



7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

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

26 - 30 junio 2017 | Plasencia
Cáceres, Extremadura

7CFE01-161

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

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Influencia del área basimétrica sobre el desfronde y su descomposición en masas de *Pinus halepensis* Mill. de Castilla y León

BUEIS, T.¹, BRAVO, F.^{1,3}, PANDO, V.^{1,4} y TURRIÓN, M. B.^{1,2}

¹ Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible. Universidad de Valladolid- INIA. Avda. Madrid 44. 34004 Palencia

² Departamento de Ciencias Agroforestales. E.T.S. Ingenierías Agrarias de Palencia. Universidad de Valladolid. Avda. Madrid 57. 34004 Palencia.

³ Departamento de Producción Vegetal y Silvopascicultura. E.T.S. Ingenierías Agrarias de Palencia. Universidad de Valladolid. Avda. Madrid 57. 34004 Palencia.

⁴ Departamento de Estadística e Investigación Operativa. E.T.S. Ingenierías Agrarias de Palencia. Universidad de Valladolid. Avda. Madrid 57. 34004 Palencia

Resumen

El manejo de la densidad de las masas forestales persigue la reducción de la competencia así como el incremento en el crecimiento de los árboles que se mantienen. Sin embargo, estas intervenciones acarrearán otras consecuencias entre las que se encuentra la alteración de las dinámicas de desfronde y descomposición de la hojarasca, las cuales juegan un papel clave en la disponibilidad de nutrientes del suelo. El objetivo de este estudio fue determinar la influencia del área basimétrica de las masas sobre las tasas de desfronde y descomposición de la hojarasca y los nutrientes asociados en masas de *Pinus halepensis* de Castilla y León. Se observó que el área basimétrica ejerce un efecto significativo y positivo sobre la tasa de desfronde. Por contra, la tasa de descomposición disminuye al incrementar el área basimétrica en estas masas. Solamente se observaron diferencias significativas en función del área basimétrica en las concentraciones de K y Mg del desfronde. Asimismo, se observó un efecto significativo del área basimétrica sobre la liberación del C, N, Ca, K, Mg, P, S, Zn y Cu contenido en la hojarasca.

Palabras clave

Ciclo de nutrientes, litterbag, trampa de desfronde, liberación de nutrientes.

1. Introducción

El desfronde, conjuntamente con las raíces muertas, es la principal entrada de nutrientes al suelo. La descomposición del desfronde y el retorno al suelo de los nutrientes que contiene son factores fundamentales para la fertilidad del suelo. La concentración de nutrientes en el desfronde es función de la disponibilidad de nutrientes edáficos, la competición existente por los recursos, la retranslocación de nutrientes previa a la abscisión foliar, el lavado de nutrientes y parámetros climáticos (NAMBIAR & FIFE, 1991; BLANCO *et al.*, 2008; KIM, 2016). Los procesos de descomposición se ven influidos por las condiciones ambientales, la composición química del sustrato y la actividad de los microorganismos (SWIFT *et al.*, 1979). Habitualmente, la actividad de los microorganismos es el factor que determina en mayor medida la descomposición de la hojarasca y, por tanto, los factores que determinan la actividad de los microorganismos (temperatura, humedad, características físico-químicas del sustrato) determinan a su vez las tasas de descomposición de la hojarasca (DESANTO *et al.*, 1993; PRESCOTT *et al.*, 2004). Los nutrientes contenidos en la hojarasca pueden liberarse a través del lavado (importante para elementos como el K) y la mineralización o, por el contrario, ser inmovilizados. A través de la mineralización los organismos descomponedores actúan sobre la materia orgánica liberando nutrientes en formas inorgánicas. Cuando algún elemento limita la actividad de los organismos descomponedores, éstos importan cantidades de dicho elemento de otros compartimentos del medio. Esto se conoce como inmovilización. En caso contrario, dicho

elemento tiende a ser mineralizado (SWIFT *et al.*, 1979). La inmovilización del N es un hecho habitual ya que el N aparece en cantidades limitantes para los microorganismos, los cuales acumulan N hasta que éste se encuentra en cantidades no limitantes, momento en el cual comienza la liberación de dicho elemento.

