuestos altamente insolubles (Smith et al., 2015). Junto con el carbono y el nitrógeno, juega un papel clave en el crecimiento de las plantas, en la actividad microbiana del suelo y en el ciclo del carbono en el suelo. En su forma disponible, es una de las propiedades más

usada en los índices de calidad del suelo tras el carbono orgánico y el pH (Bünemann et al., 2018).

En tierras bajo agricultura intensiva, como consecuencia de la aplicación excesiva de fertilizantes químicos sintéticos, servicios asociados a la regulación y el soporte de los ecosistemas se han visto afectados por problemas de eutrofización, contaminación, alteración de los ciclos biogeoquímicos y reducción de la biodiversidad.

En ambientes forestales mediterráneos, la limitación de P puede ralentizar los procesos de regeneración, que ya de por sí se ven comprometidos por la falta de agua disponible y la competencia inter e intraespecífica (Sardans et al., 2004).

1.2.12 | Potasio

El potasio es un nutriente esencial para las plantas que cumple con funciones fisiológicas determinantes en la homeostasis y la regulación del agua (mantenimiento de la turgencia celular, presión osmótica, control de la transpiración), en la actividad enzimática y síntesis de proteínas, en el transporte interno de aminoácidos y nitratos y en la fotosíntesis, entre otras.

Puede estar disuelto en la solución del suelo, unido en las posiciones de cambio de las partículas de arcilla y de la materia orgánica o formar parte de las estructuras cristalinas de minerales como el feldespato y la mica (Porta et al., 2013; Sardans y Peñuelas, 2015). Sin embargo, la cantidad disponible para las plantas en la solución del suelo generalmente es muy baja y es lixiviada muy fácilmente. De ahí que sea uno de los elementos, junto al N y al P, que mayoritariamente constituye los fertilizantes químicos.

El potasio disponible tiene un papel clave en el funcionamiento de los ecosistemas sobre todo en ambientes semiáridos, ya que su deficiencia en el suelo disminuye la resistencia de la vegetación al estrés por sequía. Como en cantidades insuficientes puede limitar el crecimiento de las plantas, influye directamente en la capacidad de almacén de carbono de los ecosistemas terrestres y, como se ha comprobado recientemente, en la recuperación de la biodiversidad en ambientes desertificados (Sardans y Peñuelas, 2015; Qiu et al., 2018).

1.3 | SECUESTRO DE CARBONO EN EL SUELO

1.3.1 | Secuestro de carbono en el suelo en climas semiáridos

En términos generales, existen cinco depósitos principales de carbono (Lal, 2008; Zdruli et al., 2017): los océanos (38.400 Pg C), los combustibles fósiles (4.130 Pg C), el suelo (2.500 Pg C), la atmósfera (760 Pg) y la biosfera (560 Pg C). El carbono no permanece estático en cada compartimento, sino que existen almacenes y fuentes que determinan la cantidad que se secuestra o que se emite como CO₂. En ecosistemas terrestres como los bosques, los flujos se dan principalmente entre la atmósfera, la vegetación y el suelo (Lal, 2008). A nivel global, se estima que los bosques secuestran 861 Pg C, de los que un 44 % se almacenan en el suelo

(hasta 1 m), un 42 % en la biomasa viva, un 8 % en la madera muerta y un 5 % en la hojarasca (Pan et al., 2011).

Según la FAO y Plan Bleu (2018), el carbono almacenado en los bosques de la región mediterránea incrementa a un ritmo de casi un 2 % de media anual desde 1990. En 2015, los ecosistemas forestales de Francia, Turquía, Italia y Estado español almacenaron el 67,7 % de las 5.066 billones de toneladas de carbono fijadas en la biomasa y en el suelo de los bosques mediterráneos. Por otro lado, diversas investigaciones destacan que entender la contribución de los ecosistemas semiáridos al ciclo del carbono a nivel local puede ser clave para el sistema climático (Rotenberg y Yakir, 2010; Korkanç, 2014). Por ejemplo, Ahlström et al. (2015) han evidenciado que los ecosistemas semiáridos (biomasa y suelo) han dominado la tendencia positiva del secuestro global de CO₂ en las recientes décadas, concretamente un 57 % del total (0,04 Pg C/ año).

Aproximadamente la mitad de CO₂ que la vegetación retira de la atmósfera mediante la fotosíntesis se deposita en el suelo donde se acumula en forma de materia orgánica que puede ser devuelta como CO₂ a través de la mineralización. El secuestro de carbono por el suelo implica la eliminación de CO₂ atmosférico por las plantas (estimado en un 10 % de las emisiones mundiales) y su almacenamiento como materia orgánica en el mismo (Lal, 2004). El principal mecanismo de secuestro de carbono en el suelo es la formación de microagregados estables que se desarrollan en torno a la descomposición de la materia orgánica particulada debido a la formación de polímeros húmicos y complejos orgánico-minerales que contienen fundamentalmente arcilla y óxidos de aluminio y hierro (Lal, 1997). La correlación entre el carbono orgánico del suelo (COS) y el estado de agregación depende del clima, del tipo de suelo, de la textura (especialmente de la arcilla), la mineralogía y la historia de un suelo. Por ejemplo, la estabilidad de los agregados aumenta con la disminución de la humedad y con el incremento de residuos vegetales al suelo. Los mecanismos que intervienen en esa estabilización son muy complejos, pero básicamente consisten en tres tipos de protección (Lal, 2015):

- Protección física. Es aportada por los agregados y depende fundamentalmente de la textura (Stockmann et al., 2013; Costantini et al., 2016). Ante condiciones ambientales similares, un suelo con mayor contenido en arcilla ofrece mayor estabilidad y protección al COS que suelos más arenosos. Factores ambientales como ciclos de secado y re-humedecimiento del suelo, habituales en climas semiáridos, también pueden afectar al estado de agregación e incrementar la descomposición de la materia orgánica (Lal, 2015; Rodríguez et al., 2019).
- Protección química. Algunos autores apuntan que son los factores ambientales los que principalmente condicionan el tiempo de residencia y la estabilización del COS, como por ejemplo, la presencia de superficies minerales reactivas, el clima, el agua disponible, el pH del suelo o los microorganismos (Schmidt et al., 2011). La presencia de carbonatos, como se ha comentado anteriormente, a su vez juega un papel

importante ya que puede bloquear la mineralización mediante la protección de los complejos órgano-minerales (Fernández-Ugalde et al., 2009).

- Protección biológica. La ratio de descomposición de la materia orgánica depende del clima y de la actividad microbiana en el suelo. Aquí se incluyen los mecanismos bióticos involucrados en la formación de microagregados estables y compuestos no hidrolizables. Estos se forman gracias a la acción cementante de las células microbianas, exudados de las raíces de las plantas y otros restos de la actividad de la fauna del suelo. La combinación con los macroagregados se produce a través de la materia orgánica particulada, las hifas de los hongos que crecen en el suelo y las raíces finas de las plantas (Lal, 2015).

En cuanto a la evolución, teniendo en cuenta los usos y manejos de la tierra, el carbono orgánico en el suelo puede:

- a. Estabilizarse, en el caso de un suelo con la capacidad de almacenamiento de carbono saturada (IPCC, 2001b).
- b. Disminuir, por ejemplo, por deforestación (Muñoz-Rojas et al., 2015), por erosión del suelo (Romero-Díaz et al., 2017), por incendios (Martí-Roura et al., 2011) o por laboreo agrícola (Nieto et al., 2010).
- c. Aumentar, por la práctica de agricultura de conservación de suelos y la agricultura de regeneración (Smith, 2008), mediante el abandono del laboreo agrícola (Novara et al., 2017) o la forestación de tierras agrarias (Romanyà et al., 2000; Paul et al., 2002; Paul et al., 2003), entre otros.

Mundialmente, las zonas áridas y semiáridas ofrecen un gran potencial para secuestrar carbono en comparación con aquellos sistemas que estén cerca de alcanzar su capacidad máxima de almacenamiento o que se encuentren en equilibrio (IPCC, 2000b). Entre otros factores, este hecho se debe al bajo contenido en carbono del suelo de partida (Lal, 2002), que se sitúa entre 0,8 % y 1,7 %, y a una menor velocidad de descomposición de la materia orgánica (Freibauer et al., 2004; Zhang et al., 2013). Sin embargo, hay que tener en cuenta que esa potencialidad no es infinita ni en duración ni en cantidad de C secuestrado (Lal, 2004).

El término 'potencialidad' se usa de manera generalizada para englobar el secuestro potencial de un suelo, que hace referencia a sus propiedades físico químicas, y su capacidad alcanzable para almacenar carbono orgánico (Ingram y Fernandes, 2001). Para establecer el grado de capacidad de secuestro de carbono por un suelo, potencial y alcanzable, hay varias cuestiones clave: el clima, el tipo de suelo y las entradas de materia orgánica, que están condicionadas por el manejo y que influyen a su vez en la calidad de un suelo (Figura 5).

En este sentido, la producción de biomasa en los terrenos agrícolas abandonados o forestados es relevante para determinar o estimar la tasa de secuestro de carbono en el suelo (Romanyà et al., 2000; Paul et al., 2003). Sin embargo, hay algunas limitaciones, como la

inexistencia de experimentos a largo plazo o la ausencia de datos relacionados con el aporte de materia orgánica al suelo (Coleman et al., 1997; Charro et al., 2008), especialmente en ambientes mediterráneos.

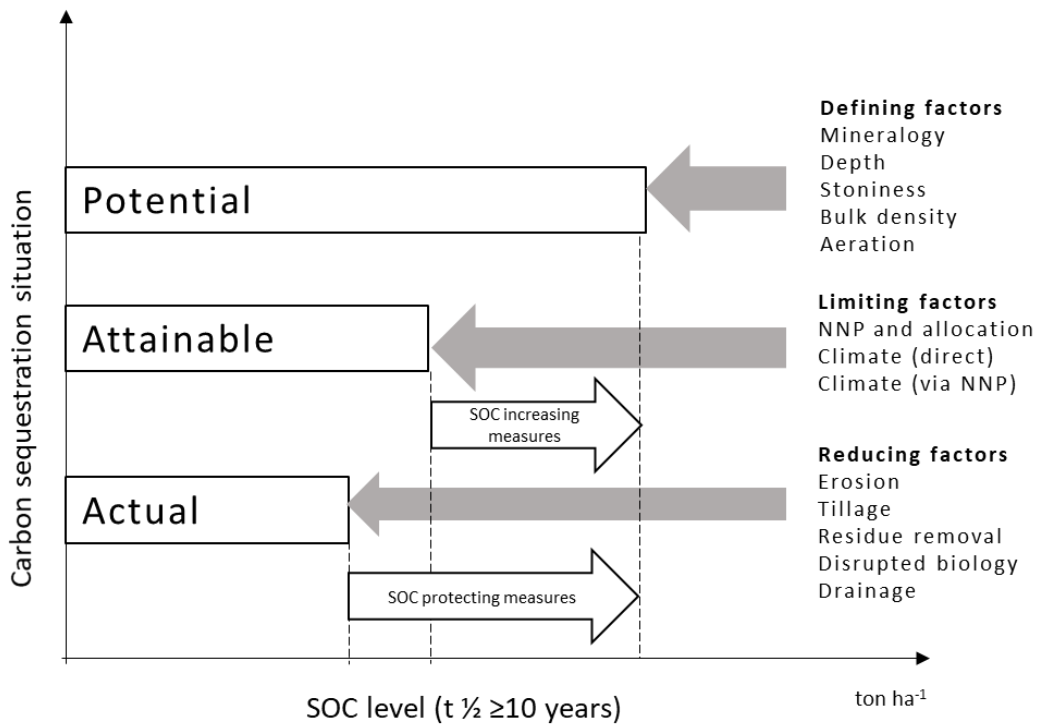


Figura 5. Situación del secuestro de carbono según el nivel de COS. Extraída de Ingram y Fernandes (2001).

Otros factores a tener en cuenta para establecer la potencialidad de secuestro de C son la erosión del suelo (Lal, 2008; Nieto et al., 2012), la sequía y la recurrencia de los incendios (Martí-Roura et al., 2011), sobre todo en escenarios de cambio climático (Álvaro-Fuentes y Paustian, 2011; Francaviglia et al., 2012).

En todo caso, los cambios de uso de la tierra y manejos que aumenten la materia orgánica en suelos de climas semiáridos potencialmente tienen la capacidad de incrementar el secuestro de C (Paustian et al., 2016), efecto que tendría implicaciones importantes en la reducción del riesgo de degradación y desertificación, así como la mejora de la seguridad alimentaria a través de la recuperación de la fertilidad, sobre todo en las zonas áridas de la Tierra menos favorecidas (Lal, 2004; Sanz et al., 2017; Plaza et al., 2018).

1.3.2 | Impactos del cambio climático en los ecosistemas y los suelos en clima semiárido

Aunque una parte importante de los suelos de la región mediterránea ya sufre procesos de desertificación, pérdida de fertilidad y erosión, la amenaza es creciente y alarmante ante los diversos escenarios de cambio climático. Para 2100, los escenarios proyectados prevén un aumento de temperatura entre 2 °C y 4 °C, una disminución en la precipitación entre el 4 y 30 % y un aumento del nivel del mar entre 18 y 59 cm (IPCC, 2007), que tendrán efectos

significativos en el uso del suelo y su fertilidad, en la provisión de alimentos, en la disminución de la resiliencia de los ecosistemas y en la calidad del agua. A nivel global, se espera un incremento de grandes incendios y de plagas, mayor escasez de agua, una disminución en la capacidad de secuestro de CO₂ y una pérdida de carbono en el suelo (Anaya-Romero et al., 2015; Peñuelas et al., 2017; FAO, 2018).

Diversos autores han debatido sobre el aumento de la producción primaria como respuesta a un efecto 'fertilizador' debido al incremento de CO₂ (Richter et al., 2000; Norby et al., 2005; Wieder et al., 2015). Sin embargo, entre otros factores, esa capacidad de crecimiento de la vegetación en unos años se vería limitada por la disponibilidad de nutrientes en el suelo, especialmente, nitrógeno y fósforo (Luo et al., 2004; Wieder et al., 2015). Las predicciones apuntan a que hacia la segunda mitad de este siglo estos sumideros de carbono se transformarían en emisores netos de carbono a la atmósfera. Disminuiría la cubierta vegetal y la acumulación de nutrientes en el suelo debido a la menor entrada de materia orgánica al suelo, incrementando el riesgo de erosión. La degradación de la hojarasca se incrementaría por la fotodegradación, que afectarían a la estructura y la estabilidad del suelo, y, por tanto, a la fertilidad (Barnes et al., 2012). Paralelamente, debido a un descenso de la mineralización como consecuencia de eventos de sequía, aunque podría producirse la acumulación de nutrientes recalcitrantes en los primeros cm de suelo, éstos serían arrastrados en eventos de lluvias torrenciales (Peñuelas et al., 2017), que se esperan que sean más frecuentes (IPCC, 2018).

Especialmente, las regiones con clima mediterráneo seco y semiárido son las más amenazadas en este contexto de cambio ya que las proyecciones incrementan el riesgo de desertificación, especialmente significativo en el caso del sureste de países como Portugal, Estado español, o Italia, suroeste de Grecia, Malta, o Chipre, entre otras (Montanarella y Tóth, 2008). Además, el incremento de la aridez previsto proyecta una expansión de las zonas secas de hasta el 56 % de la superficie terrestre, conduciendo a una degradación generalizada del suelo que afectará principalmente a las zonas más desfavorecidas del planeta (Plaza et al., 2018). En la península ibérica, según el MAGRAMA (2016), en un escenario de incremento de la aridez acusado, la extensión del clima semiárido englobaría incluso las cordilleras de la mitad sur hacia finales de siglo XXI.

Ante este contexto, debido a que pequeños cambios en el balance de ganancias y pérdidas de carbono pueden afectar a los procesos de mitigación en climas semiáridos (Smith et al., 2019), es urgente avanzar en el estudio de los procesos involucrados en el secuestro de carbono del suelo tras cambios de usos de la tierra (Jones et al., 2012; Alidoust et al., 2018).

1.3.3 | Modelos de simulación del carbono orgánico en el suelo

Los modelos matemáticos desarrollados para simular el COS (carbono orgánico del suelo) son herramientas de gran ayuda para explicar la dinámica del carbono en el sistema suelo-planta-atmósfera, predecir posibles alteraciones en su ciclo y determinar el potencial de almacenamiento de carbono en un área concreta (Paul et al., 2003; Dondini et al., 2018). Diseñados en sus orígenes para suelos agrícolas, en los últimos años han proliferado tanto las modificaciones y extensiones de algunos modelos como el desarrollo de otros nuevos (Anexo 2). Estos permiten modelar dinámicas de otros constituyentes del suelo (N, P), de los gases de efecto invernadero e incluso obtener resultados más ajustados según el tipo de clima o uso específico del suelo (Smith et al., 2010; Farina et al., 2013; Dondini et al., 2018; Muhammed et al., 2018). Entre los más usados a nivel internacional se encuentra el modelo de carbono Rothamsted (RothC).

RothC describe el tiempo de permanencia del carbono en el suelo en los diferentes compartimentos en los que se divide y es uno de los que mejor ajuste presenta (Smith et al., 1997; Nieto et al., 2012). Desarrollado para áreas templadas, utiliza un número limitado de datos de entradas mensuales y es sensible al tipo de suelo, la temperatura, la humedad, la cobertura vegetal y el uso previo del suelo, los principales factores que influyen en la dinámica del COS. Permite determinar los flujos de carbono en el perfil del suelo en función de las entradas de residuos vegetales y ejecutado en modo inverso, puede calcular los restos vegetales necesarios para obtener un contenido total de carbono orgánico conocido (Coleman y Jenkinson, 1996).

De fácil aplicación, con RothC se han obtenido exitosos resultados para diversos usos y manejos de suelo en todo el mundo. En la región mediterránea ha sido aplicado para modelar cambios en el COS después de plantar *Pinus radiata* D. Don en suelos agrícolas (Romanyà et al., 2000), para simular el COS después de incendios y bajo condiciones de sequía (Martí-Roura et al., 2011), para estudiar la dinámica del COS en olivares bajo diferentes manejos (Nieto et al., 2010) e incluso para predecir cambios en el COS en escenarios de clima futuros (Francaviglia et al., 2012). Sin embargo, nunca antes se ha usado para forestaciones de *Pinus halepensis* en clima semiárido.

1.4 | INFLUENCIA DE LOS TRATAMIENTOS DEL SUELO EN LAS PROPIEDADES EDÁFICAS EN FORESTACIONES

La preparación previa del terreno ha sido la principal actuación forestal llevada a cabo para favorecer el establecimiento de la cubierta vegetal en climas semiáridos (Löff et al., 2012). Factores como el grado de alteración del suelo producido por los tratamientos son claves para evaluar sus efectos en las propiedades del suelo y en el ecosistema en general (García-Franco et al., 2014). Sin embargo, los estudios relativos a la influencia de las preparaciones previas en las propiedades físico-químicas sobre todo a medio y largo plazo

en forestaciones de tierras agrarias no son abundantes, debido a que estas son relativamente jóvenes, y la mayoría de ellos no cubren más de una década (Maestre y Cortina, 2004; Cortina et al., 2011). Aunque dependen en gran medida del grado de perturbación que producen en el suelo, los efectos a lo largo del tiempo muestran incertidumbres relacionadas con el clima, las condiciones edáficas iniciales y el tiempo transcurrido desde la aplicación del tratamiento del suelo (Paul et al., 2002; Ruiz-Navarro et al., 2009; Laganière et al., 2010; Liao et al., 2012).

En general, a corto plazo la preparación del suelo en un clima semiárido permite crear condiciones edáficas mejores para el establecimiento y desarrollo de las especies plantadas teniendo en cuenta el factor limitante en estas áreas, el agua (Querejeta et al., 2001; Zethof et al., 2019). Por tanto, las mejoras en el volumen de suelo útil, la velocidad de infiltración, la capacidad de retención del agua y la captura de escorrentía superficial afectan a la supervivencia y al desarrollo de los plantones durante los primeros años (Querejeta et al., 2001; Bocio et al., 2004). En este sentido, preparaciones como el subsolado han sido las más utilizadas en las forestaciones de *Pinus halepensis* realizadas en clima semiárido con el objetivo principal de mejorar la infiltración de agua en el perfil del suelo (Barberá et al., 2005; Querejeta et al., 2008). Similarmente, algunos autores recomiendan los tratamientos del suelo que excavan a la profundidad necesaria para disgregar el suelo compactado por el laboreo agrícola de los cultivos previos a la forestación (al menos a 50 cm), que remueven el volumen de suelo útil necesario para airearlo, para aumentar la permeabilidad y facilitar el desarrollo del sistema radical y que incorporan las estructuras hidráulicas para incrementar la cantidad de agua que recibe la planta. Entre ellos destacan los tratamientos puntuales realizados con retroexcavadora, especialmente si se le añaden microcuencas, y los tratamientos lineales que combinan ripado y acaballonado para captar la escorrentía superficial (Bocio et al., 2004; Saquete et al., 2005; Ripoll et al., 2006).

Algunas propiedades importantes para la fertilidad del suelo como el carbono orgánico, el nitrógeno total, el fósforo y potasio disponibles y la capacidad de retención de agua pueden verse afectadas negativamente, sobre todo cuando implican una fuerte alteración, como el aterrazado (Querejeta et al., 2001; Berthrong et al., 2009; Löf et al., 2012; García-Franco et al., 2014). Por el contrario, autores como Ruiz-Navarro et al. (2009) no encontraron diferencias en el COS, P disponible, el K o el pH entre forestaciones de *Pinus halepensis* en terrazas y sin ellas en clima semiárido.

Otras preparaciones del terreno, como el labrado o el ripado también pueden incrementar las pérdidas de carbono orgánico (Post y Kwon, 2000). Entre los mecanismos involucrados destacan la mezcla de los horizontes superficiales con el suelo mineral, la modificación de las condiciones microclimáticas, la alteración de los agregados del suelo y el aumento de la descomposición de la materia orgánica. Algunos tratamientos previos también pueden modificar la distribución de CaCO_3 en el perfil, afectando a la interferencia en la asimilación de nutrientes como el P y el K, impidiendo un adecuado desarrollo posterior de las especies forestadas (Navarro et al., 2006). El descenso en la densidad aparente

también puede estar relacionado con el efecto que los tratamientos del suelo tienen en los primeros años de la forestación (Zeng et al., 2014), aunque otros autores como García-Franco et al. (2014) encontraron un incremento en la densidad aparente después de 20 años de forestación asociada a la preparación previa del terreno.

En general, aunque tras la primera fase de la forestación propiedades como el COS tienden a recuperarse hasta los valores iniciales (Ruiz-Peinado et al., 2017), se recomienda minimizar la perturbación del suelo durante los trabajos de preparación del suelo debido a los fuertes impactos ambientales en el medio (Paul et al., 2002; Löf et al., 2012; Wang et al., 2016). En este sentido, algunos autores han destacado problemas de erosión, escaso desarrollo de la vegetación posterior y pérdida de biodiversidad, al menos a corto plazo (Maestre y Cortina, 2004; Merino et al., 2004; Querejeta et al., 2008; Löf et al., 2012).

1.5 | EFECTOS DE LOS CAMBIOS DE USO EN LAS PROPIEDADES DEL SUELO

En clima semiárido, donde las dinámicas del suelo son especialmente lentas, como se ha comentado previamente, diversas investigaciones han puesto de manifiesto que entre los principales factores que intervienen en la evolución de las propiedades del suelo tras un cambio de uso destacan el estado previo del mismo, los aportes de restos vegetales y el tiempo transcurrido (Paul et al., 2002; Ruiz-Navarro et al., 2009; Almagro et al., 2013; Romero-Díaz et al., 2017; Liu et al., 2018).

Tras el cese del laboreo agrícola, es muy probable que la estructura del suelo mejore con el tiempo gracias a la entrada de restos continuadas, que ofrecen una mayor estabilidad a los agregados, y al aumento de porosidad por el cese de la compactación del suelo. Esta mejora de la estructura afectaría positivamente a la retención de nutrientes y la capacidad de infiltración del agua, contribuyendo a su vez al desarrollo del suelo, a la producción de biomasa y al secuestro de carbono (Dominati et al., 2010; Fernández-Ondoño et al., 2010). Sin embargo, a medio plazo y bajo las mismas condiciones climáticas, un aumento del secuestro de carbono orgánico y de la fertilidad asociadas a la forestación respecto a las comunidades vegetales establecidas tras el uso agrícola abandonado se deberían en gran medida a la cantidad y ratio de descomposición de los aportes de restos vegetales al suelo (Ruiz-Navarro et al., 2009; Cunningham et al., 2015). En el caso de las forestaciones, los restos proceden de las diversas fracciones que conforman el desfronde y la renovación de las raíces finas, fundamentalmente.

Teniendo en cuenta estos condicionantes, hay resultados contradictorios sobre los efectos de las forestaciones en las propiedades del suelo, sobre todo cuando se comparan con las comunidades vegetales que se establecen tras el abandono del labrado agrícola (Maestre y Cortina, 2004; Ruiz-Navarro et al., 2009; Martín-Peinado et al., 2016; Nadal-Romero et al., 2016; Zethof et al., 2019). Concretamente, pese a su importancia, los estudios

en ambientes mediterráneos y semiáridos son escasos (Ruiz-Sinoga et al., 2011; Zhang et al., 2013; Zethof et al., 2019), especialmente cuando se trata de estudiar los efectos de las forestaciones de una de las especies más utilizadas en este tipo de ambientes como es el *Pinus halepensis* (Chirino et al., 2006; Grünzweig et al., 2007).

Ante la urgencia de adoptar medidas eficaces para mitigar el cambio climático y en el marco de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, aún existen multitud de interrogantes que necesitan ser resueltos sobre qué tipo de estrategia seguir para la restauración de ecosistemas y suelos degradados y sobre cómo se verán afectados la multifuncionalidad de los ecosistemas y los servicios que estos nos prestan (Paustian et al., 2016; Borrelli et al., 2017; Robinson et al., 2017; Plaza et al., 2018).

Carbono orgánico

El COS es la propiedad más estudiada debido a que es el índice de calidad del suelo por excelencia y está relacionada con la mayoría del resto de las propiedades. Las investigaciones realizadas abarcan la relación entre el COS y los cambios usos del suelo (Smith, 2008; Muñoz-Rojas et al., 2015), algunas de ellas en el contexto de cambio global y ante escenarios climáticos futuros (Smith et al., 2005; Álvaro-Fuentes y Paustian, 2011). En uno de los primeros meta-análisis realizados a escala global sobre los efectos de los cambios de uso en el COS, Guo y Gifford (2002) concluyeron que los cambios de cultivo a pastizales, de cultivo a plantaciones y de cultivo a bosque secundario incrementaban las reservas de COS en un 19 %, 18 % y 53 %, respectivamente. Posteriormente, Lal (2008) planteaba las forestaciones como opción viable de secuestro de carbono en ecosistemas terrestres, aunque alertaba de los posibles impactos negativos en el ciclo del agua, el incremento de la salinización y la acidificación, sobre todo en forestaciones monoespecíficas. Por su parte, Laganière et al. (2010) destacaban que las ganancias en COS eran mayores en las forestaciones en tierras agrarias que en pastizales o matorrales y que las pérdidas iniciales de COS tras el cambio de uso eran menores cuando se aplicaban tratamientos del suelo que habían implicado perturbaciones mínimas en el mismo. Más recientemente, Liu et al. (2018) encontraron que las forestaciones en clima semiárido incrementaban el contenido en COS, pero que este no iba asociado a la edad de la plantación, siendo el uso previo del suelo el factor más importante en su evolución. Por ello, los incrementos en el COS en climas mediterráneos pueden llegar a ser significativos solo después de décadas tras el cambio de uso (Ruiz-Navarro et al., 2009; Martín-Peinado et al., 2016; Zethof et al., 2019). Otros autores no han encontrado mejoras sustanciales en el COS tras la forestación en comparación con las tierras que se han dejado de labrar (Hoogmoed et al., 2012; Nadal-Romero et al., 2016) o han hallado incluso un contenido inferior en las forestaciones (Smal y Olszewska, 2008; Berthrong et al., 2009).

Nitrógeno

Diversas investigaciones han puesto de manifiesto que el C y el N siguen dinámicas muy similares (Llorente et al., 2010; Tian et al., 2018). Sin embargo, los mecanismos involucrados en la evolución del N han sido menos estudiados y las dinámicas encontradas tras los cambios de uso, muy diversas (Li et al. 2012; Liu et al., 2018). De esta forma, el contenido en N puede disminuir durante la primera fase de la forestación (Zeng et al., 2014), seguir disminuyendo con el tiempo (Smal y Olszewska, 2008; Berthrong et al., 2009), incrementar (Fernández-Ondoño et al., 2010; Li et al., 2012), variar dependiendo del tiempo transcurrido y de la profundidad del horizonte (Deng et al., 2017) o no sufrir cambios importantes tras el cambio de uso (Liu et al., 2018). En este sentido, gran parte de los autores consultados no han encontrado mejoras significativas en forestaciones respecto al abandono del laboreo agrícola (Jiao et al., 2012; Martín-Peinado et al., 2016; Nadal-Romero et al., 2016; Tian et al., 2018; Zethof et al., 2019).

Fósforo disponible

Hasta la fecha, los resultados relativos a la dinámica del P disponible a medida que crece la vegetación reflejan tendencias no significativas que necesitan ser comprobadas mediante estudios a largo plazo (Chen et al., 2008; Deng et al., 2017). Por ejemplo, en una forestación de *Pinus sylvestris* L. de entre 14 y 36 años de edad, Smal y Olszewska (2008) indicaron que el contenido en P disponible sufría un descenso no significativo con el tiempo. Autores como Deng et al. (2017) no encontraron cambios en el P disponible tras las forestaciones incluidas en su meta-análisis. Sin embargo, Zhang et al. (2018) observaron que, tras un descenso continuado durante 25 años, el P disponible incrementaba con la edad de la forestación. Además, los resultados de Chen et al. (2008) y Podwika et al. (2018) apuntan a que las especies usadas en la forestación también podrían influir en la dinámica del P con el tiempo.

Otros autores han señalado que no hay mejoras significativas ni en el P total ni en el P disponible comparando forestaciones y cultivos abandonados tanto en estudios en climas semiáridos como en diversos meta-análisis (Berthrong et al., 2009; Ruiz-Navarro et al., 2009; Nadal-Romero et al., 2016; Zethof et al., 2019).

Potasio disponible

El K está generando gran atención por parte de la comunidad científica, ya que su incremento tras un cambio de uso podría ser un indicador del éxito de la recuperación del medio en ambientes semiáridos (Sardans y Peñuelas, 2015; Qiu et al., 2018). De forma similar al resto de nutrientes del suelo, hay bastantes incertidumbres respecto a los mecanismos involucrados en su dinámica. Algunas investigaciones apuntan a que fenómenos como el lixiviado y el efecto bombeo producido por las raíces ('pumping effect') podrían explicar las pérdidas y ganancias de K disponible en el suelo (Ruiz-Navarro et al., 2009; Sardans y

Peñuelas, 2015). Como en el caso del P, la especie usada en la forestación puede tener un impacto directo en la disminución de K disponible (Podwika et al., 2018). Por su parte, Zethof et al. (2019) han indicado que no existen diferencias en el contenido de este nutriente en el suelo entre forestaciones realizadas con *Pinus halepensis* y tierras donde se ha abandonado la actividad agrícola.

Capacidad de intercambio catiónico

La CIC está relacionada en gran medida con el contenido en arcilla y con el COS, por lo que numerosos estudios reflejan mejoras en esta propiedad tras la forestación o el abandono de la actividad agrícola ligadas al incremento de materia orgánica (Ruiz-Sinoga et al., 2012; Martín-Peinado et al., 2016; Luo et al., 2017). Sin embargo, algunos autores han observado descensos en la CIC en terrenos agrícolas abandonados en clima semiárido y en suelos desarrollados sobre margas con altos ratios de erosión (Romero-Díaz et al., 2017).

En cuanto a las diferencias entre usos del suelo, en algunos casos, se ha encontrado mayor CIC en los suelos forestados, sobre todo en el horizonte más superficial y trascurridos bastantes años después del cambio de uso (Jaiyeoba, 2001; Fernández-Ondoño et al., 2010; Martín-Peinado et al., 2016). En otros, la CIC es mayor en cultivos abandonados (Guo y Gifford, 2002).

pH

Pese a que algunos estudios han planteado que el uso de coníferas en la restauración de ecosistemas puede provocar descensos en el pH del suelo (Berthrong et al., 2009; Romero-Díaz et al., 2010; Podwika et al., 2018), en otros realizados con especies mediterráneas de pinos no se han hallado cambios con el tiempo (Merino et al., 2004) o no se han detectado diferencias en el pH entre forestaciones y sucesión secundaria (Nadal-Romero et al., 2016; Zethof et al., 2019). Similarmente, Hong et al. (2018) han concluido que el efecto en esta propiedad del suelo depende del pH previo al cambio de uso y que las plantaciones realizadas con especies de coníferas adaptadas a las condiciones locales pueden mantener el pH del suelo neutro a largo plazo. Ruiz-Navarro et al. (2009) han destacado que el efecto del microclima debajo del dosel de los pinos puede inducir a un ligero descenso del pH, efecto que desaparece a medida que la distancia a los pies aumenta.

En otros estudios sobre la evolución del pH tras el abandono de la actividad agrícola o en forestaciones con *Quercus* sp., los autores no han encontrado tendencias claras en las dinámicas con el tiempo o no han detectado diferencias entre los usos del suelo (Lesschen et al., 2008; Zhang et al., 2010; Cuesta et al., 2012).

Densidad aparente

De igual forma que otras propiedades físicas del suelo como la textura y la estructura, algunos autores destacan que la densidad aparente no sufre alteración significativa tras décadas de cambio de uso (Cunningham et al., 2015; Nadal-Romero et al., 2016; Zethof et al., 2019). Sin embargo, otros han encontrado una menor densidad aparente con la edad de la forestación (Zeng et al., 2014) y después de más de 15 años del abandono agrícola (Wang et al., 2011; Wu et al., 2016). En climas subhúmedos, los resultados de Jaiyeoba (2001) apuntaban a una tendencia en la disminución de la densidad aparente pero sin cambios significativos después de 25 años en forestaciones de pinos, mientras que Markewitz et al. (2002) sí encontraron una mejora en la densidad aparente con la edad de las parcelas forestadas.

Por otro lado, autores como Nadal-Romero et al. (2016) y Zethof et al. (2019) no han detectado diferencias en esta propiedad bajo forestaciones respecto a cultivos abandonados en climas mediterráneos. Por el contrario, Korkanç (2014) observó una mejoría en la densidad aparente después de 15 años de forestación y respecto al suelo desnudo colindante, aunque en su caso las forestaciones no se realizaron en tierras agrarias.

Capacidad de retención de agua disponible

Aunque es un factor limitante crucial en los ecosistemas mediterráneos, hay bastante confusión en cuanto a los términos utilizados para hablar del agua en el suelo (por ejemplo, ver Bienes et al., 2016). Este hecho dificulta en gran medida la comparación entre estudios sobre los efectos de los cambios de uso del suelo en la capacidad de retención del agua disponible (CRAD). En general, las mejoras en esta propiedad del suelo están ligadas al aumento de la materia orgánica y a la formación de agregados estables (Costantini et al., 2016), pero también existen autores que destacan la influencia de los tratamientos del suelo previos a la forestación (Cortina et al., 2011; Liu et al., 2013). Diversos estudios han señalado un incremento en la CRAD tras la forestación en climas semiáridos (Querejeta et al., 2001; García-Franco et al., 2014; Korkanç, 2014) y otros autores la relacionan además con la disminución de la densidad aparente (Chen et al., 2016). En algunos casos se ha producido la mejora de la CRAD después más de una década de restauración pasiva a través de procesos de sucesión secundaria tras el abandono de los cultivos (Wu et al., 2016).

Relación C:N

La relación C:N en la capa más superficial del suelo puede tender a aumentar con la edad de la forestación a medida que se incorpora mayor cantidad de material de desfronde, que, en el caso de los pinos, se descompone muy lentamente (Smal y Olszewska, 2008; Berthrong et al., 2009; Deng and Shanguann, 2017). Por ejemplo, Zhang et al. (2018) observaron el

incremento en el ratio C:N después de 30 años de la forestación de tierras agrarias con *Pinus tabulaeformis* Carr. en clima semiárido.

En comparación con los suelos de cultivos abandonados, estos pueden presentar una relación C:N más baja que la de las forestaciones, lo que sugiere una mayor tasa de descomposición de los restos vegetales (Cuesta et al., 2012; Cunningham et al., 2015). Sin embargo, Zethof et al. (2019) no encontraron diferencias significativas entre forestaciones de *Pinus halepensis* y cultivos abandonados en clima semiárido después de 40 años.

1.6 | EFECTOS DE LA GESTIÓN FORESTAL EN EL CICLO DE NUTRIENTES

1.6.1 | Importancia del desfronde en el ciclo de nutrientes en ecosistemas forestales

El estado nutricional de los bosques está directamente relacionado con la productividad del ecosistema y su funcionalidad (Berg y Meentemeyer, 2001). Estudiar el ciclo de los nutrientes es crucial en ambientes semiáridos, sobre todo para determinar la capacidad de respuesta ante las perturbaciones, ante situaciones de estrés como la sequía o la resiliencia frente al cambio climático (Andivia et al., 2018). Para ello, es imprescindible determinar la dinámica de los nutrientes y los procesos involucrados en su reciclado, elementos no exentos de complejidad puesto que requieren amplios intervalos de tiempo y una gran cantidad de datos del suelo y de biomasa (Imbert et al., 2004). Según estos autores, y de forma muy resumida, el ciclo de nutrientes en ecosistemas forestales se compone de:

- el ciclo externo, formado por las entradas y salidas de nutrientes en el sistema mediante meteorización, fijación del nitrógeno, deposición atmosférica, lixiviación y volatilización;
- el ciclo interno, en el que intervienen la absorción radicular, procesos de retranslocación de nutrientes solubles, el desfronde, el lavado de nutrientes y la descomposición;
- los almacenes de nutrientes que conectan todos estos flujos y procesos (biomasa aérea, suelo, raíces y roca madre).

De los indicadores más utilizados para evaluar el estado nutricional de los bosques destacan las concentraciones foliares en macro y micronutrientes, como por ejemplo el N, P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Zn y Mn. En bosques de coníferas, estos son reciclados en gran parte a través del material de desfronde de los pinos, que consiste en la caída de acículas (las acículas senescentes son denominadas frecuentemente como hojarasca), ramas, corteza, frutos y otros materiales procedentes del dosel arbóreo (Bernier et al., 2008). En este sentido, los datos de contenido en C aportado al suelo a través de las diferentes fracciones del desfronde son cada vez más demandados en los estudios de secuestro de carbono y en los modelos de simulación del COS (Díaz-Pinés et al., 2011; Paul et al., 2018).

Las acículas suelen ser la fracción mayoritaria, ya que pueden constituir entre el 60 y el 75 % del desfronde (Imbert et al., 2004), que se produciría fundamentalmente en verano (Kavvadias et al., 2001; Sardans et al., 2005; Navarro et al., 2013; Jiménez y Navarro, 2016). Su importancia radica especialmente en que son el principal reservorio de nutrientes, reflejan procesos internos del reciclado y muestran más sensibilidad a los cambios en la disponibilidad nutricional que otras fracciones (Berg y McLaugherty, 2008; Blanco et al., 2008). Por ejemplo, el estudio tanto de las acículas verdes como de las senescentes informa de los procesos de retranslocación de nutrientes como el N, el P, o el K, o de acumulación de otros como el Ca y el Mg, y refleja las dinámicas del aporte de los nutrientes al suelo (Blanco et al., 2008; Jiménez y Navarro, 2015; Lado-Montserrat et al., 2016).

Por otro lado, algunos autores han destacado que en ambientes mediterráneos no hay que despreciar los aportes de otros materiales no procedentes de tejidos u órganos del propio árbol, como pueden ser semillas, polen o restos de insectos (Blanco et al., 2008; Díaz-Pinés et al., 2011). Además de aportar datos de entradas de carbono al suelo, las dinámicas de esta fracción pueden proporcionar información destacable sobre ataques de plagas o eventos climáticos, como viento o tormentas (Li et al., 2005; Portillo-Estrada et al., 2013).

1.6.2 | Aclareos como medida de gestión adaptativa

Uno de los factores que pueden influir significativamente en el ciclo de los nutrientes es la gestión forestal. Concretamente, una de las prácticas forestales más comunes en los bosques mediterráneos, el aclareo, puede variar la entrada de nutrientes al suelo al implicar cambios en la cobertura y composición del dosel arbóreo y en la descomposición de la materia orgánica (Lado-Monserrat et al., 2016; Del Río et al., 2017; Ruiz-Peinado et al., 2017). Sin embargo, los estudios sobre sus efectos en el desfronde, principal compartimento que conecta el ciclo de nutrientes, son muy limitados en forestaciones de pino carrasco, especialmente teniendo en cuenta las diferentes fracciones que conforman ese material (Jiménez y Navarro, 2016).

Los pinares de *Pinus halepensis*, dominante en áreas secas y semiáridas, cubren más de 25.000 km² en la región mediterránea (Quézel, 2000). En el Estado español, estos ecosistemas representan el 10,5 % de la superficie forestal (Montero y Serrada, 2013). Como se ha visto en anteriores apartados, gran parte proceden de las plantaciones realizadas en el marco del Plan Forestal Español y del Programa de Forestaciones de Tierras Agrarias. En su mayoría, se caracterizan por ser masas muy densas y homogéneas en términos de composición y estructura, que no han sido gestionadas y que necesitan de actuaciones selvícolas como el aclareo para mantener su estabilidad, disminuir el riesgo de incendios y aumentar su resiliencia ante el cambio climático (Ruiz-Mirazo y González-Rebollar, 2013; Sánchez-Miranda et al., 2016; Del Río et al., 2017; Navarro-Cerrillo et al., 2018). En un contexto de potencial aumento de la mortalidad de árboles asociado a la sequía y al calor en todos los bosques del mundo (Allen et al., 2010), el aclareo es una opción adaptativa para

aumentar la resistencia y resiliencia de los ecosistemas forestales a los efectos de estrés climático, ya que disminuye la competencia interespecífica (Jiménez y Navarro, 2016; Sánchez-Miranda et al., 2016; Sohn et al., 2016). Como medida de adaptación a la sequía, al disminuir la densidad, el aclareo puede incrementar la disponibilidad de agua en el suelo, debido a una menor interceptación de la lluvia y a unas menores pérdidas por transpiración, y de nutrientes (Del Río et al., 2017). A nivel de árbol, el aclareo mejora las características de la forestación incrementando el crecimiento de los pies remanentes en diámetro y altura y aumenta la resistencia a las plagas (McDowell y Allen, 2015; Jiménez et al., 2019). Además, es una de las principales medidas para promover la colonización de nuevas especies y mejorar la biodiversidad (Gómez-Aparicio et al., 2009; Jiménez et al., 2015).

Ya que el objetivo principal del aclareo es controlar la densidad de las masas forestales mediante la reducción de competencia y concentrar el crecimiento en un número menor de pies, uno de los principales interrogantes planteados es qué intensidad aplicar a la hora de realizar la actuación (Del Río et al., 2017). Desde una perspectiva de gestión forestal sostenible, variables como la adaptación a la sequía y el secuestro de carbono deben ser tenidas en cuenta (Ruiz-Peinado et al., 2017; Jiménez et al., 2019). En ese sentido, evaluar cómo diferentes grados de intensidad de aclareo influyen en aspectos como la multifuncionalidad y servicios que prestan o pueden prestar las forestaciones ante diferentes escenarios de cambio es crucial. Sin embargo, los estudios con este tipo de enfoque están aún en su etapa inicial y han sido realizados en su mayoría para plantaciones o bosques de *Pinus sylvestris* analizando de forma parcial cada uno de los servicios ecosistémicos, como demuestra la revisión de Del Río et al. (2017).

Teniendo en cuenta el medio edáfico, algunos autores han destacado que una alta intensidad de aclareo puede afectar de forma importante al secuestro de carbono y la calidad del suelo al alterar los procesos de fotodegradación y descomposición de la materia orgánica (Ruiz-Mirazo y González-Rebollar, 2013; Ruiz-Peinado et al., 2013; Andrés-Abellán et al., 2019). Estos efectos pueden variar según las especies estudiadas y el clima, y pueden no ser siempre significativos (Ruiz-Peinado et al., 2013). Al aclarar, el microclima de los ecosistemas forestales se puede ver modificado al aumentar la radiación solar que incide en el suelo. Como consecuencia de un aumento local de la temperatura, la ratio de descomposición puede verse incrementada, sobre todo en climas donde el agua no sea el factor limitante y se mantenga una relativa humedad del suelo que no provoque un estrés hídrico. Sin embargo, en regiones mediterráneas, una mayor exposición a la radiación solar podría paralizar los procesos de descomposición en el suelo (Ruiz-Peinado et al., 2017). En climas semiáridos, el aclareo también puede recuperar los flujos de carbono y de agua en el suelo (Dore et al., 2012).

Por tanto, el efecto en el secuestro de carbono y el reciclado de nutrientes es muy variado y dependiente en gran medida de factores como el clima y la cantidad y calidad de las

entradas de restos vegetales al suelo (Lado-Monserrat et al., 2016; Bravo-Oviedo et al., 2017; Ruiz-Peinado et al., 2017; Navarro-Cerrillo et al., 2018).

1.6.3 | Influencia del aclareo en los aportes de nutrientes al suelo a través del desfronde

En general, uno de los principales efectos de los aclareos es la disminución de la biomasa que cae al suelo debido a la menor producción de desfronde, sobre todo de acículas, como consecuencia directa de la reducción del número de árboles (Blanco et al., 2006; Jiménez y Navarro, 2016; Del Río et al., 2017). Este efecto se produciría sobre todo en los primeros años tras la intervención y disminuiría con el tiempo y el cierre del dosel (Roig et al., 2005). Como resultado, el aclareo puede reducir temporalmente la cantidad de carbono y nutrientes que caen al suelo (Kim et al., 1996; Blanco et al., 2008).

Sin embargo, es difícil discernir si estos efectos se deben a la influencia del aclareo en la producción de desfronde o a un impacto directo en la concentración de los nutrientes. En este sentido, para las acículas, la influencia en las concentraciones foliares de nutrientes ha sido estudiada para diferentes especies de pinos (Ouro et al., 2001; Blanco et al., 2006; Primicia et al., 2014; Bravo-Oviedo et al., 2017), aunque en menor medida para *Pinus halepensis* (Jiménez y Navarro, 2015). Además, en el caso de forestaciones de esta especie aclaradas en clima semiárido, son muy escasos los estudios que han abordado dinámicas temporales de concentraciones de nutrientes en el desfronde y aportes de carbono y nutrientes a través de las diferentes fracciones que lo componen. La referencia más aproximada es el estudio de Lado-Monserrat et al. (2016) realizado en un bosque de pino carrasco regenerado de forma natural. Estos autores encontraron que el tipo de suelo ejercía un mayor efecto que el aclareo en las concentraciones de C, N, P, K, Ca y Mg en acículas senescentes. Además, concluyeron que la reducción de nutrientes aportados al suelo debido al aclareo estaba relacionada con las intensidades aplicadas.

Especialmente destaca la falta de datos relativos a otros materiales diferentes de las fracciones más ampliamente conocidas, como pueden ser las acículas, las ramillas y el material leñoso, entre otras razones debido a las diferentes clasificaciones adoptadas por los autores consultados (Finér, 1996; Blanco et al., 2006; Bernier et al., 2008; Zhou et al., 2014). Este material denominado como 'otros', o fracción miscelánea, puede ser especialmente importante, aunque a menudo no se realiza una descripción exhaustiva del mismo. Por ejemplo, aunque Lado-Monserrat et al. (2016) estudiaron la concentración de C y de nutrientes en este material, no especificaron la composición del mismo ni la cantidad de éstos aportada al suelo a través de su caída.

En definitiva, pese a su importancia en la región mediterránea, apenas existe información sobre los efectos de los aclareos en las dinámicas de los nutrientes procedentes del desfronde de las forestaciones de pino carrasco. Con el objetivo de avanzar en ese sentido,

previamente Jiménez y Navarro (2015, 2016) estudiaron los efectos del aclareo en las concentraciones foliares de nutrientes durante 13 meses y la producción de desfronde para cada fracción de material durante 36 meses, respectivamente. Entre sus principales resultados destacan los siguientes:

Jiménez y Navarro (2015):

- El aclareo no afectó las concentraciones foliares de P o K después de 5 años de haber realizado la intervención selvícola.
- Salvo para el Zn, que fue superior en las parcelas aclaradas, no obtuvieron diferencias evidentes entre parcelas aclaradas y no aclaradas para N, Ca, Mg, Fe y Mn. Muy excepcionalmente, encontraron que las concentraciones de N, Ca, Mg y Fe de las acículas fueron mayores en las parcelas donde la intensidad del aclareo había sido mayor (75 % del área basal eliminada).
- Los patrones de concentraciones foliares durante el periodo de estudio (13 meses) fueron similares entre parcelas aclaradas y no aclaradas.
- El principal factor que afectó las concentraciones foliares fue el periodo de muestreo.

Jiménez y Navarro (2016):

- El aclareo influyó en la producción de acículas, cuyos efectos permanecieron 8 años después de realizar la intervención forestal.
- Las diferencias mensuales entre parcelas aclaradas y no aclaradas siguieron el gradiente de intensidad: a mayor intensidad de aclareo, menor producción de acículas.
- Los picos de mayor producción de acículas se dieron en verano.
- El aclareo no influyó en el material clasificado como 'otros'.
- Este material 'otros' estaba compuesto principalmente por restos de procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*).
- Los picos de mayor producción del material 'otros' se produjeron en primavera.

1.7 | LAS FINCAS EXPERIMENTALES DEL CORTIJO DEL CONEJO Y ALBARRÁN Y CORTIJO DE BECERRA COMO LABORATORIO NATURAL EN CLIMA SEMIÁRIDO

Las fincas Cortijo del Conejo y Albarrán y Cortijo de Becerra, donde se desarrollan los estudios de esta tesis doctoral, se ubican en el Monte Público Cortijo Conejo (GR-11052-JA), en el término municipal de Guadix (Granada). Se encuentran, por tanto, en el sureste de la península ibérica, en la depresión de Guadix-Baza, un lugar destacado desde el punto de vista geológico y de patrimonio natural.

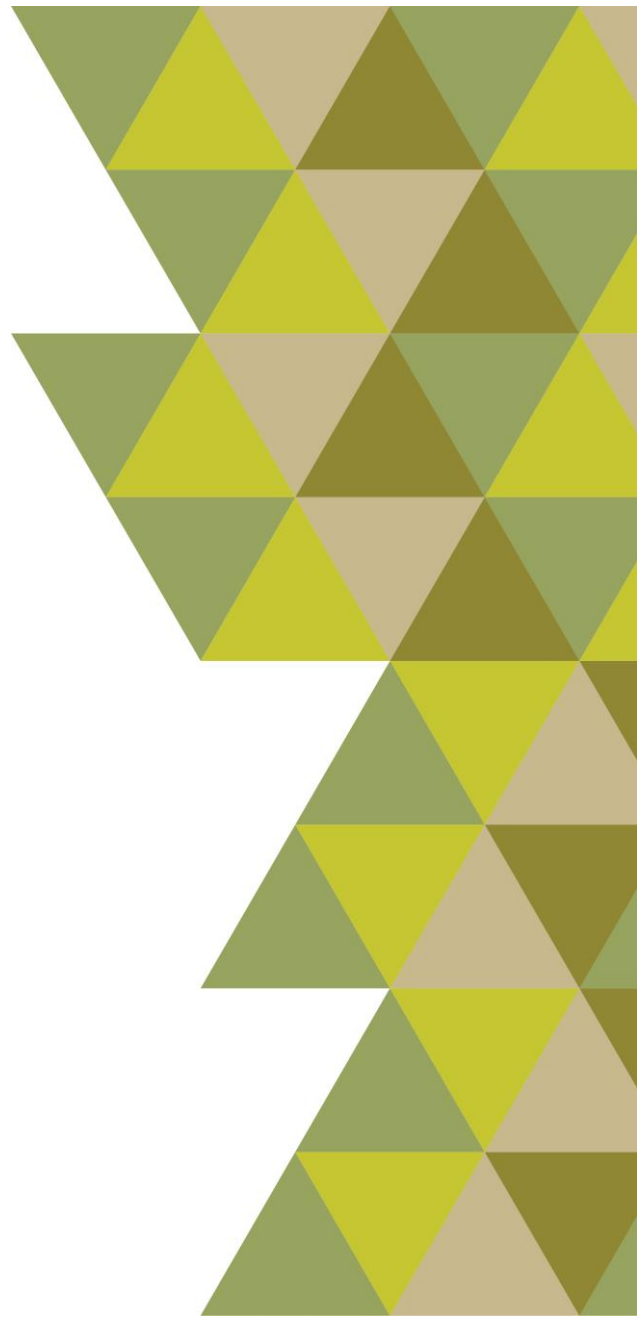
De forma muy resumida, esta depresión alberga materiales postorogénicos, neógenos y cuaternarios que ocultan los contactos entre las zonas internas y externas de las Cordilleras

Béticas (Pérez Peña et al., 2007) y se formó a partir del depósito de materiales del Plioceno-Pleistoceno en un ambiente sedimentario con dos escenarios: uno lacustre, al noroeste, y el resto, fluvial. Los glaciares de la zona proceden de la colmatación de la cuenca de sedimentación, que se produjo hace menos de 80.000 años. Junto con el clima semiárido actual, el efecto combinado del levantamiento del nivel de colmatación, la captura de la cuenca por el Guadalquivir, su drenaje hacia el norte y el encajonamiento de la red fluvial ha generado el actual paisaje semidesértico tan característico de la zona formado por glaciares adosados a las cadenas montañosas, fallas y *badlands*. Además, este territorio posee una riqueza florística que no es frecuente en este tipo de ambientes, así como una gran diversidad de vertebrados, especialmente de aves esteparias, y artrópodos (Navarro et al., 2018).

A principios de los 90, tras alrededor de un siglo de titularidad privada, la Junta de Andalucía adquirió estos terrenos que previamente habían estado dedicados en gran parte al cultivo de cereal de secano y que fueron abandonados tras su compra por la administración pública (Gámez, 1995). Durante los últimos 25 años, estas fincas han supuesto un valioso laboratorio natural para estudiar los procesos ecológicos y de restauración de ecosistemas en ambientes semiáridos (Navarro et al., 2018). Multitud de proyectos de investigación, de experimentos y de actuaciones en el medio relacionados con los cambios de usos del suelo (abandono de cultivos y forestaciones), la gestión selvícola y agroforestal sostenible y la biodiversidad han sido llevados a cabo por diferentes entidades, entre las que destacan el centro IFAPA Camino de Purchil, la Universidad de Granada, la Estación Experimental del Zaidín-CSIC y la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible (Navarro et al., 2018).

De especial interés para el desarrollo de esta tesis son los estudios relacionados con los tratamientos previos del suelo en forestaciones en Rambla de Becerra (Bocio et al., 2004; Ripoll, 2004; Navarro et al., 2006; Jiménez, 2009) y con los aclareos realizados en las parcelas forestadas en el Cortijo del Conejo (Navarro et al., 2013; Jiménez y Navarro, 2015; Jiménez y Navarro, 2016; Sánchez-Miranda et al., 2016).

2 | OBJETIVOS



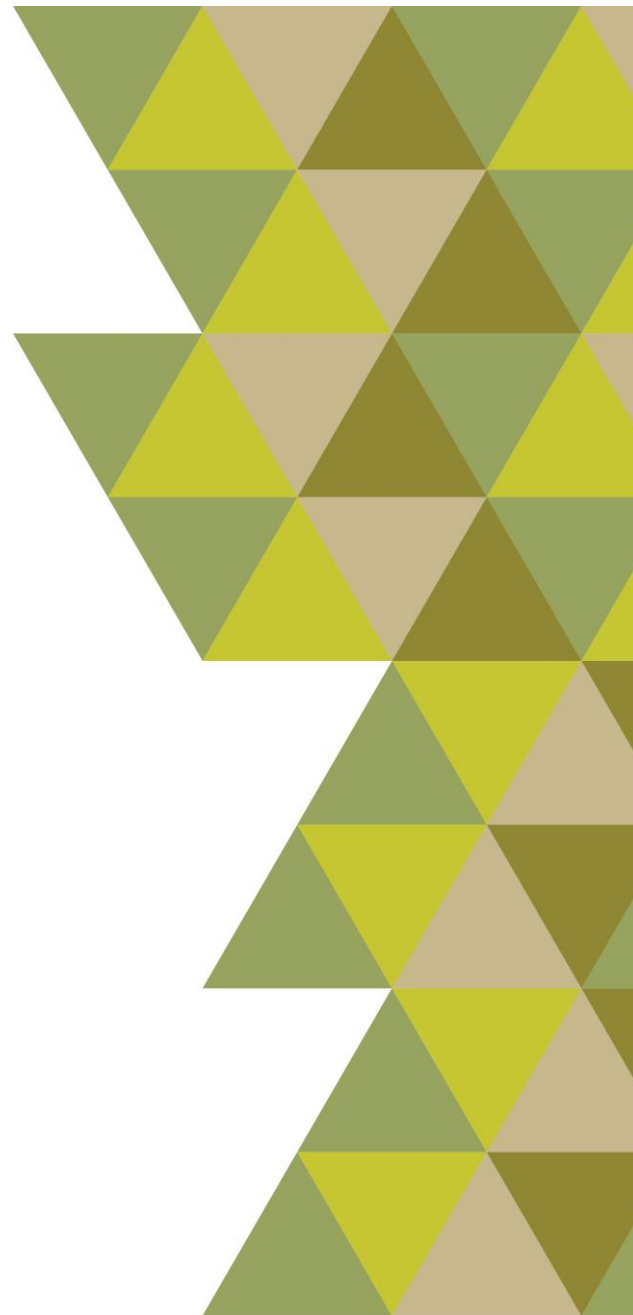
2.1 | OBJETIVO GENERAL

Evaluar los efectos de los cambios de uso del suelo en la calidad edáfica bajo clima semiárido para establecer su potencialidad como almacén de carbono.

2.2 | OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Evaluar el impacto de las técnicas de preparación del suelo previas a la forestación en sus propiedades físico-químicas tras 22 años de su aplicación.
2. Determinar la evolución de las propiedades físico-químicas del suelo en los cambios de uso (forestación y abandono de los cultivos) desde 1994 a 2016.
3. Simular las dinámicas del carbono orgánico del suelo tras los cambios de uso mediante RothC.
4. Establecer la potencialidad de secuestro de carbono tras el cambio de uso del suelo bajo clima semiárido.
5. Estudiar los efectos de diferentes intensidades de aclareo en las concentraciones y en la cantidad de carbono y nutrientes que caen al suelo a través del desfronde de los pinos.

3 | MATERIAL Y MÉTODOS GENERALES



3.1 | EVOLUCIÓN DE LAS PROPIEDADES DEL SUELO TRAS LOS CAMBIOS DE USO

3.1.1 | Área de estudio

El área de estudio, denominada Cortijo de Becerra, se localiza en el sureste de la península ibérica, en la depresión de Guadix-Baza, a una latitud de 37° 26' norte y longitud 3° 05' oeste y a una altitud de 950 m s.n.m. en la Rambla de Becerra (Figura 6). Se trata de una finca adquirida en 1994 por la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible (Junta de Andalucía).

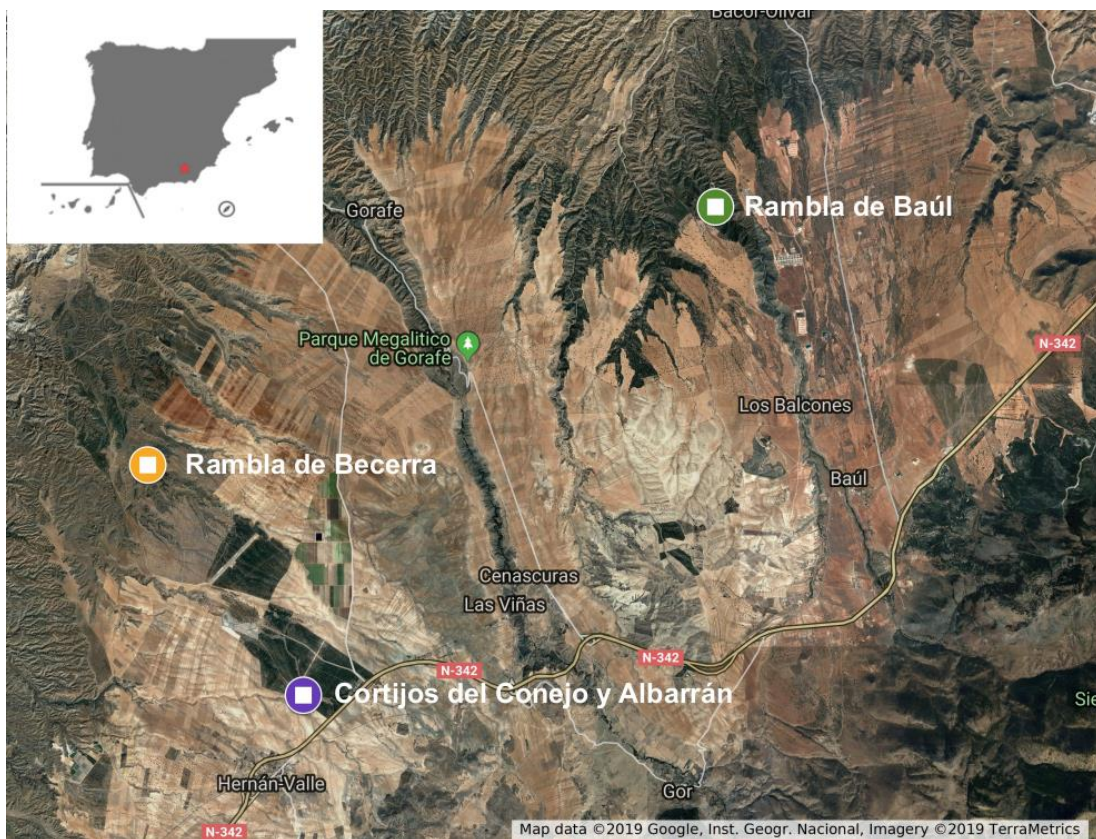


Figura 6. Localización de la Rambla Becerra (estudio de la evolución de las propiedades del suelo tras los cambios de uso), la Rambla de Baúl (pinar autóctono de pino carrasco) y la finca de los Cortijos del Conejo y Albarrán (estudio del efecto de los aclareos en el aporte de carbono y nutrientes al suelo a través del material de desfronde de pino carrasco). Fuente: Google Maps (consultado en junio de 2019).

