

TRABAJO CIENTÍFICO

**Pérdida de peso durante la descomposición de hojas
de *Carya illinoensis* (Wangenh.) K. Koch
en plantaciones de diferentes edades**

*Leaves weight loss in plantations of different ages of *Carya illinoensis* (Wangenh.) K. Koch*

Mendoza, C. A.¹; P. Regner²; M. B. Turrión^{2,3}; V. Pando^{2,3} y P. G. Aceñolaza³

Recibido en abril de 2017; aceptado en julio de 2017

RESUMEN

El pecán (*Carya illinoensis*) es una especie arbórea productora de frutos de interés comercial, su crecimiento en los últimos años fue notable en Argentina. Conocer los ciclos de materia orgánica de éste cultivo contribuirá a generar estrategias de manejo productivo eficientes. En este contexto, bajo la hipótesis que las condiciones microclimáticas internas de una plantación son cambiantes a lo largo de su desarrollo y que estos cambios influirían en la velocidad de descomposición de la hojarasca, se planteó como objetivo del presente trabajo estudiar la influencia de la edad de una plantación sobre la tasa de descomposición del desfronde. A lo largo de un año y medio se estudiaron 3 plantaciones de 7, 12 y 16 años de edad. Se determinó que el tiempo para descomponer el 50 % de la materia orgánica varía entre 0,4 y 0,6 años según la edad del bosque y entre 4 y 6 años para descomponer el 99 % de la hojarasca, siendo siempre las tasas menores las que corresponden a bosques de mayor edad. Del análisis del patrón temporal de descomposición, se observa que no hay diferencias significativas entre las edades para las etapas iniciales de la plantación, diferenciándose solo en etapas finales del estudio. Se concluye que las diferencias en las tasas de descomposición de hojas en bosques de distintas edades se asocian a sus diferentes coberturas, siendo la mayor tasa de descomposición en plantación joven que recibe mayor radiación solar a nivel de suelo.

Palabras claves: Descomposición; Hojas; Bosques de nuez pecan.

ABSTRACT

The Pecan (*Carya illinoensis*) is a fruit tree species of commercial interest whose cultivation increased notably in Argentina few years ago. To generate efficient productive management strategies, it is important to study its organic matter and nutrient cycles. In this context and, under the hypothesis that the internal microclimatic conditions of a plantation vary throughout its development and that these changes would influence the decay rate of litter, the present study aimed to determine the influence of plantation age on leaves decay. Along a year and a half, 3 plantations aged 7, 12 and 16 years were studied. It was determined that the time in which 50 % of the organic matter decomposes varies between 0.4 and 0.6 years while 99 % of the litter takes 4 and 6 years to decompose depending on the forest age, corresponding the lower rates to the older plantations. Out of the analysis of the decay temporal pattern, it is observed that though non-significant differences occurred between the ages at the initial stages of decay they do differ at the final stages of the study. It is concluded that the differences in leaf decomposition rates in forests of different ages are associated to their different covers, being the highest rate of decomposition that of the young plantation receiving more solar radiation at soil level.

Key words: Decomposition; Leaves; Pecan tree.

¹ Facultad de Ciencia y Tecnología, Universidad Autónoma de Entre Ríos. Empalme Neid, Villaguay 3240. Entre Ríos, Argentina.

² E.T.S.II.A.A., Campus Palencia. University of Valladolid. Avda. Madrid, 57. Palencia 34071 España.

³ Centro de Investigaciones Científicas y Transferencia de Tecnología a la Producción / Centro Regional de Geomática / Universidad Autónoma de Entre Ríos y Facultad de Ciencias Agropecuarias / Universidad Nacional de Entre Ríos. Materi y España, (3105) Diamante, Entre Ríos, Argentina. E-mail: acenolaza@gmail.com.

1. INTRODUCCIÓN

La descomposición es un proceso biológico por el cual se transforman las sustancias orgánicas en inorgánicas, siendo el aporte de hojarasca y su posterior mineralización un proceso de retroalimentación positiva para la productividad del bosque (Gallardo y Merino, 2007). Como proceso biológico se encuentra regulada por factores del ambiente físico tales como la temperatura, la humedad, la radiación ultravioleta, las características fisicoquímicas del suelo, el ambiente biótico tales como la cantidad y calidad de la hojarasca, las características de las comunidades de invertebrados y microorganismos presentes en el suelo y la cantidad y frecuencia del aporte de hojarasca al suelo entre otras Mungai y Motavalli, 2006; Carrera *et al.*, 2009).