La gestión forestal habitualmente incluye actuaciones sobre la densidad de las masas con el fin de disminuir la competencia e incrementar el crecimiento de los pies que se conservan. Estas modificaciones suelen acarrear cambios en las tasas de desfronde (ROIG *et al.*, 2005; BLANCO *et al.*, 2006; NAVARRO *et al.*, 2013; LADO-MONSERRAT *et al.*, 2015), las condiciones micro-climáticas (KUNHAMU *et al.*, 2009; CHASE *et al.*, 2016) y, por tanto, la descomposición de la hojarasca (OURO *et al.*, 2001; KIM, 2016) al verse afectada la actividad de los microorganismos. La temperatura se ve incrementada con la reducción de la densidad de las masas debido al incremento en la radiación solar que llega al suelo (KUNHAMU *et al.* 2009). Sin embargo, el efecto de la disminución de la densidad de las masas sobre la humedad del suelo no siempre tiene el mismo signo (OURO *et al.*, 2001; LADO-MONSERRAT *et al.*, 2015). Un menor conocimiento se tiene acerca de cuáles son los efectos de estas prácticas sobre la concentración de nutrientes del desfronde y su liberación a través de la descomposición (BLANCO *et al.*, 2008; KIM, 2016).

Por todo ello, se considera fundamental conocer la relación existente entre la densidad de las masas y las tasas de desfronde y descomposición de la hojarasca así como la concentración de nutrientes del desfronde y su liberación a través de la descomposición para llevar a cabo una gestión sostenible de las masas forestales.

2. Objetivos

El objetivo de este trabajo fue estudiar el efecto de la densidad de las masas sobre 1) las tasas de desfronde de acículas, 2) las tasas de descomposición de acículas, 3) la concentración de nutrientes en el desfronde de acículas y 4) la liberación de nutrientes contenidos en el desfronde de acículas en plantaciones de *Pinus halepensis* en Castilla y León.

3. Metodología

Para la consecución de los objetivos se seleccionaron cuatro masas procedentes de repoblación de *Pinus halepensis* en las provincias de Palencia y Valladolid, concretamente en los términos municipales de Dueñas, Ampudia, Valoria la Buena y Valle de Cerrato (Tabla 1).

Tabla 1. Principales características de las masas estudiadas^a

	Dueñas	Ampudia	Valoria la Buena	Valle de Cerrato
Latitud (ETRS 89)	41° 55' 33" N	41° 51' 47" N	41° 49' 48" N	41° 53' 27" N
Longitud (ETRS 89)	4° 33' 18" W	4° 46' 9" W	4° 30' 8" W	4° 23' 40" W
Edad (años)	55	50	58	63
Altitud (m)	860	859	870	875
PMA (mm año ⁻¹)	457	441	467	462
N (pies ha ⁻¹)	531	564	553	1216
ABLM (m ² ha ⁻¹)	28,2	31,3	30,4	45,8
Dg (cm)	26,0	26,6	26,5	21,9
Dm (cm)	25,7	26,0	25,8	21,1
Do (cm)	31,0	32,0	33,5	31,0
Ho (m)	7,1	11,3	11,2	9,8
Hm (m)	5,9	9,7	9,6	8,3
Sl (m)	8,4	14,1	12,9	10,9

^a PMA: precipitación media anual; N: densidad; ABLM: área basimétrica local media; Dg: diámetro medio cuadrático; Dm: diámetro medio; Do: diámetro dominante; Ho: altura dominante; Hm: altura media; Sl: índice de sitio a una edad de referencia de 80 años (MONTERO et al., 2001)