La climatología se caracteriza por la existencia de precipitaciones interanuales muy irregulares y unas variaciones extremas en la temperatura que confieren al territorio una marcada continentalidad. Según los datos recogidos en la estación meteorológica propiedad del IFAPA y ubicada en la Rambla de Becerra, la precipitación media anual es de 320 mm y la temperatura media anual de 13,3 °C, con valores mínimos en invierno de hasta -19 °C (enero 2005) y máximos que pueden superar los 40 °C (julio de 2017). La evapotranspiración media anual, calculada según las ecuaciones propuestas por Montero de Burgos y González-Rebollar (1983), es de 852,8 mm. Desde el punto de vista bioclimático, el territorio se engloba

bajo un termotipo mesomediterráneo superior y un ombrotipo semiárido superior (Rivas Martínez y Loidi, 1999).

Biogeográficamente, la zona de estudio está situada en la región mediterránea, Provincia Bética y Sector Guadiciano-Bacense. La vegetación potencial de la Rambla de Becerra corresponde en su mayoría a la serie Mesomediterránea semiárida aragonesa, murciano-manchega, murciano-almeriense, setabense y bética basófila de la coscoja (*Quercus coccifera*): *Rhamno lycioidis- Querceto cocciferae* S., faciación bética con *Ephedra fragilis* (Valle, 2003).

Sin embargo, pese a que su área potencial es extensa, prácticamente no existe el ecosistema de referencia en la zona de estudio (coscojales o pinares-coscojales). Las causas principales son la fuerte influencia antrópica que el territorio ha sufrido desde la prehistoria y una regeneración de la vegetación casi nula debido a la climatología, el estado de los suelos y la lejanía a fuentes semilleras de las especies potenciales.

Al efecto, los expertos en la materia han inferido que las etapas maduras de esta serie de vegetación podrían ser dos variantes muy difíciles de discernir y que dependen de parámetros como la xericidad: un coscojal enriquecido con pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) o, mayoritariamente en nuestro caso, un pinar-coscojal. Este está caracterizado por una pérdida de abundancia y/o cobertura de especies vegetales con más requerimientos hídricos, como la coscoja (*Quercus coccifera* L.), el lentisco (*Pistacia lentiscus* L.) o el espino negro (*Rhamnus lycioides* L.), a favor de gimnospermas más resistentes al estrés hídrico como el enebro de la miera (*Juniperus oxycedrus* L.), la sabina mora (*Juniperus phoenicea* L.) o la efedra (*Ephedra fragilis* Desf.), y por supuesto el pino carrasco, que en ocasiones pueden constituir comunidades estables y permanentes, especialmente en vaguadas y laderas con orientación Norte.

En las zonas más alteradas, sobre todo por la actividad agrícola que se ha desarrollado históricamente en gran parte del territorio (Gámez, 1995), aparece una gran variedad de comunidades vegetales picolonizadoras o habituadas a las fuertes perturbaciones como los retamares, tomillares nitrófilos y malezas halonitrófilas (Cañadas, 2008).

Sin embargo, en las zonas que no han sido históricamente labradas, y que por tanto permanecen menos alteradas, dominan matorrales de sustitución de los pinares-coscojales, como los espartales de *Macrochloa tenacissima* (L.) Kunth y romerales de *Rosmarinus officinalis* L. y otros caméfitos heliófilos, así como diferentes tipos de pastizales, tanto perennes como anuales, que protegen el suelo y dotan a la zona de un característico paisaje semidesértico. En ocasiones, estas comunidades pueden considerarse clímax de amplias zonas donde por la litología, exposición, pendiente o características del suelo no puede establecerse el ecosistema de referencia.

La pendiente de la Rambla de Becerra varía entre un 8 y un 12 %. El suelo predominante se clasifica como un Fluvisol arénico-calcárico (Ripoll, 2004; WRB, 2014). Las texturas que

dominan son las franco-arenosas y arenoso-francas, con horizontes bien diferenciados. Esto determina una baja capacidad de retención de agua y escasa capacidad de intercambio catiónico en el suelo. El horizonte A se encuentra muy alterado y es de escasa potencia debido al uso agrícola que durante años se desarrolló en la zona, actividad que ocasionó la pérdida de los horizontes orgánicos y la aparición de encostramientos superficiales favoreciendo la erosión. La pedregosidad superficial es casi nula. El porcentaje de carbonato cálcico es bajo, oscila entre el 2,5 % y el 6 % en los distintos horizontes del suelo y depende de los aportes aluviales. El pH es de aproximadamente 8,0. El contenido en carbono orgánico es < 0,7 % y el de nitrógeno < 0,09 %.

En Rambla de Baúl, una localidad cercana a nuestra zona de estudio y con similares condiciones edafoclimáticas, se encuentra un bosque nativo de *P. halepensis* bien conservado que evidencia la presencia de esta especie en la vegetación clímax de la zona (Figuras 6 y 7). Concretamente, registros antracológicos han demostrado que la existencia de pino carrasco en este territorio se remonta hasta hace al menos 5000 años (Rodríguez-Ariza et al., 1996). En este caso, el suelo en el que se desarrolla el pinar es un Cambisol húmico (WRB, 2014), suelo más evolucionado que presenta horizontes bien diferenciados, un horizonte A móllico sobre un horizonte B cámbico de alteración, textura franco-arcillosa y un mayor contenido en materia orgánica, aunque se puede encontrar igualmente sobre Leptosoles y Fluvisoles.



Figura 7. Pinar autóctono de *P. halepensis* en la Rambla de Baúl.

3.1.2 | Usos del suelo y diseño experimental en Rambla de Becerra

En el verano de 1995, un año después de la compra de Rambla de Becerra por la administración y previamente a la forestación de los terrenos agrícolas, se establecieron treinta y seis parcelas de experimentación de 40 x 25 m siguiendo un diseño de bloques al azar con tres repeticiones en las que se aplicaron 12 tratamientos diferentes de preparación del suelo que combinaban presencia de estructuras hidráulicas, diversos grados de afección del suelo (superficie y volumen) y mezcla de horizontes del suelo (Figuras 8 y 9):

- Seis tratamientos puntuales mediante la realización de hoyos y correspondientes banquetas de plantación: ahoyado con barrena helicoidal (AH), ahoyado mecanizado con tractor de 240 HP (AM), ahoyado con pico mecánico (PM), ahoyado con retroexcavadora de cazo grande (RG), ahoyado con retroexcavadora de cazo pequeño (RP) y ahoyado con retroexcavadora de cazo pequeño y sistema de microcuencas para captación de escorrentías (RPM).
- Cuatro tratamientos lineales mediante la realización de surcos siguiendo las curvas de nivel: acaballonado mediante tractor con arado de vertedera (AV), ripado más acaballonado (RA), subsolado lineal (S) y subsolado lineal con tractor de alta estabilidad TTAE (T).
- Un tratamiento areal de laboreo agrícola con vertederas polisurco (LB).
- Un tratamiento control basado en hoyos manuales de 40 x 40 x 40 cm (TS).



Figura 8. Rambla de Becerra en 1995 y ejemplos de preparaciones del terreno previas a la forestación. Imágenes: Estanislao de Simón Navarrete.

En el invierno de 1995-1996 se realizó la forestación con plántulas de un año de *Pinus halepensis* dispuestas al tresbolillo y a una densidad de 250 pies/ha. Toda la información sobre los tratamientos aplicados y el éxito de la forestación en cuanto a supervivencia y desarrollo desde el punto de vista de las relaciones suelo-planta puede consultarse en Bocio et al. (2004), Navarro et al. (2006) y Jiménez (2009).

Por otro lado, en el territorio no forestado (Figura 9), como consecuencia del proceso de sucesión que se inició al dejar de labrar el suelo en 1993, se estableció una cubierta vegetal formada por un mosaico de comunidades ruderales y especies leñosas pioneras (*Artemisia barrelieri* Besser, *Helichrysum italicum* (Roth) G. Don, *Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss.), cuya composición y abundancia ha ido variando con el tiempo pero que protegen en buena medida el suelo y mantienen una relativa diversidad (Navarro et al., 2006; Navarro et al., 2018).



Figura 9. Imagen de 2013 de una de las parcelas forestadas en 1995 y de las tierras que dejaron de cultivarse en 1993 y en las que se ha establecido una cubierta vegetal mediante sucesión secundaria. Al fondo, Cortijo de Becerra.

3.1.3 | Muestreo de suelos y características de las parcelas

Para estudiar la evolución de las propiedades físico-químicas de los suelos fue ubicada una subparcela de 10 x 10 m de forma sistemática dentro de cada una de las parcelas forestadas (36) para evitar efecto borde, en la que se tomaron muestras de suelo en 2002, 2007, 2010, 2013 y 2016. En cada subparcela se extrajeron tres muestras de suelo de 0-5 cm

de manera sistemática en tres puntos en la diagonal para disponer de tres réplicas por parcela para determinar la densidad aparente y una muestra compuesta de suelo de 0-10 cm para realizar los análisis de las propiedades físico-químicas. En 1998 las muestras se tomaron al azar dentro de las parcelas de 40 x 25 m. En las tierras donde el cultivo fue abandonado, las muestras de suelo se cogieron en 2010, 2013 y 2016 en nueve puntos al azar en cada año.

Además, en 2013 se tomaron muestras de suelo en cultivos adyacentes al área de estudio para establecer el punto de partida de carbono orgánico en el suelo antes de los cambios de uso, ya que lamentablemente no disponemos de datos del suelo de Rambla de Becerra del año 1993 previo al cambio de uso. Para establecer el secuestro potencial de carbono en el suelo, se cogieron en 2013 muestras de suelo del pinar autóctono de Rambla de Baúl, el cual asumimos como ecosistema de referencia. Otros autores como Francaviglia et al. (2012) han establecido de igual forma que la capacidad máxima de almacén de COS está determinada por su contenido en el suelo donde se desarrolla la vegetación potencial del área de estudio. En ambos usos del suelo se tomaron las muestras de suelo en siete puntos al azar.

Para la determinación de la densidad aparente se siguió el método de Blake y Hartge (1986), que consiste en la extracción de un volumen de suelo mediante un tubo cilíndrico de 5 cm de altura que se introduce en el suelo para obtener una muestra inalterada de 0- 5 cm de suelo.

El COS para ambos usos del suelo se consideró en equilibrio, es decir, asumiendo que tanto el cereal como el pinar nativo no han sufrido cambio de manejo ni de uso en los últimos 100 años, y que por tanto, ya han alcanzado su capacidad máxima de acumulación de COS (Gámez, 1995; IPCC, 2000b; Nieto et al., 2012).

Además, en las subparcelas de 10 x 10 m se midieron la fracción cabida cubierta (m^2) y la densidad de los pinos (n° pies por parcela). En 2010, se realizó el único tratamiento selvícola hasta la fecha, que consistió en la poda de las ramas inferiores de los pinos de estas parcelas a la altura de 1 m para permitir la entrada de luz en la masa forestal. Los restos fueron retirados de las parcelas.

3.1.4 | Análisis de laboratorio

Para medir la densidad aparente, una vez secadas las muestras de suelo en estufa a 80 °C, se pesaron y tamizaron para eliminar las gravas (> 2 mm). La densidad aparente (Mg/m^3) se calculó según la propuesta de Throop et al. (2012) como el peso del suelo seco menos el peso de las gravas entre el volumen del cilindro. Según estos autores, excluir el peso de las gravas es acertado para medir las propiedades relevantes relacionadas con la fracción fina del suelo (< 2 mm de diámetro) como es el caso del COS, ya que casi nada o nada está asociado a los guijarros y fragmentos de rocas. Usando el volumen del cilindro en lugar del volumen de la fracción fina, se considera el desplazamiento de esta por las gravas.

Las muestras compuestas (0-10 cm) fueron procesadas en los laboratorios del IFAPA Centro Camino de Purchil (Granada), y posteriormente se analizaron en el laboratorio del Departamento de Edafología y Química de la Universidad de Granada y en el Laboratorio Agroalimentario de Atarfe (Granada) de la Agencia de Gestión Agraria y Pesquera de la Junta de Andalucía. Las propiedades físicas de los suelos analizadas fueron la textura, a partir del método de la pipeta de Robinson (Soil Conservation Service, 1972), y la capacidad de retención de agua disponible (CRAD, mm), que se calculó como:

$$\text{CRAD} = \text{AU} \times \text{E} \times \text{DA}$$

donde:

AU es el agua útil (%) calculada como la diferencia entre el contenido de humedad a capacidad de campo extraído en cámara de presión a 33 kPa y el contenido de humedad en el punto de marchitamiento, medido a 1500 kPa, según Cassel y Nielsen (1986),

E es el espesor o profundidad de suelo (dm) estudiado y

DA es la densidad aparente (Mg/m^3).

En cuanto a las propiedades físico-químicas, el pH se midió en una suspensión de suelo en agua destilada 1:2,5. Las bases de cambio (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+), fueron extraídas con NH_4OAc 1N y la capacidad de intercambio catiónico (cmol_c/kg) fue determinada por saturación en sodio, lavado de las muestras con alcohol y extracción del sodio adsorbido con NH_4OAc 1N (Soil Conservation Service, 1972). Para la determinación del carbono orgánico, nitrógeno total, fósforo disponible y contenido en carbonato cálcico, previamente a los análisis, las muestras se molieron finamente mediante un molino mezclador Restch MM400. El carbono orgánico (CO, %) se determinó por el método de Tyurin (1951). El carbono orgánico por hectárea de suelo (COS, $\text{Mg C}/\text{ha}$) se calculó como: $\text{COS} = \text{CO} (\%) \times \text{densidad aparente (DA, } \text{Mg}/\text{m}^3) \times \text{profundidad (cm)}$. El nitrógeno total (N, %) fue analizado en las muestras finamente molidas mediante el método de Kjeldahl (Bremner 1965). El fósforo disponible (P, mg/kg) se obtuvo por el método de Olsen (Olsen y Sommers, 1982). El contenido en carbonato cálcico (CaCO_3 equivalente, %) se determinó usando el método del calcímetro (Bascomb, 1961) mediante el dispositivo diseñado por Barahona et al. (1984).

3.1.5 | Modelización del carbono orgánico del suelo

Para simular la dinámica del COS tras los cambios de uso de suelo en Rambla de Becerra de 1993 a 2013 se seleccionó el modelo RothC (Coleman y Jenkinson, 1996). Este separa el COS en cinco compartimentos (Figura 10): materia orgánica inerte (IOM), material vegetal descomponible (DPM), material vegetal resistente (RPM), biomasa microbiana (BIO) y materia orgánica humificada (HUM). El contenido de arcilla, la humedad del suelo, la temperatura y la cobertura vegetal del suelo determinan las proporciones que van de un compartimento a otro y el CO_2 que es emitido a la atmósfera.

La IOM en RothC se define como aquella fracción de materia orgánica del suelo biológicamente inerte, resistente a la descomposición, y es calculada a partir de la fórmula de Fallon (Fallon et al., 1998):

$$IOM = 0,049 \times CO_2^{1,139}$$

La calidad de los restos vegetales que entran al suelo es definida según la relación DPM:RPM, y por tanto, depende del tipo de material vegetal. En la descripción del modelo, Coleman y Jenkinson (1996) proponen valores para esta relación, aunque se pueden establecer otros más ajustados al tipo de vegetación.

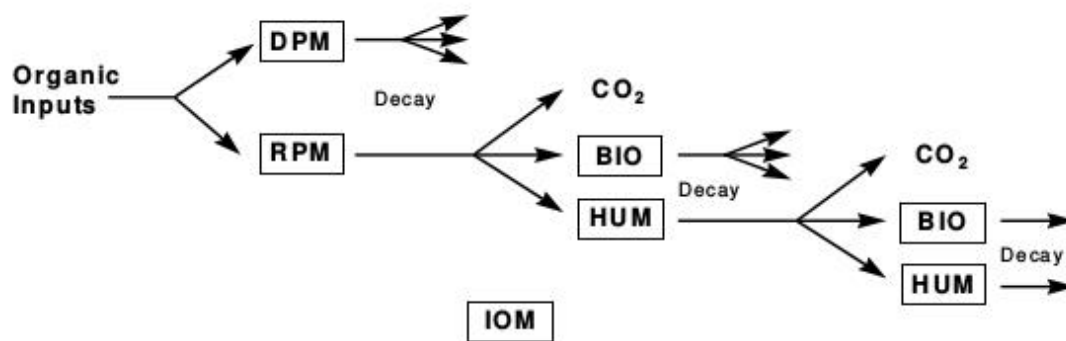


Figura 10. Estructura del modelo RothC y compartimentos en los que se divide la materia orgánica del suelo. DPM: Descomposable plant material, RPM: Resistant plant material, BIO: Microbial biomass, HUM: Humified organic matter, IOM: Inert organic matter. Extraída de Coleman y Jenkinson (1996).

El modelo puede ser ejecutado hacia adelante, para simular la evolución del COS tras los cambios de uso y/o manejo del suelo, y en modo inverso, para calcular la entrada de restos vegetales requerida para mantener el stock conocido de COS en un suelo en estado de equilibrio (Coleman y Jenkinson, 1996). Para ejecutar el modelo son necesarios tres tipos de datos:

A. Climáticos: temperatura media mensual (°C), precipitación mensual (mm) y evaporación en bandeja abierta (mm), que se calcula a partir de la evapotranspiración potencial (Coleman y Jenkinson, 1996):

$$\text{Evaporación en bandeja abierta} = \text{evapotranspiración potencial} / 0,75$$

B. Datos del suelo: arcilla (%), materia orgánica inerte (IOM, Mg C/ha), carbono orgánico en el suelo (COS, Mg C/ha) y profundidad de la capa de suelo considerada (cm).

C. Datos de uso y manejo del suelo: existencia de cobertura vegetal (suelo cubierto o desnudo), entradas mensuales de residuos vegetales (Mg C/ ha), entradas de estiércol (Mg C/ha) y el factor DPM:RPM.

En Rambla de Becerra, los dos cambios de uso que se modelaron fueron de cereal a cultivo abandonado, donde se produjo el establecimiento de comunidades vegetales por sucesión natural tras el cese de la actividad agrícola, y de cereal a forestación. En ambos casos, el periodo de simulación abarcó desde 1993 a 2013.

Para establecer el cereal como punto de partida fue necesario adoptar dos asunciones respecto al COS. En primer lugar, que el cultivo de cereal en 1993 se encontraba en equilibrio. Diversos autores han determinado que un suelo permanece en estado estable o en equilibrio respecto al COS cuando no sufre un cambio de uso y/o de manejo en un periodo que puede variar entre 20 y 100 años (Paustian et al., 1997; IPCC, 2000b; Nieto et al., 2012). En nuestro caso, se han documentado cultivos de cereal en el área de estudio durante al menos 250 años antes del abandono (Gámez, 1995) que justificaron esta asunción del cereal en equilibrio. En segundo lugar, las muestras recogidas en los cultivos adyacentes en 2013 se utilizaron como muestras representativas de los suelos de 1993 basándonos en la metodología utilizada por otros autores en situaciones similares ante la imposibilidad de obtener datos de periodos anteriores (Cerri et al., 2007; Martí-Roura et al., 2011; Françaviglia et al., 2012). Para calcular los aportes necesarios para mantener ese contenido en COS del cereal en equilibrio se ejecutó RothC en modo inverso ajustando los valores de restos vegetales mensuales.

Para las simulaciones de los efectos de los cambios de uso en el COS, se utilizaron los valores de DPM:RPM proporcionados por Coleman y Jenkinson (1996) para cultivos de cereales en equilibrio (1,44) y para tierras de cultivo abandonadas (0,67), validados empíricamente para la mayoría de los cultivos agrícolas y para matorrales y pastizales no mejorados, respectivamente. Con respecto a los primeros años de forestación, consideramos que las comunidades vegetales tanto en el cultivo abandonado como en la forestación fueron las mismas desde 1994 hasta 2001 (Romanyà et al., 2000) y se realizó la simulación utilizando un valor de DPM: RPM de 0,67. A partir del quinto año de forestación, ya que cabía esperar que la descomposición del material entrante fuera menor al incrementarse los aportes procedentes de los pinos, se escogió un valor de 0,40, un DPM:RPM intermedio entre el de un matorral (0,67) y un bosque maduro (0,25).

Finalmente, las entradas de restos vegetales necesarias para las simulaciones del cultivo abandonado y la forestación se estimaron a partir de la biomasa de herbáceas medida en el área de estudio en parcelas de 50 x 50 cm durante nueve años y a partir de los datos de desfronde (Mg/ha) de *P. halepensis* publicados por Navarro et al. (2013), asumiendo un contenido del 50 % de CO en estos restos.

Con estos parámetros, se modelaron los dos escenarios de cambio de uso para el perfil de suelo muestreado (0- 10 cm):

1. El establecimiento de una cubierta vegetal mediante sucesión secundaria tras el abandono del cereal en equilibrio en 1993. En este caso se realizaron cuatro simulaciones

variando los aportes vegetales y los datos climáticos para conseguir el mejor ajuste del modelo y aplicar los mejores resultados a los primeros años de la forestación (Anexo 3, Tabla A3.1.):

1. a. Simulación con biomasa constante y datos climáticos históricos (30 años).
1. b. Simulación con biomasa constante y datos climáticos reales.
1. c. Simulación con biomasa medida o extrapolada a partir de los aportes medidos y datos climáticos históricos.
1. d. Simulación con biomasa medida o extrapolada y datos climáticos reales.

2. La forestación realizada dos años después del abandono de los cultivos (Anexo 3, Tabla A3.2.). Se consideró que durante la primera etapa de la forestación (1995-2000) no se produjeron entradas de CO por aportes procedentes de los pinos, por lo que se utilizaron los mismos aportes que en el cultivo abandonado desde 1994. A partir de 2001, se consideró el establecimiento de una comunidad vegetal formada por *P. halepensis* y las herbáceas y matorrales generados por sucesión secundaria. Los restos vegetales se calcularon manteniendo los aportes de las herbáceas constantes e incrementando los aportes procedentes de los pinos debido a su crecimiento hasta 2009. En el último periodo, de 2010 a 2013, los aportes de los pinos se consideraron constantes.

3.1.6 | Análisis estadísticos

Para comprobar los requerimientos de normalidad y homocedastidad de los datos se realizó la exploración gráfica de los mismos mediante gráficos cuantil-cuantil y se aplicaron los test de Shapiro-Wilk y Levene. Las asunciones en los modelos se comprobaron además mediante la representación de los residuos frente a los valores ajustados. En el caso de violación de las asunciones, aun transformando los datos, se realizaron análisis no paramétricos.

Las diferencias en las propiedades del suelo a través del tiempo (desde 1998 a 2016) y los efectos de los tratamientos del suelo previos a la forestación de las parcelas se testaron mediante un análisis de la varianza de medidas repetidas (ANOVA-MR).

Los análisis de la covarianza por años (ANCOVAs) se aplicaron para determinar si la existencia de otras variables (textura del suelo, pH, carbonatos, densidad de pinos) pudo enmascarar la influencia de los tratamientos del suelo en el COS. La relación entre las propiedades del suelo se exploró mediante análisis de correlaciones.

Para determinar las diferencias en el COS entre los usos del mismo (forestación, cultivo abandonado, cereal y pinar autóctono) se realizó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis, recomendado para diseños no balanceados. Para determinar las diferencias entre el cultivo abandonado y la forestación en el resto de propiedades del suelo se aplicaron las pruebas t-test y Wilcoxon test (en el caso de no igualdad de varianzas). Para estudiar espacialmente la

similitud entre las parcelas estudiadas de acuerdo a las propiedades del suelo, se realizó un diagrama de ordenación (análisis de componentes principales).

Se utilizaron los siguientes estadísticos propuestos por diversos autores para evaluar el ajuste del modelo RothC y las diferencias entre COS medido y modelado (Smith, 1997; Smith y Smith, 2007; Francaviglia et al., 2012): la desviación entre las medidas y las simulaciones (Desv, %), el error cuadrático medio (RMSE, %), la diferencia media (M), la eficiencia del modelo (EF) y el coeficiente de determinación (CD).

Los análisis estadísticos se realizaron con los paquetes estadísticos STATISTIX 9.0 (Analytical Software, USA) y R (R CoreTeam, 2017). Para el diagrama de ordenación se utilizó CANOCO 4.5 (ter Braack and Smilauer, 2002; Leps y Smilauer, 2003).

3.2 | EFECTOS DE LOS ACLAREOS EN EL DESFRONDE Y EN EL CARBONO Y NUTRIENTES APORTADOS AL SUELO

3.2.1 | Área de estudio

Las parcelas forestadas donde se han llevado a cabo los experimentos de los aclareos se ubican en el Cortijo del Conejo, área muy próxima a Rambla de Becerra (depresión de Guadix-Baza, SE Península Ibérica), e igualmente propiedad de la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible de la Junta de Andalucía. Concretamente, se localizan en la finca Cortijos del Conejo y Albarrán, situada a una latitud de 37° 26' norte y longitud 3° 05' oeste a y una altitud de 1115 m s.n.m. (Figura 6).

Comparte con Rambla de Becerra las mismas características climáticas, que están marcadas por la existencia de clima semiárido, 320 mm de precipitación media y alta irregularidad interanual, temperaturas extremas en verano e invierno y una fuerte continentalidad.

La vegetación potencial establecida en este caso es la correspondiente a la serie de los encinares béticos mesomediterráneos basófilos *Paeonio coriaceae-Querceto rotundifoliae* S. (Valle, 2003). Aunque en esta zona solo quedan algunas encinas (*Quercus ilex* subsp. *ballota* (Desf.) Samp.) dispersas, esta especie debió de ser dominante y probablemente estuvo acompañada de pies de *P. halepensis*, como queda evidenciado en otras zonas del territorio, así como de otras especies arbustivas como el enebro de la miera (*Juniperus oxycedrus* L.), la sabina albar (*Juniperus thurifera* L.), la coscoja (*Quercus coccifera* L.) y el espino negro (*Rhamnus lycioides* L.). El material arbustivo asociado a esta serie, un chaparral de encinas y coscojas, enebros, y espino negro, ha desaparecido probablemente debido a su destrucción para el uso agrícola de las tierras. Dependiendo del grado de alteración y de otros factores como las micro-condiciones edafoclimáticas y de la dispersión de las semillas, las comunidades vegetales varían. En suelos aún forestales destaca la presencia de espartales y romerales enriquecidos con labiadas y cistáceas. Sin embargo, los

pastizales anuales que se establecen en la mayor parte de la superficie de cultivos abandonados acaban siendo ocupados por retamales, comunidades que cumplen una importante función de rehabilitación del ecosistema y que podría facilitar la colonización de la encina, siempre que existan fuentes semilleras cercanas.

En el área del Conejo, en general, la topografía es homogénea y prácticamente llana (< 2 % de pendiente). Los suelos que predominan se clasifican como Calcisoles pétricos (Ripoll, 2004; WRB, 2014). Presentan una textura franco arcillo-arenosa, y a diferencia del suelo de Rambla Becerra, mayor capacidad de retención de agua (15-16 %) e infiltración. La pedregosidad en superficie es alta y se debe a la rotura de la costra caliza debido a las labores agrícolas desarrolladas desde al menos hace un siglo (Gámez, 1995). Entre los 35-40 cm de profundidad aparece un horizonte petrocálcico, característico de este tipo de suelos, cementado y endurecido, con un contenido en CaCO_3 entre el 40-60 %. El contenido en carbono orgánico es < 0,9 % y el de nitrógeno < 0,1 %. De igual forma que en los suelos de la depresión Guadix-Baza, este empobrecimiento del suelo limita su fertilidad.

3.2.2 | Diseño experimental, análisis en laboratorio y cálculos

En 1994, en la finca del Cortijo del Conejo y tras su compra por la Administración, un área aproximada a las 400 ha se forestó con *P. halepensis* mediante subsolado lineal a una densidad cercana a los 1500 pies/ha.

En 2005, diez años después de la forestación, cuatro tratamientos con diferentes intensidades de aclareos fueron aplicados en 16 parcelas (4 tratamientos x 4 parcelas/tratamiento) de 20 m x 20 m seleccionadas al azar pero con similares características topográficas, de orientación y de suelo. Para evitar el efecto borde, se dejó una distancia entre ellas de al menos 10 m. Los tratamientos consistieron en eliminar el 75 % del área basal media (T75), el 60 % (T60), el 48 % (T48) y no aplicar aclareo (T0).

Tras los tratamientos, las ramas inferiores de los pinos restantes se podaron a la altura de 1 m. En ese mismo año, justo después de los tratamientos selvícolas, y posteriormente en 2010 y en 2012, se midieron tanto el área basal como el diámetro del tronco a 1,30 m de altura.

La monitorización mensual de la producción de desfronde se realizó desde junio de 2010 a mayo de 2013. Se seleccionaron dos árboles en cada parcela y se colocaron tres trampas circulares por debajo del dosel arbóreo en cada uno (Figura 11). En total, fueron colocadas 24 trampas por tratamiento (96 trampas en 32 pinos). La cobertura de cada pino seleccionado y su diámetro a 1,30 m se midieron en 2010, 2011 y 2012.

El material, recogido en las trampas una vez al mes, fue separado en el laboratorio en cuatro fracciones según la metodología propuesta por Bernier et al. (2008): acículas, ramillas (< 1cm de diámetro), material leñoso (corteza y fragmentos de conos) y 'otros' (semillas, hojas pequeñas, polen, brotes, residuos, ...). Las muestras se secaron (24-48 h a 70 °C) y

pesaron. La producción mensual de cada fracción en cada parcela en kg/ha fue obtenida a partir de los pesos de las muestras de los dos pies seleccionados en cada una de ellas y extrapolando los datos a partir de los kg/árbol ($\text{kg/ha} = \text{kg/árbol} \times \text{cobertura arbórea/árbol}$). Toda la información sobre el diseño experimental y los cálculos sobre la producción de desfronde a nivel de árbol, parcela y tratamientos está disponible en Navarro et al. (2013) y Jiménez y Navarro (2016).



Figura 11. Trampas circulares colocadas debajo del dosel de los pinos. Imagen: F.B. Navarro.

La concentración de C, N, P, Ca, Mg, K, Na, Mn, Fe y Zn fue analizada en las dos fracciones de desfronde mayoritarias durante el periodo de estudio: las acículas (48,0 - 51,4 % del total) y el material clasificado como 'otros' (44,5 - 48,0 % del total), compuesto principalmente por restos de procesionaria del pino (Navarro et al., 2013; Jiménez y Navarro, 2016). Para ello, las muestras de cada pino se mezclaron y molieron juntas antes de realizar la digestión y extracción con HCl (2 %) para analizar las concentraciones de carbono y nutrientes. Las concentraciones de Ca, Mg, K, Na, Mn, Fe y Zn se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica. La concentración de P se obtuvo por espectrofotometría basada en el método del nitromolibdovanadato amónico. El C y N (%) fueron analizados mediante el analizador elemental LECOTruSpec CN.

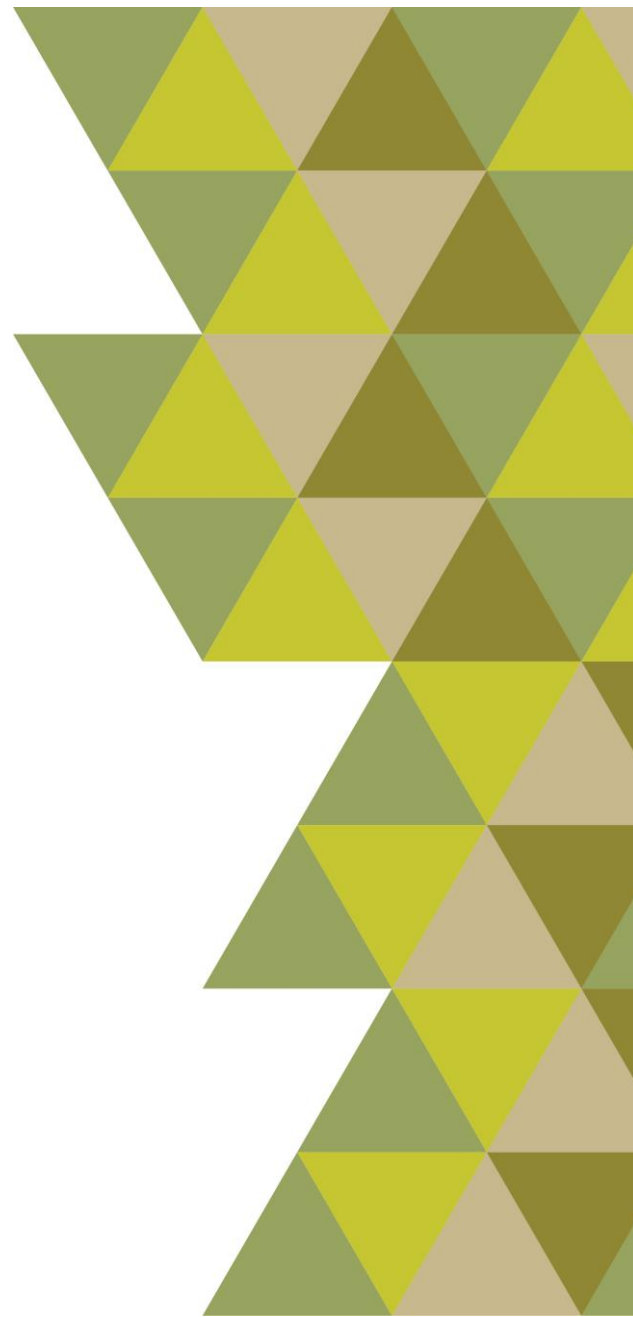
Para calcular el aporte mensual al suelo (kg/ha) de cada elemento, la concentración mensual (% o ppm transformados a kg/kg) fue multiplicada por la producción mensual (kg/ha) de cada fracción facilitada por Jiménez y Navarro (2016).

3.2.3 | Análisis estadísticos

Los efectos de los tratamientos en las concentraciones y en las cantidades de carbono y nutrientes aportadas por la caída de las acículas y la fracción 'otros' al suelo fueron evaluados mediante análisis de la varianza de medidas repetidas (ANOVA-MR). Para estos análisis estadísticos, se consideraron los meses con al menos tres réplicas en los tratamientos.

Las diferencias anuales entre tratamientos y al final del periodo de estudio (36 meses) se testaron mediante análisis de la varianza de una vía, comprobando previamente la normalidad y heterocedasticidad. En el caso de violación de las asunciones, se aplicó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis. Las diferencias entre los aportes de acículas y 'otros' fueron evaluadas mediante la prueba T pareada. Todos los análisis estadísticos se realizaron con el paquete estadístico STATISTIX 9.0 (Analytical Software, USA).

**4 | IMPLICATIONS OF AFFORESTATION VS.
SECONDARY SUCCESSION FOR SOIL PROPERTIES
UNDER A SEMIARID CLIMATE**



Implications of afforestation vs. secondary succession for soil properties under a semiarid climate

Abstract

Afforestation or secondary succession after cropland abandonment are different strategies to restore soil ecosystem services such as nutrient cycling, soil conservation, and carbon sequestration. However, the studies on the effects on soil-property dynamics after land-use changes are limited in semiarid regions. In this context, an experimental area with a semiarid climate allowed the assessment and comparison of physicochemical soil properties (soil organic C [SOC], soil total N [STN], available P [P_{av}], available K [K_{av}], cation-exchange capacity [CEC], bulk density [BD], pH, available water-holding capacity [AWHC], and C:N ratio) after *Pinus halepensis* afforestation and secondary succession following agriculture abandonment in 1994. The impact of 12 soil-preparation treatments before afforestation on soil properties was also evaluated. For this, soil samples (0-10 cm deep) from the afforestation plots were taken in 1998, 2002, 2007, 2010, 2013, and 2016, and from abandoned cropland in 2010, 2013, and 2016. In afforestation, soil-preparation treatments did not alter the soil properties after 22 years. Significant differences among years were found in SOC, STN, P_{av} , K_{av} , CEC, pH, and C:N. BD changes were detected neither in afforestation nor in abandoned cropland. After 22 years, only SOC, K_{av} and the C:N ratio proved significantly higher in afforestation than in abandoned cropland. In general, soil properties improvement (i.e. SOC, STN, P_{av} , K_{av} , and CEC) was slow after afforestation and abandoned cropland likely due to the legacy of the previous land use (cereal crops) and the semiarid climate influence.

Keywords: land-use changes, *Pinus halepensis*, abandoned cropland, Mediterranean region, soil-preparation treatments

Segura, C., Navarro, F.B., Jiménez M.N., Fernández-Ondoño, E., 2019. **Under revision.**

4.1 | INTRODUCTION

Land-use changes have been identified as major drivers of global change because of their impact on ecosystem services and climate (Anaya-Romero et al., 2016). In the temperate climatic domain, the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO, 2016) has issued a warning concerning a net reduction of agricultural land areas and a net increase in forest areas. For instance, in Europe, 70 million hectares of land cover has changed over the period 1950-2010 (Fuchs et al., 2013), including more than 21 million hectares of new forest areas recorded from 1990 to 2015 (FAO, 2016). To quantify the impact of these land-use changes on soil quality is essential because most of the ecosystem services are related to soil functions (i.e. carbon sequestration, water regulation, nutrient recycling, fertility), especially in vulnerable areas such as southern Europe, where a lack of knowledge about the ecological processes after land-use change is evidenced (Metzger et al., 2006; Adhikari and Hartemink, 2016).

Afforestation of agricultural lands and cropland abandonment are among the most frequent land-use changes in that region (Fuchs et al., 2013; Novara et al., 2017). Afforestation has been proposed as a strategy to mitigate CO₂ emissions as well as to prevent soil erosion and restore soil properties and forest ecosystems (Fernández-Ondoño et al., 2010; Zhang et al., 2018). Agricultural land abandonment may also help to recover the native vegetation and functions, the soil quality, and the ecosystem services they provide through secondary-succession processes (Novara et al., 2017; Romero-Díaz et al., 2017). In this sense, the scientific community has held debates concerning which strategy would be better and faster for improving soil quality and other ecosystem or biological parameters (ecologically and/or economically): active restoration (afforestation) or passive restoration (secondary succession following agriculture abandonment) (Ruiz-Navarro et al., 2009; Nadal-Romero et al., 2016; Zethof et al., 2019).

A wide range of physiochemical soil parameters can be used to evaluate soil quality (Costantini et al., 2016). Soil organic carbon (SOC) is considered the parameter of soil quality par excellence (Lal, 2004). SOC, and cation-exchange capacity (CEC) as well as soil total N (STN), available P (P_{av}), and available K (K_{av}) are crucial for carbon sequestration, soil fertility, and vegetation recovery (Ruiz-Navarro et al., 2009; Deng et al., 2017; Qiu et al., 2018). Other physicochemical soil parameters such as pH, bulk density (BD), and the C:N ratio may also have a key role in the soil functionality and the restoration of degraded lands and biodiversity (Wan et al., 2018; Zhang et al., 2018). Finally, available water-holding capacity (AWHC) contributes to several ecosystem services such as water purification and biomass production (Costantini et al., 2016). However, the dynamics of these soil properties after land-use change are not well understood, and they have been poorly studied in semiarid areas (Deng et al., 2017; Liu et al., 2018).

Although there is no consensus for identifying the patterns of the evolution of soil parameters following land-use changes, several authors agree that, in semiarid climate, little soil improvement occurs after afforestation and farmland abandonment because of the slow course of the soil (Lesschen et al., 2008; Ruiz-Navarro et al., 2009; Wang et al., 2011). Moreover, the soil state prior to the land-use change (legacy) can appreciably affect the soil dynamics (Deng and Shangguan, 2017; Romero-Díaz et al. 2017; Liu et al., 2018), among other factors. For instance, several authors have pointed that differences in the quality of the organic input (litter and root), and its decomposability, may affect not only the SOC but also the changes in the N and P of the soil (Cuesta et al., 2012; Li et al., 2012; Zhang et al., 2018).

The effects over time of abandoned cropland and afforestation on the soil properties are varied and frequently contradictories. SOC and STN could decrease after land-use changes (Berthrong et al., 2009), or they could show increases that are not always significant (Martín-Peinado et al., 2016; Segura et al., 2016). Some authors have reported decreases in available P after afforestation (Chen et al., 2008) while others have found no significant changes over time (Deng et al., 2017), as some results found for abandoned crops (Wang et al., 2011). Although many authors have concluded that afforestation lowers pH and thus acidifies the soil (Jackson et al., 2005; Berthrong et al., 2009), a recent study has shown that afforestation can neutralize pH compared with non-afforested soils (Hong et al., 2018). Similarly, abandoned cropland could decrease the pH (Wang et al., 2011). However, other authors have detected no clear trend in pH over time since land abandonment (Lesschen et al., 2008). Some authors have found no recovery of bulk density after land abandonment or afforestation (Merino et al., 2004; Zhang et al., 2018; Zethof et al., 2019), whereas others have shown remarkable improvement (Wang et al., 2011; Korkanç, 2014). Finally, varied effects on soil-water content have been reported in semiarid areas (Derak and Cortina, 2004; Romero-Díaz et al., 2017; Cao et al., 2018).

Among the factors that may be involved in soil changes over time after afforestation are the soil-preparation treatments for planting (Paul et al., 2002; Merino et al., 2004). Although their effects show some uncertainties related to local climate, initial soil conditions, and time since soil-treatment application, soil-preparation treatments may influence soil changes by reducing soil quality, mainly when the techniques imply severe soil disturbance, or such treatments can improve certain soil properties such as soil-water availability (Ruiz-Navarro et al., 2009; Löf et al., 2012; Zethof et al., 2019).

In a previous publication, changes in SOC after cropland abandonment or afforestation were assessed in a semiarid area after 20 years (Segura et al., 2016). Both land-use changes improved SOC, but no significant differences were found between land uses. Despite this, it is crucial to explore the changes over time of other soil parameters in an effort to understand how soils respond to these land-use changes as a whole in semiarid areas, where knowledge concerning these processes is deficient (Liu et al., 2018). In this sense, for a better understanding of the soil behaviour after land-use changes, we sought to: (i) evaluate the

impact of soil-preparation treatments on soil properties in afforestation, and (ii) investigate the soil-property changes in afforestation and abandoned cropland over time (1994-2016). We hypothesize that a slight improvement in soil-quality indicators such as SOC, STN, P_{av} , K_{av} , CEC, pH, BD, AWHC, and C:N ratio is expected in both afforestation and abandoned cropland.

4.2 | MATERIAL AND METHODS

4.2.1 | Study area

The research site is the experimental area of Cortijo de Becerra, located in the Guadix-Baza Basin, SE Spain at 950 m a.s.l., coordinates 37°25'44" N, 3°05'29" W (Fig. 1). The area has a Mediterranean semiarid continental climate with wide variability in temperature (i.e. minimum and maximum monthly mean temperatures are -2°C in January, and 33°C in July, respectively), and an annual mean precipitation of 313 mm yr⁻¹, which was highly irregular during the study period (1998-2016). The soil type is described as a Eutric Fluvisol (WRB, 2014) formed by periodical alluviums of sedimentary materials (sand, mud, and gravel). Soil shows variable stoniness and a shallow top layer heavily altered due to continued tilling for decades.

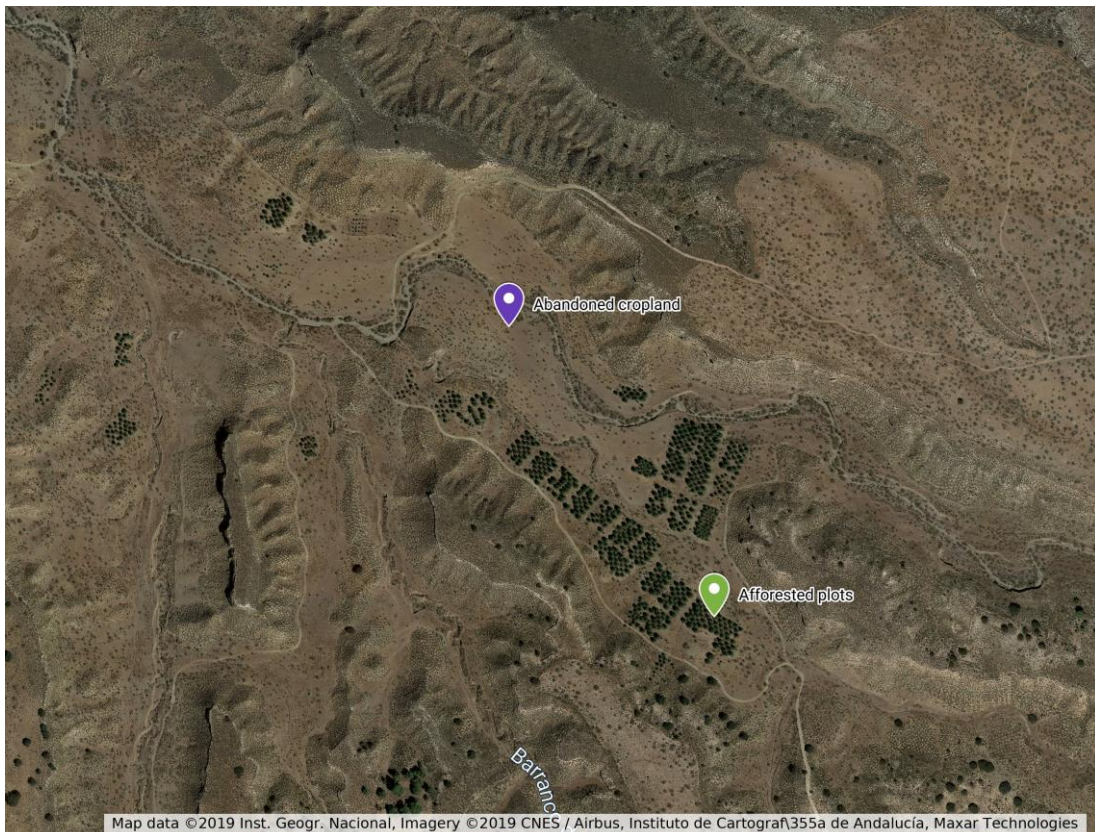


Fig.1. Study area location (37°25'44" N, 3°05'29" W). Aerial photo of the Rambla de Becerra and geographical location of the experimental area (37°25'44" N, 3°05'29" W).

4.2.2 | Experimental design

After more than 100 years of cereal crops growing in the area, the Regional Andalusian Government (S Spain) bought Cortijo de Becerra, and ploughing ceased in 1994. In the summer of 1995, 36 soil plots 40x25 m² were prepared for afforestation by means of 12 different soil-preparation treatments located following a randomized-block design with three replicates (Table 1). In each plot, 25 one-year-old seedlings of *Pinus halepensis* Mill. were planted the next winter (250 stem ha⁻¹).

In the abandoned cropland, the adjacent area that was not afforested, ruderal communities of annual species and pioneer woody species (*Artemisia barrelieri* Besser, *Helichrysum italicum* (Roth) G. Don, *Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss.) became established due to secondary succession. The areas that were historically not ploughed were covered by scrublands and perennial grasslands dominated by *Macrochloa tenacissima* (L.) Kunth and *Rosmarinus officinalis* L. communities (see Navarro et al., 2006 for more details).

4.2.3 | Soil sampling and field measurements

In afforestation, soil samples for physical and chemical analyses were randomly taken in 1998, 2002, 2007, 2010, 2013, and 2016 in permanent subplots of 10x10 m² systematically placed in the centre of each afforested plot (36 samples each year = 12 treatment x 3 replicates). In the abandoned cropland (the non-afforested areas), 9 composite soil samples per year were randomly taken in 2010, 2013, and 2016. Due to afforested plots and abandoned cropland had been cereal crops, we can assume that sites were similar concerning the initial soil physical and chemical characteristics to compare the time course of the soil-quality properties.

Both in afforestation and in abandoned cropland land uses, soil samples were taken from 0 to 10 cm, where tillage practices produce marked effects on soil properties and soil aggregates (Acín-Carrera et al., 2013), and differences between afforested and non-afforested sites mainly happen (Fernández-Ondoño et al., 2010; Martín-Peinado et al., 2016). Besides, three unaltered soil samples were randomly taken from 0 to 5 cm to determine the bulk density for afforested and abandoned plots.

The tree density was recorded in the afforestation subplots (10 x 10 m²) in order to explore the possible effects of stand characteristics in soil properties over the study period (Table 1). The only forestry practise consisted of pruning the pines to 1 m above the soil level to let sunlight penetrate into the tree mass in 2010. Cut branches were removed from the subplots.

Table 1. Soil-preparation treatments applied prior to afforestation in Rambla de Becerra, type of treatment, depth, surface, and volume of the soil removed (see Bocio et al., 2004; Navarro et al., 2006). Type of treatment: point by point = making a hole and constructing a plantation bench; linear = making furrows along contour lines, without altering the spaces between the furrows; surface = preparing the soil in general all over the plantation surface. D = tree density (Mean stem subplot⁻¹ ± SD) measured in 2010.

Treatments	Type	Machinery used	Preparation depth (m)	Surface (m ² ha ⁻¹)	Volume (m ³ ha ⁻¹)	Density (stem subplot ⁻¹)
AH	Point by point	Portable drill with screw-auger fed by a two-cycle engine	0.60	61	36.7	4.3 ± 0.6
AM	Point by point	240HP D8 tractor with two shanks modified with side wings	0.60	360	216	5.0 ± 2.0
AV	Linear	Agricultural tractor with reversible, double furrow mouldboard plough	0.30	3000	900	4.0 ± 1.0
LB	Surface	Agricultural tractor with a 10-blade multiple furrow mouldboard plough	0.25	10000	2500	3.0 ± 2.6
PM	Point by point	Percussion hammer or shovel powered by electrogenic generator	0.25	150	37.5	3.7 ± 1.2
RA	Linear	286 HP bulldozer tractor with large shanks plus ridging done with a double mouldboard agricultural tractor	0.60	2500	1500	3.7 ± 1.5
RG	Point by point	80 HP backhoe with large bucket	0.60	200	120	4.0 ± 1.7
RP	Point by point	80 HP backhoe with small bucket	0.50	122	61.2	5.0 ± 1.0
RPM	Point by point	Same as previous one but with a system for capturing runoff	0.50	122	61.2	4.0 ± 1.0
S	Linear	286 HP bulldozer tractor with two subsoil shanks placed 2 m apart from each other	0.60	5000	3000	6.0 ± 2.0
T	Linear	High-stability forestry tractor (TTAE), equipped with a subsoiler with wings	0.40	3500	1400	2.3 ± 2.5
TS	Not treated	-	-	0	0	5.0 ± 1.0

4.2.4 | Soil analysis

After all the soil samples collected, they were air-dried, sieved (< 2mm) and analysed using standard methods (MAPA, 1994). The main soil properties selected for analyses were: (i) texture (clay, sand, and silt) which was determined with the Robinson's pipette method (SCS-USDA, 1972); (ii) bulk density (BD) by the method of Blake and Hartge (1986), corrected by the Throop et al. (2012); (iii) available water-holding capacity (AWHC), calculated as the difference between soil water retained at -33 kPa and at -1500 kPa (Cassel and Nielsen, 1986) and multiplied by depth (dm) and by bulk density (Mg m^{-3}); (iv) pH (in water 1:2.5) was measured using a pH meter; (v) cation-exchange capacity (CEC) by saturation with sodium after washing with alcohol and extraction of the sodium adsorbed with NH_4OAc 1 N (SCS-USDA, 1972); (vi) calcium carbonate content by calcimeter method (Bascomb, 1961); (vii) soil organic carbon (SOC), by the wet oxidation with dichromate method (Tyurin, 1951); (viii) soil total nitrogen (STN) by Kjeldahl method (Bremner, 1965); (ix) available phosphorus (P_{av}) by Olsen's method (Olsen and Sommers, 1982); (x) available potassium (K_{av}) by the ammonium acetate method (SCS-USDA, 1972). We also used the soil C:N ratio, calculated using soil organic carbon and soil total nitrogen data.

4.2.5 | Statistical analysis

Logarithmic transformations of K_{av} , AWHC, and carbonates were necessary to fulfil normality and homoscedasticity requirements to perform parametric tests. Exploration of the residual versus the fitted-value plot and quantile-quantile plot were used for model diagnosis. Non-parametric analyses were made as an alternative in case of assumption violation.

Several analyses were performed to determine the possible effects of soil-preparation treatments on soil properties of afforestation plots (SOC, STN, P_{av} , K_{av} , CEC, BD, pH, AWHC, and C:N ratio). Firstly, one-way analyses of variance (ANOVAs), or Kruskal Wallis tests, were used to identify whether total increases of soil properties could be affected by soil-preparation treatments. Total increases (Δ) were defined (final measurement in 2016 — initial measurement in 1998), except for pH (2016-2002) and CEC (2013-2007) because of missing data in some of the years. Secondly, differences over time and the effects of treatments prior to the afforestation on each soil property were tested by repeated-measures analysis of variance (RM-ANOVA).

Analyses of variance and the Kruskal-Wallis tests were performed to evaluate the changes in soil properties over the study period for the abandoned cropland.

The relation among soil properties was explored using Pearson and Spearman correlations.

Statistical comparisons between afforestation and abandoned cropland were performed by two-sample t-tests and the two-sample Wilcoxon test (nonparametric test) for the years 2010, 2013, and 2016.

A spatial ordination method (principal component analysis, PCA) was used to evaluate the similarity among the study plots spatially arranged within an ordination diagram according to SOC, STN, P_{av} , and K_{av} for the last study year (2016).

Statistical analyses were performed in R (R Development Core Team, 2017) and Statistix 9.0 (Analytical Software, USA). The PCA was carried out through CANOCO 4.5 following the criteria of ter Braak and Smilauer (2002), and Leps and Smilauer (2003).

4.3 | RESULTS

4.3.1 | Effects of soil-preparation treatments on soil properties in the afforestation site

In general, soil-preparation treatments for planting did not affect the afforestation soil properties when the total study period was considered (Table 2). Although significant pH differences were observed among treatments, no different groups were reflected by the Tukey pairwise comparison. Any of the soil properties showed significant differences among treatments over time (Table 3). On the contrary, the results evidenced significant differences among years, except for bulk density (Fig. 2). Significant differences were also found for the interaction of treatment and year on P_{av} , K_{av} , and pH.

Table 2. Results of the analyses used to test the effects of the soil-preparation treatments on total increases of the soil-quality properties in the afforestation plots. Bold indicates statistically significant value ($P < 0.05$). SOC, soil organic carbon (mg C g^{-1}); STN, soil total nitrogen (mg N g^{-1}); P_{av} , available phosphorus (mg P kg^{-1}); K_{av} , available potassium (mg K kg^{-1}); CEC, cation-exchange capacity ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$); BD, bulk density (Mg m^{-3}); pH; AWHC, available water-holding capacity (mm); C:N ratio.

Soil properties	Total increases		df	F or Chi ²	P- value
	Final measurement year	Initial measurement year			
SOC ^b	2016	1998	11	12.04	> 0.05
STN ^b	2016	1998	11	7.73	> 0.05
P_{av} ^a	2016	1998	11	1.57	> 0.05
K_{av} ^a	2016	1998	11	0.61	> 0.05
CEC ^a	2013	2007	11	0.85	> 0.05
BD ^a	2016	1998	11	0.79	> 0.05
pH ^b	2016	2002	11	21.5	< 0.05
AWHC ^a	2016	1998	11	0.34	> 0.05
C:N ^a	2016	1998	11	2.02	> 0.05

a The analysis is ANOVA b The analysis is Kruskal-Wallis test

Table 3. Results of repeated measures ANOVAs for soil-preparation treatments. Bold values represent $P < 0.05$. SOC, soil organic carbon (mg C g^{-1}); STN, soil total nitrogen (mg N g^{-1}); P_{av} , available phosphorus (mg P kg^{-1}); K_{av} , available potassium (mg K kg^{-1}); CEC, cation-exchange capacity ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$); BD, bulk density (Mg m^{-3}); pH; AWHC, available water-holding capacity (mm); C:N ratio.

Soil properties	Factors	Df	F value	<i>p</i> -value
SOC (mg C g^{-1})	Treatment	11	1.80	> 0.05
	Year	5	38.87	< 0.001
	Treatment x Year	55	0.92	> 0.05
STN (mg N g^{-1})	Treatment	11	2.07	> 0.05
	Year	5	27.47	< 0.001
	Treatment x Year	55	0.88	> 0.05
P_{av} (mg P kg^{-1})	Treatment	11	1.70	> 0.05
	Year	5	43.03	< 0.001
	Treatment x Year	55	2.67	< 0.001
K_{av} (mg K kg^{-1})	Treatment	11	1.36	> 0.05
	Year	5	22.65	< 0.001
	Treatment x Year	55	1.91	< 0.01
CEC ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$)	Treatment	11	1.01	> 0.05
	Year	2	608.75	< 0.001
	Treatment x Year	22	1.37	> 0.05
BD (Mg m^{-3})	Treatment	11	1.11	> 0.05
	Year	5	1.90	> 0.05
	Treatment x Year	55	0.91	> 0.05
pH	Treatment	11	0.54	> 0.05
	Year	4	71.64	< 0.001
	Treatment x Year	44	2.65	< 0.001
AWHC (mm)	Treatment	11	2.02	> 0.05
	Year	4	38.52	< 0.001
	Treatment x Year	44	1.27	> 0.05
C:N	Treatment	11	0.69	> 0.05
	Year	5	56.65	< 0.001
	Treatment x Year	55	1.39	> 0.05

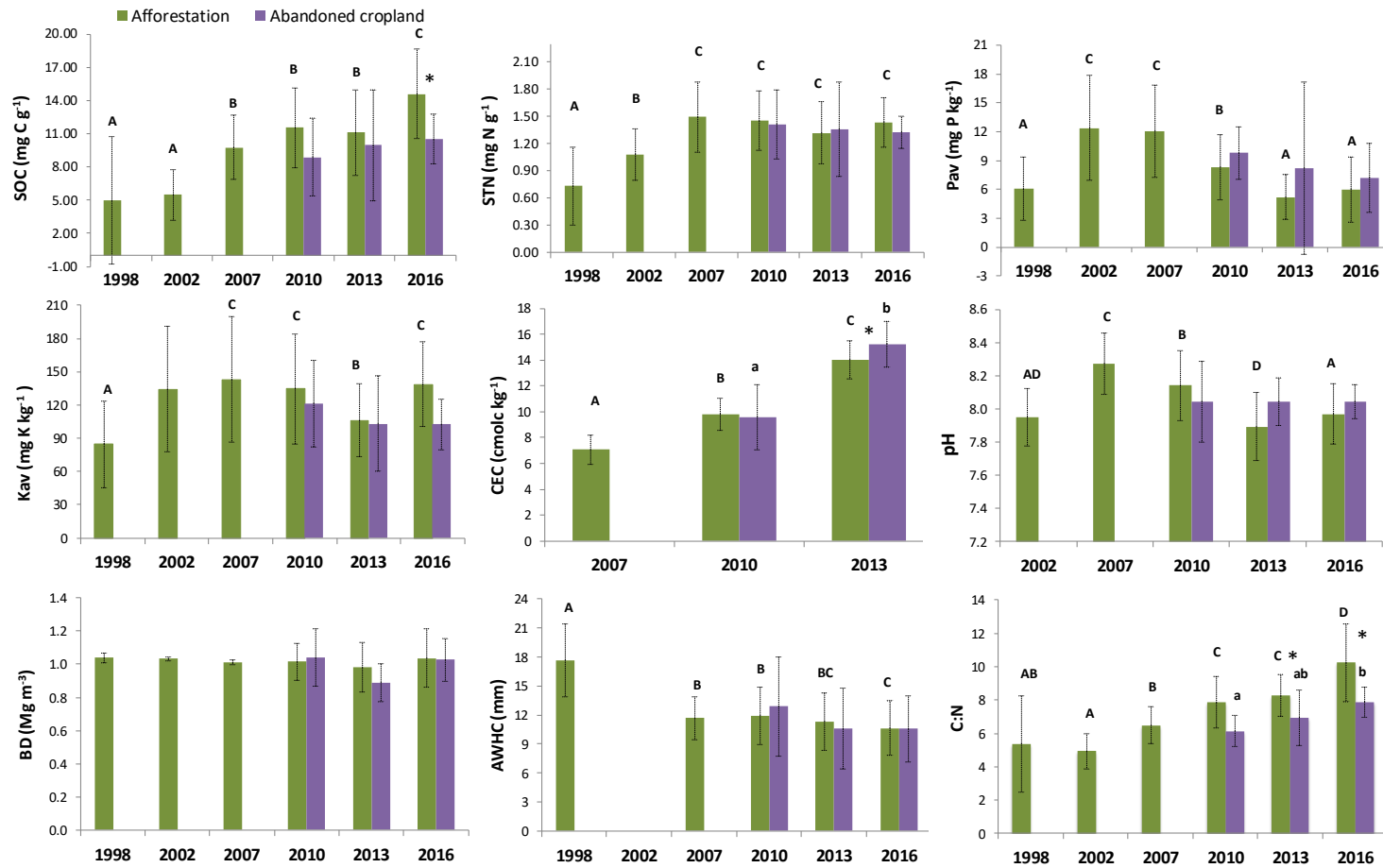


Fig. 2. Changes in the soil-quality properties over the study period for the afforested subplots and abandoned cropland (mean \pm SD). Capital letters denote Tukey's HSD *post hoc* significant differences ($p < 0.05$) for the year factor (RM-ANOVA) in each soil-quality parameter. Small letters refer to Tukey's HSD *post hoc* significant differences (P -value < 0.05) for years in abandoned cropland. Asterisk shows significant differences between afforestation subplots and abandoned cropland (t-test, P -value < 0.05).

