

DINAMICA DE LA DESCOMPOSICION DE HOJAS DE REBOLLO EN CUATRO ECOSISTEMAS FORESTALES DE LA SIERRA DE GATA (PROVINCIA DE SALAMANCA, ESPAÑA): INDICES DE DESCOMPOSICION

A. MARTIN

Area de Edafología

Universidad de Salamanca, 37071 Salamanca. ESPAÑA

J. F. GALLARDO

I. SANTA REGINA

CSIC

Apartado 257, 37080 Salamanca. ESPAÑA

RESUMEN

A partir de los datos de pérdida de materia seca, carbono orgánico y nitrógeno total de hojas de rebollo (*Quercus pyrenaica* Willd.) en descomposición, obtenidos mediante la utilización de la técnica de «litter bags» durante dos años, se deduce que dicha pérdida no se encuentra relacionada significativamente con la pluviometría, a pesar de que el contenido de carbono y nitrógeno de los horizontes húmicos se encuentran relacionados, principalmente, con la precipitación anual. Los índices de descomposición obtenidos experimentalmente mediante la técnica citada son, en todo caso, menores que los reales.

PALABRAS CLAVE: Descomposición de hojarasca
Ecosistemas forestales
Bosques de *Quercus pyrenaica*

INTRODUCCION

Es sabido que los nutrientes necesarios para la vida sufren una reutilización continua en los ecosistemas naturales, funcionando a través de ciclos cerrados (Vogt *et al.*, 1986). La liberación de los bioelementos depende de la descomposición de la materia orgánica, siendo, en general, proporcional a la pérdida de peso. Los factores que influyen en esta liberación son muy variados y, a veces, no muy bien establecidos. Entre los más importantes podemos destacar las características edafoclimáticas; así algunos autores (Berg *et al.*, 1990) estiman la velocidad de descomposición a partir de la temperatura y humedad del suelo, mientras que otros (Dyer *et al.*, 1990) describen algunas relaciones entre velocidad de pérdida de peso y AET (evapotranspiración real). Se ha indicado (Beyer, Irmler, 1991) que la descomposición de la hojarasca en un Luvisol se ve ralentizada por el «stress» hídrico (sequedad) mientras que en un podsol está influenciada por la baja disponibilidad de nutrientes. Otros autores (Eijsackers, Zehnder, 1990) afirman que el

Recibido: 28-10-92

Aceptado para su publicación: 21-3-93

grado de mineralización depende fuertemente del tipo de materia orgánica y, asimismo, muestran (Witkamp, 1966; Berg, Staaf, 1980) que el contenido de nitrógeno de la hojarasca afecta a la pérdida de peso y que una alta concentración de nutrientes favorece la descomposición inicial, mientras que es la lignina la que controla los últimos estadios del proceso, retardándolos (Meentemeyer, 1978; Berg, Staaf, 1987; Melillo *et al.*, 1989). También se ha indicado (Kogel-Knabner *et al.*, 1990) que tanto las características específicas del lugar, como la composición química de la hojarasca, controlan la naturaleza de la comunidad de descomponedores y que su presencia y actividad están ligadas a las características físico-químicas de la roca madre (Toutain, 1980). Recientemente se ha destacado (Aranda *et al.*, 1990) que existe una relación directa entre la pérdida de peso de la hojarasca y la diversidad de mesofauna edáfica, pero no así con la densidad total de detritívoros; también se viene históricamente señalando (Joergensen, 1991) la importancia de la lombriz de tierra.

En un ecosistema forestal en equilibrio, la pérdida anual de hojarasca edáfica debe ser compensada por el total de aportes (Jenny *et al.*, 1949); en caso contrario (menor descomposición que entradas), habría una acumulación y retención de bioelementos, dando lugar a una disminución progresiva de la productividad (Mangeot, Toutain, 1980; Santa Regina, 1987). Por ello, en Ecología forestal es esencial conocer las leyes que presiden las transformaciones de la materia orgánica, para poder evitar el ralentizamiento excesivo de los ciclos biogeoquímicos.

El objetivo de este trabajo es dilucidar si el índice de descomposición de la hojarasca forestal está influenciado (o no) por el factor pluviométrico.

La hipótesis es que si el contenido de carbono orgánico y el nitrógeno total de los horizontes húmicos aumenta con la pluviometría, ésta puede ser igualmente factor determinante de primer orden de la constante de descomposición de las hojas u hojarascas forestales.

La zona donde se realizan los estudios se encuentra en la denominada comarca de El Rebollar (Sierra de Gata, Provincia de Salamanca, España).

Breve descripción de la zona

Se han seleccionado cuatro parcelas experimentales enclavadas en bosques de *Quercus pyrenaica* Willd., bajo la perspectiva de un gradiente pluviométrico, incluyéndose también diferencias litológicas (granitos y esquistos). Estas parcelas experimentales se encuentran en los términos municipales de Navasfrías, El Payo, Villasrubias y Fuenteguinaldo (provincia de Salamanca).

El clima de la zona se caracteriza por inviernos lluviosos y veranos cálidos, pudiéndose clasificar como mediterráneo templado (Elías, Ruiz, 1977). El déficit estival de precipitaciones alcanza un valor mínimo en Navasfrías, tanto por una mayor pluviometría (1.580 mm/año), como por unas más bajas temperaturas (11,4 °C). En Fuenteguinaldo el déficit hídrico estival es significativamente más acusado debido a la mayor temperatura (13,3° C) y menor pluviometría (720 mm/año). Así, la evapotranspiración potencial (ETP) calculada es de 670 mm/año en Navasfrías y 730 mm/año en Fuenteguinaldo.