En cada una de estas masas se establecieron ocho parcelas circulares de 6 m de radio cubriendo el mayor gradiente de áreas basimétricas locales presentes en las masas (considerando el área basimétrica local como la suma de todas las secciones normales de los pies contenidos en la parcela de radio 6 m). En cada una de las ocho parcelas establecidas en cada masa (32 parcelas en total), a principios de octubre de 2013 se situó una trampa de desfronde y 15 bolsitas de descomposición de 15 x 15 cm, rellenas con unos 5 g de acículas senescentes recién caídas. Todas las bolsitas fueron identificadas con una etiqueta. El peso seco al aire de las acículas introducidas en cada bolsita fue registrado con 0,001 g de precisión y una porción de las acículas utilizadas para rellenar las bolsitas se secó en estufa a 65°C hasta peso constante para conocer el peso seco de acículas introducido en cada bolsita. Las trampas de desfronde consistieron en un cono de 50 cm de diámetro construido con malla de 1,5 mm de luz y soportado por tres estacas de madera de 80 cm de altura. Las bolsitas de descomposición se unieron en grupos de 5. Cada grupo de bolsitas se ató a una de las estacas de soporte de la trampa de desfronde (Figura 1).



Figura 1. Dispositivo experimental establecido en cada parcela consistente en una trampa de desfronde y 15 bolsitas de descomposición

A principios de cada mes se recogió el contenido de las trampas de desfronde y se midió la humedad y la temperatura de los diez centímetros superficiales de suelo mineral por medio de una sonda de temperatura (CRISON 638pt) y una sonda de humedad (DELTA-T Theta-Meter type HH1). Cada tres meses se extrajo una bolsita de descomposición de cada parcela. La duración del estudio fue de 24 meses. El contenido de las trampas de desfronde se secó a 65°C hasta peso constante, y se separó en las siguientes fracciones: acículas, ramillos, corteza, flores, yemas, piñas y piñones. Se registró el peso seco de cada una de las fracciones. El contenido de las bolsitas de descomposición fue extraído, se eliminaron los restos de musgo o plantas y se secó a 65°C hasta peso constante. Se registró el peso seco de las acículas contenidas en las bolsitas extraídas.

Con el desfronde de acículas recogido en cada trampa se hizo una mezcla compuesta de tres meses consecutivos (octubre a diciembre, enero a marzo, abril a junio, julio a septiembre) y una porción representativa se molió en un molino de bolas para su análisis elemental. El contenido de las bolsitas de descomposición también se molió en un molino de bolas para su análisis elemental. El análisis elemental del desfronde de acículas y las acículas contenidas en las bolsitas de descomposición incluyó la determinación del contenido en C y N en un autoanalizador LECO CHN-

2000 y del contenido de P, K, Ca, Mg, S, Fe, Cu, Mn, y Zn por ICP-OES (espectrometría de emisión óptica de plasma de acoplamiento inductivo) tras una digestión húmeda en microondas con HNO₃ y H₂O₂.

Se calculó la tasa de descomposición de la hojarasca (k) ajustando los datos obtenidos en relación a la pérdida de peso de las acículas contenidas en las bolsitas de descomposición a lo largo del tiempo a la ecuación exponencial de OLSON (1963):

$$X = X_0 e^{-kt}$$

Donde:

X = Peso de la hojarasca extraída de la bolsita al cabo del tiempo t (meses)

X_0 = Peso inicial de la hojarasca introducida en la bolsita (g)

k = Tasa de descomposición de la hojarasca (meses⁻¹)

La liberación de los nutrientes contenidos en la hojarasca de las bolsitas se calculó con la ecuación de ENTRY *et al.* (1991):

$$NR = N_f - [(1 - D)N_d]$$

Donde:

NR = cantidad de cada elemento (C, N, P, K, Ca, Mg, S, Fe, Cu, Mn, and Zn) liberado durante la descomposición (mg de nutriente por g de acícula)

N_f = concentración del nutriente en las acículas frescas (introducidas en las bolsitas)

N_d = concentración del nutriente en las acículas en descomposición (en el momento de la extracción de la bolsita)

