



DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i50.249>

Artículo

Depósito y descomposición de hojarasca de *Pinus cooperi* C.E.Blanco en El Salto, Durango, México
Deposition and decomposition of litterfall of *Pinus cooperi* C.E.Blanco in El Salto, Durango, México

Juan Manuel López-Hernández¹, José Javier Corral-Rivas^{2*}, Humberto González-Rodríguez¹, Tilo Gustavo Domínguez-Gómez³, Marco Vinicio Gómez-Meza⁴ y Israel Cantú-Silva¹

Abstract:

The objective of the present work was to determine the deposition and decomposition rate of *Pinus cooperi* litterfall in plots subjected to different thinning intensities (treatments) (Control; T1:light thinning; T2: moderate; T3: intense; T4: very intense; T5: final crop tree thinning) at *ejido La Ciudad* in *Pueblo Nuevo, Durango*. After one year of observation, the maximum accumulation of litter was registered in the control treatment ($4.90\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$), followed by T2 ($3.76\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$), T1 ($3.65\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$), T4 ($3.25\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$), and T3 ($3.04\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$), while T5 had the lowest annual litterfall ($2.58\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$). The litterfall decomposition rate (k) was determined according to the Olson exponential model. Decomposition rates were higher during the first 150 days of incubation than during the subsequent 210 days. In both periods, there were significant differences between treatments. After 360 days of incubation, the greatest litterfall decomposition occurred in T3 (42.3 %) regardless of the forest conditions. In the rest of treatments, the decomposition varied from 30.2 (T1) to 37.1 % (T5). Although T3 was significantly faster than the other treatments under the microclimate conditions offered by the studied types of thinnings, no differences were detected between the decomposition rates with the five treatments evaluated in this study.

Key words: Litter bags, pine-oak forest, thinning intensity, deposition of leaf litter, decomposition rates, litter traps.

Resumen:

El objetivo del presente trabajo fue determinar el depósito y la tasa de descomposición de hojarasca de *Pinus cooperi* en parcelas bajo diferentes intensidades de aclareos (tratamientos) (testigo; T1: Aclareo ligero; T2: Moderado; T3: Fuerte; T4: Severo; T5: Porvenir) en el ejido La Ciudad de Pueblo Nuevo, Durango. Después de un año de observación, la máxima acumulación de hojarasca se registró en el tratamiento Testigo ($4.90\text{ Mg ha}^{-1}\text{ año}^{-1}$), seguido por T2 ($3.76\text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$), T1 ($3.65\text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$), T4 ($3.25\text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) y T3 ($3.04\text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$). El menor aporte anual de hojarasca se registró en el T5 ($2.58\text{ Mg ha}^{-1}\text{ año}^{-1}$). La tasa de descomposición (k) de la hojarasca se determinó a partir del modelo exponencial de *Olson*. Las tasas diarias de descomposición fueron mayores durante los primeros 150 días de incubación que en los 210 días subsiguientes. En ambos periodos hubo diferencias significativas entre los tratamientos. Después de 360 días de incubación, la mayor descomposición de hojarasca ocurrió en T3 (42.3 %), independientemente de la densidad residual de las parcelas; en el resto de los tratamientos, la descomposición varió de 30.2 (T1) a 37.1 % (T5). Aun cuando en T3 fue significativamente más rápida que en los demás tratamientos, bajo las condiciones de microclima que ofrecen estos tipos de aclareos, no se detectaron diferencias entre las tasas de descomposición para las cinco condiciones evaluadas en este estudio.

Palabras clave: Bolsas de descomposición, bosque de pino-encino, intensidad de aclareo, producción de hojarasca, tasas de descomposición, trampas de hojarasca.

Fecha de recepción/Reception date: 16 de marzo de 2018

Fecha de aceptación/Acceptance date: 28 de septiembre de 2018

¹Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. México.

²Instituto de Silvicultura e Industria de la Madera, Universidad Juárez del Estado de Durango. México. correo-e: jcorral@ujed.mx

³División de Estudios de Posgrado e Investigación, Instituto Tecnológico El Salto. México.

⁴Facultad de Economía, Universidad Autónoma de Nuevo León. México.

Introducción

En México, el género *Pinus* es uno de los más importantes componentes de la vegetación de clima templado, ocupa un lugar primordial desde el punto de vista ecológico, económico y social, tanto en la producción maderable como en la no maderable. A menudo, es el componente dominante de la vegetación, influye en los procesos funcionales del ecosistema tales como los ciclos biogeoquímicos, hidrológicos, regímenes de fuego; además es hábitat y fuente de alimento para la fauna silvestre. También, posee un alto valor económico, ya que de su aprovechamiento se obtiene madera aserrada, chapa, *triplay*, leña, pulpa para papel, resinas, brea, aguarrás, alcohol, semillas comestibles y otros productos. Asimismo, ofrece importantes servicios ambientales (agua, oxígeno, recreación, captura de carbono) e influyen en el clima regional (Rzedowski, 1978; García y González, 1998; Ramírez-Herrera *et al.*, 2005).

A pesar del reconocimiento que los bosques templados tienen, de su gran diversidad y alto valor ecológico; la distribución reducida y cada vez más fragmentada sigue siendo una de las mayores amenazas para su mantenimiento y conservación (Golicher *et al.*, 2008). Esta disminución es causada por aprovechamientos forestales mal planeados, modificación en el régimen del fuego, avance de la frontera agrícola, pastoreo, contaminación atmosférica, plagas y enfermedades forestales (López-López *et al.*, 1998; Saavedra-Romero *et al.*, 2003). Muchas de sus especies, se consideran sucesionalmente intermedias o tardías, por lo que requieren de la preexistencia de una cubierta arbórea para asegurar un buen establecimiento (Ramírez-Marcial *et al.*, 2006).