4.3.2 | General changes in the afforestation soil properties over time

From 1998 to 2016, SOC significantly increased by $9.10 \text{ mg C g}^{-1} \pm 6.4$ (mean \pm SD), when afforestation reached the highest SOC (Fig. 2). SOC was statistically lower in 1998 than in 2007, 2010, and 2013. Also, SOC was significantly lower in 2002 than in 2007, 2010, and 2013.

The total increase of STN was $0.71 \text{ mg N g}^{-1} \pm 0.51$ (mean \pm SD) (Fig. 2). STN significantly increased from 1998 to 2002 as well as from 2002 to 2007. Afterwards, STN remained nearly unchanged.

Significant variations appeared over time in P_{av} (Fig. 2). This element significantly increased from 1998 to 2002, when started to decline until 2016 and its value was closer to the firstly reported in 1998. Although K_{av} registered a similar trend (Fig. 2), significant increases were found between 1998, 2013, and 2016. The total rise in K_{av} from 1998 to 2016 was $54.97 \text{ mg K kg}^{-1} \pm 52.83$ (mean \pm SD).

Meanwhile, CEC increased by $6.96 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1} \pm 1.40$ (mean \pm SD) from 2010 to 2016 and the results showed statistical differences for each year measured (Fig. 2). Also, the pH showed statistical variations over time, but no significant difference was found between the first year measured, 2002, and 2016 (Fig. 2).

The AWHC declined by $6.76 \text{ mm} \pm 4.23$ (mean \pm SD) from 1998 to 2016. The C:N increased by 4.49 ± 3.69 (mean \pm SD) at the end of the period with regard to 1998, and significant differences were found between 2002, 2007, 2010, and 2016 (Fig. 2).

4.3.3 | Relationship between tree density and soil properties

Significant and positive correlation between tree density (Table 1) and SOC was found in 2016 ($r=0.36$, $p\text{-value} < 0.05$). Tree density was significantly correlated with C:N ratio in 2010 ($r=0.41$, $p\text{-value} < 0.05$), 2013 ($r=0.47$, $p\text{-value} < 0.01$), and 2016 ($r=0.50$, $p\text{-value} < 0.01$).

4.3.4 | Changes in abandoned cropland soil properties over time

For the abandoned cropland, no statistical differences were found in SOC, STN, P_{av} , K_{av} , and AWHC (Table 4). The pH and BD showed practically no changes from 2010 to 2016 (Fig. 2). However, CEC and the C:N ratio significantly increased over time (Table 4). No statistical differences were found for CEC between 2010 and 2013, or for C:N between 2010 and 2016 (Fig. 2).

Table 4. Results of the analyses used to test the changes in soil properties from 2010 to 2016 for abandoned croplands. The soil properties were measured in 2010, 2013, and 2016 (n=9), except for CEC, which was measured only in 2010 and 2013. Bold indicates statistically significant value ($P < 0.05$). SOC, soil organic carbon (mg C g^{-1}); STN, soil total nitrogen (mg N g^{-1}); P_{av} , available phosphorus (mg P kg^{-1}); K_{av} , available potassium (mg K kg^{-1}); CEC, cation-exchange capacity ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$); BD, bulk density (Mg m^{-3}), pH; AWHC, available water-holding capacity (mm); C:N ratio.

Soil properties	df	F or Chi ²	P- value
SOC (mg C g^{-1}) ^a	2	0.86	> 0.05
STN (mg N g^{-1}) ^a	2	0.11	> 0.05
P_{av} (mg P kg^{-1}) ^a	2	0.45	> 0.05
K_{av} (mg K kg^{-1}) ^a	2	0.80	> 0.05
CEC ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) ^a	1	30.04	< 0.001
BD (Mg m^{-3}) ^a	2	3.13	> 0.05
pH ^b	2	0.98	> 0.05
AWHC (mm) ^a	2	0.87	> 0.05
C:N ^a	2	4.73	< 0.05

^a The analysis is one-way ANOVA ^b The analysis is Kruskal-Wallis test

4.3.5 | Soil properties in afforestation comparing with abandoned cropland

Afforested subplots and abandoned cropland did not significantly differ in soil texture or soil carbonate content (Table 5), but the contrary was true for sand and silt in 2013 (Wilcoxon test $W = 81.5$, $p\text{-value} < 0.05$; and t-test $t = 2.8906$, $df = 43$, $p\text{-value} < 0.01$, respectively).

Table 5. Soil texture and carbonates measured in the afforested subplots (1998-2016) and abandoned croplands (2010-2016) in the uppermost -10 cm of the soil. Standard deviation is shown in brackets. Values in each column with asterisk show significant differences between land uses ($P < 0.05$).

	Year	Clay (%)	Sand (%)	Silt (%)	Carbonates (%)
Afforestation	1998	16.9 (5.2)	47.4 (14.7)	35.7 (11.1)	
	2002	12.5 (1.9)	57.7 (6.4)	29.8 (5.4)	8.4 (5.7)
	2007	13.1 (3.0)	55.1 (8.9)	31.8 (8.8)	7.1 (5.2)
	2010	12.4 (2.4)	57.7 (8.4)	29.9 (8.1)	6.4 (4.5)
	2013	12.1 (2.3)	55.5 (6.3)*	32.3 (5.3)*	8.4 (4.9)
	2016	13.9 (2.5)	54.7 (6.3)	31.3 (5.4)	6.0 (4.2)
Abandoned cropland	2010	10.4 (3.5)	57.5 (12.7)	32.1 (10.1)	5.6 (4.4)
	2013	14.3 (3.9)	46.4 (11.3)*	39.2 (8.1)*	6.7 (1.7)
	2016	12.5 (2.1)	54.1 (6.2)	33.4 (5.1)	5.4 (2.5)

SOC between land uses did not show significant differences until 2016 (Fig. 2). In that year, SOC in afforested subplots was higher than in abandoned cropland (t-test result $t = -2.9059$, $df = 43$, $p\text{-value} < 0.01$).

No differences were found in STN, P_{av} , BD, or AWHC (Fig. 2). In 2013, CEC and pH were significantly higher in the abandoned cropland (t-test result for CEC $t = 2.1228$, $df = 43$, $p\text{-value} < 0.05$; Wilcoxon test result for pH $W = 231.5$, $p\text{-value} < 0.05$). In 2016, K_{av} proved higher in afforestation (t-test results $t = -3.1219$, $df = 43$, $p\text{-value} < 0.01$).

The main differences between land uses were found in the C:N ratio. Afforestation showed a higher C:N than did the abandoned cropland in 2010 ($t = -3.1741$, $df = 43$, $p\text{-value} < 0.01$), 2013 ($t = -2.6834$, $df = 43$, $p\text{-value} < 0.01$), and 2016 ($t = -4.8804$, $df = 35.512$, $p\text{-value} < 0.001$).

4.3.6 | Plot spatial ordination

In 2016, SOC was strongly linked to STN and K_{av} in the PCA (Fig. 3). Clay and tree density were positively associated with SOC, STN and K_{av} whereas pH, sand, silt, BD, and AWHC were negatively associated. A wide group of afforested subplots showed higher SOC, STN and K_{av} than the abandoned sites, but it was not so clear for P_{av} . In fact, 16 afforested subplots (from 36) were practically identical to the abandoned cropland in terms of SOC, STN, K_{av} , and P_{av} . For afforested sites, we did not observe any pattern of grouping regarding soil treatments.

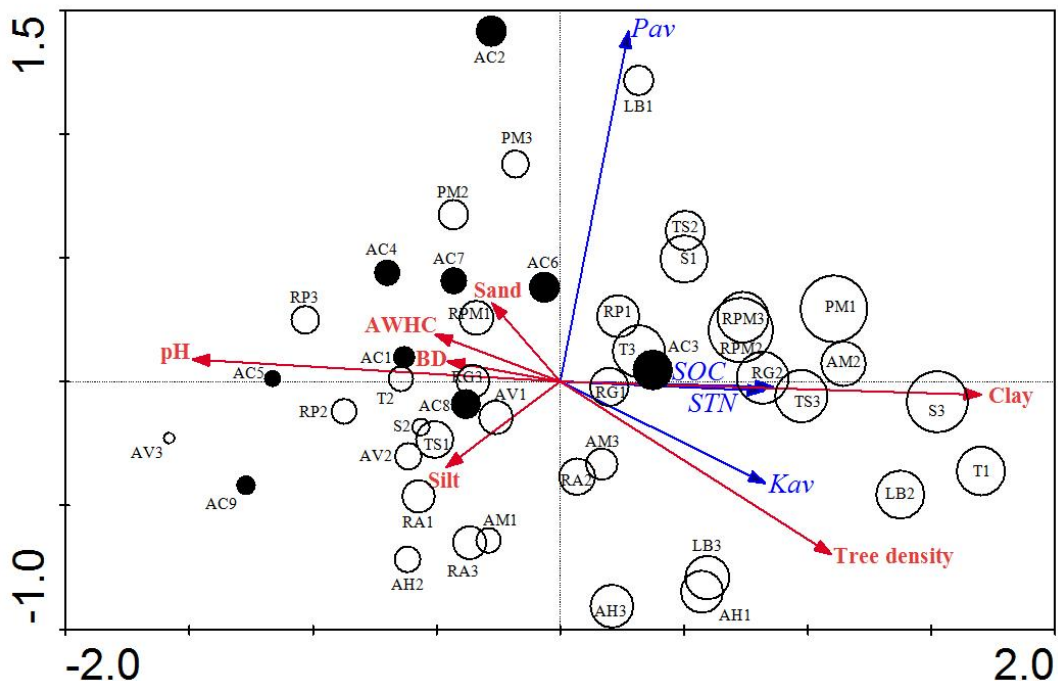


Fig. 3. PCA results (2016 data) with the ordination of the sites (circles) according to SOC, STN, P_{av} , and K_{av} (in blue) and the descriptor variables (in red). Unfilled circles correspond to afforested sites (see the meaning of the soil treatment acronyms in Table 1). Black filled circles correspond to abandoned cropland sites (AC). The size of the circles indicates the content in SOC.

4.4 | DISCUSSION

4.4.1 | Effects of soil-preparation treatments on soil properties

The impacts that soil-preparation treatments for planting exert over time on soil properties have been studied for several environments and pine species (Ruiz-Navarro et al., 2009; Nadal-Romero et al., 2016). Our results showed no effects of treatments on soil properties after 22 years of afforestation on the topsoil layer (0-10 cm). However, the number of samples could be likely insufficient ($n=3$ per treatment) to detect these effects, mainly when soils in Rambla de Becerra are highly heterogeneous.

Over the early phase of afforestation, several authors have reported that site-preparation techniques may affect soil properties (Paul et al., 2002; Bocio et al., 2004; Merino et al., 2004; Cortina et al., 2011). Unfortunately, we were not able to detect possible treatment effects on the soil in the first few years, when the impact of soil treatments could be most evident, because soil properties were analysed after 3 years of planting.

Furthermore, the site preparation impacts on the soil properties may vary depending on several factors such as soil disturbances derived from the techniques applied, the soil status prior to the disturbance, and climate. For instance, mechanical terracing or heavily mechanized treatments are not recommended in semiarid Mediterranean areas (Maestre and Cortina, 2004; Löff et al., 2012; Garcia-Franco et al., 2014). Although these techniques were not applied in Rambla de Becerra, differences in the soil among treatments may not be evident because (i) initial soils were highly degraded and mechanical methods did not worsen differentially them, and (ii) the sampling strategy, including the lack of observations in deeper soil layers and the limited sample size, might have affected the ability to find these differences.

4.4.2 | Time course of soil properties in afforestation site

Overall, our results showed a total SOC, STN and K_{av} increase after 22 post-afforestation years. The SOC and STN results were in agreement with recent findings from some authors for semiarid climate (Liu et al., 2018; Zethof et al., 2019). Interestingly, the total increase in K_{av} could indicate an improvement in the ecosystem functions and vegetation recovery after afforestation (Sardans and Peñuelas, 2015; Qiu et al., 2018), especially in a semiarid area such as Rambla de Becerra. On the other hand, 22 years after afforestation we did not detect a total change in P_{av} content. This is consistent with the conclusion of many authors (Richter and Markewitz, 2001; Smal and Olszewska, 2008; Deng et al., 2017).

Biomass production and climate variability in our area, which also determines plant input and decomposition, may explain the fact that SOC increases were not always significant among years (Segura et al., 2016; Deng and Shangguan, 2017). Significant increases in STN and P_{av} can be associated with changes in vegetation structure and organic inputs over time.

This fact would imply different decomposition rates because of the low-litter quality of pines comparing to herbaceous-understory biomass (Grünzweig et al., 2007; Zhang et al., 2018), which in our case was higher in the first years after planting (Segura et al., 2016). Furthermore, it might affect the composition of microbial and fungal soil communities, influencing also K_{av} and C:N ratio (Wang et al., 2011; Chen et al., 2016). Even though the increases in SOC, a balance between N fixation and nutrient uptake by plants (pines and understory-vegetation) could not affect the STN after 2007 (Li et al., 2012).

Significant decreases in P and K availability after 2007 and 2010, respectively, could be related to the higher nutrients demand by trees and its immobilization in the living plant biomass (Chen et al., 2008; Cuesta et al., 2012; Deng et al., 2017). Li et al. (2019) reported that lower soil temperature by vegetation cover might decrease P_{av} , which will be decomposed by microbial communities. Also, the changes in P_{av} and K_{av} could depend on the dominant species. Several authors have found higher demand of these nutrients in conifers (Podwika et al., 2018; Li et al., 2019). However, we observed that K_{av} improved in the last year of our study. Ruiz-Navarro et al. (2009) reported that slow increases in extractable K could be promoted by leaching from pine litter decomposition and its influence on the soil. The so-called 'pumping' effect, in which high levels of K_{av} on the surface of forest soils may come from the K uptake by roots from deeper soil layers to the topsoil (Sardans and Peñuelas, 2015; Chen et al., 2016), could explain the significant K_{av} increase in 2016, although sampling from deeper layers are needed to test this hypothesis.

Although only a six-year data series was available to evaluate the CEC dynamic, our results remained consistent with many studies showing CEC improvement or a trend to increase after afforestation (Miralles et al., 2009; Fernández-Ondoño et al., 2010; Martín-Peinado et al., 2016). Results from previous works have been used to suggest that significant increases in CEC may indicate a better soil-nutrient status because of its relation with SOC, STN and K_{av} (Liao et al., 2012; Ruiz-Sinoga et al., 2012; Luo et al., 2016). Indeed, we found a significant positive correlation between CEC and SOC over time ($r=0.57$, p -value <0.001 in 2007; $r=0.46$, p -value <0.01 in 2010; $r=0.42$, p -value <0.05 in 2013), between CEC and STN ($r=0.63$, p -value <0.001 in 2007; $r=0.63$, p -value <0.001 in 2010; $r=0.51$, p -value <0.01 in 2013), and finally, between K_{av} and CEC in 2007 ($r=0.57$, p -value <0.001).

For the study area, bulk density has remained unchanged for 22 years. Some authors have reported greater BD after afforestation as a result of factors such as previous historical agricultural land use and site-preparation techniques (Merino et al., 2004; Miralles et al., 2009; García-Franco et al. 2014), while others have remarked that higher above- as well as belowground biomass production may decrease bulk density (Korkanç 2014; Zeng et al., 2014; Chen et al., 2016; Zhang et al., 2018). In any case, our results suggest that possibly not enough time has elapsed for changes in BD to be detected (Jaiyeoba et al., 2001; Cunningham et al., 2015). This lack of the BD improvement after land-use change may explain the AWHC

decreases despite the significant SOC gains over time (Zeng et al., 2014; Chen et al., 2016; Wu et al., 2016).

Similarly, no total increase has been detected in soil pH, even though we found significant changes over time that could be associated with different decomposition rates depending on climatic factors and inputs from pine litterfall (Ruiz-Navarro et al., 2009; Chen et al., 2016), which have been increasing mainly since 2007 in our experimental plots (Segura et al., 2016). According to Hong et al. (2018), properly selected species adapted to the area (i.e. Aleppo pine in Rambla de Becerra) could be expected to provide neutral soil pH over the long term. Like some authors, we found significant negative correlations between pH and both SOC and STN over time (Miralles et al., 2009; Deng et al., 2017).

Finally, we found a significant C:N increase with stand age. Similar results have been reported by many authors after afforestation with conifers (Smal and Olszewska, 2008; Berthrong et al., 2009; Martín-Peinado et al., 2016; Deng et al., 2017). Also, C:N increases can be related to gradual inputs from litterfall, and their low decomposition, which would improve the stability of SOC (Smal and Olszewska, 2008; Miralles et al., 2009; Cunningham et al., 2015;). Other authors have proposed that the C:N ratio also might increase because of soil-N uptake (Rytter et al., 2016). However, in our study, we found no significant fall in STN from 2013 to 2016, whereas SOC significantly increased in those years, resulting in a significant increase in the C:N ratio over time.

4.4.3 | Soil properties comparison between afforested sites and abandoned cropland sites

Our results have shown that the effects of afforestation and abandoned cropland on soil quality may be difficult to detect in the midterm (20 years) in semiarid areas, as stated by other authors (Lesschen et al., 2008; Ruiz-Navarro et al., 2009; Liu et al., 2018). Indeed, the restoration age and previous land use may overwhelmingly influence soil-parameter dynamics after a land-use change. This is especially true in cultivation where long-term and persisting effects on soil can remain for decades (Ruiz-Navarro et al., 2009; Jiao et al., 2012; Guo et al., 2018; Liu et al., 2018; Zhang et al 2018).

In general, differences between afforestation and abandoned cropland have been detected for a few parameters (SOC, K_{av} , CEC, pH, and C:N ratio) in the first 10 cm of the soil, but only 22 years after the land-use change. In particular only 58.3 % of afforested sites showed an improvement in SOC, STN, K_{av} , and to a lesser extent, in P_{av} comparing with abandoned cropland sites. However, these findings should be treated with caution. Some uncertainties in our results, including the difference found between land-uses in two texture fractions (silt and sand) in 2013, might be reduced by the increase of the sample size.

Regarding to SOC, a significant correlation with tree density was found only at the end of the study in 2016. Some authors have reported that both higher plant inputs in afforestation

and more slowly decomposition of pine litter than shrubland litter could explain the differences between land uses (Grünzweig et al., 2007; Cuesta et al., 2012; Guo et al., 2018). Our findings are consistent with the results of several authors who reported significant improvement in SOC levels after afforestation, which may need more than three decades to become statistically detectable (Fernández-Ondoño et al., 2010; Nadal-Romero et al., 2016; Zethof et al., 2019).

The higher K_{av} content in afforested sites could be explained by the 'pumping' effect (Sardans and Peñuelas, 2015; Chen et al., 2016). In south-eastern Spain, Fernández-Ondoño et al. (2010) reported inconclusive soil K results in an older afforestation stand than ours after comparing it with open areas but only at 5 cm soil depth. Significant increases in CEC have been found in both afforestation stands and abandoned cropland, indicating that SOC increased with time after these land-use changes (Jaiyeoba, 2001; Guo and Gifford, 2002; Liao et al., 2012; Ruiz-Sinoga et al., 2012). Although significant differences were found in silt and sand but not in clay, higher clay in abandoned cropland could influence the significant difference in CEC found between both land uses in 2013. In any case, we would need more data to check whether the differences between land uses persist or are local due to the high variability in Rambla de Becerra soils.

Higher C:N ratios in pine plantations than in unplanted areas (abandoned cropland or grasslands) have been widely explained by many authors as being due to different litter-decomposition rates (Cuesta et al., 2012; Martín-Peinado et al., 2016). Finally, we found statistical differences in pH in 2013 that disappeared in 2016, presumably because decomposition rates could be locally affected by climate as well (Ruiz-Navarro et al., 2009; Podwika et al., 2018).

With findings similar to ours, several authors have reported no differences between land uses in STN (Jiao et al., 2012; Martín-Peinado et al., 2016). Indeed, Lizaga et al. (2019) suggested that natural revegetation boosted the soil N and that soil quality was similar under land abandonment and *Pinus halepensis* afforestation after 50 years. In a sub-Mediterranean climate, Nadal-Romero et al. (2016) also reported no significant changes in STN, P, pH, and BD when comparing *Pinus nigra* and *Pinus sylvestris* afforestation to natural succession after more than 50 years. Similar soil texture and bulk density as well as plant input increases in both afforestation and abandoned cropland could explain the lack of differences in available water-holding capacity at the end of the study period (Korkanç et al., 2014; Chen et al., 2016; Wu et al., 2016; Romero-Díaz et al., 2017).

Especially in semi-arid environments, the natural recovery of the ecosystem after the abandonment of agricultural activity is not always possible (García-Ruiz, 2010; Perino et al., 2019). In the view of our results and the relative youth of the afforestation, we could expect a higher soil improvement in the afforestation than in the abandoned cropland with time, at least in SOC, STN, CEC, K_{av} , and BD. Well-designed afforestation could be an effective strategy

to recover soil properties faster, but also ecosystem services related to carbon sequestration, nutrient cycling, and recreation (Smith et al., 2019). In order to better decision-making, factors such as lithology, texture (especially clay content), slope, proximity to seed sources, species, and time needed to reach the reference ecosystem should be considered before any intervention (García-Ruiz, 2010; Cuesta et al., 2012; Liu et al., 2018). Finally, all stakeholders should be taking an active part in order to decide what is the more suitable restoration strategy (secondary succession or afforestation) after the agricultural abandonment (Perino et al., 2019).

Conclusion

Although our results should be interpreted with caution, the soil treatments for planting did not exert marked influence on afforestation soil properties in agreement with our hypothesis. Furthermore, the changes in the soil properties after land-uses changes were slow in the midterm (22 years). According to our results, more than two decades are required to detect a relevant improvement in important soil properties (SOC, STN, K_{av} , and CEC) in semiarid climate. More time would still be necessary to observe a BD decrease. In any case, afforestation can restore SOC and K_{av} in semiarid Mediterranean soils faster than abandoned cropland. For further research about the effects of land-use change in soil properties, larger sample size and sampling in deeper soil layers would be needed.

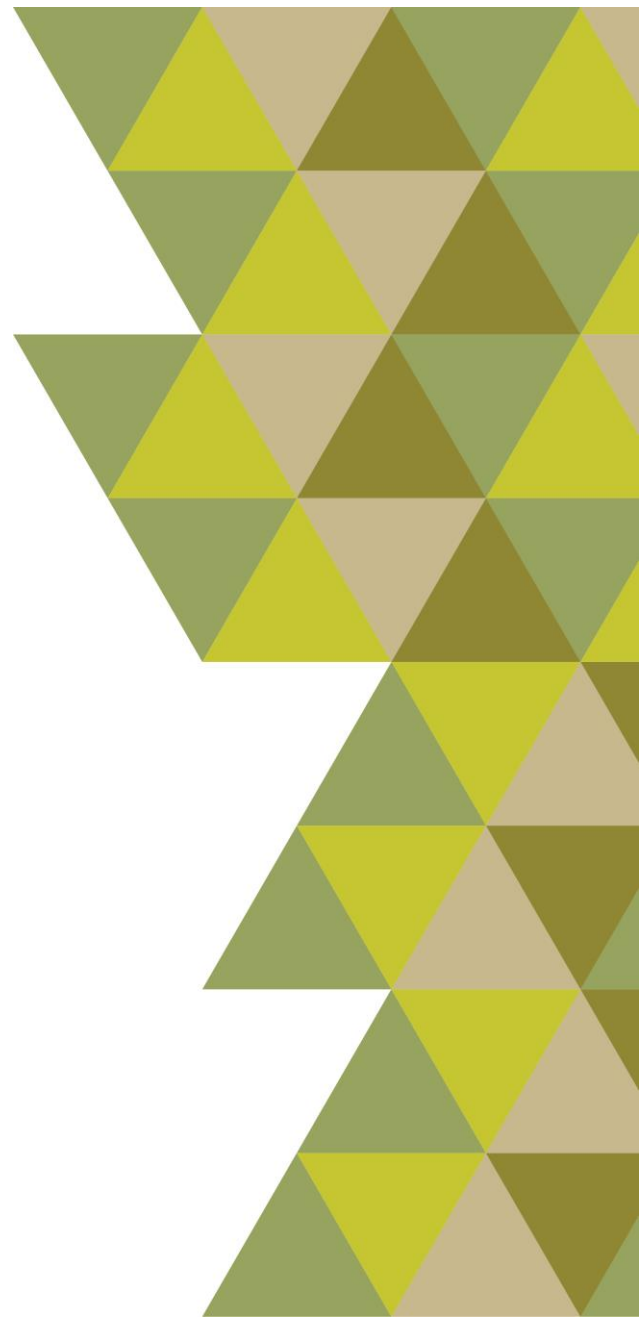
Acknowledgements

The authors would like to thank for their help to the staff of the IFAPA and University of Granada who has assisted in the field work, sampling processing and analyses in the lab throughout the period 1994-2016. We would also like to thank D. Nesbitt for improving the English.

Funding

This work was partially supported by INIA and FEDER funding provided by the project SUM2008-00003-C03.

5 | CHANGES IN SOIL ORGANIC CARBON OVER 20 YEARS AFTER AFFORESTATION IN SEMIARID SE SPAIN



Changes in soil organic carbon over 20 years after afforestation in semiarid SE Spain

Abstract

This paper analyses the changes on SOC in semiarid abandoned farmland located in SE Spain partially afforested with *Pinus halepensis* Mill. in winter 1995-1996. The study tests the effects that 10 soil-preparation treatments before planting exerted on SOC, evaluates the effects of land-use change on SOC, and simulates SOC dynamics using the RothC model. The land-use changes studied were from cereal crops to abandoned croplands and from cereal crops to afforestation, in comparison to a native forest in equilibrium (maximum SOC reached). The results show that there were no differences in SOC among the soil-preparation treatments applied 20 years ago. An increasing mean SOC was recorded in the afforestation subplots. These increases were not always significant from one sampling period to another and were related to silvicultural practices and climate. SOC in the afforested land was influenced by the soil carbonate content (+), pH (-), and pine density (+). After 20 years, the mean SOC values in the afforested land were higher than in abandoned croplands and cereal crops (12.23 Mg C ha⁻¹, 9.52 Mg C ha⁻¹ and 8.02 Mg C ha⁻¹, respectively) though no statistical differences were registered among these land uses. In all cases SOC differed with respect to the native pine forest, which showed 40.59 Mg C ha⁻¹. Our results indicated that not enough time had elapsed to detect significant cumulative effects in SOC due to slow dynamics of carbon in the soil in the semiarid climate, the low inputs of organic matter to the soil and, probably, the low soil clay content in the study area. At the end of this study, the SOC in the afforested area was 69.9 % less than in the native pine forest, indicating a clear potential for SOC sequestration in the following years. The RothC model was able to simulate the measured SOC increases due to the abandonment of agriculture and the afforestation of the cereal crops. In a 20-year model, we found a fit for the time course of SOC in abandoned croplands of RMSE<10 %, and a RMSE=33 % for the afforested area). Although the model in all cases overestimated the SOC measured, our results could be used as general indicators for predictions of the time course of SOC and potential carbon sequestration in semiarid afforested areas.

Keywords: land-use change, *Pinus halepensis*, soil-preparation treatments, abandoned cropland, carbon sequestration, RothC

Reference:

Segura, C., Jiménez, M.N., Nieto, O., Navarro, F.B., Fernández-Ondoño, E., 2016. Changes in soil organic carbon over 20 years after afforestation in semiarid SE Spain. *Forest Ecology and Management* 381, 268–278. doi:10.1016/j.foreco.2016.

Published: September 30, 2016. **Impact factor 2016:** 3.064. **Rank 2016:** Q1 (3/64 FORESTRY). **Citations:** 11 (Scopus).

5.1 | INTRODUCTION

Afforestation was proposed as an effective method of carbon sequestration in the Kyoto Protocol due to the C stored in forest biomass (aboveground and belowground) and in the soil. In fact, one of the main strategies to mitigate climate change is based on the soil functioning as a carbon sink (IPCC, 2001a; Lal, 2015). In this sense, in 2003 the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) published (Penman et al., 2003) a Good Practices Guide for the Land Use, Land Use Change, and Forestry (LULUCF). Despite that the afforestation of agricultural land was included among these good practices, soil processes occurring after farmland afforestation are not well known. Uncertainties persist related to increases in soil organic carbon (SOC) sequestration and accumulation rates, and the factors involved remain unclear (Laganière et al., 2010), especially in semiarid Mediterranean environments (Muñoz Rojas et al., 2015; Ruiz-Sinoga et al., 2011).

It is widely known that factors determining SOC are: climate (mainly temperature and precipitation), soil features (mineralogy, soil clay content, cation-exchange capacity, pH, etc.), and factors related to land use and silvicultural practices (Smith, 2008). These factors combined affect the quality and quantity of the organic matter to be incorporated into the soil and its mineralization, thereby influencing the carbon-sequestration mechanism.

Site preparation prior to afforestation is the silvicultural management most commonly used to accelerate and improve the forest restoration activities (Löf et al., 2012). Different soil-preparation techniques prior to afforestation create microenvironments for the growing trees by altering the physical and chemical characteristics of the soils. Also, in semiarid regions the effects on soil properties depend on the level of soil disturbance and several studies have even recommended a combination of treatments (Laganière et al., 2010; Querejeta et al., 2001; Wang et al., 2016). However, some authors have reported contradictory results with regard to the effects of soil-preparation techniques in SOC (García-Franco et al., 2014; Maestre and Cortina, 2004), emphasizing the need for further studies.

Although there is currently no consensus about the general afforestation effects on SOC sequestration and the factors involved (Laganière et al., 2010; Muñoz Rojas et al., 2015; Post and Kwon, 2000; Zhang et al., 2013;), it is accepted that SOC initially decreases after afforestation and then gradually increases until reaching a steady state (Laganière et al., 2010; Paul et al., 2002). However, there are unknowns related to climate variability, site preparation before afforestation, plantation age, tree species, and the stand characteristics (tree density, basal area, canopy cover, etc.), as well as the forestry practices, among others.

Regarding land use and land-use change, SOC can be found to be: (i) in the steady-state equilibrium (IPCC, 2001b), (ii) declining, by erosion (Nieto et al., 2012), fire (Martí-Roura et al., 2011), and tillage (Nieto et al., 2010), or (iii) augmenting, by agricultural conservation (Smith, 2008), agricultural abandonment, and subsequent secondary succession (Novara et

al., 2014), or by afforestation of agricultural soils (Paul et al., 2002; Paul et al., 2003; Romanyà et al., 2000).

In this sense, there is also a large potential to sequester soil carbon in arid and semiarid crops due to the scant carbon content, between 0.8 and 1.7 % (Lal, 2002), in comparison to systems in steady state or equilibrium (IPCC, 2000; Nieto et al., 2012). In these areas, the main reasons for the low SOC value are: (i) historical legacy of degradation and overexploitation, from the standpoint of agriculture, livestock, and forestry, with insufficient organic matter inputs to restore soil fertility (González de Molina, 2002; Montiel-Molina, 2006; Rodríguez-Martín et al., 2016), and (ii) lower productivity than in other climates. However, SOC accumulation is favoured because the microbial activity in semiarid areas is minimal and the mineralization index of the organic matter is very low (Freibauer et al., 2004). Therefore, land-use changes such as cropland abandonment or afforestation would mean a significant form of carbon sequestration. Furthermore, potential carbon sequestration in semiarid regions could have stronger relevance considering the organic carbon in both living biomass of vegetation and soil (García-Franco et al., 2014; Grünzweig et al., 2007; Novara et al., 2014; Pardos, 2010).

In general, without great alterations, the forest plantations or lands under secondary succession continue to absorb carbon for a few decades, depending on the species and local conditions, until reaching the state of equilibrium, after some 100 years (Smith, 2004). This process is reversible and the carbon stock could remain stable as long as there are no changes in soil-management practices, land-use changes or environmental catastrophes (fires, climate change, etc.).

Recent studies indicate that semiarid regions and their ecosystems merit increased attention as a key to understanding the variations in the global carbon cycle (Ahlström et al., 2015; Korkanç, 2014). Unfortunately, the factors that influence the changes in soil carbon stocks following afforestation remain uncertain on regional scales (Zhang et al., 2013). Specifically, studies on the effects of afforestation with *Pinus halepensis* on SOC are very scarce despite that it is a widely distributed tree species used for afforestation throughout the Mediterranean region (Chirino et al., 2006).

In this work, we study the way that soil-preparation treatments before planting affect SOC in order to evaluate the impact of land-use change on SOC, from cereal crops to afforestation, as well as from cereal crops to secondary succession (land abandonment). The final aim is to simulate SOC dynamics throughout the RothC model, analysing the changes over a 20-year period (1994-2013).

5.2 | MATERIAL AND METHODS

5.2.1 | Study area

This work was conducted in the experimental area of Cortijo de Becerra (Andalusian Government), located in the Guadix-Baza Basin (SE Spain), at 950 m a.s.l. and coordinates 37° 26' N and 3° 05' W (Fig. 1).

The sample area has gentle relief, with low slopes (0–15 degree). The mean annual precipitation is 313 mm, although it was very irregular during 1994-2013 (Fig. 2). The year 2005 was the driest on record over the entire study period. In winter the temperature can drop as low as -19.3°C (2005) and in summer can reach 39.6°C (2012). Both of these characteristics give a strong continental feature to Rambla de Becerra.

The predominant soils of afforestation and abandonment croplands are Eutric Fluvisols (WRB, 2004) formed by periodical alluviums of sedimentary materials (sand, mud, and gravel). The top layer, heavily altered due to continued tilling, is shallow. The soil stoniness is variable. The soils of cereal crops and native pine forest are Calcaric Cambisols and Humic Cambisols, respectively (WRB, 2004).

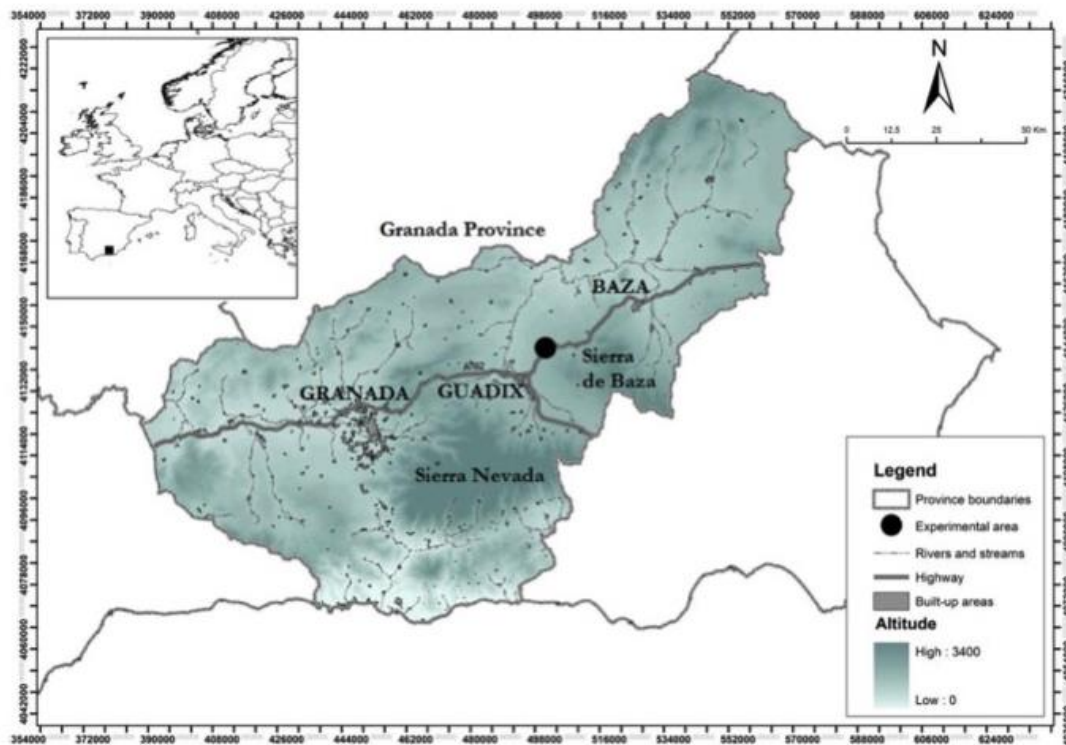


Fig.1. Study area location.

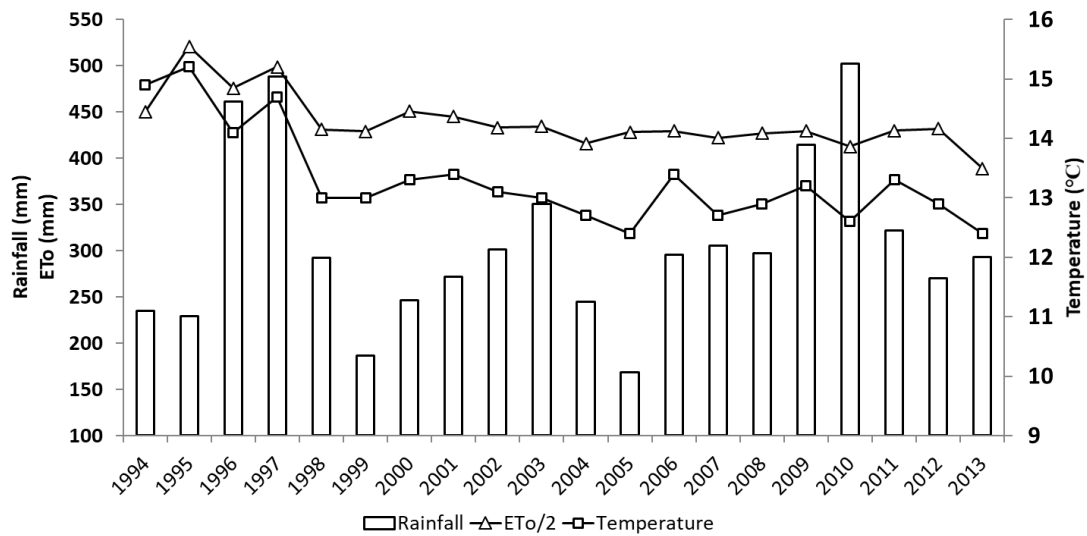


Fig.2. Mean annual temperature (°C), annual rainfall (mm) and annual potential evapotranspiration (ET₀, mm) in the study area for 1994-2013. Meteorological station: Rambla de Becerra (37° 26' N; 3° 05' W).

5.2.2 | Land use and experimental design

Until 1993, Rambla de Becerra had been intensively used for cereal cultivation and grazing for at least 250 years, although human activities have been reported in this region since the Palaeolithic (Gámez, 1995). In 1994, the Andalusian Government bought Cortijo de Becerra, located in Rambla de Becerra, and ploughing ceased. As consequence of cereal cultivation abandonment, the land was left to secondary succession. In summer 1995, thirty 40 x 25 m soil plots were prepared for afforestation by means of 10 different soil-preparation treatments and located following a randomized-block design with three replicates (Table 1). In each plot, 25 one-year seedlings of *Pinus halepensis* were planted in winter 1995-1996 (250 stem ha⁻¹). In non-afforested land (abandoned croplands), ruderal communities of annual species and pioneer woody species (*Artemisia barrelieri* Besser, *Helichrysum italicum* (Roth) G. Don, *Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss.) became established, with relative frequency and abundance changing over time (Navarro et al., 2006). The areas that were historically not ploughed were occupied by *Macrochloa tenacissima* and *Rosmarinus officinalis* L. communities.

The native vegetation that covered the study area in the past is unknown, but some valuable information concerning the potential vegetation is available from Rambla del Baúl, a nearby deep valley where native forests survive under similar pedo-climatic conditions, such as at the Cortijo de Becerra (Valle, 2003). There, *Pinus halepensis* forest with a shrub strata based on *Quercus coccifera* L., *Rhamnus lycioides* L., *Juniperus oxycedrus* L., *Pistacia lentiscus* L., *Juniperus phoenicea* L., *Ephedra fragilis* Desf., etc., can be found on the northern slopes, the bottom of the valley, and wettest locations, while *Macrochloa tenacissima* (L.) Kunth communities with scattered pines are located in the drier areas.

Table 1. Description of different soil-preparation treatments applied to afforestation in abandoned cereal crops in Rambla de Becerra, depth, surface, and volume of the soil removed (see Bocio et al., 2004; Navarro et al., 2006).

Treatments	Machinery used	Preparation depth (m)	Surface (m ² ha ⁻¹)	Volume (m ³ ha ⁻¹)
AH	Portable drill with screw-auger fed by a two-cycle engine	0.60	61.2	36.7
AM	240HP D8 tractor with two shanks modified with side wings	0.60	360	216
AV	Agricultural tractor with reversible, double furrow moldboard plough	0.30	3000	900
PM	Percussion hammer or shovel powered by electrogenic generator	0.25	150	37.5
RA	286 HP bulldozer tractor with large shanks plus ridging done with a double moldboard agricultural tractor	0.60	2500	1500
RG	80 HP backhoe with large bucket	0.60	200	120
RP	80 HP backhoe with small bucket	0.50	122.5	61.2
RPM	Same as previous one but with a system for capturing runoff	0.50	122.5	61.2
S	286 HP bulldozer tractor with two subsoil shanks placed 2 m apart from each other	0.60	5000	3000
TS	Not treated	-	0	0

5.2.3 | Soil sampling

In afforestation, systematically placed in the centre of each afforested plot, we established a subplot of 10 x 10 m where soil samples were randomly taken in 1998, 2002, 2007, 2010, and 2013. A total of 30 samples for each year were taken (30 subplots= 10 treatment x 3 replicates for each of them).

In the non-afforested areas, nine soil samples were randomly taken in 2010 and 2013.

In 2013, seven soil samples were randomly collected both in adjacent cereal crops and in the pine forests of Rambla del Baúl. We considered cereal crops as well as pine forests to be in steady state, assuming that they had reached the maximum SOC. This assumption was based on the fact that no land-use change had taken place in the last 100 years (Gámez, 1995; IPCC, 2000; Nieto et al., 2012).

The same soil-sampling methodology was applied for the afforestation, cereal crops, the native pine forests and the non-afforested lands. We randomly took three unaltered soil samples from 0-5 cm to determine the bulk density and a composite sample from 0-10 cm for physical and chemical analyses.

In afforestation subplots (10 x 10 m), we also recorded the tree density and canopy cover (m²) in 2010, to explore the possible effects of stand characteristics in SOC. No silvicultural treatments were made in the afforested subplots with an exception in 2010, when pines were pruned to 1 m above soil level to let sunlight penetrate the tree mass. Branches were removed from the plots.

5.2.4 | Analytical methods

The bulk density (BD) was determined by the method of Blake and Hartge (1986), using a cylinder 5 cm high and calculating the quotient between the dry weight of the soil in each cylinder minus the weight of the gravel and the cylinder volume (Throop et al., 2012). Excluding the gravel weight gives the measure of relevant properties related to the fine-soil fraction (diameter < 2 mm), such as SOC because it is rarely if ever associated with gravel or rocks.

Just after being collected, all the soil samples were air-dried, ground, and passed through a 2-mm sieve. The SOC was determined by the wet oxidation with dichromate method (Tyurin, 1951). Prior to this, the samples were finely ground. The soil-particle distribution was analysed using the Robinson pipette method (Soil Conservation Service, 1972). The pH was measured in a soil suspension in distilled water (1:2.5), and the calcium carbonate of the soil (measured as CaCO₃ equivalent by %) was determined using the method proposed by Barahona et al. (1984).

5.2.5 | SOC modelling

We selected the RothC 26.3 model (Coleman and Jenkinson, 1996) to simulate the changes over time of SOC in afforested and non-afforested fields because of its simplicity and the availability of the data to run it. RothC was developed and parameterized to arable, grassland and woodland topsoils to operate in different soils and under different climates. The RothC model separates the SOC into a small amount of inert organic matter (IOM) and four active compartments, which are decomposable plant materials (DPM) and resistant plant materials (RPM), both undergoing decomposition to produce microbial biomass (BIO), humified organic matter (HUM), and CO₂ (lost from the system). The clay content, soil moisture, temperature, and plant cover of the soil determines the proportions that go from one compartment to other or to CO₂. IOM in RothC is defined as a small fraction of soil organic matter that is stable and biologically inert, and has an old radiocarbon age (Falloon et al., 1998). The model allows two types of simulations: forward mode to simulate SOC under land-use changes and input of organic carbon into the soil; and inverse mode that calculates the input of organic carbon required to maintain the known stock of SOC in steady state (Coleman and Jenkinson 1996). The quality of inputs is estimate by the DPM:RPM ratio depending of incoming plant material type. For modelling, we used DPM:RPM ratios provided by Coleman and Jenkinson (1996) in RothC model: 1.44 for cereal crops in steady

state and 0.67 for abandonment croplands, empirically validated by these authors for most agricultural crops and for scrubland and non-improved grassland, respectively. Regarding the first years of afforestation, we considered the vegetal communities in both abandoned lands and afforestation to be the same from 1994 until 2000 (Romanyà et al., 2000) and the DPM:RPM used was 0.67. From the fifth year of afforestation, the decomposability of incoming material was expected to be lower but not as much as in a mature forest (DPM:RPM of 0.25). Thus, an intermediate value between 0.67 and 0.25, 0.40, was chosen for afforestation since 2001.

Three simulations for each land use studied were made to calculate the standard deviation of the SOC time course modelled. We grouped the SOC content in each land use by establishing three levels of % clay of the soil because this characteristic determines the SOC proportion that goes to CO₂ and to BIO + HUM.

On applying the RothC model, we first assumed that the soil was in steady state under continuous cereal cultivation until 1994. This equilibrium is reached in about 100 years (Paustian et al., 1997), although the IPCC (2000) sets the period at 20 years if the soil management does not change. For Nieto et al. (2012), equilibrium means no changes in land use or management in at least the last 50 years. In any case, this area was intensively used for cereal cultivation for at least 250 years (Gámez, 1995). We used the soil samples collected in 2013 from cultivated fields close to the afforestation to represent the initial conditions before the abandonment and subsequent afforestation. It was not possible to check this assumption because the cereal crop soils were not sampled in 1994. Others authors consulted have also represented starting conditions based on the same criteria (Cerri et al., 2007; Françaviglia et al., 2012; Martí-Roura et al., 2011). To run the RothC model, we calculated the pool of inert organic matter (IOM) for cereal crops in steady state using the equation of Falloon et al. (1998):

$$\text{IOM} = 0.049 \times \text{SOC}^{1.139}$$

where SOC is soil organic carbon, Mg C ha⁻¹ and IOM is Inert Organic Matter, t C ha⁻¹.

We ran RothC by inverse modelling to calculate the input of organic carbon required to maintain the known SOC fitting it to the C values measured in cultivated lands. Under the assumption of steady state, the amount of inert organic C (IOM) of the soil from the crop was 0.58 Mg C ha⁻¹ (± 0.28 SE). The cereal crop was assumed to be sown at the end of November and to mature in May. Harvest was postulated to occur in May/June, with the removal of grain and straw. Afterwards, the stubble would be left standing until the beginning of October, being modelled as “bare” from July to November and “vegetated” the rest of the year. Monthly inputs of C were distributed over the growing season, with a 50 % of the annual input in the harvest month.

Plant inputs from abandoned croplands and afforestation used in RothC model were estimated as follows. The aerial biomass of the herbaceous understory (Mg ha⁻¹ y⁻¹) was

determined in plots of 50 x 50 cm for 9 years of the study period, dried at 70 °C for 48 h, and weighed. To the amount of carbon provided by this biomass, we added a 35 % contributed by the roots, data compiled experimentally (unpublished) (Appendix A). Regarding the litterfall inputs from pines, we used the $0.95 \pm 0.17 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ reported by Navarro et al. (2013) in an afforested area close to Rambla de Becerra with the same species, age, and similar tree density. Litterfall as well as herbaceous-understory biomass were assumed to contain 50 % of organic carbon (Pardos, 2010; Romanyà et al., 2000).

For agricultural abandonment, two scenarios were modelled:

1) The implementation of secondary succession in abandoned lands once agricultural practices had ceased. Annual ruderal grassland would be established during the first year after abandonment. For this plant community, the soil had vegetation from December to June. The C supply from the established communities in abandoned lands was distributed primarily in the months of May and June, owing to dead plants from the lack of water. We ran four models for abandoned croplands starting from steady-state crops to check the best fit using: (i) monthly long-term climatic data and constant C inputs of $0.53 \pm 0.28 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, calculated using mean C inputs from 2006 to 2011 (Appendix A); (ii) monthly long-term climatic data and measured biomass for each year of period; (iii) monthly climatic data and constant C inputs of $0.53 \pm 0.28 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$; and (iv) monthly climatic data and measured biomass for each year of the study period. We found the best fit with monthly long-term climatic data and constant C inputs (Deviation in % between modelled and measured data [Dev.] = 3.15 %; root mean square error [RMSE] = 6.22 %; Modelling Efficiency [EF] = 0.20; Coefficient of Determination [CD] = 0.44; Mean difference between measurements and simulations [M] = -0.40, p-value t (M) > 0.05).

2) The afforestation of the area two years after agricultural abandonment. From the results for the abandoned croplands, we ran the model with long-term climatic data. Following Romanyà et al. (2000), in the first afforestation period (1995-2001) we assumed that pines did not produce litterfall and C inputs were the same grassland growth after crop abandonment and constant ($0.53 \pm 0.28 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$). From 2001 to 2013, the established plant community was formed for *Pinus halepensis* and mixed grass-shrubland generated by secondary succession in abandoned croplands. Given that grassland biomass decreased as pines grew, we simulated an accretion plan input process from $0.59 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in 2001 until $0.90 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in 2009 and a constant C input the rest of the period. This total plant-waste input corresponded to aboveground and belowground biomass generated by pines and understory vegetation. Then, we ran the model with these cumulative increases and constant organic C inputs.

Francaviglia et al. (2012) calculated maximum storage capacity of soil carbon from afforestation (equilibrium status), based on the potential vegetation, which in our case was the natural Aleppo pine forest of Rambla del Baúl.

5.2.6 | Statistical analyses

One-way analyses of variance (ANOVAs) were used to identify possible differences between subplot-soil features and forest-stand characteristics with regard to the soil-preparation treatments and soil characteristics according to the land uses. Differences over time and the effects of treatments prior to the afforestation of land plots were tested by repeated-measures analysis of variance (RM-ANOVA). Analyses of covariance (ANCOVAs) were also performed by years to determine whether there were other variables (such as soil characteristics or stand characteristics) that could mask the influence of soil treatments on SOC content. The correlation between variables was explored with the Pearson correlation coefficient (r). Prior to the analyses, Levene and Shapiro-Wilk tests were applied to check homoscedasticity and normality, respectively. The nonparametric test of Kruskal-Wallis, which is recommended for non-balanced experimental designs with low replication cases, was used to determine the differences between SOC in all land uses (afforested plots, abandoned croplands, cereal crops, and native pine forest). The Tukey-HSD test was performed for *post hoc* comparisons (confidence level of 95 %). The differences between land uses were studied for the years 2010 and 2013 because they were the only ones with organic carbon measurements in all the land uses studied.

To compare the difference between measured and modelled data by RothC, the deviation (%) calculated as $[100 * (\text{modelled} - \text{measured}) / \text{measured}]$ (Francaviglia et al., 2012), the RMSE and the mean difference between measurements and simulation (M) were used. The modelling efficiency (EF) and coefficient of determination (CD) values indicated the goodness of the fit (Smith and Smith, 2007). All data were analysed using Statistix 9.0 (Analytical Software, USA).

5.3 | RESULTS

5.3.1 | Effects of soil-preparation treatments on SOC

RM-ANOVA showed no significant differences between treatments during the study period ($F= 1.66$; $df=9$; $p > 0.05$). There were significant differences in SOC between years but were statistically independent of the soil-preparation treatment because there was no interaction between factors Treatment x Year ($p > 0.05$). The significant differences found in SOC were between 1998 and 2002 regarding to 2007, 2010, and 2013 ($F= 35.24$; $df=4$; $p < 0.01$; Fig. 3).

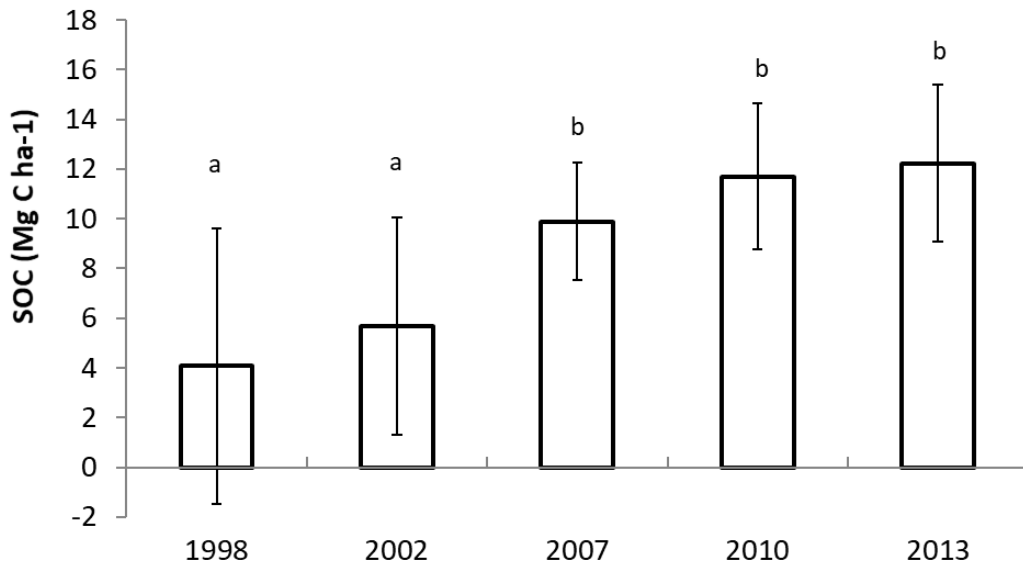


Fig. 3. Changes in the soil organic carbon (SOC) over the study period for all the afforested subplots (mean data; $n=30$). Different letters indicate significant differences among sampling years (Tukey test, $p < 0.05$).

5.3.2 | Time course of the SOC in the afforestation subplots

In 1998, three years after afforestation, the mean SOC in the subplots was $4.08 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ($\pm 4.38 \text{ SE}$) (Appendix B). In the second subplot sampling (2002), the SOC increased 39.5 % with regard to 1998. However, in 2007 the increase in SOC ($73.6 \% \pm 25 \text{ SE}$) was higher than in 2002. This occurred in all the soil treatments, fluctuating between 17 % in TS and 196 % in the treatment S. In the rest of the treatments, SOC increased more than 50 % from 2002 to 2007. In the period 2007-2010, there was a smaller increase ($18.4 \% \pm 6.7 \text{ SE}$) and there were even small decreases compared to 2007 in some of the treatments (AM and AV). From 2010 to 2013, the SOC rose by 4.5 % ($\pm 19.7 \text{ SE}$). The largest surge occurred in the treatment AM (40 %). The total increase in the period 1998-2013 was 199.7 % ($\pm 14 \text{ SE}$).

5.3.3 | Effects of soil features and forest-stand characteristics on SOC in afforested subplots

ANCOVAs were carried out to analyse the possibility that other variables might mask the influence of the treatments on SOC in the subplots. The covariables chosen are listed in Table 2, except silt because it was strongly correlated with sand ($r=-0.97$; $p < 0.01$). The results showed that in 2002, pH and carbonates influenced the SOC. In 2007, significant covariables were pH, carbonates, and tree density.

Table 2. Subplot-soil features and forest-stand characteristics with regard to the soil-preparation treatments for planting measured in 2010. D = tree density (stem subplot⁻¹), CC = tree-canopy cover (m²), and SOC = soil organic carbon (Mg C ha⁻¹). Standard deviation is shown in brackets.

	n	Clay (%)	Sand (%)	Silt (%)	Carbonate (%)	pH	D	CC	SOC
AH	3	12.8 (1.2)	57.3 (2.9)	29.8 (2.1)	7.4 (7.2)	8.0 (0.0)	4.3 (0.6)	30.3 (7.9)	15.31 (3.33)
AM	3	12.7 (1.1)	51.0 (1.1)	36.3 (7.8)	6.7 (1.3)	8.2 (0.1)	5.0 (2.0)	24.6 (21.6)	10.44 (4.94)
AV	3	10.5 (1.6)	57.8 (2.8)	29.9 (2)	9.6 (8.5)	8.1 (0.1)	4.0 (1.0)	24.2 (14.5)	8.83 (3.58)
PM	3	14.2 (1.8)	60.8 (1.6)	25.0 (0.3)	7.9 (7.3)	8.1 (0.2)	3.7 (1.2)	28.4 (6.7)	11.65 (3.58)
RA	3	12.4 (2.2)	59.4 (6.9)	28.2 (4.7)	6.2 (3.0)	8.1 (0.2)	3.7 (1.5)	36.7 (3.9)	10.80 (2.33)
RG	3	13.9 (0.4)	51.5 (9.7)	34.6 (10.1)	6.8 (2.2)	8.1 (0.1)	4.0 (1.7)	28.2 (13.5)	11.85 (0.56)
RP	3	11.3 (2.6)	63.6 (6.2)	25.1 (3.6)	4.5 (1.7)	8.2 (0.1)	5.0 (1.0)	35.4 (19.8)	9.22 (1.08)
RPM	3	12.2 (0.73)	59.6 (2.6)	28.2 (2.1)	8.6 (6.0)	8.1 (0.1)	4.0 (1.0)	26.9 (25.1)	15.00 (1.13)
S	3	13.0 (1.0)	56.5 (5.6)	30.5 (4.6)	4.1 (3.5)	8.2 (0.1)	6.0 (2.0)	32.3 (6.1)	10.89 (2.08)
TS	3	12.3 (2.3)	59.4 (7.1)	28.2 (4.9)	11.4 (2.8)	8.1 (0.3)	5.0 (1.0)	35.9 (4.3)	13.00 (2.42)

Finally, pH and tree density were the covariables that influenced the SOC in 2010 (Table 3). Significant and positive linear correlation was found between carbonates and the SOC in 2007 ($r=0.47$; $p < 0.01$). By contrast, significant negative correlation was found between pH and the SOC in 2002 ($r=-0.38$; $p < 0.01$) and 2010 ($r=-0.58$; $p < 0.01$). The correlation between tree density and the SOC was significant neither in 2007 nor 2010, probably because this relationship was nonlinear. No significant covariables were found neither in 1998 nor 2013.

Table 3. ANCOVA to SOC (Mg C ha^{-1}) measured in the afforested subplots. Covariables with significant differences are shown ($p < 0.05$). Carbonates were Ln transformed prior to analysis to ensure the assumption of normality.

Year			<i>df</i>	<i>F</i>	<i>p-value</i>
2002	Factor	Treatment	9	2.11	$p > 0.05$
	Covariables	Carbonates	1	12.43	$p < 0.01$
		pH	1	10.93	$p < 0.01$
2007	Factor	Treatment	9	4.82	$p < 0.01$
	Covariables	Carbonates	1	62.36	$p < 0.01$
		pH	1	17.62	$p < 0.01$
		Tree density	1	9.49	$p < 0.01$
2010	Factor	Treatment	9	2.23	$p > 0.05$
	Covariables	pH	1	15.77	$p < 0.01$
		Tree density	1	4.75	$p < 0.05$

5.3.4 | Effects of land-use change on SOC and soil characteristics

After 20 years, the mean SOC values in the afforested plots were higher than in the abandoned croplands and cereal crops, but we found no significant differences among these land uses (Table 4). SOC values differed between all of them and the native pine forest in 2010 ($\chi^2 = 23.85$; $p < 0.01$; $n = 53$) and 2013 ($\chi^2 = 22.03$; $p < 0.01$; $n = 53$).

The clay content in the afforested subplots was the lowest of all land uses studied (Table 4). The percentage of clay in cereal crops and the native forest almost doubled that of the afforested plots. In fact, the results showed significant differences between these land uses and afforestation ($F = 19.62$; $df = 3$; $p < 0.01$). In general, the soils in Rambla de Becerra were carbonated but the cereal crops contained higher CaCO_3 contents, meaning the highest pH of the land uses studied.

Table 4. Soil characteristics according to the land uses analyzed in this study. Data from the abandoned croplands and afforested subplots were taken in 2013. Crops and native Aleppo pine forests were considered in equilibrium. SOC = Soil organic carbon (Mg C ha^{-1}) in the uppermost 10 cm of the soil. Standard deviation is shown in brackets. Values in each column with the same letter are not significantly different among land uses.

	n	Clay (%)	Sand (%)	Silt (%)	Carbonate (%)	pH	SOC
Cereal Crop	7	21.27 ^{ab} (5.06)	30.04 ^b (15.35)	48.69 ^a (11.67)	50.98 ^a (21.84)	8.54 ^a (0.04)	8.02 ^b (5.54)
Native forest	7	26.99 ^a (3.08)	34.62 ^b (6.38)	38.39 ^{ab} (5.70)	16.05 ^{ab} (11.08)	7.72 ^b (0.20)	40.59 ^a (9.53)
Abandoned cropland	9	14.33 ^{bc} (3.90)	46.45 ^{ab} (11.26)	39.23 ^a (8.10)	6.66 ^b (1.68)	8.04 ^{ab} (0.14)	9.52 ^b (4.50)
Afforestation	30	12.22 ^c (2.23)	56.43 ^a (5.31)	31.26 ^b (4.40)	8.76 ^b (4.99)	7.89 ^b (0.14)	12.23 ^b (3.77)

5.3.5 | SOC simulation

The RothC model proved capable of simulating the SOC increases measured attributable to the agriculture abandonment and the afforestation of the cereal crops by using annual C inputs, which varied according to the plant communities (Table 5). The RothC model estimated a mean annual C input for the crop of about $0.39 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ($\pm 0.18 \text{ SE}$). This value included the above- and belowground inputs (cereal debris, dead roots, and exudates).

For abandoned cropland, the model fit to measured SOC values was good (RMSE <10 %) using constant C inputs and long-term monthly climatic data. In afforestation, after fitting the model to the observed C stocks, we found that the simulated data until 2002 were much higher than the observed values (Table 5). There were very low and acceptable deviations between measured and modelled data for 2010 and 2013. The RothC showed a slightly poorer fit to the measured data for 20 years of the study period (RMSE 33 %), but even though it could be considered as acceptable. In all cases, the model overestimated the measured SOC in abandoned croplands and afforested plots.

