

# Acumulación y descomposición del desfronde en suelos forestales

Gregorio Montero <sup>1,2</sup>, Raquel Onrubia <sup>3</sup>,  
César López Leiva <sup>4</sup>, Ricardo Ruiz Peinado <sup>2,3</sup>,  
Eduardo López Senespleda <sup>2,3</sup>,  
Andrés Bravo Oviedo <sup>5</sup>, María Pasalodos <sup>3</sup>,  
Miren del Rio <sup>2,3</sup>

<sup>1</sup> Sociedad Española de Ciencias Forestales

<sup>2</sup> Instituto Universitario de Gestión Forestal Sostenible IUGFS (UVa-INIA)

<sup>3</sup> Departamento de Selvicultura y Gestión de Sistemas Forestales, INIA-CIFOR

<sup>4</sup> Universidad Politécnica de Madrid

<sup>5</sup> Departamento de Biogeografía y Cambio Global, Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC

En este trabajo se hace una breve introducción a los conceptos de desfronde, su acumulación y proceso de descomposición del mismo que se producen en la capa orgánica de los suelos forestales. Se presenta una recopilación de la información general, cuantitativa, disponible sobre los depósitos de desfronde y los procesos de descomposición e incorporación al suelo mineral. Así mismo, se aportan datos medios existentes para las principales especies arbóreas y de matorral en España, así como las tasas medias de descomposición, para aquellas especies para las que hemos podido encontrar información suficiente.

**Palabras clave:** Desfronde; suelos forestales; capa orgánica del suelo

## INTRODUCCIÓN

La biomasa vegetal o fitomasa de los ecosistemas forestales se acumula en diferentes compartimentos que conviene diferenciar para facilitar su estudio y gestión. A menudo se habla de biomasa aérea y radical para referirse a la biomasa acumulada en cada una de esas fracciones o de la materia orgánica del suelo forestal que forma parte del complejo arcillo-húmico y que es importante para la fertilidad de los mismos (Zanella et al., 2011), perteneciendo al conjunto de biomasa edáfica. Sin embargo, pocas veces se habla de otro gran compartimento de acumulación de necromasa, que se suele designar como hojarasca, mantillo o capa orgánica superficial (*forest floor* en inglés), refiriéndose siempre

a la capa de restos vegetales en diferentes grados de descomposición que se acumula sobre la superficie del suelo. El contenido de carbono en dicha capa orgánica y su proceso de disgregación en los suelos forestales es el principal motivo de atención de este trabajo.

## DEFINICIÓN Y CONCEPTOS

La capa orgánica puede considerarse como un horizonte superpuesto al suelo mineral. Esta capa orgánica incluye típicamente material vegetal fresco, partes parcialmente descompuestas y material bastante transformado (humificado) que posee diferentes características en función de las condiciones climáticas y edáficas del sitio y de las especies arbó-



reas, arbustivas y herbáceas de cuyo desfronde procede. Su determinación es bastante simple (Figura 1), aunque a veces existe una mezcla íntima en la zona de contacto entre la capa orgánica y el suelo mineral. Quedarían excluidos aquellos horizontes con suficiente material orgánico de diagnóstico (FAO, 2007).

La importancia de la capa orgánica del suelo como un componente principal de los ecosistemas forestales terrestres ha llevado a su estudio intensivo. Así, se ha desarrollado una clasificación taxonómica de las formas de humus (primera aproximación de Klinka et al., 1981; segunda y tercera aproximación de Green et al., 1993 y 1997, respectivamente; clasificación europea de humus de Zanella et al., 2011). Aunque, a veces, puede llevar a confusión, puesto que el humus es habitualmente definido como una parte del horizonte orgánico del suelo (capa humificada) y también existen humus y ácidos húmicos en las capas minerales del suelo (Binkley & Fisher, 2013). En este trabajo, cuando se haga referencia al humus se estará refiriendo exclusivamente a la totalidad de la capa orgánica.

En el caso más completo, la capa orgánica está formada por tres subcapas (*L*, *F* y *H*), todas ellas de espesor variable según los casos (Fisher & Binkley, 2000) que pueden identificarse de manera visual. La capa *L* (*litter* en inglés) u hojarasca está formada por una capa superior de restos vegetales poco descompuestos cuyo origen es fácilmente reconocible; la capa *F* (*fragmented* en inglés) o de

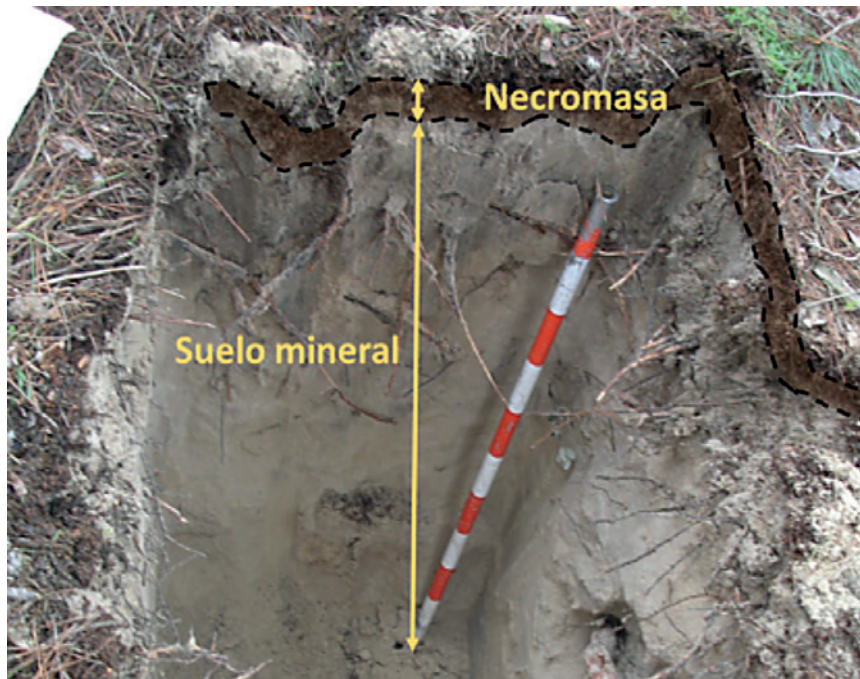


Figura 1. Identificación del horizonte orgánico superficial mediante línea de puntos, que coinciden aproximadamente con su espesor

restos fragmentados está compuesta de restos parcialmente descompuestos en los que todavía se reconocen, con alguna dificultad, las formas y estructuras de las hojas, flores, frutos y ramillas que la componen; la capa *H* o humificada está formada por restos orgánicos totalmente descompuestos sin estructura visible y generalmente de color oscuro pero en los que no se aprecian partículas de suelo mineral (Figura 1).

El desfronde anual y la velocidad de descomposición de los restos orgánicos aportados por los árboles y matorrales del bosque determinan el espesor de la capa orgánica. Esta

capa regula la mayoría de los procesos funcionales del bosque actuando como una capa protectora frente a los cambios extremos de temperatura y humedad, protegiendo al suelo de la erosión y favoreciendo la infiltración del agua (Roig et al., 2005). Y esta regulación cobra aún mayor importancia en los ecosistemas mediterráneos.