Es así que la producción y degradación de la hojarasca es un proceso ecosistémico clave por medio del cual los restos orgánicos de plantas y animales son degradados por agentes físicos (lixiviación y fragmentación) y biológicos (actividad de los microorganismos del suelo) en sus constituyentes químicos elementales, y a través del cual se transfieren nutrientes al suelo en formas que pueden ser usadas para la producción microbiana y vegetal (Aber y Melillo, 1991; Aerts, 1997; Chapin *et al.*, 2002), y por ende determina la calidad del hábitat.

A pesar de la gran importancia que tienen las pináceas en el país, las investigaciones sobre producción y degradación de hojarasca en pino son escasas y para algunos taxones inexistentes. Por ello, es fundamental realizar estudios sobre esos procesos para estas especies, tan importantes por su gran distribución en México. En el presente trabajo se evaluó la acumulación y degradación de la hojarasca en un ensayo de aclareos en masas de *Pinus cooperi* C.E. Blanco, en el que se estudia el efecto de cinco intensidades de aclareo.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en parcelas experimentales tratadas con cinco intensidades de aclareo y un testigo, en una comunidad de la Sierra Madre Occidental, particularmente en el paraje denominado La Guajolota en el ejido La Ciudad, Pueblo Nuevo, Durango; localizado en las coordenadas 23°41'52.4" N; 105°36'59.5" O, con una altitud de 2 800 m. El clima es semihúmedo templado o semifrío, que se vuelve templado o semiseco en el lado oriental de la sierra. La temperatura media anual varía de 20 a 22 °C; la precipitación media anual fluctúa entre 800 y 1 200 mm.

El área se caracteriza por presentar, en su parte alta, un relieve característico y algunas mesetas alineadas en dirección suroeste a noreste, lomeríos y zonas onduladas; en la parte media, donde la altitud es más baja, las pendientes son de moderadas a fuertes y culminan en cañones, mismos que tienen una gran variación altitudinal y una topografía, generalmente, escarpada.

Por su ubicación geográfica, se tienen diversas condiciones de vegetación, desde masas puras de encino y pino hasta bosques mezclados de pino-encino. De acuerdo con la información contenida en las cartas edafológicas (INEGI, 1988), comprende diferentes tipos de suelos, pero predominan los cambisoles, litosoles y regosoles.

Tipos de tratamientos utilizados en la parcela experimental

El trabajo se realizó en una parcela permanente de ensayo de aclareos, en donde se aplicaron seis intensidades de corta de aclareo por lo bajo, los cuales se describen a continuación (Huizar-Amezcuca *et al.*, 2016): Testigo: no se realizó aclareo; T1: Aclareo ligero: Se removió 10 % del área basal por hectárea; T2: Aclareo moderado, remoción de 20 % del área basal por hectárea; T3: Aclareo fuerte, se removió 40 % del área basal por hectárea; T4: Aclareo severo, se removió 60 % del área basal por hectárea; y T5: Aclareo de árboles de Porvenir, se eliminaron los árboles competidores de los 300 a 350 mejores individuos por hectárea.

La metodología seguida en la instalación de las parcelas corresponde a la desarrollada por la *Forestry Commission* (Hummel *et al.*, 1959). Su forma fue cuadrada, con una superficie de 625 m² (25 m × 25 m); área que se considera suficiente para que al final permanezcan de 30 a 40 árboles en los sitios en los que se aplicó la mayor intensidad. Cada parcela está rodeada, además, por una franja perimetral de 5 a 10 m de ancho en la que se realiza el mismo tratamiento que en el interior, con el fin de evitar el efecto de bordo en los árboles situados en los extremos de las parcelas.

Vegetación del área de estudio

Los principales tipos de vegetación que se encuentran en el sitio de estudio son asociaciones de pino y pino-encino, las cuales están constituidas por mezclas en diferentes proporciones de los géneros *Pinus* y *Quercus*, la especie dominante es *Pinus cooperi* C.E. Blanco.

Esta comunidad de coníferas se caracteriza por su alta densidad y la diversidad baja de sus componentes florísticos. Desde el punto de vista estructural, los elementos dominantes del estrato arbóreo tienen una altura que varía entre 15 y 35 m, aunque se observan algunos individuos de 40 m. Se distribuye desde la parte sur del estado de Chihuahua, hasta la porción central de Durango, en un intervalo altitudinal de 2 000 a 2 800 m. Comúnmente, forma masas puras; sin embargo, en

ocasiones se asocia con *Quercus sideroxyla* Bonpl., *Juniperus deppeana* Steud. y *Pinus leiophylla* Schiede ex Schltdl. ex Cham. En el Cuadro 1 se muestran algunas características dasométricas de la vegetación dominante en cada tratamiento, en los cuales, a todos los individuos se les determinó el diámetro a la altura normal (cm), altura (m) y cobertura de copa (m²); con dos mediciones, en lo que se consideraron como referencia los puntos cardinales (norte-sur, este-oeste).

Cuadro 1. Características dasométricas de *Pinus cooperi* C. E. Blanco en cada tratamiento.

