

APORTE Y DESCOMPOSICION DE HOJAS Y RE-ABSORCION DE N, P y K EN UN BOSQUE PRIMARIO DE *SCHINOPSIS BALANSAE* ENGLER CON Y SIN MANEJO SILVOPASTORIL EN EL PARQUE CHAQUEÑO HUMEDO

Juan PRAUSE⁽¹⁾; C. FERNÁNDEZ LÓPEZ⁽¹⁾; Stella M. CONTRERAS LEIVA⁽¹⁾ y J.F. GALLARDO LANCHO⁽²⁾

RESUMEN: El objetivo del trabajo fue estudiar: i) el aporte al suelo de la hojarasca proveniente de árboles de *Schinopsis balansae* Engler, ii) la tasa de descomposición de sus hojas en un bosque primario y con manejo silvopastoril y iii) la relación entre la composición de N, P y K en hojas verdes y secas de esta especie forestal en ambos ecosistemas forestales. Se seleccionaron dos sitios, uno en un monte nativo de *S. balansae* Engler sin intervención humana (MN); y el otro sitio, en un bosque similar sujeto a un manejo silvopastoril (SP). Las hojas senescentes se recolectaron mensualmente en canastos y simultáneamente se muestreaban las hojas verdes de cada árbol. Posteriormente se lavaban, secaban a 70 °C y se realizaron los análisis de N, P y K foliares. Se detectó que los diferentes tratamientos no impactaron negativamente en el aporte de hojarasca al suelo. Las constantes de descomposición (k) fueron 0,10 año⁻¹ en MN y 0,12 año⁻¹ en SP, no detectándose diferencias entre los sitios. Se obtuvieron menores concentraciones de N, P, y K en las hojas senescentes con respecto a las hojas verdes, indicando una re-absorción de los mismos. Las mayores concentraciones foliares registradas, siguen el orden P > N > K.

ABSTRACT: The aim of this work was to study: i) the leaf-litter production and decomposition of a forest dominated by *Schinopsis balansae* Engler trees in the Parque Chaqueño Húmedo; and ii) nitrogen, phosphorus, and potassium concentration relationships between fresh and abscised leaves in two forest stands managed differently. The studied sites were located in primary forest (MN) and the other under silvopastoral management (SP) of *S. balansae* Engler. Leaf litter produced was monthly collected in traps and at the same time, samples of green leaves of each trees were taken. The N, P, K foliar analyses were carried out. Different treatments not impacted negatively in the contribution of litterfall to the soil. Constants of decomposition (k) were 0,10 year⁻¹ in MN and 0,12 year⁻¹ in SP. No differences between the sites were detected. Lower concentrations of N, P, and K in senescent leaves with respect to green leaves were registered, indicating a reabsorption of them were obtained. The high foliar concentrations recorded, follow the order P > N > K.

Palabras claves: Aporte, descomposición, hojarasca, bioelementos, *Schinopsis balansae* Engler.

Key words: Contribution, decomposition, leaf litter, bioelements, *Schinopsis balansae* Engler.

INTRODUCCIÓN

El ciclo biogeoquímico de la materia orgánica y de elementos minerales está condicionado por relaciones entre el suelo, la vegetación y el medio ambiente. Todos estos factores juegan un importante rol en el ciclo de los bioelementos y sus interrelaciones; procesos considerados cruciales en el conocimiento de la ecología de los ecosistemas forestales (Sharma and Ambasht, 1987; Prause *et al.*, 2002). En los ecosistemas forestales, la fracción más importante por su cantidad corresponde generalmente a las hojas (alrede

(1) Facultad de Ciencias Agrarias, UNNE. Sgto. Cabral 2131, (3400) Corrientes, Argentina. E-mail: prause@agr.unne.edu.ar

(2) Cátedra de Edafología, Facultad de Ciencias Agrarias, UNNE. Sgto. Cabral 2131 (3400) Corrientes, Argentina.

dor del 70%) (Wild, 1992; Palma *et al.*, 2000). La acumulación de la hojarasca produce una capa orgánica sobre la superficie de la tierra, dando como resultado un suelo con un peculiar microclima, reteniendo temporalmente altas proporciones de nutrientes, que son tomados posteriormente del suelo por los árboles (Gallardo Lancho, 2000). La hojarasca forestal es descompuesta progresivamente, liberando nutrientes que son reutilizados por los árboles durante su crecimiento (Palma *et al.*, 2002; Prause y Fernández López, 2012).