D = porcentaje de pérdida de masa de las acículas en la bolsita de descomposición

Se estudió la influencia del área basimétrica local (AB_{local}) de la parcela sobre el peso del desfronde por medio de un modelo lineal mixto de análisis de la varianza con un factor inter-sujetos aleatorio (masa) con ocho réplicas (parcelas), un regresor (AB_{local}) y un factor intra-sujetos de medidas repetidas (mes).

$$Y_{ij;t} = \mu + \alpha_i + \tau_t + \beta X_{ij} + \varepsilon_{ij;t}$$

Donde:

$i = 1, 2, 3, 4$ para las cuatro masas

$j = 1, 2, \dots, 8$ para las ocho parcelas dentro de cada masa

$t = 1, 2, \dots, 24$ para los 24 meses estudiados

$Y_{ij;t}$ = Logaritmo del peso de desfronde en la parcela j de la masa i en el mes t (kg ha⁻¹)

μ = Efecto de media general

α_i = Efecto aleatorio de la masa i , con $\alpha_i \sim N(0, \sigma_\alpha^2)$

τ_t = Efecto principal del mes t

X_{ij} = AB_{local} de la parcela j de la masa i (m² ha⁻¹)

β = Tasa lineal de cambio en el logaritmo del peso de desfronde por unidad de AB_{local}

$\varepsilon_{ij;t}$ = Error aleatorio en el logaritmo del peso de desfronde de la parcela j de la masa i en el mes t , con $\varepsilon_{ij;t} \sim N(0, \sigma^2)$ y con estructura de varianzas auto regresiva de orden 1 AR(1).

Para el estudio del efecto del AB_{local} de la parcela sobre la concentración de nutrientes en el desfronde y la liberación de nutrientes de las acículas durante la descomposición se utilizó un modelo

mixto de análisis de la varianza similar al anterior, con un factor inter-sujetos aleatorio (masa) con ocho réplicas (parcelas), un regresor (AB_{local}) y un factor intra-sujetos de medidas repetidas (trimestre), donde:

$Y_{ij;t}$ = Concentración del nutriente en el desfronde o liberación del nutriente de las acículas en las bolsitas de la parcela j en la masa i y el trimestre t

τ_t = Efecto principal del trimestre t

β = Tasa lineal de cambio en la concentración del nutriente en el desfronde o en la liberación del nutriente de las acículas en las bolsitas por unidad de AB_{local}

$\varepsilon_{ij;t}$ = Error aleatorio en la concentración del nutriente en el desfronde o en la liberación del nutriente de las acículas en las bolsitas de la parcela j de la masa i en el mes t , con $\varepsilon_{ij;t} \sim N(0, \sigma^2)$ y con estructura de varianzas auto regresiva de orden 1 AR(1).

Para el estudio de la descomposición a través de k se utilizó un modelo lineal mixto de análisis de la varianza con un factor inter-sujetos aleatorio (masa) con ocho réplicas (parcelas) y un regresor (AB_{local}):

$$Y_{ij} = \mu + \alpha_i + \beta X_{ij} + \varepsilon_{ij}$$

Donde:

$i = 1, 2, 3, 4$ para las cuatro masas

$j = 1, 2, \dots, 8$ para las ocho parcelas dentro de cada masa

Y_{ij} = Valor del parámetro en la parcela j de la masa i

μ = Efecto de media general

α_i = Efecto aleatorio de la masa i , con $\alpha_i \sim N(0, \sigma_s^2)$

X_{ij} = AB_{local} de la parcela j de la masa i ($m^2 ha^{-1}$)

β = Tasa lineal de cambio en el valor del parámetro por unidad de AB_{local}

ε_{ij} = Error aleatorio en el valor del parámetro para la parcela j de la masa i , con $\varepsilon_{ij;t} \sim N(0, \sigma^2)$.

Las variables cuya distribución no fue normal o presentaron heterocedasticidad fueron transformadas previamente al ajuste del modelo lineal mixto de análisis de la varianza.