El papel del mantillo en la nutrición del ecosistema depende, como es lógico, de la cantidad de restos que se incorporan anualmente, de la calidad de los mismos y de la velocidad de descomposición e incorporación de estos al suelo. Se afirma que más del 90 % del nitrógeno y el fósforo absor-





bidos por las plantas, en la mayoría de ecosistemas forestales, provienen de los nutrientes de la hojarasca producida en años anteriores (Chapin et al., 2002). En los bosques mediterráneos los nutrientes liberados por la capa orgánica representan la principal fuente del mantenimiento de la fertilidad del suelo, junto con los aportes de la biomasa subterránea, para satisfacer las necesidades nutricionales de las plantas.

### PROCESOS DE HUMIFICACIÓN Y MINERALIZACIÓN

La existencia de las tres capas conjuntamente (*L*, *F* y *H*) no se presenta en todos los suelos. En sitios con una fuerte actividad biológica, bien aireados y poco ácidos, la descomposición de la hojarasca que se desprende anualmente es muy rápida, realizándose en un periodo de uno a dos años (Duchaufour, 1984). En estos casos la hojarasca forma una capa delgada en otoño que desaparece casi por completo en el verano siguiente, incorporándose a la parte superior del suelo, dando lugar a un horizonte mixto con agregados organominerales estables que, siguiendo la clasificación de Duchaufour (1984), se conoce como humus de tipo *mull*. Por el contrario, en condiciones edafoclimáticas desfavorables para la descomposición de la necromasa, como por ejemplo medios mal aireados, falta de luz, temperaturas muy bajas, poca humedad edáfica y acidez (lo que se traduce en poca actividad biológica), o cuando la materia prima simplemente es muy poco biodegradable, la descomposición de los restos vegetales es muy lenta (períodos de 10 a 20 años). Esto da lugar a un horizonte orgánico formado por restos vegetales parcialmente descompuestos, característico de los humus forestales de tipo *moor*, en los cuales suelen coexistir las tres capas (*L*, *F* y *H*) simultáneamente, alcanzando espesores superiores a los 5-10 cm. En condiciones edáfico-climáticas intermedias, que permiten una actividad biológica moderada, suelen desarrollarse las capas *L* y *H* formando un horizonte orgánico ácido de 2 a 4 cm de espesor, que se corresponde con el tipo *moder*, de características intermedias entre los

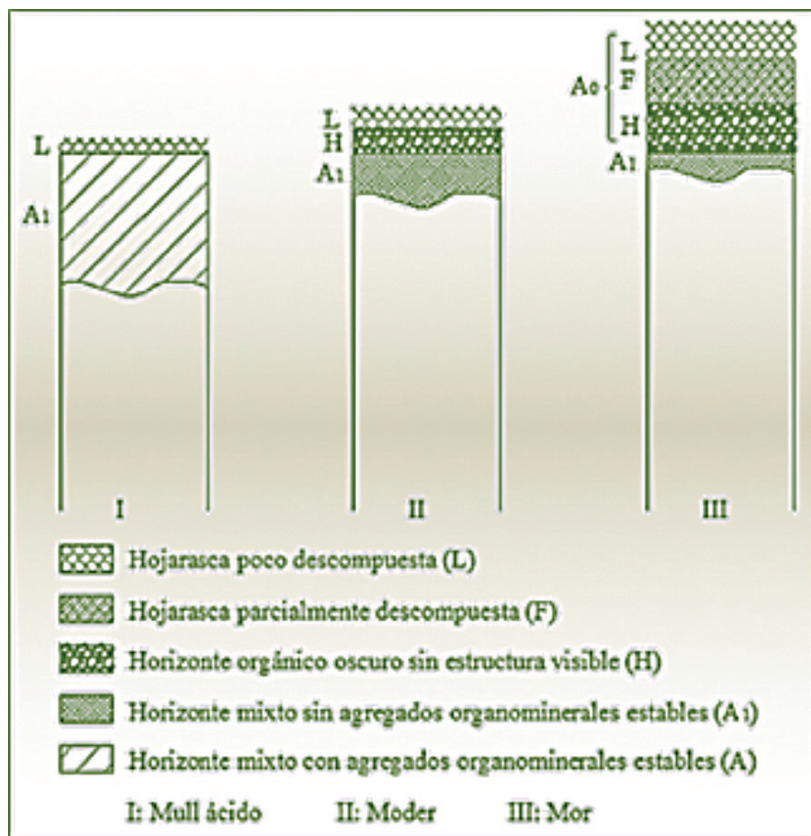


Figura 2. Morfología de los tipos de humus. Fuente: simplificado de Duchaufour (1984)

tipos de humus anteriormente citados (Duchaufour, 1984) (Figura 2).

Como se acaba de apuntar, la hojarasca en su descomposición se va transformando poco a poco en moléculas pequeñas más o menos hidrosolubles a una velocidad variable. Algunos autores como Duchaufour et al. (1987) indican que los restos orgánicos ricos en proteínas se solubilizan muy rápidamente, los ricos en celulosas y hemicelulosas lo hacen a una velocidad media y los muy ricos en lignina lo hacen de forma muy lenta. La velocidad de esta transformación depende, también, de los organismos que la realizan, del clima, de las condiciones físico-químicas del suelo y de la naturaleza o composición de la necromasa.

La hojarasca, dependiendo de la especie principal de la cual procede, presenta propiedades variables que hacen que su humificación y mineralización sean más o menos rápidas y que el humus formado sea más o menos rico en nutrientes. En este sentido, autores como Cobertera (1993) clasifican los restos orgánicos de-

positados sobre la superficie en mejorantes, acidificantes y aquellos que no producen, por sí mismos, efectos acidificantes del humus y por lo tanto del suelo.

Los nutrientes contenidos en la hojarasca se incorporan al suelo mineral mediante la mineralización de la misma. Una parte de la hojarasca se transforma merced a descomponedores en compuestos minerales solubles (fosfatos, sulfatos, nitratos, etc.) y en compuestos gaseosos como  $\text{CO}_2$  y  $\text{NH}_3$ . Los compuestos solubles pasan a la solución del suelo y pueden ser absorbidos por las plantas o perdidos por lixiviación. Otra parte puede reorganizarse mediante la incorporación de una fracción de los compuestos químicos liberados a los compuestos húmicos (Figura 3). En otros casos se produce primero un proceso de humificación más o menos lento de la materia orgánica u hojarasca (formación de humus) y la posterior mineralización de este humus, que se conoce como mineralización secundaria.