Table 5. Results and statistical tests used to evaluate simulations for each land use. SOC: soil organic carbon in the uppermost 10 cm of the soil, Mg C ha⁻¹; Dev.: Deviation between modelled and measured values; RMSE: root mean square error; EF: modelling efficiency; CD: coefficient of determination; M: mean difference; t(M): t value for M, p-value.

	Year	SOC measured	SOC modelled	Dev. (%)	RMSE (%)	EF	CD	M	p-value t(M)
Crops	Until 1994	8.02 ± 5.54	8.02 ± 3.75						
Abandoned croplands	2010	8.86 ± 2.64	9.76 ± 2.75	10.16	6.22	0.20	0.44	-0.40	0.2697
	2013	9.52 ± 4.5	9.82 ± 2.27	3.15					
Afforestation	1998	4.08 ± 4.38	9.27 ± 3.27	130.60	33.00	0.11	1.30	-2.02	0.0700
	2002	5.69 ± 2.36	9.92 ± 3.10	74.34					
	2007	9.88 ± 2.95	11.3 ± 2.96	14.37					
	2010	11.70 ± 3.15	12.19 ± 2.86	4.19					
	2013	12.23 ± 3.77	12.93 ± 2.77	5.72					

5.4 | DISCUSSION

5.4.1 | Effects of the soil-preparation treatments

Our results indicate that there were no differences in SOC among the soil-preparation treatments applied in Rambla de Becerra after 20 years, coinciding with other authors (Paul et al., 2002; Wang et al., 2016). Some studies have shown that the effects of preparation of the plantation site on SOC depend on the intensity of the soil disturbance (Maestre and Cortina, 2004; Laganière et al., 2010). For example, site-preparation techniques involving severe soil disturbances, such as mechanical terracing, are not recommended to increase the SOC sequestration, at least in Mediterranean areas (Garcia-Franco et al., 2014). Other authors have found an initial loss in SOC during the first few years after afforestation (Deng et al., 2016; Paul et al., 2002; Romanyà et al., 2000). Although the same could be expected, we cannot draw the same conclusion because the SOC content before afforestation was certainly unknown. In our case, the soil-preparation treatments did not include terraces, and the presumed SOC losses could take place only in the first few years following afforestation. With the soil-preparation treatments used in this study, the minor environmental impact of SOC loss was offset by the success of plantation, this being related mainly to the water availability in Mediterranean areas (Querejeta et al., 2001; Löf et al., 2012). Bocio et al. (2004) and Navarro et al. (2006) found that the improvements in the useful volume of soil, infiltration rates, the water-holding capacity and the capture of runoff, affect the survival of the species, but only over the short term. Soil preparation quickly loses its influence on vegetation, and no differences were found over the middle term with regard to SOC in afforestation.

5.4.2 | Time course of the SOC in the afforestation subplots

Over the years of the study, we recorded an increasing mean SOC in the afforestation subplots. However, these increases were not statistically significant in all the periods analysed (Fig. 3). These fluctuations in SOC may have been conditioned by other variables such as rainfall, environmental variability between subplots, and forest management, as noted in other studies (Laganière et al., 2010). Deng et al. (2016) explained that shifts in the trend of SOC after afforestation depends on forest development and the inputs of the understory-vegetation biomass into the soils. These dynamics would be influenced by the climate variability. In our case, the greatest SOC increase was registered from 2002 to 2007 (Fig. 3), coinciding with a dry period in the study area (Fig. 2). This could happen because in drought periods under Mediterranean climates, there is severe shrub and grass senescence, as well as pine defoliation, which is associated to increases of organic C inputs in soils and transient pulses of carbon (Martí Roura et al., 2011). The smallest increase was observed in the period 2010-2013, probably due to the pruning of the pines in 2010, the branches of

which were removed from the plots, decreasing the litterfall inputs, and allowing the entry of light through the canopy, which promotes mineralization processes of organic matter.

5.4.3 | Effects of soil features and forest-stand characteristics on SOC in afforested subplots

SOC in the afforestation subplots was influenced by the soil carbonate content, pH, and tree density (Table 3). This is consistent with the findings of Nieto et al. (2010), who reported that organic matter mineralization was influenced by pH and carbonates. This can be explained by the fact that the litter in organic horizons on the surface soil lowers the pH, which at the same time is also influenced by the carbonate content. In 2007, the presence of carbonates could have exerted an effect on SOC by improving soil aggregation and blocking organic matter mineralization (Fernández-Ugalde et al., 2009). However, above all, tree density had a clear influence on organic carbon input by litterfall, explaining the significant differences found in 2002 and 2007. However, the ANCOVA performed with soil features and forest-stand characteristics as covariables, showed no significant effect on SOC in 2013. Other parameters probably strongly influenced the relationship between the soil and stand characteristics, and the time course of the SOC, such as the pruning of pines in 2010, increasing the mineralization rate.

5.4.4 | Effects of land-use changes on SOC

Mean SOC values in our afforestation subplots were higher than those in the abandoned croplands and cereal crops after 20 years, but we found no significant differences among these land uses (Table 4). In any case, we did not take into account the carbon accumulated in the living biomass, which continues to increase, especially in the afforested areas, and has not yet been incorporated into the soil. Depending on tree density, the biomass-production rates per hectare might have a heavy impact on SOC changes per hectare in afforestation over time.

Whether or not afforestation improves soil properties and increases SOC with respect to abandoned crops under secondary succession is still under debate with no consensus in the scientific community. Some authors have reported boosts of SOC after afforestation of agricultural fields (Guo and Gifford, 2002; Korkanç, 2014; Li et al., 2012; Romanyà et al., 2000), depending on factors such as age since land-use conversion (Deng et al., 2016; Li et al., 2012), soil type (Muñoz-Rojas et al., 2015), clay content (Laganière et al., 2010), and climate fluctuations.

Our results indicated that not enough time had elapsed to appreciate significant cumulative effects in SOC. The time required to note differences in SOC varies and, in turn, also depends on biomass production and climate (Cunningham et al., 2015; Ingram and Fernandes, 2001). In a semiarid climate, as in the present case, the dynamics of carbon in the

soil are very slow (Garcia-Franco et al., 2014) and the input of organic matter to the soil is low (Freibauer et al., 2004). Hoogmoed et al. (2012) found no evidence for substantial changes in soil carbon across three decades of afforestation. Pardos (2010) observed that the increase from one year to another in the SOC diminished with time. On the other hand, Fernandez-Ondoño et al. (2010) found the average SOC in reforested pine stands, considerably older than those in our study, to be higher than in adjacent treeless plant communities in the Guadalentín basin river (SE Spain). Other authors have reported significant differences in the C stock or SOC in afforestation after 30 years (Bárcena et al., 2014; Li et al., 2012; Ruiz-Navarro et al., 2009).

SOC is determined largely by the organic matter input, which changes depending on land use and soil characteristics. The soil clay content is considered a key factor to SOC accumulation (Castro et al., 2008; Laganière et al., 2010). In Rambla de Becerra, afforestation and abandoned croplands showed the lowest soil clay content of the land uses studied (Table 4). This could be one of the reasons why the afforestation and abandoned crops showed a poor SOC increase over time and no statistical differences were found in SOC in either afforestation or abandoned croplands with respect to SOC values in adjacent crops sampled in 2013.

Another reason for finding no significant differences in SOC among the latest land uses could be the rate of organic carbon inputs, which was very similar in the first period after conversion, both in afforested plots and in abandoned crops. The impact of afforestation on SOC sequestration could be positive if we consider minor disturbances over time, increasing stabilization mechanisms, improved microclimate conditions, and a decline in the ratio of decomposition of the afforested stands compared with abandoned croplands (Laganière et al., 2010). Grünzweig et al. (2007) showed that Aleppo pine litter decomposed more slowly than did shrubland litter in a semiarid plantation. Moreover, natural recolonization in Mediterranean environments also bring significant increases in soil C content (Martí-Roura et al., 2011; Novara et al., 2014; Trigalet et al., 2016).

The high soil clay values in the native forest, as well as plentiful organic carbon inputs and stable vegetation over a long period without disturbance, could explain the differences in SOC with respect to the rest of the land uses. On the other hand, the SOC rate for the afforested plots was 12.23 Mg C ha⁻¹ in 2013, 69.9 % less than for the native pine forest. In our study, the afforested area is still far from reaching the SOC values registered in the native pine forest, and will probably take many decades to reach those values. This is consistent with the conclusion of authors such as Prior et al. (2015). Smal and Olszewska (2008) showed that the SOC of a plantation was invariably lower than the SOC values in a comparable natural forest. However, this difference indicates a clear potential for SOC sequestration in the following few years. Other authors also highlight the potential for carbon sequestration of ecosystems in semiarid climates (Ahlström et al., 2015; Rotenberg and Yakir, 2010; Ruiz-Sinoga et al., 2012; Zhang et al., 2013), after afforestation with conifers in bare soil (Kokanç,

2014), grazing areas (Grünzweig et al., 2007), and farmland (Llorente et al., 2010). Afforestation in the semiarid south-eastern Iberian Peninsula, using mostly Aleppo pine (Chirino et al., 2006), are young in general. It is necessary to carefully study their influence on the improvement of soil quality and its potential to sequester carbon over the long term and at local and regional scales (Fernández Ondoño et al., 2010; Ruiz-Sinoga et al., 2011; Muñoz Rojas et al., 2015).

5.4.5 | Modelling the SOC dynamics over 20 years

The SOC time course in 0-10 cm after 20 years of land-use change could be described with RothC, although we have found some objections about the model. In the modelled SOC time course in abandoned croplands, we found the best fit with constant inputs. Also, these modelled C inputs were very low in comparison to the biomass of the herbaceous vegetation measured, although it is very possible that there were losses due to herbivory or erosion (Farina et al., 2013; Nieto et al., 2012). The biomass measured was within the range established by such authors as Ruiz-Mirazo and Robles (2012) for the nearby area of Cortijo del Conejo and according to the aboveground biomass of annual plants reported by Osem et al. (2002), typical of arid and semiarid ecosystems. On the other hand, underestimation of the C input by RothC was also mentioned by Lobe et al. (2005) and Martí-Roura et al. (2011) for semiarid climates. One possible reason was that the decomposition in the model was lesser than in reality, and therefore the model required a smaller input of C for a specific SOC measured. In any case, it bears noting that estimates of C inputs to run RothC could trigger a high degree of uncertainties in SOC modelled in this study.

For authors such as Farina et al. (2013) and Lobe et al. (2005), the RothC model did not work well in a semiarid climate and they even modified the RothC parameters to try to correct the outcome. In our case, the fit of the model in the early years after agricultural abandonment was bad, especially in the afforestation (Table 5). According to Nieto et al. (2012), the difference between the modelled and measured data was higher in areas where erosion took place, due to the absence of vegetation in the first years after land abandonment and increased by soil-preparation treatments. It would be necessary to improve the C-input estimation in the early years because, although we had assumed that the SOC time course is the same as in the abandoned croplands in this period (the pines were very small and the biomass that they provided was negligible), it should be noted that the soil preparation prior to afforestation increases the mineralization of the organic matter, decreasing SOC.

Several authors have pointed out that RothC could be parameterised to model measurable fractions of soil OC by substituting the model's resistant plant matter, humus and inert organic matter conceptual pools with measured stocks of OC found in particulate, humus, and charcoal fractions, respectively (Baldock et al., 2013). Further research in this

sense is necessary because this parameterization could reduce the uncertainties related to C inputs.

However, in general terms, in this study, we found a good fit for the SOC time course in abandoned croplands and an acceptable fit for the SOC time course in the afforested areas, when we considered a 20-year model (Table 5). Our results could be used as general indicators of predictions of the SOC time course and potential C sequestration in semiarid afforested areas, but more data will be necessary to validate the model over the long term.

Conclusions

This study shows that different soil-preparation treatments prior to afforestation had similar effects on SOC over the middle term. SOC sequestration processes in afforested plots were influenced by soil pH and carbonate soil content, as well as by the Aleppo pine density. SOC values of afforested areas and abandoned crops did not significantly differ from values for cereal crops over a period of 20 years, although afforestation showed the highest mean values. Our results suggest that afforestation did not decrease the SOC and the SOC sequestration after crop abandonment is very slow. Therefore, we can conclude that afforestation with native species such as *P. halepensis* has great potential for SOC sequestration over the long term in the semiarid Mediterranean region.

Acknowledgements

We would like to thank two anonymous reviewers for their constructive comments and suggestions to improve the manuscript. We also acknowledge David Nesbitt for reviewing the English version.

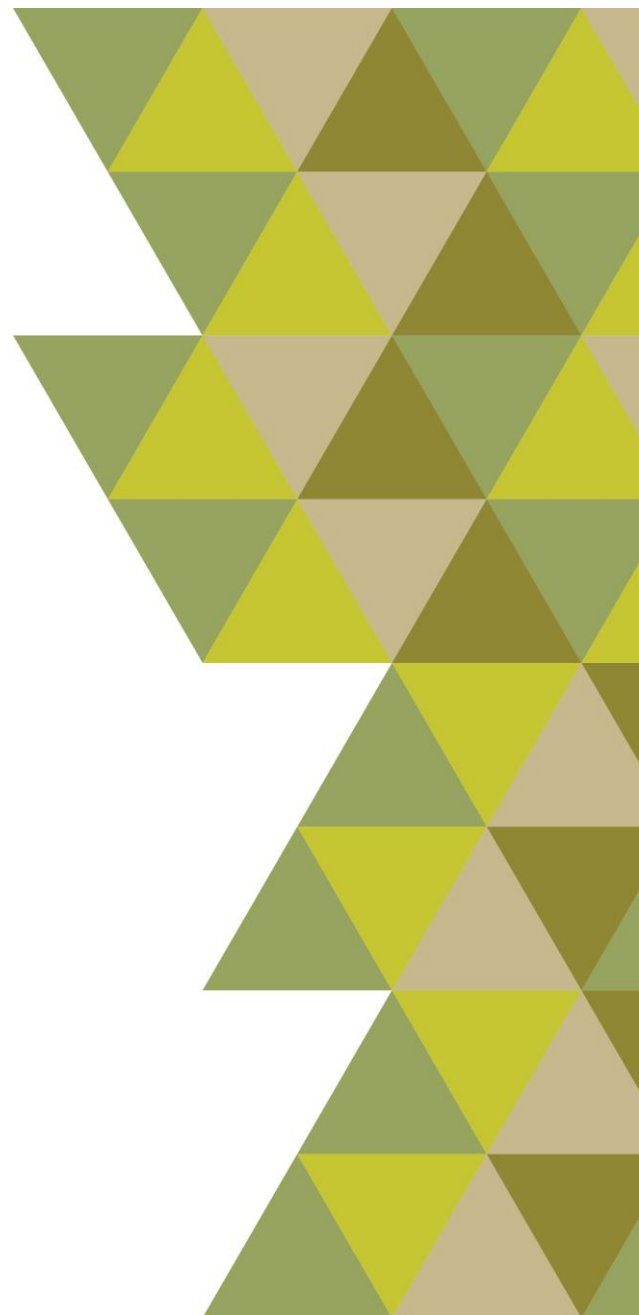
Appendix A. Organic carbon input from the aerial and root biomass of the herbaceous understory ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{y}^{-1}$). The values corresponded to the sum of measured aerial biomass and 35 % contributed by the roots, predicted from data compiled experimentally (unpublished data).

Year	1998	1999	2000	2002	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Input C	2.61	2.15	1.96	2.54	0.63	0.28	0.08	0.77	0.71	0.67

Appendix B. Soil organic carbon measured (Mg C ha^{-1}) in the afforestation sub-plots in each sampling year. Standard deviation is shown in brackets.

Treatments	n	1998	2002	2007	2010	2013
AH	3	3.55 (2.97)	7.52 (2.12)	10.42 (1.94)	15.31 (3.33)	13.12 (1.37)
AM	3	6.95 (9.02)	6.68 (2.07)	11.97 (1.98)	10.44 (4.94)	14.6 (0.81)
AV	3	6.82 (5.74)	3.76 (0.86)	9.53 (4.3)	8.84 (3.58)	8.89 (3.71)
PM	3	6.43 (8.19)	6.37 (0.83)	9.73 (2.99)	11.65 (3.58)	12.77 (2.33)
RA	3	5.81 (1.01)	4.99 (0.62)	8.05 (1.4)	10.80 (2.35)	12.67 (7.26)
RG	3	2.19 (0.49)	5.59 (1.14)	9.60 (1.56)	11.85 (0.56)	11.04 (5.44)
RP	3	3.20 (2.87)	3.15 (0.88)	7.11 (3.56)	9.22 (1.08)	9.30 (2.35)
RPM	3	2.07 (1.80)	6.46 (2.67)	11.04 (4.88)	15 (1.13)	14.41 (3.27)
S	3	1.79 (3.10)	3.78 (0.50)	11.2 (2.41)	10.89 (2.08)	12.84 (2.7)
TS	3	1.95 (1.13)	8.59 (4.26)	10.11 (3.96)	13.01 (2.41)	12.69 (5.36)
Total		4.08 (4.38)	5.69 (2.36)	9.88 (2.95)	11.7 (3.15)	12.23 (3.77)

**6 | THINNING AFFECTS THE NEEDLEFALL NUTRIENT
RETURN TO SOIL IN A SEMIARID ALEPPO PINE
AFFORESTATION WHILE THE NUTRIENT DYNAMICS
REMAIN UNCHANGED**



Thinning affects the needlefall nutrient return to soil in a semiarid Aleppo pine afforestation while the nutrient dynamics remain unchanged

Abstract

For a determination of the impact of silvicultural practices on the biogeochemical cycle, it is crucial to address the forest management in a global-change context, especially in semiarid areas where there is lack of data. In this sense, thinning intensity applied on a *Pinus halepensis* Mill. afforestation was analyzed in the SE of the Iberian Peninsula for three years to ascertain the effects on the monthly dynamics of the needlefall nutrient concentrations (N, P, K, Na, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, and C), and the nutrient amounts returned to soil (kg ha^{-1}), as well as the mean annual inputs (kg ha yr^{-1}) after 8 years from interventions. Mean values of needlefall nutrient concentrations showed statistical differences only among thinning treatments for Na, Mn, and C. The monthly dynamics for needlefall nutrient concentrations had similar trends for all thinning intensities, but marked differences among sampling periods. Mean differences in nutrients returning to soil were found among thinning treatments for all nutrient contents studied, due mainly to differences in the needlefall production, except for Na and Mn. The thinning intensity reduced the amount of nutrients returning to soil for most of the needlefall nutrients, but these differences decreased over the 3 years of the study period. The nutrients returning to the soil are relevant in this semiarid area because they provide data for modeling carbon sequestration ($\text{C} = 536.5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) as well as information on the nutrient cycle ($\text{N} = 6.5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$; $\text{P} = 0.8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$; $\text{K} = 1.5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$).

Keywords: Micro- and macronutrient concentrations; nutrient dynamics; needlefall C inputs; *Pinus halepensis* Mill.

Reference:

Segura, C., Fernández-Ondoño, E., Jiménez, M.N., Navarro, F.B., 2017. Thinning affects the needlefall nutrient return to soil in a semiarid Aleppo pine afforestation while the nutrient dynamics remain unchanged. *Forest Ecology and Management* 405, 257–270. doi:10.1016/j.foreco.2017.09.049

Published: September 25, 2017. **Impact factor 2017:** 3.169. **Rank 2017:** Q1 (6/67 FORESTRY). **Citations:** 3 (Scopus).

6.1 | INTRODUCTION

In a global-change context, knowledge concerning the effect of the management practices on nutrient cycle in forest ecosystems, including afforestation, is critical to anticipate ecosystem changes and to improve climatic resilience (Johnson et al., 2017; Magruder et al., 2013). Foliar macro- and micronutrient concentrations have been considered useful for monitoring the nutritional status of forests because they are sensitive to changes, are indicative of response to functional stress, and are related to ecosystem functions and processes (Bussotti and Pollastrini, 2015). Therefore, changes in seasonal dynamics of these elementary nutrients of forest species reflect ecosystem health and the possible impact of forest-management practices on the nutrient cycle (Berg and McClaugherty, 2008).

A significant proportion of these nutrients is recycled in forests by litterfall. Thus, quantifying the variability in both plant-nutrient composition and litterfall production overtime can provide relevant information about ecosystem dynamics, the productivity and the nutritional state of the forest biomass, soil fertility, and the carbon-cycle model (Miller and Miller, 1976; Ukonmaanaho et al., 2008; Zhang et al., 2014). Global analyses have shown that seasonal patterns of litterfall were influenced by physiological mechanisms as well as environmental variables. Also, effects have been reported regarding topography, water, and nutrient availability, in addition to changes in stand structure at the regional scale (Blanco et al., 2008; Zhang et al., 2014). Moreover, nutrients transferred from the plant to the soil are also determined by litterfall nutrient concentrations.

In conifer forests, the primary litterfall fraction is composed of needlefall, caused mainly by leaf senescence (Blanco et al., 2008; Finér, 1996; Kavvadias et al., 2001). Some studies in Mediterranean areas have demonstrated that climatic phenomena (storm, wind, and drought), and pest outbreaks have significant effects on the litterfall fractions (Navarro et al., 2013). However, needles could be considered the most important nutrient sink and more sensitive to nutrient availability than other litterfall fractions (Berg and McClaugherty, 2008; Blanco et al., 2008). In this way, seasonal fluctuations in needle-nutrient concentrations could be reflected in subsequent dynamics of nutrients returning to the soil via needlefall. In addition, retranslocation processes alter the foliar-nutrient concentration over time, while factors such as soil-nutrient availability, climatic and edaphic conditions, and forest-management practices influence needlefall nutrients (Bravo-Oviedo et al., 2017; De las Heras et al., 2016; Fife et al., 2008; Lado-Monserrat et al., 2016).

For example, thinning, considered one of the most important silvicultural practices in Mediterranean areas, has a potential impact on foliar characteristics, changing the microclimate inside the forest by altering light and soil conditions, accelerating decomposition and mineralization in the soil, and increasing the amount of water and nutrients available to plants (Moreno-Gutiérrez et al., 2011; Roig et al., 2005). Thinning also reduces aboveground biomass and consequently the litterfall production, which may

decrease the return of nutrients to the soil (Blanco et al., 2008, 2006; Kim et al., 1996). A more exhaustive approach to the thinning effects on the amount of nutrients returning to soil over time can be achieved if the study of the needlefall production is complemented with the evaluation of the dynamics of foliar nutrients and needlefall-nutrient concentrations (Lado-Monserrat et al., 2016).

The thinning impacts on changes in foliar-nutrient concentrations have been reported for different pine species (Blanco et al., 2006; Bravo-Oviedo et al., 2017; Ouro et al., 2001; Primicia et al., 2014). However, the effects on *Pinus halepensis* Mill. foliar nutrients have been poorly analyzed, despite that this species has been widely used for afforestation in Mediterranean areas (Jiménez and Navarro, 2015; López-Serrano et al., 2005; Maestre and Cortina, 2004). In fact, several studies have focused on retranslocation processes or the influence of abiotic, biotic and environmental factors on the nutrient concentrations rather than evaluating the effects of thinning (De las Heras et al., 2016; Párraga-Aguado et al., 2014).

Similarly, the effects of thinning on the monthly dynamics of litterfall production of *P. halepensis* have been poorly studied (García-Plé et al., 1995; Jiménez and Navarro, 2016; Lado-Monserrat et al., 2016; Navarro et al., 2013). According to previous results, the maximum peak in needle production in *P. halepensis* stands occurs in summer, as reported for other pine species (Kavvadias et al., 2001; Kurz et al., 2000; Roig et al., 2005; Sardans et al., 2005).

Therefore, it appears that thinning could modulate the nutrient return to the soil through the litterfall fractions. However, most of the results reported could be more related to the effects on litterfall production than to the direct impacts on the needlefall-nutrient concentrations in *Pinus* sp. In a recent study in a natural Aleppo pine regenerated forest, Lado-Monserrat et al. (2016) found that: (i) in general, the soil type affected the nutrient concentration (C, N, P, K, Ca, Mg) of senescent needles more than the tree-removal intensity, and (ii) the treatments applied reduced the nutrient return to soil via litterfall, which was related to their intensities. For Blanco et al. (2008), the site quality and the season, rather than thinning treatments, were the factors affecting the nutrient concentration (N, P, K, Ca, and Mg) in *P. sylvestris* needlefall. On the other hand, Klemmedson et al. (1990) determined that silvicultural treatments, including thinning, affected the nutrient transfer via litterfall (C, N, P, S, Ca, Mg, K and Na) in a *P. ponderosa* forest. Also, changes in the amount of *P. resinosa* nutrients (N and P) returning to the soil were observed depending on the levels of canopy removal (Kim et al., 1996). However, in the case of N, the low inputs of that macronutrient were attributed to N concentration rather than to litter production. Finally, Roig et al. (2005) found that the differences in *P. pinaster* needlefall production among thinning intensities disappeared 5 years after the treatments. Although differences in the concentration of some nutrients (N, P) between months and seasons were reported, the thinning effects on needlefall-nutrient concentrations were not analyzed.

In summary, little is known about the effects of thinning on needlefall nutrient dynamics in semiarid afforested areas for *P. halepensis*. In earlier studies, we have addressed the effects of thinning on monthly foliar-nutrient concentrations (Jiménez and Navarro, 2015), and on monthly litterfall production (Jiménez and Navarro, 2016; Navarro et al., 2013), highlighting that more data are needed to establish the effects of thinning on foliar nutrients. Moreover, Jiménez and Navarro (2016) reported that thinning clearly affects *P. halepensis* litterfall production. Moreover, the differences in the needlefall production among thinning treatments persisted after 8 years.

In the present work, we studied the effect of four thinning intensities on *P. halepensis* afforestation in the SE Iberian Peninsula after 8 years of the intervention. Our hypotheses were: (1) monthly needlefall nutrient concentrations are more affected by the sampling time than by thinning; (2) monthly needlefall nutrient return to the soil is related to monthly needlefall production; and (3) the greatest differences in the needlefall nutrient return to soil are found between the most intense thinning and non-thinned stands. On this basis, our aim was to study the effect of thinning intensities on needlefall nutrient concentrations and nutrients return to soil via needlefall.

6.2 | MATERIAL AND METHODS

6.2.1 | Study area

The study area was located at the Cortijo del Conejo, in the Guadix-Baza Basin (Granada province, SE Iberian Peninsula, 37°26'N and 3°5'W, 1000 m a.s.l.). The climate is semiarid Mediterranean, characterized by hot summers and cold winters. The area receives 320 mm of mean annual precipitation, but it is highly irregular (Fig. 1). In particular, the rainfall from May 2009 to May 2013, the year before and the three years of this study, respectively, was: 476.2 from May 2009 to May 2010, 443.8 mm from June 2010 to May 2011, 148.4 mm from June 2011 to May 2012 and 385.3 mm from June 2012 to May 2013. In this period, the monthly mean temperature ranged between 1.4°C (February 2012) and 24.9°C (August 2012). In winter the minimum temperature dropped as low as -13°C (February 2012) and in summer, the maximum reached 39.6°C (August 2012). The soil, uniform throughout the study area, is classified as a petric calcisol (FAO-ISRIC, 1998) with an Ap horizon (0-25 cm) strongly resembling the Bw one as a result of the long period of cultivation until 1993. A petrocalcic horizon (40-60 % CaCO₃) developed at 35-40 cm. The topography is homogeneous and practically flat.

The Andalusian Government bought this agricultural property in 1993 and plowing ended. From 1994 to 1995, most of this farmland was afforested with *Pinus halepensis* Mill. (Aleppo pine) by linear subsoiling at a density of close to 1500 trees per ha. Since the regional government owned this area, several experiments are being conducted in relation to land-

use change and silviculture effects on soil and biodiversity (Jiménez and Navarro, 2015; Jiménez and Navarro, 2016; Navarro et al., 2013).

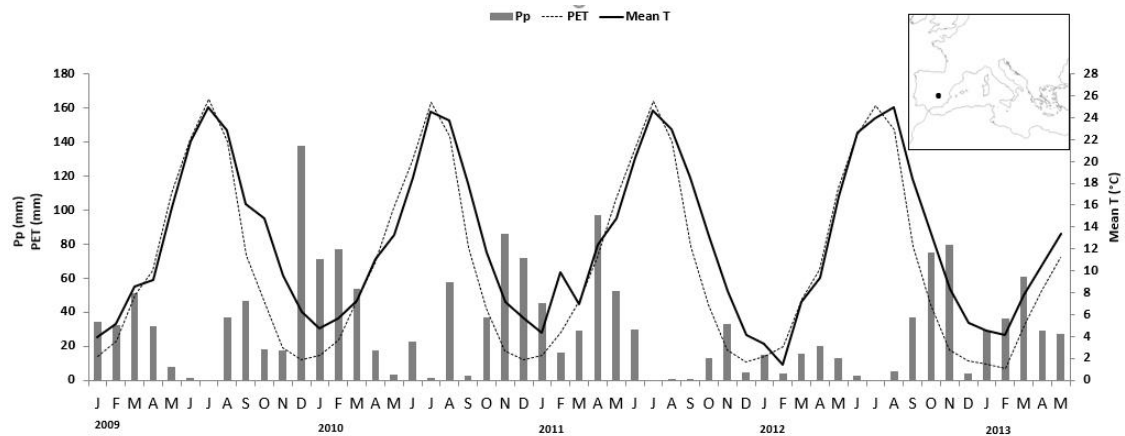


Fig. 1. Mean monthly temperature (T, °C), monthly rainfall (Pp, mm), and monthly potential evapotranspiration (PET, mm) in the study area from January 2009–May 2013. Meteorological station: Rambla de Becerra (37°26'N; 3°05'W). Experimental area location is shown in the upper right corner.

6.2.2 | Experimental design, sampling and monitoring

Ten years after planting (in 2005), 16 plots (20 m x 20 m) were randomly selected within afforestation to carry out different thinning treatments (n=4). The treatments were: (i) T75, removing about 75 % of the mean basal area, (ii) T60, removing about 60 % of the mean basal area, (iii) T48, removing about 48 % of the mean basal area, and (i) T0 (unthinned, control). The final tree density (tree ha⁻¹) was 325 (± 39.5 SE) for T75, 513 (± 38.9 SE) for T60, 681 (± 34.4 SE) for T48 and 1444 (± 129.2 SE) for T0. The remaining trees were pruned to eliminate branches to 1 m high in every plot. The basal area (m² ha⁻¹) and other stand characteristics just after thinning treatments (2005), and 5 and 8 years later can be consulted in Table 1. Litterfall production was determined by using three circular traps in two randomly assigned trees per plot (8 trees per stand). In total, 96 traps were distributed and monitored monthly (4 plots per treatment x 4 treatments x 2 trees per plot x 3 circular traps per tree = 96). DBH and canopy cover of these trees in each stand were measured 5 years after the thinning treatments and next two years (Table 1). An exhaustive explanation of the methodology used is shown in Jiménez and Navarro (2016).

Litterfall was sampled for 3 years, from June 2010 to May 2013, around day 15 of each month. The litter trapped was collected in plastic bags and taken to the laboratory.

Table 1. Stand characteristics measured just after thinning treatments (2005), 2010 and 2012 in the semi-arid Aleppo pine afforestation plots, and those measured to the selected trees for the needlefall study. Thinning treatments T75 = 75 % of basal area removed; T60 = 60 % of basal area removed; T48 = 48 % of basal area removed; T0 = no thinning. Mean \pm standard error is shown. DBH = Diameter measured at breast height, BA = Basal area. Elaborated from Jiménez and Navarro (2015), Jiménez and Navarro (2016) and Navarro et al. (2013).

		Year	T75	T60	T48	T0
Stand charact.	DBH (cm)	2005	5.5 \pm 0.3	5.4 \pm 0.2	5.3 \pm 0.2	5.1 \pm 0.1
		2010	10.1 \pm 0.4	10.1 \pm 0.3	9.1 \pm 0.3	7.9 \pm 0.2
		2012	12.1 \pm 0.5	11.9 \pm 0.3	10.6 \pm 0.3	8.9 \pm 0.2
	BA (m ² ha ⁻¹)	2005	0.8 \pm 0.1	1.3 \pm 0.2	1.7 \pm 0.3	3.3 \pm 0.2
		2010	2.6 \pm 0.3	4.1 \pm 0.5	4.7 \pm 0.4	7.8 \pm 0.7
		2012	4.1 \pm 0.3	5.3 \pm 0.9	6.3 \pm 0.5	9.9 \pm 0.9
Selected trees	DBH (cm)	2010	12.6 \pm 1.0	10.7 \pm 1.1	9.0 \pm 1.1	8.1 \pm 1.2
		2011	14.0 \pm 1.0	11.9 \pm 1.2	10.1 \pm 1.2	8.8 \pm 1.3
		2012	14.7 \pm 1.1	12.7 \pm 1.3	10.6 \pm 1.2	9.1 \pm 1.3
	Canopy cover (m ²)	2010	11.6 \pm 1.1	10.8 \pm 1.6	7.9 \pm 0.9	6.9 \pm 1.3
		2011	13.2 \pm 1.6	10.4 \pm 1.3	8.7 \pm 0.8	7.2 \pm 1.3
		2012	14.5 \pm 1.5	11.3 \pm 1.5	10.5 \pm 1.2	7.4 \pm 1.4

6.2.3 | Sample preparation and laboratory analyses

Litterfall collected was sorted into four separated fractions: woody material, twigs/branches, needles, and miscellany, following previously described methods (Bernier et al., 2008). Then, the fractions were oven dried for 24-48 h at 70 °C, and weighed. Jiménez and Navarro (2016) provided monthly values of the needle fraction (kg ha⁻¹) for each plot, which were calculated by the data of the monitored trees (DBH and canopy cover) and extrapolated to the plot level.

With the aim of analyzing the needlefall nutrients for each thinning treatment, the three samples recorded per pine were lumped together and milled. Thus, we obtained 16 dried needle samples for month (4 treatments including the control x 4 plots for each treatment = 16 samples), from June 2010 to May 2013. However, the monthly material collected to make the chemical analyses was not always enough, and some months had to be excluded from the analyses. P data were not available for the first year of the study period (June 2010-May 2011).

Needlefall-nutrients (macro-, micronutrients, and C) were analyzed at the Department of Soil Science and Agricultural Chemistry of the University of Granada (Spain). Needlefall samples were washed with non-ionic detergent and dried at 60°C in an oven to constant weight and then pulverized. The samples were kept in the oven at 50°C until they were analyzed. The samples were digested in a microwave oven and then extracted with HCl (2 %) to determine the needlefall-nutrients. Ca, Mg, K, Na Mn, Fe, and Zn were determined using

the extract by atomic-absorption spectrophotometry. P was assayed by V/UV spectrophotometry using the nitro-molybdovanadate method, while N and C were analyzed using an Elemental Analyzer (LECOTruSpec CN).

6.2.4 | Statistical analyses

The amount of needlefall-nutrients that returned to the soil in each plot was calculated by multiplying the corresponding monthly needlefall-mass production (kg ha^{-1}) reported by Jiménez and Navarro (2016) by the corresponding monthly nutrient concentration (% for macronutrients and C, and ppm for micronutrients, both transformed to kg kg^{-1}).

Repeated-measures ANOVAs (RM-ANOVAs) were used to test the effects of the thinning intensities in needlefall-nutrients (concentrations and kg ha^{-1} of Ca, Mg, K, Na, Mn, Fe, Zn, P, N, and C) over time. The thinning treatment was the between-subjects factor and the sampling period (monthly measured) was the within-subject factor. At least three replicates per treatment were required to include a given month in this statistical analysis.

Also, the differences among the thinning treatments for the annual amounts of needlefall nutrients and the total amount of needlefall nutrients for the whole study period (3 years) were examined using a one-way ANOVA. Prior to the analyses, Barlett and Shapiro-Wilk tests were applied to check homoscedasticity and normality, respectively. In case of violation of these assumptions, a Kruskal–Wallis test was run as a non-parametric alternative to an ANOVA to evaluate the global differences in needlefall-nutrient concentrations.

The least-significant-difference test (LSD) was applied when significant differences were detected by RM-ANOVAs, one-way ANOVAs and Kruskal-Wallis tests. Significant differences were evaluated at the 0.05 level. All statistical analyses were performed using the software program STATISTIX 9.0.

6.3 | RESULTS

6.3.1 | Mean needlefall-nutrient concentrations

Mean values for most of the needlefall-nutrient concentrations measured monthly showed no statistical differences among thinning treatments (Table 2). The Na concentration showed higher concentrations in T75 and T60 than in T48 and T0 ($n=448$; $p=0.00$; $df=3$; $\text{Chi}^2=25.53$). The Mn concentration was significantly lower in T0 with respect to thinned stands ($n=448$; $p<0.01$; $df=3$; $\text{Chi}^2=5.79$). The C concentration was significantly lower in T75 ($n=562$; $p=0.00$; $df=3$; $\text{Chi}^2=25.53$)

Table 2. Mean needlefall-nutrient concentrations measured monthly in *Pinus halepensis* for each thinning treatment and the entire study period. Mean (% for Ca, Mg, K, Na, P, N, and C; $\mu\text{g g}^{-1}$ for Mn, Fe, and Zn) \pm SD and range (minimum and maximum). Thinning treatments: T75 = 75 % of basal area removed, T60 = 60 %, T48 = 48 % and T0 = no thinned. Different letters indicate statistical differences among treatments ($p < 0.05$).

	Thinning treatments			
	T75	T60	T48	T0
	n = 117	n = 110	n = 115	n = 106
Ca	2.46 \pm 1.57 (0.30-5.93)	2.34 \pm 1.59 (0.25-5.77)	2.39 \pm 1.67 (0.23-6.03)	2.42 \pm 1.66 (0.25-5.84)
Mg	0.26 \pm 0.11 (0.09-0.47)	0.26 \pm 0.11 (0.08-0.47)	0.24 \pm 0.10 (0.07-0.50)	0.26 \pm 0.11 (0.09-0.47)
K	0.14 \pm 0.06 (0.06-0.49)	0.13 \pm 0.05 (0.05-0.24)	0.14 \pm 0.06 (0.06-0.33)	0.13 \pm 0.05 (0.02-0.27)
Na	0.06 \pm 0.03a (0.01- 0.18)	0.06 \pm 0.02a (0.01-0.16)	0.04 \pm 0.02b (0.01- 0.11)	0.04 \pm 0.03b (0.01- 0.14)
Mn	52.55 \pm 32.41a (6.85-202.15)	55.90 \pm 40.61a (5.71-272.76)	61.80 \pm 43.72a (0.33-240.61)	42.93 \pm 43.72b (0.33- 240.61)
Fe	346.15 \pm 183.22 (68.56-912.07)	346.98 \pm 195.21 (88.63-897.14)	349.41 \pm 188.36 (111.07-911.80)	357.31 \pm 194.50 (105.89-971.35)
	n = 110	n = 105	n = 113	n = 101
Zn	14.22 \pm 7.49 (0.33-61.41)	14.99 \pm 8.30 (1.65-60.88)	14.83 \pm 6.57 (1.67-50.25)	15.31 \pm 8.73 (1.64-74.09)
	n = 84	n = 78	n = 81	n = 74
P	0.08 \pm 0.02 (0.05-0.11)	0.09 \pm 0.02 (0.06-0.16)	0.09 \pm 0.02 (0.05-0.13)	0.09 \pm 0.02 (0.05-0.21)
	n = 143	n = 140	n = 139	n = 140
N	0.69 \pm 0.24 (0.28-1.56)	0.66 \pm 0.24 (0.12-1.61)	0.71 \pm 0.23 (0.33-1.54)	0.67 \pm 0.21 (0.28-1.43)
C	48.22 \pm 0.78a (46.21-51.78)	48.78 \pm 0.79b (46.25-50.41)	48.85 \pm 0.67b (47.10-50.16)	48.69 \pm 0.56b (47.24-50.24)

6.3.2 | Monthly dynamics of needlefall-nutrient concentrations

In general, the monthly dynamics for needlefall-nutrient concentrations had similar trends for all thinning treatments throughout the study period (Figure 2). Clear trends were identified for some elements, especially for macronutrients. In the case of Ca and Mg, we found uniform and very low values from June 2010 to May 2011. In summer 2011 and 2012, both nutrients showed maximum concentration peaks and they were lower during the winter and the beginning of the spring (November-December 2011 and 2012, March-April 2012-2013). K showed similar dynamics with the exception that the higher concentrations were also found in July and August 2010. The maximum Na concentration was found from April 2011 to December 2011, especially in T75 and T60 thinning intensities. These higher values in the most intensive treatments remained until January 2013.

The maximum P concentration was found in December 2011 and the minimums were registered in April 2012 and during last autumn-winter (from October 2012 to January 2013). N concentrations reached their highest values during the springs and declined over the summers until reaching lows during autumns and winters. By contrast, C maximum concentrations were found at the end of the summers. For micronutrients, Mn and Fe concentrations followed an increasing trend during the study period but fell sharply in May 2013. Zn showed a minimum in September 2010 followed by a maximum in October 2010. From this point on, a gently ascending trend was found for Zn in all thinning treatments.

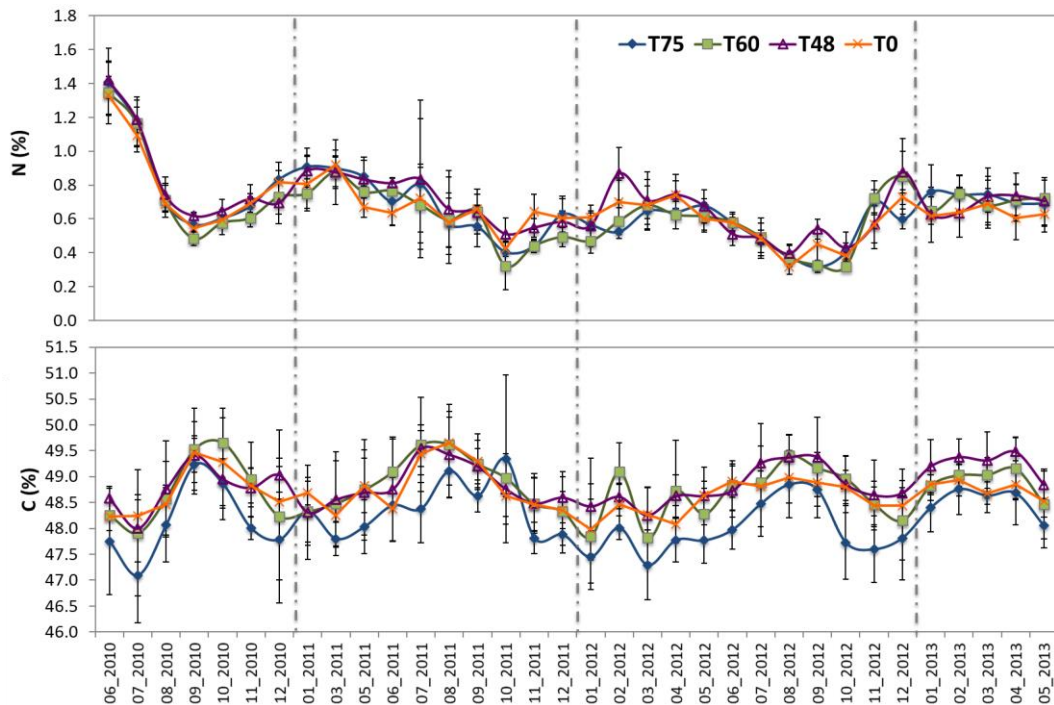


Fig. 2. Monthly dynamics of needlefall-nutrient concentrations in *Pinus halepensis* (mean \pm CI 95 %) for each thinning treatment. T75 = 75 % of basal area removed; T60 = 60 % of basal area removed; T48 = 48 % of basal area removed; T0 = no thinning

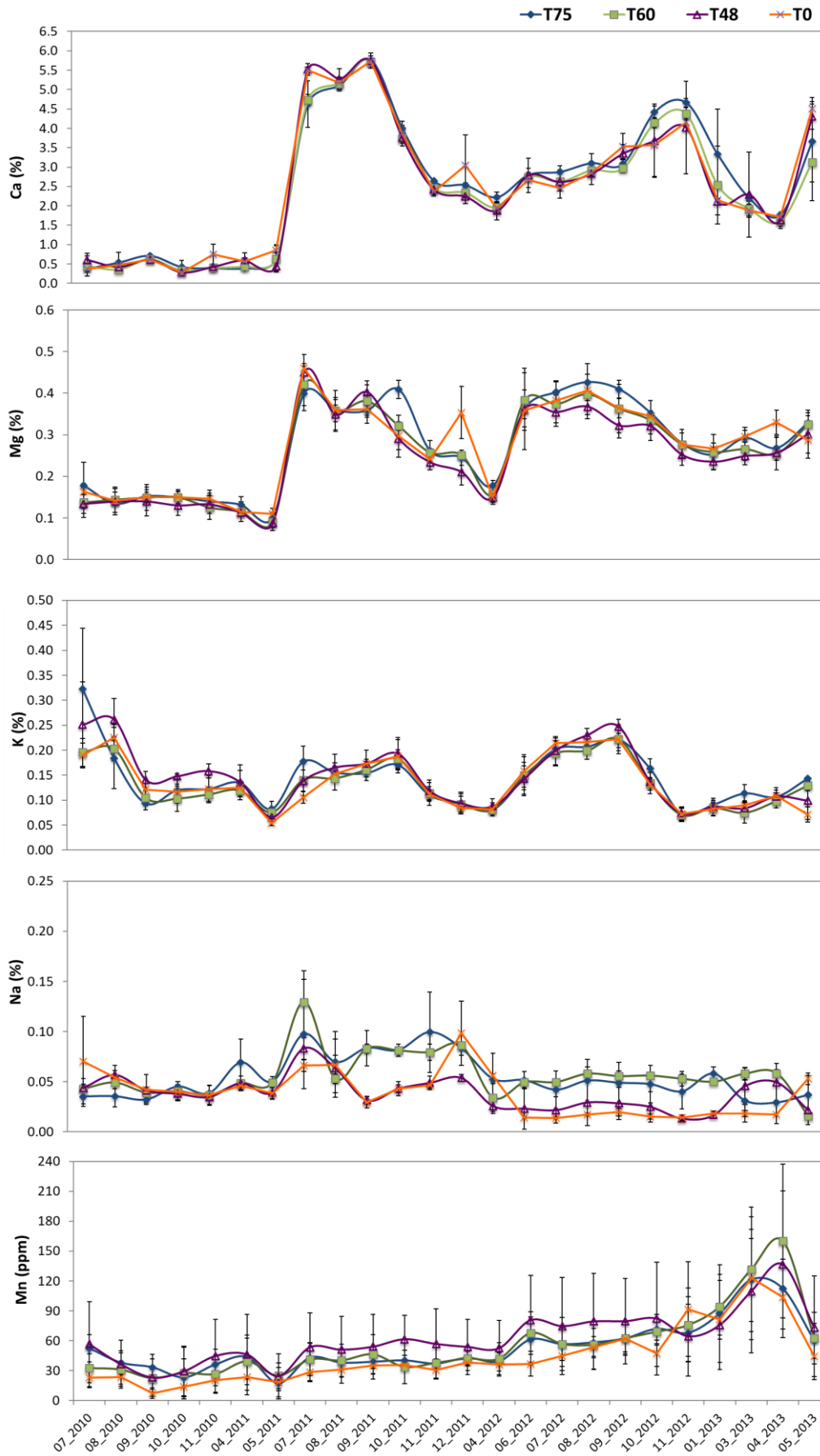


Fig. 2 (continued)

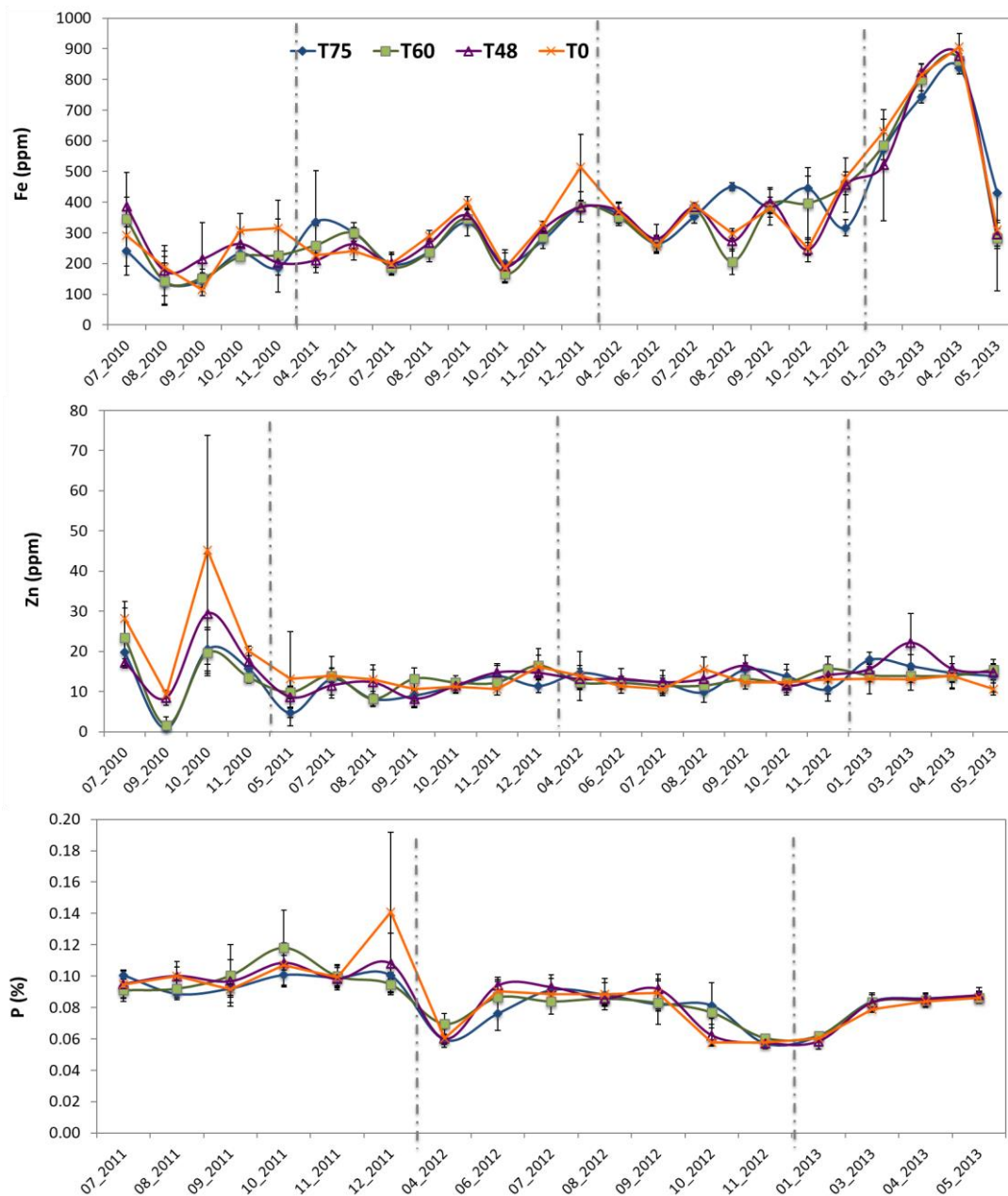


Fig. 2 (continued)

The RM-ANOVA was not significant for the thinning-treatment factor for the most of the needlefall nutrient concentrations except for Na and Zn (Table 3). For both of them, the higher concentrations were found in the more intensely thinned stands (T75 and T60), showing significant differences with respect to T48 and T0 (RM-ANOVA results: $p < 0.01$; $df = 3$; $F = 13.48$ in the case of Na; $p < 0.01$; $df = 3$; $F = 14.13$ for Zn). All needlefall nutrients showed significant monthly differences over time. Also, significant interactions between sampling periods and thinning treatments were found, except for C.

Table 3. Results of repeated measures ANOVAs for needlefall-nutrient concentrations. Bold values represent $p < 0.05$. Asterisks indicate significant differences among treatments.

		Thinning treatment (T)	Sampling period (P)	T x P
Ca	df	3	23	69
	<i>F</i>	1.04	352.54	2.13
	<i>p</i>	0.411	0.000	0.000
Mg	df	3	23	69
	<i>F</i>	1.36	244.44	2.89
	<i>p</i>	0.302	0.000	0.000
K	df	3	23	69
	<i>F</i>	2.75	68.15	2.34
	<i>p</i>	0.089	0.000	0.000
Na	df	3	23	69
	<i>F</i>	13.48	21.33	4.58
	<i>p</i>	0.000*	0.000	0.000
Mn	df	3	23	69
	<i>F</i>	0.51	26.87	0.72
	<i>p</i>	0.68	0.000	0.947
Fe	df	3	23	69
	<i>F</i>	0.70	136.48	2.60
	<i>p</i>	0.567	0.000	0.000
Zn	df	3	21	63
	<i>F</i>	14.13	17.45	2.34
	<i>p</i>	0.000*	0.000	0.000
P	df	3	16	48
	<i>F</i>	0.37	38.48	2.00
	<i>p</i>	0.776	0.000	0.001
N	df	3	33	99
	<i>F</i>	0.70	50.48	1.3
	<i>p</i>	0.570	0.000	0.043
C	df	3	33	99
	<i>F</i>	2.18	13.90	0.99
	<i>p</i>	0.143	0.000	0.507

6.3.3 | Monthly contents of needlefall nutrients returning to the soil

The monthly dynamics of most of the nutrient contents returning to soil by needlefall (kg ha^{-1}) showed maximum peaks during 2010, 2011, and 2012 summers (mainly July and August). Also, a notable third increase was registered in the last spring of the study period (2013 May) in T0 for Ca, Mg, K, Na, P, N, and C. This maximum third peak came earlier for Mn and Fe (Figure 3). In the maximum needlefall nutrients returning to soil, a difference of a month was noted between thinning treatments for the Zn. For example, during 2012, while the maximum in T75 was found in August, the maximum value in T60 was found in September, in T40 in October, and finally in November for T0.

The RM-ANOVA results showed mean differences among thinning treatments for all the nutrient contents studied except for Na and Mn (Table 4). The thinning gradients were $T75 < T60 < T48 < T0$. In general, we found significant differences between the most intense thinning treatment (T75) and unthinned stands (T0). In some cases, these differences were also found between T75 and T48 (Mg, K, Zn, P, N, and C). The differences among intermediate treatments (T60 and T48) changed depending on the nutrient studied. Both the sampling period and the interaction between this and the thinning treatment were significant for all the needlefall-nutrient contents analyzed by RM-ANOVA (Table 4).

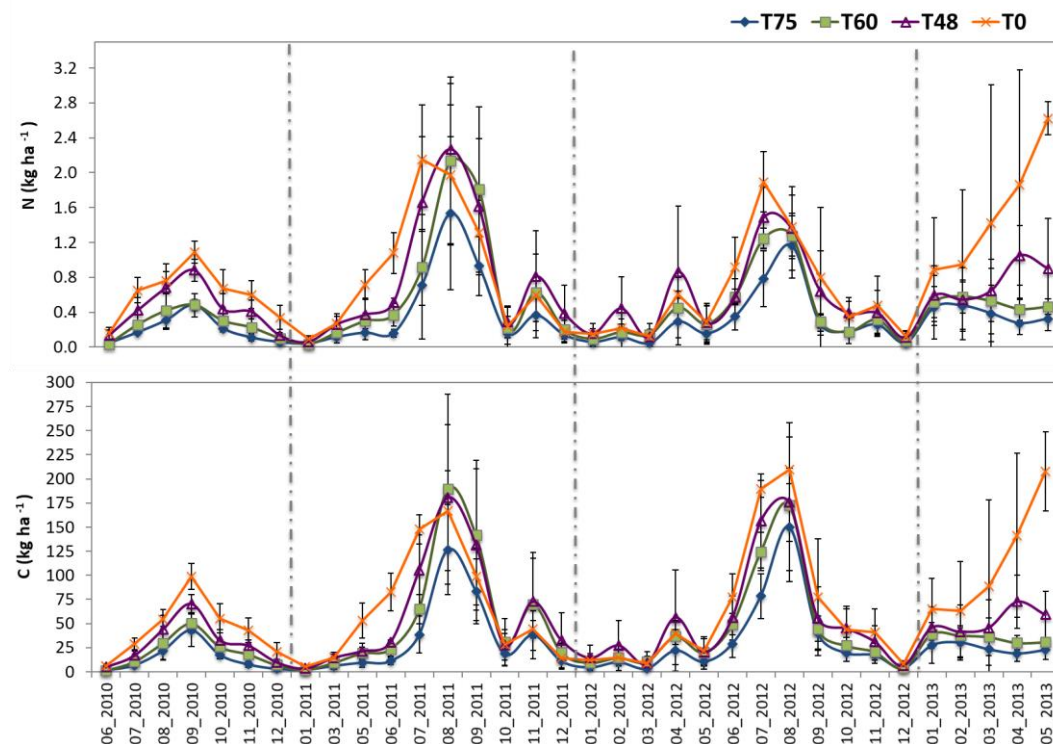


Fig. 3. Monthly amounts of needlefall-nutrients returned to soil (kg ha^{-1} ; mean \pm CI 95%) for each thinning treatment. T75 = 75 % of basal area removed; T60 = 60 % of basal area removed; T48 = 48 % of basal area removed; T0 = no thinning. Different letters indicate statistical differences among treatments (RM-ANOVA, $p < 0.05$).

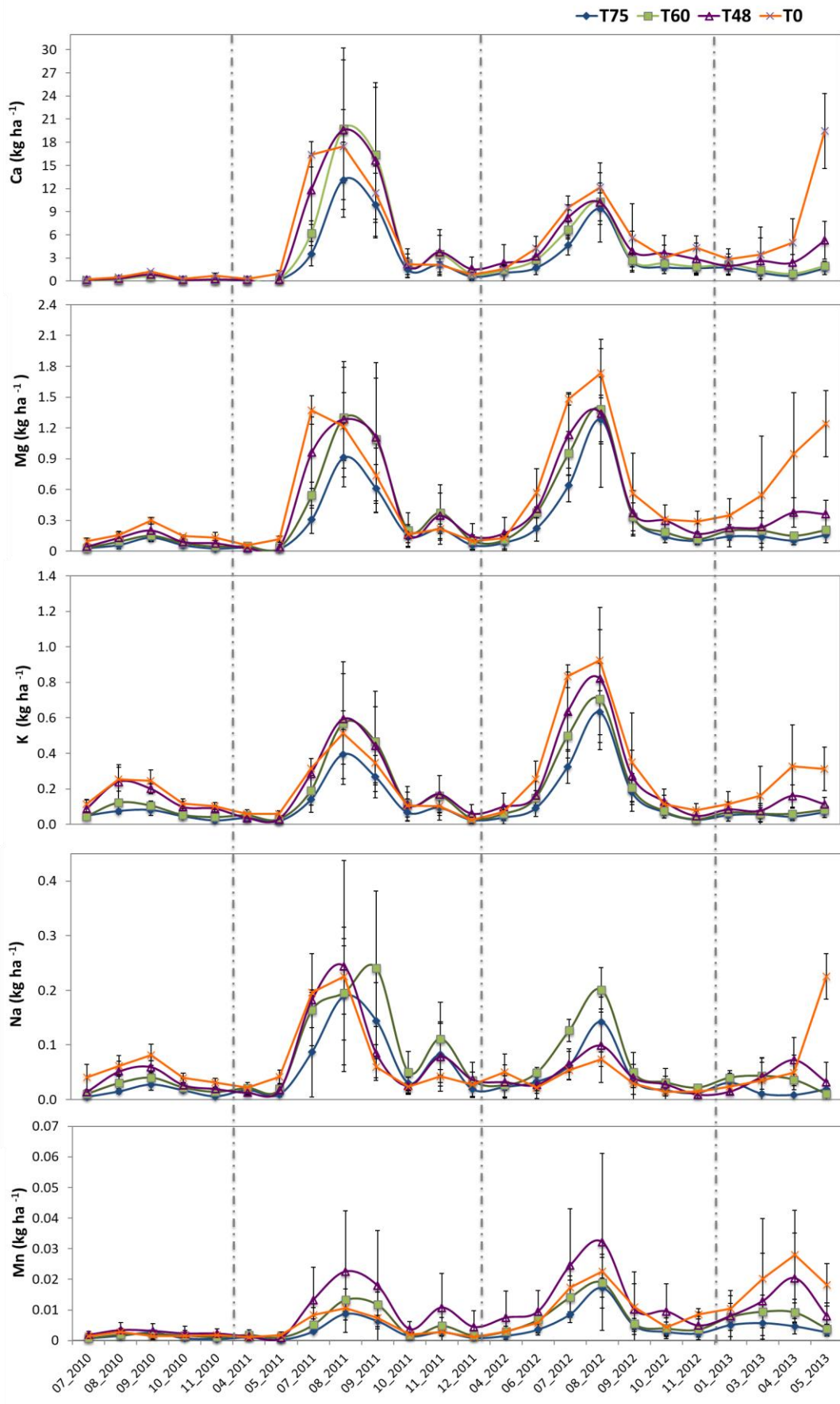


Fig. 3 (continued)

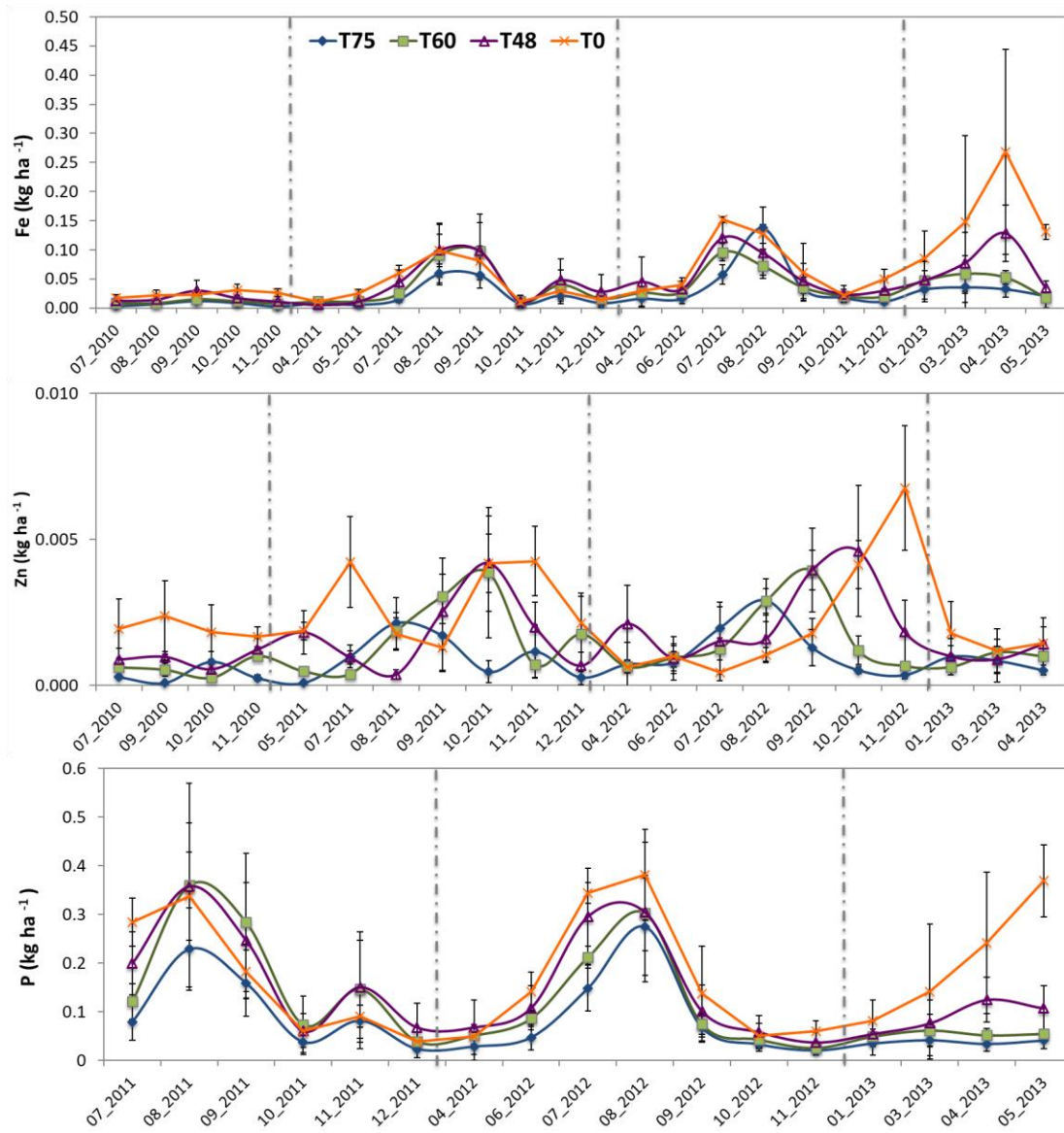


Fig. 3 (continued)

Table 4. Results of repeated measured ANOVAs for needlefall-nutrient amounts (kg ha⁻¹). Bold values represent $p < 0.05$. T75 = 75 % of basal area removed; T60 = 60 % of basal area removed; T48 = 48 % of basal area removed; T0 = no thinning. Different letters in the thinning gradient, from lowest to highest kg ha⁻¹, indicate statistical differences. LSD all-pairwise comparisons test was used for thinning treatment.