Tratamiento	n	Cobertura			Diámetro			Altura		
		(m ²)			(cm)			(m)		
		Mín.	Máx.	Media	Mín.	Máx.	Media	Mín.	Máx.	Media
Testigo	125	1.7	34.7	13.6	6.4	27.3	14.0	5.3	19.0	13.7
Ligero	80	3.9	47.1	17.6	9.5	27.0	16.1	8.4	18.0	12.9
Moderado	78	2.4	40.7	16.8	6.0	26.6	15.1	8.4	17.6	13.4
Fuerte	73	4.5	32.6	15.7	8.0	28.3	15.2	7.1	18.7	12.5
Severo	52	4.7	47.7	19.5	13.5	27.1	16.0	8.1	16.1	13.4
Porvenir	50	10.1	37.9	20.8	11.9	24.8	16.4	6.1	17.9	13.9
Total	458									

Recolecta de hojarasca

Para la estimación del depósito de hojarasca en cada tratamiento, se establecieron tres recolectores de hojarasca de 1.0 m², contruidos con un marco de madera biselado, cuyo fondo se cubrió con malla plástica fina (1 mm) para evitar la acumulación de agua en los periodos de lluvia. El recolector o canasta fue se colocó a 0.50 m sobre el nivel del suelo, para interceptar la hojarasca. Su contenido se depositó en bolsas de papel etiquetadas con los datos correspondientes a cada

tratamiento, fecha y número de recolector. Procedimiento que se realizó cada 15 días, de abril del 2016 a marzo del 2017; las dos recolectas de cada mes se mezclaron en una sola, luego de secarlas a 65 °C por 72 h en un horno de convección GCA Corporation 16EG.

El contenido de hojarasca se clasificó manualmente en hojas, estructuras reproductivas (ER: flores, frutos y semillas), ramas (<2.0 cm de diámetro) y otros componentes (tejidos no identificados, estructuras finas, corteza, cuerpos de insectos, heces, entre otros). La suma de los muestreos realizados por mes, repetición y tratamiento determinó la producción anual de la hojarasca ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$).

Descomposición de la hojarasca

La tasa de descomposición de la hojarasca en los tratamientos se evaluó mediante el método de bolsas de descomposición (Bärlocher, 2005). La hojarasca se recolectó un mes antes del inicio del experimento (marzo), se secó al aire libre por una semana, y muestras de 10 g se colocaron en bolsas de polipropileno negro de 10 cm × 10 cm, con apertura de malla de 1 mm², que permite el acceso al interior de las bolsas a detritívoros invertebrados, pero minimiza las pérdidas por fragmentación (Douce y Crossley, 1982).

En cada bolsa se depositó una composición que refleja la proporción relativa de los componentes estructurales del material original (hojas, ramas, estructura reproductiva y otros componentes de la hojarasca).

Se empleó un total de 300 bolsas durante el periodo de estudio (50 bolsas por tratamiento), las cuales se colocaron sobre el piso y se distribuyeron configurando la parcela, con base en los puntos cardinales; se pusieron 12 bolsas en dirección norte (0°) y en el centro de la parcela, 13 bolsas en las direcciones sureste (135°) y suroeste (225°). Posteriormente, se retiraron al azar cinco bolsas por tratamiento cada 30 días, durante 360 días; estas se secaron durante 48 h a 70 °C en un horno de convección *GCA Corporation* 16EG para obtener el peso seco residual de cada muestra, con una balanza digital *Sartorius* C1. Con base en las diferencias con el peso

inicial se obtuvo el porcentaje de pérdida, de la biomasa equivalente a la descomposición.

Los valores de masa remanente se ajustaron al modelo de regresión exponencial simple (Olson, 1963) de la forma:

$$\frac{X_t}{X_0} = \beta_0 e^{-kt}$$

Donde:

X_t = Masa de hojarasca en el tiempo (g)

X_0 = Masa inicial de hojarasca (g)

β_0 = Valor de la Razón en el tiempo cero

e = Constante de Napier

k = Constante de descomposición

t = Tiempo (días)

También, se obtuvo el tiempo teórico requerido para que se degrade 50 %, 95 % y 99 % de la hojarasca, con base en:

$$t_{0.5} = \ln(1 - 0.50)/k , t_{0.95} = \ln(1 - 0.95)/k \text{ y } t_{0.99} = \ln(1 - 0.99)/k$$

Variables ambientales

La temperatura ambiente (°C) y humedad relativa (%) se obtuvieron (base horaria) en el sitio de estudio, con sensores automatizados tipo HOBO (*HOBO U23 Pro v2, Onset, Bourne, MA*), mientras que la precipitación pluvial (mm) se registró diariamente en un equipo similar (Cuadro 2).

Cuadro 2. Temperatura (°C), humedad relativa (%) y precipitación (mm) registrada durante el periodo de estudio.

Mes	Precipitación (mm)	Temperatura (°C)			Humedad Relativa (%)
		Máx.	Mín.	Media	
Abril 2016	0	20.1	2.3	11.2	40.6
Mayo	8.9	23.4	5.8	14.7	53.4
Junio	82.3	22.3	7.7	14.3	73.8
Julio	193.1	21.0	8.7	13.7	85.7
Agosto	240.4	19.2	9.6	13.4	90.6
Septiembre	137.6	20.0	8.7	13.4	86.9
Octubre	53.6	20.2	5.2	12.0	76.0
Noviembre	24.3	16.5	2.8	8.8	78.7
Diciembre	83.5	16.3	0.6	7.5	69.2
Enero 2017	7.3	15.3	0.3	7.2	55.9
Febrero	16.7	16.7	-0.3	7.8	51.4
Marzo	7.7	19.3	1.0	10.1	50.5
Total	855.4				

Análisis estadísticos

Los datos se sometieron a un análisis estadístico de un diseño experimental con un criterio de clasificación (Ott, 1993). La prueba de comparación de medias se efectuó de acuerdo al procedimiento de *Tukey*, con un nivel de significancia de 0.05 (Ott, 1993). Para evaluar la tasa de descomposición, se calculó y graficó la pérdida de peso de la hojarasca a través del tiempo. Después, se ajustó la curva de pérdida de peso usando regresiones no lineales exponenciales ($Razón_t = \beta_0 e^{-kt}$), y se calculó el coeficiente k de descomposición por tratamiento con base en el modelo mejor ajustado. Asimismo, se realizó un análisis de correlación de *Pearson*, para determinar el grado de asociación entre la degradación de hojarasca en los diferentes tratamientos y algunas variables ambientales. Todos los análisis se efectuaron con el paquete estadístico SPSS[®] (*Statistical Package for Social Sciences*) versión estándar 20.0 para Windows (SPSS, 2012).