La correlación existente entre el AB_{local} de las parcelas y la temperatura y humedad de los 10 cm superficiales de suelo mineral se estudió a través del coeficiente de correlación de Pearson. El tratamiento estadístico de los datos se llevó a cabo con el programa estadístico SAS.

4. Resultados

El modelo lineal mixto de análisis de la varianza mostró un efecto significativo y positivo del AB_{local} de la parcela sobre la tasa de desfronde de *Pinus halepensis* ($P < 0,0001$; $\beta = 0,0339$); por tanto, a mayor AB_{local} mayor es la tasa de desfronde. Asimismo, el efecto del AB_{local} de la parcela sobre la tasa de descomposición de las acículas (k) resultó significativo y negativo ($P < 0,0001$; $\beta = -0,00009$); a mayor AB_{local} de la parcela, menor es la tasa de descomposición de las acículas.

Según el modelo lineal mixto de análisis de la varianza el efecto del AB_{local} de la parcela sobre las concentraciones de C, K y Mg en el desfronde de acículas es significativo y positivo (Tabla 2). Asimismo, se observó un efecto significativo y negativo del AB_{local} de la parcela sobre la liberación de la mayoría de nutrientes estudiados (C, N, P, K, Ca, Mg, S, Cu y Zn) en las acículas durante su descomposición (Tabla 3). Sin embargo, no se ha hallado un efecto significativo del AB_{local} de la

parcela sobre la liberación del Fe y Mn contenido en las acículas senescentes de *Pinus halepensis* durante su descomposición.

Tabla 2. Tasa lineal de cambio (β) de la concentración de nutrientes en el desfronde por unidad de AB_{local} y p-valores del modelo lineal mixto de análisis de la varianza

	β	p-valor
C (mg g ⁻¹)	0,04724	0,0097
log N (mg g ⁻¹)	-0,00032	0,5174
log C/N	0,000410	0,4206
log P (mg kg ⁻¹)	0,000833	0,3744
log K (mg g ⁻¹)	0,004051	<0,0001
log Ca (mg g ⁻¹)	-0,00046	0,5250
Mg (mg g ⁻¹)	0,001518	0,0184
log S (mg g ⁻¹)	0,000478	0,0791
Fe (mg kg ⁻¹)	-0,00284	0,9614
Cu (mg kg ⁻¹)	-0,00081	0,4893
log Mn (mg kg ⁻¹)	-0,00221	0,3554
log Zn (mg kg ⁻¹)	-0,00085	0,4176

Tabla 3. Tasa lineal de cambio (β) de la liberación de nutrientes de las acículas en descomposición por unidad de AB_{local} y p-valores del modelo lineal mixto de análisis de la varianza

	β	p-valor
C (mg g ⁻¹)	-0,3079	<0,0001
N (mg kg ⁻¹)	-22,6615	<0,0001
P (mg kg ⁻¹)	-1,3401	<0,0001
K (mg g ⁻¹)	-0,00324	<0,0001
Ca (mg g ⁻¹)	-0,00549	0,0362
Mg (mg kg ⁻¹)	-1,5790	0,0003
S (mg kg ⁻¹)	-1,7527	<0,0001
Fe (mg kg ⁻¹)	0,1641	0,1183
Mn (mg kg ⁻¹)	0,01001	0,8003
Cu (mg kg ⁻¹)	-0,00587	<0,0001
Zn (mg kg ⁻¹)	-0,01904	<0,0001

La correlación entre el AB_{local} de la parcela y la humedad de los 10 cm superficiales de suelo mineral resultó significativa y positiva ($P < 0,0001$; $r = -0,3415$), de manera que, a mayor AB_{local}, menor humedad en el suelo. Sin embargo, el efecto del AB_{local} de la parcela sobre la temperatura del suelo no fue significativo.