		Thinning treatment (T)	Sampling period (P)	T x P
Ca	df	3	23	69
	<i>F</i>	3.6	53.77	3.01
	<i>p</i>	0.046	0.000	0.000
	Thinning gradient	T75a<T60ab<T48ab<T0b		
Mg	df	3	23	69
	<i>F</i>	6.99	56.02	2.54
	<i>p</i>	0.006	0.000	0.000
	Thinning gradient	T75a<T60ab<T48bc<T0c		
K	df	3	23	69
	<i>F</i>	4.61	58.27	1.42
	<i>p</i>	0.023	0.000	0.028
	Thinning gradient	T75a<T60ab<T48bc<T0c		
Na	df	3	23	69
	<i>F</i>	1.31	28.5	3.07
	<i>p</i>	0.318	0.000	0.000
	Thinning gradient	T75<T48<T0<T60		
Mn	df	3	23	69
	<i>F</i>	1.60	17.07	1.51
	<i>p</i>	0.242	0.000	0.011
	Thinning gradient	T75<T60<T0<T48		
Fe	df	3	23	69
	<i>F</i>	6.54	20.96	2.84
	<i>p</i>	0.007	0.000	0.000
	Thinning gradient	T75a<T60a<T48ab<T0b		
Zn	df	3	21	63
	<i>F</i>	12.95	21.76	2.26
	<i>p</i>	0.001	0.000	0.000
	Thinning gradient	T75a<T60ab<T48b<T0c		
P	df	3	16	48
	<i>F</i>	4.67	39.26	2.65
	<i>p</i>	0.022	0.000	0.000
	Thinning gradient	T75a<T60ab<T48bc<T0c		
N	df	3	33	99
	<i>F</i>	6.04	30.36	2.31
	<i>p</i>	0.010	0.000	0.000
	Thinning gradient	T75a<T60ab<T48bc<T0c		
C	df	3	33	99
	<i>F</i>	6.7	47.48	2.62
	<i>p</i>	0.007	0.000	0.000
	Thinning gradient	T75a<T60ab<T48bc<T0c		

6.3.4 | Annual amounts of needlefall nutrients

Statistical differences among the thinning treatments were found annually between the first and third year of this study for most of the needlefall nutrient contents (Table 5). In 2011-2012, the second year of study, no significant differences were detected among the thinning treatments for any needlefall nutrient content. Mn showed no differences for any year and Na showed significant differences only in the first year.

In general, the ANOVA results for each element showed significant differences between T75 and T0 for the first and third year. However, we found that the differences among the most intensive treatment (T75) and the rest of the treatments (T60, T48, T0) were established more clearly during the third year. For example, the differences found among intermediate thinning treatments (T60 and T48) in 2010-2011 disappeared in 2012-2013 for K, Zn, and N. On the other hand, Ca, Mg, and Fe showed significant differences between T75 and T48 only in the first year. The same differences between groups were observed for C in the first and third year.

6.3.5 | Total needlefall nutrient contents after 3 years

Including all sampling periods (months over 3 years with needlefall production), the ANOVA results showed significant differences among the thinning intensities for Mg, K, Fe, Zn, P, N, and C (Table 6). The lowest total needlefall nutrient production observed proved significant in more intense treatments (T75 and T60) for all nutrients analyzed, except for Fe. Significant differences were not found between T60 and T48 in any case. No statistical differences were found for Ca, Na, or Mn.

6.3.6 | Annual mean of needlefall nutrient contents

The general order of the mean annual nutrients returning to the soil through needlefall ($\text{kg ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$) was $T75 < T60 < T48 < T0$ for Ca, Mg, K, Fe, Zn, P, N, and C (Table 7), except for Na and Mn, which showed the following order, respectively: $T75 < T48 < T0 < T60$ and $T75 < T60 < T0 < T48$. No statistical differences were found among thinning treatments for Ca, Mn, and Na.

Table 5. Annual amounts of needlefall-nutrients (kg ha⁻¹ ± SD) of *Pinus halepensis* under different thinning intensities (N=4). T75 = 75 % of basal area removed; T60 = 60 % of basal area removed; T48 = 48 % of basal area removed; T0 = no thinning. ANOVA results and *p* value are shown. Different letters indicate statistical differences among treatments (*p*< 0.05).

		Ca	Mg	K	Na	Mn	Fe	Zn	P	N	C
2010-11	T75	1.45 ± 0.67a	0.35 ± 0.10a	0.32 ± 0.10a	0.10 ± 0.03a	0.01 ± 0.00	0.05 ± 0.02a	0.00 ± 0.00a		1.94 ± 0.43a	131.21 ± 38.99a
	T60	1.76 ± 0.50ab	0.50 ± 0.21ab	0.45 ± 0.15a	0.16 ± 0.05ab	0.01 ± 0.01	0.08 ± 0.02ab	0.00 ± 0.00b		2.69 ± 0.47a	194.96 ± 42.40ab
	T48	2.30 ± 0.26b	0.64 ± 0.19b	0.80 ± 0.14b	0.22 ± 0.03b	0.02 ± 0.01	0.11 ± 0.02b	0.01 ± 0.00c		3.95 ± 1.07b	251.49 ± 42.88b
	T0	4.04 ± 0.56c	1.01 ± 0.10c	0.98 ± 0.14b	0.33 ± 0.03c	0.01 ± 0.00	0.16 ± 0.03c	0.01 ± 0.00d		5.61 ± 0.58c	389.94 ± 47.76c
Results of ANOVA											
	n	133	133	133	133	133	133	116		180	182
	df	3	3	3	3	3	3	3		3	3
	F	19.96	13.19	20.99	25.69	0.23	16.29	50.92		22.08	26.15
	<i>p</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.875	0.000	0.000		0.000	0.000
2011-12	T75	33.08 ± 14.81	2.45 ± 1.05	1.07 ± 0.51	0.62 ± 0.38	0.03 ± 0.01	0.20 ± 0.10	0.01 ± 0.01	0.68 ± 0.35	4.66 ± 2.52	378.24 ± 186.64
	T60	51.45 ± 24.73	3.82 ± 1.51	1.63 ± 0.91	0.84 ± 0.35	0.04 ± 0.02	0.32 ± 0.15	0.01 ± 0.01	1.11 ± 0.55	7.41 ± 3.27	631.52 ± 328.71
	T48	59.69 ± 33.59	4.44 ± 2.41	1.86 ± 0.82	0.72 ± 0.40	0.09 ± 0.08	0.40 ± 0.27	0.02 ± 0.01	1.25 ± 0.61	9.27 ± 4.27	700.76 ± 386.48
	T0	53.48 ± 8.02	4.06 ± 0.62	1.54 ± 0.37	0.65 ± 0.08	0.04 ± 0.01	0.34 ± 0.05	0.01 ± 0.00	1.10 ± 0.18	8.91 ± 2.16	678.31 ± 92.25
Results of ANOVA											
	n	143	145	149	149	143	155	143	143	191	191
	df	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
	F	1.04	1.26	0.93	0.36	2.62*	1.57	1.42	1.16	1.76	1.18
	<i>p</i>	0.411	0.333	0.455	0.780	0.453*	0.247	0.285	0.365	0.207	0.359
2012-13	T75	28.25 ± 7.47a	3.41 ± 0.66a	1.60 ± 0.46a	0.40 ± 0.13	0.06 ± 0.02	0.44 ± 0.13a	0.01 ± 0.00a	0.78 ± 0.22a	4.96 ± 1.81a	461.55 ± 132.05a
	T60	34.88 ± 6.96a	4.31 ± 0.86a	1.99 ± 0.49a	0.65 ± 0.10	0.09 ± 0.04	0.50 ± 0.08a	0.02 ± 0.00ab	1.01 ± 0.19ab	6.47 ± 0.95ab	617.17 ± 97.69ab
	T48	47.20 ± 18.08a	5.13 ± 1.733a	2.58 ± 0.80ab	0.46 ± 0.30	0.15 ± 0.10	0.70 ± 0.25ab	0.02 ± 0.01bc	1.34 ± 0.35b	8.69 ± 2.44bc	791.23 ± 223.73b
	T0	70.75 ± 13.57b	8.22 ± 1.53b	3.54 ± 0.82b	0.57 ± 0.09	0.15 ± 0.06	1.15 ± 0.43b	0.03 ± 0.01c	2.02 ± 0.47c	13.68 ± 5.23c	1212.02 ± 270.37c
Results of ANOVA											
	n	174	174	174	174	174	174	174	174	192	192
	df	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
	F	9.11	10.78	6.47	1.60	1.82	6.45	9.29	10.80	6.28	11.17
	<i>p</i>	0.002	0.001	0.008	0.241	0.197	0.008	0.002	0.001	0.008	0.001

Table 6. Total needlefall-nutrients (kg ha⁻¹ ± SD) of *Pinus halepensis* after 3 years under different thinning intensities (N=4). T75 = 75 % of basal area removed; T60 = 60 % of basal area removed; T48 = 48 % of basal area removed; T0 = no thinning. ANOVA results and *p* value are shown. Different letters indicate statistical differences among treatments (*p*< 0.05).

	Ca	Mg	K	Na	Mn	Fe	Zn	P	N	C
T75	62.77 ± 22.14	6.20 ± 1.74a	2.99 ± 1.04a	1.12 ± 0.45	0.10 ± 0.02	0.69 ± 0.24a	0.02 ± 0.01a	1.46 ± 0.56a	11.55 ± 4.27a	971.00 ± 347.48a
T60	88.09 ± 25.53	8.62 ± 1.41ab	4.08 ± 1.14ab	1.65 ± 0.38	0.15 ± 0.06	0.90 ± 0.17a	0.03 ± 0.01ab	2.12 ± 0.64ab	16.57 ± 3.71ab	1443.65 ± 359.56ab
T48	109.20 ± 50.72	10.21 ± 3.81bc	5.24 ± 1.61bc	1.39 ± 0.66	0.26 ± 0.20	1.22 ± 0.53ab	0.05 ± 0.01bc	2.58 ± 0.88b	21.90 ± 6.97bc	1743.48 ± 571.01bc
T0	128.27 ± 18.37	13.30 ± 1.95c	6.06 ± 1.09c	1.55 ± 0.12	0.20 ± 0.07	1.65 ± 0.44b	0.06 ± 0.01c	3.12 ± 0.64b	28.21 ± 7.43c	2280.26 ± 360.69c
n	450	452	456	456	450	462	433	317	563	565
Results of ANOVA										
df	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
<i>F</i>	3.13	6.09	4.67	1.08	1.23	5.01	13.27	4.15	6.02	6.82
<i>p</i>	0.0657	0.009	0.022	0.394	0.341	0.018	0.000	0.031	0.010	0.006

Table 7. Annual mean of needlefall nutrients of *Pinus halepensis* (kg ha⁻¹yr⁻¹ ± SD). ANOVA results and *p* value are shown. Different letters indicate statistical differences among treatments (*p*< 0.05).

	Ca	Mg	K	Na	Mn	Fe	Zn	P	N	C
T75	20.92 ± 7.38	2.07 ± 0.58a	1.00 ± 0.35a	0.37 ± 0.15	0.03 ± 0.01	0.23 ± 0.08a	0.01 ± 0.00a	0.49 ± 0.19a	3.85 ± 1.42a	323.67 ± 115.83a
T60	29.36 ± 8.51	2.87 ± 0.47ab	1.36 ± 0.38ab	0.55 ± 0.13	0.05 ± 0.02	0.30 ± 0.06a	0.01 ± 0.00ab	0.71 ± 0.21ab	5.52 ± 1.24ab	481.22 ± 119.85ab
T48	36.40 ± 16.91	3.40 ± 1.27bc	1.75 ± 0.54bc	0.46 ± 0.22	0.09 ± 0.07	0.41 ± 0.18ab	0.02 ± 0.00bc	0.86 ± 0.29b	7.30 ± 2.32bc	581.19 ± 190.34bc
T0	42.76 ± 6.12	4.43 ± 0.65c	2.02 ± 0.36c	0.52 ± 0.04	0.07 ± 0.02	0.55 ± 0.15b	0.02 ± 0.00c	1.04 ± 0.21b	9.40 ± 2.48c	760.09 ± 120.23c
n	450	452	456	456	450	462	433	317	563	565
Results of ANOVA										
df	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
<i>F</i>	3.13	6.09	4.67	1.08	1.23	5.01	13.27	4.15	6.02	6.82
<i>p</i>	0.066	0.009	0.022	0.394	0.341	0.018	0.000	0.031	0.010	0.006

6.4 | DISCUSSION

6.4.1 | Needlefall nutrient concentrations

The mean needlefall nutrient concentrations of N, P, K, Ca, and Mg were lower than the values reported by Lado-Monserrat et al. (2016) and Roig et al. (2005) for *P. halepensis* and *P. pinaster* needlefall, respectively. Also, Blanco et al. (2008) provided higher values for these nutrients in *P. sylvestris*. Factors such as different species, climate, and soils could explain these differences (Fife et al., 2008; Sardans et al., 2011). In turn, it could be probable that the intensive and historical use for cereal cultivation before afforestation in our area caused a poor soil nutrient status affecting the soil nutrient availability, and as a consequence, the low needlefall nutrient concentrations found in this study (González de Molina, 2002; Rodríguez-Martín, et al., 2016). Higher Mg, K, and P concentrations, and similar Na and N were observed by Finér (1996) and Kavvadias et al. (2001). We did not find enough available data to compare our micronutrient-concentration results for the thinning experiments. For *P. sylvestris*, Finér (1996) reported higher values of the mean annual Mn needlefall concentration and lower Zn values than in our study. Finally, we found higher mean Fe needlefall concentrations than did this author, closer to the values observed for *P. halepensis* growing on semiarid mine tailings (Párraga-Aguado et al., 2014) and higher than other concentrations reported, including green needles (Finér, 1996). As expected, the needlefall nutrient concentrations were lower in N, P, and K than the (green) needle nutrient concentrations studied by Jiménez and Navarro (2015), while Ca, Mg, Mn, Fe, and Zn were higher, due to the different element mobility before needle senescence (Berg and McClaugherty, 2008; Del Arco, 1991; Michopoulos et al., 2007).

In general, after 8 years, thinning did not affect the needlefall nutrient concentrations for most of the nutrients studied except for Na, Mn, and C (Table 2). The Na needlefall concentrations were higher for the lower pine densities (T75 and T60) after 8 years of the thinning. Above all in summers, the trends observed in the Na needlefall concentration dynamics could indicate higher soil evapotranspiration in these stands (Prévosto et al., 2011). However, this evapotranspiration did not affect tree growth in any case, which was higher at low densities (Sánchez-Miranda et al., 2016).

Regarding Mn needlefall concentrations, differences were found between the thinned and unthinned stands, probably due to the Mn soil availability. In our area, the high pH decreased the Mn soil availability. As a consequence of nutrient competence, the highest density (T0) showed the lowest Mn concentration in the green needles (Jiménez and Navarro, 2015), and in the needlefall studied here. Although the thinned stands did not significantly differ from each other, we observed a gradual decline in the Mn mean values from the T48 to T75. For these thinning treatments, these results could be attributed to the combination between the Mn soil availability (Finér, 1996) and pine growth, which was higher at lower

densities (Sánchez-Miranda et al., 2016). Finally, differences in the C needlefall concentrations have not been reported by other authors (Lado-Monserrat et al., 2016).

In general, the monthly dynamics reflected in our study have similar patterns for foliar- or needlefall nutrient concentrations than those found for several *Pinus* sp. (Blanco et al., 2008; Finér, 1996; López-Serrano et al., 2005). Moreover, the trends were practically equal among the thinning intensities applied, such as the values that Jiménez and Navarro (2015) reported for green-needle nutrient contents. N, P, and K concentrations decreased during the summer until reaching minimum values at the beginning of the autumn (Figure 2). These dynamics corresponded to a well-known strategy to reduce nutrient losses through resorption from the old needles to growing tissues that could explain the lack of significant differences among treatments (Fife et al., 2008; Finér, 1996; Lado-Monserrat et al., 2016). Furthermore, the remobilization of K in areas with drought periods has a key function in osmotic control and water-deficit regulation (Peñuelas et al., 2017). In our case, the late decreases in P and K trends could be related to the high temperatures registered in 2011 and 2012 autumns, and consequently, to longer summers.

On the other hand, Ca and Mg needlefall concentrations increased at the end of the summers because they were not reabsorbed during the senescence and were accumulated in the oldest needles (Blanco et al., 2008; Finér, 1996; Sardans et al., 2005). Indeed, our results showed that Ca was the main macronutrient in the needlefall, in agreement with other studies (Kavvadias et al., 2001; Lado-Monserrat et al., 2016; Roig et al., 2005). Both macronutrients showed a sharp rise starting from May 2011. These results were supported by the foliar-nutrient concentrations measured in green needles by Jiménez and Navarro (2015), and by the near value ranges reported in several studies for pine litterfall (Finér, 1996; Kavvadias et al., 2001; Lado-Monserrat et al., 2016; Roig et al., 2005; Ukonmaanaho et al., 2008). Furthermore, Ca and Mg have been related to the mechanisms to maintain the metabolic processes and the osmotic regulation in drought periods (Sardans et al., 2011). As a result, the Ca and Mg needlefall concentrations could reflect a higher water stress in all the stands in 2011, coinciding with a sparse rainy period (Figure 1). Concretely, both nutrients showed negative correlations with precipitation and available water (precipitation-evapotranspiration), as well as high positive correlation with potential evapotranspiration for 2011 (data not shown). According to Sardans et al. (2005), the peak in Ca concentrations also could be due to the mechanism to eliminate the Ca excesses provided by the high contents of this element in our calcareous soils. In fact, precipitation the previous year could have raised the soil Ca and Mg availability for the pines. Jiménez and Navarro (2015) also speculated about a mechanism of excretion for exchangeable Ca and Mg of the plants growing in rich soils. Finally, the Mn needlefall concentration increased at the end of the study period, coinciding with decreases in Ca, and reflecting the antagonism between the two nutrients.

In general, the monthly dynamics of needlefall nutrient concentrations were affected mainly by the season and by the interaction between these periods and the treatments, as we hypothesized (Table 3). Comparable results have been reported by several authors (Blanco et al., 2008; Lado-Monserrat et al., 2016; Roig et al., 2005). The sum of the effects of retranslocation processes and antagonism among elements could explain the absence of significant differences in N, P, K, Mg, Ca, and Fe in both mean and monthly needlefall concentrations among thinning treatments, as several authors have proposed (De las Heras et al., 2016; Jiménez and Navarro, 2015; Lado-Monserrat et al., 2016). For example, negative correlations obtained for paired needlefall nutrient concentrations revealed the antagonism between Ca-Fe, K-N, K-Fe, N-P, N-Mg and P-Fe (data not shown). The fact that some of these antagonisms were not found by Jiménez and Navarro (2015) may indicate that retranslocation processes were affecting the relationships between the nutrient concentrations in green needles with regard to the needlefall.

In addition, the possible dilution process related to the pines growth seemed did not cause differences in the needlefall nutrient concentrations among treatments (Blanco et al., 2009), or at least we were not able to detect such changes. In this sense, we could speculate that pines would keep constant the needlefall nutrient concentrations by different mechanisms (retranslocation, reabsorption, dilution, etc.) regardless of the former green needle nutrient concentrations, which could have been different among thinning treatments in some periods before the fall (see Jiménez et al., 2015). Other explanation could be related to the fact that we evaluated the needlefall nutrient concentrations between 5 and 8 years after the application of the thinning treatments, and therefore, the dilution effect could be missing.

In specific, we found a significant effect only on the Na and Zn dynamics of the needlefall concentrations between the intensive treatments (T75 and T60), and T48 and unthinned stands. This difference in the Na monthly dynamics between treatments was strongly manifested in the summer periods, indicating again that soil evapotranspiration could be more pronounced in the stands with the most intensive treatments (Figure 2). Otherwise, the differences found in monthly Zn concentrations among treatments were probably because of the fluctuations at the beginning of the study period. The strong Zn decrease in September 2010 could be related to a leaching effect after sporadic rainfall events in August 2010. On the other hand, the increase in October 2010 could respond to a possible accumulation of this micronutrient in the needles (Bramryd, 2013; Párraga-Aguado et al., 2014).

6.4.2 | Needlefall nutrients return to the soil

The dynamics of needlefall nutrients returning to soil showed clear maximum peaks in summers over the 3-years of our study for all of the elements (Figure 3). In a previous study in our area, Jiménez and Navarro (2016) reported higher needlefall production in summer,

reflecting a typical pattern of Mediterranean pine species (García-Plé et al., 1995; Kavvadias et al., 2001; Kurz et al., 2000; Sardans et al., 2005).

The treatment intensity reduced the nutrient return to soil for most of the macro- and micronutrients, and for the C. In general, differences were pronounced between the most intensively thinned and the unthinned stands while no differences between the intermediate treatments were found, as we had previously hypothesized. Several authors have reported similar results (Kim et al., 1996; Lado-Monserrat et al., 2016), while Blanco et al. (2008) suggested that thinning did not affect nutrient returns from needlefall. In any case, the densities of their study were higher than in ours, even after the most intensive thinning was applied.

In the present study, the results reflect the thinning effects on the monthly needlefall production reported by Jiménez and Navarro (2016), who even found differences between the intermediate treatments. These authors found the highest values for needlefall biomass in September 2010, in August 2011 and 2012, and in May 2013 for unthinned plots. Furthermore, they observed an absence of differences in needlefall production among treatments in the second year of the study, as found in the annual amount of needlefall nutrients in our case (Table 5). Supporting this finding and the lack of differences found in most of the needlefall concentrations, the effects of thinning treatments on nutrients returning to soil (monthly, annual and total amounts after 3 years) were controlled mainly by the needlefall production rather than by direct effects on the nutrient concentrations. Consequently, our results also support the second hypothesis of this study.

On the other hand, the thinning did not affect the Mn returned to soil via needlefall and only differences in Na inputs were found for the first study year (Table 5). Possibly, both nutrient concentrations were diluted when we took into account the needlefall production. In contrast, the combinations between lower needlefall production from May 2010 to May 2011 and higher global Na concentrations evidenced the differences found in Na returning to soil in this period. Finally, Zn showed differences among thinning treatments in both the needlefall concentrations and Zn that returned to the soil via needlefall. Also, the dynamics for this element showed month-to-month fluctuations depending on the treatments (Figure 3). The maximums found in all the treatment dynamics could be also related to the soil evapotranspiration (Boardman and McGuire, 1990), which was higher at low pine densities.

The amount of nutrients returning to soil showed high variability over the three study years. These nutrient inputs were likely determined by the irregular weather characteristic of Mediterranean areas, which affected mainly the needlefall production. Furthermore, the differences in the nutrients returning to the soil disappeared among the thinning treatments as the years passed (Table 5).

Nevertheless, the annual mean of needlefall nutrients returning to soil differed among treatments after 8 years, with the exception of Ca, Na, and Mn (Table 7). Taking into account

the ranges for all the thinning intensities, several authors have reported similar values in annual amounts (kg ha^{-1}) of N, P, and K (Finér, 1996; Klemmedson et al., 1990; Lado-Monserrat et al., 2016; Ukonmaanaho et al., 2008). By contrast, Blanco et al. (2008) found higher N and P needlefall return to the soil, probably due to the organic soil in their study area, different pine species or differences in tree size or age. In general, regarding the Ca and Mg annual needlefall return to the soil, other authors have found lower values than ours (Blanco et al., 2008; Klemmedson et al., 1990; Lado-Monserrat et al., 2016; Ukonmaanaho et al., 2008), mainly because of the carbonate soil of our study area. Also, Fe and Mn values were not into the range of the results found in the few studies that have included needlefall micronutrients, which correspond to acid soils or in areas with high annual precipitation (Finér, 1996; Ukonmaanaho et al., 2008). We found comparable values in Zn annual return to the soil via needlefall, in agreement with several authors (Finér, 1996; Michopoulos et al., 2007; Ukonmaanaho et al., 2008). A lack of data has been found for thinning effects on Na contained in needlefall returned to the soil. An exception was Klemmedson et al. (1990), who reported less Na return to soil in an area with lower mean temperature, and probably high soil moisture.

The effects of thinning on the nutrient cycle in the ecosystem could play an important role in nutrients related to soil fertility and soil-quality index, such as N, P, K, and C, especially taking into account the poor nutritional status of the soil in semiarid areas. Concretely, the C returning to soil via needlefall has special relevance as useful input to improve the soil-carbon models and to evaluate the effect of land-use changes on the soil-carbon sequestration (Luo et al., 2017; Segura et al., 2016; Zeng et al., 2014). In this sense, we found the higher annual values for the return of needlefall C to the soil in the unthinned treatment ($760 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$), although no differences were detected with regard the intermediate treatment (T48). Similar values were reported by Lado-Monserrat et al. (2016) for the untreated control reference stands. For both intermediate treatments (T48 and T60), we found C needlefall return to the soil comparable to the values reported by Klemmedson et al. (1990).

Finally, we emphasize the future need to include the rest of the litter fractions to gain more complete information concerning the nutrients returning to the soil via litterfall in semiarid areas.

Conclusions

After the time elapsed from the thinning treatments applied in 2005 to 2013, thinning did not affect the mean needlefall nutrient concentrations for most of the nutrients analyzed in this afforestation, except for Na, Mn, and C, nor were the monthly changes of these concentrations affected, excepting Na and Zn. These monthly changes of the nutrient concentrations were similar for thinned and unthinned stands, but were clearly affected by the sampling period. However, the thinning effects on needlefall nutrients that returned to the soil remained after 8 years, mainly between the most intensive treatment and the

unthinned stands, due to differences in the needlefall production. The maximum nutrient inputs to the soil via needlefall were reached over the summer. In general, the absence of differences among intermediate treatments also was manifested in the annual mean of needlefall nutrients returning to the soil. In any case, thinning did not affect the annual Ca, Na, or Mn return to soil via needlefall after 8 years.

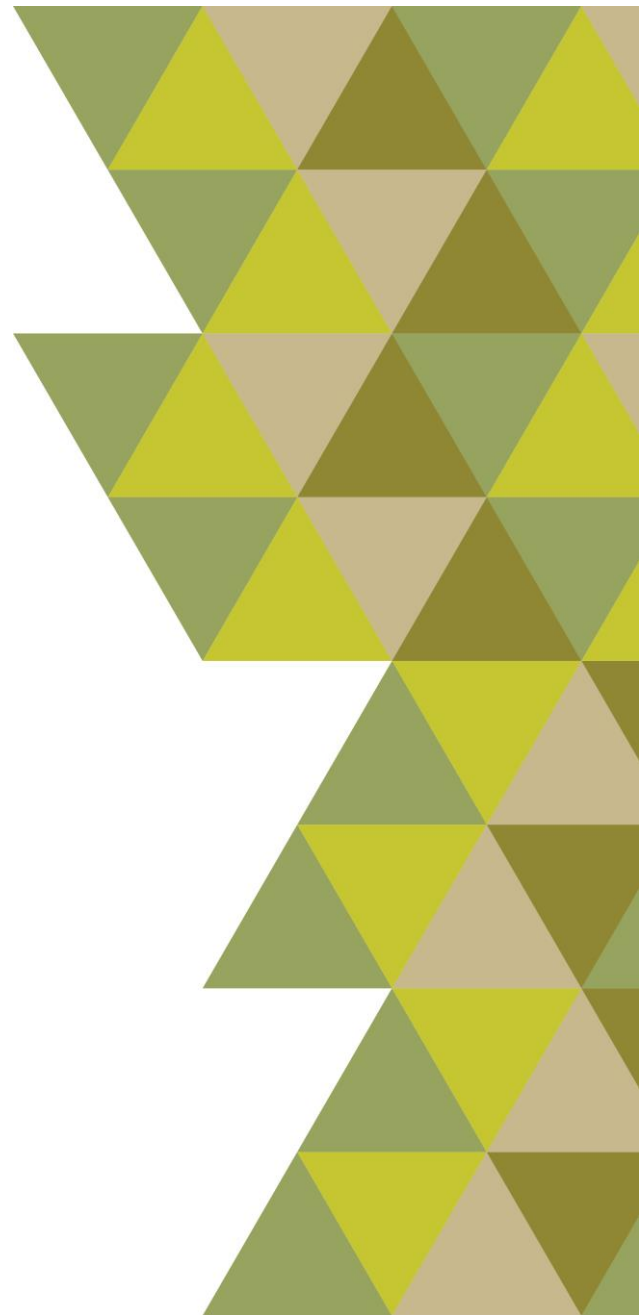
Funding source

This study was funded by Egmasa (Government of Andalucía, Spain) through the project Grazed fuelbreaks as a fire-preventive silvicultural tool in Mediterranean forestlands. We also thank the INIA and FEDER for financial support provided by project SUM2008-00003-C03.

Acknowledgements

The authors would like to thank E. Gallego, L. Terrón, and A. Sánchez-Miranda for their invaluable assistance in the field work, and E. Molero, M. Sierra, and L. Márquez for sampling processing and analyses in the lab. We are also grateful to D. Nesbitt for his English review.

**7 | CARBON AND NUTRIENTS CONTENTS IN THE
MISCELLANEOUS FRACTION OF LITTERFALL UNDER
DIFFERENT THINNING INTENSITIES IN A SEMIARID
PINUS HALEPENSIS AFFORESTATION**



Carbon and nutrients contents in the miscellaneous fraction of litterfall under different thinning intensities in a semiarid *Pinus halepensis* afforestation

Abstract

Litterfall evaluation and the effects caused by forestry practices provide valuable information on nutrient-cycle dynamics in managed forests. So far, most of the studies have focused on leaf-fall, omitting other litterfall fractions that can be also relevant for forest and soil modelling in a global change context. With this aim the miscellaneous fraction was quantified in a *Pinus halepensis* afforestation in the semiarid SE of Spain five years after four different thinning regimes were applied [75 % of mean basal area removed (T75), 60 % (T60), 48 % (T48), and no thinning (T0)]. Concentrations and pools (kg ha^{-1}) of carbon and nutrients in the miscellanea fraction were monthly analysed for C and N (June 2010-May 2013), and for P, K, Na, Ca, Mg, Fe, Zn, and Mn (June 2011-May 2013). No differences in concentrations of carbon and nutrients were found among treatments with the exception of N, which showed significant differences between T75 and T60 plots. For pools, a high variability was found over time with maximum C and N pools found during spring, likely reflecting the influence of *Thaumetopoea pityocampa* attacks. Thinning affected C, N, Mn, and Zn pools in 2011-2012 period, and P, K, Ca, Mg, Mn, Fe, and Zn pools in 2012-2013. Significant differences were mainly found between the most intensive treatment (T75) and unthinned plots (T0). The percentage of annual mean C and nutrient pools in miscellanea showed the importance of its monitoring, with pools that represented from 43.0 % to 57.9 % of the total litterfall for C ($278.81\text{-}746.01 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$), N ($4.18\text{-}10.44 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$), and P ($0.37\text{-}1.43 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$). Our results reveal the high relevance of miscellany monitoring in order to gain a better understanding of nutrient cycles in forest ecosystems.

Keywords: Mediterranean region; Aleppo pine; Micro- and macronutrient concentrations; nutrient dynamics; C inputs; pine processionary

Running tittle: Carbon and nutrients quantification in the miscellaneous fraction of *Pinus halepensis* litterfall

Reference:

Segura, C., Fernández-Ondoño, E., Jiménez, M.N., Navarro, F.B., 2019. Carbon and nutrient contents in the miscellaneous fraction of litterfall under different thinning intensities in a semiarid *Pinus halepensis* afforestation. *iForest - Biogeosciences and Forestry* 12 (4), 375-382. doi: 10.3832/ifer2907-012

Published: Jul 12, 2019. **Impact factor 2018:** 1.419. **Rank 2018:** Q3 (38/67 FORESTRY).

7.1 | INTRODUCTION

The understanding of litterfall production, controlled mainly by climatic and edaphic factors, and its chemical composition provide useful information about the nutrient cycle and ecosystem productivity as well as data to estimate carbon sequestration in the soil (Berg & Meentemeyer 2001, Bernier et al. 2008, Andivia et al. 2018). Despite the surge in litterfall studies and data availability in the recent years, few attempts have been made to evaluate the effects of forest management on litterfall dynamics and pools of carbon and nutrients from the different litterfall fractions other than leaves (twigs, bark fragments, seeds, flowers, cones, etc.).

Thinning, which is among the most common forestry practices, has been proposed as an effective and suitable method to reduce stress by competition in Mediterranean high-density pine plantations in semiarid regions (Sánchez-Miranda et al. 2016, Ruiz-Peinado et al. 2017). In this way, thinning may increase resilience to extreme drought events and climate warming (Sohn et al. 2016, Johnson et al. 2017, Jiménez et al. 2019).

Specifically, most of the thinning studies on conifer litterfall have focused on needlefall as the main factor affecting the nutrient inputs to the soil. However, there is a lack of knowledge about how other litterfall fractions (twigs, bark, cones, seeds, pollen, insect frass, etc.) could be influenced by thinning and their effects on the nutrient cycles. In contrast to needlefall, without difficulties in its classification, the miscellanea fraction encompasses a wide variety of fallen organic elements, depending on the reference consulted (Finér 1996, Blanco et al. 2006, Zhou et al. 2014). For instance, litterfall can be composed of bark, cones, and leaves from other non-pine species, besides pollen or insect frass, while bark and cones are an independent fraction for authors such as Bernier et al. (2008).

All of these components could also be considered an important via to C and nutrient return to the soil in Mediterranean areas (Blanco et al. 2008, Díaz-Pinés et al. 2011, Jiménez & Navarro 2016). Moreover, miscellanea temporal dynamics in a forest can provide valuable information regarding pest outbreaks or exceptional climatic events, including strong winds, and storms (Li et al. 2005, Portillo-Estrada et al. 2013, Navarro et al. 2013). Unfortunately, information on how miscellanea respond to forest management is scarce and limited for pine forests in general, and for *Pinus halepensis* Mill. forests in particular. In this sense, only few authors have reported the effect of thinning on the amount of litterfall and its chemical composition depending on the treatment intensity (Blanco et al. 2008, Lado-Monserrat et al. 2016). These latest authors estimated the thinning effects on miscellaneous fraction in a naturally regenerated *P. halepensis* forest, composed of non-specified material other than *P. halepensis*, and on C, N, P, K, Ca and Mg concentrations. Although miscellaneous nutrient concentrations were reported, these authors did not provide information related to nutrient pools (kg ha^{-1}) in each litterfall fraction and did not specify the exact composition of the miscellaneous fraction studied.

In previous research, we investigated the effect of four thinning intensities on *P. halepensis* afforestation in the SE Spain over three years at different levels. Firstly, it was reported the thinning effects on foliar carbon and nutrient concentrations (Jiménez & Navarro 2015). Secondly, litterfall production and how it was affected by thinning were specified for needles, twigs, woody material, and miscellaneous fractions (Jiménez & Navarro 2016). In that study, it was demonstrated that thinning did not affect the amount of miscellanea, which constituted around 44.5-48.0 % of the total Aleppo pine litterfall biomass, with annual maximum peaks coinciding with the fall of tent-caterpillar nests and frass. Finally, it was showed that thinning affected both concentrations and pools of carbon and nutrients in the needlefall fraction (Segura et al. 2017), although miscellaneous fraction had not been studied. Therefore, in the present study, our main aims were: (i) to assess the effect of thinning intensities on carbon, macro- (N, P, K, Ca, Mg, and Na), and micronutrient (Mn, Fe, and Zn) concentrations in the miscellaneous litterfall fraction, (ii) to assess the effect of thinning intensities on pools of carbon, macro-, and micronutrients in the miscellanea, especially focusing on carbon and nitrogen pools because of their importance in nutrient cycling and modelling. We expect no effects of thinning on carbon and nutrient concentrations in the miscellaneous litterfall fraction, although decreased carbon and nutrients pools are expected due to thinning. Also, we hypothesize that carbon and nutrient pools follow annual patterns independently of the thinning treatments.

7.2 | MATERIAL AND METHODS

7.2.1 | Study area

The study area called the Cortijo del Conejo is located in the SE Iberian Peninsula, in the province of Granada (37°26'N, 3°5'W) at 1000 m elevation. The climate is semiarid Mediterranean, with 320 mm of mean annual precipitation, although it was highly irregular during the study period (June 2010-May 2013). According to weather data collected by the weather station located in the area, mean precipitation was 520.2 mm from June 2010 to May 2011, 148.4 mm from June 2011 to May 2012, and 384.9 mm from June 2012 to May 2013. In general, the highest rainfall was registered in autumn and spring, with the exception of precipitation that fell in August 2010 (57.8 mm). The mean monthly historic temperature varies from minimum -2°C in January and maximum 33°C in July. From June 2010 to May 2013, the maximum temperatures were reached during the summer of 2012 (around 38.5°C), and the minimum temperature was registered in February 2012 (-13.7°C).

This area had been historically dedicated to cereal crops until 1993, when the Andalusian Government bought it, and the agricultural use ended. Due to the long period of cultivation soils are Petric Calcisols (FAO-ISRIC 1998) with a considerable surface stoniness. As a result, the soils show an Ap horizon (0-25 cm) strongly resembling the Bw one. A petrocalcic horizon (40-60 % CaCO₃) is developed at 35-40 cm.

In 1995, part of the property was planted with *Pinus halepensis* (Aleppo pine) at a density of approximately 1500 trees ha⁻¹.

7.2.2 | Field methods and laboratory analyses

In 2005, ten years after planting, four thinning treatments based on different mean basal area removed were performed on 16 randomly 20 x 20 m plots: T75 = 75 % of basal area removed, T60 = 60 % of basal area removed, T48 = 48 % of basal area removed, and T0 = no thinning. The final tree density (tree ha⁻¹) was measured just after thinning treatments in 2005 whereas the basal area (BA, m² ha⁻¹) and the diameter at breast height (DBH, cm) were measured in the plots in 2005, 2010 and 2012 (Tab. 1).

For a determination of the litterfall production (kg ha⁻¹), 96 circular traps (4 treatments x 4 plots per treatment x 2 randomly assigned trees per plot x 3 circular traps per tree=96) were distributed and monitored monthly from June 2010 to May 2013 (see Jiménez & Navarro 2016, for more details). Each month, the litter trapped was collected in plastic bags and taken to the laboratory to separate into four fractions: woody material (bark and cone fragments), twigs/branches (diameter<1 cm), needles, and miscellany (seeds, bracts, pollen, buds, residual matter, and frass from pest) according to Bernier et al. (2008) methodology. The samples sorted into the four fractions were oven dried for 24–48 h at 70°C and weighed.

Tab. 1. Final tree density (tree ha⁻¹) after thinning in 2005 and stand characteristics measured just after thinning treatments in 2005, 2010, and 2012 in afforested plots. Thinning treatments T75 = 75% of basal area removed; T60 = 60% of basal area removed; T48 = 48% of basal area removed; T0 = no thinning. Mean ± standard deviation is shown. DBH = Diameter measured at breast height, BA = Basal area.

Treatment	Density (tree ha ⁻¹)	Year	DBH (cm)	BA (m ² ha ⁻¹)
T75	325 ± 68.84	2005	5.49 ± 1.59	0.83 ± 0.25
		2010	10.05 ± 2.70	2.60 ± 0.56
		2012	12.10 ± 3.14	4.06 ± 0.57
T60	513 ± 77.73	2005	5.43 ± 1.77	1.31 ± 0.48
		2010	10.09 ± 2.69	4.12 ± 0.95
		2012	11.87 ± 3.00	5.35 ± 1.79
T48	681 ± 68.84	2005	5.33 ± 2.01	1.73 ± 0.56
		2010	9.11 ± 2.88	4.71 ± 0.81
		2012	10.63 ± 3.15	6.33 ± 0.94
T0	1450 ± 266.93	2005	5.09 ± 1.77	3.30 ± 0.32
		2010	7.87 ± 2.60	7.79 ± 1.43
		2012	8.90 ± 2.88	9.93 ± 1.88

Jiménez & Navarro (2016) extrapolated each litterfall fraction (kg tree⁻¹) from traps multiplying the mean fraction values (g m⁻²) in each stand by each individual tree canopy cover (m²). Then, litterfall fractions at the plot level were calculated by adding up the litterfall fractions values from each individual tree in the plot and converting it to kg ha⁻¹. As a result,

Jiménez & Navarro (2016) reported the monthly production (kg ha^{-1}) of each litterfall fraction for each thinning treatment. They observed that needles and miscellanea represented most of the amount of litterfall recorded from June 2010 to May 2013: between 48.0 to 51.4 % for needlefall and 44.5-48.0 % for miscellany depending on the thinning treatment. On the contrary, both woody material and twigs/branches were minority fractions (2.8 - 3.9 % and 0.4 - 0.9 %, respectively) and their nutrient concentrations were not been analysed.

Similarly as we proceeded with needlefall (Segura et al. 2017), to analyse carbon and nutrient concentrations in miscellanea fraction the miscellany samples collected (three samples per pine x two pines in each plot) were lumped together after being weighed, and milled. A total of 16 dried miscellany samples were obtained per month (4 treatments \times 4 plots=16 samples per month), although there were some months in which litterfall was absent.

The miscellaneous samples were dried at 60°C in an oven to constant weight and pulverized. To determine monthly element concentrations, the samples were digested in a microwave oven and then extracted with HCl (2 %). Ca, Mg, K, Na, Mn, Fe, and Zn were determined by atomic-absorption spectrophotometry. P was analysed by V/UV using the spectrophotometry nitro-molybdovanadate method. C and N were assayed using an Elemental Analyzer (LECOTruSpec CN 2.4.).

C and N were analysed for 36 months (June 2010-May 2013), and P, K, Na, Ca, Mg, Mn, Fe, and Zn concentration were analysed for 24 months (June 2011–May 2013).

7.2.3 | Calculations and statistical analyses

The C, macro, and micronutrient pools in miscellanea in each plot were calculated by multiplying the monthly miscellanea production (kg ha^{-1}) provided by Jiménez & Navarro (2016) by the corresponding monthly element concentration (% for macronutrients and C, and ppm for micronutrients, both transformed to kg kg^{-1}).

The monthly dynamics were studied in miscellanea for C and N for both concentrations and pools (kg ha^{-1}) over 36 months. The effects of the thinning treatments on miscellanea elements (concentrations and kg ha^{-1}) over time were evaluated using repeated-measures ANOVAs (RM-ANOVAs). At least three replicates per treatment were required to include a given month in this statistical analysis.

One-way ANOVA was used to assess the differences among the thinning treatments for the annual and total amounts of miscellaneous C and nutrients. Non-parametric tests were used in the case of violating homoscedasticity and normality assumptions. A Kruskal–Wallis test was run to evaluate the global differences in miscellanea-elements concentration and pools of C and nutrient in the miscellaneous fraction.

C and nutrient pools and C:N ratio in miscellanea and needlefall, the latter reported previously by Segura et al. (2017), were analysed by a paired t-test. Two years of the study period, from June 2011 to May 2013, were used to compare P, K, Na, Ca, Mg, Mn, Fe, and Zn pools (kg ha^{-1}). For C, N, and C:N ratio we used the data corresponding to three years (from June 2010 to May 2013).

Pairwise comparisons tests were applied when significant differences were detected by RM-ANOVAs, one-way ANOVAs, and Kruskal-Wallis analyses (LSD and Tukey). Significant differences were evaluated at the 0.05 level. All statistical analyses were performed using the software program STATISTIX 9.0.

7.3 | RESULTS

7.3.1 | Mean C and nutrient concentrations

After C, the most abundant element in miscellaneous fraction in the Aleppo pine afforestation was Ca (Tab. 2). No differences between thinning intensities were found in concentrations for the most of the analysed elements, with the exception of N. The N concentration was significantly higher in T75 with respect to T60 but no differed from the other treatments ($\text{df}=3$; $\text{Chi}^2=8.48$; $p=0.04$).

Tab. 2. Mean miscellaneous carbon and nutrient concentrations measured monthly in *Pinus halepensis* afforestation for each thinning treatment (N=4). Mean (% for C, N, P, K, Ca, Mg, and Na; $\mu\text{g g}^{-1}$ for Mn, Fe, and Zn) \pm SD. Thinning treatments: T75 = 75 % of basal area removed, T60 = 60 %, T48 = 48 % and T0 = no thinning. Different letters indicate statistical differences among treatments ($p < 0.05$).

Nutrient	Thinning treatments			
	T75	T60	T48	T0
C	46.31 \pm 3.98a	46.50 \pm 4.26a	46.32 \pm 5.33a	46.32 \pm 4.30a
N	1.15 \pm 0.52a	1.02 \pm 0.54b	1.03 \pm 0.48ab	1.10 \pm 0.41ab
P	0.08 \pm 0.01a	0.08 \pm 0.01a	0.08 \pm 0.01a	0.08 \pm 0.02a
K	0.08 \pm 0.04a	0.07 \pm 0.03a	0.08 \pm 0.03a	0.08 \pm 0.03a
Ca	2.37 \pm 0.99a	2.15 \pm 0.82a	1.94 \pm 0.64a	2.18 \pm 0.76a
Mg	0.24 \pm 0.05a	0.22 \pm 0.05a	0.22 \pm 0.05a	0.24 \pm 0.05a
Na	0.07 \pm 0.06a	0.06 \pm 0.05a	0.04 \pm 0.04a	0.05 \pm 0.05a
Mn	52.46 \pm 22.15a	48.35 \pm 19.18a	73.34 \pm 48.44a	55.22 \pm 17.65a
Fe	754.48 \pm 469.46a	751.78 \pm 422.84a	893.98 \pm 509.04a	741.02 \pm 479.33a
Zn	23.73 \pm 7.90a	17.04 \pm 7.08a	18.42 \pm 7.50a	18.23 \pm 8.76a

7.3.2 | Monthly dynamics of C and N concentrations

At the beginning of the study period, we detected a brief drop in the miscellaneous C concentration (Fig. 1). However, after reaching values of around 46.5 %, its dynamic remained almost constant from February 2011 for all the thinning treatments. Especially from that time forward, the N concentration showed similar trends among thinning

treatments, with lower values from the last months of winter to early summer and maximums in autumn. An exception was found during the first months, when the T75 treatment showed higher N concentrations than the other intensities.

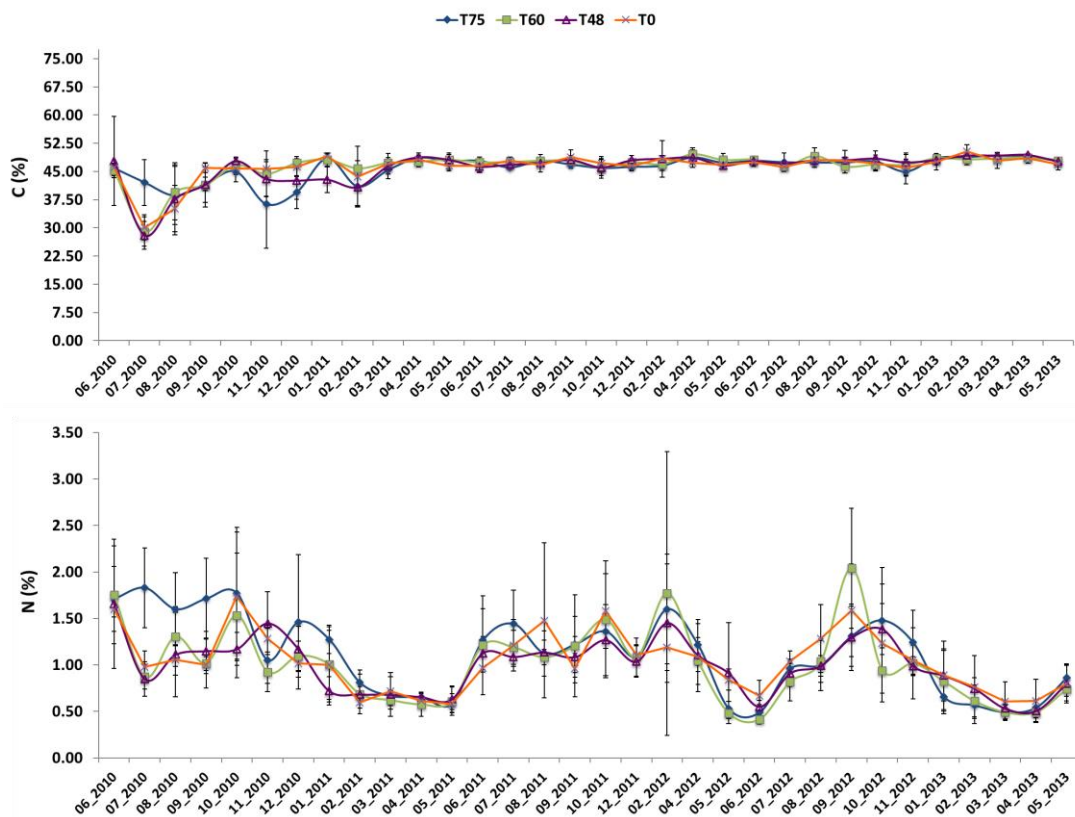


Fig. 1. Monthly dynamic concentrations of C and N (%) in the miscellaneous fraction of *Pinus halepensis* litterfall in each thinning treatment (mean \pm SD). T75=75 % of basal area removed; T60=60 % of basal area removed; T48=48 % of basal area removed; T0=no thinning.

Differences were found between intermediate thinning intensities, T60 and T48, and T75 for N concentration over time by RM-ANOVA analyses ($df=3$; $F= 3.94$; $p<0.05$). Contrarily, the T0 treatment registered no difference with respect to the thinned plots. Significant monthly differences were found for the concentrations in both miscellaneous C and N ($df=31$; $F= 26.80$; $p<0.001$; and $df=31$; $F= 14.92$; $p<0.001$, respectively) while significant interaction between sampling periods and thinning treatments was observed only for C concentrations ($df=93$; $F= 1.71$; $p<0.01$).

7.3.3 | Monthly dynamics of C and N pools

Clear dynamics and similar trends appeared for each thinning treatment in C and N pools in miscellaneous fraction (Fig. 2). In general, these pools were found during the spring and summer. In particular, the maximum peaks were found during the spring of 2011, and especially of 2013 in T0.

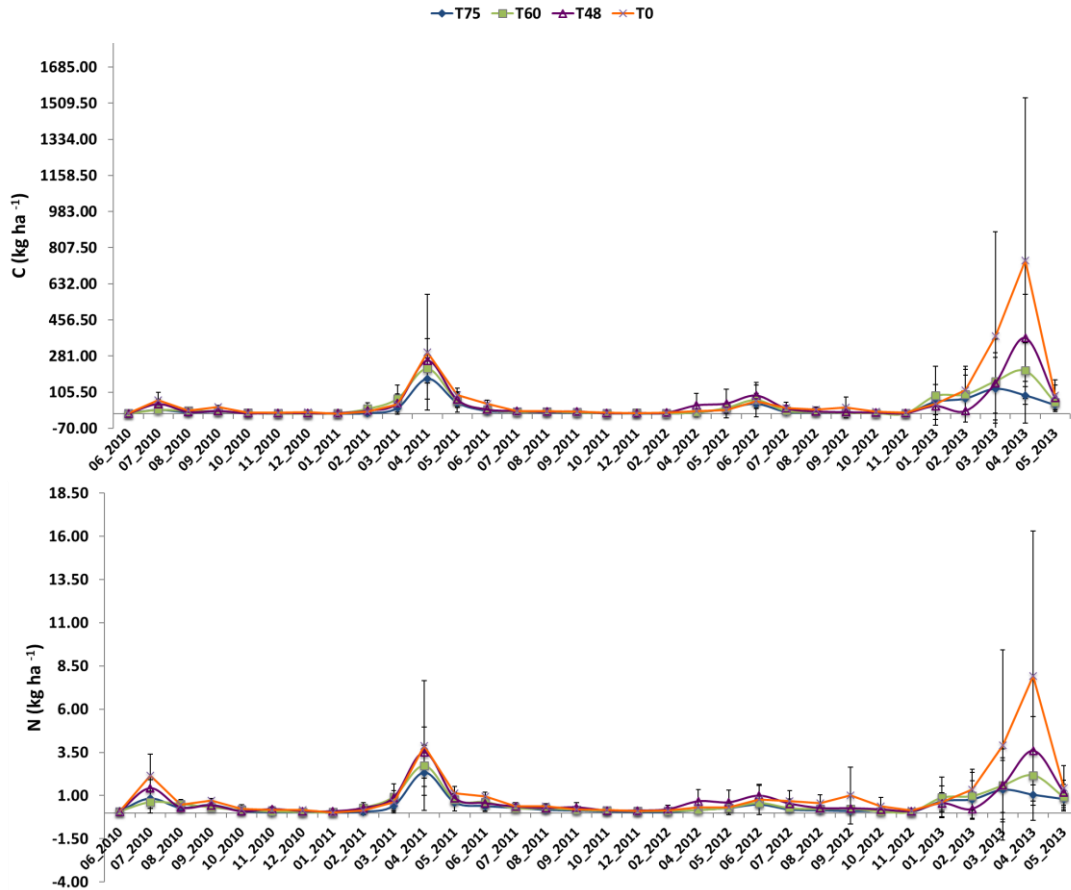


Fig 2. Monthly dynamic pools of C and N (kg ha^{-1}) in the miscellaneous fraction of *Pinus halepensis* litterfall in each thinning treatment (mean \pm SD). T75=75 % of basal area removed; T60=60 % of basal area removed; T48=48 % of basal area removed; T0=no thinning.

The results of the RM-ANOVA revealed no differences between thinning treatments, either in C or in N pools over time. Significant monthly differences were found for both pools of C and N in the miscellaneous fraction (df=31; $F = 10.52$; $p < 0.001$; and df=31; $F = 10.35$; $p < 0.001$, respectively), while significant interactions between sampling periods and thinning treatments were observed only for C (df=93; $F = 1.30$; $p < 0.05$).

7.3.4 | Annual amounts of C and nutrient pools

ANOVA results did not show differences among the thinning treatments in the first year and in the third year of the study for C and N pools (Tab. 3).

In the second year of the study, significant differences in C pools were registered between T75 and the other treatments (Tab. 4). N pools were significantly higher in T48 and T0 than in T75 but none differed from T60. Significant differences were also detected among the thinning treatments for Mn and Fe.

In the third year of the study, we found significant differences between T75 and T0 for P, K, Ca, Mg, Mn, Fe, and Zn pools (Tab. 4). P, Mg, and Zn pools were also significantly higher in T0 than in T60. ANOVA results not showed differences among T75, T60, and T48 for P, K, Ca, Mg, Mn, and Zn. For Fe pools, T75 significantly differed from T48.

7.3.5 | Total C and nutrients pools

No statistical differences among thinning intensities were found for total mean C and N in the miscellaneous fraction after 36 months (Tab. 3). Similarly, no statistical differences among thinning intensities were found for total mean P, K, Ca, Na, Mn, Fe, and Zn in the miscellaneous fraction after 24 months.

Tab. 3. One-way ANOVA and Kruskal-Wallis test results for annual amounts of carbon and nutrients (kg ha⁻¹) in the miscellaneous *Pinus halepensis* litterfall under the four thinning intensities (N=4). One-way ANOVA and Kruskal-Wallis test results for total mean carbon and nutrients (kg ha⁻¹ yr⁻¹) in the miscellaneous fraction after 3 years for C and N, and after 2 years for the rest of macro and micronutrients under the four thinning intensities (N=4). C and N were measured over 36 months (from June 2010 to May 2013). P, K, Ca, Mg, Na, Mn, Fe, and Zn were measured over 24 months (from June 2011 to May 2013).

	June 2010-May 2011			June 2011-May 2012			June 2013-May 2013			June 2010-May 2013		
	df	F	<i>p-value</i>	df	F	<i>p-value</i>	df	F	<i>p-value</i>	dF	<i>Chi</i> ²	<i>p-value</i>
C	3	2.60	0.0537	3	22.00	0.0001	3	1.45	0.2305	3	2.31	0.5094
N	3	1.93	0.1260	3	20.28	0.0001	3	2.11	0.1003	3	2.71	0.4380
	June 2011-May 2012			June 2012-May 2013			June 2011- May 2013					
	df	<i>Chi</i> ²	<i>p-value</i>	df	<i>Chi</i> ²	<i>p-value</i>	df	F	<i>p-value</i>			
P	3	4.76	0.1900	3	14.90	0.0019	3	1.04	0.4141			
K	3	6.20	0.1021	3	10.95	0.0120	3	0.85	0.4969			
Ca	3	5.77	0.1234	3	11.47	0.0078	3	1.08	0.3988			
Mg	3	4.36	0.2250	3	14.55	0.0022	3	0.96	0.4460			
Na	3	2.26	0.5204	3	3.78	0.2864	3	0.43	0.7324			
Mn	3	14.09	0.0028	3	15.53	0.0014	3	0.66	0.5924			
Fe	3	7.71	0.0524	3	21.14	0.0001	3	0.56	0.6543			
Zn	3	7.09	0.0691	3	15.94	0.0012	3	0.99	0.4340			

Tab. 4. Annual amounts of C (kg ha⁻¹ ± SD), macronutrients [N, P, K, Ca, Mg, and Na (kg ha⁻¹ ± SD)], and micronutrients [Mn, Fe, and Zn (g ha⁻¹ ± SD)] in the miscellaneous fraction of *Pinus halepensis* litterfall under different thinning intensities (N=4). C and N were analysed for 36 months (June 2010-May 2013), and P, K, Na, Ca, Mg, Mn, Fe, and Zn were analysed for 24 months (June 2011–May 2013). Thinning treatments: T75 = 75 % of basal area removed, T60 = 60 %, T48 = 48 % and T0 = no thinning. Different letters indicate statistical differences among treatments (p < 0.05) evaluated by one-way ANOVA or Kruskal-Wallis tests.

Period		C	Macronutrients					Micronutrients				
			N	P	K	Ca	Mg	Na	Mn	Fe	Zn	
June 2010- May 2011	T75	26.17±56.15a	0.45±0.77a									
	T60	37.79±66.19a	0.55±0.83a									
	T48	41.66±76.99a	0.70±1.06a									
	T0	50.78±111.48a	0.85±1.53a									
June 2011- May 2012	T75	6.19±8.08a	0.14±0.16a	0.03±0.02a	0.03±0.02a	0.99±0.46a	0.09±0.06a	0.01±0.01a	1.23±0.48a	26.01±15.83a	0.66±0.43a	
	T60	9.83±9.65b	0.21±0.22ab	0.05±0.03a	0.05±0.03a	1.27±0.47a	0.13±0.06a	0.01±0.01a	1.87±0.72ab	38.22±22.89ab	0.86±0.43a	
	T48	16.35±28.04b	0.31±0.35b	0.09±0.09a	0.11±0.12a	2.74±2.51a	0.29±0.30a	0.04±0.05a	7.10±6.69b	79.99±65.90b	1.71±1.38a	
	T0	13.92±14.57b	0.31±0.28b	0.05±0.02a	0.06±0.03a	1.73±0.65a	0.14±0.06a	0.01±0.01a	3.07±1.04ab	59.18±43.38ab	1.14±0.38a	
June 2012- May 2013	T75	38.57±67.22a	0.47±0.73a	0.09±0.11a	0.09±0.10a	2.70±3.76a	0.29±0.38a	0.12±0.21a	8.30±14.72a	59.98±64.26a	1.83±2.04a	
	T60	59.86±104.06a	0.68±1.05a	0.15±0.18a	0.14±0.18ab	4.21±5.11ab	0.43±0.57a	0.13±0.21a	9.11±11.34ab	113.76±136.83ab	2.69±2.78a	
	T48	66.94±123.34a	0.79±1.19a	0.17±0.22ab	0.19±0.33ab	4.54±6.94ab	0.46±0.63ab	0.07±0.08a	23.99±50.35ab	137.84±162.63b	3.01±2.98ab	
	T0	131.42±327.40a	1.60±3.47a	0.44±0.64b	0.47±0.85b	14.20±23.47b	1.43±2.33b	0.45±0.84a	36.28±57.06b	235.27±240.76b	9.51±14.04b	

7.3.6 | Comparison between miscellanea and needlefall

No significant differences between both litterfall fractions were found for C, N, Na, and Fe pools (Fig. 3). Significant higher pools in needlefall were found for some nutrients and treatments. Ca, Mg, and Mn pools in needlefall were significantly higher than in miscellanea for T60 and T48. P and Zn pools in needlefall were higher in T48, and higher needlefall pools of K were found in T75 and T48. Miscellaneous fraction showed significant lower C:N ratios than needlefall for the four thinning treatments (Fig. 3).