La concentración de nutrientes en las hojas verdes y senescentes es variable, debido a la natural variación de las concentraciones en los tejidos de las plantas, a la evolución de los cambios en los órganos y posteriormente de acuerdo a sus tasas de descomposición (Aerts and Chapin, 2000). Como ejemplo, el ciclo vegetativo de los órganos foliares muestra árboles con diferentes estados de desarrollo, primero un rápido crecimiento (demanda de nutrientes); segundo, madurez (estabilización en su composición); y tercero, senescencia (pérdida de nutrientes). En consecuencia, la mayor pérdida en las concentraciones de nutrientes foliares, ocurre en las hojas senescentes (Palma *et al.*, 1998; Ryan and Bormann, 1982). La disminución de las concentraciones de nutrientes, corresponde parcialmente a la pérdida debido al lavado de las hojas por las lluvias (cationes solubles como K), y parcialmente por la retraslocación por las hojas (limitando los bioelementos como N o P), permitiendo ser reutilizados durante el año siguiente (Gallardo *et al.*, 1999). La reabsorción de nutrientes desde tejidos senescentes es un aspecto importante en la economía de nutrientes de las plantas perennes (Lusk *et al.*, 2003).

Los sistemas silvopastoriles integran en el espacio y tiempo la actividad ganadera y forestal con el fin de aprovechar los beneficios mutuos, minimizar las adversidades ambientales y favorecer el uso sustentable de los recursos naturales involucrados. En la generación de servicios ecológicos, los potreros con alta cobertura arbórea han demostrado resultados significativos en la protección del suelo reduciendo la erosión, como consecuencia del aporte y descomposición de la hojarasca aportado al suelo por los árboles; incrementa el reciclado de nutrientes en una porción más profunda del suelo por medio del sistema radical de los árboles. Esto favorece la conservación de las fuentes de agua, el secuestro de carbono y la conservación de la biodiversidad, en términos de riqueza y abundancia (Ibrahim *et al.*, 2007). Además los SP, juegan un marcado rol en la conservación de la vida silvestre al proveer de hábitats, refugio y alimento a especies de fauna nativa y como corredores biológicos para especies de plantas y animales (Harvey *et al.*, 2005).

La distribución geográfica de las especies de quebracho en el Chaco argentino está relacionada fundamentalmente con las condiciones hidrológicas de la región y la especie conocida como quebracho colorado chaqueño (*Schinopsis balansae* Engler) se encuentra en la Ecorregión del Chaco Húmedo (Parodi, 1964). Es una especie heliófita y no está muy claro si es perenne o semidecídua, porque el tiempo de abscisión de sus hojas es demasiado corto (una o dos semanas) (Barret, 1997; Marino y Pensiero, 2003).

El objetivo de este trabajo fue estudiar: i) El aporte al suelo de la hojarasca proveniente de árboles de *Schinopsis balansae* Engler, ii) La tasa de descomposición de sus hojas en un bosque primario y con manejo silvopastoril y iii) La relación entre la composición de N, P, y K en hojas verdes y secas de esta especie forestal en ambos ecosistemas forestales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Selección de los sitios forestados. El estudio fue realizado en la Estación Experimental Agropecuaria del INTA de Colonia Benítez (27°28'S y 57°60'W; 51 a.s.n.m.) de la provincia del Chaco, Argentina comprendida en la Ecorregión del Chaco Húmedo. La temperatura media anual es de 21,5°C, las precipitaciones promedian los 1.300 mm año⁻¹ y el período libre de heladas es de 354 días por año (Ledesma y Zurita, 1995). Los suelos fueron clasificados como Natrustalf acuico hipertérmico incluidos en la Serie Zorrilla, desarrollados sobre un relieve normal, con una profundidad efectiva de raíces entre 25 y 50 cm. De carácter salino con drenaje imperfecto, quedando el agua en superficie durante cortos períodos de tiempo. Son suelos considerados forestales y una alternativa es la implantación de pastizales o siembra de pasturas para uso ganadero (Ledesma, 1995) (Tabla 1).

