



2022  
Lleida

27 · 1  
junio · juny  
juliol · juliol

Cataluña  
Catalunya

## 8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

La **Ciencia forestal** y su contribución a  
los **Objetivos de Desarrollo Sostenible**

8CFE

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales

**Cataluña | Catalunya · 27 junio | juny - 1 julio | juliol 2022**

**ISBN 978-84-941695-6-4**

© Sociedad Española de Ciencias Forestales



Organiza

## Stocks de C y N resistentes en pinares de repoblación de *Pinus pinaster* después de la aplicación de tratamientos de gestión forestal sostenible (claras y entresaca por bosquetes)

TEJEDOR, J.<sup>1</sup>, FERNÁNDEZ-ALONSO, MJ.<sup>2</sup>, DÍAZ-PINÉS LÓPEZ DE LOS MOZOS, E.<sup>3</sup>, ROIG, S.<sup>1</sup>, OLIET, J.<sup>1</sup> y RUBIO, A.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Sistemas y Recursos Naturales, Universidad Politécnica de Madrid, Ciudad Universitaria s/n, 28040 Madrid, Spain.

<sup>2</sup> Departamento de Ciências da Vida, Centro de Ecologia Funcional, Universidade de Coimbra, Calçada Martim de Freitas, 3000-456 Coimbra, Portugal.

<sup>3</sup> Institute of Soil Research, University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna (BOKU), Peter-Jordan-Straße 82, 1190 Vienna, Austria.

### Resumen

Los tratamientos de gestión selvícola como claras y entresacas son técnicas eficaces a la hora de aumentar la resiliencia de las masas forestales en un contexto de cambio climático global. Dichas técnicas buscan una disminución de la competencia intraespecífica por agua y nutrientes y a su vez una mayor adaptación a fenómenos extremos como la sequía y un incremento del crecimiento radial de los árboles restantes. Sin embargo, el tipo de tratamiento y la cantidad de biomasa extraída suponen un impacto sobre la materia orgánica del suelo (MOS) y funciones esenciales del suelo como la fertilidad y protección frente a la erosión.

El objetivo del estudio es evaluar los efectos sobre el desfronde, los stocks de carbono y la descomposición de la hojarasca en pinares monoespecíficos, coetáneos y de repoblación de *Pinus pinaster* Ait sujetos a entresacas por bosquetes (de 44 y 26 m de diámetro) y a claras con tres tipos de intensidad (altas, bajas al 20% y al 35%).

Los resultados muestran un efecto significativo de los tratamientos selvícolas sobre el desfronde o caída de biomasa vegetal, que se mantiene durante los tres primeros años tras finalizar las actuaciones. Sin embargo, los huecos abiertos en la vegetación no alteran de manera significativa los stocks de carbono en el suelo mineral, manteniéndose relativamente estables. La lenta tasa de descomposición de las acículas tampoco mostró diferencias significativas entre tratamientos selvícolas.

### Palabras clave

Pinares de repoblación, claras, bosquetes, mitigación del cambio climático, cambio global, stocks de C y stocks de N.

### 1. Introducción

La práctica totalidad de las principales especies forestales presentes en Europa se encuentran amenazadas por el incremento de los periodos de sequía a consecuencia del cambio climático, manifestándose en una tendencia a desplazar sus áreas de distribución potencial hacia latitudes más septentrionales (Hanewinkel, Cullmann et al., 2012). A este respecto, las diversas alternativas de gestión forestal destinadas a favorecer la capacidad adaptativa de la masa, como claras y entresacas por bosquetes, son consideradas muy interesantes para contrarrestar los posibles efectos adversos del cambio climático.

Al contrario que las claras de menor intensidad, los tratamientos de entresaca por bosquetes están diseñados para favorecer la regeneración natural de la masa por otras especies diferentes, aunque su uso está mucho menos extendido por su mayor impacto visual (Solís, 2003). Fomentar la diversificación de especies arbóreas es una actuación propuesta para paliar las posibles

deficiencias hídricas de la vegetación a consecuencia del cambio climático en masas de coníferas (Pretzsch, Schütze et al., 2013). Además de fomentar la regeneración natural, la entresaca por bosquetes se utiliza para revertir la coetanidad en masas de pinar repobladas en entornos mediterráneos (Madrigal, 1998), fomentando la diversificación estructural de la masa. Por otra parte, actualmente existe una gran evidencia sobre los efectos positivos de la mayor disponibilidad de agua y nutrientes sobre el crecimiento radial de la masa restante tras los tratamientos selvícolas de claras en bosques de coníferas (Kohler, Sohn et al., 2010), lo que constituye el motivo principal del uso de este tipo de tratamientos frente a la entresaca por bosquetes.

Diversos estudios han señalado además que, tanto para bosques de coníferas, como de frondosas, los efectos de los tratamientos selvícolas sobre la capacidad de almacenamiento de materia orgánica en el suelo (MOS) son visibles sobre la fracción de hojarasca depositada, pero en muchas menos ocasiones los efectos trascienden al suelo mineral, donde los stocks se mantienen relativamente estables (Ruiz-Peinado, Bravo-Oviedo et al., 2013). Por tanto, se mantienen funciones esenciales en el suelo como la capacidad de almacenaje de C, marcada por el equilibrio entre las entradas y salidas de C y nitrógeno (N) del ecosistema, la fertilidad o la protección frente a la erosión.

Sin embargo, antes de recomendar los tratamientos selvícolas como una alternativa de gestión forestal sostenible durante las próximas décadas se deben tener en cuenta dos aspectos fundamentales. El primero es la intensidad y frecuencia de los cambios esperados de los fenómenos climáticos, ya que la aparición de eventos extremos como abundantes periodos de sequía seguidos de lluvias especialmente intensas puede provocar que los tratamientos selvícolas alteren el ciclo del agua y disminuyan su disponibilidad, afectando muy negativamente al crecimiento y desarrollo de la vegetación (Simon, Dannenmann et al., 2017). El segundo factor es el tipo y la intensidad de los tratamientos selvícolas y, por ende, la cantidad de biomasa extraída. Los huecos abiertos en la vegetación modifican el microclima al aumentar la radiación solar que llega al suelo y por tanto pueden afectar al desarrollo de las poblaciones de microorganismos responsables de la mineralización de MOS, incrementando su actividad. Además, la cantidad de biomasa vegetal que cae de los árboles se reduce en función de la intensidad de los tratamientos, a la vez que se reduce el número de competidores por los recursos disponibles, lo que puede provocar pérdidas adicionales del ecosistema. Ambas consideraciones son de especial relevancia en bosques monoespecíficos y coetáneos provenientes de repoblación donde la regeneración natural suele ser escasa y las especies vegetales presentes no se ven favorecidas por sinergias interespecíficas con las que hacer frente a amenazas bióticas, como plagas, o abióticas, como el cambio climático.