Resultados y Discusión

Producción de la hojarasca

La producción mensual de hojarasca (a), hojas (b), estructuras reproductivas (ER: c), ramas (d) y otros componentes (e) se ilustra en la Figura 1. La producción total más alta se presentó en el mes de diciembre en el T2 (130.9 g m^{-2}); mientras que, en el T5 fue la más baja (1.6 g m^{-2}), en marzo. En los seis sitios, las menores producciones se verificaron en marzo y las mayores en diciembre.

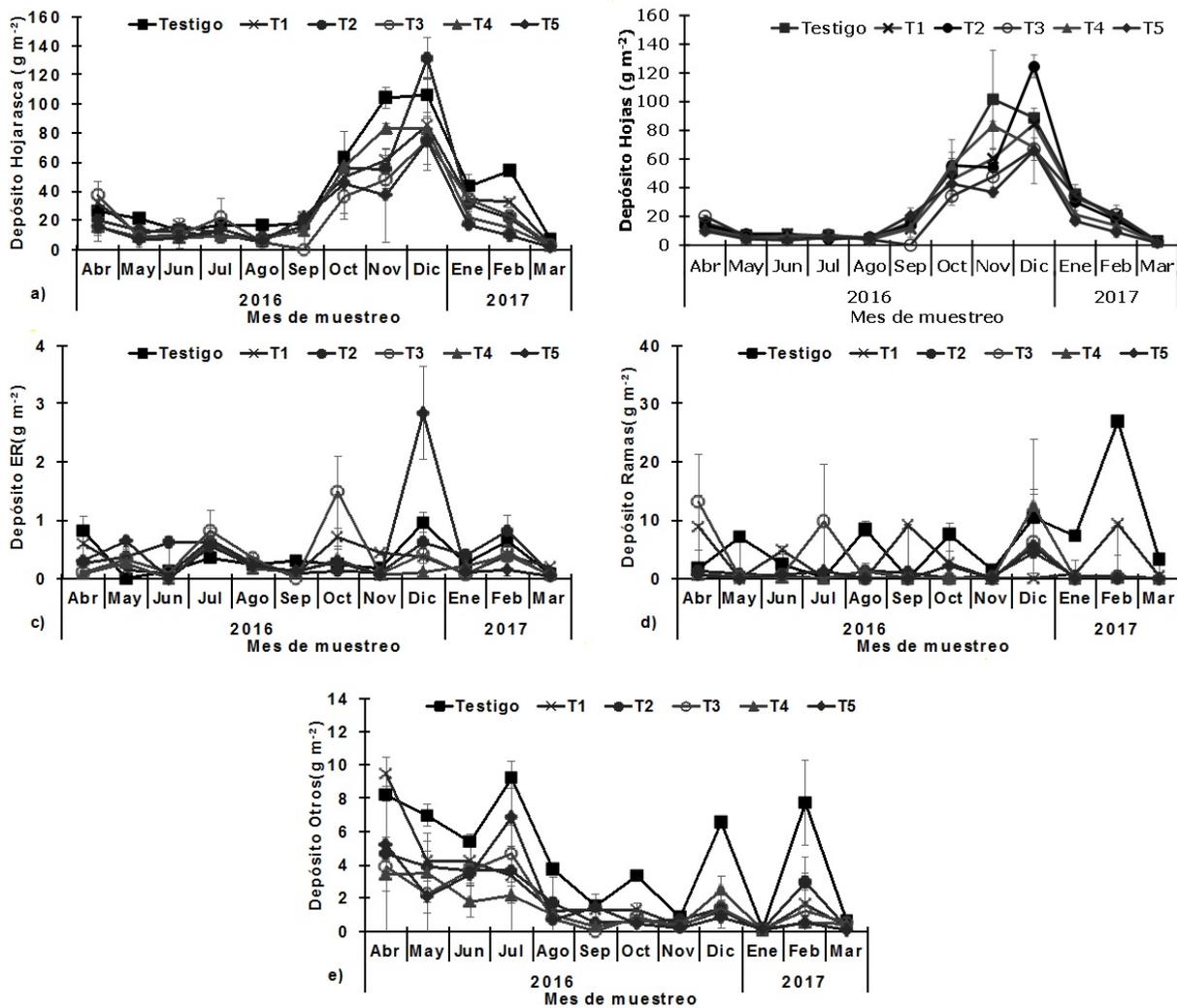


Figura 1. Producción mensual (media \pm error estándar, n=3) de los componentes de la hojarasca para los tratamientos de estudio.

La producción de hojas fue superior en el Testigo con un intervalo de 3.1 (marzo) a 101.7 g m^{-2} (diciembre); y las mínimas se registraron en el T5, con producciones de 1.5 (marzo) a 65.8 (diciembre). El acopio de estructuras reproductivas fue más reducido en marzo (0.03) y mucho más cuantioso (2.84 g m^{-2}) en el T5, en diciembre. La máxima producción de ramas se registró en febrero (27.01) y la mínima en julio (0.10 g m^{-2}), en el Testigo. Para el componente "Otros", la producción mínima (0.07) se obtuvo en marzo en el T4 y la máxima (9.22 g m^{-2}) en octubre, en el Testigo.