Tabla 1: Propiedades del suelo estudiado con *S. balansae* Engler.

Profundidad de horizontes	E	Bt	BC	Ck
Propiedades	0-3 cm	3-24 cm	24-43 cm	43-120 cm
Arena (mg g ⁻¹)	100	60	137	114
Limo (mg g ⁻¹)	744	500	493	476
Arcilla (mg g ⁻¹)	156	440	370	410
Clase textural	Fr-L	ar-L	Fr-ar-L	ar-L
pH (H ₂ O) ^o	6,7	6,2	7,5	7,8
Conductividad (dS m ⁻¹)	1,4	6,9	8,7	9
Cationes Intercambiables				
Ca ²⁺ (cmol kg ⁻¹)	9,3	12,7	32,8	7,2
Mg ²⁺ (cmol kg ⁻¹)	4,3	3,9	6	2,6
K ⁺ (cmol kg ⁻¹)	1,1	0,6	0,5	0,5
Na ⁺ (cmol kg ⁻¹)	1,6	8	>8,0	>8,0
CIC (cmol kg ⁻¹)	16,2	25,2	>43	>18
CO (mg C g ⁻¹)	10,5	11,6	5,3	1,9
P (mg P kg ⁻¹)	71	12	7,4	2,2

pH relación 1:2,5; CO carbono orgánico; CIC: capacidad de intercambio catiónico.

Fuente: EEA - INTA Presidencia Roque Sáenz Peña, Chaco.

Tratamientos forestales. l) Monte nativo sin intervención (MN): Las especies representativas del sitio, además de *S. balansae* son: Quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho blanco* Schl.); algarrobo blanco (*Prosopis alba* L.); algarrobo negro (*P. nigra* L.); Urunday (*Astronium balansae* Engl.); Espina corona (*Gleditsia amorphoides* (Gray.) Taub.); Guayaibí (*Patagonula americana* L.), y Guayacán (*Caesalpinia paraguayensis*). El número de árboles por hectárea considerando un diámetro de altura de pecho (DAP) mayor a 10 cm fue de 283 ejemplares. El sotobosque está representado por especies arbustivas como Garabato (*Acacia praecox*), Molle (*Schinus* sp.), Tala blanca (*Celtis* sp.) y algunas especies de Sachas (*Capparis* sp.) (Schulz, 1957).

II) Manejo silvopastoril del quebracho colorado chaqueño (SP): al efecto se seleccionaron árboles de *S. balansae* Engl., de similar porte y estado sanitario, pero eliminando totalmente el sotobosque para facilitar la implantación y desarrollo de pastizales. Al efecto se eliminaron los árboles enfermos, muertos en pie, deformados, quedando finalmente 223 árboles de *S. balansae* Engl. con un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor 10 cm. De esta forma el crecimiento la implantación de los pastizales se vio favorecido, principalmente los géneros *Cynodon*, *Setaria*, *Panicum* y *Paspalum*; también algunas especies de la familia leguminosas perteneciente a los géneros *Phaseolus*, *Trifolium*, *Vicia* y *Medicago*. Las pasturas fueron utilizadas en pastoreo directo por el ganado vacuno.

Recolección y muestreo de las hojas verdes y secas. Fueron colocadas 7 trampas circulares de 0,57 m de radio equivalente a una superficie de 1 m², de tela plástica con abertura de malla de 0,2 cm suspendidas a 0,50 m sobre el nivel del suelo. Las mismas se instalaron el 21/09/05 al pie de cada árbol seleccionado. Las hojas secas depositadas en cada una de las trampas se recogieron mensualmente y simultáneamente se muestreaban las hojas verdes recogidas de las ramas superiores de los árboles. El material vegetal recogido mensualmente fue lavado con agua destilada, secado en estufa a 70°C y pesado. La determinación de las concentraciones de N foliar fue realizada por el método semi-micro Kjeldahl. El P foliar fue analizado usando una solución nítrica-perclórica de acuerdo con el método de (Murphy-Riley, 1962) y la concentración del K foliar fue determinada en solución por fometría de llama (Page *et al.*, 1982).