A pesar de estas diferencias en las vías de mineralización de los restos

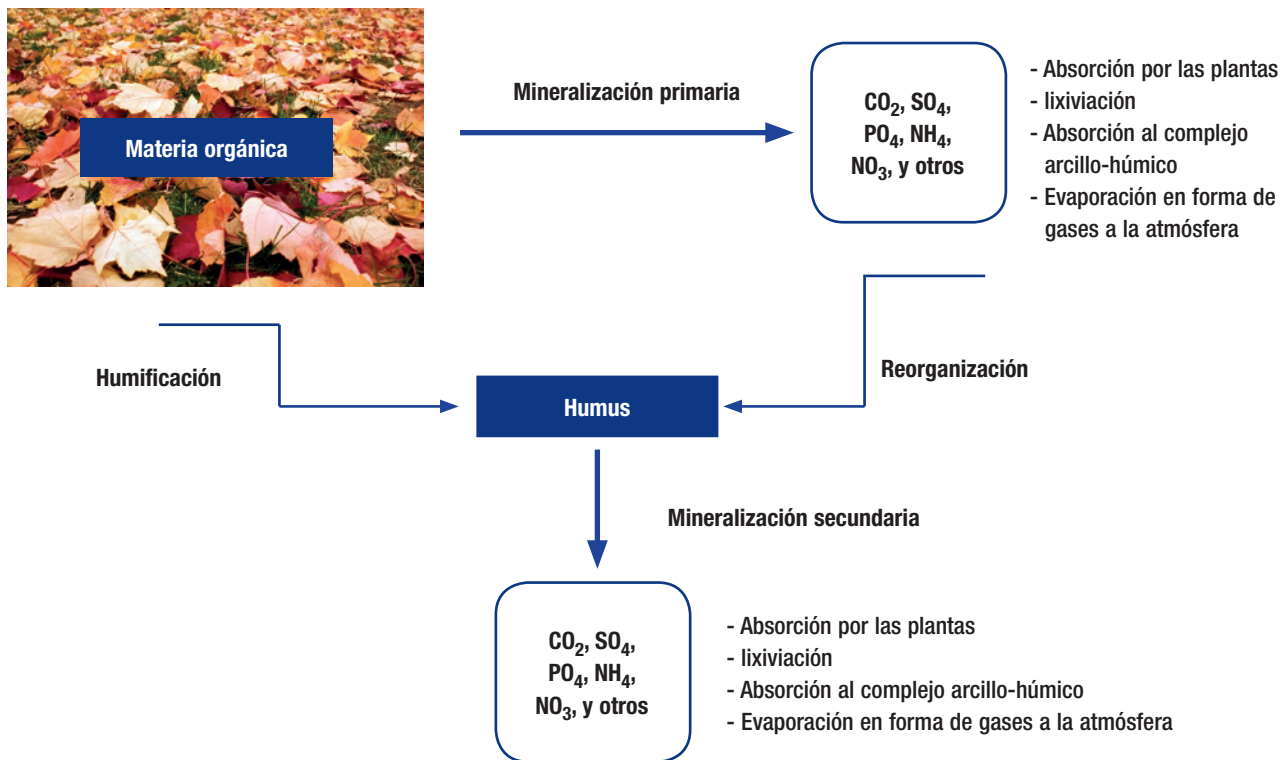


Figura 3. Procesos de mineralización de la materia orgánica. Fuente: modificado de Duchaufour (1984)

orgánicos, en los climas templado-húmedos, los dos procesos de mineralización se producen a una velocidad semejante, siendo siempre más rápidos en los humus de tipo *mull* que en los de tipo *moor* y *moder*.

### DESFRONDE

Tras los comentarios realizados en el apartado anterior sobre la dinámica de los restos orgánicos depositados sobre la superficie de los suelos forestales antes de su humificación-mineralización, conviene llamar la atención sobre el importante papel que juegan estos restos forestales como fijadores de carbono. En este sentido, interesa conocer y cuantificar los procesos de desfronde y descomposición de los restos vegetales que caen al suelo anualmente.

El desfronde de las plantas es la principal vía de incorporación de materia orgánica y de nutrientes al suelo, junto con los procesos de rizodeposición. El estudio de los procesos de desfronde y su relación con el clima es de gran importancia para el conocimiento de la ecología de las especies y la dinámica natural de las masas forestales y formaciones de matorral.

Según el diccionario de términos pascícolas (San Miguel y Roig, 2012) y el diccionario forestal de la Sociedad Española de Ciencias Forestales (SECF, 2005), se define el desfronde como *la caída natural de biomasa procedente de la parte aérea de los árboles, arbustos y matorrales: hojas, frutos, ramillos, corteza, etc., de forma periódica y que contiene una gran parte de los nutrientes extraídos del suelo por el vegetal*. En ocasiones, el término es sustituido por el de hojarasca, como una simplificación del mismo, debido a que las hojas suelen constituir el mayor componente del desfronde. El desfronde anual se refiere a la cantidad de biomasa caída de forma natural a lo largo de un año en un sistema o una formación forestal determinada. Su conocimiento y cuantificación interesa para conocer el grado de retorno anual de biomasa al suelo y su influencia en la cuantía, estructura y dinámica de la capa orgánica. En la tabla 1 se muestra una recopilación bibliográfica de valores de desfronde para diferentes especies forestales arbóreas, y en la tabla 2, para diferentes especies arbustivas o de matorral.

### DESCOMPOSICIÓN DEL DESFRONDE

En climas homogéneos con precipitaciones suficientes y sin alteraciones antrópicas importantes, la temperatura y la humedad regulan, en gran medida, la tasa de descomposición del desfronde y, como consecuencia, la cantidad de material orgánico acumulado sobre la superficie del suelo.

La tasa de incorporación de nutrientes al suelo y la importancia de las rutas de humificación y mineralización primaria y secundaria, así como la eficacia con la que la vegetación absorbe y utiliza los nutrientes fijados en el complejo arcillo-húmico del suelo, están muy condicionados por la temperatura. Así, la latitud y la altitud condicionan, en gran medida, los procesos indicados. En el ámbito mediterráneo, caracterizado por grandes variaciones climáticas entre años y con gran variación microclimática a escala regional y local y una alta diversidad botánica, los procesos de descomposición, mineralización e incorporación de nutrientes al suelo, así como su posterior utilización por la vegetación, son más complejos. En lí-