Con base en los resultados que se muestran en el Cuadro 3, la producción de hojarasca fue mayor en el Testigo ($4.90 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$), y en T5 ($2.58 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) se presentó la menor caída de hojarasca. Las hojas fueron la principal fuente de hojarasca, con 72.5 % (Testigo) a 89.7 % (T2) de la producción anual, seguidos por las ramas con valores entre 2.7 % (T2) y 15.6 % (Testigo), "Otros" con fluctuaciones de 5 % (T4) y 11 % (Testigo); mientras que, las estructuras reproductivas incorporaron menor cantidad de materia orgánica a la hojarasca, con valores menores de 1 % (T4) a 2.1 % (T5) del total (Figura 2). No hubo diferencias significativas ($P>0.05$) en los componentes hojas, estructura reproductiva y total entre los tratamientos; sin embargo, en el componente ramas y "Otros", sí se detectaron ($P<0.05$).

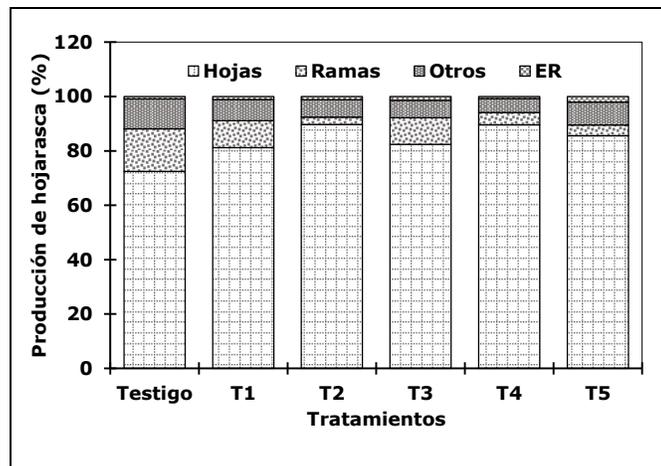


Figura 2. Composición de la hojarasca en porcentajes para los seis tratamientos.

Independientemente de los componentes de la hojarasca total o individual que se registraron en cada tratamiento, los valores corresponden a las producciones observadas previamente en estudios llevados a cabo en *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. & Cham., *Quercus humboldtii* Bonpl., *Quercus potosina* Trel., *Pinus cembroides* Zucc. (Zapata *et al.*, 2007; Pérez-Suárez *et al.*, 2009; Reyes-Carrera *et al.*, 2012), en las que se registraron producciones de 2.43 a $8.30 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$.

Cuadro 3. Depósito ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) anual de los componentes de la hojarasca y estadísticos (valores *F* y *P*) según el análisis de la varianza del diseño experimental con un criterio de clasificación.

Componentes	Tratamientos						Estadístico	
	Testigo	T1	T2	T3	T4	T5	<i>F</i>	<i>P</i>
Hojas	3.55	2.96	3.37	2.50	2.91	2.21	1.60	0.289
Ramas	0.76	0.36	0.10	0.29	0.14	0.10	8.13	0.012
Otros*	0.54	0.28	0.24	0.19	0.16	0.21	7.41	0.018
Estructura Reproductiva	0.04	0.04	0.04	0.04	0.02	0.05	0.41	0.823
Total	4.90	3.65	3.76	3.04	3.25	2.58	2.57	0.141

Otros* = Material no identificado, partes y heces insectos; T1= Aclareo ligero; T2= Moderado; T3= Fuerte; T4= Severo; T5= Porvenir.

El mayor aporte de hojarasca se obtuvo de las hojas en todas las parcelas con más de 70 % del total; resultado que concuerda con lo indicado por Yang *et al.* (2001); Nájera y Hernández (2009) y López-Hernández *et al.* (2013).

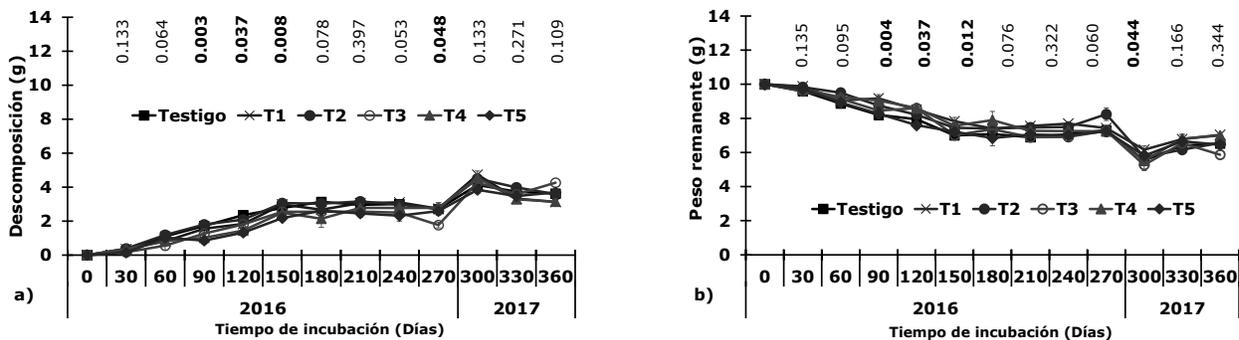
Degradación de la hojarasca

Los resultados de la descomposición de la hojarasca presenta dos fases: una primera al inicio del proceso, en la que la degradación fue más rápida de los 30 a los 150 días, para luego presentar una disminución hasta permanecer estable de los 180 a los 360 días; en esta etapa, se registró una caída pronunciada a los 300 días y después, nuevamente, continuó la tendencia de degradación en todos los tratamientos. Lo anterior es congruente con los citados en la literatura (Xuluc-Tolosa *et al.*, 2003; Goma-Tchimbakala y Bernhard-Reversat, 2006; Villavicencio-Enríquez, 2012).