The percentage of annual mean pools in the miscellanea ($\text{kg ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$) regarding the total litterfall (needlefall and miscellaneous fraction together) varied from 45.9 % to 49.5 % for C, from 49.2 % to 52.6 % for N, from 43.0 % to 57.9 % for P, from 26.5 % to 43.3 % for K, from 32.8 % to 51.9 % for Ca, and from 34.9 % to 51.0 % for Mg (see Fig. S1 in Supplementary Material). Annual mean pools of micronutrients in the miscellaneous fraction represented between 33.3 % and 63.2 % of the annual mean nutrient pools.

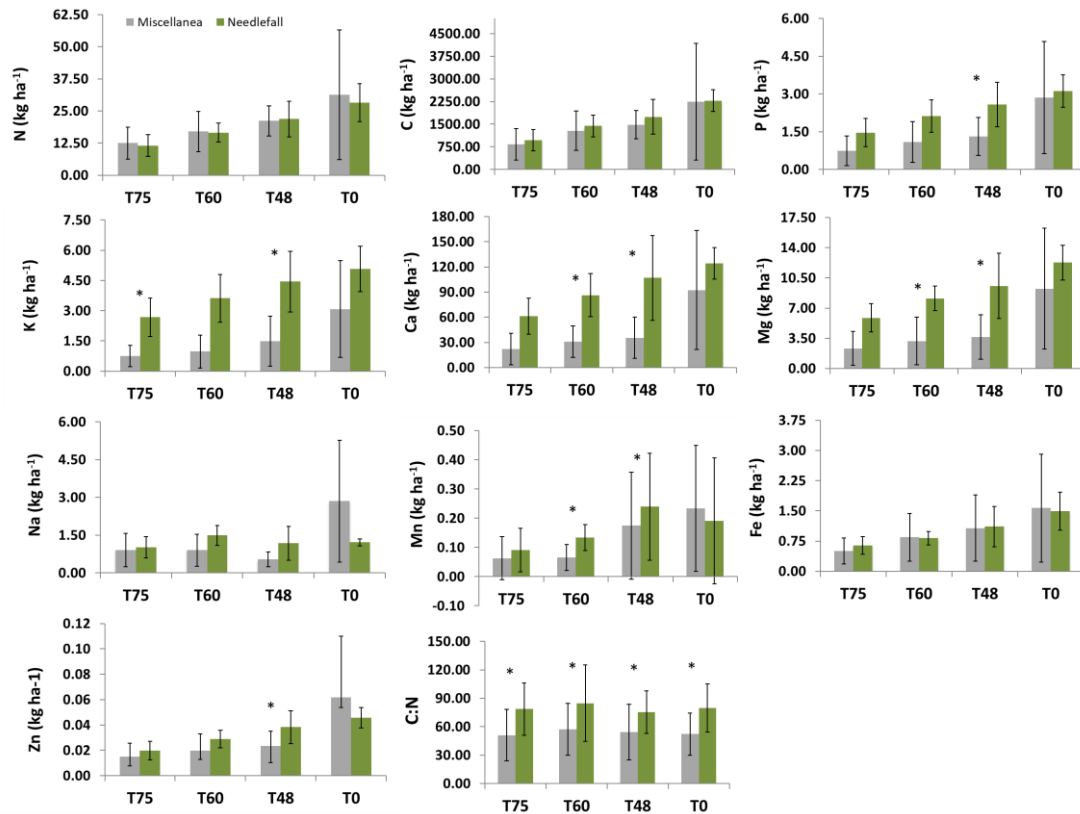


Fig.3. Total mean pools of C and N (kg ha^{-1}) after 3 years (2010-2013) in needlefall and in miscellaneous fraction in *Pinus halepensis* afforestation for each thinning treatment (Mean \pm SD). Total mean of P, K, Ca, Mg, Na, Mn, Fe, and Zn pools (kg ha^{-1}) after 2 years (2011-2013) in needlefall and miscellaneous fraction in *Pinus halepensis* afforestation for each thinning treatment (Mean \pm SD). T75=75 % of basal area removed; T60=60 % of basal area removed; T48=48 % of basal area removed; T0=no thinning. Asterisks indicate a significant difference in the paired t-test.

7.4 | DISCUSSION

7.4.1 | Carbon and nutrient concentrations

Mean C and N concentrations recorded in the present study were similar to values found by some authors for the miscellaneous fraction in pine species, or another equivalent fraction (Blanco et al. 2008, Díaz-Pinés et al. 2011, Lado-Monserrat et al. 2016). By contrast, higher variability was found for P, K, Ca, and Mg concentrations in comparison with the *Pinus sylvestris* L. no-needlefall fraction, and lower Mn and Zn concentrations, mainly because miscellanea materials differed depending on the authors consulted (Finér 1996, Blanco et al. 2008). In general, the varied classification of litterfall fractions was the main issue found in order to compare our results (see Tab. S1 in Supplementary Material). Moreover, due to the fact that this material classified as no-needle, called 'miscellaneous', 'other litter', etc., is usually considered highly variable and/or minority fraction, it is often not analysed (Gosz et al. 1972, Roig et al. 2005, Berg & McClaugherty 2008, Zhou et al. 2014).

Similarly, few studies have reported the effects of thinning on nutrient concentrations from other litter fractions different from needlefall, and no reference has been found for Aleppo pine afforestation in semiarid regions. According to our results, thinning did not affect mean nutrient concentrations in the miscellaneous fraction, with the exception of N, in which the effect was highly variable. The nearest reference to compare our results has been the study of the effects of thinning on miscellaneous fraction from a natural *P. halepensis* forest (Lado-Monserrat et al. 2016), where differences were detected only for K and Mg concentrations between the most thinned plots and the unthinned ones. For *P. sylvestris*, Blanco et al. (2008) found no difference among thinning treatments in nutrient concentrations from 'other pine material' (branches, cones, bark, and reproductive organs), and 'miscellaneous' (materials other than pine) fractions. In our case, differences between thinning intensities were also found in N-concentration dynamics over time, which trends may indicate some points in the life cycle of the pine processionary (*Thaumetopoea pityocampa*). Indeed, nest and frass from insects contained less N than did the green needles on which they feed, according to the foliar nutrient concentrations reported by Jiménez & Navarro (2015). During spring, the N concentration could be diluted due to other fallen materials poor in N. In addition, dynamics in N and C concentration in the miscellany could also reflect remains falling from another pest and pine organs (buds, seeds, flowers, pollen, etc.) during the study period. This material heterogeneity could explain the lack of clear trend, mainly in C concentration.

7.4.2 | Pools of C and nutrients

On the whole, the effects of thinning on the amount of miscellaneous C and nutrient pools varied depending on the period studied, this being erratic in many cases. Due to the

monitoring litterfall started 5 years after the treatments, possible effects just after thinning could not have been detected and they could have dissipated over time. Also, we suspect that significant differences among thinning intensities could have been found with more intensive spatial and/or temporal monitoring.

On the one hand, thinning did not affect C and N pool dynamics over time but the sampling period determined the changes in C and N pools. In fact, both periodic climatic events (storm, heavy rain, and wind) and insect pest have been associated with monthly peaks in miscellanea for several pine species and climates (Gosz et al. 1972, Finér 1996, Kim et al. 1996, Li et al. 2005, Zhou et al. 2014). Jiménez & Navarro (2016) have remarked on the miscellaneous fraction seasonality, with the maximum amounts recorded in April and May. Therefore, peaks in N and C pools recorded in spring of 2011 and 2013, especially in April (Fig. 2), are consistent with the fall of the caterpillar nest and frass after pest attack registered by the Integrated Fighting Plan for the processionary moth of the Andalusian Government (data not published). Accordingly the degree of the pest attack was the lowest during 2012 (level 1 from 4) whereas more pest caterpillars were found during spring 2013 (level 3) and, to a lesser extent, 2011 (level 2). However, the peak of miscellanea found in July 2010 could be explained by the wind registered by the sensors installed in the weather station from Cortijo del Conejo. During the first week in July 2010, wind speed varied from 15.12 km h⁻¹ to 22.32 km h⁻¹ while the mean recorded for the summer was 4.10 ± 3.9 km/h. Sporadic peaks outside summer in *P. halepensis* litterfall caused by unusually strong winds have been reported by several authors such as García-Plé et al. (1995), who also recorded maximums in bud-scale and inflorescence fall at the end of winter and the beginning of spring. It could be that a minor amount of these components also fall before the remains of the pine processionary, but their influence was not significant.

On the other hand, we observed higher heterogeneity in the annual amounts of miscellaneous pools as well different thinning effects (Tab. 4). Although we are conscious that more years would be needed to reinforce our results, the treatment intensity reduced the pools of C, macro- and micronutrients in the first and the third year of the study (2010-2011 and 2012-2013). Despite that thinning differences in annual amount of miscellanea were not found by Jiménez & Navarro (2016), in some cases and mostly in the third year, significant thinning effects between the unthinned and T75 treatment could indicate an influence of the nutrient concentrations on the pools (i.e. no dilution effects). Two consequences of miscellaneous amounts reported by these authors arise in our 2011-2012 nutrient pools results. Firstly, the C and nutrient pools for that year were lower. Secondly, the pools registered were higher in T48 treatments, although without significant differences among thinning intensities for most of the nutrients.

In despite the fact that *P. sylvestris* is one of the most widely studied pine species, also the studies incorporating thinning effects on litterfall are scarce (Del Río et al. 2017). For example, Blanco et al. (2008) reported N, P, K, Ca, and Mg nutrient return to the soil through

litterfall fractions (needlefall, other pine material, and miscellaneous) but found no differences among thinning treatments for other litterfall fractions than needlefall. Bearing in mind the differences in litter fraction composition, mainly for the higher pine densities (T0 and T48), we calculated similar mean annual pools of N and P in miscellany to their inputs through 'other pine material' and 'miscellaneous' fractions in the Mediterranean site studied by these authors. However, the total mean annual N was higher than our values because of the N inputs from needlefall. Only the annual values reported for K in 'miscellaneous' were comparable to our findings in the unthinned stands because, in general, they registered higher mean pools of K. Similarly, in 50-year-old reforested *P. sylvestris* stands, Santa Regina & Tarazona (2001) reported higher annual N inputs to the soil via flowers and other plant material than our findings mainly because of greater DBH and annual litterfall production. However, in their case, the annual amount of P found was notably lower. Also, Finér (1996) reported annual production via 'other litter' from Scots pine similar to the values for miscellany in our T75 stands, as well as slightly less N, P, K, Mn, Fe, and Zn. However, Ca and Mg deposition was at least 10-fold higher in our case, presumably due to the composition of the material, consisting of branches, cones, flowers, bark, and fine litter.

7.4.3 | C and nutrient pools in litterfall: miscellaneous fraction versus needlefall

For Aleppo pine, relatively few references have been found about mean pools of C, micro, and macronutrients in the litterfall. For example, Michopoulos et al. (2007) showed one-year results similar to our mean pools in needlefall plus the miscellany of N, P, Ca, Mg, Mn, and Fe (kg ha^{-1}), but higher K and Zn pools. Also, we found similar annual mean pools of C, N, and K in the litterfall to Lado-Monserrat et al. (2016), which added up all litterfall components. However, our P, Ca, and Mg pools were higher than the values provided by these authors.

In this sense, annual C pool in litterfall (needlefall and miscellany) seems to be in the lower value range limit found for pine species in Mediterranean areas pointed out by Díaz-Pinés et al. (2011), i.e. $1.5\text{-}2 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. In an 80-year-old Scots pine stand, these authors reported a slightly higher C input of total litterfall ($1.8\text{-}2.4 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) than our findings, which varied between $0.6 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ and $1.5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, depending on the thinning intensities.

In our study, approximately half the amount of the main nutrient pools in litterfall was provided by the miscellaneous fraction. Marked variability could be found regarding the biomass production from each litterfall fraction among forests depending on factors such as climate, species, forest management, stand characteristics, and pests (Santa Regina & Tarazona 2001, Blanco et al. 2008, Díaz Pinés et al. 2011, Jiménez & Navarro 2016). For instance, Gosz et al. (1972) reported annual inputs from overstory litterfall via miscellaneous fraction in an undisturbed mature forest, consisting of fragments of unidentified species of leaf tissue, buds, and frass, which together could be similar to our miscellanea category, in

the range of our results for N, P, K, Mn, and Zn. However, these authors found a lower annual amount of Ca, Mg, Na, and Fe return to the soil.

In view of our results and according to several authors, fractions other than needlefall could also have key importance on nutrient pools and, related to it, nutrients return to the soil (Santa Regina & Tarazona 2001, Blanco et al. 2008). Indeed, no remarkable differences between needlefall and miscellaneous pools were found in three years for C and N, and in two years for the rest of the nutrients studied, except sporadic significant differences found in some thinning treatments. However, a higher C:N ratio in needlefall indicated lower quality of this litterfall fraction regarding miscellanea. This result could suggest a slower N return to the soil via needlefall than via miscellanea (Gelfand et al. 2012).

These results could be useful for the scientific community, land managers, and policy makers in order to make decisions relative to carbon sequestration alternatives and adaptation strategies in the present climate-change context (Paul et al. 2018). Although thinning may temporally reduce the C and nutrient content in litterfall at least at mid-term, this forest management is highly recommended to improve the pine afforestation resilience and to prevent future pest attacks or wildfires, which are expected to increase in frequency and intensity as a consequence of climate-change in Mediterranean areas (Hódar et al. 2012; Segura et al. 2016; Jiménez et al. 2019).

Conclusion

In conclusion, we provide evidence that C and nutrients pools in the miscellaneous fraction of litterfall in a semi-arid Aleppo pine afforestation is the same or greater than in needlefall. This fraction peaks coincided mainly with the fall of the nest and frass from the pine processionary. Therefore, the insect-pest life cycling could play a major role in the seasonality of the C and nutrient inputs to the soil. Also, strong climatic episodes, such as wind, could have important effects. In our case, we found a high degree of seasonality in the C and nutrient pools, with two main peaks in the recycling patterns: during spring for miscellaneous fraction, and during summer for needlefall. Moreover, forest-management practices such as thinning seem *a priori* not to affect these patterns and the pools in the miscellaneous fraction, although we need to take into account that the data were recorded 5 years after treatments application, and the erratic and more variable miscellanea fraction could have required more intensive monitoring both spatial and temporally. In this sense, more studies analysing the important role of the miscellanea fraction of litterfall in forest ecosystems should be conducted, especially in Mediterranean environments.

Acknowledgements

The authors wish to thank E. Gallego, the late L. Terrón, and A. Sánchez-Miranda for their invaluable help in the field work. Thanks go to D. Nesbitt for his English review.

This study was funded by Egmasa (Government of Andalucía, Spain) through the project Grazed fuelbreaks as a fire-preventive silvicultural tool in Mediterranean forestlands. We also thank the INIA and FEDER for financial support provided by project SUM2008-00003-C03.

Supplementary Material

Tab. S1 Litterfall fractions classification according to the authors consulted.

Reference	Litterfall fractions	Miscellanea description
Blanco et al. 2008	Needles	
	Other pine material	Branches, cones, bark, reproductive organs
	Miscellaneous	Materials other than pine
Espinosa et al. 2018	Needles	
	Branches	
	Bark	
	Cones	
	Seeds	
	Inflorescences	
	Lichens	
	Leaves of other species	
Miscellaneous	Unclassified material	
Finér 1996	Needles	
	Other litterfall fractions	
González-Arías et al. 1998	Needles	
	Flowers	
	Woody parts	
	Miscellaneous	Material from other species of tree
Gosz et al. 1972	Leaves (including needles)	
	Insect frass	
	Buds scales	
	Flowers	
	Fruits	
	Branches	
	Bark	
	Stems	
	Miscellanea	Fragments of leaf tissue which could not be identified to species
	Kim et al. 1996	Leaf
Bark		
Flowers		
Fruits and cones		
Woody (including twigs)		
Miscellaneous		Leaf needle or bark fragments, pollen, insect frass
Lado-Montserrat et al. 2016	Needles	
	Branch	
	Bark	
	Cone other organs	
	Miscellaneous	Other species than <i>Pinus halepensis</i>
Li et al. 2005	Branches	
	Leaves of different species	
	Minor leaf	
	Miscellanea	Petals, fruits, bryophytes, frass, detached epiphytes

Michopoulos et al. 2007	No litterfall fractions	
Navarro et al. 2013; Jiménez and Navarro 2016; Segura et al. 2017, according to Bernier et al 2008.	Needles Twigs Woody material (bark and cones) Miscellaneous	Seeds, bracts, pollen, buds, residual matter, frass from pest
Ouro et al. 2001	Needles Abscised needles Fruits Twigs Branches Stem bark Stem wood	
Portillo-Estrada et al. 2013	Needles Twigs Bark Cones The rest fraction	
Santa Regina y Tarazana 2001	Leaves Branches Fruits Flowers Others	Other plant material
Turner and Lambert 2011	Needles Woody Fine material	
Ukonmaanaho et al. 2008	Green and senescent Scots pine needles Green and senescent Norway spruce needles Remaining material (miscellaneous)	Branches,leaves, cones, bark, flowers, etc.
Zhou et al. 2014	Korean pine leaf Non-Korean pine leaf Korean pine woody (branches and bark) Non-Korean pine woody Miscellaneous	Flowers, sheaths, seeds, cones and feces, etc.

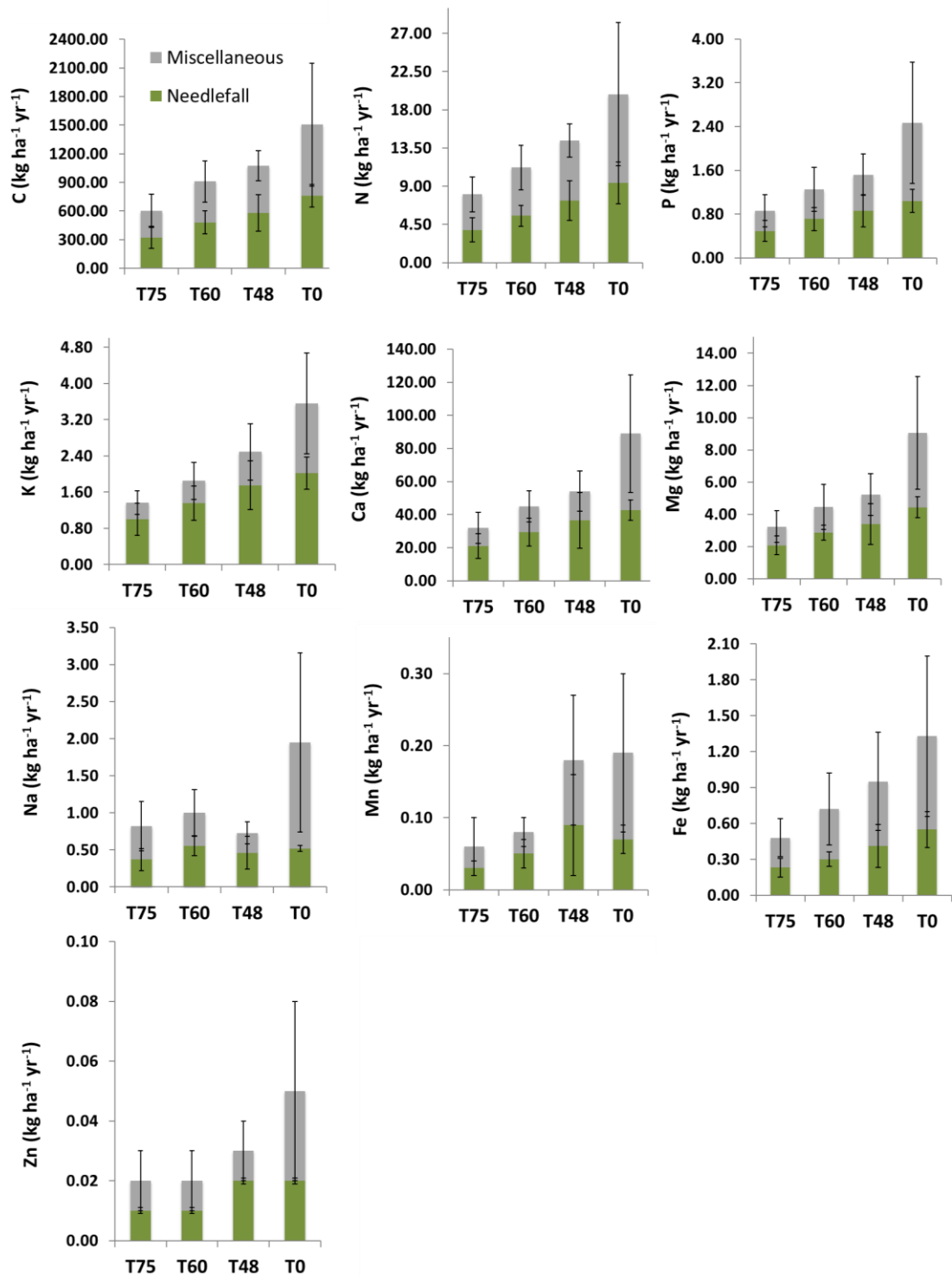
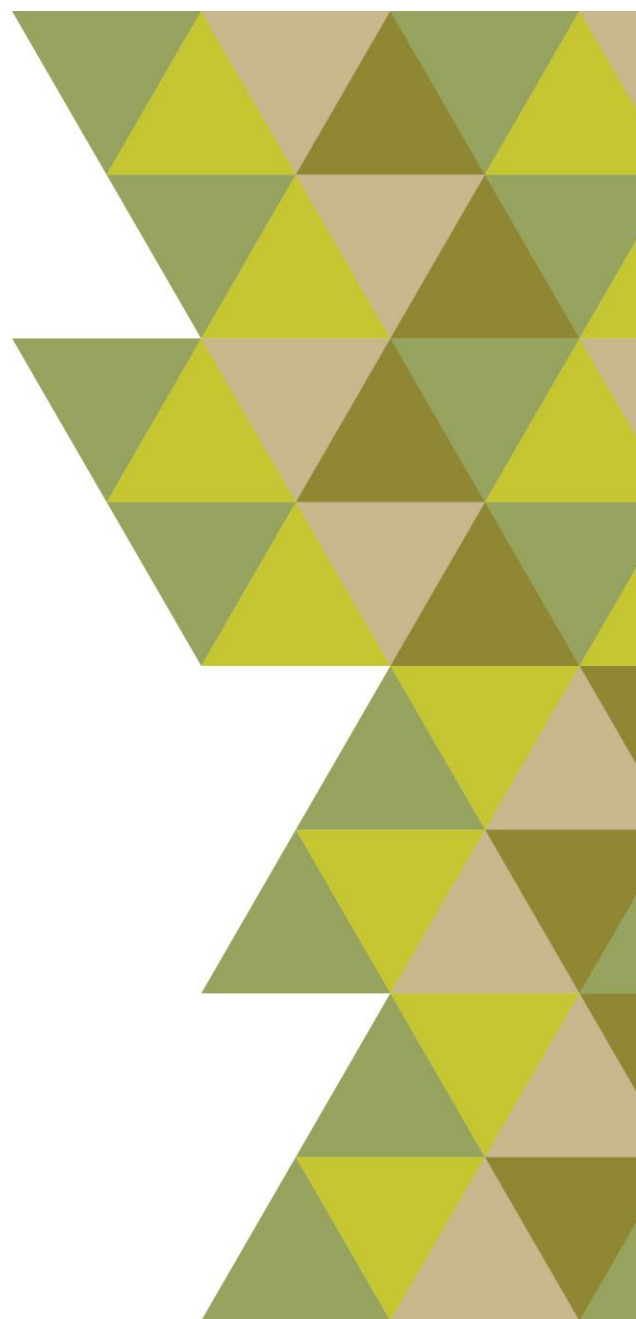


Fig. S1. Total annual mean of carbon and nutrients ($\text{kg ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$) adding up inputs from needlefall and miscellaneous fraction (Mean \pm SD). Within a column in the stacked bars, the results on top (grey) are inputs from miscellaneous fraction and those on the bottom are from needlefall. T75=75 % of basal area removed; T60=60 % of basal area removed; T48=48 % of basal area removed; T0=no thinning.

8 | DISCUSIÓN GENERAL E IMPLICACIONES PARA LA GESTIÓN



Efectos de la preparación del suelo en sus propiedades físico-químicas

La aplicación de técnicas adecuadas de preparación del terreno para la forestación en clima semiárido puede mejorar las propiedades físicas del suelo permitiendo el establecimiento y el desarrollo de las plántulas forestadas a corto plazo. Concretamente, en estudios anteriores a esta tesis doctoral, Bocio et al. (2004) y Navarro et al. (2006) proponían tratamientos como el ahoyado con retroexcavadora, junto a estructuras recolectoras del agua de escorrentía como las microcuencas, y acaballonado en forestaciones de *P. halepensis* y *Q. ilex*. Asimismo, destacaban que el éxito de estas técnicas en la supervivencia de los plantones estaba relacionado con el incremento del volumen de suelo útil, el aumento de la capacidad de infiltración y la capacidad de retención de agua en el momento de la plantación.

Los resultados que aquí se presentan no reflejan que las técnicas de preparación hayan afectado las propiedades físico-químicas del suelo en las forestaciones de la Rambla de Becerra después de 22 años (Capítulo 4, Tabla 2). Sin embargo, es importante destacar varios factores a tener en cuenta a la hora de obtener conclusiones. Por un lado, la dificultad de discernir los efectos de los tratamientos a pesar de que haya pasado un tiempo considerable desde la aplicación de los mismos (Ruiz-Navarro et al., 2009). En segundo lugar, la mayoría de los estudios que señalan algún tipo de impacto, en general están centrados en la primera fase de la forestación (Paul et al., 2002; Merino et al., 2004; Cortina et al., 2011). En nuestro caso, no ha sido posible evaluar los efectos de los tratamientos del suelo hasta tres años después de las plantaciones. En tercer lugar, las perturbaciones del suelo derivadas de las técnicas aplicadas, junto con el clima, afectan al grado del impacto. Por ejemplo, las terrazas mecánicas o los tratamientos fuertemente mecanizados en las áreas mediterráneas semiáridas no son recomendados (Maestre y Cortina, 2004; Löf et al., 2012; García-Franco et al., 2014). Aunque estas técnicas no se utilizaron en nuestro estudio, las diferencias en los suelos entre los diferentes tratamientos aplicados pueden no ser evidentes, no solo por el tiempo transcurrido hasta que empezaron a ser evaluados, sino también a que los suelos estaban inicialmente muy degradados y es improbable que los métodos mecánicos los pudieran empeorar aún más independientemente de la intensidad de los mismos.

Evolución de las propiedades físico-químicas del suelo en la forestación

Además de los tratamientos del suelo (Querejeta et al., 2001), los factores que pueden influir en la mejora de las propiedades físico-químicas del suelo en una forestación están relacionados con el uso previo del mismo, el clima, el desarrollo de la vegetación y las prácticas de gestión forestal aplicadas (Ruiz-Navarro et al., 2009; Laganière et al., 2010; Almagro et al., 2013; Liu et al., 2018). Estas variables determinan la materia orgánica del suelo procedente de los restos vegetales y su descomposición (Deng et al., 2016; Kim et al., 2018), que es especialmente lenta en climas semiáridos (Lesschen et al., 2008; Wang et al., 2011).

De acuerdo con nuestros resultados, tras 22 años, la forestación de Rambla de Becerra ha mejorado significativamente el carbono orgánico, el nitrógeno total y el potasio disponible en los primeros centímetros del suelo (Capítulo 4, Figura 2). Los incrementos de un año respecto al anterior no siempre han sido significativos a lo largo del periodo de estudio y han estado condicionados principalmente por el clima, los aportes y gestión de la biomasa (la poda de los pinos en 2010) y el propio crecimiento de los árboles. Fundamentalmente, como consecuencia del incremento del COS, otra característica indicativa de la calidad del suelo como es la capacidad de intercambio catiónico, también se ha visto incrementada desde 2007 a 2013, aunque sería necesario comprobar esta tendencia a más largo plazo. Otras propiedades como el fósforo disponible, la densidad aparente y el pH no han experimentado cambios significativos en la totalidad del periodo de estudio. Diversos autores han obtenido resultados similares a los nuestros en forestaciones realizadas en clima semiárido y han destacado los lentos procesos edáficos de recuperación o mejora de las propiedades físico-químicas, especialmente en aquellos suelos ya de partida degradados o con unas características texturales no favorables (Ruiz-Navarro et al., 2009; Martín-Peinado et al., 2016; Deng et al., 2017; Liu et al., 2018).

¿Restauración activa o pasiva para mejorar las propiedades del suelo?

El uso de *P. halepensis* tanto en forestaciones como en repoblaciones, sobre todo aquellas realizadas en el área mediterránea, ha generado debates enfrentados entre la comunidad científica. Para algunos autores, estas no mejoran las propiedades físico-químicas del suelo, no fomentan la recuperación de la funcionalidad y los servicios ecosistémicos, no promueven la biodiversidad y, por el contrario, son proclives a los incendios y a los ataques de plagas (Maestre y Cortina, 2004; Goberna et al., 2007; Cortina et al., 2011). Sin embargo, estos autores comparan las repoblaciones forestales con una vegetación natural en relativo buen estado de conservación, como son las maquias y los matorrales mediterráneos, olvidando que probablemente no han sido espacios labrados y que el pino carrasco ha formado y forma parte de esta vegetación en la mayoría de los casos. Evidentemente, el objetivo final de cualquier actuación de restauración ecológica de un ecosistema forestal debe ser el establecimiento de una comunidad vegetal lo más parecida a la original (ecosistema de referencia) y autóctona de la zona. En ese sentido, el debate en áreas donde los cambios de uso son una realidad, como es el caso del abandono de tierras agrícolas en el sureste ibérico y en gran parte de la región mediterránea, debe estar dirigido a plantear la mejor solución para el gran reto de restaurar los ecosistemas teniendo en cuenta una situación de partida de unos suelos esquilados, degradados y con un alto riesgo de erosión, sobre todo en un contexto de cambio climático que proyecta un incremento de la aridez (Montanarella y Tóth, 2008; Plaza et al., 2018). En este sentido, cabría preguntarse ¿optamos por una restauración activa, mediante forestaciones, o pasiva, permitiendo que sean los procesos de sucesión

secundaria que se desarrollan tras el abandono de la actividad agrícola los responsables de recuperar el suelo, la biodiversidad y la multifuncionalidad del ecosistema?

A la vista de nuestros resultados, y de acuerdo con otros autores (Romero-Díaz et al., 2017; Cruz-Alonso et al., 2019; Zethof et al., 2019), ambas estrategias podrían ser adecuadas en cuanto a la mejora de algunas propiedades relacionadas con la calidad del suelo, como son el carbono orgánico y la capacidad de intercambio catiónico (Capítulo 4, Figura 2). Sin embargo, tras 22 años desde el cambio de uso del suelo, hemos detectado por primera vez significativamente mayor contenido en COS en la forestación que en los cultivos abandonados, tanto en la concentración como en el pool, con una tasa de secuestro de 0,32 Mg C/ha/año frente a 0,12 Mg C/ha/año, respectivamente. Previamente, han sido numerosas las investigaciones que han concluido que las forestaciones de *P. halepensis* incrementan el secuestro de carbono en el suelo respecto a herbazales, matorrales degradados o cultivos abandonados (Fernández-Ondoño et al., 2010; Martín-Peinado et al., 2016; Zethof et al., 2019). Por el contrario, otros estudios realizados en zonas con una precipitación anual media algo superior a la nuestra (500 mm) no han evidenciado diferencias entre restauración activa y pasiva en el COS (Lizaga et al., 2019).

El potasio disponible, especialmente importante en climas mediterráneos por su papel en la recuperación de la vegetación (Qiu et al., 2018), no ha mejorado significativamente tras el abandono de los cultivos, pero sí tras la forestación. Posiblemente este hecho se deba a que las raíces de los pinos estén ejerciendo un efecto de bombeo del nutriente hacia la capa más superficial del suelo (Sardans y Peñuelas, 2015), tendencia que sería interesante comprobar en futuras investigaciones incluyendo horizontes más profundos del suelo. Por el contrario, la capacidad de retención de agua disponible ha disminuido con el tiempo de forma significativa en la forestación. Diversos estudios han puesto de manifiesto el impacto negativo de las forestaciones en propiedades del suelo relacionadas con el agua en el suelo, recurso de gran relevancia en ambientes con sequías frecuentes (Derak y Cortina, 2014). Sin embargo, son escasos aquellos que contemplan específicamente los efectos en la capacidad de retención de agua disponible ya que hay gran confusión en cuanto a la terminología correcta para referirse a esta propiedad. En nuestro caso, el efecto parece estar más relacionado con la ausencia de cambios en la densidad aparente. Aunque el COS, propiedad determinante en la capacidad de retención de agua disponible, fue significativamente superior en la forestación, su incremento no ha sido lo suficientemente grande como para mejorar la densidad aparente y, como consecuencia, tampoco la porosidad del suelo (Zeng et al., 2014; Chen et al., 2016).

En todo caso, las propiedades edáficas estudiadas presentan dinámicas muy lentas en ambos usos del suelo, que están en gran parte asociadas al clima semiárido, pero que a su vez están determinadas por su uso previo y por sus características intrínsecas (Lesschen et al., 2008), como la textura. Por tanto, y de acuerdo con otros autores que apuntan en la misma dirección (Cunningham et al., 2015; Zethof et al., 2019), teniendo en cuenta nuestros

resultados y la juventud relativa de los pinos, con el paso de los años podríamos esperar una mayor calidad del suelo en la forestación que en las tierras donde se ha abandonado la actividad agrícola.

Potencialidad para el secuestro de carbono

De acuerdo con nuestros resultados, los suelos de Rambla de Becerra, y similares, presentan un gran potencial de secuestro de carbono (Capítulo 5, Tabla 4). Tanto el cultivo abandonado como la forestación están lejos de alcanzar los 40,49 Mg C/ha contenidos en los primeros 10 cm del suelo del pinar autóctono que representa el ecosistema de referencia en nuestra área de estudio. Concretamente, el COS en 2016 representa el 26,2 % en el caso del cultivo abandonado y el 37,1 % en la forestación del COS secuestrado por el bosque de referencia. Diversos autores también han destacado el potencial de secuestro de carbono de los suelos del área mediterránea, en general, y de los semiáridos, en particular (Llorente et al., 2010; Muñoz-Rojas et al., 2015; García-Franco et al., 2014; Novara et al., 2017; Zethof et al., 2019).

Además, junto con el carbono orgánico presente en el horizonte O, que puede llegar a ser especialmente importante en estos ambientes debido a la acumulación de la hojarasca (Ruiz-Navarro et al., 2009), y que lamentablemente en este estudio no se ha incluido, habría que sumar al 'stock' total de carbono el contenido en la biomasa viva que aún no se ha incorporado al suelo y que será previsiblemente mayor en la forestación que en los cultivos abandonados conforme crezcan los pinos (Muñoz-Rojas et al., 2011).

En este sentido, un área de experimentación como Rambla de Becerra permite continuar con el monitoreo de las propiedades del suelo a largo plazo para confirmar si las forestaciones en clima semiárido son una estrategia adecuada para restaurar la calidad de los suelos, así como la eficacia mitigadora del cambio climático y la potencialidad de los suelos forestados como almacén de carbono (Smith et al., 2019). Estos objetivos son cruciales si tenemos en cuenta la superficie que ocupan las forestaciones de pino carrasco en la cuenca Mediterránea (Quézel, 2000), a la juventud de las mismas (Chirino et al., 2006) y, según Anaya-Romero et al (2015), al aumento esperado del área de distribución de la especie, al menos en Andalucía, debido al cambio climático.

Simulación del carbono orgánico del suelo

En nuestro caso, la simulación de la evolución del COS mediante RothC mostró diferentes ajustes según el escenario de cambio modelado, aunque en general, el ajuste para los cultivos abandonados fue bueno y aceptable para la forestación, si consideramos todo el periodo de tiempo simulado (Capítulo 5, Tabla 5). En ambos casos, el COS simulado fue superior al COS medido. La sobreestimación del COS es una de las principales limitaciones que presenta el modelo en su aplicación en clima semiárido, en algunas ocasiones

relacionada con las entradas de restos vegetales modelados y, en otras, con el índice de descomposición que incorpora (Lobe et al., 2005; Farina et al., 2013). Sin embargo, algunos autores identifican otros factores que pueden estar afectando al ajuste del modelo y que pueden explicar los resultados aquí presentados: las pérdidas de suelo por erosión (Nieto et al., 2012), que en nuestro caso afectarían a la dinámica del COS en los años posteriores a la forestación, y las pérdidas por herbivoría (Martí-Roura et al., 2011), que influirían en la cantidad de restos aportados al suelo procedentes de las herbáceas.

Otros modelos desarrollados permiten evaluar además de la dinámica del COS, la evolución de distintas formas del nitrógeno en el suelo y la emisión de gases de efecto invernadero tras los cambios de uso del suelo, de gestión o bajo diferentes escenarios de cambio climático (Dondini et al., 2018). Estos pueden ser parametrizados y ejecutados en áreas específicas. Concretamente, hemos realizado un estudio preliminar para testar la aplicabilidad de uno de ellos, ECOSE (Smith et al., 2010), y los resultados sugieren que el modelo funciona con condiciones semiáridas, con lo que podría ejecutarse para simular proyecciones futuras.

En resumen, estos tipos de modelos son herramientas eficaces para evaluar uno de los principales servicios ecosistémicos que pueden ofrecer las forestaciones como es el secuestro de carbono en el suelo.

Efectos de los tratamientos silvícolas en los aportes de carbono y nutrientes al suelo a través del desfronde en las forestaciones

Especialmente en ambientes semiáridos, el estudio de los efectos de diferentes intensidades de aclareo en el ciclo de los nutrientes de las forestaciones, y concretamente, en la principal vía de entrada de nutrientes al suelo, como es el desfronde de los pinos, es clave a la hora de diseñar una gestión adaptativa de las masas forestadas, bien hacia nuevos escenarios de cambio climático o hacia nuevos estados de desarrollo y servicios que ofrece la cubierta vegetal. El desfronde en forestaciones de *P. halepensis* en el área de estudio está compuesto mayoritariamente por la caída de acículas y el material clasificado como 'otros', formado en gran parte por los restos de la actividad y de los nidos de la procesionaria del pino (Jiménez y Navarro, 2016). Es importante destacar que, mientras que hay estudios que posibilitan comparar los aportes de nutrientes y carbono al suelo a través de la hojarasca sobre todo para especies como *P. sylvestris* (Blanco et al., 2008; Ukonmaanaho et al., 2008), no hay apenas referencias para *P. halepensis*, por lo que hemos optado por comparar los valores con otras especies de pinos. Sumado a ello, ha sido muy difícil encontrar datos para discutir los resultados de la fracción 'otros' por dos razones. En primer lugar, por la heterogeneidad de sistemas de clasificación de las fracciones del desfronde, y en segundo lugar, porque hasta dónde sabemos, nunca se ha estudiado la composición química de los restos de la procesionaria del pino. A todo ello se suma la escasez de estudios sobre los efectos del aclareo en las fracciones del desfronde, sobre todo en ambientes semiáridos

(Lado-Monserrat et al., 2016). En este sentido, los datos que aportamos en este trabajo son completamente novedosos y la base para futuras aproximaciones.

En el caso de las acículas senescentes (Capítulo 6, Tabla 2), las concentraciones medias de nutrientes han sido menores que las establecidas previamente tanto para pino carrasco como para otras especies del género *Pinus* sp. (Roig et al., 2005; Lado-Montserrat et al., 2016), debido fundamentalmente al bajo estado nutricional de los suelos y probablemente al bloqueo de algunos nutrientes provocado por las altas concentraciones de carbonato cálcico (González de Molina et al., 2002). Coincidiendo con otros autores como Michopoulos et al. (2007), tanto las concentraciones medias como la dinámica del carbono y los nutrientes han estado básicamente influenciadas por los procesos de retranslocación de elementos ocurridos en las acículas, sobre todo en los periodos previos a la abscisión (Sardans et al., 2005). Para comprobar estos resultados ha sido fundamental el poder disponer de los datos de nutrientes de las acículas verdes aportados por Jiménez y Navarro (2015). Las diferentes intensidades de aclareo han afectado la concentración media de Mn de las acículas senescentes, que fue menor en las parcelas no aclaradas probablemente por una mayor competencia de los pinos por el recurso (Finér, 1996; Sánchez-Miranda et al., 2016). De forma similar, la dinámica del carbono y de los nutrientes no se han visto afectados por el régimen de aclareo, salvo para el Na y el Zn (Capítulo 6, Figura 2). En este caso, los factores que pueden explicar las diferencias son fundamentalmente climáticos. Una mayor evapotranspiración del suelo en las parcelas con mayor intensidad de aclareo (T75) podría explicar la mayor concentración de Na, elemento que ejerce un papel esencial en la regulación osmótica de las células, sobre todo en la época de menor precipitación del periodo de estudio (verano de 2011). La gran variabilidad de las condiciones climáticas del área de estudio también se ven reflejadas en las dinámicas del Ca, el Mg y el K (Sardans et al., 2011; Peñuelas et al., 2017). En el caso de los dos primeros, además los procesos de acumulación en las acículas más viejas son determinantes en sus dinámicas estacionales (Sardans et al., 2005; Blanco et al., 2008). En el caso del Zn, la concentración de lluvias en 2010 podría explicar su descenso por lixiviación.

Respecto a la fracción 'otros', las concentraciones de carbono y nutrientes están ligadas principalmente a la composición de los restos de la procesionaria del pino. Este hecho es especialmente aplicable a la concentración de N y su dinámica, que estaría íntimamente relacionada con el ciclo de vida del insecto (Hódar et al., 2002; comunicación personal de J.A. Hódar). Este nutriente es el único que ha presentado diferencias entre los tratamientos tanto en la concentración media como en su dinámica (Capítulo 7, Tablas 2 y 3). Sería necesario monitorizar durante un periodo de tiempo más extenso el grado de afectación de la plaga teniendo en cuenta las intensidades de aclareo para dilucidar por qué las diferencias se dan entre las parcelas no aclaradas y las más intensamente aclaradas (T0 y T75) respecto a las intermedias (T60 y T48). Además, los resultados señalan una mayor ratio C:N en las acículas

caídas, lo que podría estar indicando un menor retorno de N a través de esta fracción que del material 'otros' (Gelfand et al., 2012).

El análisis de las concentraciones de elementos estudiados ha permitido establecer el pool de carbono y nutrientes que han caído al suelo a través de estas dos fracciones mayoritarias del desfronde desde junio de 2010 a mayo de 2013. Según los resultados obtenidos tras tres años de seguimiento, hemos observado que el aclareo reduce la cantidad de nutrientes que caen al suelo a través de las acículas, pero con el tiempo estas diferencias tienden a desaparecer (Capítulo 6, Tabla 5). Estas variaciones en el pool de nutrientes se deben a la diferencia en la producción entre intensidades de aclareo previamente estudiada por Jiménez y Navarro (2016). Más concretamente, a intensidades de aclareo intermedias (T60, T48), los nutrientes aportados son similares, tal y como han reflejado las investigaciones de otros autores (Kim et al., 1996; Lado-Montserrat et al., 2016). Sin embargo, esta tendencia no parece ser compartida en aquellas masas forestales más densas como las estudiadas por Blanco et al. (2008). En todo caso, desde el punto de vista de la recuperación de la multifuncionalidad del ecosistema, del incremento de la resistencia a la sequía, de la prevención de incendios forestales y de ataques severos de plagas, los aclareos bien planificados son tratamientos selvícolas ventajosos (Ruiz-Mirazo y González-Rebollar, 2013; Del Río et al., 2017; Jiménez et al., 2019), pese a la disminución temporal en las acículas aportadas al suelo. Además, el mantenimiento de densidades bajas facilitaría el establecimiento de otras especies vegetales y animales (Azor et al., 2015; Bockerhoff et al., 2017), enriqueciendo la biodiversidad y dirigiendo las masas forestadas hacia bosques más resilientes (Gómez-Aparicio et al., 2009; Jiménez et al., 2019).

Por otro lado, este tratamiento selvícola no influye en la estacionalidad de la caída al suelo de las acículas, por lo que al igual que han documentado otros autores para diferentes especies de pinos mediterráneos (García-Plé et al., 1995; Kavvadias et al., 2001), la mayor cantidad de esta fracción de desfronde, y por tanto de nutrientes contenidos en ella, es aportada en verano (Capítulo 6, Figura 3). En cuanto al contenido anual medio (kg/ha/año), hemos encontrado valores similares a los de otros autores en el pool de C, N, P, K y Zn para pino carrasco u otras especies de pinos (Finér, 1996; Michopoulos et al., 2007; Ukonmaanaho et al., 2008; Lado-Montserrat et al., 2016), aunque los pool de Ca y Mg en nuestro caso son mayores que los publicados por Blanco et al. (2008) o Ukonmaanaho et al. (2008). En general, las diferencias se deben principalmente a las características de los suelos, las especies y la densidad de árboles. Para otros nutrientes como Na, Mn y Fe, hay escasez de referencias y ninguna para pino carrasco. En todo caso, nuestros valores no se encuentran entre los rangos establecidos para *P. ponderosa* o *P. sylvestris* (Klemmedson et al., 1990; Ukonmaanaho et al., 2008).

En cuanto a la fracción 'otros', los resultados del efecto del aclareo en el pool de nutrientes han sido mayoritariamente erráticos, quizá por un deficiente esfuerzo de muestreo o porque el monitoreo se realizó 5 años después de la intervención y la posible

influencia de los tratamientos puede haber desaparecido con el tiempo. Además, debido a la falta de material, solo ha sido posible estudiar las dinámicas del pool del C y N (Capítulo 7, Figura 2) que han mostrado estar ligadas a eventos puntuales, como otros autores han señalado para fracciones de desfronde similares (García-Plé et al., 1995; Zhou et al., 2014). En este caso, los picos máximos están relacionados con los ataques de procesionaria, especialmente en las primaveras de 2011 y 2013 (Ros-Candeira et al., 2019), y con el viento registrado en julio de 2010 (entre 15,1 km/h y los 22,3 km/h), bastante superior a la media de ese verano ($4,1 \pm 3,9$ km/h).

En general, una mayor intensidad de aclareo (T75) ha reducido la cantidad anual de C y nutrientes que caen al suelo vía la fracción 'otros' en comparación con las parcelas no aclaradas, aunque no siempre las diferencias han sido significativas (Capítulo 7, Tabla 4). Los resultados, a diferencia de las acículas, muestran una posible influencia de las concentraciones de esta fracción en el pool de nutrientes y la ausencia de efectos de dilución, ya que, entre otras razones, Jiménez y Navarro (2016) no detectaron diferencias entre tratamientos en la cantidad producida.

Teniendo en cuenta ambas fracciones, los aportes anuales medios de nutrientes como el N, P, Ca, Mg y Fe son similares a los publicados por Michopoulos et al. (2007) para el desfronde de *P. halepensis*, y un pool de C, N y K similar al de Lado-Montserrat et al. (2016) para esta misma especie. Asimismo, de acuerdo con nuestros resultados, el C (Mg C/ha/año) aportado por las acículas y el material 'otros' se encuentra dentro del rango establecido para especies de pinos mediterráneos (Díaz-Pinés et al., 2011).

Es destacable que aproximadamente la mitad de los aportes de C y nutrientes al suelo del periodo de estudio (2010-2013) mediante el desfronde se deba a la fracción 'otros' (Capítulo 7, Figura 3). Al igual que algunos autores han puntualizado en relación a otros materiales diferentes a las acículas (Santa Regina y Tarazona, 2001; Blanco et al., 2008), este resultado demuestra el relevante papel de esta fracción en el ciclo de nutrientes de los ecosistemas forestales mediterráneos y la importancia de su monitorización. El hecho de disponer de datos reales de aportes al suelo, especialmente de C y N, es de gran utilidad para aplicar modelos de simulación del secuestro de carbono y para adoptar medidas de gestión y de estrategias de mitigación del cambio climático bajo diferentes escenarios (Paul et al., 2018).

Finalmente, diversas investigaciones han destacado que los efectos del aclareo en el secuestro de carbono en el suelo no están claros o son inconsistentes, y son muy dependientes de factores como la intensidad, el tiempo transcurrido desde la intervención, la edad o desarrollo de la masa forestal, el clima o la variación del microclima (Ruiz-Peinado et al., 2013; Kim et al., 2018; Navarro-Cerrillo et al., 2018). En nuestro caso, un estudio preliminar realizado tras 5 años después del aclareo de los pinos no arrojó diferencias significativas en el COS entre los diferentes tratamientos (Del Castillo, 2011). Por tanto, otra vía futura de investigación será comprobar el efecto de esta práctica selvícola en la dinámica

del carbono y los nutrientes en el suelo, incluyendo la tasa de descomposición de la materia orgánica.

Implicaciones para la gestión

En el actual contexto de cambio global, en ambientes semiáridos necesitamos respuestas integradas y flexibles que vinculen objetivos prioritarios de la restauración ecológica, como la mejora de la calidad del suelo, la prevención de la erosión, la recuperación de la biodiversidad o la adaptación y mitigación del calentamiento global, con metas consensuadas con la sociedad (Rey-Benayas et al., 2009; Cortina et al., 2011; Peñuelas et al., 2017; Perino et al., 2019). En consecuencia, puede ser de gran utilidad la incorporación en el plan restaurador de un enfoque que incluya la multifuncionalidad de los ecosistemas y los servicios que prestan (Maestre et al., 2012; Van Leeuwen et al., 2019). Concretamente en el caso de los cambios de uso del suelo, la elección entre las diferentes estrategias de restauración, pasivas o activas, debe responder a la urgencia en la recuperación de la calidad del suelo y a la multifuncionalidad del ecosistema, pero también a procesos participativos que involucren a la comunidad investigadora, gestora y a todos los entes sociales que puedan verse afectados por la toma de decisiones para incluir un amplio abanico de expectativas respecto a la restauración: secuestro de carbono, provisión de alimentos y recursos y su aprovechamiento económico, nuevos espacios naturales de recreación y uso público, etc. (Derak y Cortina, 2014; Jacobs et al., 2015; Jaouadi et al., 2019; Smith et al., 2019). En todo caso, el conocimiento del estado ecológico del ecosistema y la identificación de los componentes degradados sería el primer paso a la hora de alcanzar esos objetivos (Perino et al., 2019), por lo que es fundamental que ese conocimiento sea transmitido y divulgado de la forma más eficaz posible permitiendo que las poblaciones locales sean agentes activos en la restauración.

Aunque cada vez más son los estudios e informaciones que ayudan a derribar la creencia de que las forestaciones de pinos son poco más que desiertos de biodiversidad, existen detractores entre la comunidad científica y una fuerte reticencia social. Posiblemente las causas de deban a los antecedentes de las propias intervenciones forestales (plantaciones masivas monoespecíficas en lugares no adecuados, insuficiente conocimiento sobre las técnicas de preparación del suelo, inexistencia de medidas de gestión selvícola) y a las incertidumbres relacionadas con su eficacia restauradora. Teniendo en cuenta que la recuperación natural del ecosistema tras el abandono de la actividad agrícola no es siempre posible, sobre todo en ambientes semiáridos, las forestaciones de baja densidad gestionadas de forma sostenible pueden ofrecer una alternativa de restauración. Factores como el tipo de suelo, la litología, la pendiente, la distancia a las fuentes semilleras y el tiempo aproximado para alcanzar las condiciones de referencia del ecosistema deben ser tenidos en cuenta antes de realizar cualquier actuación (García-Ruiz, 2010; Cuesta et al., 2012; Liu et al., 2018). En todo caso, cualquier decisión necesita ser aceptada por la ciudadanía y apoyada y

financiada por las administraciones públicas en aquellos casos en los que se considere viable (Jones et al., 2018; Perino et al., 2019).

Una de las principales elecciones a la hora de realizar las plantaciones, siempre teniendo en cuenta que sean especies autóctonas y que hayan formado parte del ecosistema de referencia del área, es la preparación previa del terreno. En ambientes semiáridos, los tratamientos del suelo aconsejables serían aquellos que (i) mejoren la supervivencia y el desarrollo de las plántulas (Bocio et al., 2004), (ii) que no impidan la recuperación de la abundancia, diversidad y cobertura vegetal (Navarro et al., 2006) y (iii) que no afecten de manera negativa las propiedades físico-químicas del suelo (García-Franco et al., 2014).

Las forestaciones en clima semiárido, además de mejorar algunas de las propiedades del suelo relacionadas con su calidad de forma significativa respecto al abandono de los cultivos (carbono orgánico y potasio disponible), pueden constituir una de las soluciones más efectivas con las que contamos a día de hoy para mitigar los efectos del calentamiento global (Cunningham et al., 2015; Bastin et al., 2019). En la última década, el debate sobre la mitigación del cambio climático ha tenido como uno de sus principales focos la viabilidad de estrategias de remoción de gases de efecto invernadero basadas en la restauración de los ecosistemas. Este podría suponer un objetivo más, no el único, de la restauración en áreas semiáridas y degradadas, que como se ha comentado anteriormente, a menudo necesitan de una rápida intervención para recuperar la cubierta vegetal y una mínima funcionalidad del ecosistema, que implican necesariamente una mejora de la calidad del suelo. Mientras algunos autores plantean que una restauración activa, como la forestación, no puede compensar las emisiones de CO₂ e incluso dificulta la conservación de la biodiversidad (Burrascano et al., 2016), otras investigaciones ponen de manifiesto su gran potencial de secuestro de carbono a escala global, la contribución positiva en la recuperación de los procesos ecológicos y de la biodiversidad, en los servicios que presta e incluso como medida para alcanzar los Objetivos de Desarrollo Sostenible (Cunningham et al., 2015; Bastin et al., 2019; Smith et al., 2019). Especialmente importantes serían las actuaciones realizadas en áreas semiáridas, ya que estas zonas presentan el mayor potencial de secuestro de carbono a escala global (Yosef et al., 2018; Smith et al., 2019). Los modelos de simulación de carbono en el suelo son herramientas que nos permiten predecir tendencias del COS en función de los cambios en los usos y manejos del suelo y también ante escenarios futuros de cambio en el clima. Para su aplicación, es fundamental contar con datos de aportes de biomasa al suelo.

El clima y las entradas de biomasa tienen un papel determinante en el secuestro del carbono en el suelo. El carbono orgánico es indicativo de la calidad de un suelo, incluyendo en este parámetro la capacidad para producir bienes y servicios (Lal, 2004; Peng et al., 2015). Influye en muchas de las propiedades edáficas y controla la erosión, la infiltración del agua o la conservación de los nutrientes (Porta et al., 2013). La gestión de los ecosistemas, en nuestro caso, sobre todo la forestación, ha de abordar aquellas cuestiones concretas relacionadas con el incremento y la evolución del COS como son los aportes de restos

vegetales, que pueden verse afectados por actuaciones como las podas de las ramas inferiores de los pinos o los aclareos para disminuir la densidad a diferentes intensidades. En ambos casos, para incrementar el almacén de carbono en el suelo se recomienda no retirar completamente los restos e incorporarlos al suelo previa trituración (Grünzweig et al., 2007; Kim et al., 2018).

Es importante destacar que el efecto en la disminución del aporte de carbono y nutrientes al suelo tras los aclareos presenta una tendencia a desaparecer con el tiempo, con lo que esta práctica selvícola no supondría un gran impacto en el ciclo de nutrientes del ecosistema. Por el contrario, los aclareos regulares a intensidades intermedias incrementarían la resiliencia de las forestaciones ante el cambio climático, disminuirían el riesgo de incendios y crearían espacios abiertos para facilitar la incorporación de nuevas especies vegetales que dotarían a la masa forestal de una estructura y composición vegetales más naturalizada y lo más parecida a un bosque nativo (Jiménez et al., 2019). En ese sentido, Navarro et al. (2006) detectaron un estancamiento en la biodiversidad y cobertura vegetal después de nueve años tras el abandono del cultivo en la forestación. Por tanto, sería necesario avanzar en los factores que influyen en la captación y reclutamiento de nuevas especies vegetales y en las técnicas que pueden ser eficaces con tales objetivos, como, por ejemplo, la gestión de las poblaciones de dispersores, la mejora del microhábitat o la protección física de las semillas y los plántones (Prévosto et al., 2011; Castro et al., 2002; Martínez-López et al., 2019).

Finalmente, tanto la restauración activa de ecosistemas semiáridos degradados como su gestión forestal sostenible no son incompatibles con la adopción de otras medidas de urgencia ante los efectos del cambio global. Estas medidas inevitablemente deben pasar por un cambio de paradigma que evidencie las contracciones del actual sistema económico a la hora de buscar alternativas viables que pongan en el centro a la gente y la sostenibilidad del planeta.

9 | CONCLUSIONS / CONCLUSIONES



CONCLUSIONS

1. After 22 years, the possible differences in soil properties between the twelve soil-treatments applied prior to afforestation of *P. halepensis* have not been detected.

2. The dynamics of the soil properties after afforestation and abandoned cropland were very slow due to the legacy of the previous land use (cereal crops) and the semiarid climate influence. Significant differences between afforestation and abandoned cropland were only noted after 16 years in C:N ratio, and after 22 years in soil organic carbon and available potassium.

3. Taking into account the increases of soil organic carbon, soil total nitrogen, available potassium, and cation-exchange capacity, well-designed afforestation with native species such as Aleppo pine in the study area could be an effective strategy to recover ecosystem services related to soil quality and carbon sequestration in semiarid environments. Afforestation with *Pinus halepensis* has great potential for soil organic carbon sequestration over the long term in semiarid SE Spain.

4. The RothC model was able to simulate the measured soil organic carbon increases due to the abandonment of agriculture and the afforestation of the cereal crops, especially when a 20-year model was considered.

5. The thinning effects on needlefall carbon and nutrients that returned to the soil remained after 8 years, mainly between the most intensive treatment and the unthinned stands, due to differences in the needlefall production.

6. Thinning seems not to affect the dynamics of carbon and nutrients pool in the miscellaneous fraction in the study period.

7. The trends in carbon and nutrients returning to the soil indicated that the effects of thinning on the nutrient cycling in semi-arid afforestation have not crucial impact as the years passed, especially at intermediate thinning intensities.

8. Carbon and nutrients pools in the miscellaneous fraction of litterfall in Aleppo pine afforestation had the same or greater importance than needlefall.

9. A high degree of seasonality in the C and nutrients in Aleppo pine litterfall was detected, with two main peaks in the recycling patterns. The maximum carbon and nutrient inputs to the soil via needlefall were reached over the summer whereas inputs via miscellanea fraction were higher in spring.

10. Data on litterfall inputs are useful for soil organic carbon modelling to simulate land-use changes effects and to adopt adaptative sustainable forest management practices.

CONCLUSIONES

1. Después de 22 años, no se han detectado diferencias en las propiedades edáficas de forestaciones de *Pinus halepensis* relacionadas con los tratamientos del suelo previos a la plantación.

2. Las lentas dinámicas de las propiedades edáficas tras los cambios de uso del suelo, forestación y abandono de la actividad agrícola, son debidas principalmente a la influencia del uso previo (el cultivo de cereal) y del clima semiárido. De hecho, solo se han encontrado diferencias significativas entre la forestación y los cultivos abandonados después de 16 años en la relación C:N y, después de 22 años, en el carbono orgánico y el potasio disponible.

3. Teniendo en cuenta los aumentos del carbono orgánico del suelo, el nitrógeno total del suelo, el potasio disponible y la capacidad de intercambio de cationes, la forestación bien planificada, con especies autóctonas como el pino carrasco en el área de estudio, podría ser una estrategia efectiva para recuperar los servicios del ecosistema relacionados con la calidad del suelo y el secuestro de carbono en ambientes semiáridos. La forestación con *P. halepensis* tiene un gran potencial para el secuestro de carbono orgánico del suelo a largo plazo en el sureste de España.

4. El modelo RothC ha simulado de forma aceptable los incrementos del carbono orgánico del suelo debido al abandono de la agricultura y la forestación, especialmente en el primer caso y cuando se consideró un periodo de 20 años en la modelización.

5. Los efectos del aclareo en la disminución de la cantidad de carbono y nutrientes aportada al suelo a través de la caída de acículas se mantuvieron 8 años después de la intervención selvícola, sobre todo en las parcelas con el tratamiento más intenso de aclareo y las no aclaradas, debido a las diferencias en la producción de acículas senescentes.

6. El aclareo no parece afectar las dinámicas del carbono y nutrientes de la fracción 'otros' del desfronde del pino carrasco desde junio de 2010 a mayo de 2013.