**Tabla 1.** Producción de desfronde anual para diferentes especies arbóreas (kg de materia seca por ha) en España

Formación y especie	Región o Provincia	Área	Fcc (%)	Nº años	Producción (kg ha <sup>-1</sup> año)	Referencia <sup>1</sup>
BOSQUE						
<i>Abies alba</i>	Barcelona	Montserrat		≥2	3.430	Ferrés et al., 1984
<i>Castanea sativa</i>	Salamanca	S.ª de Béjar		2	5.873	Santa Regina y Gallardo, 1985
<i>Fagus sylvatica</i>	Barcelona	Montserrat		≥2	4.300	Ferrés et al., 1984
	La Rioja	S.ª de la Demanda		5	4.682	Santa Regina y Tarazona, 2000
	Girona	Montserrat		5	6.000	Bou et al., 2015
	Madrid				5.760	Gil et al., 1999
<i>Pinus halepensis</i>	Islas Baleares	Mallorca	60	2	2.980	García-Plé et al., 1995
	Granada	Guadix	85	3	3.287	Jiménez y Navarro, 2016
	Granada	Guadix	58	3	2.326	Jiménez y Navarro, 2016
	Granada	Guadix	47	3	1.953	Jiménez y Navarro, 2016
	Granada	Guadix	32	3	1.304	Jiménez y Navarro, 2016
	Murcia	Cuenca del río Mula			2.379	Belmonte Serrato et al., 1998
	Palencia		71	2	2.144	Bueis et al., 2017
	Valencia	Tuéjar	100	2	2.912	Lado-Monserrat et al., 2016
	Valencia	Tuéjar	40	2	2.057	Lado-Monserrat et al., 2016
	Valencia	Tuéjar	25	2	1.321	Lado-Monserrat et al., 2016
<i>Pinus nigra</i>	Almería	S.ª de los Filabres		≥2	1.143	Moro, 1992
<i>Pinus pinaster</i>	Almería	S.ª de los Filabres		≥2	2.040	Moro, 1992
	Ciudad Real	S.ª Morena	100	10	3.532	Montero et al., 1999
	Ciudad Real	S.ª Morena	90	10	2.687	Montero et al., 1999
	Ciudad Real	S.ª Morena	80	10	2.372	Montero et al., 1999
	Ciudad Real	S.ª Morena	70	10	2.175	Montero et al., 1999
	Ciudad Real	S.ª Morena		10	3.285	Roig et al., 2005
<i>Pinus pinaster / Q. pyrenaica</i>	Toledo	Montes de Toledo		2	4.837	Bravo-Oviedo et al., 2013
<i>Pinus pinaster</i>	Zamora	Villalpando		3	1.726	Santa Regina, 2001
<i>Pinus pinea</i>	Zamora	Villalpando		3	2.402	Santa Regina, 2001
<i>Pinus radiata</i>	Guipúzcoa			2	3.914	Huber y Oyarzun, 2011
	Vizcaya			2	3.435	Baraqueta y Basagoiti, 1988
	País Vasco	Área atlántica		1	3.000	Romanyà y Vallejo, 2004
	Cataluña, Andalucía	Área mediterránea		1	4.100	Romanyà y Vallejo, 2004
<i>Pinus sylvestris</i>	Girona	Pirineo Oriental		2	2.685	Pausas et al., 1994
	Girona	Pirineo Oriental		2	3.632	Pausas, 1997
	La Rioja	S.ª de la Demanda		5	5.791	Santa Regina y Tarazona, 2000
	Navarra	Aspurz	100	2	5.533	Blanco et al., 2006
	Navarra	Aspurz	80	2	4.635	Blanco et al., 2006
	Navarra	Aspurz	70	2	4.313	Blanco et al., 2006
	Navarra	Garde	100	2	3.986	Blanco et al., 2006
	Navarra	Garde	80	2	3.584	Blanco et al., 2006
	Navarra	Garde	70	2	2.795	Blanco et al., 2006
	Palencia		85	2	2.357	Bueis et al., 2017
	Salamanca			≥1	7.100	Santa Regina y Gallardo, 1985
	Salamanca	S.ª de Béjar		2	8.845	Santa Regina y Gallardo, 1985
	Segovia	Valsain		1	3.720	García del Barrio, 2000
Segovia	Valsain		11	4.116	Martínez-Alonso et al., 2007	



Formación y especie	Región o Provincia	Área	Fcc (%)	Nº años	Producción (kg ha <sup>-1</sup> año)	Referencia <sup>1</sup>
<i>Pinus sylvestris</i>	Zaragoza	Moncayo		4	2.907	Pausas et al., 1994
<i>Quercus canariensis</i>	Cádiz	Quejigar	91	1	394	Fernández, 1999
	Cádiz	Canutos	56	1	397	Fernández, 1999
<i>Quercus ilex</i>	Girona			≥1	5.310	Ferrés et al., 1984
	Girona	Montseny		5	4.340	Bou et al., 2015
	Huelva	Hinojos			2.278	Andivia et al., 2012
	Salamanca			≥1	6.100	Escudero et al., 1985
	Segovia	Muñopedro			1.198	Serrada et al., 1996
	Tarragona	Prades		6	3.900	Lledó, 1990
	Tarragona	Prades	100	7	2.300	Bellot et al., 1992
Zamora	Villalpando		3	2.317	Santa Regina, 2001	
<i>Quercus petraea</i>	Girona	Montseny		5	4.400	Bou et al., 2015
<i>Quercus pyrenaica</i>	Madrid			≥2	5.220	Gil et al., 1999
	Salamanca	S.ª de Béjar		2	8.618	Santa Regina y Gallardo, 1985
	Salamanca			≥1	8.600	Santa Regina y Gallardo, 1985
	Salamanca	Sierra de Gata		2	3.136	Rapp et al., 1999
<i>Quercus robur</i>	Galicia			3	5.978	Díaz-Maroto y Vila-Lameiro, 2006
<i>Quercus suber</i>	Girona	S.ª de Sant Hilari		1	5.246	Oliva et al., 1992
	Girona	Quart		1	4.380	Oliva et al., 1992
	Girona	S.ª de Sant Hilari		≥3	4.620	Caritat et al., 1996
	Girona	Quart		≥3	3.960	Caritat et al., 1996
	Girona	Montseny		6	4.774	Caritat et al., 2006
<b>MANCHA</b>						
<i>Quercus suber</i>	Cádiz		23	1	441	Fernández, 1999
	Sevilla	Las Navas	16	2	561	Fernández, 1999
	Sevilla	Las Navas	18	2	351	Fernández, 1999
<b>DEHESA</b>						
<i>Olea europaea</i> var. <i>oleaster</i>	Cádiz		18	1	151	Fernández, 1999
	Sevilla	Las Navas	10	1	321	Fernández, 1999
<i>Pinus pinea</i>	Valladolid	Viana de Cega	29	4	719	Calama et al., com pers.
	Valladolid	Viana de Cega	20	4	514	Calama et al., com pers.
	Valladolid	Viana de Cega	26	4	680	Calama et al., com pers.
	Valladolid	Viana de Cega	19	4	312	Calama et al., com pers.
	Valladolid	Viana de Cega	29	4	699	Calama et al., com pers.
	Valladolid	Viana de Cega	26	4	668	Calama et al., com pers.
	Valladolid	Viana de Cega	33	4	716	Calama et al., com pers.
	Valladolid	Viana de Cega	49	4	1.143	Calama et al., com pers.
<i>Quercus ilex</i>	Huelva	Calañas		2	2.533	Andivia et al., 2009
	Huelva	San Bartolomé		6	2.627	Andivia et al., 2012
	Salamanca	Salamanca		2	458	Gómez Gutiérrez et al., 1981
	Salamanca	Muñovela		3	1.887	Martín et al., 1996
	Sevilla	Las Navas	22	2	347	Fernández, 1999
	Sevilla	Las Navas	32	2	230	Fernández, 1999
<i>Quercus suber</i>	Huelva	Hinojos		≥2	3.368	Andivia et al., 2012
	Sevilla	Las Navas	26	2	336	Fernández, 1999

<sup>1</sup> Las referencias pueden consultarse en el material adicional



**Tabla 2.** Producción anual de restos orgánicos (desfronde) por especie de matorral, en gramos de materia seca por m<sup>2</sup> de área cubierta por matorral en distintas localizaciones españolas