Con todo ello en consideración hemos diseñado un experimento en una masa repoblada con pinos coetáneos donde se han aplicado tratamientos selvícolas de diferentes intensidades con el fin de evaluar la influencia de cada tratamiento en la capacidad de almacenamiento de C y N del suelo forestal, así como en las entradas de C a través de la caída de biomasa y las pérdidas durante la descomposición de las acículas.

## 2. Objetivos

El objetivo del estudio es evaluar los efectos de distintos tratamientos selvícolas de menor (claras) y mayor intensidad (entresaca por bosquetes) sobre las dinámicas y la capacidad de almacenamiento de C en un pinar monoespecífico proveniente de repoblación durante los tres primeros años después de los tratamientos. Los objetivos específicos son:

- 1) Cuantificar los stocks de C y N en el suelo forestal y las posibles variaciones tras los tratamientos selvícolas.
- 2) Evaluar la influencia de los tratamientos en la entrada de C en el ciclo de nutrientes por caída de hojarasca.

- 3) Evaluar el efecto de los cambios en las condiciones ambientales a consecuencia de los tratamientos en la tasa de descomposición de las acículas.

### 3. Metodología

#### 3.1 Descripción de la zona de estudio

La zona de estudio se encuentra en Sierra Gorda, una cadena montañosa de porte bajo situada al noroeste de la provincia de Guadalajara. Administrativamente, el monte de estudio pertenece a los servicios públicos de Castilla la Mancha, municipalidad de Arbancón. El monte posee una superficie aproximada de 2.100 ha donde la especie dominante es el pino rodeno originario de repoblación (*Pinus pinaster* Ait. spp *mesoggensis*), con una edad aproximada de 50 años. Aunque se trata de una masa mayoritariamente monoespecífica donde el pino ocupa aproximadamente el 90% del área basimétrica, se observa la presencia de otras especies arbóreas que han sabido aprovechar los huecos disponibles en la masa mediante dispersión natural, como *Quercus ilex* L spp *ballota*, *Quercus faginea* Lam y *Quercus pyrenaica* Wild. Además, el sotobosque lo componen una elevada variedad de especies de ambientes típicamente mediterráneos como *Cistus ladanifer* L, *Rosmarinus officinalis* L (ambas especies muy abundantes), *Juniperus communis* L, *Lavandula pedunculata* Mill o *Erica arborea* L entre otras.

En el presente trabajo se han realizado seis calicatas en las parcelas experimentales detalladas en el apartado 3.2 con el fin de determinar las principales características fisicoquímicas del suelo y clasificar el tipo de suelo de la zona de estudio. Los parámetros evaluados se resumen en la tabla 1. El pH del suelo es ácido, con un valor medio de  $5.31 \pm 0.1$ . Según la última clasificación de suelos de la FAO (IUSS, 2015), el tipo de suelo mayoritario se clasifica como Cambic Umbrisol.

Tabla 1. Principales propiedades fisicoquímicas del suelo en la zona de estudio. COS: carbono orgánico del suelo; NT: nitrógeno total.

Profundidad (cm)	Densidad (gr cm <sup>-3</sup> )	Conductividad (mS cm <sup>-1</sup> )	Materia orgánica (%)	COS (%)	NT (%)	Clase textural
0-20	1.2 $\pm$ 0.06	0.52 $\pm$ 0.07	3.4 $\pm$ 0.5	1.97 $\pm$ 0.8	0.1 $\pm$ 0.01	Franco limosa
20-100	1.6 $\pm$ 0.06	0.23 $\pm$ 0.01	0.56 $\pm$ 0.07	0.33 $\pm$ 0.1	0.04 $\pm$ 0.01	

#### 3.2 Diseño experimental

El área de estudio se divide en dos zonas principales y en cada una de ellas se aplicaron distintas alternativas de gestión forestal (figura 1). Estas dos localizaciones se encuentran a una distancia no superior a 500 m y son semejantes en términos de orientación (NE, mayormente umbría), pendiente (elevada, en torno al 20-25%, alcanzando el 50% en algunos puntos), tipo de suelo y composición de especies vegetales. Los tratamientos selvícolas fueron llevados a cabo entre los meses de noviembre de 2017 y febrero de 2018.

En primer lugar, la zona más al norte corresponde con la zona de bosquetes y en ella se consideran tres tratamientos: parcelas de bosquetes control (BC), bosquetes grandes –de 44 m de diámetro- (B44, correspondiente a 2.5 veces la altura dominante de la masa) y bosquetes pequeños –de 26 m de diámetro- (B26, correspondiente a 1.5 veces la altura dominante de la masa). El centro y el borde NE de BG y BP fueron muestreados y analizados de manera separada.

En cambio, la zona más al sur corresponde a los tratamientos selvícolas de claras de la siguiente manera: claras control (CC), reducción del área basal del 20% (baja intensidad, C20%), reducción del 35% del área basal (alta intensidad, C35%) y reducción de alta intensidad del 35% del área

basal de árboles de selección (CS35%). C20% es una estrategia de gestión forestal ampliamente utilizada en España (Rodríguez et al., 2008) donde se eliminan pies de crecimiento débil, enfermos o dominados, mientras que en las claras denominadas de selección cien individuos saludables por hectárea fueron seleccionados para la corta por su competencia directa con los árboles con mayor capacidad de desarrollo o árboles de porvenir. No se han encontrado referencias de la aplicación de claras de selección en España en trabajos anteriores.

Como se indica en la figura 1, cada uno de los tratamientos, tanto en la zona de claras como en la de bosquetes, ha sido replicado 3 veces, con la única diferencia que las subparcelas de la zona de claras se plantearon con unas dimensiones 70 x 70 m y en la zona de bosquetes la dimensión de las subparcelas es de 450 x 150 m.