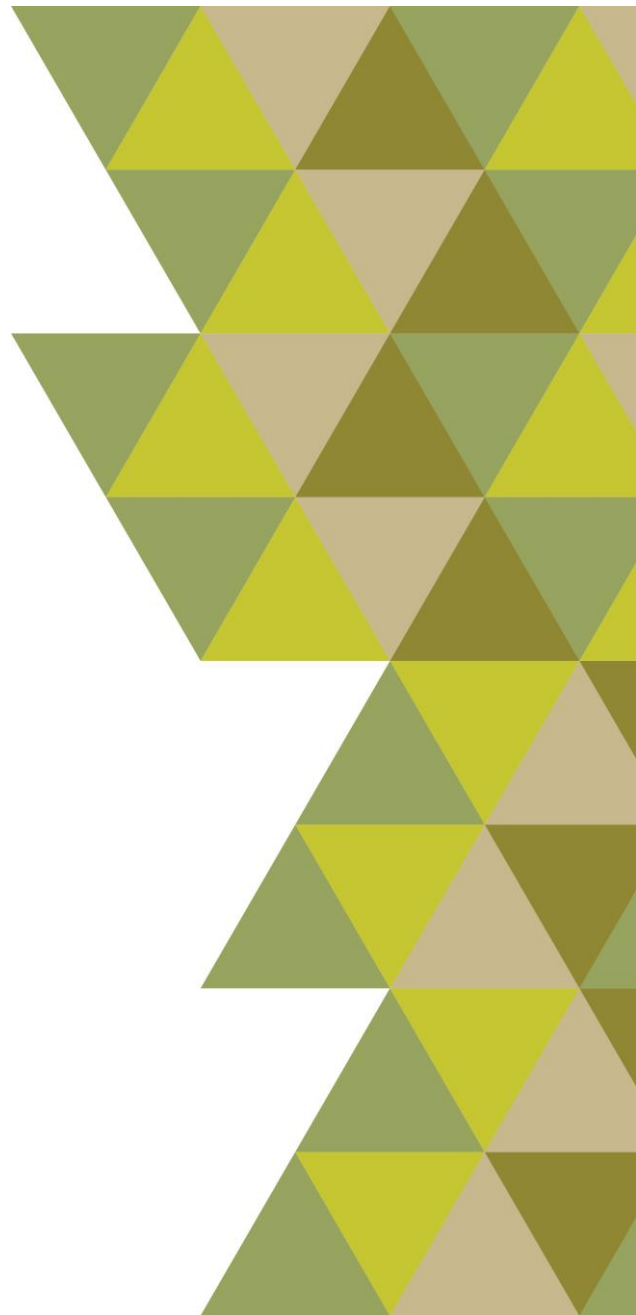
7. Aunque inicialmente el aclareo redujo la cantidad de carbono y nutrientes que caen al suelo, con el paso del tiempo esas diferencias tienden a desaparecer, sobre todo entre las intensidades de aclareo intermedias.

8. La fracción 'otros' tuvo igual o mayor importancia que las acículas en cuanto al contenido de carbono y nutrientes aportados al suelo mediante la caída de estos materiales en el periodo de estudio.

9. Los patrones en el ciclo del carbono y los nutrientes contenidos en el desfronde de los pinos mostraron un alto grado de estacionalidad, con picos máximos de aportes a través de la caída de acículas en verano, y del material 'otros', en primavera.

10. Los datos de carbono y nutrientes contenidos en el desfronde son útiles para simular los efectos de los cambios de uso del suelo en el carbono orgánico, así como para adoptar prácticas selvícolas adaptativas y sostenibles.

BIBLIOGRAFÍA



- Acín-Carrera, M., Marques, M., Carral, P., Álvarez, A.M., López, C., Martín-López, B., González, J.A., 2013. Impacts of land-use intensity on soil organic carbon content, soil structure and water-holding capacity. *Soil Use and Management* 29, 547–556. doi:10.1111/sum.12064
- Adhikari, K., Hartemink, A.E., 2016. Linking soils to ecosystem services - A global review. *Geoderma* 262, 101-111. doi:10.1016/j.geoderma.2015.08.009
- Ahlström, A., Raupach, M., Schurgers, G., Smith, B., Arneth, A., 2015. The dominant role of semi-arid ecosystems in the trend and variability of the land CO₂ sink. *Science* 348, 895-889. doi:10.1002/2015JA021022
- Alidoust, E., Afyuni, M., Hajabbasi, M.A., Mosaddeghi, M.R., 2018. Soil carbon sequestration potential as affected by soil physical and climatic factors under different land uses in a semiarid region. *Catena* 171, 62–71. doi:10.1016/j.catena.2018.07.005
- Allen, C.D., Macalady, A.K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D.D., Hogg, E.H. (Ted), Gonzalez, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J.H., Allard, G., Running, S.W., Semerci, A., Cobb, N., 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259, 660–684. doi:10.1016/j.foreco.2009.09.001
- Almagro, M., Querejeta, J.I., Boix-Fayos, C., Martínez-Mena, M., 2013. Links between vegetation patterns, soil C and N pools and respiration rate under three different land uses in a dry Mediterranean ecosystem. *Journal of Soils and Sediments* 13, 641–653. doi:10.1007/s11368-012-0643-5
- Álvaro-Fuentes, J., Paustian, K., 2011. Potential soil carbon sequestration in a semiarid Mediterranean agroecosystem under climate change: Quantifying management and climate effects. *Plant and Soil* 338, 261–272. doi:10.1007/s11104-010-0304-7
- Álvaro-Fuentes, J., Arrúe, J.L., Cantero-Martínez, C., López, M.V., 2008. Aggregate breakdown during tillage in a Mediterranean loamy soil. *Soil and Tillage Research* 101, 62–68. doi:10.1016/j.still.2008.06.004
- Anaya-Romero, M., Abd-Elmabod, S.K., Muñoz-Rojas, M., Castellano, G., Ceacero, C.J., Alvarez, S., Méndez, M., De la Rosa, D., 2015. Evaluating soil threats under climate change scenarios in the Andalusia Region. Southern Spain. *Land Degradation & Development* 26, 441-449. doi:10.1002/ldr.2363
- Anaya-Romero, M., Muñoz-Rojas, M., Ibáñez, B., Marañón, T., 2016. Evaluation of forest ecosystem services in Mediterranean areas. A regional case study in South Spain. *Ecosystem Services* 20, 82–90. doi:10.1016/j.ecoser.2016.07.002
- Andivia, E., Bou, J., Fernández, M., Caritat, A., Alejano, R., Vilar, L., Vázquez-Piqué, J., 2018. Assessing the relative role of climate on litterfall in Mediterranean cork oak forests. *iForest - Biogeosciences and Forestry* 11, 786-793. doi: 10.3832/ifor2825-011
- Andrés-Abellán, M., Wic-Baena, C., López-Serrano, F.R., García-Morote, F.A., Martínez-García, E., Picazo, M.I., Rubio, E., Moreno-Ortego, J.L., Bastida-López, F., García-Izquierdo, C., 2019. A soil quality index for soil from Mediterranean forests. *European Journal of Soil Science* 1–11. doi:10.1111/ejss.12798

- Austin, A.T., Yahdjian, L., Stark, J.M., Belnap, J., Porporato, A., Norton, U., Ravetta, D.A., Schaeffer, S.M., 2004. Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. *Oecologia* 141, 221–35. doi:10.1007/s00442-004-1519-1
- Azor, J.S., Santos, X., Pleguezuelos, J.M., 2015. Conifer-plantation thinning restores reptile biodiversity in Mediterranean landscapes. *Forest Ecology and Management* 354, 185–189. doi:10.1016/j.foreco.2015.06.020
- Baldock, J.A., Sanderman, J., MacDonald, L.M., Puccini, A., Hawke, B., Szarvas, S., McGowan, J., 2013. Quantifying the allocation of soil organic carbon to biologically significant fractions. *Soil Research* 51, 561–576. <http://dx.doi.org/10.1071/SR12374>.
- Barahona, E., Cadahia, C., Casado, M., Chaves, M., Garate, A., Heras, L., Lachica, M., Lasala, M., Llorca, R., Montañes, L., Pardo, M.T., Pérez, V., Prat, L., Romero, M., Sánchez, B., 1984. Determinación de carbonatos totales y caliza activa, vol. I. Grupo de trabajo de normalización de métodos analíticos. I Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo, Madrid, pp. 53–67.
- Barberá, G.G., Martínez-Fernández, F., Álvarez-Rogel, J., Albaladejo, J., Castillo, V., 2005. Short- and intermediate-term effects of site and plant preparation techniques on reforestation of a Mediterranean semiarid ecosystem with *Pinus halepensis* Mill. *New Forests* 29, 177–198. doi:10.1007/s11056-005-0248-6
- Bárcena, T.G., Kiær, L.P., Vesterdal, L., Stefánsdóttir, H.M., Gundersen, P., Sigurdsson, B.D., 2014. Soil carbon stock change following afforestation in Northern Europe: a meta-analysis. *Global Change Biology* 20, 2393–2405. doi:10.1111/gcb.12576
- Barnes, P.W., Throop, H.L., Hewins, D.B., Abbene, M.L., Archer, S.R., 2012. Soil coverage reduces photodegradation and promotes the development of soil-microbial films on dryland leaf litter. *Ecosystems* 15, 311–321. doi:10.1007/s10021-011-9511-1
- Bascomb, C.L., 1961. A calcimeter for routine use on soil samples. *Chemistry & Industry* 45: 1826-1827.
- Bastida, F., Zsolnay, A., Hernández, T., García, C., 2008. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma* 147, 159–171. doi:10.1016/j.geoderma.2008.08.007
- Bastin, J.F., Finegold, Y., Garcia, C., Mollicone, D., Rezende, M., Routh, D., Zohner, C.M., Crowther, T.W., 2019. The global tree restoration potential. *Science* 365, 76–79. doi:10.1126/science.aax0848
- Berg, B., McClaugherty, C., 2008. Plant Litter. Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration. 2nd ed., Springer-Verlag, Berlin, pp. 286.
- Berg, B., Meentemeyer, V., 2001. Litter fall in some European coniferous forests as dependent on climate: a synthesis. *Canadian Journal of Forest Research* 31, 292–301. doi:10.1139/x00-172
- Bernier, P., Hanson, P.J., Curtis, P.S., 2008. Measuring litterfall and branchfall. In: Hoover, C.M. (Ed.), *Field Measurements for Forest Carbon Monitoring*. Springer Science + Business Media B.V., New York, pp. 91–101.
- Berthrong, S.T., Jobbágy, E.G., Jackson, R.B., 2009. A global meta-analysis of soil exchangeable cations, pH, carbon, and nitrogen with afforestation. *Ecological Applications* 19, 2228–2241. doi:10.1890/08-1730.1

- Bienes, R., Marques, M.J., Sastre, B., García-Díaz, A., Ruiz-Colmenero, M., 2016. Eleven years after shrub revegetation in semiarid eroded soils. Influence in soil properties. *Geoderma* 273, 106–114. doi:10.1016/j.geoderma.2016.03.023
- Blake, G.R., Hartge, K.H., 1986. Bulk density. In: Klute A. (Ed.), *Methods of soil analysis Part 1, Physical and mineralogical methods*. 2nd ed., ASA-SSSA Monograph 9, Madison, pp. 363–375.
- Blanco, J.A., Imbert, J.B., Castillo, F.J., 2006. Influence of site characteristics and thinning intensity on litterfall production in two *Pinus sylvestris* L. forests in the western Pyrenees. *Forest Ecology and Management* 237, 342–352. doi:10.1016/j.foreco.2006.09.057
- Blanco, J.A., Imbert, J.B., Castillo, F.J., 2008. Nutrient return via litterfall in two contrasting *Pinus sylvestris* forests in the Pyrenees under different thinning intensities. *Forest Ecology and Management* 256, 1840–1852. doi:10.1016/j.foreco.2008.07.011
- Blanco, J.A., Imbert, J.B., Castillo, F.J., 2009. Thinning affects nutrient resorption and nutrient-use efficiency in two *Pinus sylvestris* stands in the Pyrenees. *Ecological Applications* 19, 682–698. doi:10.1890/1051-0761-19.3.682
- Boardman, R., McGuire, D.O., 1990. The role of zinc in forestry. II. Zinc deficiency and forest management: Effect on yield and silviculture of *Pinus radiata* plantations in South Australia. *Forest Ecology and Management* 37, 207–218. doi:10.1016/0378-1127(90)90055-G
- Bocio, I., Navarro, F.B., Ripoll, M.A., Jiménez, M.N., De Simón, E., 2004. Holm oak (*Quercus rotundifolia* Lam.) and Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) response to different soil preparation techniques applied to forestation in abandoned farmland. *Annals of Forest Science* 61 (2), 171-178. doi:10.1051/forest
- Borrelli, P., Robinson, D.A., Fleischer, L., Lugato, E., Ballabio, C., Alewell, C., Meusburger, K., Modugno, S., Schütt, B., Ferro, V., Bagarello, B., Van Oost, K., Montanarella, L., Panagos, P., 2017. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nature Communications* 8 (1). doi:10.1038/s41467-017-02142-7
- Bramryd, T., 2013. Long-term effects of sewage sludge application on the heavy metal concentrations in acid pine (*Pinus sylvestris* L.) forests in a climatic gradient in Sweden. *Forest Ecology and Management* 289, 434–444. doi:10.1016/j.foreco.2012.08.045
- Bravo-Oviedo, A., Ruiz-Peinado, R., Onrubia, R., Del Río, M., 2017. Thinning alters the early-decomposition rate and nutrient immobilization-release pattern of foliar litter in Mediterranean oak-pine mixed stands. *Forest Ecology and Management* 391, 309–320. doi:10.1016/j.foreco.2017.02.032
- Bremner, J.M., 1965. Nitrogen availability indexes. In: Black, C.A., Evans, D.D., Esminger, L.E., Clark, F.E. (Eds.), *Methods of soil analysis. Part. 2. Chemical and microbiological properties*. American Society of Agronomy, Madison, pp. 1324–1345.
- Brockhoff, E.G., Barbaro, L., Castagnyrol, B., Forrester, D.I., Gardiner, B., González-Olabarria, J.R., Lyver, P.O., Meurisse, N., Oxbrough, A., Taki, H., Thompson, I.D., Van der Plas, F., Jactel, H., 2017. Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. *Biodiversity and Conservation* 26 (13), 3005–3035. doi:10.1007/s10531-017-1453-2
- Bullock, J.M., Aronson, J., Newton, A.C., Pywell, R.F., Rey-Benayas, J.M., 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution* 26, 541–549. doi:10.1016/j.tree.2011.06.011

- Bünemann, E.K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R.E., De Deyn, G., De Goede, R., Fleskens, L., Geissen, V., Kuyper, T.W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., Van Groenigen, J.W., Brussaard, L., 2018. Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry* 120, 105–125. doi:10.1016/j.soilbio.2018.01.030
- Burrascano, S., Chytrý, M., Kuemmerle, T., Giarrizzo, E., Luysaert, S., Sabatini, F.M., Blasi, C., 2016. Current European policies are unlikely to jointly foster carbon sequestration and protect biodiversity. *Biological Conservation* 201, 370–376. doi:10.1016/j.biocon.2016.08.005
- Bussotti, F., Pollastrini, M., 2015. Evaluation of leaf features in forest trees: Methods, techniques, obtainable information and limits. *Ecological Indicators* 52, 219–230. doi:10.1016/j.ecolind.2014.12.010
- Bustamante, M., Robledo-Abad, C., Harper, R., Mbow, C., Ravindranat, N.H., Sperling, F., Haberl, H., Pinto, A. de S., Smith, P., 2014. Co-benefits, trade-offs, barriers and policies for greenhouse gas mitigation in the agriculture, forestry and other land use (AFOLU) sector. *Global Change Biology* 20, 3270–3290. doi:10.1111/gcb.12591
- Cassel, D.K., Nielsen, D.R., 1986. Fields capacity and available water capacity. In: Klute, A. (Ed.), *Methods of soil analysis. Part. 1: physical and mineralogical methods*. 2nd ed., American Society of Agronomy, SSSA Monograph No 9, Madison, pp. 901–926.
- Cañadas, E., 2008. Estudio de tierras agrícolas abandonadas en ambiente mediterráneo semiárido: vegetación, suelos y distribución espacial. Bases para la gestión. Tesis doctoral, Universidad de Granada.
- Cao, J., Tian, H., Adamowski, J.F., Zhang, X., Cao, Z., 2018. Influences of afforestation policies on soil moisture content in China's arid and semi-arid regions. *Land Use Policy* 75, 449–458. doi:https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.04.006
- Cassel, D.K., Nielsen, D.R., 1986. Fields capacity and available water capacity. In: Klute, A. (Ed.), *Methods of soil analysis. Part. 1: physical and mineralogical methods*. 2nd ed., American Society of Agronomy, SSSA Monograph No 9, Madison, pp. 901–926.
- Castro, J., Fernández-Ondoño, E., Rodríguez, C., Lallena, A.M., Sierra, M., Aguilar, J., 2008. Effects of different olive-grove management systems on the organic carbon and nitrogen content of the soil in Jaén (Spain). *Soil Tillage Research* 98, 56–67. http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2007.10.002
- Castro, J., Zamora, R., Hódar, J.A., Gómez, J.M., 2002. Use of shrubs as nurse plants: A new technique for reforestation in Mediterranean Mountains. *Restoration Ecology* 10, 297–305. doi:10.1046/j.1526-100X.2002.01022.x
- Cerri, C.E.P., Easter, M., Paustian, K., Killian, K., Coleman, K., Bernoux, M., Falloon, P., Powlson, D.S., Batjes, N., Milne, E., Cerri, C.C., 2007. Simulating SOC changes in 11 land use change chronosequences from the Brazilian Amazon with RothC and Century models. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 122, 46–57. doi:10.1016/j.agee.2007.01.007
- Charro, E., Hernández, S., Martín, J., Moyano, A., Ruiz, N., 2008. Estimación del secuestro de carbono en suelos bajos de masas forestales de *Pinus halepensis* en Castilla y León. *Cuadernos de la SECF* 25, 125–130.
- Chen, H., Shao, M., Li, Y., 2008. Soil desiccation in the Loess Plateau of China. *Geoderma* 143, 91–100. doi:10.1016/j.geoderma.2007.10.013

- Chen, L.F., He, Z.B., Zhu, X., Du, J., Yang, J.J., Li, J., 2016. Impacts of afforestation on plant diversity, soil properties, and soil organic carbon storage in a semi-arid grassland of northwestern China. *Catena* 147, 300–307. doi:10.1016/j.catena.2016.07.009
- Chirino, E., Bonet, A., Bellot, J., Sánchez, J.A., 2006. Effects of 30-year-old Aleppo pine plantations on runoff, soil erosion, and plant diversity in a semiarid landscape in south east Spain. *Catena* 65, 19–29. doi:10.1016/j.catena.2005.09.003
- Coleman, K., Jenkinson, D.S., 1996. RothC-26.3—a model for the turnover of carbon in soil. In: Powelson D.S., Smith P., Smith J.U. (Eds.), *Evaluation of soil organic matter models using existing, long-term datasets*. Springer, Berlin, pp. 237–246.
- Coleman, K., Jenkinson, D.S., Crocker, G.J., Grace, P.R., Kffr, J., Srschens, M.K., Poulton, P.R., Richter, D.D., 1997. Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using RothC-26. *Geoderma* 81, 29–44. doi:10.1016/S0016-7061(97)00079-7
- Cortina, J., Bellot, J., Vilagrosa, A., Caturla, R., Maestre, F., Rubio, E., Ortiz de Urbina, J., Bonet, A., 2004. Restauración en semiárido, En: Vallejo V.R., Alloza J.A. (Eds.), *Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo*. Fundación CEAM, pp. 345–406.
- Cortina, J., Amat, B., Castillo, V., Fuentes, D., Maestre, F.T., Padilla, F.M., Rojo, L., 2011. The restoration of vegetation cover in the semi-arid Iberian southeast. *Journal of Arid Environments* 75, 1377–1384. doi:10.1016/j.jaridenv.2011.08.003
- Costantini, E.A.C., Branquinho, C., Nunes, A., Schwilch, G., Stavi, I., Valdecantos, A., Zucca, C., 2016. Soil indicators to assess the effectiveness of restoration strategies in dryland ecosystems. *Solid Earth* 7, 397–414. doi:10.5194/se-7-397-2016
- Craine, J.M., Elmore, A.J., Wang, L., Aranibar, J., Bauters, M., Boeckx, P., Crowley, B.E., Dawes, M.A., Delzon, S., Fajardo, A., Fang, Y., Fujiyoshi, L., Gray, A., Guerrieri, R., Gundale, M.J., Hawke, D.J., Hietz, P., Jonard, M., Kearsley, E., Kenzo, T., Makarov, M., Marañón-Jiménez, S., McGlynn, T.P., McNeil, B.E., Mosher, S.G., Nelson, D., Peri, P.L., Roggy, J.C., Sanders-Demott, R., Song, M., Szpak, P., Templer, P.H., Der Colff, D. Van, Werner, C., Xu, X., Yang, Y., Yu, G., Zmudczyńska-Skarbek, K., 2018. Isotopic evidence for oligotrophication of terrestrial ecosystems. *Nature Ecology and Evolution* 2, 1735–1744. doi:10.1038/s41559-018-0694-0
- Cruz-Alonso, V., Ruiz-Benito, P., Villar-Salvador, P., Rey-Benayas, J.M., 2019. Long-term recovery of multifunctionality in Mediterranean forests depends on restoration strategy and forest type. *Journal of Applied Ecology* 56, 745–757. doi:10.1111/1365-2664.13340
- Cuesta, B., Rey-Benayas, J.M., Gallardo, A., Villar-Salvador, P., González-Espinosa, M., 2012. Soil chemical properties in abandoned Mediterranean cropland after succession and oak reforestation. *Acta Oecologica* 38, 58–65. doi:10.1016/j.actao.2011.09.004
- Cunningham, S.C., Cavagnaro, T.R., Mac Nally, R., Paul, K.I., Baker, P.J., Beringer, J., Thomson, J.R., Thompson, R.M., 2015. Reforestation with native mixed-species plantings in a temperate continental climate effectively sequesters and stabilizes carbon within decades. *Global Change Biology* 21, 1552–1566. doi: 10.1111/gcb.12746
- De las Heras, J., Hernández-Tecles, E.J., Moya, D., 2017. Seasonal nutrient retranslocation in reforested *Pinus halepensis* Mill. stands in Southeast Spain. *New Forests* 48, 397–413. doi:10.1007/s11056-016-9564-2
- Del Arco, J.M., Escudero, A., Vega Garrido, M., 1991. Effects of site characteristics on nitrogen retranslocation from senescing leaves. *Ecology* 72, 701–708. doi: 10.2307/2937209

- Del Castillo, T., 2011. Influencia del aclareo en una forestación de *Pinus halepensis* Mill. sobre la dinámica del litterfall. Trabajo Final de Máster, Universidad de Granada.
- Del Río, M., Bravo-Oviedo, A., Pretzsch, H., Löf, M., Ruiz-Peinado, R., 2017. A review of thinning effects on Scots pine stands: From growth and yield to new challenges under global change. *Forest Systems*. 26, eR03S. doi:10.5424/fs/2017262-11325
- Deng, L., Shangguan, Z.P., 2017. Afforestation Drives Soil Carbon and Nitrogen Changes in China. *Land Degradation and Development*, 28, 151–165. doi:10.1002/ldr.2537
- Deng, L., Liu, G. Bin, Shangguan, Z.P., 2014. Land-use conversion and changing soil carbon stocks in China's "Grain-for-Green" Program: A synthesis. *Global Change Biology* 3544–3556. doi:10.1111/gcb.12508
- Deng, L., Zhu, G., Tang, Z., Shangguan, Z., 2016. Global patterns of the effects of land-use changes on soil carbon stocks. *Global Ecology and Conservation* 5, 127–138. doi:10.1016/j.gecco.2015.12.004
- Deng, Q., McMahon, D.E., Xiang, Y., Yu, C.L., Jackson, R.B., Hui, D., 2017. A global meta-analysis of soil phosphorus dynamics after afforestation. *New Phytologist* 213, 181–192. doi:10.1111/nph.14119
- Derak, M., Cortina, J., 2014. Multi-criteria participative evaluation of *Pinus halepensis* plantations in a semiarid area of southeast Spain. *Ecological Indicators* 43, 56–68. doi:10.1016/j.ecolind.2014.02.017
- Díaz-Pinés, E., Rubio, A., Montes, F., 2011. Aboveground soil C inputs in the ecotone between Scots pine and Pyrenean oak in Sierra de Guadarrama. *Forest Systems* 20, 485–495. doi:10.5424/fs/20112003-11083
- Dominati, E., Patterson, M., Mackay, A., 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics* 69, 1858-1868. doi:10.1016/j.ecolecon.2010.05.002
- Dondini, M., Abdalla, M., Aini, F. K., Albanito, F., Beckert, M. R., Begum, K., Brand, A., Cheng, K., Comeau, L.P., Jones, E.O., Farmer, J.A., Feliciano, D.M.S., Fitton, N., Hastings, A., Henner, D.N., Kuhnert, M., Nayak, D.R., Oyesikublakemore, J., Phillips, L., Richards, M.I.A., Tumwesige, V., Van Dijk, W.F.A., Vetter, S.H., Coleman, K., Smith, J., Smith, P., 2018. Projecting Soil C Under Future Climate and Land-Use Scenarios (Modeling). In: Singh, B.K. (Ed.), *Soil Carbon Storage. Modulators, Mechanisms and Modeling*, Academic Press, pp. 281-309. doi: 10.1016/B978-0-12-812766-7.00009-3.
- Dore, S., Montes-Helu, M., Hart, S.C., Hungate, B.A., Koch, G.W., Moon, J.B., Finkral, A.J., Kolb, T.E., 2012. Recovery of ponderosa pine ecosystem carbon and water fluxes from thinning and stand-replacing fire. *Global Change Biology* 18, 3171–3185. doi:10.1111/j.1365-2486.2012.02775.x
- Drobnik, T., Greiner, L., Keller, A., Grêt-Regamey, A., 2018. Soil quality indicators – From soil functions to ecosystem services. *Ecological Indicators* 94, 151–169. doi:10.1016/j.ecolind.2018.06.052
- EEA, 2017. *Landscapes in Transition. An account of 25 years of land cover change in Europe*. European Environment Agency (EEA) Report 226. Copenhagen, pp. 84. doi:10.2800/81075
- Espinosa, J., Madrigal, J., De La Cruz, A.C., Guijarro, M., Jiménez, E., Hernando, C., 2018. Short-term effects of prescribed burning on litterfall biomass in mixed stands of *Pinus nigra* and *Pinus*

- pinaster* and pure stands of *Pinus nigra* in the Cuenca Mountains (Central-Eastern Spain). *Science of Total Environment* 618, 941–951. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.08.291
- Falloon, P., Smith, P., Coleman, K., Marshall, S., 1998. Estimating the size of inert organic matter pool from total soil organic matter content for use in the Rothamsted C model. *Soil Biology and Biochemistry* 30 (8/9), 1207–1211. doi: 10.1016/S0038-0717(97)00256-3
- FAO, 2015. *Global Forest Resources Assessment 2015. Desk Reference*. Rome, pp. 244.
- FAO, 2016. *State of the world's forest 2016. Forests and agriculture: land-use challenges and opportunities*. Rome, pp. 107.
- FAO, 2018. *El estado de los bosques del mundo - Las vías forestales hacia el desarrollo sostenible*. Roma, pp. 132.
- FAO-ISRIC, 1998. *World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Reports*, 84. Rome, pp. 88.
- FAO-Plan Bleu, 2018. *State of Mediterranean Forests 2018*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome and Plan Bleu, Marseille, pp. 308.
- Farina, R., Coleman, K., Whitmore, A.P., 2013. Modification of the RothC model for simulations of soil organic C dynamics in dryland regions. *Geoderma* 200–201, 18–30. doi:10.1016/j.geoderma.2013.01.021
- Fernández-Ondoño, E., Rojo Serrano, L., Jiménez, M.N., Navarro, F.B., Díez, M., Martín, F., Fernández, J., Martínez, F.J., Roca, A., Aguilar, J., 2010. Afforestation improves soil fertility in South-eastern Spain. *European Journal of Forest Research* 129, 707–717. doi:10.1007/s10342-010-0376-1
- Fernández-Ugalde, O., Virto, I., Bescansa, P., Imaz, M. J., Enrique, A., Karlen, D.L., 2009. No-tillage improvement of soil physical quality in calcareous, degradation-prone, semiarid soils. *Soil Tillage Research* 106 (1), 29–35. doi:10.1016/j.still.2009.09.012
- Fife, D.N., Nambiar, E.K.S., Saur, E., 2008. Retranslocation of foliar nutrients in evergreen tree species planted in a Mediterranean environment. *Tree Physiology* 28, 187–196. doi:10.1093/treephys/28.2.187
- Finér, L., 1996. Variation in the amount and quality of litterfall in a *Pinus sylvestris* L. stand growing on a bog. *Forest Ecology and Management* 80, 1–11. doi:10.1016/0378-1127(95)03652-0
- Françaviglia, R., Coleman, K., Whitmore, A.P., Doro, L., Urracci, G., Rubino, M., Ledda, L., 2012. Changes in soil organic carbon and climate change – Application of the RothC model in agro-silvo-pastoral Mediterranean systems. *Agricultural Systems* 112, 48–54. doi:10.1016/j.agsy.2012.07.001
- Franko, U., 1996. Modelling approaches of soil organic matter turnover within the CANDY system. In: Powlson, D.S., Smith, P., Smith, J.U. (Eds.), *Evaluation of Soil Organic Matter Models Using Existing Long-term Datasets*. NATO Series I. Springer-Verlag, Heidelberg, pp. 247–254.
- Freibauer, A., Rounsevell, M.D., Smith, P., Verhagen, J., 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma*, 122(1), 1–23. doi:10.1016/j.geoderma.2004.01.021
- Fuchs, R., Herold, M., Verburg, P.H., Clevers, J.G.P.W., 2013. A high-resolution and harmonized model approach for reconstructing and analysing historic land changes in Europe. *Biogeosciences* 10, 1543–1559. doi:10.5194/bg-10-1543-2013
- Fuss, S., Lamb, W.F., Callaghan, M.W., Hilaire, J., Creutzig, F., Amann, T., Beringer, T., De Oliveira Garcia, W., Hartmann, J., Khanna, T., Luderer, G., Nemet, G.F., Rogelj, J., Smith, P., Vicente, J.V.,

- Wilcox, J., Del Mar Zamora Dominguez, M., Minx, J.C., 2018. Negative emissions - Part 2: Costs, potentials and side effects. *Environmental Research Letters* 13. doi:10.1088/1748-9326/aabf9f
- Gómez, J., 1995. El espacio geográfico de Guadix: aprovechamientos agrarios, propiedad y explotación. Universidad de Granada y Fundación Caja de Granada, Granada, 375 pp.
- Gao, L., Becker, E., Liang, G., Houssou, A.A., Wu, H., Wu, X., Cai, D., Degré, A., 2017. Effect of different tillage systems on aggregate structure and inner distribution of organic carbon. *Geoderma* 288, 97–104. doi:10.1016/j.geoderma.2016.11.005
- García-Franco, N., Wiesmeier, M., Goberna, M., Martínez-Mena, M., Albaladejo, J., 2014. Carbon dynamics after afforestation of semiarid shrublands: Implications of site preparation techniques. *Forest Ecology and Management* 319, 107-115. doi:10.1016/j.foreco.2014.01.043
- García-Plé, C., Vanrell, P., Morey, M., 1995. Litterfall and decomposition in a *Pinus halepensis* forest on Mallorca. *Journal of Vegetation Science* 6, 17–22. doi:10.2307/3236251
- García-Ruiz, J.M., 2010. The effects of land uses on soil erosion in Spain: A review. *Catena* 81, 1–11. doi:10.1016/j.catena.2010.01.001
- Gelfand, I., Grünzweig, J.M., Yakir, D., 2012. Slowing of nitrogen cycling and increasing nitrogen use efficiency following afforestation of semi-arid shrubland. *Oecologia* 168, 563–575. doi:10.1007/s00442-011-2111-0
- Geri, F., Amici, V., Rocchini, D., 2010. Human activity impact on the heterogeneity of a Mediterranean landscape. *Applied Geography* 30, 370–379. doi:10.1016/j.apgeog.2009.10.006
- Gil, L., 2008. Pinares y Rodenales, la diversidad que no se ve. Real Academia de Ingeniería, Madrid, pp. 191.
- Goberna, M., Sánchez, J., Pascual, J.A., García, C., 2007. *Pinus halepensis* Mill. Plantations did not restore organic carbon, microbial biomass and activity levels in a semi-arid Mediterranean soil. *Applied Soil Ecology* 36, 107–115. doi:10.1016/j.apsoil.2006.12.003
- Gómez-Aparicio, L., Zavala, M.A., Bonet, F.J., Zamora, R., 2009. Are pine plantations valid tools for restoring Mediterranean forests? An assessment along abiotic and biotic gradients. *Ecological Applications: a publication of the Ecological Society of America* 19, 2124–41.
- González de Molina, M., 2002. Environmental constraints on agricultural growth in 19th Century in Granada (Southern Spain). *Ecological Economics* 41, 257–270. doi:10.1016/S0921-8009(02)00030-7
- Gosz, J.R., Likens, G.E., Bormann, F.H., 1972. Nutrient content of litter fall on the Hubbard Brook experimental forest, New Hampshire. *Ecology* 53, 769-784. doi: 10.2307/1934293
- Greiner, L., Keller, A., Grêt-Regamey, A., Papritz, A., 2017. Soil function assessment: review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services. *Land Use Policy* 69, 224–237. doi:10.1016/j.landusepol.2017.06.025
- Grünzweig, J.M., Gelfand, I., Fried, Y., Yakir, D., 2007. Biogeochemical factors contributing to enhanced carbon storage following afforestation of a semi-arid shrubland. *Biogeosciences* 4, 891-904. doi:10.5194/bg-4-891-2007
- Guo, L.B., Gifford, R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8(4), 345-360. doi:10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x

- Guo, S., Han, X., Li, H., Wang, T., Tong, X., Ren, G., Feng, Y., Yang, G., 2018. Evaluation of soil quality along two revegetation chronosequences on the Loess Hilly Region of China. *Science of the Total Environment* 633, 808–815. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.03.210
- Hódar, J.A., Zamora, R., Castro, J., 2002. Host utilisation by moth and larval survival of pine processionary caterpillar *Thaumetopoea pityocampa* in relation to food quality in three *Pinus* species. *Ecological Entomology* 27, 292–301. doi:10.1046/j.1365-2311.2002.00415.x
- Hódar, J.A., Zamora, R., Cayuela, L., 2012. Climate change and the incidence of a forest pest in Mediterranean ecosystems: Can the North Atlantic Oscillation be used as a predictor? *Climatic Change* 113, 699–711. doi:10.1007/s10584-011-0371-7
- Hong, S., Piao, S., Chen, A., Liu, Y., Liu, L., Peng, S., Sardans, J., Sun, Y., Peñuelas, J., Zeng, H., 2018. Afforestation neutralizes soil pH. *Nature Communications* 9, 1–7. doi:10.1038/s41467-018-02970-1
- Hoogmoed, M., Cunningham, S.C., Thomson, J.R., Baker, P.J., Beringer, J., Cavagnaro, T.R., 2012. Does afforestation of pastures increase sequestration of soil carbon in Mediterranean climates? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 159, 176–183. doi:10.1016/j.agee.2012.07.011
- Horne, D.J., Scotter, D.R., 2016. The available water holding capacity of soils under pasture. *Agricultural Water Management* 177, 165–171. doi:10.1016/j.agwat.2016.07.012
- Imbert, B., Blanco, J.A., Castillo, F., Valladares, F., 2004. Gestión forestal y ciclos de nutrientes en el marco del cambio global, En: Valladares, F. (Ed.), *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente y EGRAF S.A., pp. 479–508. doi:10.1016/j.brainres.2009.12.004
- Ingram, J.S.I., Fernandes, E.C.M., 2001. Managing carbon sequestration in soils: concepts and terminology. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 87, 111–117. doi:10.1016/S0167-8809(01)00145-1
- IPCC, 2000. Summary for Policy Makers: Land Use, Land Use Change and Forestry. A Special Report for Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Secretariat, Geneva, Switzerland.
- IPCC, 2001a. Climate change 2001: mitigation. Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Metz, B., Davidson, O., Swart, R., Pan, J. (Eds.). Cambridge University Press, New York. Disponible en: http://www.grida.no/publications/other/ipcc_tar/ (consultado en septiembre de 2015)
- IPCC, 2001b. Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Houghton, J.T., Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, and C.A. Johnson (Eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 881.
- IPCC, 2007. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de Trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Pachauri, R.K., Reisinger, A. (Directores de la publicación). IPCC, Ginebra, Suiza, pp. 104.
- IPCC, 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Pachauri, R.K., Meyer, L.A. (Eds.). IPCC, Geneva, Switzerland, pp. 151.

- IPCC, 2018. IPCC, 2018: Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pörtner, H.O., Roberts, D., Skea, J., Shukla, P.R., Pirani, A., Moufouma-Okia, W., Péan, C., Pidcock, R., Connors, S., Matthews, J.B.R., Chen, Y., Zhou, X., Gomis, M.I., Lonnoy, E., Maycock, T., Tignor, M., Waterfield, T., (Eds.). In press. Disponible en: <https://www.ipcc.ch/sr15/> (consultado en febrero de 2019).
- Jackson, R.B., Jobbágy, E.G., Avissar, R., Roy, S.B., Barrett, D.J., Cook, C.W., Farley, K.A., Le Maitre, D.C., McCarl, B.A., Murray, B.C., 2005. Atmospheric science: Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* 310, 1944–1947. doi:10.1126/science.1119282
- Jacobs, D.F., Oliet, J.A., Aronson, J., Bolte, A., Bullock, J.M., Donoso, P.J., Landhäusser, S.M., Madsen, P., Peng, S., Rey-Benayas, J.M., Weber, J.C., 2015. Restoring forests: What constitutes success in the twenty-first century? *New Forests* 46, 601–614. doi:10.1007/s11056-015-9513-5
- Jaiyeoba, I. A., 2001. Soil rehabilitation through afforestation: Evaluation of the performance of eucalyptus and pine plantations in a Nigerian savanna Environment. *Land Degradation & Development* 12, 183–194. doi:10.1002/ldr.447
- Jaouadi, W., Naghmouchi, S., Alsubeie, M., 2019. Should the silviculture of Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) stands in northern Africa be oriented towards wood or seed and cone production? Diagnosis and current potentiality. *iForest - Biogeosciences and Forestry* 12, 297–305. doi:10.3832/ifer2965-012
- Jiao, J., Zhang, Z., Bai, W., Jia, Y., Wang, N., 2012. Assessing the Ecological Success of Restoration by Afforestation on the Chinese Loess Plateau. *Restoration Ecology* 20, 240–249. doi:10.1111/j.1526-100X.2010.00756.x
- Jiménez, M.N., 2009. Técnicas de forestación de tierras agrarias desde la perspectiva de las relaciones suelo-planta. Tesis doctoral, Universidad de Granada.
- Jiménez, M.N., Navarro, F.B., 2015. Monthly foliar-nutrient pattern in a semiarid Aleppo pine plantation five years after thinning. *Forest Ecology and Management* 343, 63–72. doi:10.1016/j.foreco.2015.01.032
- Jiménez, M.N., Navarro, F.B., 2016. Thinning effects on litterfall remaining after 8 years and improved stand resilience in Aleppo pine afforestation (SE Spain). *Journal of Environmental Management* 169, 174–183. doi:10.1016/j.jenvman.2015.12.028
- Jiménez, M.N., Spotswood, E.N., Cañadas, E.M., Navarro, F.B., 2015. Stand management to reduce fire risk promotes understorey plant diversity and biomass in a semi-arid *Pinus halepensis* plantation. *Applied Vegetation Science* 18, 467-480. doi:10.1111/avsc.12151
- Jiménez, M.N., Navarro, F.B., Sánchez-Miranda, A., Ripoll, M.A., 2019. Using stem diameter variations to detect and quantify growth and relationships with climatic variables on a gradient of thinned Aleppo pines. *Forest Ecology and Management* 442, 53–62. doi:10.1016/J.FORECO.2019.03.061
- Johnson, C., Chhin, S., Zhang, J., 2017. Effects of climate on competitive dynamics in mixed conifer forests of the Sierra Nevada. *Forest Ecology and Management* 394, 1–12. doi:10.1016/j.foreco.2017.03.017
- Jones, A., Panagos, P., Barcelo, S., Bouraoui, F., Bosco, C., Dewitte, O., Gardi, C., Erhard, M., Hervás, R., Hiederer, R., Jeffery, S., Lükewille, L., Marmo, L., Montanarella, L., Olazábal, C., Petersen, J.E.,

- Penizek, V., Strassburger, T., Tóth, G., Van Den Eeckhaut, M., Van Liedekerke, M., Verheijen, F., Viestova, E., Yigini, Y., 2012. The state of soil in Europe: A contribution of the JRC to the European Environment Agency's Environment State and Outlook Report— SOER 2010. Joint Research Center, Italy, pp. 80. doi:10.2788/77361
- Jones, H., Jones, P.C., Barbier, E.B., Blackburn, R.C., Rey Benayas, J.M., Holl, K.D., McCrackin, M., Meli, P., Montoya, D., Moreno Mateos, D., 2018. Restoration and repair of Earth's damaged ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285, 20172577. doi:10.1098/rspb.2017.2577
- Kavvadias, V.A., Alifragis, D., Tsiontsis, A., Brofas, G., Stamatelos, G., 2001. Litterfall, litter accumulation and litter decomposition rates in four forest ecosystems in northern Greece. *Forest Ecology and Management* 144, 113–127. doi:10.1016/S0378-1127(00)00365-0
- Keesstra, S.D., Bouma, J., Wallinga, J., Tittonell, P., Smith, P., Cerdà, A., Montanarella, L., Quinton, J.N., Pachepsky, Y., van der Putten, W.H., Bardgett, R.D., Moolenaar, S., Mol, G., Jansen, B., Fresco, L.O., 2016. The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations Sustainable Development Goals. *Soil* 2, 111–128. doi:10.5194/soil-2-111-2016
- Kim, C., Sharik, T.L., Jurgensen, M.F., Kim, C., Sharik, T.L., Jurgensen, M.F., 1996. Litterfall, Nitrogen and Phosphorus Inputs at Various Levels of Canopy Removal in Oak and Pine Stands in Northern Lower Michigan. *The American Midland Naturalist Journal* 135, 195–204. doi: 10.2307/2426702
- Kim, S., Kim, C., Han, S.H., Lee, S.T., Son, Y., 2018. A multi-site approach toward assessing the effect of thinning on soil carbon contents across temperate pine, oak, and larch forests. *Forest Ecology and Management* 424, 62–70. doi:10.1016/j.foreco.2018.04.040
- Klemmedson, J.O., Meier, C.E, Campbell, R.E. 1990. Litter fall transfers of dry matter and nutrients in ponderosa pine stands. *Canadian Journal of Forest Research* 20, 1105–1115. doi:10.1007/s13398-014-0173-7.2
- Korkanç, S.Y., 2014. Effects of afforestation on soil organic carbon and other soil properties. *Catena* 123, 62-69. doi: 10.1016/j.catena.2014.07.009
- Kurz, C., Coûteaux, M.M., Thiéry, J.M., 2000. Residence time and decomposition rate of *Pinus pinaster* needles in a forest floor from direct field measurements under a Mediterranean climate. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 1197–1206. doi:10.1016/S0038-0717(00)00036-5
- Lado-Monserrat, L., Lidón, A., Bautista, I., 2016. Erratum to: Litterfall, litter decomposition and associated nutrient fluxes in *Pinus halepensis*: influence of tree removal intensity in a Mediterranean forest. *European Journal of Forest Research* 135, 203–214. doi:10.1007/s10342-015-0893-z
- Laganière, J., Angers, D.A., Pare, D., 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biology* 16, 439–453. doi:10.1111/j.1365-2486.2009.01930.
- Lal, R., 1997. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO₂-enrichment. *Soil and Tillage Research* 43, 81–107. doi:10.1016/S0167-1987(97)00036-6
- Lal, R., 2001. Soil degradation by erosion. *Land Degradation & Development* 12, 519–539. doi:10.1002/ldr.472
- Lal, R., 2002. Soil carbon dynamics in cropland and rangeland. *Environmental Pollution* 116, 353–362. doi:10.1016/S0269-7491(01)00211-1

- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, 1–22. doi:10.1016/j.geoderma.2004.01.032
- Lal, R., 2005. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management* 220, 242–258. doi:10.1016/j.foreco.2005.08.015
- Lal, R., 2008. Carbon sequestration. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 363, 815–30. doi:10.1098/rstb.2007.2185
- Lal, R., 2015. Carbon sequestration in soil. *Current Opinion in Environment Sustainability* 15, 79–86. doi:10.1016/j.cosust.2015.09.002
- Lal, R., Lorenz, K., Hüttl, R.F., Uwe, B., 2013. *Ecosystem Service and Carbon Sequestration in the Biosphere*. Springer Dordrecht Heidelberg New York London, pp. 464. doi:10.1007/978-94-007-6455-2
- Lasanta, T., García-Ruiz, J.M., Pérez-Rantomé, C., Sancho-Marcén, C., 2000. Runoff and sediment yield in a semi-arid environment: The effect of land management after farmland abandonment. *Catena* 38, 265–278. doi:10.1016/S0341-8162(99)00079-X
- Leps, J., Smilauer, P., 2003. *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge (Eds.)
- Lesschen, J.P., Cammeraat, L.H., Kooijman, A.M., van Wesemael, B., 2008. Development of spatial heterogeneity in vegetation and soil properties after land abandonment in a semi-arid ecosystem. *Journal of Arid Environments* 72, 2082–2092. doi:10.1016/j.jaridenv.2008.06.006
- Li, D., Niu, S., Luo, Y., 2012. Global patterns of the dynamics of soil carbon and nitrogen stocks following afforestation: a meta-analysis. *New Phytologist* 195, 172–81. doi:10.1111/j.1469-8137.2012.04150.x
- Li, X., Li, Y., Peng, S., Chen, Y., Cao, Y., 2019. Changes in soil phosphorus and its influencing factors following afforestation in northern China. *Land Degradation & Development* 30, 1655–1666. doi:10.1002/ldr.3345
- Li, Z.A., Zou, B., Xia, H.P., Ren, H., Mo, J.M., Weng, H., 2005. Litterfall dynamics of an evergreen broadleaf forest and a pine forest in the subtropical region of China. *Forest Science* 51, 608–615. doi:10.1093/forestscience/51.6.608
- Liao, C., Luo, Y., Fang, C., Chen, J., Li, B., 2012. The effects of plantation practice on soil properties based on the comparison between natural and planted forests: a meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography* 21, 318–327. doi:10.1111/j.1466-8238.2011.00690.x
- Liu, X., Yang, T., Wang, Q., Huang, F., Li, L., 2018. Dynamics of soil carbon and nitrogen stocks after afforestation in arid and semi-arid regions: A meta-analysis. *Science of the Total Environment* 618, 1658–1664. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.10.009
- Liu, Y., Gao, M., Wu, W., Tanveer, S.K., Wen, X., Liao, Y., 2013. The effects of conservation tillage practices on the soil water-holding capacity of a non-irrigated apple orchard in the Loess Plateau, China. *Soil and Tillage Research* 130, 7–12. doi:10.1016/j.still.2013.01.012
- Lizaga, I., Quijano, L., Gaspar, L., Ramos, M.C., Navas, A., 2019. Linking land use changes to variation in soil properties in a Mediterranean mountain agroecosystem. *Catena* 172, 516–527. doi:10.1016/j.catena.2018.09.019
- Llorente, M., Glaser, B., Turrión, M.B., 2010. Anthropogenic disturbance of natural forest vegetation on calcareous soils alters soil organic matter composition and natural abundance of ¹³C and ¹⁵N

- in density fractions. *European Journal of Forest Research* 129, 1143–1153. doi:10.1007/s10342-010-0402-3
- Lobe, I., Bol, R., Ludwig, B., Du Preez, C.C., Amelung, W., 2005. Savanna-derived organic matter remaining in arable soils of the South African Highveld long-term mixed cropping: evidence from C-13 and N-15 natural abundance. *Soil Biology and Biochemistry* 37, 1898–1909. doi:10.1016/j.soilbio.2005.02.030
- Löf, M., Dey, D.C., Navarro, R.M., Jacobs, D.F., 2012. Mechanical site preparation for forest restoration. *New Forests* 43, 825–848. doi:10.1007/s11056-012-9332-x
- López-Serrano, F.R., De las Heras, J., González-Ochoa, A.I., García-Morote, F.A., 2005. Effects of silvicultural treatments and seasonal patterns on foliar nutrients in young post-fire *Pinus halepensis* forest stands. *Forest Ecology and Management* 210, 321–336. doi:10.1016/j.foreco.2005.02.042
- Luo, Y., Su, B.O., Currie, W.S., Dukes, J.S., Finzi, A., Hartwig, U., Hungate, B., McMurtrie, R.E., Oren, R.A.M., Parton, W.J., Pataki, M., Shaw, M.R., Zak, D.R., Field, C.B., 2004. Progressive nitrogen limitation of ecosystem responses to rising atmospheric carbon dioxide. *BioScience* 54, 731–739. doi:10.1641/0006-3568(2004)054[0731:pnloer]2.0.co;2
- Luo, Z., Feng, W., Luo, Y., Baldock, J., Wang, E., 2017. Soil organic carbon dynamics jointly controlled by climate, carbon inputs, soil properties and soil carbon fractions. *Global Change Biology* 23 (10), 4430–4439. doi: 10.1111/gcb.13767
- Maestre, F.T., Cortina, J., 2004. Are *Pinus halepensis* plantations useful as a restoration tool in semiarid Mediterranean areas? *Forest Ecology and Management* 198, 303–317. doi:10.1016/j.foreco.2004.05.040
- Maestre, F.T., Cortina, J., Bautista, S., Bellot, J., 2003. Does *Pinus halepensis* facilitate the establishment of shrubs in Mediterranean semi-arid afforestations? *Forest Ecology and Management* 176, 147–160. doi:10.1016/S0378-1127(02)00269-4
- Maestre, F., Quero, J., Gotelli, N. et al., 2012. Plant species richness and ecosystem multifunctionality in global drylands. *Science* 335, 214–219. doi: 10.1126/science.1215442
- MAGRAMA, 2016. Impactos del cambio climático en los procesos de desertificación en España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, pp. 27.
- Magruder, M.; Chhin, S.; Palik, J.B.B., 2013. Thinning increases climatic resilience of red pine. *Canadian Journal of Forest Research* 43, 878–889. doi: 10.1139/cjfr-2013-0088
- Manning, P., Van Der Plas, F., Soliveres, S., Allan, E., Maestre, F.T., Mace, G., Whittingham, M.J., Fischer, M., 2018. Redefining ecosystem multifunctionality. *Nature Ecology and Evolution* 2, 427–436. doi:10.1038/s41559-017-0461-7
- MAPA, 1994. Métodos Oficiales de Análisis. Tomo III Secretaría General Técnica del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- MAPA, 2006. Forestación de Tierras Agrícolas: análisis de su evolución y contribución a la fijación del carbono y al uso racional de la tierra. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- MAPA, 2017. Avance del Anuario de Estadística Forestal. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

- MAPAMA, 2008. Programa de Acción Nacional de la Lucha contra la Desertificación (PAND). Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid.
- Markewitz, D., Sartori, F., Craft, C., Jones, J.W., 2002. Soil change and carbon storage in longleaf pine stands planted on marginal agricultural lands. *Ecological Applications* 12, 1276–1285. doi:10.1890/1051-0761(2002)012[1276:SCACSI]2.0.CO;2
- Martí-Roura, M., Casals, P., Romanyà, J., 2011. Temporal changes in soil organic C under Mediterranean shrublands and grasslands: impact of fire and drought. *Plant and Soil* 338, 289–300. doi:10.1007/s11104-010-0485-0
- Martín-Peinado, F.J., Navarro, F.B., Jiménez, M.N., Sierra, M., Martínez, F.J., Romero-Freire, A., Rojo, L., Fernández-Ondoño, E., 2016. Long-term effects of pine plantations on soil quality in southern Spain. *Land Degradation & Development* 1720, 1709–1720. doi:10.1002/ldr.2566
- Martínez-López, V., Zapata, V., De la Rúa, P., Robledano, F., 2019. Uncovering mechanisms of bird seed dispersal in semiarid environments to help to restore them. *Ecosphere* 10 (4), e02673. doi:10.1002/ecs2.2673
- McDowell, N.G., Allen, C.D., 2015. Darcy's law predicts widespread forest mortality under climate warming. *Nature Climate Change* 5, 669–672. doi:10.1038/nclimate2641
- Merino, A., Fernández-López, A., Solla-Gullón, F., Edeso, J.M., 2004. Soil changes and tree growth in intensively managed *Pinus radiata* in northern Spain. *Forest Ecology and Management* 196, 393–404. doi:10.1016/j.foreco.2004.04.002
- Metzger, M.J., Rounsevell, M.D.A., Acosta-Michlik, L., Leemans, R., Schröter, D., 2006. The vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114, 69–85. doi:10.1016/j.agee.2005.11.025
- Michopoulos, P., Baloutsos, G., Economou, A., Samara, C., Thomaidis, N.S., Grigoratos, T., 2007. Nutrient cycling and foliar status in an urban pine forest in Athens, Greece. *Plant and Soil* 294, 31–39. doi:10.1007/s11104-007-9224-6
- Miller, H.G., Miller, J.D., 1976. Analysis of needle fall as a means of assessing nitrogen status in pine. *Forestry* 49, 57–61. doi: 10.1093/forestry/49.1.57
- Minasny, B., O'Rourke, S., Chaplot, V., Stockmann, U., van Wesemael, B., Hong, S.Y., Padarian, J., Chen, Z.S., Martin, M., Paustian, K., Pan, G., Gimona, A., Sulaeman, Y., Das, B.S., Field, D.J., Savin, I., Hedley, C.B., Malone, B.P., Stolbovoy, V., Richer-de-Forges, A.C., Arrouays, D., Poggio, L., Mulder, V.L., Tsui, C.C., Cheng, K., McBratney, A.B., Vågen, T.G., McConkey, B.G., Chambers, A., Odeh, I., Winowiecki, L., Mandal, B., Angers, D.A., Marchant, B.P., 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma* 292, 59–86. doi:10.1016/j.geoderma.2017.01.002
- Miralles, I., Ortega, R., Almendros, G., Sánchez-Marañón, M., Soriano, M., 2009. Soil quality and organic carbon ratios in mountain agroecosystems of South-east Spain. *Geoderma* 150, 120–128. doi:10.1016/j.geoderma.2009.01.011
- Molina, J.A.E., 1996. Description of the model NCSOIL. In: Powlson, D.S., Smith, P., Smith, J.U. (Eds.), *Evaluation of Soil Organic Matter Models Using Existing Long-term Datasets*. NATO ASI Series I. Springer-Verlag, Heidelberg, pp. 269–274.
- Montanarella, L., Tóth, G., 2008. Desertification in Europe. 15th Congress of the International Soil Conservation Organization, 18-23. doi:10.1007/978-94-009-4648-4

- Montero, G., Serrada, R., 2013. La situación de los bosques y el sector forestal en España. Lourizán (Pontevedra), pp. 252.
- Montero de Burgos y González-Rebollar, 1983. Diagramas bioclimáticos. ICONA, Madrid.
- Montiel-Molina, C., 2006. The restoration of forest landscapes through farmland afforestation measures in Spain. In: Agnoletti, M. (Ed), The Conservation of Cultural Landscapes. CABI, pp. 195-208.
- Moreno-Gutiérrez, C., Barberá, G.G., Nicolás, E., De Luis, M., Castillo, V.M., Martínez-Fernández, F., Querejeta, J.I., 2011. Leaf $\delta^{18}O$ of remaining trees is affected by thinning intensity in a semiarid pine forest. *Plant, Cell and Environment* 34, 1009–1019. doi:10.1111/j.1365-3040.2011.02300.x
- Mueller, T., Jensen, L.S., Hansen, S., Nielsen, N.E., 1996. Simulating soil carbon and nitrogen dynamics with the soil-plant-atmosphere system model DAISY. In: Powlson, D.S., Smith, P., Smith, J.U. (Eds.), Evaluation of Soil Organic Matter Models Using Existing Long-term Datasets. NATO ASI Series I. Springer-Verlag, Heidelberg.
- Muhammed, S.E., Coleman, K., Wu, L., Bell, V.A., Davies, J.A.C., Quinton, J.N., Carnell, E.J., Tomlinson, S.J., Dore, A.J., Dragosits, U., Naden, P.S., Glendining, M.J., Tipping, E., Whitmore, A.P., 2018. Impact of two centuries of intensive agriculture on soil carbon, nitrogen and phosphorus cycling in the UK. *Science of the Total Environment* 634, 1486–1504. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.03.378
- Muñoz-Rojas, M., De la Rosa, D., Zavala, L.M., Jordán, A., Anaya-Romero, M., 2011. Changes in land cover and vegetation carbon stocks in Andalusia, Southern Spain (1956-2007). *Science of the Total Environment* 409, 2796–2806. doi:10.1016/j.scitotenv.2011.04.009
- Muñoz-Rojas, M., Jordán, A., Zavala, L.M., González-Peñaloza, F.A., De la Rosa, D., Pino-Mejias, R., Anaya-Romero, M., 2013. Modelling soil organic carbon stocks in global change scenarios: a CarboSOIL application. *Biogeosciences* 10, 8253–8268. doi:10.5194/bg-10-8253-2013
- Muñoz-Rojas, M., Jordán, A., Zavala, L.M., De La Rosa, D., Abd-Elmabod, D.S.K., Anaya-Romero M., 2015. Impact of land use and land cover changes on organic carbon stocks in Mediterranean soils (1956–2007). *Land Degradation and Development* 26, 168–179. doi: 10.1002/ldr.2194
- Muñoz-Rojas, M., Erickson, T.E., Dixon, K.W., Merritt, D.J., 2016. Soil quality indicators to assess functionality of restored soils in degraded semiarid ecosystems. *Restoration Ecology* 24, S43–S52. doi:10.1111/rec.12368
- Nadal-Romero, E., Cammeraat, E., Pérez-Cardiel, E., Lasanta, T., 2016. Effects of secondary succession and afforestation practices on soil properties after cropland abandonment in humid Mediterranean mountain areas. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 228, 91–100. doi:10.1016/j.agee.2016.05.003
- Navarro, F. B., Ripoll, M. A., Jiménez, M. N., De Simón, E., Valle, F., 2006. Vegetation response to conditions caused by different soil-preparation techniques applied to afforestation in semiarid abandoned farmland. *Land Degradation & Development* 17, 73-87. doi:10.1002/ldr.695
- Navarro, F.B., Romero-Freire, A., Del Castillo, T., Foronda, A., Jiménez, M.N., Ripoll, M. A., Sánchez-Miranda, A., Huntsinger, L., Fernández-Ondoño, E., 2013. Effects of thinning on litterfall were found after years in a *Pinus halepensis* afforestation area at tree and stand levels. *Forest Ecology and Management* 289, 354–362. doi:10.1016/j.foreco.2012.09.026

- Navarro, F.B., Garrido-García, J.A., Fernández-Ondoño, E., 2018. Cortijos del Conejo y Albarrán y Cortijo Becerra: Área de referencia de investigación en gestión del medio natural del SE ibérico. Universidad de Granada, Granada, pp. 631.
- Navarro-Cerrillo, R.M., Duque-Lazo, J., Rodríguez-Vallejo, C., Varo-Martínez, M.Á., Palacios-Rodríguez, G., 2018. Airborne laser scanning cartography of on-site carbon stocks as a basis for the silviculture of *Pinus halepensis* plantations. *Remote Sensing* 10, 1660. doi:10.3390/rs10101660
- Nieto, O.M., Castro, J., Fernández-Ondoño, E., Smith, P., 2010. Simulation of soil organic carbon stocks in a Mediterranean olive grove under different soil-management systems using the RothC model. *Soil Use and Management* 26, 118-125. doi:10.1111/j.1475-2743.2010.00265.x
- Nieto, O.M., Castro, J., Fernández-Ondoño, E., 2012. Conventional tillage versus cover crops in relation to carbon fixation in Mediterranean olive cultivation. *Plant and Soil* 365, 1-15. doi:10.1007/s11104-012-1395-0
- Norby, R.J., DeLucia, E.H., Gielen, B., Calfapietra, C., Giardina, C.P., King, J.S., Ledford, J., McCarthy, H.R., Moore, D.J.P., Ceulemans, R., De Angelis, P., Finzi, A.C., Karnosky, D.F., Kubiske, M.E., Lukac, M., Pregitzer, K.S., Scarascia-Mugnozza, G.E., Schlesinger, W.H., Oren, R., 2005. Forest response to elevated CO₂ is conserved across a broad range of productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102, 18052–18056. doi:10.1073/pnas.0509478102
- Nortcliff, S., 2002. Standardisation of soil quality attributes. *Agriculture Ecosystems & Environment* 88, 161–168. doi:10.1016/S0167-8809(01)00253-5
- Novara, A., La Mantia, T., Rühl, J., Badalucco, L., Kuzyakov, Y., Gristina, L., Vito Armando Laudicina, V.A., 2014. Dynamics of soil organic carbon pools after agricultural abandonment. *Geoderma* (235–236), 191-198. doi:10.1016/j.geoderma.2014.07.015
- Novara, A., Gristina, L., Sala, G., Galati, A., Crescimanno, M., Cerdà, A., Badalamenti, E., La Mantia, T., 2017. Agricultural land abandonment in Mediterranean environment provides ecosystem services via soil carbon sequestration. *Science of the Total Environment* 576, 420–429. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.10.123
- Olsen, S.R., Sommers, L.E., 1982. Phosphorus. In: Page, D.L. (Ed.) *Methods of soil analysis. Chemical and microbiological properties*. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, pp. 403–430.
- Osem, Y., Zangy, E., Bney-Moshe, E., Moshe, Y., 2012. Understory woody vegetation in manmade Mediterranean pine forests: variation in community structure along a rainfall gradient. *European Journal of Forest Research* 131, 693-704. doi:10.1007/s10342-011-0542-0
- Ouro, G., Pérez-Batallón, P., Merino, A., 2001. Effects of silvicultural practices on nutrient status in a *Pinus radiata* plantation: nutrient export by tree removal and nutrient dynamics in decomposing logging residues. *Annals of Forest Science* 58, 411–422. doi:10.1051/forest:2001134
- Pan, Y., Birdsey, R.A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P.E., Kurz, W.A., Phillips, O.L., Shvidenko, A., Lewis, S.L., Canadell, J.G. and Ciais, P., 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333 (6045),988-993. doi: 10.1126/science.1201609
- Pardos, J.A., 2010. Los ecosistemas forestales y el secuestro de carbono ante el calentamiento global. *Monográficos del INIA. Serie Forestal*, 20, Madrid, pp. 253.