Para algunos autores el patrón general en la pérdida de peso de la hojarasca durante la descomposición comprende dos fases, una inicial en la cual se produce un rápido lavado de compuestos solubles y la descomposición de sustancias lábiles como azúcares, algunos fenoles, almidones y proteínas; y una segunda fase más lenta, en la cual comienza la descomposición de sustancias recalcitrantes tales como celulosa, hemicelulosa, taninos y lignina (Aceñolaza y Gallardo Lancho, 1994; Arellano *et al.*, 2004; Goma-Tchimbakala y Bernhard-Reversat, 2006). Asimismo la tasa de descomposición, visualizada como pérdida de peso seco de hojarasca, está afectada por una serie de variables ambientales relacionadas a la edad del bosque (Aceñolaza y Gallardo, 1994).

Como antecedente de estudios de descomposición de hojas en el área de estudio, se destacan los efectuados para especies nativas (xerófilas) del Espinal Mesopotámico (Mendoza, 2015); sin embargo existen pocos antecedentes específicos para *Carya illinoensis* (Wang.) K. Koch (Mungai y Motavalli, 2006) y ninguno para la región.

El cultivo de *C. illinoensis* se introduce alrededor de la década del cincuenta en el Delta del Paraná (Madero *et al.*, 2007), y posteriormente se comenzó a expandir en diversas regiones del país. Esta especie, originaria de Norteamérica, es cultivada para la obtención de un fruto seco de alto valor comercial, y con un creciente interés regional (Castillo *et al.*, 2013).

El presente trabajo tiene como objetivo analizar la descomposición de hojas de *C. illinoensis* en bosques cultivados de diferentes edades, bajo la hipótesis que, el incremento en la cobertura de la canopia forestal induce cambios a nivel de sotobosque que influyen en la tasa de descomposición. Una mayor cobertura vegetal generaría un microambiente más húmedo a nivel de suelo y con menor radiación solar.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. El estudio se realizó en parcelas comerciales de *C. illinoensis* situados en el departamento de Villaguay, provincia de Entre Ríos, Argentina.

El clima es templado húmedo; las precipitaciones medias anuales son de 1000 mm año⁻¹ (INTA, 2000); las lluvias se distribuyen uniformemente a lo largo del año, pero con incrementos en otoño y primavera. La temperatura media anual es de 16 °C; la media del mes más frío 11°C (Julio) y del mes más cálido 25 °C (Febrero), (Figura 1).

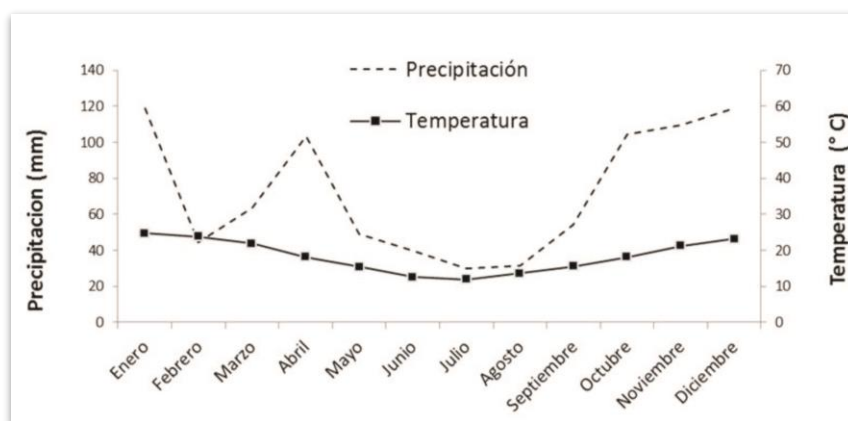


Figura 1. Precipitación y temperatura media mensuales para el departamento de Villaguay
Fuente INTA, 2000

Los suelos son de textura arcillosa, profundos, con escaso drenaje, con concreciones calcáreas a partir de los 60 cm de profundidad y deficitarios en P asimilable. Taxonómicamente los suelos del área de estudio corresponden al orden *Vertisol*, con pH levemente ácido ($6,3 \pm 0,7$) y contenido de materia orgánica de $5,4 \pm 3,0$ %, dependiendo del uso del suelo (INTA, 2000).