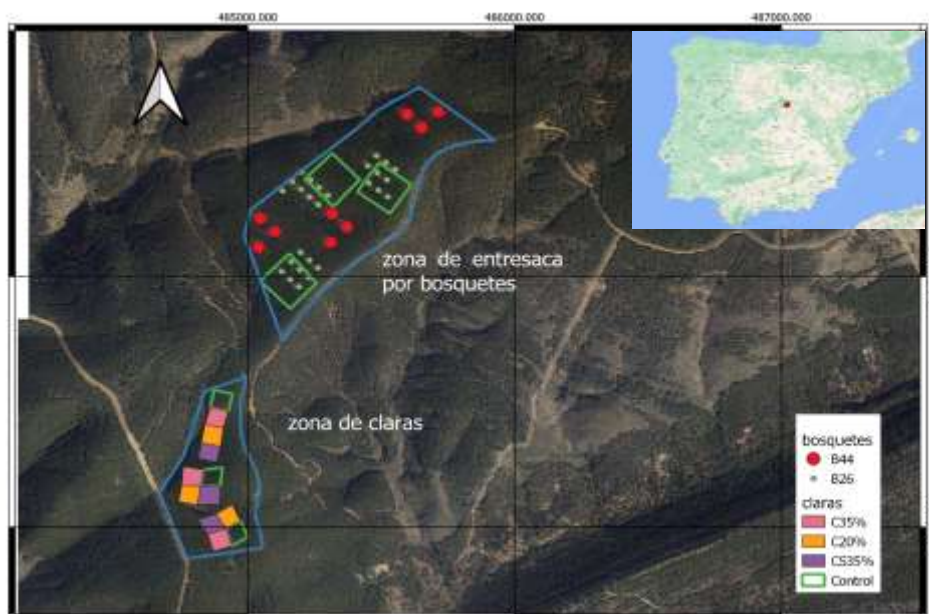


Figura 1. Diseño experimental. Localización y disposición de las parcelas de estudio.

### 3.3 Toma de muestras de suelo mineral y hojarasca y análisis de laboratorio

Para la determinación de los stocks de C y N se realizaron un total de 27 calicatas (3 réplicas por cada uno de los 9 tratamientos selvícolas) en cada uno de los años en los que se realizó el muestreo, el primero en febrero de 2018 (aproximadamente 2 meses después de finalizar las tareas selvícolas) y el segundo en diciembre de 2021 (aproximadamente 3 años después de finalizar las tareas selvícolas).

La hojarasca contenida en el horizonte orgánico fue recogida en la parte superior de cada calicata usando un marco cuadrado de 20 x 20 cm. El suelo mineral fue muestreado utilizando profundidades previamente fijadas de 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm y 20-30 cm mediante cilindros de acero inoxidable 5 cm de altura y 5 cm de diámetro, por tanto, con un volumen aproximado de 100 cm<sup>3</sup>. Las muestras fueron transportadas al laboratorio en bolsas zip rotuladas y las raíces y piedras fueron retiradas a mano. Una alícuota de la muestra fresca fue secada en la estufa a 105 °C durante 24 h (a peso constante) para la determinación del contenido de humedad. El resto fue pesado, secado al aire, tamizado con un tamiz de 2 mm y la tierra fina resultante molida con un molino de bolas (Mikro-dismembrator S, B. Braun Biotech, Germany). El contenido de carbono orgánico total (TOC) y de nitrógeno total (TN) fue determinado con un aparato LECO TruMac CNS analyser (LECO Corporation, USA).



Para determinar los efectos de los tratamientos selvícolas sobre el desfronde o caída de biomasa aérea se instalaron un total de 48 colectores de hojarasca, 24 en la zona de bosquetes y 24 en la zona de claras distribuidos de la siguiente manera entre los distintos tratamientos: 3 colectores en BC y B44 y 2 en B26 en cada una de las 3 parcelas replicadas y 2 colectores en CC, C20%, C35% y CS35% en cada una de las 3 parcelas replicadas.

Los colectores están hechos de acero galvanizado y tienen forma de embudo, con una abertura superior de 1 metro de radio; la apertura inferior lleva una bolsa de tela que recoge la biomasa forestal acumulada en el colector. Las bolsas se vaciaron periódicamente desde el momento inmediatamente posterior a la instalación de los colectores (junio de 2018) y la última recogida tuvo lugar en julio de 2021. Por tanto, se monitorizó un periodo de tres años. Las muestras vegetales recogidas se llevaron al laboratorio y se secaron al aire, separando a mano las acículas de otros tipos de restos de biomasa, como piñas, piñones y ramillas; por último, cada una de las fracciones separadas se pesaron para determinar su masa por unidad de superficie.

Para evaluar los efectos de los tratamientos selvícolas sobre la descomposición de acículas se depositaron 36 bolsas de descomposición de hojarasca sobre el suelo forestal tras la finalización de las tareas selvícolas, con un contenido de 10 gr de acículas frescas cada una. Las bolsas de descomposición miden 20 x 20 cm y están hechas de una mezcla de polyester en la parte inferior en contacto con el terreno y una malla de fibra de vidrio de 1.5 x 2 mm en la parte superior. Por motivos operativos las bolsas no se pudieron colocar en la totalidad de tratamientos selvícolas del estudio, sino que el diseño incluyó la instalación de bolsas en 3 parcelas control, 3 parcelas B44 en la zona de bosquetes y 3 parcelas C35% en la zona de claras. La recogida de las bolsa se realizó en 4 periodos de tiempo consecutivos, a los 4, 8, 12 y 24 meses transcurridos desde el inicio del experimento. Por tanto, el número total de bolsas analizadas es de 36 (3 réplicas x 3 tratamientos x 4 recogidas). La determinación del contenido de C y N en las acículas se llevó a cabo de la misma manera que en el caso del suelo mineral. Para evaluar la pérdida de masa en las acículas se utilizaron dos parámetros, la constante de descomposición  $k$  y la masa restante de acículas, calculadas según las ecuaciones presentes en (Olson, 1963).

### 3.4 Estadística

El estudio de la evaluación de la distribución de los datos muestrales se realizó mediante la prueba de Shapiro-Wilk. Los stocks de C y N en el suelo mineral siguieron una distribución normal sin necesidad de realizar transformaciones adicionales. Por tanto, se utilizó un ANOVA de dos vías para buscar efectos significativos de las variables independientes *profundidad* y *tratamiento* sobre los stocks de C y N bajo un nivel de significancia estándar de  $p < 0.05$ . Sin embargo, en el caso de la hojarasca no se pudo alcanzar una distribución normal y se utilizaron alternativas no paramétricas. Los efectos de los tratamientos selvícolas sobre los stocks de C y N en la hojarasca, el desfronde de acículas de pino y la descomposición de hojarasca se evaluaron mediante la prueba de Kruskal-Wallis de nuevo bajo un nivel de significancia de 0.05. Los análisis fueron realizados mediante el programa SPSS26 (IBM software, Armonk, NY, USA).