Cálculo de la constante de descomposición (k) de las hojas de Quebracho colorado. Para la determinación de la tasa de descomposición de las hojas se empleó la técnica de las bolsitas de descomposición (Wieder and Lang, 1982). Al efecto fueron colocados 50 gramos de las hojas en bolsitas plásticas de 30 x 30 cm y de 2 mm de abertura de malla (Van Wesemael, 1993). El 21/09/05 se colocaron sobre el suelo y al pie de cada árbol 2 bolsitas por árbol, totalizando 14 bolsitas/tratamiento. Durante un año y cada 6 meses al azar una bolsita fue muestreada de cada árbol en los dos sitios, lavada con agua destilada y secada en estufa a 70 °C, determinándose su peso seco. La constante anual de descomposición (k) fue estimada ajustando los datos a un modelo exponencial simple (Olson, 1963), de acuerdo con la ecuación:

$$\ln X_t/X_0 = -k \cdot t$$

donde X_t = peso de las hojas en cada momento de extracción de las muestras; X_0 = masa foliar inicial para un lapso de tiempo (t).

A los efectos de determinar las diferencias significativas entre las muestras (concentración foliar de bioelementos en diferentes períodos y tratamientos forestales) se aplicó un test de diferencias significativas (LSD) utilizando el software INFOSTAT 2011 (Di Rienzo *et al.*, 2011).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Producción de hojarasca. La Tabla 2 muestra los pesos promedios de materia seca (MS) por el aporte de la hojarasca colectada en las trampas, no hallándose diferencias estadísticas entre los tratamientos analizados, siendo similares valores MN ($1,36 \pm 0,02$ Mg MS ha^{-1} año^{-1}) y SP ($1,63 \pm 0,02$ Mg MS ha^{-1} año^{-1}). Valores parecidos fueron reportados por Palma *et al.* (1998) en ecosistemas similares del Parque Chaqueño, para árboles nativos como *Gleditsia amorphoides* ($1,09$ Mg MS ha^{-1} a^{-1}) y *Patagonula americana* ($0,93$ Mg MS ha^{-1} año^{-1}), pero valores más bajos de aportes de hojarascas fueron encontrados por Prause *et al.* (2002) en montes de *Schinopsis balansae* ($0,38$ Mg MS ha^{-1} año^{-1}) en la Ecoregión del Chaco Húmedo, similares a los de MN y SP.

Tabla 2: Pesos promedios de producción de hojarasca de *Schinopsis balansae* Engler y sus constantes de descomposición (k).

Tratamientos forestales	Totales (Mg MS ha^{-1} año^{-1})	k (año^{-1})	Número de repeticiones (n)
Monte Nativo (MN)	1,36 ($\pm 0,02$) a	0,10 ($\pm 0,02$) a	7
Manejo Silvopastoril (SP)	1,63 ($\pm 0,02$) a	0,12 ($\pm 0,02$) a	7

Letras distintas significan diferencias significativas ($P \leq 0,05$) entre tratamientos.

Descomposición de la hojarasca. Después de 12 meses de colocadas las bolsitas de descomposición, con una masa inicial de 50,00 gramos de hojas secas/bolsita, sólo se registraron como masa remanente, 23,96 y 28,50 gramos en las bolsitas de los tratamientos MN y SP, respectivamente.