La vegetación natural del área de estudio corresponde a la Provincia Fitogeográfica del Espinal, Distrito del Ñandubay (Cabrera, 1994) y los bosques nativos dominados por especies arbóreas tales como *Prosopis nigra*, *Prosopis affinis* y *Acacia caven* tienen un uso silvopastoril (Mendoza et al., 2012; 2014a; 2014b). La implantación de bosques cultivados de *C. illinoensis* en la región, tiene por finalidad la producción de frutos para su comercialización (nuez pecan).

Caracterización de los bosques de *C. illinoensis*. Los bosques estudiados poseen un marco de plantación de 10 x 10 m. Las diferentes edades de los bosques están delimitadas espacialmente y fueron identificados como Bosque 1 (7 años de edad, B_1), Bosque 2 (12 años de edad, B_2) y Bosque 3 (16 años de edad, B_3); las características dasométricas y sus aportes de hojarasca se detallan en el Tabla 1.

Tabla 1. Características dasométricas de los bosques de *C. illinoensis*. D (densidad), AB (área basal), DAP (diámetro a la altura del pecho) h (altura), Cob (cobertura), Ah (aporte de hojarasca).

Bosque	D (árboles ha ⁻¹)	Edad (año)	AB (m ² ha ⁻¹)	DAP (cm)	h (m)	Cob (%)	Ah (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)
B_1	121	7	2,2	14,9	6,2	41	568
B_2	121	12	10,7	31,1	11,5	72	2649
B_3	121	16	13,1	36,3	12,1	98	2569

Metodología de estudio

Se empleó la técnica estandarizada de bolsas de descomposición o “litter bags” (Aceñolaza y Gallardo, 1994; Carranza *et al.*, 2012) que consiste en la colocación de hojarasca de peso conocido en bolsas de descomposición que se retiran a lo largo del tiempo por dos años. A tal fin se dispusieron un total 84 muestras (28 por cada bosque) en dimensiones de 20 x 20 cm² con malla plástica de 1,5 mm de luz con 3,00 g (peso seco) de hojas recolectadas en otoño desde la copa de árboles y sin signos de enfermedades. Posteriormente se dispusieron sobre el suelo bajo la copa de árboles en cada bosque de *C. illinoensis* para simular condiciones naturales de descomposición. Las mismas se fueron retirando progresivamente y al azar (4 bolsas por bosque) con una frecuencia de 6, 27, 67, 137, 308, 373, 468 días desde el inicio del ensayo. En cada fecha de muestreo, se determinó peso seco remanente de las bolsas retiradas de la parcela (Santa Regina *et al.*, 1997 y Palma *et al.*, 2002) limpiando los residuos de hojas con aire, secándolos a una temperatura de 80 °C durante 3 h y pesando la materia seca con balanza electrónica de acuerdo al procedimiento propuesto por Chapman y Pratt (1979).

Ajuste de las curvas de descomposición

Se determinó el índice de descomposición k de acuerdo al modelo modificado de Olson (1963), que se observa en la Ecuación 1:

$$X_t/X_0 = a e^{-kt} \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde: X_t : peso seco del material remanente en un tiempo t (g), X_0 : peso seco inicial (g), a: parámetro de la fracción lábil, k: constante de descomposición (año⁻¹), t: tiempo transcurrido (año).

A partir de la k, se calculó la vida media o tiempo necesario en años para alcanzar una descomposición del 50 % y del 99 % del material de partida ($t_{50\%} = 0,6931/k$ y $t_{99\%} = 6,9077/k$) y la velocidad inicial de pérdida de peso (ak) (Arunachalam y Singh, 2002).

Una vez ajustadas las curvas de descomposición se determinaron los coeficientes “r²” para estudiar la bondad del ajuste.

Análisis de los resultados

Para comparar los valores obtenidos de cada una de estos cuatro parámetros (k, $t_{50\%}$, $t_{99\%}$ y ak) entre los tres bosques, se utilizó un análisis de la varianza de un factor con la formulación habitual $y_{ij} = \mu + \alpha_i + \varepsilon_{ij}$, siendo α_{ij} el efecto del bosque i y ε_{ij} el error aleatorio con $\varepsilon_{ij} \sim N(0, \sigma^2)$. Para la comparación de las medias estimadas en cada bosque se utilizó el test HSD de Tukey con un nivel de significación de 0.05.