La pérdida exponencial inicial se debe a la lixiviación de las sustancias más solubles (Bocock *et al.*, 1960), así como a la fragmentación realizada por las poblaciones microbianas que empiezan a consumir las sustancias más fáciles de degradar (Aerts y Chapin, 2000).

Las tasas de descomposición de la segunda fase están influenciadas por el contenido de materiales de difícil degradación, como la hemicelulosa y la lignina (Bernhard-Reversat, 1993). El uso en este estudio hojas recién caídas pudo aumentar significativamente el porcentaje de pérdida inicial, ya que las hojas frescas o tiernas son, en general, más fácilmente lixiviables que las maduras o secas (Bernhard-Reversat, 1972; Chara *et al.*, 2007).

El peso promedio de la descomposición de la hojarasca (Figura 3a) después de 360 días fue de 3.0 g (T1) a 4.2 g (T3), con porcentajes que fluctuaron de 30.2 % (T1) a 42.3 % (T3). En tanto, el peso remanente de la descomposición de hojarasca (Figura 3b) posterior a 360 días fue de 7.0 g (T1). Los resultados muestran que en el aclareo fuerte (T3), la pérdida de peso fue ligeramente mayor; mientras que en el aclareo ligero (T1), el peso remanente al final del experimento fue el más alto.



El valor *P* del análisis de la varianza para detectar diferencias significativas entre tratamientos para cada tiempo de incubación, se denotan en negritas. Testigo (■), T1 (⊗), T2 (●), T3 (○), T4 (▲) y T5 (◆).

Figura 3. Descomposición (a) y peso remanente (b) de la hojarasca por periodo de incubación para los seis tratamientos.

En cuanto a las tasas de descomposición (Cuadro 4), los valores de k ($\text{g g}^{-1} \text{ t}$) fluctuaron de 0.00129 (Testigo) a 0.00141 (T3). Aparentemente, la tasa de descomposición de la hojarasca resultó similar en los seis tratamientos; no se registraron diferencias significativas ($P > 0.05$) en los intervalos de descomposición entre las cinco intensidades de aclareos y el testigo. Sin embargo, fueron bajas, en principio, si se comparan con los valores señalados para ecosistemas templados. Por ejemplo, Rocha-Loredo y Ramírez-Marcial (2009) obtuvieron valores de k entre 1.40 y 1.44, con porcentajes de descomposición de 34 a 52 % para bosques de pino y de pino-encino (*Quercus crassifolia* Bonpl., *Quercus sapotifolia* Liebm. y *Pinus oocarpa* Schiede ex Schltdl.) en Chiapas.

Zhang *et al.* (2008) registraron información de 293 valores de k , correspondientes a 70 estudios y los fijaron entre 0.006 y 4.993; sus valores más bajos fueron para la tundra ártica y los mayores para el bosque tropical lluvioso. Stohlgren (1988), cita valores de k entre 0.18 y 0.62 para bosques mixtos de coníferas en Estados Unidos de América y el tiempo requerido para el decaimiento de 95 % varió de 11 a 27 años. En el presente estudio, el valor registrado fue de 5.8 años (2 129.8 días) a 6.3 años (2 313.3 días), el cual es menor que los de los intervalos documentados.



Cuadro 4. Tasas de descomposición k (día^{-1}) para que se desintegre 50, 95 y 99 % del peso seco, obtenidos mediante $X_t/X_0 = \beta_0 e^{-kt}$, para los seis tratamientos de estudio.

Tratamiento	k ($\text{g g}^{-1} \text{ t}$)	Intervalo de confianza a 95 %		Degradación en días			R^2
		Límite superior	Límite inferior	$t_{.50}$	$t_{.95}$	$t_{.99}$	
Testigo	0.00129	0.00147	0.00112	535.2	2313.3	3556.1	0.783
T1	0.00130	0.00153	0.00107	533.5	2305.9	3544.8	0.676
T2	0.00134	0.00155	0.00114	515.5	2228.2	3425.4	0.739
T3	0.00141	0.00166	0.00115	492.8	2129.9	3274.2	0.677
T4	0.00131	0.00153	0.00109	527.7	2280.8	3506.2	0.710
T5	0.00132	0.00151	0.00114	523.8	2263.9	3480.2	0.782

T1 = Aclareo ligero; T2 = Moderado; T3 = Fuerte; T4 = Severo; T5 = Porvenir;
 $t_{.50}$ = Degradación a 50 %; $t_{.95}$ = Degradación a 95 %; $t_{.99}$ = Degradación a 99 %.

Las diferencias en las constantes, no solo reflejan las existentes en el tipo de hojarasca, sino también la influencia de los factores ambientales que limitan la descomposición. Al respecto, la zona templada se considera geográficamente crítica para la descomposición de la materia, pues unos de los factores limitantes de la degradación son las bajas tasas de temperatura y de precipitación que se presentan durante la época en la que se desarrolló el estudio, y que se correlacionaron de forma significativa y negativa con la degradación ($P < 0.05$) (con promedios de -0.535 y -0.707, respectivamente).

Los resultados son consistentes con los registros de varios investigadores, quienes citan que a escala global, los factores climáticos son de mayor importancia al explicar variaciones en las tasas de degradación (Lavelle *et al.*, 1993; Couteaux *et al.*, 1995; Hättenschwiler, 2005).

Sin embargo, cuando se estudia a una escala local, como es el caso del presente trabajo, los factores climáticos pasan a segundo término y la calidad química del material es el factor más importante, principalmente, en regiones tropicales, donde las altas temperaturas y la humedad son relativamente constantes (Didham y Lawton, 1999; Xuluc-Tolosa *et al.*, 2003; Vasconcelos y Laurance, 2005).