Los resultados de la constante de descomposición (k) fueron 0,10 para MN y 0,12 para SP (Tabla 2), considerados bajos para ecosistemas forestales sub-tropicales. Valores de k pueden variar de acuerdo a los factores locales, como temperatura, humedad y composición química de las hojas (Gallardo Lancho, 2000); (Prause *et al.*, 2002). La estación seca puede ser determinante para frenar la descomposición de las hojas, como es claramente reportado por Gallardo Lancho (2000) en ecosistemas mediterráneos. Aceñaloza *et al.* (1995), estudiando la influencia de la edad de los árboles en la evolución de la pérdida de masa de la hojarasca de *Alnus acuminata*, concluyeron que la baja tasa de descomposición observada, se explica por los intensos procesos de sequía debidos a la fuerte insolación; en cambio en los ecosistemas forestales en climax, la canopia mantienen la alta humedad ambiente de la hojarasca acelerando su proceso de descomposición, por la intensa actividad microbiológica durante largos períodos de tiempo. Las distintas tasas de mineralización de las hojarascas registradas se atribuye a la diferente cobertura de la canopia arbórea de ambos tratamientos. Esto es esperable en el tratamiento SP que tuvo un impacto positivo sobre los valores de la tasa de descomposición (k), debido a la amplia exposición del sol (escaso sotobosque y baja densidad arbórea), por ello la velocidad de la descomposición de la hojarasca disminuye. La alta movilidad de los nutrientes promovida por el pastoreo de animales (en menor grado el P) tendrá un efecto opuesto (Schlesinger, 2000).

Si la tasa de descomposición es baja (como se observa en este caso) una inmovilización de los nutrientes en el comienzo del aporte de hojarasca puede producir la limitación de la productividad del bosque (Prause *et al.*, 2002). La pérdida de masa inicial se debe fundamentalmente a su lixiviación por agua de lluvia, que produce una rápida pérdida de sustancias solubles y componentes más fácilmente degradables como azúcares, almidones, carbohidratos y proteínas, que a su vez estimula el desarrollo de poblaciones microbianas que empiezan a consumir las sustancias más fáciles de degradar. La principal razón que puede ocasionar la disminución en la velocidad de la descomposición es que las sustancias más fáciles de degradar se agotan y en el sustrato comienzan a predominar materiales más recalcitrantes; como celulosa, grasas, taninos y ligninas con tasas de pérdidas relativamente más bajas Wieder y Lang (1982).

Composición química y potencial de retorno de los bioelementos por las hojas. La Tabla 3 muestra las concentraciones de N, P, y K de las hojas verdes y senescentes en ambos sitios estudiados, no hallándose diferencias significativas en las concentraciones de N y K entre las hojas verdes y senescentes, de ambos tratamientos forestales. Se detectaron diferencias significativas ($p < 0,05$) en la concentración de esos bioelementos cuando se compararon las hojas verdes con las senescentes en cada tratamiento. El contenido de N de las hojas verdes fue $13,8 \text{ mg N g}^{-1}$ en MN y $14,3 \text{ mg N g}^{-1}$ en SP; en las hojas senescentes fue 11,7, en MN y $11,4 \text{ mg N g}^{-1}$ en SP. Los valores hallados en las concentraciones de N en las hojas verdes de ambos tratamientos no arrojaron diferencias significativas, interpretándose que el manejo silvopastoril no aumenta la concentración foliar de N (Fig. 1), probablemente porque las especies forestales tienen diferentes modelos de liberación de nutrientes relacionados con la calidad y estacionalidad del ambiente (Alvarez *et al.*, 2008).

Tabla 3: Concentraciones promedios ($n = 7$) de N, P y K en hojas verdes y senescentes de *Schinopsis balansae* Engler para cada sitio estudiado.

Concentración	N foliar (mg N g ⁻¹)		P foliar (mg P kg ⁻¹)		K foliar (mg K g ⁻¹)	
	Verdes	Senescentes	Verdes	Senescentes	Verdes	Senescentes
Tratamientos forestales						
Monte Nativo (MN)	13,8 Ab (±2,7)	11,7 Aa (±4,3)	100 Ab (±20)	60 Aa (±10)	6,9 Ab (±0,95)	3,0 Aa (±0,99)
Manejo Silvopastoril (SP)	14,3 Ab (±4,0)	11,4 Aa (±3,63)	110 Bb (±10)	70 Ba (±10)	7,1 Ab (±1,2)	3,7 Aa (±1,1)

A-B: Letras distintas significan diferencias significativas entre MN y SP ($P < 0,05$).

a-b: Letras distintas significan diferencias significativas entre hojas verdes y senescentes en cada tratamiento forestal ($P < 0,05$).