Además se ha utilizado un modelo lineal mixto de análisis de la varianza con un factor inter-sujetos (bosque) con cuatro réplicas y un factor intra-sujetos de medidas repetidas (tiempo), con el fin de conocer el efecto de la edad de plantación (tipo de bosque) y el del tiempo transcurrido en la descomposición de las hojas. La formulación matemática del modelo fue la siguiente:

$$Y_{ij;t} = \mu + \alpha_i + \tau_t + \alpha\tau_{it} + \varepsilon_{ij;t}$$

con $i = 1, 2, 3$ para los tres bosques; $j = 1, 2, 3, 4$ para las cuatro muestras dentro de cada bosque, $t = 1, 2, 3, 4, 5, 6$ y 7 para los tiempos de medición, y siendo:

$Y_{ij;t}$ = peso de la muestra j en el bosque i en el tiempo de medición t .

μ = efecto de media general.

α_i = efecto principal del bosque i .

τ_t = efecto principal del tiempo t .

$\alpha\tau_{it}$ = efecto de interacción del bosque i con el tiempo de medición t .

$\varepsilon_{ij;t}$ = error aleatorio para el peso de la muestra j en el bosque i en el tiempo de medición t .

Las hipótesis del modelo fueron:

$$\varepsilon_{ij;t} \sim N(0, \sigma_t^2).$$

$$\text{Cov}(\varepsilon_{ij;t}, \varepsilon_{i'j't'}) = \begin{cases} \rho\sigma_t\sigma_{t'} & \text{si } i = i', j = j', t \neq t' \\ 0 & \text{en cualquier otro caso} \end{cases}$$

La estructura de varianzas del modelo lineal mixto contiene por tanto 6 parámetros de varianza que fueron estimados por el método de máxima verosimilitud restringida (REML). Las comparaciones entre las medias estimadas por el modelo se hicieron utilizando test t individuales con nivel de significación 0,05. La normalidad de los residuales studentizados del modelo se analizó utilizando el test de Kolmogorov-Smirnov, que proporcionó un p -valor mayor que 0,15.

3. RESULTADOS

Pérdidas de peso en bosques de diferentes edades

Comparando las pérdidas de peso de las hojas colocadas en bolsas de descomposición desde el inicio hasta los 67 días, los porcentajes de peso seco residuales oscilaron en torno al 80 %. Los porcentajes de peso remanente en las bolsas de descomposición estuvieron en torno al 50 % a los 137 días del inicio del ensayo y hacia la finalización (468 días) los valores oscilaron entre el 5 y el 13 % (Tabla 2).

Tabla 2. Porcentaje de peso remanente de las hojas en bosques de *C. illinoensis* (B_1, B_2 y B_3) Media \pm (desviación estándar) con $n = 4$.

Tiempo (días)	0	6	27	67	137	308	373	468
B_1	100 (± 0)	100 (± 0)	92 (± 2)	78 (± 7)	49 (± 7)	22 (± 4)	18 (± 2)	5 (± 2)
B_2	100 (± 0)	100 (± 0)	93 (± 2)	80 (± 1)	54 (± 5)	34 (± 7)	21 (± 4)	8 (± 3)
B_3	100 (± 0)	100 (± 0)	93 (± 3)	75 (± 6)	58 (± 2)	41 (± 9)	36 (± 6)	13 (± 3)

Las tasas de descomposición de las hojas evaluadas por el índice k , registraron valores de 1,85; 1,55 y 1,21 año^{-1} en los B_1, B_2 y B_3 (con diferencias significativas entre sí, Tabla 3), indicando una máxima velocidad de descomposición en el B_1 (bosque más joven) y mínima descomposición en el B_3 (bosque de más edad), con valores intermedios en el B_2 (bosque intermedio). El parámetro a alcanzó un valor en torno a 1,0 indicando que el 100 % de la fracción de hojas interviene en la descomposición. Además, sólo mostró diferencias significativas entre B_1 y B_3 , con valores intermedios en B_2 (Tabla 3).

El tiempo que tardaría en descomponerse la mitad de las hojas de *C. illinoensis* expresado como $t_{50\%}$ fue de 0,37; 0,45 y 0,58 años para B_1 , B_2 y B_3 ; respectivamente (con diferencias significativas entre sí) mientras que el tiempo estimado para la descomposición del 99 % sería de 3,7; 4,4 y 5,7 años para B_1 , B_2 y B_3 ; respectivamente (con diferencias significativas entre sí; Tabla 3). Coherentemente con los parámetros $t_{50\%}$ y $t_{99\%}$, las velocidades iniciales en las pérdidas de peso expresadas como ak fueron máximas en B_1 y mínimas en B_3 , con diferencias significativas entre bosques (Tabla 3).