5. Discusión

Se observó un efecto significativo y positivo del AB_{local} sobre la producción de desfronde, coincidiendo con los resultados de estudios previos realizados sobre distintas especies forestales (KUNHAMU *et al.*, 2009; NAVARRO *et al.*, 2013; LADO-MONSERRAT *et al.*, 2015). Esto indica que cuanto mayor es la espesura de la masa (expresada en términos de AB_{local}), la masa presenta una mayor cantidad de biomasa de acículas por unidad de superficie y, por tanto, se observa una mayor tasa de desfronde.

En cuanto a la tasa de descomposición de las acículas en relación al AB_{local} de las masas, el efecto observado fue significativo y negativo de manera que aquellas parcelas con menor AB_{local} presentaron una mayor tasa de descomposición de acículas. La tendencia observada es contraria a la

hallada por LADO-MONSERRAT *et al.* (2015), quienes observaron una menor tasa de descomposición en la hojarasca de *Pinus halepensis* en parcelas sujetas a corta a hecho que en parcelas control (no aclaradas). Sin embargo, estos autores no hallaron diferencias significativas entre parcelas control (no aclaradas) y parcelas con distintos niveles de clara. La razón a este comportamiento opuesto puede estar relacionado con la forma en la que la espesura de la parcela afecta al microclima. En este sentido, LADO-MONSERRAT *et al.* (2015) encontraron una humedad significativamente superior en parcelas con mayor AB_{local} , mientras que en el presente estudio se ha observado una humedad significativamente superior en aquellas parcelas con menor AB_{local} . Como ya se ha comentado con anterioridad la disponibilidad hídrica es un factor determinante en la descomposición de la hojarasca ya que determina a su vez la actividad de los microorganismos descomponedores. Parece claro que en las parcelas objeto de estudio el proceso que prevalece es la interceptación de las precipitaciones por parte de las copas de los árboles (más densas en aquellas parcelas con mayor AB_{local}) disminuyendo la cantidad de agua que alcanza el suelo forestal y disminuyendo, por tanto, la humedad del suelo en aquellas parcelas de mayor espesura (en términos de AB_{local}). Posiblemente, la tendencia observada por LADO-MONSERRAT *et al.* (2015) responda a un predominio del efecto desecante de una mayor radiación alcanzando el suelo forestal en aquellas parcelas sometidas a corta a hecho frente a aquellas parcelas de mayor espesura (parcelas control). Estos resultados son coincidentes con la creencia de que la disponibilidad de humedad es un factor decisivo en los procesos de descomposición de la materia orgánica pero una mayor o menor espesura en las masas no provoca el mismo efecto sobre el microclima (temperatura y humedad) en las distintas zonas climáticas.

El efecto del AB_{local} de la parcela observado sobre las concentraciones de C, K y Mg del desfronde refleja que dichas concentraciones son significativamente menores en el desfronde de las parcelas con menor AB_{local} . El K y el Mg son elementos que presentan alta movilidad, es decir, son susceptibles de sufrir fenómenos de lavado, más intensos en aquellas parcelas de menor AB_{local} debido a la menor biomasa de acículas en las copas de los árboles y por tanto, una mayor capacidad de lavado de las mismas. De la misma forma, los compuestos más lábiles de C pueden sufrir fenómenos de lavado más intensos en parcelas de menor espesura. LADO-MONSERRAT *et al.* (2015) también observaron una menor concentración de Mg en el desfronde en parcelas sometidas a cortas en relación a las parcelas control (sin aclarar). Estos autores plantearon la posibilidad de que la absorción de Mg se hubiera visto reducida por la mayor disponibilidad de nutrientes en parcelas aclaradas debido a la competencia por la absorción de la planta con otros cationes del suelo. Además, la disminución del AB_{local} de la parcela supone una disminución en la competencia por los recursos y una mayor productividad de los pies remanentes, de manera que la concentración de nutrientes en sus tejidos puede ser menor. Esto se conoce como “efecto de dilución” (JARRELL & BEVERLY, 1981). SARDANS *et al.* (2005) observaron un incremento en la disponibilidad de N y P tras un incendio en *Pinus halepensis*, seguido de un descenso en la concentración de Mg en el desfronde. KUNHAMU *et al.* (2009) también observaron mayores concentraciones de K en el desfronde de *Acacia mangium* en parcelas control (no aclaradas) respecto a aquellas parcelas aclaradas cuyo desfronde presentó una menor concentración de K.