## 4. Resultados

### 4.1 Efectos del tipo de tratamiento selvícola en los stocks de C y N

La figura 2 y la tabla 2 muestran los efectos de los tratamientos selvícolas sobre los stocks de C y TN en los dos periodos de muestreo considerados. En el suelo mineral, ambos parámetros siguen un patrón similar, tanto en el año 2018 como en 2021. Se empleó un modelo general lineal para evaluar la influencia conjunta de las variables independientes profundidad y tratamiento. La

interacción de ambas variables no presenta valores significativos, aunque el modelo señaló diferencias significativas para la variable profundidad. Sin embargo, al categorizar dicha variable para cada tratamiento selvícola de manera individual las diferencias significativas entre las distintas profundidades son solamente significativas de manera puntual. En 2018, la diferencia de COS entre las profundidades de 0-5 y 5-10 cm arroja un valor límite de  $p=0.051$  en el tratamiento de bosquetes B26\_centro y de  $p=0.052$  entre las profundidades 0-5 y 20-30 cm en el tratamiento de claras C35%. Sin embargo, en el muestreo de 2018 no se encontraron efectos significativos del tipo de tratamiento selvícola ni de la profundidad para los stocks de MOS, tanto en el suelo mineral, como en el horizonte orgánico de hojarasca; ni siquiera en los tratamientos de claras, donde el tratamiento C35% alcanza valores de COS hasta un 50% superiores comparados con las parcelas control (figura 2).

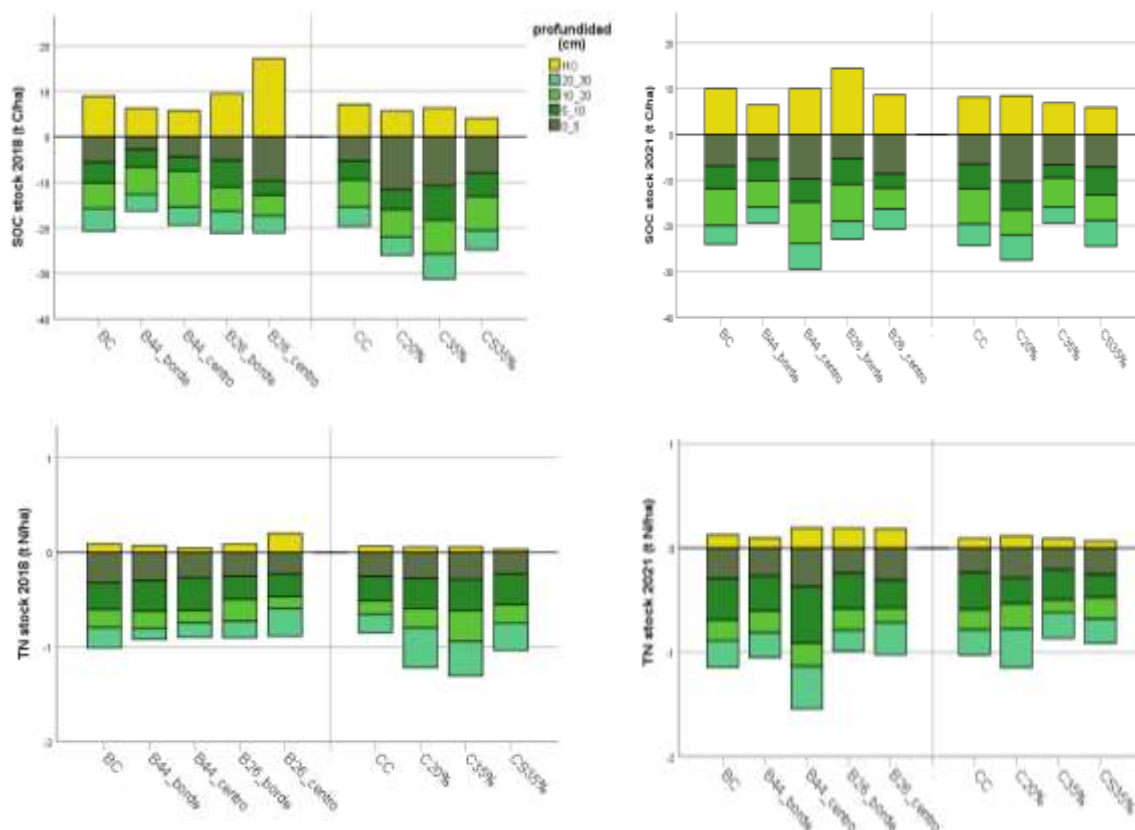


Figura 2. Stock de Carbono orgánico del suelo (COS) (panel superior) y de Nitrógeno (NT) (panel inferior) en el año 2018 (izquierda) y 2021 (derecha). No se aprecian diferencias significativas del tipo de tratamiento selvícola. BC: bosquete control, CC: clara control, CS: clara de selección, B44: bosquete grande, B26: bosquete pequeño, C20%: clara de baja intensidad, C35%: clara de alta intensidad; C35%: clara de selección de alta intensidad.

En 2021 de nuevo no se aprecian diferencias significativas entre tratamientos selvícolas ni entre profundidades. Por tanto, al no existir diferencias significativas entre tratamientos en el muestreo de 2018 ni en el de 2021 se concluye que la falta de diferencias en los stocks de COS y TN tanto en el suelo mineral como en la hojarasca son persistentes durante los tres años posteriores a las cortas. Las únicas diferencias en cuanto a la profundidad en 2021 se dan entre los stocks de C del tratamiento B26\_borde entre las profundidades 10-20 y 20-30 cm ( $p=0.019$ ) y en el tratamiento B44\_centro entre las profundidades 0-5 y 5-10 cm, 0-5 y 20-30 y 5-10 y 10-20 cm ( $p=0.021$ ,  $0.04$  y  $0.044$  respectivamente).

Tabla 2. Stocks de COS y TN expresados en  $t\ ha^{-1}$ . Media ( $n=3$ ) con error estándar como medida de incertidumbre.