El modelo de regresión ajustado para la estimación de la descomposición de las hojas tuvo coeficientes de determinación r^2 altos que oscilaron entre 0.96 y 0.98, lo cual denotó que el modelo fue apropiado para el análisis de dichos datos (Tabla 3).

Tabla 3. Parámetros de la descomposición en hojas de *C. illinoensis* obtenidos de ajustar los datos a la Ecuación 1. Siendo a parámetro adimensional; $t_{50\%}$ y $t_{99\%}$ (tiempo en años para alcanzar una descomposición del 50% y del 99% respectivamente) y ak (velocidad inicial de pérdida de peso). Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre bosques.

	n	a	k (año ⁻¹)	t _{50%} (año)	t _{99%} (año)	ak (año ⁻¹)	r ²
B_1	4	1,03 (±0,02) a	1,85 (±0,14) a	0,37 (±0,05) c	3,7 (±0,5) c	1,90 (±0,16) a	98,57
B_2	4	1,02 (±0,02) ab	1,55 (±0,15) b	0,45 (±0,05) b	4,4 (±0,5) b	1,58 (±0,16) b	98,22
B_3	4	0,99 (±0,01) b	1,21 (±0,14) c	0,58 (±0,05) a	5,7 (±0,5) a	1,21 (±0,16) c	96,25

Patrones de pérdida de peso entre bosques. Analizando el patrón temporal en la pérdida de peso por descomposición de hojas de *C. illinoensis* (Fig. 2), se observa que la misma registró disminuciones a tasas similares en la mayoría de los puntos analizados, a excepción de los B_1 y B_3 que, durante el último tramo del proceso de descomposición, a partir del invierno del año 2015.

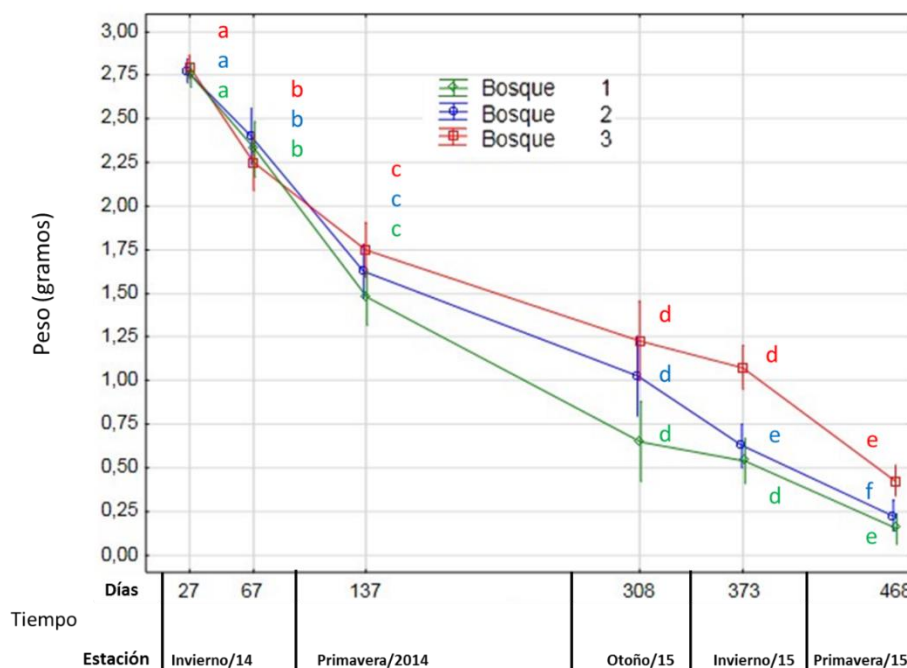


Figura 2. Dinámica de la descomposición de hojas de *C. illinoensis*. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$) en el peso remanente de hojas para diferentes momentos en cada bosque.

4. DISCUSION

Tasas de descomposición en bosques de diferentes edades. El valor medio de la k ($1,5 \text{ año}^{-1}$) hallado para la secuencia de bosques de *C. illinoensis* en Entre Ríos (Argentina) fue menor respecto al $3,2 \text{ año}^{-1}$ hallados por Mungai y Motavalli (2006) para la fracción recalcitrante de la misma especie cultivada en el centro norte de Missouri (EEUU). Estas diferencias observadas en los valores de k para una misma especie cultivada en diferentes regiones geográficas, podrían estar influenciadas por la variable clima ya que, si bien ambos sitios poseen características similares en precipitaciones, la temperatura media anual de Missouri es menor por encontrarse en una situación de mayor continentalidad y con 6 grados de latitud más que el sitio del presente estudio.