En lo que respecta a la estructura de la vegetación, no hubo efecto significativo sobre la descomposición de la hojarasca. Esto concuerda con lo indicado por Barriga (2000), quien al comparar áreas fragmentadas de bosques húmedos montanos en Colombia, no obtuvo diferencias significativas en la descomposición; el autor concluye que el proceso de descomposición no fue alterado después de los disturbios antropogénicos. En tanto que, Chacón y Dezzeo (2007) determinaron similitud en la descomposición entre bosques con y sin disturbio, por lo que las perturbaciones que habían considerado en su estudio, si afectaron la estructura de los bosques, pero no de manera significativa el proceso de descomposición de la hojarasca.

Conclusiones

Existe variación espacial y temporal en la producción de cada componente de la hojarasca, y el T5 ($2.58 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) el de menor. La dinámica en la producción de hojarasca sigue un patrón determinado por épocas del año y constituye una fracción importante de la biomasa producida, con máximos en los meses de final de año y mínimos al inicio del mismo. La producción total de ramas y otros, es significativamente diferente en los seis tratamientos de estudio, mientras que en hojas, estructuras reproductivas y el total no hay diferencias significativas. Las hojas representan el componente principal. A pesar de observarse diferencias marcadas en el número de individuos por la aplicación de los tratamientos, no hay relación entre la producción de hojarasca y la constante de descomposición (k de Olson). Asimismo, el grado de intervención (intensidad de corta de aclareo) no tiene efecto sobre los patrones de descomposición durante los 360 días de incubación ($P>0.05$), lo cual confirma que la velocidad de descomposición es similar para los cinco tipos de aclareo aplicados.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por proporcionar la beca de posdoctorado al primer autor. Se agradece a Jazmín Guadalupe Rodríguez y a Víctor Manuel Ayala por su participación en los muestreos en campo y actividades de laboratorio.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

Contribución por autor

Juan Manuel López Hernández y José Javier Corral-Rivas: planeación, análisis estadístico de la información, levantamiento de datos en campo y redacción del texto; Humberto González-Rodríguez: análisis de la información y redacción del texto; Tilo Gustavo Domínguez-Gómez: análisis de la información; Marco Vinicio Gómez-Meza: análisis de la información y análisis estadístico; Israel Cantú Silva: análisis de la información.

Referencias

Aber J., D. and J. M. Melillo. 1991. *Terrestrial Ecosystems*, Saunders College Publishing. Philadelphia, PA, USA. 429 p.

Aerts, R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos* 79:439-449.

Aerts, R. and F. S. Chapin. 2000. The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. *Advances in Ecological Research* 30:1-67.

Bärlocher, F. 2005. Leaf mass loss estimated by litter bag technique. *In*: Graça M., A. S., F. Bärlocher, M. O. Gessner (eds.). *Methods to study litter decomposition practical guide*. Springer. Dordrecht, Netherlands. pp. 37-42.

- Barriga A., P. 2000. Comparación de las tasas de descomposición de hojarasca y de los grupos funcionales de microorganismos involucrados, entre áreas continuas y fragmentadas de bosque húmedo montano bajo al occidente de la sabana de Bogotá (Cundinamarca, Colombia). Tesis de maestría. Pontificia Universidad Javeria. Bogotá, Colombia. 145 p.
- Bernhard-Reversat, F. 1972. Decomposition de la litiere de feuilles en foret ombrophile de Basse Cote-d'Ivoire. *Oecologia Plantarum* 97:279-300.
- Bernhard-Reversat, F. 1993. Dynamics of litter and organic matter at the soil-litter interface in fast-growing tree plantations on sandy ferrallitic soils (Congo). *Acta Oecologica* 14: 179-195.
- Bocock K., L., O. J. Gilbert, C. K. Capstick, D. C. Turner, J. S. Ward and M. J. Woodman. 1960. Changes in leaf litter when placed on the surface of soil with contrasting humus types. *European Journal of Soil Science* 11:1-9.
- Chacón, N. and N. Dezzeo. 2007. Litter decomposition in primary forest and adjacent fire-disturbed forests in the Gran Sabana, southern Venezuela. *Biology and Fertility of Soils* 43:815–821.
- Chapin F., S., P. A. Matson and H. A. Monney. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer-Verlag, New York, NY, USA. 423p.
- Chara, J., D. Baird, T. Telfer and L. Giraldo. 2007. A comparative study of leaf breakdown of three native species in a slowly-flowing. *International Review of Hydrobiology* 92(2):183-198.
- Couteaux M., M., P. Bottner and B. Berg. 1995. Litter decomposition, climate and litter quality. *Trends in Ecology & Evolution* 10:63-66.
- Didham R., K. and J. H. Lawton. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragment. *Biotropica* 31(1):17-30.

- Douce G., K. and D. A. Crossley. 1982. The effect of soil fauna on litter mass loss and nutrient dynamics in arctic tundra at Barrow, Alaska. *Ecology* 63:523-537.
- García A., A. y M. S. González. 1998. Pináceas de Durango. Instituto de Ecología, A.C. Comisión Nacional Forestal. Durango, Dgo., México. 187 p.
- Golicher D., J., L. Cayuela, J. R. Alkemade M., M. González-Espinosa and N. Ramírez-Marcial. 2008. Applying climatically associated species pools to the modeling of compositional change in tropical montane forests. *Global Ecology and Biogeography* 17:262-273.
- Goma-Tchimbakala, J. and F. Bernhard-Reversat. 2006. Comparison of litter dynamics in three plantations of an indigenous timber-tree species (*Terminalia superba*) and a natural tropical forest in Mayombe, Congo. *Forest Ecology Management* 229:304-313.
- Hättenschwiler, S. 2005. Effects of Tree Species Diversity on Litter Quality and Decomposition. *In*: Scherer-Lorenzen, M., Ch. Körner and E. D. Schulze (eds.). *Ecological Studies Vol. 176. Forest Diversity and Function: Temperate and Boreal Systems*. Berlín Heidelberg, Germany. pp. 149-164.
- Huizar-Amezcuca, F., J. J. Corral-Rivas, C. A. López-Sánchez, H. L. Ávila-Márquez y M. G. Nava-Miranda. 2016. Remedición y mantenimiento de seis ensayos de aclareos en masas regulares y el establecimiento de tres primeros ensayos de cortas selectivas en masas mixtas e irregulares en los bosques de la UMAFOR 1008. Informe final del proyecto. Instituto de Silvicultura e Industria de la Madera. Durango, Dgo., México. 25 p.
- Hummel F., C., G. M. Locke, J. N. Jeffers and J. M. Christie. 1959. Code of sample plot procedure. Code of sample plot procedure. Her Majesty's Stationary Office. Forestry Commission Bulletin Num. 31. London, UK. 114 p.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 1988. Atlas nacional del medio físico de México. Primera reimpresión. Secretaría de Programación y Presupuesto. México, D.F., México. 224 p.