El estrato arbóreo está constituido por *Q. pyrenaica* Willd., variando su densidad entre 1.040 pies/ha en Villasrubias y 406 pies/ha en El Payo (Martín, 1992); se observa que la parcela menos densa es la que posee un diámetro medio del tronco más elevado (25,4 cm) y una mayor altura (17 m), correspondiendo los valores más bajos a la parcela de Villasrubias (11 cm y 8,5 m, respectivamente). El estrato

arbustivo es evidente en la parcela de Fuenteguinaldo, con leguminosas afilas (*Cytisus* sp., *Genista falcata*) y rosáceas espinosas (*Rubus ulmifolius*, *Crataegus monogyna*). En el estrato herbáceo dominan las gramíneas (*Festuca* sp., *Dactylis glomerata*), apareciendo sólo en Fuenteguinaldo leguminosas pratenses (*Trifolium* sp., *Ornithopus* sp.). A medida que aumenta la pluviometría es más abundante el helecho (*Pteridium aquilinum*) y, en los claros del bosque, las ericáceas (*Erica* sp., *Calluna vulgaris*).

Los suelos, en todos los casos son Cambisoles (en general, húmicos) desarrollados sobre pizarras y grauwacas en Navasfrías y Villasrubias, y sobre granito calcoalcalino en El Payo y Fuenteguinaldo (Gallardo *et al.*, 1980).

MATERIAL Y METODOS

Para realizar el seguimiento de la dinámica de descomposición en el suelo, se han situado en todas las parcelas 54 bolsas («litter bags») de 4 dm² de superficie y 1 mm de porosidad, distribuidas en tres grupos de 18 bolsas, según la topografía (Martín, 1992). Cada bolsa contenía 10 g de hojas recién caídas de su propio arbolado, previamente secadas a temperatura ambiente. Las bolsas se colocaron sobre la superficie del suelo para que las condiciones fuesen lo más parecidas posible a las naturales (Bocock, 1964).

El experimento comenzó en febrero de 1990, retirándose tres bolsas por bosque cada dos meses, aproximadamente. Una vez en el laboratorio las muestras se limpiaron, secaron a 80° C y se calcularon las variaciones de materia seca. A continuación se molieron y homogeneizaron para realizar las determinaciones analíticas. En todas las muestras se determina carbono orgánico por vía seca mediante un Carmograph 12 Wösthoff, y el nitrógeno total con un analizador Macro-N Heraeus (Martín, 1992).

Con el fin de comparar los resultados obtenidos en esta experimentación con la descomposición real de la materia orgánica, se han determinado diferentes índices de descomposición (Olson, 1963). Para ello, se ha recogido todo el material vegetal del horizonte holorgánico contenido en un cuadrado de 0,5 m x 0,5 m. Se han tomado 15 muestras por parcela (Martín, 1992). Asimismo, para determinar esos índices, se necesita conocer la producción de hojarasca, la cual ha sido estimada por colocación de tres series de 10 cajas de 0,24 m² de superficie en cada parcela. La cantidad de hojarasca caída en cada caja se recoge a intervalos de tiempo que dependen de la cantidad caída (Martín, 1992); todo el material se seca a 80° C durante 24 horas y se separa en diversas fracciones (hojas, ramas, etc.). Se han deducido índices de descomposición considerando, bien la hojarasca total, o bien, sólo las hojas.

RESULTADOS

Los resultados obtenidos se exponen en las Figuras 1 a 5 y Tablas 1 a 4.

DISCUSION

Análisis previos (Gallardo *et al.*, 1980) demuestran que existe una relación entre el contenido medio de carbono orgánico, nitrógeno total y razón C/N de los

horizontes superficiales A_{h1} de los suelos, con la precipitación anual (P, mm/año). Utilizando sólo los datos de este trabajo, se obtienen las ecuaciones ($n = 4$).

$$\begin{aligned} C (\%) &= 1,79 + 0,005P & r^2 &= 0,93 \quad (p = 0,037) \\ N (\%) &= 0,265 + 0,00013P & r^2 &= 0,88 \quad (p = 0,062) \\ C/N &= 8,9 + 0,007P & r^2 &= 0,87 \quad (p = 0,067) \end{aligned}$$

Así, si determinamos el contenido orgánico de los horizontes húmicos de los suelos forestales correspondientes, se obtienen los resultados que se reseñan en la Tabla 1. Como se observa, la secuencia de contenidos edáficos obedece inequívocamente al transecto pluviométrico, puesto que los valores registrados de pluviometría son 1.580, 1.245, 872 y 720 mm/año para las parcelas señaladas, según el orden de Navasfrías a Fuenteguinaldo. El horizonte A_{h2} de Fuenteguinaldo se aleja de la regla general, pero hay que tener en cuenta la variabilidad espacial en esta parcela, y que en Villasrubias la media es tan sólo de dos datos.

No obstante, es preferible la utilización de datos de la humedad del suelo que la pluviometría, dado que el proceso de descomposición y humificación edáfica se realiza con más intensidad cuando existe una humedad apropiada en el suelo, teniendo ésta mayor relación con la distribución de lluvias que con la precipitación anual (Berg *et al.*, 1990).