Tratamiento	Profundidad	SOC stock	TN stock
-------------	-------------	-----------	----------

	(cm)	(t C ha <sup>-1</sup> )		(t N ha <sup>-1</sup> )	
		2018	2021	2018	2021
<b>BC</b>	H0	8.9±2.5	10±1.7	0.09±0.03	0.13±0.01
	0-5	5.5±0.8	6.9±1.45	0.22±0.03	0.26±0.05
	5-10	4.5±0.8	4.9±0.6	0.19±0.26	0.2±0.04
	10-20	5.6±1.1	8.1±1.3	0.28±0.05	0.4±0.04
	20-30	5.1±0.8	4.1±1.2	0.32±0.03	0.3±0.09
<b>B44_borde</b>	H0	6.3±0.3	6.4±1.2	0.07±0.01	0.1±0.03
	0-5	2.7±0.2	5.5±1.2	0.12±0.01	0.24±0.04
	5-10	3.9±1.3	4.7±1.2	0.18±0.07	0.2±0.05
	10-20	5.9±2	5.8±1.4	0.33±0.1	0.34±0.07
	20-30	3.8±1.1	3.4±0.6	0.3±0.07	0.3±0.06
<b>B44_centro</b>	H0	5.7±0.7	10±3.5	0.05±0.02	0.19±0.07
	0-5	4.3±1.7	9.7±0.6	0.17±0.05	0.41±0.08
	5-10	3.3±1	5±0.7	0.13±0.03	0.22±0.02
	10-20	7.8±33	91±1.4	0.34±0.12	0.54±0.13
	20-30	4±0.6	5.6±0.6	0.27±0.06	0.37±0.01
<b>B26_borde</b>	H0	9.5±1.2	14.4±9.3	0.09±0.01	0.19±0.14
	0-5	5.1±1.6	5.2±0.9	0.17±0.06	0.2±0.03
	5-10	6±1.4	5.7±1.1	0.23±0.06	0.21±0.04
	10-20	5.2±1.9	8.1±0.1	0.25±0.07	0.34±0.03
	20-30	4.8±1.1	4±0.5	0.25±0.02	0.24±0.03
<b>B26_centro</b>	H0	17.2±4.3	8.7±3.6	0.2±0.09	0.18±0.09
	0-5	9.6±1.4	8.6±2.2	0.3±0.04	0.3±0.06
	5-10	3.2±1	3.1±0.3	0.12±0.05	0.14±0.01
	10-20	4.5±0.9	4.6±0.3	0.24±0.06	0.27±0.03
	20-30	3.8±2	4.5±1.5	0.23±0.07	0.31±0.13
<b>CC</b>	H0	7.1±0.35	8.1±3	0.06±0.01	0.09±0.03
	0-5	5.3±2.5	6.5±0.7	0.2±0.09	0.2±0.03
	5-10	4.1±0.2	5.4±0.8	0.14±0.03	0.2±0.04
	10-20	6±1.7	7.7±0.6	0.26±0.1	0.36±0.08
	20-30	4.2±1.5	4.8±0.8	0.25±0.09	0.23±0.08
<b>C20%</b>	H0	5.6±1.8	8.4±1.5	0.06±0.02	0.12±0.02
	0-5	11.6±3.8	10.3±1.8	0.42±0.15	0.37±0.07
	5-10	4.4±1	6.2±2.6	0.2±0.06	0.2±0.01
	10-20	6±2.4	5.5±1.7	0.3±0.13	0.2±0.07
	20-30	4±0.8	5.5±2.1	0.27±0.08	0.29±0.1
<b>C35%</b>	H0	6.4±0.9	6.9±1.3	0.06±0.01	0.09±0.03
	0-5	10.7±1.8	6.7±2.4	0.37±0.08	0.25±0.08
	5-10	7.6±0.7	2.9±0.7	0.3±0.06	0.12±0.03
	10-20	7.4±0.7	6.3±1.6	0.33±0.01	0.29±0.1
	20-30	5.6±1	3.5±0.6	0.29±0.06	0.21±0.06
<b>CS35%</b>	H0	4.1±2.3	5.9±1.3	0.03±0.02	0.07±0.01
	0-5	8±2.9	7.1±1	0.29±0.13	0.24±0.05
	5-10	5.1±1.6	6.2±1.3	0.2±0.08	0.21±0.07
	10-20	7.4±2.2	5.5±1.6	0.32±0.12	0.22±0.08
	20-30	4.4±1	5.7±1.4	0.23±0.08	0.25±0.09

#### 4.2 Efectos de los tratamientos selvícolas en la caída de biomasa vegetal



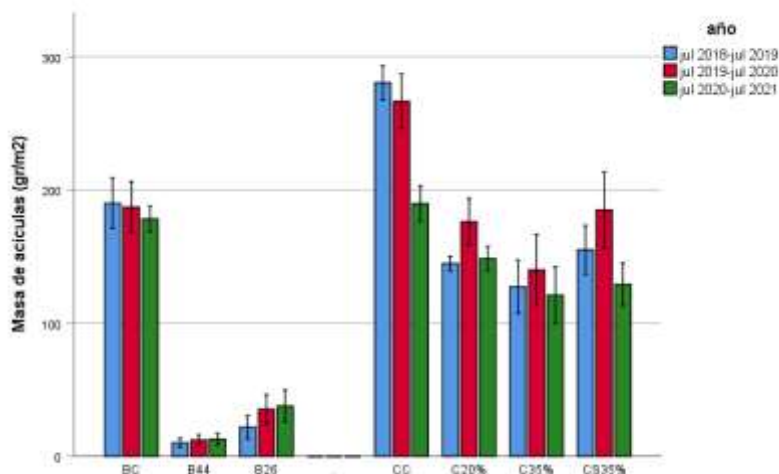


Figura 3. Masa de acículas recogida durante tres años consecutivos. Las barras representan valores medios ( $n=9$  en los tratamientos BC y B44 y  $n=6$  en el resto) y la incertidumbre se muestra como el error estándar. BC: bosque control, CC: clara control, CS: clara de selección, B44: bosque grande, B26: bosque pequeño, C20%: clara de baja intensidad, C35%: clara de alta intensidad; CS35%: clara de selección de alta intensidad.

Para la masa de acículas recogida en los colectores de hojarasca, todos los tratamientos selvícolas tuvieron efectos significativos comparados con sus respectivos controles (figura 3, tabla 3). En las parcelas de bosquetes la reducción es ligeramente superior al 90% en B44 y cercana al 80% en B26. Además, existe una diferencia significativa en B44 y B26 entre el primer y el segundo año de muestreo, aunque esta diferencia desaparece entre el segundo y el tercer año. En las parcelas de claras existe una diferencia significativa en el tratamiento control entre el segundo y el tercer año de muestreo, lo que asemeja los valores a los obtenidos en las parcelas control de bosquetes. No obstante, la reducción de la caída de biomasa vegetal sigue mostrando una fuerte significancia en los tratamientos de claras comparados con el control para los tres años del estudio (tabla 3).