Especie	Región o Provincia	Zona	Biomasa (MS) g m <sup>-2</sup> año <sup>-1</sup>	Referencia <sup>1</sup>
<i>Adenocarpus decorticans</i>	Almería	S. <sup>a</sup> de los Filabres	93,40	Moro, 1992
<i>Adenocarpus hispanicus</i>	Madrid	S. <sup>a</sup> de Guadarrama	353,49	García Ibáñez, 2001
<i>Arbutus unedo</i>	Sevilla	Las Navas. S. <sup>a</sup> Norte	333,00	Fernández, 1999
	Sevilla	Las Navas. S. <sup>a</sup> Norte	160,00	Fernández, 1999
	Cádiz	Parque de Los Alcornocales	51,00	Fernández, 1999
<i>Cistus ladanifer</i>	Sevilla	Las Navas. S. <sup>a</sup> Norte	272,00	Fernández, 1999
	Sevilla	Las Navas. S. <sup>a</sup> Norte	84,00	Fernández, 1999
	Cádiz	Parque de Los Alcornocales	234,00	Fernández, 1999
	Extremadura		280,00	Núñez Oliveira, 1989
<i>Cistus laurifolius</i>	Almería	S. <sup>a</sup> de los Filabres	47,70	Moro, 1992
	Madrid	S. <sup>a</sup> de Guadarrama	435,60	García Ibáñez, 2001
<i>Cistus salviifolius</i>	Sevilla	Las Navas. S. <sup>a</sup> Norte	212,00	Fernández et al., 1999
<i>Cytisus purgans</i>	Madrid	S. <sup>a</sup> de Guadarrama	135,64	García Ibáñez, 2001
<i>Cytisus scoparius</i>	Madrid	S. <sup>a</sup> de Guadarrama	222,87	García Ibáñez, 2001
<i>Daphne gnidium</i>	Sevilla	Las Navas. S. <sup>a</sup> Norte	9,00	Fernández, 1999
<i>Erica arborea</i>	Cádiz	Parque de Los Alcornocales	152,00	Fernández, 1999
	Sevilla	Las Navas. S. <sup>a</sup> Norte	78,00	Fernández, 1999
<i>Erica scoparia</i>	Huelva	Doñana	176,10	Merino y Martín, 1988
<i>Genista cinerea</i>	Madrid	S. <sup>a</sup> de Guadarrama	321,51	García Ibáñez, 2001
<i>Genista florida</i>	Madrid	S. <sup>a</sup> de Guadarrama	358,32	García Ibáñez, 2001
<i>Genista hirsuta</i>	Sevilla	Las Navas. S. <sup>a</sup> Norte	45,00	Fernández et al., 1999
	Cádiz	Parque de Los Alcornocales	115,00	Fernández, 1999
<i>Halimium halimifolium</i>	Huelva	Doñana	281,20	Merino y Martín, 1988
<i>Juniperus oxycedrus</i>	Murcia	Cuenca del río Mula	112,00	Belmonte Serrato et al., 1998
	Ávila	Hoyo de Pinares	63,00	Calama et al., com. pers.
	Madrid	Cadalso de los Vidrios	31,00	Calama et al., com. pers.
<i>Lavandula stoechas</i>	Sevilla	Las Navas. S. <sup>a</sup> Norte	122,00	Fernández, 1999
<i>Myrtus communis</i>	Sevilla	Las Navas. S. <sup>a</sup> Norte	119,00	Fernández, 1999
	Cádiz	Parque de Los Alcornocales	47,00	Fernández, 1999
	Extremadura		121,00	Lavado et al., 1989
<i>Phillyrea angustifolia</i>	Sevilla	Las Navas. S. <sup>a</sup> Norte	27,00	Fernández, 1999
	Cádiz	Parque de Los Alcornocales	31,00	Fernández, 1999
<i>Phillyrea latifolia</i>	Cádiz	Parque de Los Alcornocales	51,00	Fernández, 1999
<i>Phlomis purpurea</i>	Sevilla	Las Navas. S. <sup>a</sup> Norte	53,00	Fernández, 1999
<i>Pistacea lentiscus</i>	Extremadura		236,00	Lavado et al., 1989
<i>Quercus coccifera</i>	Valencia	Buñol	373,30	Cañellas y San Miguel, 2003
	Valencia	Venta Moro	324,20	Cañellas y San Miguel, 2003
	Valencia	Chelva	522,90	Cañellas y San Miguel, 2003
<i>Quercus ilex</i>	Ávila	Hoyo de Pinares	73,00	Calama et al., com. pers.
	Madrid	Cadalso de los Vidrios	37,00	Calama et al., com. pers.
<i>Rosmarinus officinalis</i>	Sevilla	Las Navas. S. <sup>a</sup> Norte	91,00	Fernández, 1999
	Murcia	Cuenca del río Mula	77,5	Belmonte Serrato et al., 1998
	Sevilla	Las Navas. S. <sup>a</sup> Norte	147,00	Fernández, 1999
<i>Thymus vulgaris</i>	Murcia	Cuenca del río Mula	111,70	Belmonte Serrato et al., 1998
<i>Viburnum tinus</i>	Sevilla	Las Navas. S. <sup>a</sup> Norte	65,00	Fernández, 1999
	Cádiz	Parque de Los Alcornocales	106,00	Fernández, 1999

<sup>1</sup> Las referencias pueden consultarse en el material adicional



neas generales, estos procesos están muy marcados por el microrrelieve, la composición florística, los períodos de sequía, la capacidad de retención del agua del suelo, la fauna edáfica específica, la composición química y textural del suelo, la recurrencia de los incendios forestales, etc.

Se han identificado tres fracciones en la descomposición química de los restos del desfronde (Berg & Lasowski, 2006). Una fracción lábil que se puede descomponer rápidamente compuesta por carbohidratos y proteínas; una estructura de descomposición más lenta formada principalmente por celulosa y hemicelulosa, que son las más abundantes en el desfronde, y una fracción resistente a la degradación con alto contenido en lignina y polifenoles.

Los nutrientes provenientes de restos orgánicos con altas tasas de descomposición y rápida mineralización se encuentran disponibles para las plantas durante cortos períodos de tiempo y tienen el inconveniente de que pueden agotarse muy rápidamente, especialmente después de una fuerte perturbación, como puede ser el caso de un incendio forestal. Algunos autores, por ejemplo Gallardo (2001), indican que la tasa de descomposición en ecosistemas mediterráneos suele ser relativamente baja en comparación con otro tipo de ecosistemas. Berg et al. (1993) afirman que los ecosistemas mediterráneos muestran, en general, menores tasas de descomposición de las que les corresponderían por su índice de evapotranspiración y justifica esta discrepancia *por la facilidad con que se seca la superficie del suelo durante los únicos períodos en los que la disponibilidad de agua y las temperaturas son suficientes para permitir una buena velocidad de descomposición* (primavera y otoño). Este secado superficial, según Gallardo (2001), puede provocar el desplazamiento de las condiciones idóneas de mineralización hacia capas más profundas donde aún puede haber humedad suficiente. Por otro lado, el secado repentino del horizonte orgánico, o mineral superficial, impide el establecimiento de una microflora y microfauna más o menos estable en el horizonte orgánico.

Landsberg & Gower (1997) apuntan que las tasas de descomposición y de mineralización disminuyen según aumenta la edad de la vegetación. Esto es debido a que hay un aporte de restos de material leñoso de mayor tamaño y con una relación C/N más alta, favoreciendo la inmovilización de los nutrientes por los organismos del suelo, y esta inmovilización reduce la disponibilidad de nutrientes absorbibles por las plantas. Según Gallardo (2001), en todos los ecosistemas, pero seguramente en mayor proporción en los mediterráneos, se crea, a veces, una especie de círculo cerrado de retroalimentación, según el cual, una estación poco fértil produce desfronde pobre en nutrientes que, a su vez, disminuye la tasa de descomposición de la hojarasca. Esto redundaría en un menor reciclado de nutrientes y en una disponibilidad más baja de los mismos en el suelo. Por otra parte, si en ese sitio entran pocos nutrientes y se producen grandes salidas por perturbaciones (fuego, arrastre superficial, etc.), el ecosistema se empobrece. Es conocido que los ecosistemas mediterráneos están más expuestos a perturbaciones, como las indicadas anteriormente, siendo más sensibles a las mismas.