En la Figura 1 se exponen los datos de humedad del suelo entre (0 y 15 cm) recogidos *in situ*. Puede observarse la existencia de períodos muy secos entre los meses de julio y septiembre de 1990 y entre julio y octubre de 1991. Las temperaturas medias evolucionan regularmente, por lo que es obvia su exclusión. Se observa la menor humedad edáfica en la parcela de Fuenteguinaldo.

Durante el mismo período, las hojas colocadas *in situ* en las bolsas de descomposición sufren una pérdida (1 - R) de materia seca (Berg, Agren, 1984; Jansen, 1984), según se observa en la Figura 2. Estas curvas pueden ajustarse a las siguientes ecuaciones (significativas $p < 0,0001$; $n = 39$):

TABLA 1
CONTENIDOS DE CARBONO Y NITROGENO TOTAL
EN HORIZONTES HUMICOS DE LOS SUELOS DE LAS PARCELAS
Total organic C & N contents in the superficial horizons of the forest soils

Parcelas	Horizontes	C orgánico	N total	C/N
Navasfrías	A_{h1}	9,4%	0,461%	20,3
	A_{h2}	5,7%	0,332%	17,1
El Payo	A_{h1}	7,3%	0,437%	16,8
	A_{h2}	3,2%	0,228%	13,9
Villasrubias	A_{h1}	6,6%	0,399%	16,4
	A_{h2}	1,2%*	0,126%*	9,3*
Fuenteguinaldo	A_{h1}	4,8%	0,338%	13,2
	A_{h2}	2,3%	0,191%	11,7

Medias de tres valores, salvo los señalados con *, que se refieren a dos, por falta en el citado horizonte del perfil indicado

*Mean of three values; * means mean of two values*

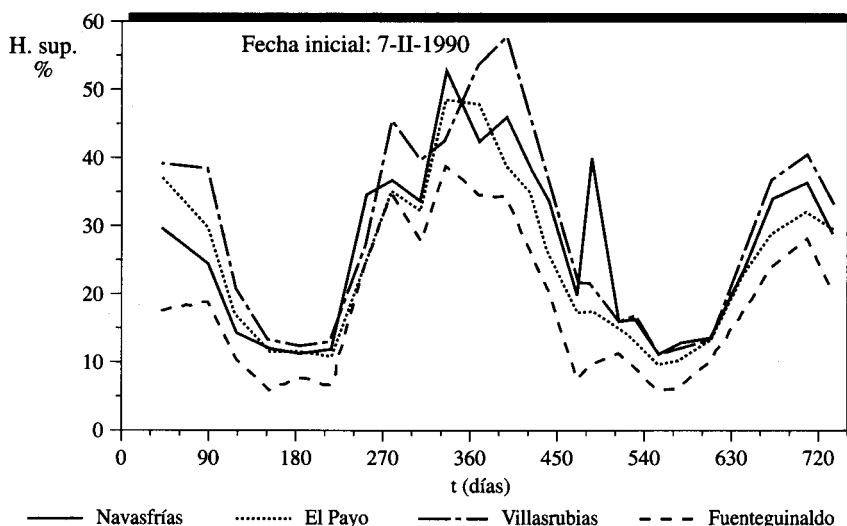


Fig. 1.—Evolución temporal de la humedad (H. sup.) en el horizonte superficial (0-15 cm) durante los años 1990-1991 en las parcelas de experimentación forestal.

Temporal evolution of the soil humidity (superficial horizon, 0-15 cm) during the years 1990-1991 in the forest experimental plots.

$R = 0,95e^{(-0,001t)}$	$r^2 = 0,92$	Navasfrías
$R = 0,97e^{(-0,001t)}$	$r^2 = 0,92$	El Payo
$R = 0,98e^{(-0,001t)}$	$r^2 = 0,91$	Villasrubias
$R = 0,96e^{(-0,001t)}$	$r^2 = 0,92$	Fuenteguinaldo

observándose que todos los coeficientes que acompañan a t (tiempo, días) son del mismo orden, diferenciándose sólo el corte en el origen (R es residuo orgánico en g/hojas).

También pueden ser ajustadas otras curvas semilogarítmicas, obteniéndose la misma significancia, y las ecuaciones de regresión siguientes:

$\log R = -0,021 - 0,00038t$	$(r^2 = 0,92)$	Navasfrías
$\log R = -0,016 - 0,00033t$	$(r^2 = 0,92)$	El Payo
$\log R = -0,009 - 0,00036t$	$(r^2 = 0,91)$	Villasrubias
$\log R = -0,016 - 0,00043t$	$(r^2 = 0,92)$	Fuenteguinaldo

Cuando se aplica un ANOVA (g.l.: 3, 114) a la serie de datos obtenidos en cada parcela, se obtienen diferencias significativas en todos los casos, excepto entre El Payo y Villasrubias (Tabla 2)

Así, desde el principio se observa (Fig. 2) que las hojas colocadas en Fuenteguinaldo se mineralizan más rápidamente que en el resto de las parcelas, a pesar de una menor humedad edáfica como consecuencia de ser la parcela ubicada en la zona de pluviometría más baja. Estas diferencias positivas encontradas en Fuenteguinaldo sólo pueden ser atribuidas a la consideración de una mayor temperatura