Las concentraciones de P en hojas verdes del tratamiento MN fue de 100 mg P kg^{-1} y en el SP de 110 mg P kg^{-1} , con diferencias significativas ($P < 0,05$) entre tratamientos y entre hojas verdes y senescentes en cada uno de ellos (Tabla 3). Esto se atribuiría a la influencia del pastoreo de los animales en el tratamiento silvopastoril, que tendría un posi-

tivo efecto sobre el reciclado del P edáfico, acumulándose en el horizonte superior del suelo (Schlesinger, 2000) (Fig. 2).

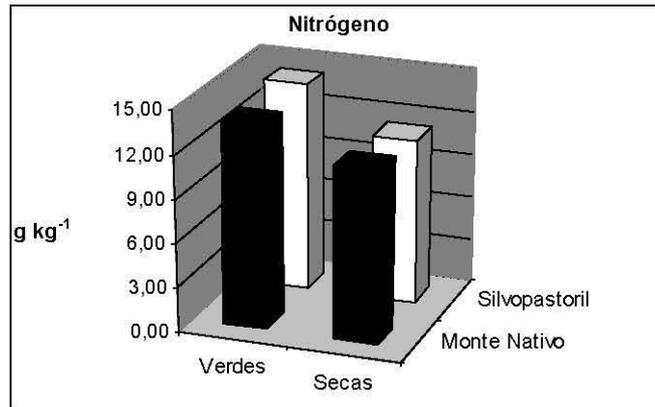


Fig. 1: Concentración de N en hojas verdes y senescentes de *S. balansae* Engler en Monte Nativo (MN) y Silvopastoril (SP).

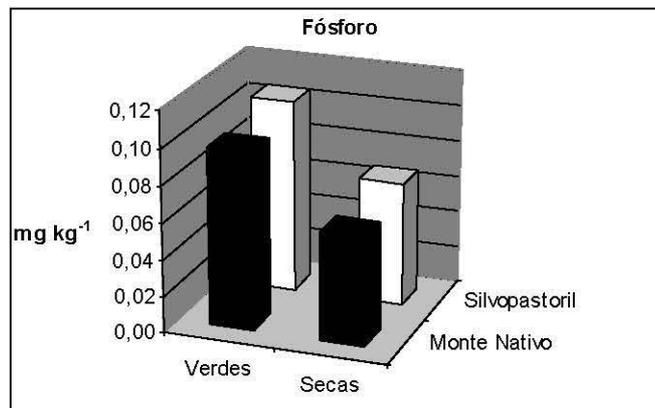


Fig. 2: Concentración de P en hojas verdes y senescentes de *S. balansae* Engler en Monte Nativo (MN) y Silvopastoril (SP).

La Tabla 3 muestra que no se detectaron diferencias significativas en las concentraciones de K foliar entre las hojas verdes y senescentes de ambos tratamientos; pero se detectaron diferencias en valores absolutos entre las hojas verdes del MN= $6,9 \text{ mg Kg}^{-1}$ y las senescentes de $3,0 \text{ mg Kg}^{-1}$, y con manejo SP entre las hojas verdes ($7,1 \text{ mg Kg}^{-1}$ y las senescentes de $3,7 \text{ mg Kg}^{-1}$) (Fig. 3). Esto se atribuye a la alta movilidad del K dentro de los órganos de las plantas y que el K se pierde por lavado de las hojas (Palma *et al.*, 2000).

