

**UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE AGRONOMÍA**

**CUANTIFICACIÓN Y DINÁMICA DEL MANTILLO FORESTAL COMO
APORTE DE CARBONO ORGÁNICO AL SUELO**

por

Sergio Andrés BAIETTO ÁLVAREZ

TESIS presentada como uno de los
requisitos para obtener el título de
Magíster en Ciencias Agrarias opción
Ciencias del Suelo

MONTEVIDEO
URUGUAY
junio 2020

Tesis aprobada por el tribunal integrado por Ing. Agr. (Dr.) Lucía Salvo, Ing. Agr. (Dr.) Mario Pérez Bidegain y Ing. Agr. (Dr.) Juan Pedro Posse, el 12 de junio de 2020. Autor: Ing. Agr. Sergio Andrés Baietto Álvarez. Director: Ing. Agr. (Dr.) Jorge Hernández Legnazzi.

AGRADECIMIENTOS

A mis padres, quienes siempre estuvieron ahí.

A mis abuelos, especialmente para el que ya no está.

A mi esposa, quien me apoyó en la etapa más difícil de este camino.

A los compañeros del Departamento de Suelos y Aguas y del Departamento de Producción Forestal y Tecnología de la Madera de Facultad de Agronomía, quienes siempre estuvieron presentes.

A Jorge Hernández por su disposición, confianza, apoyo incondicional, calidez personal y aportes intelectuales que enriquecieron el trabajo.

A la Facultad de Agronomía por las oportunidades de trabajo y desarrollo profesional que me ha brindado.

A la Agencia Nacional de Investigación e Innovación por el otorgamiento de una beca de apoyo para la realización del posgrado.

A Lumin S.A. por el financiamiento de las actividades y su disposición para que esto fuera posible.

TABLA DE CONTENIDO

	Página
PÁGINA DE APROBACIÓN.....	II
AGRADECIMIENTOS.....	III
RESUMEN.....	VI
SUMMARY.....	VII
1. <u>INTRODUCCIÓN GENERAL</u>	1
1.1. CAÍDA DE HOJARASCA Y FACTORES QUE LA AFECTAN.....	4
1.2. IMPORTANCIA DEL MANTILLO COMO APORTE DE NUTRIENTES	
AL SISTEMA	5
1.3. EL MANTILLO COMO SUMIDERO DE CARBONO	7
1.4. DESCOMPOSICIÓN DEL MANTILLO Y FACTORES QUE LA AFECTAN	9
2. <u>DINÁMICA DE LA PRODUCCIÓN DE HOJARASCA DE <i>EUCALYPTUS GRANDIS</i></u> <u>HILL EX MAIDEN Y <i>PINUS TAEDA</i> L.</u>	13
2.1. INTRODUCCIÓN.....	15
2.2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	16
2.2.1. <u>Características del sitio experimental</u>	16
2.2.2. <u>Estudio de caída de hojarasca</u>	17
2.2.3. <u>Análisis estadísticos</u>	18
2.3. RESULTADOS	19
2.4. DISCUSIÓN	25
2.5. CONCLUSIONES	29
2.6. BIBLIOGRAFÍA.....	29
3. <u>DINÁMICA DE LA DESCOMPOSICIÓN DEL MANTILLO DE <i>EUCALYPTUS GRANDIS</i></u> <u>HILL EX MAIDEN Y <i>PINUS TAEDA</i> L. Y CICLAJE DE CARBONO AL SUELO.</u>	34
3.1. INTRODUCCIÓN.....	36
3.2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	37
3.2.1. <u>Características del sitio experimental</u>	37
3.2.2. <u>Estudio de descomposición</u>	40
3.2.3. <u>Análisis químicos</u>	42
3.2.4. <u>Determinación de $\delta^{13}\text{C}$ en suelo y mantillo</u>	43