TABLA 2
COMPARACIONES MULTIPLES DE LAS MEDIAS POR EL TEST
DE TURKEY A PARTIR DEL ANOVA, DE DIFERENTES
PARAMETROS, ENTRE LAS PARCELAS FORESTALES

Comparison among means of different parameters
(test of Turkey, from the ANOVA)

Parcelas	Materia seca	Carbono	Nitrógeno	Relación C/N
Navasfrías/Payo	**	**	**	**
Navasfrías/Villasrubias	**	**	**	N.s.
Navasfrías/Fuenteguinaldo	*	**	**	**
Payo/Villasrubias	N.s.	N.s.	**	**
Payo/Fuenteguinaldo	**	**	**	**
Villasrubias/Fuenteguinaldo	**	**	**	**

g.l.: 114; ** = $p < 0,01$; * = $p < 0,05$; N.s. = no significativo

media durante la época de lluvia que acelere la descomposición (Berg *et al.*, 1990), dado que son las pendientes de las épocas húmedas las que determinan las diferencias (Fig. 2). No cabe atribuir efecto a la litología, por cuanto las hojas en descomposición están en escaso contacto con el suelo, y las diferencias de composición química no son determinantes (Martín, 1992). Witkamp (1966) asegura que la descomposición de la hoja es controlada, en orden decreciente de importancia, por la temperatura, la densidad bacteriana y la humedad.

No obstante, la observación cuidadosa de las curvas de descomposición muestran que existen períodos de mineralización continua, junto a otros donde ésta se detiene. Comparando las Figuras 1 y 2, se puede deducir que la detención de la descomposición sucede en las épocas secas, continuando la mineralización cuando existe una elevada humedad, a pesar de las temperaturas más bajas; en este caso, un aumento de temperatura de pocos grados en la época húmeda tiene efectos significativos (Shanks, Olson, 1961).

Consecuentemente, en estos ecosistemas forestales la descomposición de la hojarasca va ligada sobre todo a la constancia de humedad de la hojarasca (Beyer, Irmeler, 1991), deteniéndose la mineralización cuando la hojarasca se seca (el suelo aún puede continuar húmedo a más de 40 cm). Esta afirmación no significa que los procesos físicos y físico-químicos de la descomposición (Toutain, 1980) se interrumpan (probablemente en verano son más activos), pero sin que produzca mineralización (pérdidas gaseosas o por disolución de componentes).

Por tanto, parece ser que la temperatura estival no es un factor limitante de primer orden, como corresponde a un clima templado de influencia mediterránea, siendo gobernada la pérdida de materia seca por la estacionalidad de las precipitaciones que disuelven o arrastran componentes hacia los horizontes minerales del suelo, así como por la temperatura de la época húmeda.

Un comportamiento paralelo (Bocock, 1964) puede observarse para el caso del carbono orgánico (Fig. 3). Sólo merece citarse que en los dos años de experimentación, la cantidad de C disminuye desde alrededor de 480 a menos de 300 mg/g, ocurriendo las pérdidas más importantes (diferencias significativas, Tabla 2) en Navasfrías y, sobre todo, en Fuenteguinaldo (Fig. 3). Tampoco se encuentran diferencias significativas entre El Payo y Villasrubias.

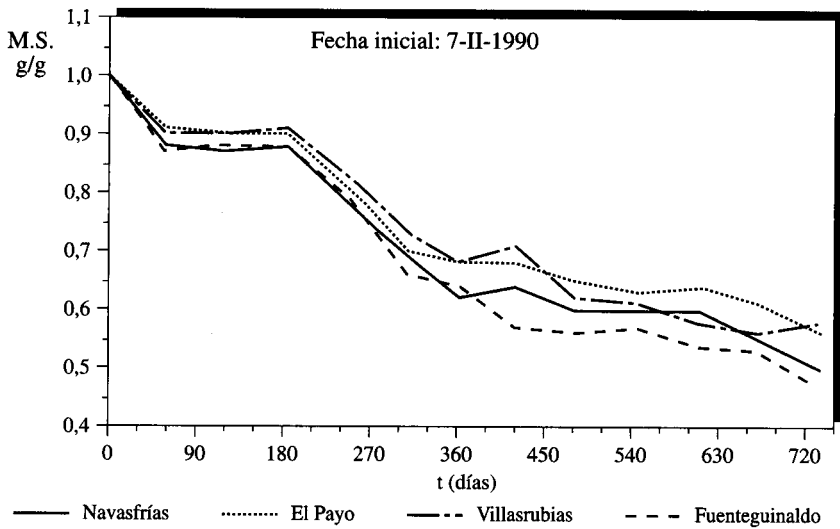


Fig. 2.—Evolución de la materia seca (M.S.) de hojas durante dos años de experiencia *in situ*, según el método de «litter bag» en diferentes parcelas experimentales forestales
Leaf dry matter evolution (M.S., g/g) during two years in litter-bag experimentation