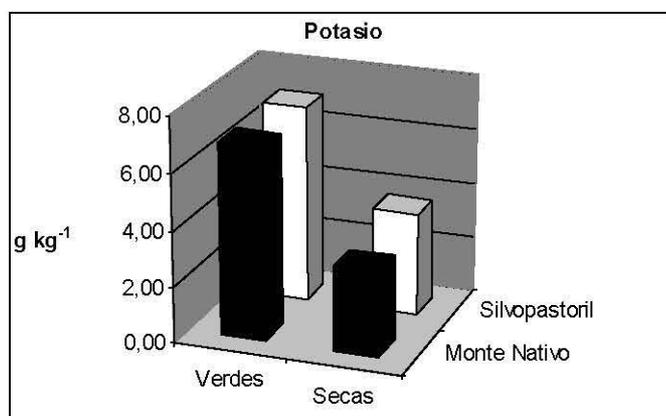


Fig. 3: Concentración de K en hojas verdes y senescentes de *S. balansae* Engler en Monte Nativo (MN) y Silvopastoril (SP).

CONCLUSIONES

Se concluye que: i) los diferentes manejos del monte nativo con *Schinopsis balansae* Engler, no impactan negativamente en el aporte de hojarasca al suelo al no detectarse diferencias entre ambos tratamientos; ii) las constantes de descomposición (k) de la hojarasca de esta especie forestal, fueron similares en ambos tratamientos; iii) se detectaron menores concentraciones de N, P y K en las hojas senescentes que en las hojas verdes, indicando una re-absorción de los mismos, previa a la abscisión de las hojas. Para K existe la posibilidad de la pérdida por pluviolavados de las hojas y las mayores concentraciones foliares siguen el orden $P > N > K$.

AGRADECIMIENTOS

A la Secretaría General de Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional del Nordeste (UNNE), por el financiamiento del Proyecto de Investigación PI A001-2008.

BIBLIOGRAFÍA

- ACEÑOLAZA, P.G. and J.F. GALLARDO LANCHO, 1999. Leaf decomposition and nutrient release in montane forest of Northwestern Argentina. *J. Trop. For. Sci.*, 11: 619-630.
- AERTS, R. and F. CHAPIN. 2000. The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. In a. H. Fitter & D.G. Raffaelli (eds.), *Advances in Ecological Research Academic*, 30: 1-67
- ALVAREZ, E.; M.L. FERNÁNDEZ-MARCOS; V. TORRADO and M.J. FERNÁNDEZ-SANJURJO, 2008. Dynamics of macronutrients during the first stages of litter decomposition from forest species in a temperate area (Galicia, NW Spain). *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 80: 243-256.