- Parraga-Aguado, I., Querejeta, J.I., González-Alcaraz, M.N., Conesa, H.M., 2014. Metal(loid) allocation and nutrient retranslocation in *Pinus halepensis* trees growing on semiarid mine tailings. *Science of the Total Environment* 485–486, 406–414. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.03.116
- Parton, W.J., 1996. The CENTURY model. In: Powlson, D.S., Smith, P., Smith, J.U. (Eds.), *Evaluation of soil organic matter models using existing long-term datasets*. NATO ASI Series I. Springer-Verlag, Heidelberg, pp. 283–293.
- Paul, K.I., Polglase, P.J., Nyakuengama, J.G., Khanna, P.K., 2002. Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management* 168 (1), 241–257. doi: 10.1016/S0378-1127(01)00740-X
- Paul, K.I., Polglase, P.J., Richards, G.P., 2003. Predicted change in soil carbon following afforestation or reforestation, and analysis of controlling factors by linking a C accounting model (CAMFor) to models of forest growth (3PG), litter decomposition (GENDEC) and soil C turnover (RothC). *Forest Ecology and Management* 177, 485–501. doi:10.1016/S0378-1127(02)00454-1
- Paul, K.I., Cunningham, S.C., England, J.R., Roxburgh, S.H., Preece, N.D., Lewis, T., Brooksbank, K., Crawford, D.F., Polglase, P.J., 2016. Managing reforestation to sequester carbon, increase biodiversity potential and minimize loss of agricultural land. *Land Use Policy* 51, 135–149. doi:10.1016/j.landusepol.2015.10.027
- Paul, K.I., England, J.R., Baker, T.G., Cunningham, S.C., Perring, M.P., Polglase, P.J., Wilson, B., Cavagnaro, T.R., Lewis, T., Read, Z., Madhavan, D.B., Herrmann, T., 2018. Using measured stocks of biomass and litter carbon to constrain modelled estimates of sequestration of soil organic carbon under contrasting mixed-species environmental plantings. *Science of the Total Environment* 615, 348–359. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.09.263
- Pausas, J.G., Blade, C., Valdecantos, A., Seva, J.P., Fuentes, D., Alloza, J.A., Vilagrosa, A., Bautista, S., Cortina, J., Vallejo, R., 2004. Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspectives for an old practice - a review. *Plant Ecology* 171, 209–220.
- Paustian, K., Andrén, O., Janzen, H.H., Lal, R., Smith, P., Tian, G., Tiessen, H., Van Noordwijk, M., Woerner, P.L., 1997. Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. *Soil Use and Management* 13, 230–244. doi:10.1111/j.1475-2743.1997.tb00594.x
- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G.P., Smith, P., 2016. Climate-smart soils. *Nature* 532, 49–56. doi:10.1038/nature17174
- Peng, X., Horn, R., Hallett, P., 2015. Soil structure and its functions in ecosystems: Phase matter and scale matter. *Soil and Tillage Research* 146, 1–3. doi:10.1016/j.still.2014.10.017
- Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Wagner, F., 2003. Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme and Institute for Global Environmental Strategies Kanagawa, Japan. Disponible en: http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/gpplulucf_files/GPG_LULUCF_FULL.pdf (consultado en junio 2019)
- Peñuelas, J., Sardans, J., Filella, I., Estiarte, M., Llusà, J., Ogaya, R., Carnicer, J., Bartrons, M., Rivas-Ubach, A., Grau, O., Peguero, G., Margalef, O., Pla-Rabés, S., Stefanescu, C., Asensio, D., Preece, C., Liu, L., Verger, A., Rico, L., Barbeta, A., Achotegui-Castells, A., Gargallo-Garriga, A., Sperlich, D., Farré-Armengol, G., Fernández-Martínez, M., Liu, D., Zhang, C., Urbina, I., Camino, M., Vives, M., Nadal-Sala, D., Sabaté, S., Gracia, C., Terradas, J., 2018. Assessment of the impacts of climate change on Mediterranean terrestrial ecosystems based on data from field experiments and long-

- term monitored field gradients in Catalonia. *Environmental and Experimental Botany* 152, 49-59. doi:10.1016/j.envexpbot.2017.05.012
- Pérez-Peña, J.V., Azañón, J.M., Azor, A., Della Seta, M., Tuccimei, P., Alonso Zarza, A.M., González Lodeiro, F., 2007. Análisis de la erosión diferencial en el Pleistoceno Superior para las subcuencas de Guadix y Baza. En: Sanz de Galdeano, C. y Peláez, J.A. (Eds.), *Estructura, tectónica activa, sismicidad, geomorfología y dataciones existentes*, IACT-CSIC, UGR y UJA, Granada, pp. 241-262.
- Perino, A., Pereira, H.M., Navarro, L.M., Fernández, N., Bullock, J.M., Ceaşu, S., Cortés-Avizanda, A., van Klink, R., Kuemmerle, T., Lomba, A., Pe'er, G., Plieninger, T., Rey Benayas, J.M., Sandom, C.J., Svenning, J.C., Wheeler, H.C., 2019. Rewilding complex ecosystems. *Science* (364), 6438. doi:10.1126/science.aav5570
- Plaza, C., Zaccone, C., Sawicka, K., Méndez, A.M., Tarquis, A., Gascó, G., Heuvelink, G.B.M., Schuur, E.A.G., Maestre, F.T., 2018. Soil resources and element stocks in drylands to face global issues. *Scientific Reports* 8, 1–8. doi:10.1038/s41598-018-32229-0
- Podwika, M., Solek-Podwika, K., Ciarkowska, K., 2018. Changes in the properties of grassland soils as a result of afforestation. *iForest - Biogeosciences and Forestry* 11, 600–608. doi:10.3832/ifor2556-011
- Pointereau, P., Coulon, F., Girard, P., Lambotte, M., Stuczynski, T., Ortega, V.S., Del Rio, A., 2008. Analysis of the driving forces behind farmland abandonment and the extent and location of agricultural areas that are actually abandoned or are in risk to be abandoned, EUR-OP. Institute for Environment and Sustainability. JCR, European Commission. Luxembourg, pp. 202.
- Porta, J., López-Acevedo, M., Poch, M.R., 2013. *Edafología: uso y protección de los suelos*. Mundi-Prensa, Madrid, pp. 608.
- Portillo-Estrada, M., Korhonen, J.F.J., Pihlatie, M., Pumpanen, J., Frumau, A.K.F., Morillas, L., Tosens, T., Niinemets, U., 2013. Inter- and intra-annual variations in canopy fine litterfall and carbon and nitrogen inputs to the forest floor in two European coniferous forests. *Annals of Forest Science* 70, 367–379. doi:10.1007/s13595-013-0273-0
- Post, W.M., Kwon, K.C., 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology* 6, 317–327. doi:10.1046/j.1365-2486.2000.00308.x
- Prévosto, B., Monnier, Y., Ripert, C., Fernandez, C., 2011. Can we use shelterwoods in Mediterranean pine forests to promote oak seedling development? *Forest Ecology and Management* 262, 1426–1433. doi:10.1016/j.foreco.2011.06.043
- Primicia, I., Imbert, J.B., Traver, M.C., Castillo, F.J., 2014. Inter-specific competition and management modify the morphology, nutrient content and resorption in Scots pine needles. *European Journal of Forest Research* 133, 141–151. doi:10.1007/s10342-013-0753-7
- Prior, L.D., Paul, K.I., Davidson, N.J., Hovenden, M.J., Nichols, S.C., Bowman, D., 2015. Evaluating carbon storage in restoration plantings in the Tasmanian Midlands, a highly modified agricultural landscape. *The Rangeland Journal* 37 (5), 477–488. doi: 10.1071/RJ15070
- Putz, F.E., Redford, K.H., 2009. Dangers of carbon-based conservation. *Global Environmental Change* 19, 400–401. doi:10.1016/j.gloenvcha.2009.07.005

- Qiu, K., Xie, Y., Xu, D., Pott, R., 2018. Ecosystem functions including soil organic carbon, total nitrogen and available potassium are crucial for vegetation recovery. *Scientific Reports* 8, 7607. doi:10.1038/s41598-018-25875-x
- Querejeta, J.I., Roldán, A., Albaladejo, J., Castillo, V., 2001. Soil water availability improved by site preparation in a *Pinus halepensis* afforestation under semiarid climate. *Forest Ecology and Management* 149, 115–128. doi:10.1016/S0378-1127(00)00549-1
- Querejeta, J.I., Barberá, G.G., Granados, A., Castillo, V.M., 2008. Afforestation method affects the isotopic composition of planted *Pinus halepensis* in a semiarid region of Spain. *Forest Ecology and Management* 254, 56–64. doi:10.1016/j.foreco.2007.07.026
- Quézel, P., 2000. Taxonomy and biogeography of Mediterranean pines (*Pinus halepensis* and *P. brutia*). In: Ne'eman, G., Trabaud, L. (Eds.), *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 1–12.
- Rabot, E., Wiesmeier, M., Schlüter, S., Vogel, H.J., 2018. Soil structure as an indicator of soil functions: A review. *Geoderma* 314, 122–137. doi:10.1016/j.geoderma.2017.11.009
- Renwick, A., Jansson, T., Verburg, P.H., Revoredo-Giha, C., Britz, W., Gocht, A., McCracken, D., 2012. Policy reform and agricultural land abandonment in the EU. *Land Use Policy* 30, 446–457. doi:10.1016/j.landusepol.2012.04.005
- Rey-Benayas, J., 2007. Abandonment of agricultural land: an overview of drivers and consequences. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 2. doi:10.1079/PAVSNNR20072057
- Rey-Benayas, J.M., Newton, A.C., Díaz, A., Bullock, J.M., 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325, 1121–1125. doi:10.1126/science.1172460
- Richter, D.D., Markewitz, D., 2001. *Understanding soil change: soil sustainability over millennia, centuries, and decades*. Cambridge University Press, New York, pp. 255.
- Richter, D.D., Markewitz, D., Heine, P.R., Jin, V., Raikes, J., Tian, K., Wells, C.G., 2000. Legacies of agriculture and forest regrowth in the nitrogen of old-field soils. *Forest Ecology and Management* 138, 233–248. doi:10.1016/S0378-1127(00)00399-6
- Ripoll, M.A., 2004. Aprovechamiento de escorrentías mediante la construcción de microcuencas: aplicación a la forestación en ambientes mediterráneos. Tesis doctoral, Universidad de Granada.
- Ripoll, M., Jiménez, M., Fernández-Ondoño, E., Gallego, E., Simón, E., Navarro, F.B., 2006. Eficacia de las microcuencas en la supervivencia del pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) y de la encina (*Quercus ilex* L. subsp. *ballota* (Desf.) Samp.) en distintos ambientes mediterráneos. *Investigación agraria. Sistemas y recursos forestales* 15, 218–230.
- Rivas-Martínez, S., Loidi, J., 1999. Bioclimatology of the Iberian peninsula. *Itinera Geobotanica* 13, 41–47.
- Robinson, D.A., Seaton, F., Sharps, K., Thomas, A., Parry Roberts, F., van der Ploeg, M., Jones, L., Stolte, J., Puig de la Bellacasa, M., Harrison, P., Emmett, B., 2017. Soil resources, the delivery of ecosystem services and value. *Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science*, 1–43. doi:10.1093/acrefore/9780199389414.013.375

- Rodríguez, A., Durán, J., Rey, A., Boudouris, I., Valladares, F., Gallardo, A., Yuste, J.C., 2019. Interactive effects of forest die-off and drying-rewetting cycles on C and N mineralization. *Geoderma* 333, 81–89. doi:10.1016/j.geoderma.2018.07.003
- Rodríguez-Ariza, M.O., Valle, F., Esquivel, J.A., 1996. The vegetation from the Guadix- Baza Basin (Granada, Spain) during the copper and bronze ages based on anthracology. *Archeologia e Calcolatori* 7, 537-558.
- Rodríguez-Martín, J.A., Álvaro-Fuentes, J., Gonzalo, J., Gil, C., Ramos-Miras, J.J., Grau Corbí, J.M., Boluda, R., 2016. Assessment of the soil organic carbon stock in Spain. *Geoderma* 264, 117–125. doi:10.1016/j.geoderma.2015.10.010
- Roig, S., Del Río, M., Cañellas, I., Montero, G., 2005. Litter fall in Mediterranean *Pinus pinaster* Ait. stands under different thinning regimes. *Forest Ecology and Management* 206, 179–190. doi:10.1016/j.foreco.2004.10.068
- Romanyà, J., Cortina, J., Falloon, P., Coleman, K., Smith, P., 2000. Modelling changes in soil organic matter after planting fast-growing *Pinus radiata* on Mediterranean agricultural soils. *European Journal of Soil Science* 51, 627–641. doi:10.1111/j.1365-2389.2000.00343.x
- Romero-Díaz, A., Belmonte-Serrato, F., Ruiz-Sinoga, J.D., 2010. The geomorphic impact of afforestations on soil erosion in Southeast Spain. *Land Degradation & Development* 21, 188–195. doi:10.1002/ldr.946
- Romero-Díaz, A., Ruiz-Sinoga, J.D., Robledano-Aymerich, F., Brevik, E.C., Cerdá, A., 2017. Ecosystem responses to land abandonment in Western Mediterranean Mountains. *Catena* 149, 824–835. doi:10.1016/j.catena.2016.08.013
- Ros-Candeira, A., Pérez-Luque, A.J., Suárez-Muñoz, M., Bonet-García, F.J., Hódar, J.A., Giménez de Azcárate, F., Ortega-Díaz, E., 2019. Dataset of occurrence and incidence of pine processionary moth in Andalusia, south Spain. *ZooKeys* 2019, 125–136. doi:10.3897/zookeys.852.28567
- Rotenberg, E., Yakir, D., 2010. Contribution of semi-arid forests to the climate system. *Science* 327, 451-454. doi:10.1126/science.1179998
- Ruiz-Mirazo, J., Robles, A.B., 2012. Impact of targeted sheep grazing on herbage and holm oak saplings in a silvopastoral wildlife prevention system in south-eastern Spain. *Agroforestry Systems* 86, 477–491. doi:10.1007/s10457-012-9510-z
- Ruiz-Mirazo, J., Gonzalez-Rebollar, J.L., 2013. Growth and structure of a young Aleppo pine planted forest after thinning for diversification and wildfire prevention. *Forest Systems* 22, 47–57. doi:10.5424/fs/2013221-02500
- Ruiz-Navarro, A., Barbera, G.G., Navarro-Cano, J.A., Albaladejo, J., Castillo, V.M., 2009. Soil dynamics in *Pinus halepensis* reforestation: effects of microenvironments and previous land use. *Geoderma* 153, 353–361. doi:10.1016/j.geoderma.2009.08.024
- Ruiz-Peinado, R., Bravo-Oviedo, A., López-Senespleda, E., Montero, G., Río, M., 2013. Do thinnings influence biomass and soil carbon stocks in Mediterranean maritime pinewoods? *European Journal of Forest Research* 132, 253–262. doi:10.1007/s10342-012-0672-z
- Ruiz-Peinado, R., Bravo-Oviedo, A., López-Senespleda, E., Bravo, F., Río, M., 2017. Forest management and carbon sequestration in the Mediterranean region : A review. *Forest Systems* 26, 1–25. doi: 10.5424/fs/2017262-11205

- Ruiz-Sinoga, J.D., Martínez-Murillo, J.F., Gabarrón-Galeote, M.A., García-Marín, R., 2011. The effects of soil moisture variability on the vegetation pattern in Mediterranean abandoned fields (Southern Spain). *Catena* 85, 1–11. doi:10.1016/j.catena.2010.11.004
- Ruiz-Sinoga, J.D., Pariente, S., Romeron-Diaz, A., Martínez-Murillo, J.F., 2012. Variability of relationships between soil organic carbon and some soil properties in Mediterranean rangelands under different climatic conditions (South of Spain). *Catena* 94, 17–25. doi:10.1016/j.catena.2011.06.004
- Rytter, R.M., 2016. Afforestation of former agricultural land with Salicaceae species - Initial effects on soil organic carbon, mineral nutrients, C: N and pH. *Forest Ecology and Management* 363, 21–30. doi:10.1016/j.foreco.2015.12.026
- Saquete, A., Lledó, M.J., Escarré, A., Ripoll, M.A., De-Simón, E., 2005. Effects of site preparation with micro-basins on *Pinus halepensis* Mill. Afforestations in a semiarid ombroclimate. *Annals of Forest Science* 62, 1–8. doi:10.1051/forest: 2005094
- Sánchez-Miranda, A., Jiménez, M.N., Gálvez-Garrido, C.R., Navarro, F.B., Ripoll, M.A., Hevia, A., Sánchez-Salguero, R., 2016. Thinning modulates climate-growth responses of *Pinus halepensis* Mill. under semiarid Mediterranean conditions. *STR16/04* 14, 111–119. doi:10.2312/GFZ.b103-16042
- Santa Regina, I., Tarazona, T., 2001. Nutrient pools to the soil through organic matter and throughfall under a Scots pine plantation in the Sierra de la Demanda, Spain. *European Journal of Soil Biology* 37, 125–133. doi:10.1016/S1164-5563(01)01072-X
- Sanz, M.J., De Vente, J., Chotte, J.L., Bernoux, M., Kust, G., Ruiz, I., Almagro, M., Alloza, J.A., Vallejo, R., Castillo, V., Hebel, A., Akhtar-Schuster, M., 2017. Sustainable Land Management contribution to successful land-based climate change adaptation and mitigation. A Report of the Science-Policy Interface. United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD), Bonn, Germany.
- Sardans, J., Peñuelas, J., 2015. Potassium: A neglected nutrient in global change. *Global Ecology and Biogeography* 24, 261–275. doi:10.1111/geb.12259
- Sardans, J., Rodà, F., Penuelas, J. 2004. Phosphorus limitation and competitive capacities of *Pinus halepensis* and *Quercus ilex* subsp. *rotundifolia* on different soils. *Plant Ecology* 174, 305–317. doi:10.1023/B:VEGE.0000049110.88127.a0
- Sardans, J., Peñuelas, J., Rodà, F., 2005. Changes in nutrient use efficiency, status and retranslocation in young post-fire regeneration *Pinus halepensis* in response to sudden N and P input, irrigation and removal of competing vegetation. *Trees - Structure and Function* 19, 233–250. doi:10.1007/s00468-004-0374-3
- Sardans, J., Rivas-Ubach, A., Peñuelas, J., 2011. Factors affecting nutrient concentration and stoichiometry of forest trees in Catalonia (NE Spain). *Forest Ecology and Management* 262, 2024–2034. doi:10.1016/j.foreco.2011.08.019
- Sauer, T., Ries, J.B., 2008. Vegetation cover and geomorphodynamics on abandoned fields in the Central Ebro Basin (Spain). *Geomorphology* 102, 267–277. doi:10.1016/j.geomorph.2008.05.006
- Schmidt, M.W.I., Torn, M.S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I.A., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D.A.C., Nannipieri, P., Rasse, D.P., Weiner, S., Trumbore, S.E., 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478, 49–56. doi:10.1038/nature10386

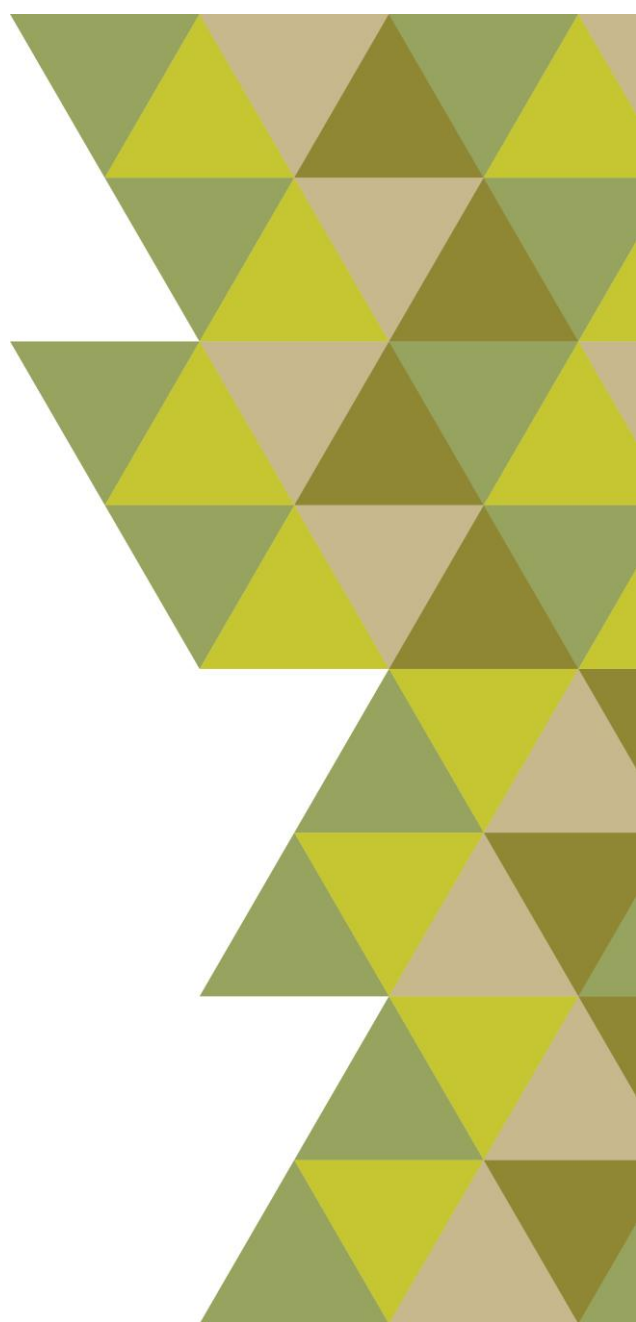
- Segura, C., Jiménez, M.N., Nieto, O., Navarro, F.B., Fernández-Ondoño, E., 2016. Changes in soil organic carbon over 20 years after afforestation in semiarid SE Spain. *Forest Ecology and Management* 381, 268–278. doi:10.1016/j.foreco.2016.09.035
- Segura, C., Fernández-Ondoño, E., Jiménez, M.N., Navarro, F.B., 2017. Thinning affects the needlefall nutrient return to soil in a semiarid Aleppo pine afforestation while the nutrient dynamics remain unchanged. *Forest Ecology and Management* 405, 257–270. doi:10.1016/j.foreco.2017.09.049
- Serra, P., Pons, X., Saurí, D., 2008. Land-cover and land-use change in a Mediterranean landscape: A spatial analysis of driving forces integrating biophysical and human factors. *Applied Geography* 28, 189–209. doi:10.1016/j.apgeog.2008.02.001
- Smal, H., Olszewska, M., 2008. The effect of afforestation with Scots pine (*Pinus silvestris* L.) of sandy post-arable soils on their selected properties. II. Reaction, carbon, nitrogen and phosphorus. *Plant and Soil* 305, 171–187. doi:10.1007/s11104-008-9538-z
- Smith, J., Smith, P., 2007. *Environmental Modelling. An Introduction*. Oxford University Press, Oxford.
- Smith, J., Smith, P., Wattenbach, M., Zaehle, S., Hiederer, R., Jones, R.J.A., Montarella, L., Rounsevell, M., Reginsters, I., Ewert, F., 2005. Projected changes in mineral soil carbon of European croplands and grasslands, 1990–2080. *Global Change Biology* 44, 2141–2152. doi:10.1111/j.1365-2486.2005.01075.x
- Smith, J., Gottschalk, P., Bellarby, J., Chapman, S., Lilly, A., Towers, W., Bell, J., Coleman, K., Nayak, D., Richards, M., Hillier, J., Flynn, H., Wattenbach, M., Aitkenhead, M., Yeluripurti, J., Farmer, J., Milne, R., Thomson, A., Evans, C., Whitmore, A., Falloon, P., Smith, P., 2010. Estimating changes in national soil carbon stocks using ECOSSE - a new model that includes upland organic soils. Part I. Application in Scotland. *Climate Research* 45, 1–35. doi:10.3354/cr00899
- Smith, P., 2008. Land use change and soil organic carbon dynamics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 81, 169–178. doi:10.1007/s10705-007-9138-y
- Smith, P., Smith, J.U., Powlson, D.S., McGill, W.B., Arah, J.R.M., Chertov, O.G., Coleman, K., Franko, U., Frolking, S., Jenkinson, D.S., Jensen, L.S., Kelly, R.H., Klein-Gunnewiek, H., Komarov, A.S., Li, C., Molina, J.A.E., Mueller, T., Parton, W.J., Thornley, J.H.M., Whitmore, A.P., 1997. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma* 81, 153–225. doi:10.1016/S0016-7061(97)00087-6
- Smith, P., Cotrufo, M.F., Rumpel, C., Paustian, K., Kuikman, P.J., Elliott, J.A., McDowell, R., Griffiths, R.I., Asakawa, S., Bustamante, M., House, J.I., Sobocká, J., Harper, R., Pan, G., West, P.C., Gerber, J.S., Clark, J.M., Adhya, T., Scholes, R.J., Scholes, M.C., 2015. Biogeochemical cycles and biodiversity as key drivers of ecosystem services provided by soils. *Soil* 1, 665–685. doi:10.5194/soil-1-665-2015
- Smith, P., Adams, J., Beerling, D.J., Beringer, T., Calvin, K. V., Fuss, S., Griscom, B., Hagemann, N., Kammann, C., Kraxner, F., Minx, J.C., Popp, A., Renforth, P., Vicente Vicente, J.L., Keesstra, S., 2019. Impacts of land-based greenhouse gas removal options on ecosystem services and the United Nations Sustainable Development Goals. *Annual Review of Environment and Resources* 44, annurev-environ-101718-033129. doi:10.1146/annurev-environ-101718-033129
- Sohn, J.A., Saha, S., Bauhus, J., 2016. Potential of forest thinning to mitigate drought stress: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 380, 261–273. doi:10.1016/j.foreco.2016.07.046

- Soil Conservation Service, 1972. Soil survey laboratory methods and procedures for collecting soil samples. Soil Survey Report 1. USDA, Washington DC.
- Song, X.P., Hansen, M.C., Stehman, S. V., Potapov, P.V., Tyukavina, A., Vermote, E.F., Townshend, J.R., 2018. Global land change from 1982 to 2016. *Nature* 560, 639–643. doi:10.1038/s41586-018-0411-9
- Stockmann, U., Adams, M.A., Crawford, J.W., Field, D.J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., Minasny, B., McBratney, A.B., Courcelles, V.D.R. De, Singh, K., Wheeler, I., Abbott, L., Angers, D. A., Baldock, J., Bird, M., Brookes, P.C., Chenu, C., Jastrow, J.D., Lal, R., Lehmann, J., O'Donnell, A.G., Parton, W.J., Whitehead, D., Zimmermann, M., 2013. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 164, 80–99. doi:10.1016/j.agee.2012.10.001
- Ter Braak, C.J.F., Smilauer, P., 2002. CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Ithaca, NY (USA).
- Throop, H.L., Archer, S.R., Monger, H.C., Waltman, S., 2012. When bulk density methods matter: Implications for estimating soil organic carbon pools in rocky soils. *Journal of Arid Environments* 77, 66–71. doi:10.1016/j.jaridenv.2011.08.020
- Tian, D., Xiang, Y., Wang, B., Li, M., Liu, Y., Wang, J., Li, Z., Niu, S., 2018. Cropland Abandonment Enhances Soil Inorganic Nitrogen Retention and Carbon Stock in China: A Meta-Analysis. *Land Degradation & Development* 29, 3898-3906. doi:10.1002/ldr.3137
- Trigalet, S., Gabarrón-Galeote, M.A., Van Oost, K., Van Wesemael B., 2016. Changes in soil organic carbon pools along a chronosequence of land abandonment in southern Spain. *Geoderma* 268, 14-21. doi:10.1016/j.geoderma.2016.01.014
- Tyurin, I.V., 1951. Analytical procedure for a comparative study of soil humus. *Trudy Pochr Inst Dokuchaeva* 38, 5–9.
- Ukonmaanaho, L., Merilä, P., Nöjd, P., Nieminen, T.M., 2008. Litterfall production and nutrient return to the forest floor in Scots pine and Norway spruce stands in Finland. *Boreal Environment Research* 13, 67–91.
- United Nations (UN), 2015. Transforming Our World: the 2030 Agenda for Sustainable Development. UN Document A/70/1, United Nations General Assembly (UNGA), Geneva.
- Valle, F. (Ed.), 2003. Mapa de Series de Vegetación de Andalucía. Editorial RUEDA, Madrid.
- van Leeuwen, C.C.E., Cammeraat, E.L.H., de Vente, J., Boix-Fayos, C., 2019. The evolution of soil conservation policies targeting land abandonment and soil erosion in Spain: A review. *Land Use Policy* 83, 174–186. doi:10.1016/j.landusepol.2019.01.018
- Wan, J., Li, Q., Li, N., Si, J., Zhang, Z., 2018. Soil indicators of plant diversity for global ecoregions: implications for management practices. *Global Ecology Conservation* 14, e00404. doi:10.1016/j.gecco.2018.e00404
- Wang, J., Wang, H., Fu, X., Xu, M., Wang, Y., 2016. Effects of site preparation treatments before afforestation on soil carbon release. *Forest Ecology and Management* 361, 277–285. doi:10.1016/j.foreco.2015.11.022
- Wang, Y., Fu, B., Lü, Y., Chen, L., 2011. Effects of vegetation restoration on soil organic carbon sequestration at multiple scales in semi-arid Loess Plateau, China. *Catena* 85, 58–66. doi:10.1016/j.catena.2010.12.003

- Wieder, W.R., Cleveland, C.C., Smith, W.K., Todd-Brown, K., 2015. Future productivity and carbon storage limited by terrestrial nutrient availability. *Nature Geoscience* 8, 441–444. doi:10.1038/NGEO2413
- Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobley, E., Lang, B., von Lützw, M., Marin-Spiotta, E., Van Wesemael, B., Rabot, E., Ließ, M., Garcia-Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H.J., Kögel-Knabner, I., 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma* 333, 149–162. doi:10.1016/j.geoderma.2018.07.026
- WRB, 2014. World reference base for soil resources 2014 (update 2015). International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
- Wu, G.L., Liu, Y., Fang, N.F., Deng, L., Shi, Z.H., 2016. Soil physical properties response to grassland conversion from cropland on the semi-arid area. *Ecohydrology* 9, 1471–1479. doi:10.1002/eco.1740
- Yosef, G., Walko, R., Avisar, R., Tatarinov, F., Rotenberg, E., Yakir, D., 2018. Large-scale semi-arid afforestation can enhance precipitation and carbon sequestration potential. *Scientific Reports* 8(996), 1–10. doi:10.1038/s41598-018-19265-6
- Zanchi, A.G., Thiel, D., Green, T., Lindner, M., 2007. Afforestation in Europe. Impact of Environmental Agreements on the CAP, MEACAP WP4. European Forest Institute, pp. 41.
- Zdruli, P., Jones, R.J.A, Montanarella, L., 2004. Organic matter in the soils of Southern Europe. Luxembourg.
- Zdruli, P., Lal, R., Cherlet, M., Kapur, S., 2017. New world atlas of desertification and issues of carbon sequestration, organic carbon stocks, nutrient depletion and implications for food security. In: Ersahin et al. (Eds.), *Carbon Management, Technologies, and Trends in Mediterranean Ecosystems. The Anthropocene: Politik–Economics–Society–Science*. pp. 13–25. doi:10.1007/978-3-319-45035-3
- Zeng, X., Zhang, W., Cao, J., Liu, X., Shen, H., Zhao, X., 2014. Changes in soil organic carbon, nitrogen, phosphorus, and bulk density after afforestation of the “Beijing–Tianjin Sandstorm Source Control” program in China. *Catena* 118, 186–194. doi:10.1016/j.catena.2014.01.005
- Zethof, J.H.T., Cammeraat, E.L.H., Nadal-Romero, E., 2019. The enhancing effect of afforestation over secondary succession on soil quality under semiarid climate conditions. *Science of the Total Environment* 652, 1090–1101. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.10.235
- Zhang, H., Yuan, W., Dong, W., Liu, S., 2014. Seasonal patterns of litterfall in forest ecosystem worldwide. *Ecological Complexity* 20, 240–247. doi:10.1016/j.ecocom.2014.01.003
- Zhang, K., Dang, H., Tan, S., Wang, Z., Zhang, Q., 2010. Vegetation community and soil characteristics of abandoned agricultural land and pine plantation in the Qinling Mountains, China. *Forest Ecology and Management* 259, 2036–2047. doi:10.1016/j.foreco.2010.02.014
- Zhang, W., Qiao, W., Gao, D., Dai, Y., Deng, J., Yang, G., Han, X., Ren, G., 2018. Relationship between soil nutrient properties and biological activities along a restoration chronosequence of *Pinus tabulaeformis* plantation forests in the Ziwuling Mountains, China. *Catena* 161, 85–95. doi:10.1016/j.catena.2017.10.021

- Zhang, Y., Xu, X., Li, Z., Liu, M., Xu, C., Zhang, R., Luo, W., 2019. Effects of vegetation restoration on soil quality in degraded karst landscapes of southwest China. *Science of The Total Environment* 650, 2657–2665. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.09.372
- Zhang, Y.Q., Lin, J.B., Jia, X., Qin, S.G., 2013. Soil organic carbon accumulation in arid and semiarid areas after afforestation: a meta-analysis. *Polish Journal of Environmental Studies* 22 (2), 611-620.
- Zhou, Y., Su, J., Janssens, I.A., Zhou, G., Xiao, C., 2014. Fine root and litterfall dynamics of three Korean pine (*Pinus koraiensis*) forests along an altitudinal gradient. *Plant and Soil* 374, 19–32. doi:10.1007/s11104-013-181

LISTA DE PUBLICACIONES



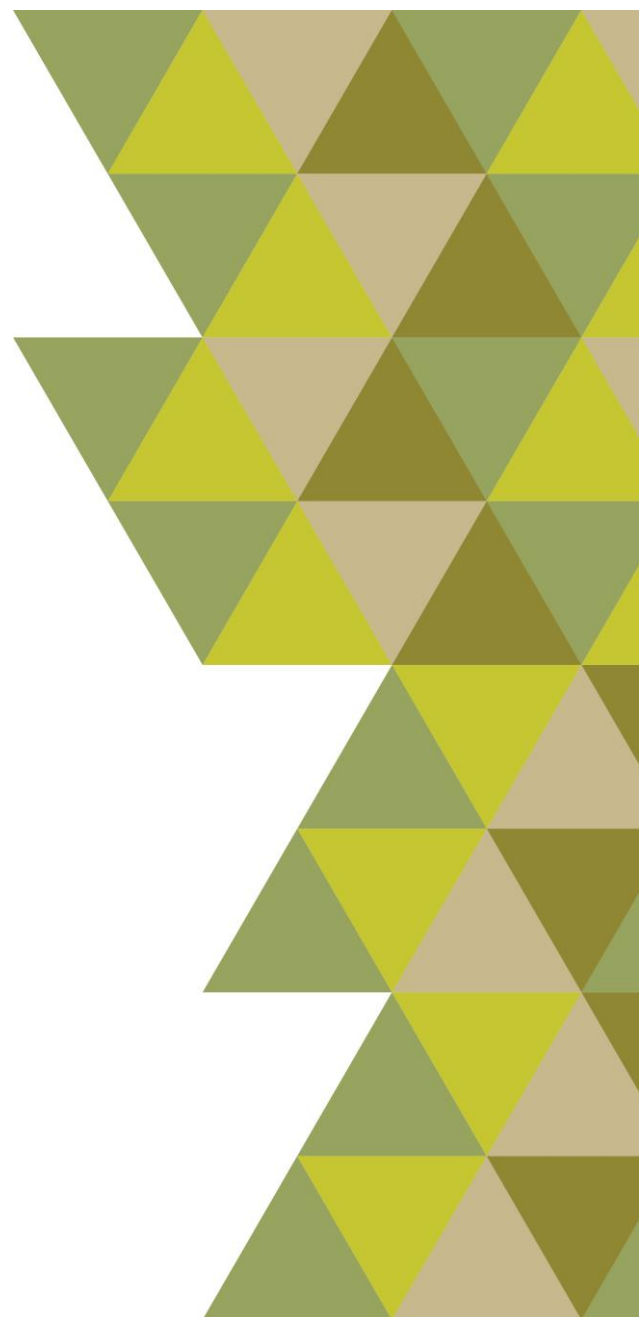
LISTA DE PUBLICACIONES

- Segura, C., Jiménez, M.N., Nieto, O., Navarro, F.B., Fernández-Ondoño, E., 2016. Changes in soil organic carbon over 20 years after afforestation in semiarid SE Spain. *Forest Ecology and Management* 381, 268–278. doi:10.1016/j.foreco.2016.09.035
- Segura, C., Fernández-Ondoño, E., Jiménez, M.N., Navarro, F.B., 2017. Thinning affects the needlefall nutrient return to soil in a semiarid Aleppo pine afforestation while the nutrient dynamics remain unchanged. *Forest Ecology and Management* 405, 257–270. doi:10.1016/j.foreco.2017.09.049
- Segura, C., Fernández-Ondoño, E., Jiménez, M.N., Navarro, F.B., 2019. Carbon and nutrient contents in the miscellaneous fraction of litterfall under different thinning intensities in a semiarid *Pinus halepensis* afforestation. *iForest - Biogeosciences and Forestry* 12 (4), 375-382. doi: 10.3832/ifor2907-012
- Segura, C., Navarro, F.B., Jiménez, M.N., Fernández-Ondoño, E., 2019. Implications of afforestation vs. secondary succession for soil properties under a semiarid climate. Under revision.

OTRAS PUBLICACIONES

- Segura, C., Jiménez, M.N., Nieto, O., Navarro, F.B., Fernández-Ondoño, E., 2014. ¡Que veinte años no es nada!: Cambios en el carbono orgánico de suelos agrícolas forestados en clima semiárido. En: Macías, F., Díaz-Raviña, M., Barral, M.T., (Eds.). *Retos y Oportunidades en la Ciencia del Suelo*, Andavira Editores, S.L., Santiago de Compostela, pp. 607-610.
- Segura, C., Martín-Peinado, F.J., Martínez Garzón, F.J., Ortiz Bernard, I., Sierra Aragón, M., Fernández-Ondoño, E., 2017. Edafolo... ¿qué? Divulgando la ciencia del suelo. En: Universidad de Córdoba (Ed.). *VI Congreso de Comunicación Social de la Ciencia*, Vol.II, Córdoba, pp. 351-355.
- Segura, C., Fernández-Ondoño, E., Jiménez, M.N., Nieto, O., Navarro, F.B., 2018. Reforestar o no reforestar...esa es la cuestión. El caso del suelo en las reforestaciones de Rambla Becerra (SE Ibérico). En: *Sociedad Española de Ciencias Forestales y Asociación Española de Ecología Terrestre* (Ed.). *Libro de resúmenes de la IV Reunión conjunta SECF-AEET 2018*, Madrid, pp. 50.
- Segura, C., Jiménez, M.N., Nieto, O., Navarro, F.B., Fernández-Ondoño, E., 2018. Procesos de evolución del carbono orgánico del suelo tras el abandono agrícola y forestación. En: Navarro, F.B., Garrido-García, J.A., Fernández-Ondoño, E. (Eds.). *Cortijos del Conejo y Albarrán y Cortijo Becerra: Área de referencia de investigación en gestión del medio natural del SE ibérico*. Universidad de Granada, Granada, pp. 545-559.

ANEXOS



ANEXO 1. Marco normativo relacionado con forestaciones de tierras agrarias y suelos.

ÁMBITO	ACUERDOS, NORMATIVAS Y PLANES	ASPECTOS REFERENTES A FORESTACIONES Y SUELOS	REFERENCIAS Y URLS
INTERNACIONAL	Convención de Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (1977)	Insta a desarrollar programas nacionales de lucha contra la desertificación. Entre las medidas propuestas se encuentra la forestación. En el Estado español, la ratificación del convenio se materializó en el Proyecto de Lucha contra la Desertificación en el Mediterráneo (LUCDEME).	BOE núm. 36, de 11 de febrero de 1997. Disponible en: https://www.boe.es/boe/dias/1997/02/11/pdfs/A04353-04375.pdf (consultado en enero 2019) Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1981. Proyecto LUCDEME. Lucha contra la desertificación en el Mediterráneo. Disponible en: https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/politica-forestal/desertificacion-restauracion-forestal/lucha-contra-la-desertificacion/lch_lucdeme.aspx (consultado en enero 2019)
	Convenio sobre Diversidad Biológica, (1992), Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 y las Metas de Aichi (2010)	20 metas para la Diversidad Biológica organizadas en 5 objetivos estratégicos que tienen como misión para 2020 reducir las presiones sobre la diversidad biológica, la restauración de los ecosistemas, el uso sostenible de los recursos biológicos y el reparto equitativo y justo de los beneficios de los recursos genéticos. Las Partes se comprometen a adoptar Planes Estratégicos Nacionales.	Naciones Unidas, 1992. Convenio sobre Diversidad Biológica. Disponible en: https://www.un.org/es/events/biodiversityday/convention.shtml (consultado en enero 2019)
	Protocolo de Kioto (1997)	Artículos 3.3 y 3.4. Forestaciones de tierras agrarias y su gestión forman parte las actividades de uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura (LULUCF) como estrategia de mitigación del cambio climático. En vigor desde 2005 y prorrogado hasta 2020.	United Nations Framework Convention on Climate Change, 1997. The Kioto Protocol. Disponible en: https://unfccc.int/kyoto_protocol (consultado en enero 2019)
	Acuerdo de París (2015)	Acuerdo internacional para mantener el incremento de temperatura global por debajo de los 2 °C. Las Partes deberán informar cada 5 años sobre sus emisiones y las medidas llevadas a cabo para reducirlas, entre ellas, las opciones de mitigación como las forestaciones. A raíz del acuerdo, destaca la iniciativa '4 por 1000' basada en el papel de los suelos, sobre todo los agrícolas, para secuestrar carbono.	Naciones Unidas, 2015. Acuerdo de París sobre el Clima en la COP21. Disponible en: https://unfccc.int/files/meetings/paris_nov_2015/application/pdf/paris_agreement_spanish_.pdf (consultado en julio 2019) Initiative 4 pour 1000, 2015. Disponible en: https://www.4p1000.org/es (consultado en enero 2019)

ÁMBITO	ACUERDOS, NORMATIVAS Y PLANES	ASPECTOS REFERENTES A FORESTACIONES Y SUELOS	REFERENCIAS Y URLS
	Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible (2015)	17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS). Especialmente relevante es el ODS 15: 'Gestionar sosteniblemente los bosques, luchar contra la desertificación, detener e invertir la degradación de las tierras y detener la pérdida de biodiversidad' y las Metas de Aichi 15.2 y 15.3, que consisten en incrementar la forestación y la gestión sostenible de los bosques, luchar contra la desertificación, rehabilitar tierras y suelos degradados.	United Nations (UN), 2015. United Nations General Assembly (UNGA). Transforming Our World: the 2030 Agenda for Sustainable Development Geneva: UNGA; 2015. UN Document A/70/1. Disponible en: https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/21252030%20Agenda%20for%20Sustainable%20Development%20web.pdf (consultado en enero 2019)
	Plan Estratégico de las Naciones Unidas para los Bosques 2017-2030 (2017)	Seis objetivos forestales mundiales y 26 metas asociadas estrechamente relacionadas con los ODS, el Acuerdo de París sobre cambio climático y las Metas de Aichi.	Naciones Unidas, 2017. Plan Estratégico de las Naciones Unidas para los Bosques 2017-2030. Disponible en: https://undocs.org/pdf?symbol=es/E/RES/2017/4 (consultado en enero 2019)
EUROPEO	Reglamento (CEE) 2080/92 sobre la ayuda al desarrollo rural a cargo del Fondo Europeo de Orientación y de Garantía Agrícola (FEOGA)	Primer régimen comunitario de ayudas para reconvertir terrenos agrícolas en terrenos forestales y reducir excedentes de cereal.	Consejo de la Unión Europea, 1992. Reglamento (CEE) nº 2080/92. Disponible en: https://publications.europa.eu/es/publication-detail/-/publication/c9fb7e00-b01b-4d9a-8e58-54ca5ac61cbb/language-es (consultado en enero 2019)
	Reglamento (CE) 1257/1999 sobre la ayuda al desarrollo rural a cargo del Fondo Europeo de Orientación y de Garantía Agrícola (FEOGA)	Mantienen el régimen de ayuda para medidas forestales que establece el Reglamento (CEE) 2080/92, artículos 30 y 31.	Consejo de la Unión Europea, 1992. Reglamento (CE) nº 1257/1999. Disponible en: https://publications.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/667ee66d-5a4b-41b7-95a6-04f39058b0d4/language-es (consultado en enero 2019)
	Reglamento (CE) 1698/2005. Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER)	Régimen de forestación agraria para el período 2007-2013.	Consejo de la Unión Europea, 2005. Reglamento (CE) nº 1698/2005. Disponible en: http://data.europa.eu/eli/reg/2005/1698/oj (consultado en enero 2019)
	Reglamento (UE) 1305/2013 relativo a la ayuda al desarrollo rural a través del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER)	Deroga al anterior. Tres prioridades transversales: innovación, medio ambiente y cambio climático. Reforestaciones de tierras agrícolas en artículos 21 y 22.	Parlamento Europeo y Consejo de la Unión Europea, 2013. Reglamento (UE) nº 1305/2013. Disponible en: http://data.europa.eu/eli/reg/2013/1305/oj (consultado en enero 2019)

ÁMBITO	ACUERDOS, NORMATIVAS Y PLANES	ASPECTOS REFERENTES A FORESTACIONES Y SUELOS	REFERENCIAS Y URLS
	Plan de acción de la UE para los bosques SEC (2006) 748	Acción 6 relativa a facilitar el cumplimiento por parte de la UE de las obligaciones en materia de mitigación del cambio climático de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático y el Protocolo de Kioto para fomentar la adaptación a los efectos del cambio climático (artículos 3.3. y 3.4.). Acción 9 relativa a mejorar la protección de los bosques de la UE mediante directrices nacionales de reforestación y fomento de la reforestación con fines medioambientales y de protección apoyadas con fondos FEADER.	Comisión Europea, 2006. Plan de acción de la UE para los bosques {SEC (2006) 748} COM/2006/0302 final. Disponible en: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX%3A52006DC0302 (consultado en enero 2019)
	Propuesta de Directiva para la protección del suelo COM 2006/ 232	Retirada en 2014, el objetivo era proponer un marco común de protección del suelo a los estados miembros.	Comisión Europea, 2006. Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo por la que se establece un marco para la protección del suelo y se modifica la Directiva 2004/35/CE. Disponible en: https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2006:0232:FIN:ES:PDF (consultado en enero 2019).
	Estrategia de la UE para la biodiversidad 2020	Incluye medidas como la forestación y la gestión forestal sostenibles acorde a la diversidad de especies y las necesidades de adaptación al cambio climático.	Unión Europea, 2011. Estrategia de la UE para la biodiversidad 2020. Luxemburgo, pp. 28. Disponible en: https://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/strategy/index_en.htm (consultado en enero 2019)
ESTATAL	Programa de Forestación de Tierras Agrarias	Regulado por Real Decreto 378/1993, R.D. 2086/1994 y R. D. 152/1996. Derogados. Entre otras medidas, establecían el régimen de ayudas forestaciones en tierras agrarias para el cumplimiento del Reglamento (CEE) 2080/92.	BOE núm. 76, de 30 de marzo de 1993. BOE núm. 277, de 19 de noviembre de 1994. BOE núm. 45, de 21 de febrero de 1996. Disponibles en: https://www.boe.es/ (consultado en enero 2019)
	Segundo Programa Español de Forestación de Tierras Agrarias	Real Decreto 6/2001 para el periodo 2000-2006 y Real Decreto 1203/2006 que lo modifica. Fomento de la forestación de tierras agrícolas.	Real Decreto 6/2001, de 12 de enero, sobre fomento de la forestación de tierras agrícolas. Disponible en: https://www.boe.es/eli/es/rd/2001/01/12/6/con (consultado en enero 2019)

ÁMBITO	ACUERDOS, NORMATIVAS Y PLANES	ASPECTOS REFERENTES A FORESTACIONES Y SUELOS	REFERENCIAS Y URLS
	Programas de Desarrollo Rural cofinanciados por la Unión Europea	Actualmente vigente el Programa Nacional de Desarrollo Rural (PNDR) 2014-2020, con una asignación FEADER máxima de 238 millones de euros. No hay mención explícita de forestaciones de tierras agrarias, pero las actuaciones relacionadas con la reforestación en general van encaminadas a conservar y mejorar la biodiversidad, a la restauración de ecosistemas, a la mitigación del cambio climático, a prevenir la erosión de los suelos y a mejorar su gestión.	Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2015-2019. Programa Nacional de Desarrollo Rural (PNDR) 2014-2020 (versiones 1-6). Disponible en: https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/programas-ue/periodo-2014-2020/programas-de-desarrollo-rural/programa-nacional/Default.aspx (consultado en enero 2019)
	Plan Forestal Español (2002-2032)	Vigente. Contempla la reforestación en tierras agrícolas como una acción prioritaria, con 2200 millones de euros para reforestar en 30 años.	Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2002. Plan Forestal Español (2002-2032). Disponible en: https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/politica-forestal/planificacion-forestal/politica-forestal-en-espana/pfe_plan_forestal_esp.aspx (consultado en enero 2019)
	Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (2006)	Líneas de actuación en el sector forestal relacionadas con la gestión adaptativa y la evaluación de los balances de carbono. Respecto al suelo, evaluación de los efectos de la reforestación de tierras marginales, la monitorización de las tierras degradadas y en proceso de desertificación mediante el seguimiento de la erosión y de la evolución del carbono orgánico en los suelos.	Oficina Española de Cambio Climático, 2006. Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/pna_v3_tcm7-12445_tcm30-70393.pdf (consultado en enero de 2019)
	Plan Nacional para la Desertificación (2008)	Contempla la reforestación de tierras agrícolas, los tratamientos silvícolas y las prácticas de conservación del suelo entre las seis acciones prioritarias para luchar contra la desertificación.	Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2008. Programa de Acción Nacional de la Lucha contra la Desertificación (PAND). Disponible en: https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/politica-forestal/pand_agosto_2008_tcm30-177181.pdf (consultado en enero 2019)

ÁMBITO	ACUERDOS, NORMATIVAS Y PLANES	ASPECTOS REFERENTES A FORESTACIONES Y SUELOS	REFERENCIAS Y URLS
	Plan Estratégico del Patrimonio Natural y la Biodiversidad (2011-2017)	<p>Meta 2: Proteger, conservar y restaurar la naturaleza en España y reducir sus principales amenazas, con sus correspondientes acciones de las Metas de Aichi de España:</p> <p>Objetivo 3.2 Promover la gestión forestal sostenible. Objetivo 3.3 Contribuir al seguimiento y mejora del estado de salud de los bosques y evaluar su contribución a la mitigación y adaptación al cambio climático. Objetivo 3.4 Contribuir a la conservación de la biodiversidad por medio de la defensa contra incendios forestales. Objetivo 3.5 Contribuir a la conservación de la biodiversidad por medio de acciones de protección y conservación de suelos.</p>	<p>Real Decreto 1274/2011, de 16 de septiembre, por el que se aprueba el Plan estratégico del patrimonio natural y de la biodiversidad 2011-2017, en aplicación de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Disponible en: https://www.cbd.int/doc/world/es/es-nbsap-v3-es.pdf (consultado en julio 2019).</p>
ANDALUZ	Plan Forestal Andaluz (1989-2019)	<p>Ejecución en fases decenales y revisiones cada cinco años, el último en 2010 denominado Horizonte 2015. Política de forestación de tierras agrarias tiene que estar de acuerdo con el Plan español de protección de bosques contra incendios forestales y con la Estrategia Forestal Española.</p> <p>En su planificación, el Programa 1, control de la erosión y desertificación y restauración de ecosistemas degradados, incorpora entre sus actuaciones "el establecimiento de ayudas para la restauración y regeneración de superficies agrícolas abandonadas y a la forestación de tierras agrarias y la realización de tratamientos silvícolas en masas protectoras con el fin de mejorar el estado de desarrollo de la vegetación".</p> <p>Destaca el papel restaurador y de protección del suelo que juegan las formaciones de pinares. Las naturales de <i>Pinus halepensis</i> son características de la zona oriental de Andalucía, aunque se localizan masas artificiales por todas las provincias andaluzas.</p>	<p>Instituto Andaluz de Reforma Agraria y Agencia de Medio Ambiente, 1989. Plan Forestal Andaluz 1989. Junta de Andalucía, pp. 389.</p>

ÁMBITO	ACUERDOS, NORMATIVAS Y PLANES	ASPECTOS REFERENTES A FORESTACIONES Y SUELOS	REFERENCIAS Y URLS
Programa de Desarrollo Rural de Andalucía (2007-2013)		Desarrollado en aplicación del Reglamento (CE) 1698/2005. Orden de 26 de marzo de 2009. Incluye las ayudas a la primera forestación en tierras agrícolas (implantación, mantenimiento y compensación por pérdidas de ingresos). Orden de 2 de febrero de 2010, que modifica a la anterior.	Junta de Andalucía, 2007. Plan de Desarrollo Rural de Andalucía 2007-2013. Disponible en: https://www.juntadeandalucia.es/export/drupaljda/PDR_v7_.pdf (consultado en enero 2019) BOJA nº 66 de 06/04/2009 y BOJA nº 27 de 10/02/2010. Disponibles en: https://www.juntadeandalucia.es/boja (consultado en enero 2019).
Programa de Desarrollo Rural de Andalucía (2014 - 2020)		Sustituye al anterior PDR. Desarrollado en el marco del Reglamento (UE) 1305/2013. Incluye en las disposiciones transitorias las ayudas previstas para la primera forestación de tierras agraria solicitadas en más de 2000 expedientes (más de 33 millones de euros). Uno de los principales objetivos es mejorar la gestión y conservación de suelos y de su cubierta vegetal, pero no mediante forestación de tierras agrícolas explícitamente. En el marco de este Plan, se aprueba en 2019 una orden para las inversiones en el desarrollo de zonas forestales y mejora de la viabilidad de los bosques y la ayuda para incrementar la capacidad de adaptación y el valor medioambiental de los ecosistemas forestales para terrenos privados y ayuntamientos.	Junta de Andalucía, 2014. Plan de Desarrollo Rural de Andalucía 2014-2020. Disponible en: https://www.juntadeandalucia.es/export/drupaljda/PDRA14-20v4.pdf (consultado en enero 2019) BOJA nº 150 de 6 de agosto de 2019. Disponible en: https://www.juntadeandalucia.es/boja/2019/150/BOJA19-150-00078-12024-01_00160301.pdf (consultado en septiembre 2019)
Estrategia Andaluza de Gestión Integrada de la Biodiversidad (2011)		Recoge los cambios de uso del suelo dentro de las principales amenazas para la conservación de la biodiversidad andaluza. Incorpora el Programa de Desarrollo Rural de Andalucía como instrumento de gestión de la biodiversidad. Entre otras acciones, insta a aplicar criterios ecosistémicos en los proyectos de reforestación y restauración ecológica, promover los estudios sobre sumideros de CO ₂ y a una gestión sostenible de las masas forestales.	BOJA nº 201 de 13/10/2011. Acuerdo de 27 de septiembre de 2011, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueba la Estrategia Andaluza de Gestión Integrada de la Biodiversidad. Disponible en: https://www.juntadeandalucia.es/boja/2011/201/boletin.201.pdf (consultado en enero 2019) Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente, 2011. Estrategia Andaluza de Gestión Integrada de la Biodiversidad (2011). Texto divulgativo. Disponible en: http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal_web/w eb/temas_ambientales/biodiversidad/static_files/estrategia_biodiversidad/eaigb.pdf (consultado en junio 2019)

ÁMBITO	ACUERDOS, NORMATIVAS Y PLANES	ASPECTOS REFERENTES A FORESTACIONES Y SUELOS	REFERENCIAS Y URLS
	Estrategia Andaluza ante el Cambio Climático (2002) y Plan Andaluz de Acción por el clima-Programa de Mitigación (2007-2012)	Recoge entre sus medidas la forestación de tierras agrícolas abandonadas o degradadas (medida 95, objetivo aumentar de la capacidad de captación de CO ₂ en ecosistemas naturales) y la realización de un inventario de los sumideros naturales de carbono (medida 104, objetivo mejorar el conocimiento sobre el cambio climático desde la perspectiva de la mitigación).	BOJA nº 113 de 25/09/2002. Acuerdo de 3 de septiembre de 2002, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueba la adopción de una estrategia autonómica ante el cambio climático. Disponible en: http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/porta/web/menuitem.30d4b35a97db5c61716f2b105510e1ca/?vgnextoid=928c7ac5d1405110VgnVCM1000000624e50aRCRD&vgnnextchannel=3fbd414cc389210VgnVCM10000055011eacRCRD&lr=lang_es (consultado en enero 2019)

ANEXO 2. Algunos de los modelos utilizados para simular el carbono orgánico del suelo (COS). MO: materia orgánica, CO: carbono orgánico, N: nitrógeno, P: fósforo, S: azufre. Adaptación a partir de Stockmann et al. (2013).

NOMBRE	BREVE DESCRIPCIÓN	REFERENCIAS
CANDY	Dinámicas de COS y N en suelos agrícolas. Integra cuatro módulos: temperatura, agua, cultivo y movimiento de CO y N.	Franko (1996)
CENTURY	Dinámicas de COS, crecimiento de las plantas, ciclos de N, P y S en pastos, suelos agrícolas, sabanas y bosques. Aunque es similar a RothC, requiere gran cantidad de datos mensuales de entrada, incluyendo la biomasa.	Parton (1996)
DAISY	Dinámicas de producción agrícola, agua en el suelo y N. Fragmentado en modelo hidrológico, modelo de N en el suelo con un submodelo de MO y un modelo para el cultivo que incluye modelo de consumo de N. Incluye datos de biomasa.	Mueller et al. (1996)
NCSOIL	Dinámicas de N y C a través de los microorganismos del suelo y componentes orgánicos. Compartimentos: restos de plantas, biomasa microbiana, humus y MO estable. La descomposición es independiente de la masa microbiana. Incluye biomasa.	Molina (1996)
RothC	Dinámicas de COS en suelos agrícolas, pastos y suelos forestales. Divide MO en cinco compartimentos: material descomponible, material resistente, biomasa microbiana, materia orgánica humificada y materia orgánica inerte. Ratio de descomposición depende del contenido en arcilla. Datos de entrada mensuales. Temperatura, precipitación, evapotranspiración, contenido en arcilla, uso del suelo y grado de cobertura, entradas de restos vegetales. Sensible a cambios de uso y de manejo. Validado para multitud de usos y climas. Modificaciones para simular el C en suelos hasta 1 m de profundidad (Jenkinson y Coleman, 2008), para incorporar N y P (Muhammed et al., 2018) y para su aplicación en regiones secas (Farina et al., 2013).	Coleman y Jenkinson (1996)
ECOSSE	Ciclos de C y N para seis categorías de vegetación (cultivos, pastizales, bosques, seminatural, cultivo rotaciones cortas y <i>Miscanthus</i> sp.). Desarrollado conceptualmente a partir de RothC y SUNDIAL (N en suelos agrícolas). Sensible a cambios de uso y clima. Datos necesarios para ser ejecutado: datos de clima mensuales (temperatura, evapotranspiración y precipitación), suelo (textura, densidad aparente, pH), uso del suelo. Las entradas anuales de vegetación al suelo las pueden simular mediante una modificación del modelo MIAMI (calcula la biomasa a partir de datos climáticos). Validado para suelos de Reino Unido. Actualmente en proceso de validación para otros climas y usos del suelo (forestaciones en clima semiárido de esta tesis doctoral).	Smith et al. (2010)
CarboSOIL	Dinámicas de C bajo diferentes escenarios climáticos y usos del suelo (agrícolas o no). Diferentes profundidades de suelo estudiadas a través de cuatro submodelos (hasta 75 cm). Datos para ejecutar el modelo: clima (temperatura media del verano y el invierno, precipitación anual), localización (elevación, pendiente, erosión, drenaje), suelo (pH, N, capacidad de intercambio catiónico, textura, densidad aparente, capacidad de campo) y uso del suelo.	Muñoz-Rojas et al. (2013)

Tabla A3.2. Parámetros usados en las simulaciones de COS (0-10 cm) realizadas con RothC para un cambio de uso de cereal a forestación desde 1993 a 2013. Erial: cubierta vegetal establecida mediante sucesión secundaria tras el abandono del cereal. No se muestran los datos climáticos

	Hasta 1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Comunidad vegetal	cereal	erial	erial	erial	erial	erial	erial	erial	forestac	forestac	forestac
Arcilla (%)	21,3	12,2	12,2	12,2	12,2	12,2	12,2	12,2	12,2	12,2	12,2
DPM/RPM	1,44	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,40	0,40	0,40
Cobertura del suelo	dic-jun	dic-jun	dic-jun	dic-jun	dic-jun	dic-jun	dic-jun	dic-jun	cubierto	cubierto	cubierto
Inputs	modelado	erial	erial	erial	erial	erial	erial	erial	erial + forestac	erial + forestac	erial + forestac
Mg C/ha/año	0,39	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,59	0,63	0,67
	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	
Comunidad vegetal	forestac	forestac	forestac	forestac	forestac	forestac	forestac	forestac	forestac	forestac	
Arcilla (%)	12,2	12,2	12,2	12,2	12,2	12,2	12,2	12,2	12,2	12,2	
DPM/RPM	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	
Cobertura del suelo	cubierto	cubierto	cubierto	cubierto	cubierto	cubierto	cubierto	cubierto	cubierto	cubierto	
Inputs	erial + forestac	erial + forestac	erial + forestac	erial + forestac	erial + forestac	erial + forestac	erial + forestac	erial + forestac	erial + forestac	erial + forestac	
Mg C/ha/año	0,71	0,74	0,78	0,82	0,86	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	

**EFFECTOS DE LOS CAMBIOS DE USO DEL
SUELO EN LAS PROPIEDADES EDÁFICAS
BAJO CLIMA SEMIÁRIDO**

*Effects of land-use changes on soil
properties under semiarid climate*