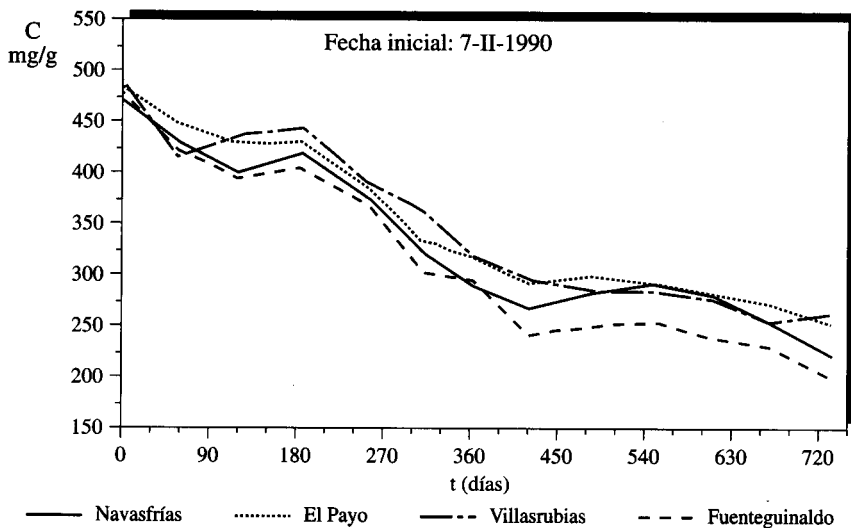


Fig. 3.—Evolución del contenido de carbono (valores absolutos) durante dos años de experiencia *in situ*, según el método de «litter bag» en diferentes parcelas experimentales forestales
C content evolution (absolute values) during two years in litter-bag experimentation

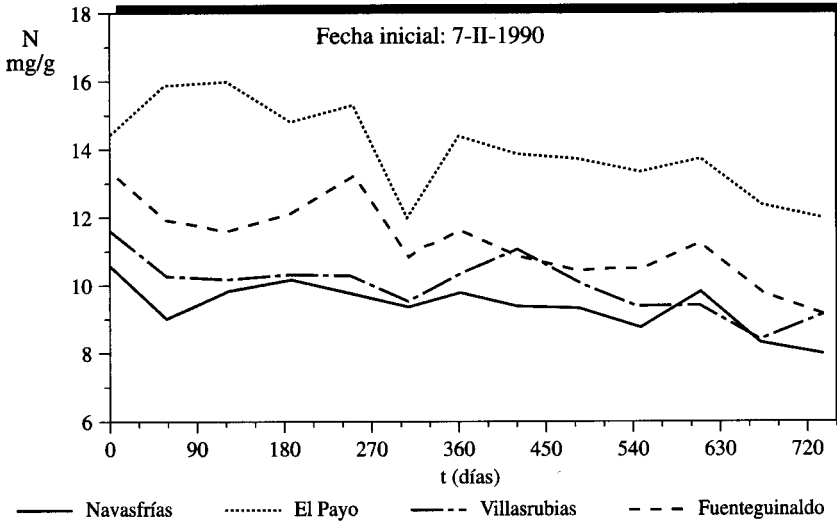


Fig. 4.—Evolución del contenido de nitrógeno (valores absolutos) durante dos años de experiencia *in situ*, según el método de «litter bag» en diferentes parcelas experimentales forestales
N content evolution (absolute values) during two years in litter-bag experimentation

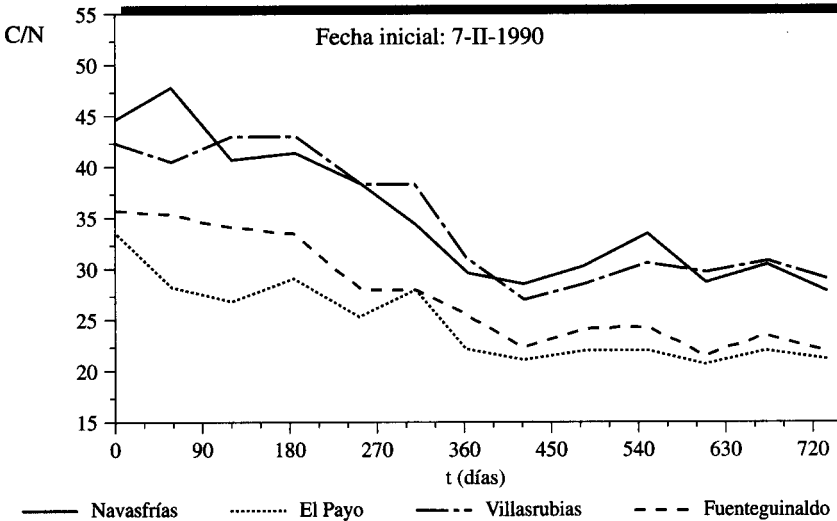


Fig. 5.—Evolución de la relación C/N de las hojas en descomposición durante dos años de experiencia *in situ*, según el método de «litter bag» en diferentes parcelas experimentales forestales
C/N ratio evolution in the decomposing leaves during two years (litter-bag experimentation)

Las ecuaciones de regresión lineales que se ajustan ($p < 0,0001$; $n = 39$) son las siguientes:

$C = 446 - 0,31t$	$(r^2 = 0,88)$	Navasfrías
$C = 461 - 0,31t$	$(r^2 = 0,91)$	El Payo
$C = 464 - 0,32t$	$(r^2 = 0,89)$	Villasrubias
$C = 445 - 0,36t$	$(r^2 = 0,90)$	Fuenteguinaldo

lo cual indica que cada día se mineraliza una media de 0,3 mg/g C (C es el Carbono residual en mg C/g hojas, y t, tiempo en días).