Los valores de k hallados para estos bosques de *C. illinoensis* cultivados en un clima templado (Tabla 3) fueron superiores a los valores de referencia que oscilaron entre 0,08 y $0,47 \text{ año}^{-1}$, para especies de regiones templadas propuestos por Melillo *et al.* (1982) y Aerts (1997).

Comparando las tasas de descomposición de *C. illinoensis*, respecto a la descomposición de hojas de especies nativas tales como *Acacia caven* (Molina) Molina, *Prosopis affinis* Spreng., *Prosopis nigra* (Griseb.) Hieron.; típicas de la vegetación del Espinal Mesopotámico (Mendoza, 2015), se observó una mayor descomposición en *C. illinoensis* ($k = 1,5 \text{ año}^{-1}$) del orden del doble respecto al valor medio observado en nativas ($k = 0,8 \text{ año}^{-1}$). Esto mismo, fue probado para otras especies leñosas en bosques de Yungas (Tucumán, Argentina) cuando se comparó la descomposición entre exóticas y nativas (Fernández y Aragón, 2014). Si bien los estudios que compararon la descomposición de hojas de especies exóticas versus nativas parecerían indicar que en general las exóticas se descompondrían más rápido; en ecosistemas mediterráneos de España (Godoy *et al.*, 2010) se concluyó que los factores de mayor incidencia en las tasas de descomposición fueron la composición química referida al contenido de lignina y la relación carbono/nitrógeno. Además, los valores del parámetro “a” obtenido en el ajuste al modelo de Olsen de la descomposición de las hojas de *C. illinoensis* corrobora que el 100 % del material utilizado en el ensayo interviene en el proceso de descomposición, al presentar este parámetro un valor en torno a 1,0.

Las diferencias halladas entre los valores de k en bosques de *C. illinoensis* de diferentes edades (Tabla 3), se atribuyeron a los porcentajes de cobertura de copa observada entre bosques (Tabla 1), siendo el parámetro dasonómico más influyente en las condiciones microclimáticas al interior de cada bosque, modificando la radiación indecente sobre el suelo y en consecuencia la temperatura del suelo bajo copa. Todos estos factores fueron descriptos por Mungai y Motavalli (2006) como variables a considerar en el proceso de descomposición. Consecuentemente, la mayor k de descomposición en B_1 se asoció a una menor cobertura de copa asociada a una mayor radiación solar y una mayor temperatura, posibilitando más actividad biológica de los descomponedores; en contraposición a lo sucedido en el B_3 donde las condiciones de mayor cobertura se relacionaron a una menor actividad biológica.

Los resultados observados sugieren que la cobertura variable entre bosques, con una radiación incidente variable, determinarían distintas temperaturas a escala de micrositio, siendo el factor más influyente en comparación con la humedad edáfica que permanecería más o menos constante debido a que las precipitaciones se distribuyen uniformemente a lo largo del año (Fig. 1). Sin embargo, en contraposición a lo observado para nuestro estudio, (Mungai y Motavalli, 2006) no encontraron diferencias en las pérdidas de peso cuando compararon la descomposición de hojas de *C. illinoensis* bajo la conopia y fuera de la canopia. Aceñolaza y Gallardo (1994) describieron diferencias altamente significativas en los índices de descomposición del bosque maduro de *Alnus acuminata* H.B.K. respecto al bosque joven y senil; siendo mayor la descomposición en hojas de etapas iniciales y finales donde su cobertura fue menor y por consiguiente un mayor ingreso de luz al nivel de suelo; los autores asociaron esta situación a mejores condiciones de temperatura para los descomponedores.

Las diferencias en las velocidades de descomposición asociadas a las diferentes coberturas arbóreas descritas en *C. illinoensis*, también fueron halladas para otras especies exóticas por Kourtev *et al.* (2002), quienes concluyeron que solo algunas especies registraron distintas velocidades en la descomposición cuando la cobertura es variable. Estas variaciones microclimáticas al interior de los bosques, que inciden en los procesos de descomposición de hojas, fueron expuestas por Bahamonde *et al.* (2009).