Tabla 3. Valores  $p$  obtenidos tras la prueba Kruskal-Wallis para comprobar los efectos de los tratamientos selvícolas sobre el desfronde de acículas de pino y de la prueba de Wilcoxon Ranged para comprobar la evolución de la caída de acículas durante tres años consecutivos.

		tratamiento	año
Bosquetes	BC	2018-2019	0.515
		2019-2020	0.26
		2020-2021	
	B44	2018-2019	<0.001
		2019-2020	<0.001
		2020-2021	<0.001
	B26	2018-2019	0.001
		2019-2020	0.001
		2020-2021	0.001
Claras	CC	2018-2019	0.249
		2019-2020	0.028
		2020-2021	
	C20%	2018-2019	0.004
		2019-2020	0.016
		2020-2021	0.025

C35%	2018-2019	<b>0.004</b>	0.345
	2019-2020	<b>0.01</b>	
	2020-2021	<b>0.025</b>	0.249
CS35%	2018-2019	<b>0.004</b>	0.463
	2019-2020	<b>0.037</b>	<b>0.046</b>
	2020-2021	0.055	

#### 4.3 Efectos de los tratamientos selvícolas en la descomposición de acículas

No se encontraron diferencias significativas entre tratamientos selvícolas relativas a la velocidad de descomposición de las acículas. La figura 4 muestra el valor de la constante de descomposición  $k$  para el total de observaciones realizadas a lo largo de dos años, incluyendo los 4 periodos de recogida. En la figura 5: el panel de la izquierda muestra los efectos de los tratamientos selvícolas sobre la masa restante de acículas, incluyendo los cuatro periodos de recogida, mientras que el panel de la derecha muestra únicamente las tres observaciones correspondientes a la recogida final, dos años después de la instalación de las bolsas de descomposición. Ninguno de estos parámetros mostró diferencias significativas entre los tratamientos de claras y bosquetes comparados con las parcelas control.

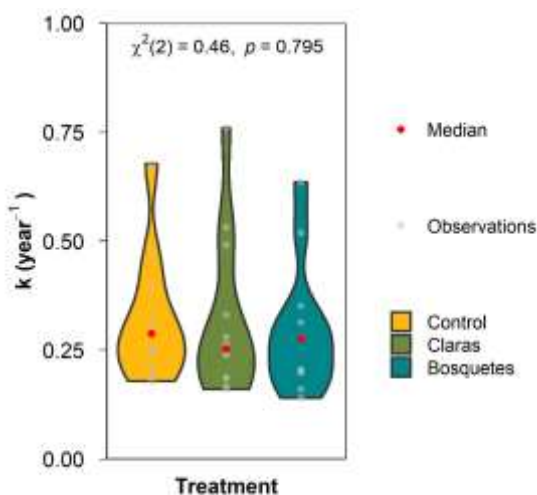


Figura 4. Efecto del tratamiento selvícola en la constante de descomposición ( $k$ ) de las acículas. La anchura del área sombreada en el gráfico de violín representa la densidad de probabilidad de las observaciones ( $n=12$ ).

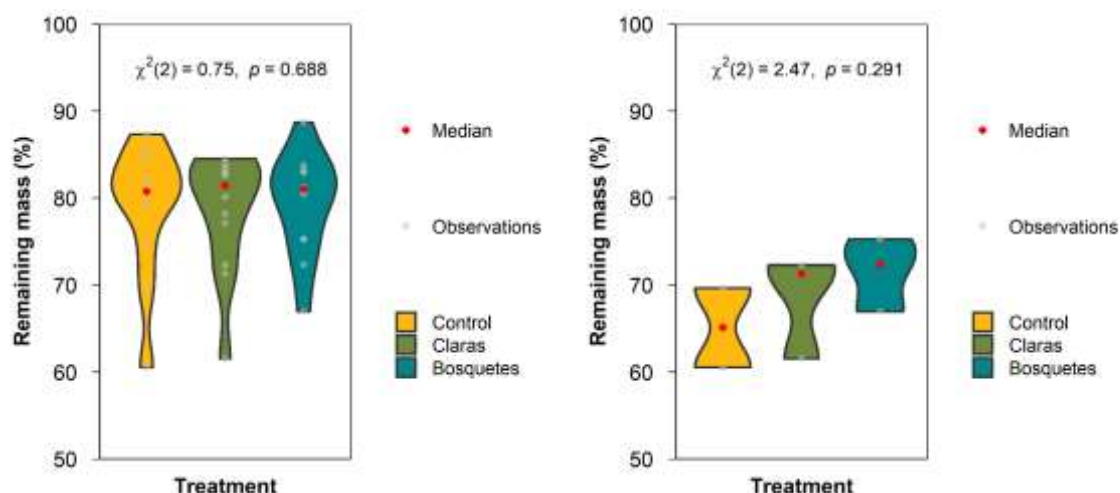


Figura 5. Efecto del tratamiento selvícola en la masa restante de acículas (%).

Las concentraciones iniciales de C y N, medidas en acículas recogidas directamente del árbol al inicio del experimento son de 530 mg C gr<sup>-1</sup> de materia seca y 9 mg N gr<sup>-1</sup>, con una relación C:N de 63 (figura 6). Las concentraciones de C y N sufren un enriquecimiento relativo lineal en el transcurso de dos años debido a la pérdida de otros nutrientes, con una tasa de crecimiento relativa mucho más alta en el caso del N, lo que se manifiesta en el descenso de la relación C:N. La tasa de crecimiento de la concentración de C muestra diferencias significativas entre los tratamientos de claras y bosquetes comparados con el control, pero la tasa de crecimiento de N no mostró dichas diferencias. La relación C:N no presentó diferencias significativas entre tratamientos selvícolas, pero sí entre las distintas recogidas, concretamente entre  $t_0$  y la primera recogida (4 meses después de la instalación de las bolsas) y entre la tercera recogida (un año) y la recogida final (dos años).