Muy diferente se comporta el nitrógeno (Fig. 4); en efecto, su tendencia a permanecer en el residuo orgánico al ser un elemento clave de la actividad microbológica, determina que las pérdidas sean escasas durante la descomposición (Berg, Staaf, 1987; Joergensen, 1991). Consecuentemente las rectas de regresión ajustadas ($p < 0,0001$; $n = 39$) son las siguientes:

$N = 10,19 - 0,002t$	$(r^2 = 0,33)$	Navasfrías
$N = 15,51 - 0,004t$	$(r^2 = 0,44)$	El Payo
$N = 10,95 - 0,003t$	$(r^2 = 0,41)$	Villasrubias
$N = 12,83 - 0,004t$	$(r^2 = 0,58)$	Fuenteguinaldo

siendo N el nitrógeno residual (en mgN/g hojas). Es en El Payo donde se conserva una mayor riqueza de N, a pesar de un coeficiente de regresión más alto (del mismo orden que Fuenteguinaldo). Por el contrario, en Navasfrías, donde existe un menor contenido de N inicial, el coeficiente de regresión es el más bajo, lo que conduce a una mayor pobreza nitrogenada del sistema.

Al igual que sucedía con el carbono, no existe relación entre el nitrógeno mineralizado y la pluviometría de cada parcela experimental. En contraste con la pérdida media diaria de C, en el caso del N sólo se pierde una media de 0,003 mg/g. No obstante, aplicando el ANOVA, se encuentra que todas las parcelas ofrecen diferencias significativas entre sí (Tabla 2).

Consecuentemente, la relación C/N de las hojas en descomposición (Fig. 5) va disminuyendo progresivamente (Hendrickson, 1985; Joergensen, 1991) desde valores cercanos a 35 hasta valores próximos a 22 (en El Payo y Fuenteguinaldo) o desde valores próximos a 45 hasta valores cercanos a 28 (en Navasfrías y Villasrubias). No obstante, en el ANOVA no se encuentran diferencias significativas únicamente entre estas últimas parcelas (Tabla 2).

Las ecuaciones de mejor ajuste ($p < 0,0001$; $n = 39$) son las siguientes:

$C/N = 44,5 - 0,025t$	$(r = 0,74)$	Navasfrías
$C/N = 30,4 - 0,015t$	$(r = 0,69)$	El Payo
$C/N = 42,9 - 0,022t$	$(r = 0,66)$	Villasrubias
$C/N = 35,4 - 0,021t$	$(r = 0,81)$	Fuenteguinaldo

lo cual indica que en Navasfrías cada cuatro días la relación C/N disminuye una media de 0,1, mientras que en El Payo se necesita una semana para lo mismo.

Si se desea comprobar el ajuste de la descomposición mediante la técnica de «litter bags» con el proceso real, podemos comparar los índices de descomposición resultantes mediante la anterior técnica (k_0) y los calculados a partir de la producción anual de hojarasca y la hojarasca acumulada, de acuerdo con la fórmula:

$k_j = a/(a + f)$, siendo k_j la constante de descomposición de Jenny (Jenny *et al.*, 1949), a la producción anual de hojas, y f las hojas acumuladas.

Los resultados se expresan en la Tabla 3. También se expresan los índices de descomposición calculados mediante la experiencia de descomposición *in situ* («litter bags»), tanto para el primer año de descomposición, como para los dos años, y la media anual resultante.

De la comparación de resultados (Tabla 3) se deduce que las hojas en su medio, aparentemente, se descomponen a una velocidad mayor que las confinadas en las bolsas de nailon, inaccesibles a la mesofauna (Bocock, 1964; Joergensen, 1991). Aún siendo esto verdad, también hay que tener en cuenta que la acumulación (f) está subestimada, puesto que a veces es difícil distinguir las hojas en descomposición de otros restos vegetales, sobre todo cuando el tamaño es pequeño, por lo que queda sin contabilizar; lo cual puede comprobarse, dado que los valores de los índices de descomposición (k_o) para las hojas (Tabla 3) dan valores bastante más bajos, lo que no es posible justificar tan sólo con la presencia de restos más ricos en sustancias lignicas (Meentemeyer, 1978) y pobres en N (Berg, Staaf, 1980).

A deducir de los resultados (Tabla 3), es obvio que la parcela de mayor pluviometría media (Navasfrías) es la que sufre una mayor descomposición de las hojas, y la que menor en Villasrubias, dándose para El Payo y Fuenteguinaldo datos contradictorios según se utilice la metodología de «litter bags» o estimación directa. Lo que parece evidente es que por el método de «litter bags» se obtienen índices de descomposición inferiores a la realidad, dado que impide el importante papel troceador (Bocock, 1964) e insemínador microbiológico (Dommergues, Mangenot, 1970) de la mesofauna. Otra evidencia es que el gradiente pluviométrico medio no condiciona por sí sólo la secuencia de índices de descomposición (Witkamp, 1966), y es la temperatura invernal, cuando la hoja permanece húmeda, la que condiciona la velocidad de descomposición (Shanks, Olson, 1961)

En la Tabla 4 se exponen los índices de Jenny (K_j) para la hojarasca de los diferentes bosques estudiados, calculados según la ecuación:

$$K_j = A/(A + F)$$

donde A es la producción de hojarasca y F la acumulación existente antes de la caída otoñal.