#### TASAS DE DESCOMPOSICIÓN DEL DESFRONDE

Los ecosistemas mediterráneos suelen estar compuestos por un conjunto amplio de especies perennifolias y algunas, más escasas, caducifolias. Como consecuencia de esa composición, el desfronde en perennifolias se produce de manera continua a lo largo de todo el año, pero presentando una clara estacionalidad que muestra un máximo al comienzo o final del verano, dependiendo de las condiciones edáfico-climáticas de la estación (Escudero et al., 1985; Garrido et al., 1989; Núñez Oliveira, 1989; Gallardo, 2001). Otro máximo relativo anual del desfronde (menor que el anterior) puede presentarse cuando comienza la máxima abscisión, después de la retraslación de nutrientes (N y P principalmente), coincidiendo con la renovación foliar (habitualmente en primavera temprana). En algunos casos, la influencia de perturbaciones

fuerzas (vientos, lluvias fuertes o nieves) puede hacer aparecer picos en el desfronde. En la práctica, se trata de un proceso continuo bimodal en el que las oscilaciones anuales y estacionales causadas por los fenómenos antes mencionados y por los ritmos fenológicos anuales contribuyen a fomentar la variabilidad (García Ibáñez, 2001) y afectan a los procesos de descomposición, mineralización e inmovilización. En ecosistemas forestales maduros, estos procesos se estabilizan en torno a valores medios anuales, propios de cada formación vegetal en equilibrio con su suelo y clima.

El ritmo o velocidad de descomposición de la hojarasca se mide por la tasa de descomposición  $K$  (Jenny et al., 1949; Olson, 1963). Así, se ha definido el índice de descomposición suponiendo que el ecosistema está en equilibrio con el medio y las entradas de materia orgánica compensan la mineralización, realizándose un aporte de hojarasca continuo, por ejemplo, en masas de especies perennifolias.

$$K = \frac{A}{F}$$

siendo "A" la producción anual de hojarasca ( $\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) y "F" la cantidad de hojarasca acumulada sobre la superficie del suelo forestal ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ).

En ecosistemas caducifolios el máximo pico del desfronde se produce al finalizar el período vegetativo, generalmente en otoño, coincidiendo con la caída de la hoja. Para este tipo de vegetación el cálculo de la tasa de descomposición se realiza mediante la siguiente ecuación:

$$K' = \frac{A}{F+A}$$

Los valores de esta tasa suelen oscilar entre 0 y 1, aunque pueden ser mayores. Valores de  $K_0 > 1$  indican un tiempo medio de residencia del desfronde sobre el suelo menor de un año. Además, como la velocidad de descomposición de los restos varía a lo largo del año se podrían calcular tasas de descomposición mensuales o estacionales. De la misma manera, existen variaciones de la tasa de descomposición entre años, pero a efectos prácticos se acepta que sus va-



lores se aproximan a un valor medio.

Es frecuente obtener los valores de la tasa de descomposición mediante la utilización de bolsas de descomposición. Así se ha realizado en varios trabajos en España (ver, entre otros, los trabajos de Gallardo et Merino, 1993; Pausas, 1997; Santa Regina, 2001; Bravo-Oviedo et al., 2017). El cálculo de la tasa de descomposición se realiza a partir de la ecuación de Olson (1963), en función de las cantidades descompuestas en un tiempo conocido.

$$\ln\left(\frac{W_t}{W_0}\right) = -K_o \cdot t$$

donde  $W_0$  es la cantidad inicial de hojarasca en la bolsa de descomposición,  $W_t$  es la cantidad de hojarasca que queda en la bolsa tras el tiempo  $t$ , y  $K_o$  es la tasa de descomposición.

A partir de la tasa media de desfronde y la cantidad de hojarasca acumulada, se puede calcular el tiempo medio de residencia como la inversa de la tasa media de descomposición, siguiendo la formulación de Olson (1963).

$$\text{TMR} = \frac{1}{A/F} = \frac{F}{A} = \frac{1}{k_o} \text{ (años)}$$

En general, las curvas de pérdida de biomasa o descomposición del desfronde anual se caracterizan por tener una pendiente más pronunciada en la fase inicial de descomposición que va disminuyendo con el tiempo, hasta la descomposición total e incorporación al suelo. La utilización de la tasa  $K_o$  puede servir para obtener un valor promedio del tiempo medio de residencia de la hojarasca depositada sobre el suelo antes de descomponerse totalmente. Este valor del tiempo de

residencia sería similar al obtenido cuando se alcanza el tramo final de la curva de descomposición, o parte asintótica de esta, obtenida por el método experimental de cálculo de la velocidad de descomposición a lo largo del tiempo. Dicho método experimental permite, si la serie temporal es suficientemente larga, estimar el tiempo medio que tarda en descomponerse el 50 % de la hojarasca en las bolsas experimentales ( $t_{50}$ ) y el tiempo medio para el cual se considera que se ha descompuesto el 99 % de la hojarasca ( $t_{99}$ ). Este tiempo ( $t_{99}$ ) debería coincidir, aproximadamente, con el tiempo medio de residencia definido anteriormente por el método del balance integral de necromasa.

Siguiendo con la recopilación de bibliografía, se presentan en la figura 4 la dinámica de descomposición de hojarasca para dos especies forestales (*Pinus pinaster* y *Quercus pyrenaica*) en un bosque mixto (Bravo-Oviedo et al., 2013; 2017). Las tasas de descomposición son similares en ambas especies hasta los ( $\approx 1,5$  años) donde comienzan a existir diferencias significativas entre ambas (siendo mayor en rebollo).

Existen varios estudios que han estimado las tasas de descomposición del desfronde en ecosistemas forestales de España, pero aún es

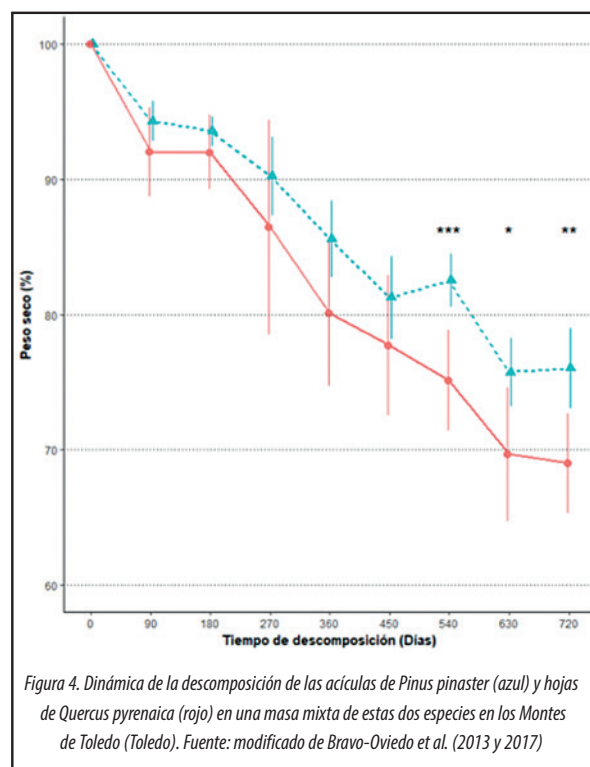


Figura 4. Dinámica de la descomposición de las acículas de *Pinus pinaster* (azul) y hojas de *Quercus pyrenaica* (rojo) en una masa mixta de estas dos especies en los Montes de Toledo (Toledo). Fuente: modificado de Bravo-Oviedo et al. (2013 y 2017)

necesario realizar un mayor esfuerzo para disponer de un número de valores significativamente más alto. Para completar esa escasa información que se dispone sobre las tasas de descomposición, se ha realizado una recopilación de la información bibliográfica para especies forestales en España (Tabla 3).