El AB_{local} de la parcela resultó tener un efecto significativo y negativo sobre la liberación de la mayoría de nutrientes analizados en las acículas en descomposición. El efecto del AB_{local} de la parcela no fue significativo sobre la liberación del Fe y Mn contenidos en las acículas en descomposición. La liberación del C, N, Ca, K, Mg, P, S, Zn y Cu contenidos en las acículas durante el periodo de estudio fue significativamente menor en las parcelas de mayor AB_{local} . En el caso de aquellos elementos que presentan un patrón de inmovilización en lugar de liberación, significa que en aquellas parcelas con menor AB_{local} la inmovilización es menor que en parcelas con mayor AB_{local} . La tendencia observada puede estar relacionada con la mayor tasa de descomposición hallada en aquellas parcelas con menor AB_{local} debido a la mayor cantidad de agua procedente de las precipitaciones que alcanza el suelo, lo que implica una mayor humedad en el suelo y mayor actividad de los microorganismos descomponedores así como mayor lavado de nutrientes. KIM (2016) observó una correlación positiva

entre el área basimétrica y los contenidos remanentes de K, Ca y Mg en acículas en descomposición de *Pinus densiflora* en Corea durante los tres primeros meses de descomposición, lo cual atribuyó a un incremento en las pérdidas de dichos nutrientes por lavado en aquellas parcelas con menor área basimétrica. Sin embargo, BLANCO *et al.* (2011) observaron el efecto contrario en *Pinus sylvestris* en Pirineos. Estos autores constataron una disminución en la humedad tras la clara y menores tasas de descomposición acompañadas por un incremento en la inmovilización de N y P y una disminución en la inmovilización de Ca. HE *et al.* (1997) también encontraron una mayor inmovilización de Cu y Zn en áreas de mayores espesuras (mayor ABlocal) comparadas con áreas de menor espesura para varias especies en un bosque alpino de China.

6. Conclusiones

El área basimétrica de la parcela tiene un efecto significativo y positivo sobre el desfronde, lo que indica que las masas con mayor área basimétrica presentan mayor cantidad de biomasa arbórea aérea. El área basimétrica también tiene un efecto significativo pero negativo sobre la descomposición de la hojarasca de acículas. La mayor humedad del suelo observada en las parcelas con menor área basimétrica local, debida a la menor interceptación de las precipitaciones llevada a cabo por las copas de los árboles, provoca una mayor actividad de los microorganismos descomponedores. El área basimétrica local de las masas afecta significativamente a la concentración de nutrientes en el desfronde de acículas, así como al microclima del suelo y, por tanto, a la liberación de nutrientes durante la descomposición de la hojarasca. Las prácticas selvícolas que implican un manejo de la densidad de las masas tienen, en consecuencia, un impacto sobre el ciclo de nutrientes en las repoblaciones de *Pinus halepensis* estudiadas.

7. Agradecimientos

Los autores agradecen a Elisa Mellado y Olga López su apoyo en el trabajo de campo y a Carmen Blanco y Juan Carlos Arranz su consejo en el trabajo de laboratorio. Este trabajo se ha financiado gracias a los proyectos AGL2011-29701-C02-02 y AGL2014-51964-C2-1-R del Ministerio de Economía y Competitividad del Gobierno de España y a la beca predoctoral concedida a T. Bueis por la Universidad de Valladolid y el Banco Santander.

8. Bibliografía

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 Ecol. Manag.* 237 342-352.

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 Ecol. Manag.* 256 1840-1852.

BLANCO, J. A.; BOSCO IMBERT, J.; CASTILLO, F. J.; 2011. Thinning affects *Pinus sylvestris* needle decomposition rates and chemistry differently depending on site conditions. *Biogeochemistry* 106 397-414.