TABLA 3
INDICES DE DESCOMPOSICION DE HOJAS CALCULADOS
A PARTIR DE DIFERENTES TECNICAS

Leaf decomposition indices obtained from different methodologies

Parcelas	Hojas (kg/ha)		k_j	k_o 1 año	k_o 2 años	k_o media
	Producción	Acumulación				
Navasfrías	2.388	697	0,77	0,38	0,50	0,25
El Payo	2.559	865	0,75	0,32	0,44	0,22
Villasrubias	2.259	1.184	0,66	0,32	0,42	0,21
Fuenteguinaldo	2.940	1.654	0,64	0,36	0,53	0,27

TABLA 4
INDICES DE DESCOMPOSICION DE HOJARASCA CALCULADOS
A PARTIR DE LOS VALORES DE PRODUCCION ANUAL
Y ACUMULACION TOTAL

Litter decomposition indices obtained from values of annual production and accumulated litter before fall

Parcelas	Hojas (kg/ha)		K _j
	Producción	Acumulación	
Navasfrías	2.987	3.294	0,48
El Payo	3.518	3.599	0,49
Villasrubias	2.845	4.198	0,40
Fuenteguinaldo	4.194	3.575	0,54

Puede comprobarse (Tabla 4) que el mayor porcentaje de descomposición se establece en Fuenteguinaldo, lo cual era de esperar, de acuerdo con la descomposición experimental de las hojas («litter bags») y la menor en Villasrubias, que también daba en todo caso valores más bajos para las hojas. Los valores de K_j son, en todo caso, inferiores a los de k_j, dado el mayor contenido lignico (Meentenmeyer, 1978) de los residuos que acompañan a las hojas (ramas, cortezas, etc.). Probablemente los valores reales de descomposición de hojarasca están comprendidos entre los obtenidos para las hojas (k_j, que obviamente dan valores más altos) y los obtenidos por estimación directa (K_j).

Si comparamos los valores de K_j obtenidos en estos ecosistemas con otros de la misma región castellano-leonesa (Gallardo *et al.*, 1991), observamos que son significativamente más altos que los encontrados para un rebollar de la Sierra de Béjar, con mayor pluviometría.

Por último, si se aplica la ecuación obtenida por Meentenmeyer y Berg (1986) para bosques de distintos tipos:

$$P (\%) = 3,1 + 0,057 \times \text{ETP}$$

donde P es el porcentaje de pérdida anual de masa durante la descomposición, y ETP la evapotranspiración anual calculada, resultan valores del 44,7 p. 100 en Fuenteguinaldo y del 41,3 p. 100 en Navasfrías, los cuales siguen una gradación semejante a los obtenidos (Tabla 4) según Jenny (K_j), de 54 y 48 p. 100, respectivamente, aunque notoriamente más bajos. Esto corrobora la mayor descomposición del primer bosque, a pesar de una menor pluviometría.

CONCLUSIONES

Se concluye que, aún cuando los contenidos orgánicos edáficos obedecen mayormente al factor pluviometría media, no lo hacen las constantes de descomposición de las hojas. Los datos indican que al no estar regida la producción de hojarasca por aquel factor (otros resultados no expuestos parecen indicar que la presencia de bases es realmente importante en la zona de estudio), los índices de descomposición tampoco. No obstante, la conjunción de los procesos de produc-

ción y mineralización orgánica, sí dan como consecuencia un contenido edáfico que obedece al transecto pluviométrico. Los valores de las constantes de descomposición obtenidos mediante los dos métodos citados no son coincidentes, siendo más bajos los procedentes de la metodología de «litter bags» que los estimados por la medida de producción y necromasa, al estar carentes del efecto de la mesofauna.

También se evidencia diferente comportamiento para la pérdida de materia seca, C y N, dando como consecuencia una caída evidente de la razón C/N. Sin embargo, la pérdida media de N también es diferente en cada bosque.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su agradecimiento a la Junta de Castilla y León, por la cesión de los montes públicos y apoyo financiero, extensible a la D.G. XII/CEE (Programa STEP), DGCYT/MEC y CICYT/INIA, así como a la ayuda técnica de D.^a M. L. Cosme, D. J. Hernández y D.^a C. Relajo.

SUMMARY

Dynamic of leaf decomposition in four forest ecosystems of the Sierra de Gata mountains (Province of Salamanca, Spain): Decomposition indices

Data of dry matter, organic carbon and total nitrogen losses in decomposing oak leaves (*Quercus pyrenaica* Willd.), obtained using the litter-bag procedure, showed that the dynamic of leaf decomposition has not significative relation with the different rainfall. Nevertheless, the C and N contents of the soils in the Sierra de Gata Mountains are in close relation with the annual rainfall of the site. Decomposition index obtained from the litter bag experimental procedure is lower than the actual rate of decomposition.