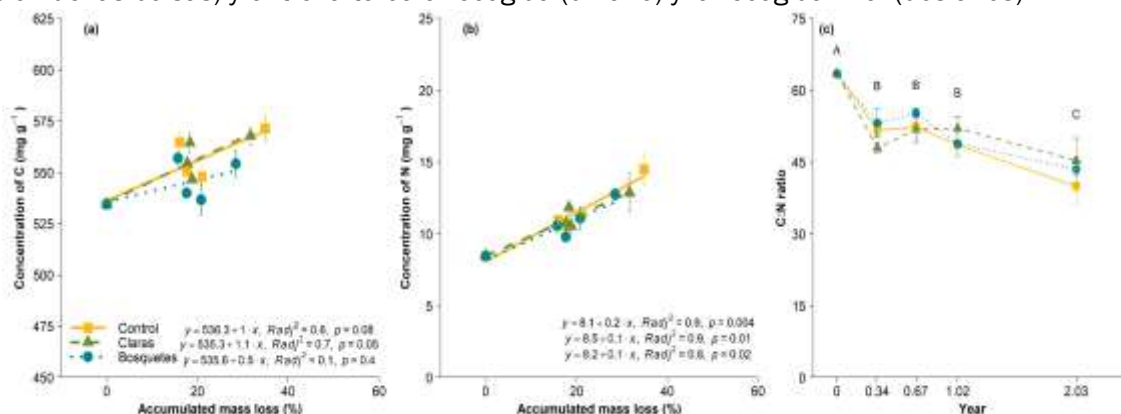


Figura 6. Relación entre la pérdida de masa acumulada y las concentraciones de (a) carbono y (b) nitrógeno de la acícula en descomposición. Las letras representan diferencias significativas entre recogidas (modelo lineal,  $n=3$ ).

## 5. Discusión

Una mayor incidencia de radiación solar sobre el suelo forestal a consecuencia de los huecos abiertos en la vegetación durante las actuaciones selvícolas puede provocar cambios microclimáticos inmediatos, donde el incremento de humedad y temperatura en el suelo crea un ambiente favorable para los procesos microbianos de mineralización de C y N como se ha observado en otros trabajos anteriores (Ma, Concilio et al., 2010). Este hecho, unido a una menor presencia de árboles competidores por los recursos almacenados en el suelo, puede dejar más recursos disponibles para las comunidades de microorganismos, y por tanto favorecer igualmente los procesos de mineralización y promover pérdidas por vías tanto gaseosas como hidrológicas del C y N

almacenado; además estas pérdidas pueden ser visibles en el corto plazo, inmediatamente después de la realización de las tareas selvícolas (Dannenmann, Gasche et al., 2007).

En el monte repoblado del presente estudio, sin embargo, no se han registrado pérdidas significativas de la MOS acumulada en el suelo mineral ni en la hojarasca, tanto en el mismo año en que se realizaron las cortas, como tres años después. Contrariamente, en la figura 2 y en la tabla 2 se observa una tendencia al alza del COS acumulado en las parcelas de claras en 2018, aunque este incremento no es significativo comparado con las parcelas control y las diferencias se suavizan y prácticamente desaparecen en el año 2021. Nuestros resultados son contradictorios con un reciente estudio de (Muscolo, Settineri et al., 2021), donde si se aprecian diferencias entre tratamientos selvícolas en un bosque de pino laricio incluyendo tratamientos de claras y bosquetes. Sin embargo, la mayoría de estudios publicados coinciden en señalar que los tratamientos selvícolas tienen poca influencia en el COS acumulado en el suelo mineral forestal (Jandl, Lindner et al., 2007; Mayer, Prescott et al., 2020; Nave, Vance et al., 2010).

La tasa de almacenaje de C en el suelo depende del balance entre las entradas y las salidas. Los tratamientos selvícolas podrían alterar enormemente dicho balance de manera directa, ya que la retirada de los árboles siempre supone pérdidas netas para el ecosistema. Además, los tratamientos selvícolas pueden influir el balance de C y N de manera indirecta, mediante cambios en las condiciones climáticas, en las propiedades del suelo (pH, disponibilidad de nutrientes, textura) o mediante cambios en la composición química de los compuestos de C (Jandl, Lindner et al., 2007). En el presente estudio, los tratamientos selvícolas, especialmente los tratamientos de bosquetes de mayor intensidad, han supuesto una drástica reducción de la caída de biomasa de hasta el 90%. No obstante, la caída de acículas u otros tipos de biomasa como piñas o ramillas no es la única fuente de entrada de C en el suelo, sino que existe también un flujo de C bajo tierra proveniente de las raíces senescentes en descomposición tras la retirada del arbolado. Por razones metodológicas no se dispone de información del flujo proveniente de las raíces, pero se podría razonar que este flujo compensa en parte la drástica disminución de biomasa aérea observada y sea esta una de las razones por las que los stocks de SOC se han mostrado estables tres años después de la realización de los tratamientos selvícolas. Otra posible explicación es que las posibles pérdidas que se hubiesen producido tras los tratamientos selvícolas se vieran compensadas también en parte por la gran cantidad de material vegetal depositado sobre el suelo tras el apeo de los árboles como trozos de corteza, acículas y restos de ramas rotas.

Además, existe otro factor abiótico que influye enormemente en la descomposición de hojarasca en entornos mediterráneos, un aumento de radiación solar que facilite la foto degradación de las acículas (Austin, 2006, Gliksman, Rey et al. 2017). Especialmente en las parcelas de bosquetes – donde se retiró todo el arbolado en un radio de 22 y 13 m- donde las bolsas de descomposición se colocaron en el centro de los bosquetes sería esperable que el súbito incremento de radiación solar fuese el factor determinante sobre la descomposición de hojarasca, degradando de manera más rápida los compuestos más fácilmente asimilables, así como los más recalcitrantes como la lignina en formas asimilables por los microorganismos por foto degradación. Sin embargo, tanto la constante de descomposición  $k$ , como la masa restante de acículas (figuras 4 y 5) se han mantenido inalteradas entre tratamientos selvícolas, no mostrando signos de que el proceso de descomposición microbiana se haya acelerado con el incremento de radiación solar. La lenta descomposición de las acículas de pino en entornos mediterráneos comparado con otras especies es consistente con otros estudios como (Díaz-Pinés, Rubio et al., 2011; Fernández-Alonso, Curiel Yuste et al., 2018), insistiendo dichos resultados en que el plazo de tres años para observar los efectos sea un plazo corto para lograrlo, pero señalando que la dinámica natural que tiende a volver a cubrir la superficie del suelo con las ramas y ramillas del matorral sucesional y de los incipientes pinos recién establecidos puede que enmascare definitivamente la posibilidad de observar dicho efecto. Para ello seguiremos observando los stocks de C y N a más largo plazo.