CHASE, C. W.; KIMSEY, M. J.; SHAW, T. M.; COLEMAN, M. D.; 2016. The response of light, water, and nutrient availability to pre-commercial thinning in dry inland Douglas-fir forests. *Forest Ecol. Manag.* 363 98-109.

- DESANTO, A. V.; BERG, B.; RUTIGLIANO, F. A.; ALFANI, A.; FIORETTO, A.; 1993. Factors regulating early-stage decomposition of needle litters in 5 different coniferous forests. *Soil Biol. Biochem.* 25 1423-1433.
- ENTRY, J. A.; ROSE, C. L.; CROMACK, K.; 1991. Litter decomposition and nutrient release in ectomycorrhizal mat soils of a douglas fir ecosystem. *Soil Biol. Biochem.* 23 285-290.
- HE, Z. L.; WU, J.; O'DONNELL, A. G.; SYERS, J. K.; 1997. Seasonal responses in microbial biomass carbon, phosphorus and sulphur in soils under pasture. *Biol. Fert. Soils* 24 421-428.
- JARRELL, W. M.; BEVERLY, R. B.; 1981. The dilution effect in plant nutrition studies. *Adv. Agron.* 34 197-224.
- KIM, C.; 2016. Basal area effects on a short-term nutrient status of litter fall and needle litter decomposition in a *Pinus densiflora* stand. *J. Ecol. Environ.* 39 51-60.
- KUNHAMU, T. K.; KUMAR, B. M.; VISWANATH, S.; 2009. Does thinning affect litterfall, litter decomposition, and associated nutrient release in *Acacia mangium* stands of Kerala in peninsular India? *Can. J. Forest Res.* 39 792-801.
- LADO-MONSERRAT, L.; LIDON, A.; BAUTISTA, I.; 2015. Litterfall, litter decomposition and associated nutrient fluxes in *Pinus halepensis*: influence of tree removal intensity in a Mediterranean forest. *Eur. J. For. Res.* 134 833-844.
- MONTERO, G.; CAÑELLAS, I.; RUIZ-PEINADO, R.; 2001. Growth and yield models for *Pinus halepensis* Mill. *Inv. Agrar.-Sist. Rec. F.* 10 179-201.
- NAMBIAR, E. K. S.; FIFE, D. N.; 1991. Nutrient retranslocation in temperate conifers. *Tree Physiol.* 9 185-207.
- NAVARRO, F. B.; ROMERO-FREIRE, A.; DEL CASTILLO, T.; FORONDA, A.; JIMENEZ, M. N.; RIPOLL, M. A.; SANCHEZ-MIRANDA, A.; HUNTSINGER, L.; FERNANDEZ-ONDONO, E.; 2013. Effects of thinning on litterfall were found after years in a *Pinus halepensis* afforestation area at tree and stand levels. *Forest Ecol. Manag.* 289 354-362.
- OLSON, J. S.; 1963. Energy storage and balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecol. Lett.* 44 322-331.
- OURO, G.; PEREZ-BATALLON, 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. *Ann. For. Sci.* 58 411-422.
- PRESCOTT, C. E.; BLEVINS, L. L.; STALEY, C.; 2004. Litter decomposition in British Columbia forests: Controlling factors and influences of forestry activities. *BC Journal of Ecosystems and Management* 5 44-57.
- ROIG, S.; DEL RIO, M.; CANELLAS, I.; MONTERO, G.; 2005. Litter fall in Mediterranean *Pinus pinaster* Ait. stands under different thinning regimes. *Forest Ecol. Manag.* 206 179-190.
- SARDANS, J.; PENUELAS, J.; RODA, 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-Struct. Funct.* 19 233-250.

SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M.; 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems. In "Studies in ecology". (ANDERSON, D. J.; GREIG-SMITH, P.; PITELKA, F. A. eds). University of California Press, Berkeley, USA, pp. 372.