A modo ilustrativo se incluye información sobre una repoblación de *Pinus pinaster* situada en Fuencaliente (Sierra Morena, Ciudad Real), donde se han calculado estas tasas (Tabla 4) para cuatro grados de densidad de arbolado (para más detalles ver Montero et al., 1999). Se muestra, con ello, la influencia que puede tener la gestión forestal en estos valores. La masa forestal donde se ha realizado esta experiencia procede de siembra

Tabla 3. Tasa de descomposición de hojarasca (K) para diferentes especies (matorral y arbóreas) en distintas zonas de España (valores tomados de bibliografía)s

Formación/especie	Región/Provincia	Área	Tasa K	Referencia <sup>1</sup>
<b>ZONA ARBOLADA</b>				
<i>Castanea sativa</i>	Salamanca	Sierra de Béjar	0,29	Santa Regina y Gallardo, 1989
<i>Fagus sylvatica</i>	Barcelona	Montserrat	0,22	Terradas et al., 1984
<i>Fagus sylvatica</i>	La Rioja	Sierra de la Demanda	0,40	Santa Regina y Tarazona, 2001
<i>Fraxinus angustifolia</i>	Andalucía	Huelva	0,44	Gallardo y Merino, 1993
<i>Pinus halepensis</i>	Mallorca	Alcudia	0,16	García-Plé et al., 1990
<i>Pinus halepensis</i>	Palencia		0,30	Bueis et al., 2017
<i>Pinus nigra</i>	Andalucía	Almería	0,17	Moro et al., 1996

Formación/especie	Región/Provincia	Área	Tasa K	Referencia <sup>1</sup>
<i>Pinus pinaster</i>	Andalucía	Almería	0,13	Moro et al., 1996
	Ciudad Real	Sierra Morena	0,37	Montero et al., 1999
	Toledo	Montes de Toledo	0,15	Bravo-Oviedo et al., 2017
	Zamora	Tierra de Campos	0,33	Santa Regina, 2001
<i>Pinus pinea</i>	Zamora	Tierra de Campos	0,38	Santa Regina, 2001
<i>Pinus radiata</i>	Girona	Sta. Coloma de Farners	0,47	Cortina y Vallejo, 1994
<i>Pinus sylvestris</i>	Girona	Pirineos	0,24	Pausas, 1997
	La Rioja	Sierra de la Demanda	0,45	Santa Regina y Tarazona, 2001
	Madrid	Montejo de la Sierra	0,31	Pardo et al., 1997
	Palencia		0,37	Bueis et al., 2017
	Salamanca	Sierra de Béjar	0,15	Santa Regina y Gallardo, 1989
<i>Populus nigra</i>	Guadalajara		0,71	Aranda et al., 1990
<i>Quercus canariensis</i>	Andalucía	Huelva	0,33	Gallardo y Merino, 1993
	Andalucía	Málaga. La Saucedá	0,62	Gallardo y Merino, 1993
<i>Quercus faginea</i>	Andalucía	Huelva	0,17	Gallardo y Merino, 1993
	Andalucía	Málaga. La Saucedá	0,37	Gallardo y Merino, 1993
<i>Quercus ilex</i>	Barcelona	Montserrat	0,30	Verdú, 1984
	Lleida	Cervera	0,36	Rosich et al., 1989
	Zamora		0,61	Hernández et al., 1992
	Zamora	Tierra de Campos	0,52	Santa Regina, 2001
<i>Quercus pyrenaica</i>	Andalucía	Huelva	0,34	Gallardo y Merino, 1993
	Andalucía	Málaga. La Saucedá	0,35	Gallardo y Merino, 1993
	Madrid	Montejo de la Sierra	0,47	Pardo et al., 1997
	Salamanca	Sierra de Béjar	0,23	Santa Regina y Gallardo, 1989
	Toledo	Montes de Toledo	0,17	Bravo-Oviedo et al., 2017
<i>Quercus suber</i>	Andalucía	Huelva	0,18	Gallardo y Merino, 1993
	Andalucía	Málaga. La Saucedá	0,40	Gallardo y Merino, 1993
<i>Salix atrocinerea</i>	Andalucía	Huelva	0,18	Gallardo y Merino, 1993
	Andalucía	Málaga. La Saucedá	1,07	Gallardo y Merino, 1993
<b>ZONA ARBUSTIVA</b>				
<i>Adenocarpus decorticans</i>	Andalucía	Almería	0,53	Moro et al., 1996
<i>Adenocarpus hispanicus</i>	Madrid	Sierra de Guadarrama	0,69	García Ibáñez, 2001
<i>Cistus laurifolius</i>	Andalucía	Almería	0,21	Moro et al., 1996
	Madrid	Sierra de Guadarrama	0,53	García Ibáñez, 2001
<i>Cistus libanotis</i>	Andalucía	Doñana	0,14	Gallardo y Merino, 1999
	Andalucía	Málaga. La Saucedá	0,34	Gallardo y Merino, 1999
<i>Cytisus oromediterraneus</i>	Madrid	Sierra de Guadarrama	0,61	García Ibáñez, 2001
<i>Cytisus scoparius</i>	Madrid	Sierra de Guadarrama	0,64	García Ibáñez, 2001
<i>Genista cinerea</i>	Madrid	Sierra de Guadarrama	0,87	García Ibáñez, 2001
<i>Genista florida</i>	Madrid	Sierra de Guadarrama	1,03	García Ibáñez, 2001
<i>Halimium halimifolium</i>	Andalucía	Doñana	0,16	Gallardo y Merino, 1999
	Andalucía	Málaga. La Saucedá	0,46	Gallardo y Merino, 1999
<i>Quercus coccifera</i>	Andalucía	Doñana	0,22	Gallardo y Merino, 1999
	Andalucía	Málaga. La Saucedá	0,50	Gallardo y Merino, 1999

<sup>1</sup> Las referencias pueden consultarse en el material adicional

en el año 1951. Los diferentes grados de densidad de arbolado resultado de la gestión aplicada, se definen a continuación. El primer grado, denominado de máxima densidad biológica para la

especie (MDB), se corresponde con una densidad muy alta, resultante de no haberse realizado ninguna intervención selvícola en la masa, siendo la espesura actual resultante del pro-

ceso de mortalidad natural. El segundo grado, denominado control o testigo, es resultante de haber realizado solamente un clareo en la masa a los 17 años siendo la reducción del nú-



mero de pies también por mortalidad natural. El tercer y cuarto grado se corresponde con dos regímenes de claras, moderado (C-1) y fuerte (C-2). Se muestran además los valores de densidad (N) y área basimétrica (AB) al inicio y fin del periodo de estudio.