- Lavelle, P., E. Blanchart, A. Martin, S. Martin and A. Spain. 1993. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: application to soils of the humid tropics. *Biotropica* 25(2):130-150.
- López-Hernández, J. M., H. González-Rodríguez, R. G. Ramírez-Lozano, I. Cantú-Silva, M. V. Gómez-Meza, M. Pando-Moreno y A. E. Estrada-Castillón. 2013. Producción de hojarasca y retorno potencial de nutrientes en tres sitios del estado de Nuevo León, México. *Polibotanica* 35:41-64.
- López-López, M. A., J. Velásquez-Mendoza, A. Velásquez-Martínez, V. González-Romero y V. M. Cetina-Alcalá. 1998. Estado nutrimental de *Abies religiosa* en una área con problemas de contaminación ambiental. *Agrociencia Serie Recursos Naturales Renovables* 1:53-59.
- Nájera L., J. A. y E. Hernández H. 2009. Acumulación de biomasa aérea en un bosque coetáneo de la región de El Salto, Durango. *Ra Ximhai* 5(2):225-230.
- Olson J., S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44(2):322-331.
- Ott, L. 1993. An introduction to statistical methods and data analysis. 2nd ed. Duxbury Press. Boston, MA, USA. 769 p
- Pérez-Suárez, M., J. T. Arredondo-Moreno, E. Huber-Sannwald and J. J. Vargas-Hernández. 2009. Production and quality of senesced and green litterfall in a pine-oak forest in central-northwest Mexico. *Forest Ecology and Management* 258(7):1307-1315.
- Ramírez-Herrera, C., J. J. Vargas-Hernández y J. López-Upton. 2005. Distribución y conservación de las poblaciones naturales de *Pinus greggii*. *Acta Botánica Mexicana* 72:1-16.

- Ramírez-Marcial, N., A. Camacho-Cruz, M. González-Espinosa and F. López-Barrera. 2006. Establishment, survival and growth of tree seedlings under seccessional Montane Oak Forests in Chiapas, Mexico. *In*: Kappelle, M. (ed.). Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forests, Ecological Studies 185. Springer, Berlín, Alemania. pp. 177-189.
- Reyes-Carrera, S. A., J. Méndez-González., J. A. Nájera-Luna y J. Cerano-Paredes. 2012. Producción de hojarasca en un rodal de *Pinus cembroides* Zucc. en Arteaga, Coahuila, México y su relación con las variables climáticas. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 19(1):147-155.
- Rocha-Loredo, A. G. y N. Ramírez-Marcial. 2009. Producción y descomposición de hojarasca en diferentes condiciones sucesionales del bosque de pino-encino en Chiapas, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 84:1-12.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Editorial Limusa, México, D.F., México. 432 p.
- Saavedra-Romero, L., D. Alvarado-Rosales., J. Vargas Hernández y T. Hernández-Tejeda. 2003. Análisis de la precipitación pluvial en bosques de *Abies religiosa* (HBK.) Schlecht. *et Cham.*, en el sur de la ciudad de México. *Agrociencia serie Recursos Naturales Renovables* 1:57-64.
- Statistical Package for the Social Sciences (SPSS). 2012. Data analysis software packages. Version 21 for Windows. SPSS Inc. Chicago, IL USA. n/p.
- Stohlgren T., J. 1988. Litter dynamics in two Sierran mixed conifer forests. I. Litterfall and decomposition rates. *Canadian Journal of Forest Research* 18:1127-1135.
- Vasconcelos H., L. and W. F. Laurance. 2005. Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape. *Oecologia* 144:456-462.

- Villavicencio-Enríquez, L. 2012. Producción, pérdida de peso y tasas de descomposición de hojarasca en cafetales tradicional y rústico, y selva mediana, en Veracruz, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 18(2):159-173.
- Xuluc-Tolosa, F. J., H. F. Vester M., N. Ramírez-Marcial, J. Castellanos-Albores and D. Lawrence. 2003. Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary forest in Campeche, Mexico. *Forest Ecology and Management* 174(1):401-412.
- Yang Y., S., J. S. Xie, Y. X. Chen and Z. M. He. 2001. Amount, composition and seasonal dynamics of litter fall in mixed forest of *Cunninghamia lanceolata* and *Tsoongia dendronodorum*. *Scientia Silvae Sinicae* 37:30-34.
- Zapata D., C. M., J. A. Ramírez, J. D. León P. y M. I. González H. 2007. Producción de hojarasca fina en bosques alto andino de Antioquia, Colombia. *Revista Facultad Nacional de Agronomía-Medellín* 60(1):3771-3784.
- Zhang D., D. Hui, Y. Luo and G. Zhou. 2008. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *Journal of Plant Ecology* 1:85-93.