Patrones en la descomposición de hojas entre bosques. En los tres bosques se observaron máximas velocidades de descomposición hasta los 137 días (Fig. 2); lo cual fue coherente con los análisis de Coleman *et al.* (2004) quienes plantearon que durante los estados iniciales (primeras semanas) la velocidad de descomposición se acelerada debido a la lixiviación de compuestos solubles y al desarrollo de poblaciones microbianas que empiezan a consumir los compuestos que son fácilmente degradables. Esto también se atribuye a que el material utilizado fue solamente hojas, no considerándose las demás fracciones de la hojarasca que contienen más lignina (como la fracción tallos) que suele tener mayor resistencia a la descomposición, como fue estudiado por Ibarra *et al.* (2011).

El patrón de las pérdidas de peso entre bosques no tuvieron diferencias significativas entre los 27 y 67 días de estudio; con porcentajes de hojas remanentes (a los 67 días) que oscilaron entre un 22 y 25 % (diferenciándose significativamente entre B₁ y B₃; Fig. 2); lo cual tuvo similitud con estudios realizados en otras especies exóticas como *Ligustrum lucidum* y *Morus alba* pertenecientes a un bosque serrano de Córdoba, Argentina, que tuvieron pérdidas de peso después de 43 días de entre un 15 % y 30 % (Furey *et al.*, 2014). Se registraron diferencias significativas entre bosques a partir de los 137 días, acentuándose hacia la finalización del estudio las diferencias B₃ (con una menor tasa de descomposición) respecto a los demás (Fig. 2). Las mayores tasas de pérdida de peso seco del bosque joven B₁ implican rápida mineralización y por lo tanto mayores tasas de retorno de nutrientes al suelo en etapas iniciales, que se ralentizan con la edad del monte productivo.

5. CONCLUSIONES

Se concluye que, las diferencias significativas en las tasas de descomposición de hojas en bosques de diferentes edades de *C. illinoensis*, se asocian a las diferentes coberturas arbóreas; conjeturando que las mejores condiciones para la descomposición de hojas en B₁, se relacionaron con mayores temperaturas edáficas superficiales vinculadas a una mayor radiación solar, posibilitando una mayor actividad biológica para los descomponedores.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Aceñolaza, P. G. y J. F. Gallardo. 1994. Pérdida de peso seco en hojarasca de *Alnus acuminata* en la provincia de Tucumán (Argentina). *Bosque* 15:51-54.
- Aerts, R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos* 79:439-449.
- Arellano, R.; Paolini J.; Vásquez L. y E. Mora. 2004. Producción y descomposición de hojarasca en tres agroecosistemas de café en el estado de Trujillo, Venezuela. *Revista Forestal Venezolana* 48:7-14.
- Arunachalam, A. and N. D. Singh. 2002. Leaf litter decomposition of evergreen and deciduous *Dillenia* species in humid tropics of north-east India. *Journal of Tropical Forest Science* 14:105-115.