- BARRET, W.H., 1997. Antecedentes y situación actual del cultivo del Quebracho Colorado en el Chaco argentino. UNITAN S.A.I.C.A. Buenos Aires, Argentina, 15 p.
- DI RIENZO J.A.; C.W. ROBLEDO; M.G. BALZARINI; F. CASANOVES y L. GONZALEZ TABLADA, 2011. InfoStat versión 2011. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- GALLARDO, J.F.; A. MARTÍN and G. MORENO, 1999. Nutrient efficiency and resorption in *Quercus pyrenaica* oak coppices under different rainfall regimes of the Sierra de Gata mountains (central western Spain). *Ann. For. Sci.*, 56: 321-331.
- GALLARDO LANCHO, J.F., 2000. Biogeochemistry of Mediterranean Forest ecosystems. A study case. In: Bollag J-M and Stotzky G (eds.). *Soil biochemistry*. Marcel Dekker, New York. 10: 423-460.
- HARVEY, C.A.; M. ALPÍZAR; M. CHACÓN and R. Madrigal, 2005. Assessing linkages between Agriculture and Biodiversity in CENTRAL America: Historical Overview and Future Perspectives. Mesoamerican and Caribbean Region, Conservation Science Program. The Nature conservancy (TNC), San José, Costa Rica. 140 p.
- IBRAHIM, M.; C.P. VILLANUEVA y F. CASASOLA, 2007. Sistemas silvopastoriles como una herramienta para el mejoramiento de la productividad y rehabilitación ecológica de paisajes ganaderos en Centro América. *Arch. Latinoam. Prod. Anim.* Vol. 15: 73-87.
- LEDESMA, L.L. y J.J. ZURITA, 1995. Los Suelos de la Provincia del Chaco, Argentina. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)/Gobierno de la Provincia del Chaco. Buenos Aires, Argentina. 164 p.
- LEDESMA, L.L., 1995. Carta de Suelos de la Estación Experimental Agropecuaria de Colonia Benítez, Chaco. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Presidencia Roque Sáenz Peña, Chaco. Argentina. 39 p.
- LUSK, C.H.; F. MATUS; M. MORENO-CHACÓN; A. SALDAÑA and M. JIMÉNEZ-CASTILLO, 2003. Seasonal variation in leaf litter nutrient concentrations of Valdivian rainforest trees. *Gayana Bot.*, 60: 35-39.
- MARINO, G.D. y J.F. PENSIERO, 2003. Heterogeneidad florística y estructural de los bosques de *Schinopsis balansae* (Anacardiaceae) en el sur del Chaco húmedo. *Darwiniana*. 41: 17-28.
- MURPHY, J. and J.P. RILEY, 1962. To modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chem. Act.*, 27: 31-36.
- OLSON, J.S., 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecol.*, 44: 322-331.
- PAGE, A.L.; R.H. MILLER and D.R. KEENEY (Eds.), 1982. *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. 2nd edn. I.S.S.S., Madison, Wisconsin. 1159 p.
- PALMA, R.M.; J. PRAUSE; A.V. FONTANIVE and M.P. JIMÉNEZ, 1998. Litter fall and litter decomposition in a Forest of the Argentine Chaqueño Park. *Forest. Ecol. Manage.*, 106: 205-210.
- PALMA, R.M.; R.L. DEFRIERI; M.F. TORTAROLO; J. PRAUSE and J.F. GALLARDO, 2000. Seasonal changes of bioelements in to litter and to their potential return to green leaves in four species of the Subtropical Argentine Forest. *Ann. Bot.*, 85: 181-186.
- PALMA, R.M.; J. PRAUSE; D. EFFRON and A.M. de la HORRA, 2002. Litter decomposition and nutrient release in a subtropical forest of Argentina. *J. Tropical Forest Sci.*, 14: 223-233.
- PARODI, L.R., 1964. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Editorial ACME S.A.C.I. Buenos Aires, Argentina. Tomo 2: 707-1408.
- PRAUSE, J.; A.P. LIFSCHITZ; H.C. DALURZO and D.E. AGUDO, 2002. Leaf litterfall and decomposition in a Forest of the Argentine Chaco. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, 33: 3653-3661.

- PRAUSE, J.; y C. FERNÁNDEZ LÓPEZ, 2012. Concentración de micronutrientes en hojas de cuatro especies forestales del Parque Chaqueño, Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 60: 1109-1116
- RYAN, D.F. and F.H. BORMANN, 1982. Nutrient resorption in Northern Hardwood Forests. *Bioscience*, 32: 29-32.
- SCHLESINGER, W.H., 2000. *Biogeochemistry. An analysis of the global change*. Editorial Ariel, S.A. Barcelona, Spain. 577 p.
- SHARMA, E. and R.S. AMBASHT, 1987. Litterfall, decomposition and nutrient release in an age sequence of *Alnus nepalensis* plantation stands in the eastern the Himalayas. *J. Ecol.*, 75: 997-1010.
- SCHULZ, A.G., 1957. Reserva Biológica de Colonia Benítez. Catálogo de la Flora de la Selva. Estación Experimental Agropecuaria. Colonia Benítez. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Centro Regional chaqueño. Boletín N° 2. pp.7.
- VAN WESEMAEL, B. 1993. Litter decomposition and nutrient distribution in humus you procace out in some Mediteranean Forest in Southern Tuscany. *For. Ecol. Manage.*, 57: 99-114.
- WIEDER, R.K. and G.E. LANG, 1982. A critique of the analytical methods used in examinig decomposition dates obtained from to litter bags. *Ecol.*, 63: 1636-1642.
- WILD, A., 1992. *Conditions of the ground and development of the plants according to Russell*. Mundi-Prensa, Madrid. 1045 p.

Recibido/Received/: 15-May-2013
Aceptado/Accepted/: 11-Set-2013