KEY WORDS: Litter Decomposition
Forest Ecosystems
Quercus pyrenaica Forests

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- ARANDA Y., SERRANO J. M., BERMUDEZ F., 1990. Degradación de la hojarasca de *Populus nigra* L. Rev. Ecol. Biol. Sol., 27: 395-406.
- BERG B., AGREN G. I., 1984. Decomposition of needle litter and its organic chemical components: theory and field experiments. Long-term decomposition in a Scots pine forest. III. Can. J. Bot., 62: 2.880-2.888.
- BERG B., JANSSON P. E., McCLAUGHERTY C., 1990. Climate variability and litter decomposition: results from a transect study. En: *Landscape-ecological impact of climatic change*. BOER M. M., DE GROOT R. S., (Edt.). IOS. Press, Amsterdam, 250-273.
- BERG B., STAAF H., 1980. Decomposition rate and chemical changes of Scots pine needle litter. II: Influence of chemical composition. En: Structure and fuction of Northern coniferous forests - An ecosystem study. PERSSON, T. (Edt.). Ecol. Bull. (Stockholm), 32: 373-390.
- BERG B., STAAF H., 1987: Release of nutrients from decomposing white birch leaves and Scots pine needle litter. Pedobiol., 30: 55-63.
- BEYER L., IRMLER U., 1991. The structure of humus and dynamic of litter decomposition of a Luvisol and podzol under forests. Pedobiol., 35: 368-380.
- BOCOCK K. L., 1964. Changes in the amounts of dry matter, N, C, and energy in decomposing woodland leaf litter in relation to the activities of the soil fauna. J. Ecol., 52: 273-284.
- DOMMERGUES Y., MANGENOT F., 1970. Ecologie microbienne du sol. Masson, París. 796.
- DYER M. L., MEENTEMEYER V., BERG B., 1990. Apparent controls of mass-loss rate of leaf litter on a regional scale. Scand. J. For. Res., 5: 311-323.

- EIJSACKERS H., ZEHNDER A. J. B., 1990. Litter decomposition: a Russian matryoshka doll. *Biogeochemistry*, 11: 153-174.
- ELIAS F., RUIZ L., 1977. *Agroclimatología de España*. Cuadernos INIA, núm. 7. Madrid.
- GALLARDO J. F., EGIDO J. A., PRAT L., CUADRADO S., 1980. Suelos forestales de El Rebollar (Salamanca). *Anu. Cent. Edaf. Biol. Apl.*, 6: 193-228.
- GALLARDO J. F., SANTA REGINA I., HERNANDEZ I., 1991. Ciclos biogeoquímicos en ecosistemas forestales: producción *versus* descomposición. En: *Diversidad Biológica/Biological Diversity*, PINEDA F.D. *et al.*, (Edt.), Fundación Ramón Areces, Madrid, 269-271.
- HENDRICKSON O. Q., 1985. Variation in the C/N ratio of substrate mineralized during forest humus decomposition. *Soil Biol. Biochem.*, 17: 435-440.
- JANSSEN B. H., 1984. A simple method for calculating decomposition and accumulation of «young» soil organic matter. *Plant. Soil*, 76: 297-304.
- JENNY H., GESSEL S. P., BINGHAM F.T., 1949. Comparative study of decomposition rates of organic matter in temperate and tropical regions. *Soil Sci.*, 68: 419-432.
- JOERGENSEN R.G., 1991. Organic matter and nutrient dynamics of the litter layer on a forest *Rendzina* under beech. *Biol. Fert. Soils*, 11: 163-169.
- KOGEL-KNABNER I., HATCHER P. G., ZECH W., 1990. Decomposition and humification processes in forest soils: Implications from structural characterization of forest soil organic matter. *Trans. 14th Int. Congr. Soil Sci.*, Kyoto, 5: 217-223.
- MANGENOT F., TOUTAIN F., 1980. Les litières. En: *Actualités d'écologie forestière*. PESSON P. (edt.). Gauthier-Villars. París. 3-69.
- MARTIN A., 1992. Aportaciones al conocimiento del proceso de descomposición *in situ* de hojas de *Quercus pyrenaica* y *Pinus pinaster*. Trabajo de Licenciatura. Universidad de Salamanca, 145 pp.
- MEENTEMEYER V., 1978. Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology*, 59: 465-472.
- MEENTEMEYER V., BERG B., 1986. Regional variation in rate of mass loss of *Pinus sylvestris* needle litter in Swedish pine forests as influenced by climate and litter quality. *Scand. J. For. Res.*, 1: 167-180.
- MELILLO J. M., ABER J. D. *et al.*, 1989. Carbon and Nitrogen dynamics along the decay continuum: Plant litter to soil organic matter. En: *Ecology of arable lands*. CLARHOLM M., BERGSTROM L., (Edt.), Kluwer Academic Publ., Dordrecht., 53-62.
- OLSON J. S., 1963. Energy storage and the balance of producers and the decomposers in ecological systems. *Ecology*, 44: 322-331.
- SANTA REGINA I., 1987. Contribución al estudio de la dinámica de materia orgánica y bioelementos en bosques de la Sierra de Béjar. Tesis Doctoral. Universidad de Salamanca. 464 pp.
- SHANKS R. E., OLSON J. S., 1961. First-year breakdown of leaf litter in Southern Appalachian forests. *Science*, 134: 194-195.
- TOUTAIN F., 1980. Les humus forestiers. Structure et modes de fonctionnement. *Rev. For. Française*, 33: 449-477.
- VOGT K. A., GRIER C. C., VOGT D. T., 1986. Production, turnover and nutrient dynamics of above and below ground detritus of world forests. *Adv. Ecol. Res.*, 15: 303-377.
- WITKAMP M., 1966. Decomposition of litter in relation to environment microflora and microbial respiration. *Ecology*, 47: 194-201.