Se observa la variabilidad de las

tasas de descomposición entre tratamientos y también para los diferentes periodos estudiados. Sorprende los valores altos de las tasas de descomposición encontrados en el tratamiento donde existe un mayor número de pies (MDB). También, el tratamiento de clara más fuerte (C-2) muestra va-

lores más elevados que en el control y la clara moderada (C-1), aunque podrían explicarse por el descenso de los aportes de desfronde al reducirse de manera notable la densidad por la clara realizada y al posible “efecto barrido” del viento por esa menor cobertura arbórea.

**Tabla 4.** Tasas de descomposición K, K' y tiempo de residencia (TMR) en una repoblación de *Pinus pinaster* entre 33 y 43 años, sometidas a diferentes tratamientos selvícolas

Periodo (años)	Tratamientos selvícolas															
	MDB				Control				C-1				C-2			
	K	K'	N	AB	K	K'	N	AB	K	K'	N	AB	K	K'	N	AB
1985-1988	0,34	0,28	3600	64	0,27	0,22	1193	49	0,31	0,24	753	41	0,36	0,21	687	51
1989-1992	0,51	0,34			0,39	0,28			0,40	0,29			0,48	0,32		
1992-1995	0,43	0,30	2350	72	0,32	0,24	1163	61	0,28	0,21	543	39	0,31	0,24	460	35
Media (1985-1995)	<b>0,43</b>	<b>0,31</b>			<b>0,33</b>	<b>0,25</b>			<b>0,33</b>	<b>0,25</b>			<b>0,38</b>	<b>0,26</b>		
TMR (1985-1995)	2,8				3,3				3,6				3,7			

MDB: Máxima densidad biológica para la especie; Control: Sin tratamiento; C-1: Clara moderada; C-2: Clara fuerte; N: Número de árboles (pies ha<sup>-1</sup>); AB: Área basimétrica (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>); N y AB se corresponden con el valor de inicio (1985) y fin (1995) de los respectivos rangos temporales; TMR: Tiempo medio de residencia (años)

## REFERENCIAS

Se incluyen a continuación las referencias citadas en el texto. Las referencias recogidas en las tablas pueden consultarse en el material adicional disponible en la página web de la revista (<http://www.forestaes.net>), junto a este artículo.

Berg B, Bottner P, Box E et al. 1993. Litter mass loss rates in pine forest of Europe and Eastern United States: some relationships with climate and litter quality. *Biogeochemistry* 20: 127–159.

Berg B, Laskowski R. 2006. *Litter decomposition: A guide to carbon and nutrient turnover*. Elsevier, Amsterdam.

Binkley D, Fisher RF. 2013. *Ecology and management of forest soils*. 4th Ed., Wiley-Blackwell, Chichester.

Chapin FS, Matson PA, Mooney HA. 2002. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer, Nueva York.

Bravo-Oviedo A, del Río M, Montero G et al. 2013. Desfronde y tasa de descomposición foliar en rebollar-pinar de repoblación con distinto grado de clara. *VI Congreso Forestal Español*. 10-14 junio 2013. Vitoria-Gasteiz.

Bravo-Oviedo A, Ruiz-Peinado R, Onrubia R et al. 2017. Thinning alters the early-decomposition rate and nutrient immobilization-release pattern of foliar litter in Mediterranean oak-pine mixed stands. *For. Ecol. Manage.* 391: 309–320.

Cobertera E. 1993. *Edafología aplicada*. Catedra, Madrid.

Duchauffour PH. 1984. *Edafología I. Edafogénesis y clasificación*. Masson, Barcelona.

Duchauffour PH, Bonneau M, Souchier B. 1987. *Edafología II. Constituyentes y propiedades del suelo*. Masson, Barcelona.

Escudero A, Garrido MV, Gómez JM. 1985. Descomposición de la hojarasca de *Quercus rotundifolia* Lam y *Quercus pyrenaica* Willd en monte adehesado. *Anal. Edaf. Agrobiol.* 44: 65–79.

FAO. 2007. *Base referencial mundial del recurso suelo*. Informes sobre recursos mundiales de suelos, 103. FAO, Roma.

Fisher R, Binkley D. 2000. *Ecology and management of forest soils*. John Wiley & Sons, Nueva York.

Gallardo A. 2001. Descomposición de hojarasca en ecosistemas mediterráneos. En Zamora R, Pugnaire FI (eds.). *Ecosistemas mediterráneos. Análisis funcional*, pp 95–122. Textos universitarios 32, CSIC-AEET.

Gallardo A, Merino J. 1999. Control of litter decomposition rate in a Mediterranean shrubland as indicated by N, P and lignin concentrations. *Pedobiología* 43: 64–72.

García Ibañez E. 2001. *Efecto sobre el suelo de la hojarasca de arbustos de la Sierra de Guadarrama*. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid.

Garrido MV, Del Arco JM, Escudero A. 1989. Ciclo de nutrientes: Fenología de la abscisión y dinámica de la descomposición de las distintas especies caducifolias y perennifolias. *Options Méditerranéennes Serie A 3*: 163–166.

Green RN, Trowbridge RL, Klinka K. 1993. Towards a taxonomic classification of humus forms. *Forest Science Monograph* 29: 1–48.

Green RN, Trowbridge RL, Klinka K. 1997. Towards a taxonomic classification of humus forms: third approximation. *Scientia Silvicola, Extension Series* 9: 12–31.

Jenny H, Gessel SP, Bingham FT. 1949. Comparative study of decomposition of organic matter in temperature and tropical regions. *Soil Sci.* 68: 419–432.

Klinka K, Green RN, Trowbridge RL et al. 1981. *Taxonomic*

*classification of humus forms in ecosystems of British Columbia*. Min. For. Land Manage. Rep. 8, Victoria.

Landsberg JJ, Gower ST. 1997. *Applications of physiological ecology to forest management*. Academic Press, San Diego.

Montero G, Ortega C, Cañellas I et al. 1999. Productividad aérea y dinámica de nutrientes en una repoblación de *Pinus pinaster* Ait. sometida a distintos regímenes de claras. *Invest. Agr.: Sist. Recur. For. Fuera de Serie* 1: 175–206.

Núñez Oliveira E. 1989. *Ecología del jaral de Cistus ladanifer L.* Tesis Doctoral. Universidad de Extremadura.

Olson JS. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44: 322–331.

Pausas JG. 1997. Litter fall and litter decomposition in *Pinus sylvestris* forests of the eastern Pyrenees. *J. Veg. Sci.* 8: 643–650.

Roig S, del Río M, Cañellas I et al. 2005. Litter fall in Mediterranean *Pinus pinaster* Ait. stands under different thinning regimes. *For. Ecol. Manage.* 206: 179–190.

San Miguel A, Roig S. 2012. *Diccionario de términos pasícolas*. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.

Santa Regina I. 2001. Litter fall, decomposition and nutrient release in three semi-arid forests of the Duero basin, Spain. *Forestry* 74: 347–358.

SECF. 2005. *Diccionario Forestal*. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Mundi Prensa, Madrid.

Zanella A, Jabiol B, Ponge JF et al. 2011. European humus forms reference base. hal-00541496. [https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00541496/file/Humus\\_Forms\\_ERB\\_31\\_01\\_2011.pdf](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00541496/file/Humus_Forms_ERB_31_01_2011.pdf) (24.2.2018).