## 6. Conclusiones

Los resultados obtenidos en el estudio ofrecen una información valiosa para planificar futuras alternativas de gestión forestal en ambientes mediterráneos. Las claras de baja intensidad son los tratamientos selvícolas más empleados actualmente por su menor impacto visual y ecológico, sin embargo, no promueven la regeneración natural de la especie principal ni la introducción de nuevas especies vegetales al contrario que los tratamientos de entresaca por bosquetes, lo que constituye una de las ventajas más importantes para considerar tratamientos de mayor intensidad. Promover la mezcla de especies no solo tiene un valor estético y de mejora de la biodiversidad, sino que es un mecanismo propuesto para paliar los efectos negativos del cambio climático sobre el crecimiento y desarrollo del arbolado, lo que tiene especial relevancia en las masas monoespecíficas, y a priori vulnerables, tan abundantes en el centro de la península ibérica. Ninguno de los tratamientos selvícolas considerados en el presente estudio ha supuesto un impacto negativo en la capacidad de almacenamiento de C y N del suelo, tampoco los bosquetes de mayor intensidad, por lo que desde la perspectiva de la modificación de la capacidad de almacenar C en el suelo, estos tratamientos no han de ser descartados como una de las mejores opciones de aprovechamiento, adaptación y mejora de la biodiversidad; sin descartar estudios similares en el largo plazo que pudieran modificar estos planteamientos.

## 7. Agradecimientos

Muchas gracias a Celia Gómez por su asistencia técnica durante el procesado de las muestras en el laboratorio de Edafología de la Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Montes, Forestal y del Medio Natural. Los autores agradecen al proyecto FORADMIT – Gestión Forestal para la Adaptación y Mitigación: Diversificación estructural y específica de pinares mediterráneos de repoblación (AGL2016-77863-R) del gobierno de España y al proyecto REMEDINAL3-CM (MAE 2719) del gobierno regional de Madrid por proveer de la financiación necesaria para la realización del estudio.

## 8. Bibliografía

IUSS Working Group WRB, 2015. Base referencial mundial del recurso suelo 2014. Actualización 2015. Sistema internacional de clasificación de suelos para la nomenclatura de suelos y la creación de leyendas de mapas de suelos. Informes sobre recursos mundiales de suelos 106. FAO. Roma.

Gliksman, D., Rey, A., Seligmann, R., Dumbur, R., Sperling, O., Navon, Y., Haenel, S., De Angelis, P., Arnone, J.A., Grünzweig, J.M., 2017. Biotic degradation at night, abiotic degradation at day: positive feedbacks on litter decomposition in drylands. *Global Change Biology* 23, 1564–1574. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13465>

Austin, A. T. (2006). *Plant litter decomposition in a semi-arid ecosystem controlled by photodegradation*. (June 2014). <https://doi.org/10.1038/nature05038>

Dannenmann, M., Gasche, R., Ledebuhr, A., Holst, T., Mayer, H., & Papen, H. (2007). The effect of forest management on trace gas exchange at the pedosphere-atmosphere interface in beech (*Fagus sylvatica* L.) forests stocking on calcareous soils. *European Journal of Forest Research*, 126(2), 331–346. <https://doi.org/10.1007/s10342-006-0153-3>



Díaz-Pinés, E., Rubio, A., Van Miegroet, H., Montes, F., & Benito, M. (2011). Does tree species composition control soil organic carbon pools in Mediterranean mountain forests? *Forest Ecology and Management*, 262(10), 1895–1904. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.02.004>

Fernández-Alonso, M. J., Curiel Yuste, J., Kitzler, B., Ortiz, C., & Rubio, A. (2018). Changes in litter chemistry associated with global change-driven forest succession resulted in time-decoupled responses of soil carbon and nitrogen cycles. *Soil Biology and Biochemistry*, 120(October 2017), 200–211. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.02.013>

Hanewinkel, M., Cullmann, D. A., Schelhaas, M., Nabuurs, G., & Zimmermann, N. E. (2012). Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change*, 3(3), 203–207. <https://doi.org/10.1038/nclimate1687>

Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., ... Byrne, K. A. (2007). How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137(3–4), 253–268. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.09.003>

Kohler, M., Sohn, J., Nägele, G., & Bauhus, J. (2010). Can drought tolerance of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) be increased through thinning? *European Journal of Forest Research*, 129(6), 1109–1118. <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0397-9>

Ma, S., Concilio, A., Oakley, B., North, M., & Chen, J. (2010). Spatial variability in microclimate in a mixed-conifer forest before and after thinning and burning treatments. *Forest Ecology and Management*, 259(5), 904–915. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.11.030>

Madrigal, A. (1998). Problemática de la ordenación de masas artificiales en España. // *Reunión Sobre Ordenación de Montes*, 13–20.

Mayer, M., Prescott, C. E., Abaker, W. E. A., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G. W. D., ... Vesterdal, L. (2020). Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management*, 466(March), 118127. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118127>

Muscolo, A., Settineri, G., Romeo, F., & Mallamaci, C. (2021). Soil biodiversity as affected by different thinning intensities in a pinus laricio stand of calabrian apennine, south Italy. *Forests*, 12(1), 1–15. <https://doi.org/10.3390/f12010108>

Nave, L. E., Vance, E. D., Swanston, C. W., & Curtis, P. S. (2010). Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 259(5), 857–866. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.009>

Olson, J. S. (1963). Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems Author ( s ): Jerry S . Olson Published by: Wiley Stable URL: <http://www.jstor.org/stable/1932179> REFERENCES Linked references are available on JSTOR for this article : Yo. *Ecology*, 44(2), 322–331.

Pretzsch, H., Schütze, G., & Uhl, E. (2013). Resistance of European tree species to drought stress in mixed versus pure forests: Evidence of stress release by inter-specific facilitation. *Plant Biology*, 15(3), 483–495. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2012.00670.x>

Rodríguez, J. R., Serrada, R., Lucas, J. A., Reyes, A., del Río, M., Torres, E., & Cantero Amiano, A. (2008). Selvicultura de *Pinus pinaster* Ait. subsp. *mesogeensis* Fieschi & Gausen. *Compendio de Selvicultura Aplicada En España*, (January), 399–430.

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(2), 253–262. <https://doi.org/10.1007/s10342-012-0672-z>

Simon, J., Dannenmann, M., Pena, R., Gessler, A., & Rennenberg, H. (2017). Nitrogen nutrition of beech forests in a changing climate: importance of plant-soil-microbe water, carbon, and nitrogen interactions. *Plant and Soil*, 418(1–2), 89–114. <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3293-y>

Solís Camba, A. (2003). Planteamientos sobre la regeneración en pinares de repoblación que alcanzan la edad de turno. *Cuadernos de La Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 57(15), 49–58.