- Bahamonde, H. A.; Peri P. L.; Martínez Pastur G. y V. Lencinas. 2009. *Variaciones microclimáticas en bosques primarios y bajo uso silvopastoril de Nothofagus antarctica en dos Clases de Sitio en Patagonia Sur*. En Primer congreso silvopastoril, Posadas, Misiones, Argentina mayo de 2009. Actas: 289-296.
- Cabrera, A. L. 1994. *Regiones Fitogeográficas Argentinas*. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería (1). Ed. ACME, Buenos Aires. 505 pp.
- Castillo, I. O.; Sangerman-Jarquín D. M.; Hernández M. F.; Vázquez C. V. and M. A. Gallegos Robles. 2013. Production and marketing of pecan nuts (*Carya illinoensis*) in northern Coahuila, Mexico. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 4: 461-476.
- Carranza, C.; Noé L.; Merlo C.; Ledesma M. y A. Abril. 2012. Effect of forest clearing type on the decomposition of native and introduced pastures in the Arid Chaco, Argentina. *RIA* 38:97-107.
- Carrera, A. L.; Mazzarino M. J.; Bertiller M. B.; Del Valle H. F. and E. M. Carretero. 2009. Plant impacts on nitrogen and carbon cycling in the Monte phytogeographical province, Argentina. *Journal of Arid Environments* 73:192-201.
- Chapman, H. D. y P. F. Pratt. 1979. *Métodos de análisis para suelos, plantas y aguas*. Ed. Trillas. México. 450p.
- Coleman, D. C.; Crossley D. A. and P. F. Hendrix. 2004. *Fundamentals of Soil Ecology*. Second Edition. Elsevier Academic Press. San Diego. 386 p.
- Fernández, R. D. y R. Aragón. 2014. Descomposición de hojarasca de las especies leñosas nativas y exóticas más abundantes del pedemonte de las Yungas, Tucumán, Argentina. *Ecología austral* 24:286-293.
- Furey, C.; P. A. Tecco; N. Perez-Harguindeguy; et al. 2014. The importance of native and exotic plant identity and dominance on decomposition patterns in mountain woodlands of central Argentina. *Acta Oecologica* 54:13-20
- Gallardo, J. F. y A. Merino. 2007. El ciclo del carbono y la dinámica de los sistemas forestales. In: Bravo, F. (Coord.). *El papel de los bosques españoles en la mitigación del cambio climático*. Fundación Gas Natural, Barcelona. 43-64 p.
- Godoy, O.; P. Castro-Díez; R. S. P. Van Logtestijn; et al. 2010. Leaf litter traits of invasive species slow down decomposition compared to Spanish natives: a broad phylogenetic comparison. *Oecologia* 162:781-790.
- 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 and Management* 229:304-313.
- Ibarra, M.; J. Caldentey and A. Promis. 2011. Descomposición de hojarasca en rodales de *Nothofagus pumilio* de la región de Magallanes. *Bosque*, 32(3): 227-233
- INTA. 2000. *Carta de suelos de la República Argentina*. Plan Mapa de Suelos de la Provincia de Entre Ríos. Departamento Villaguay. Convenio INTA-Gobierno de Entre Ríos. 270pp.
- Kourtev, P. S.; J. G. Ehrenfeld and W. Z. Huang. 2002. Enzyme activities during litter decomposition of two exotic and two native plant species in hardwood forests of New Jersey. *Soil Biology Biochemistry* 34:1207-1218.
- Madero E.; E. A. Frusso y E. Casaubon. 2007. *Producción de Pecán en Argentina: Manejo del Cultivo*. ISBN 978-987-05-3647-5. 27 pp.
- Melillo, J. M.; J. A. Aber and J. F. Muratore. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf decomposition. *Ecology* 63: 621-626.
- Mendoza, C.; J. F. Gallardo; P. G. Aceñolaza; M. B. Turrión y V. Pando. 2012. Producción de hojarasca de bosques pertenecientes a una sucesión sucesional del Espinal Mesopotámico (R. Argentina). En: Gallardo J.F. (Coord.), *Aguas, suelos y vegetación en cuencas iberoamericanas*. SiFyQA, Salamanca. 177-196 pp.

- Mendoza, C. A.; M. B. Turrión; P. G. Aceñolaza; J. F. Gallardo y V. Pando. 2014a. Retranslocación de nutrientes en especies dominantes de bosques del Espinal Mesopotámico (Argentina). *Bosque* 35(2):185-193.
- Mendoza, C. A.; M. B. Turrión; P. G. Aceñolaza; J. F. Gallardo y V. Pando. 2014b. Temporal evolution of litterfall and potential bio-element return in a successional forest sequence of the Espinal Ecoregion, Argentina. *Forest Systems* 23(3):411 – 424.
- Mendoza, C. A. 2015. *Distribución y dinámica espacio-temporal del Carbono y nutrientes en un paisaje rural del Espinal Mesopotámico*. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Salta. Facultad de Ciencias Naturales. 250pp.
- Mungai, N. W. and P. P. Motavalli. 2006. Litter quality effects on soil carbon and nitrogen dynamics in temperate alley cropping systems. *Applied Soil Ecology* 31:32-42.
- Olson, J. S. 1963. Energy storage and balance of producers and decomposer in ecological systems. *Ecology* 44:322-33.
- Palma, R. M.; J. Prause; D. Effron; A. M. De La Horra and J. F. Gallardo Lancho. 2002. Litter decomposition and nutrient release in a sub-Tropical forest de Argentina. *Journal of Tropical Forest Science* 14:223-233.
- Santa Regina, I.; M. Rapp; A. Martín and J. F. Gallardo. 1997. Nutrient release dynamics in decomposing leaf to litter in two Mediterranean deciduous oak species. *Annals of Forest Science* 54:747-760.
- SAS Institute Inc. 2005. *SAS User's Guide: Basics*, Version 9.1. Cary, NC, USA.