3.2.5.	<u>Análisis estadísticos</u>	43
3.3.	RESULTADOS	45
3.3.1.	<u>Caracterización inicial del material</u>	45
3.3.2.	<u>Descomposición del mantillo</u>	47
3.3.3.	<u>Stock de carbono remanente en el mantillo</u>	51
3.3.4.	<u>Stock de carbono en el mantillo acumulado</u>	52
3.3.5.	<u>Cambio en la concentración y stock de C y $\delta^{13}\text{C}$ en el suelo.</u>	53
3.4.	DISCUSIÓN	57
3.5.	CONCLUSIONES.....	61
3.6.	BIBLIOGRAFÍA.....	62
4.	<u>DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES GENERALES</u>	69
5.	<u>BIBLIOGRAFÍA</u>	74

RESUMEN

El sector forestal en Uruguay ha tenido un fuerte crecimiento durante los últimos años, lo que ha determinado un cambio de uso del suelo de pastoril a forestal. La sustitución del tipo de vegetación ha introducido un nuevo componente al sistema, como lo es el mantillo forestal, el cual constituye una de las principales vías de incorporación de carbono al suelo. La necesidad de establecer una aproximación metodológica que permita estudiar la dinámica de formación del mantillo, junto a las hipótesis que sugieren la existencia de variaciones en la estacionalidad de caída de hojarasca (hojas / acículas, ramas y corteza), diferencias en la tasa de descomposición del mantillo entre especies, así como respecto al contenido de carbono, justifican el abordaje del tema. El objetivo general del trabajo fue el de caracterizar y comparar la dinámica del mantillo de dos especies forestales: *Eucalyptus grandis* y *Pinus taeda* de 16 años de edad. Durante 2 años, se realizaron evaluaciones estacionales de la caída de hojarasca y su descomposición en ambas especies. A su vez, se cuantificó la tasa de acumulación y descomposición de biomasa y carbono del mantillo, así como la contribución de carbono proveniente de las especies forestales al suelo, a través de técnicas isotópicas de análisis. La caída de hojarasca (hojas, ramas y corteza) en *E. grandis* mostró diferencias entre estaciones y años, con máximos durante la primavera. En el caso de *P. taeda* (acículas y ramas), los máximos ocurrieron en verano del primer año de evaluación y otoño del segundo. Por otro lado, la caída de hojas y acículas copiaron la estacionalidad de desprendimiento de la hojarasca, constituyendo la mayor proporción de su peso seco total. En relación a la tasa de descomposición del mantillo, los resultados no evidenciaron diferencias entre especies. Adicionalmente, en hojas y acículas se encontró la mayor proporción de biomasa y carbono, no existiendo diferencias en el stock total en *E. grandis* respecto a *P. taeda*. Finalmente, el contenido de carbono y sus fracciones isotópicas en el suelo bajo monte, fueron poco sensibles al aporte por parte del mantillo durante el período de estudio de 2 años. Sin embargo, considerando el aporte realizado desde la instalación de los montes, fue posible mostrar una incorporación significativa de carbono en el suelo bajo ambas especies forestales respecto a la condición inicial de pasturas naturales.

Palabras clave: sistemas forestales, acumulación y descomposición de mantillo, secuestro de carbono

Quantification and dynamics of forest litter as a contribution of organic carbon to the soil

SUMMARY

The forest sector in Uruguay has had a strong growth in recent years, with a change in land use from native pastures to forestry. The substitution of the kind of vegetation has introduced a new component to the system, such as the forest litter, which is one of the main ways to incorporate carbon into the soil. The need to establish a methodological approach that allows studying the dynamics of litter formation together with the hypotheses that suggest the existence of variations in the seasonality of the litterfall (leaves / needles, twigs and bark), differences in the decomposition of the litter between species, as well as of the carbon content, justify the study of this topic. The general objective of the work was to characterize and compare the dynamics of the litter of two species: 16 years old *Eucalyptus grandis* and *Pinus taeda*. During two years, seasonal evaluations of litterfall and its decomposition were carried out in both species. The accumulation and decomposition rate of biomass and carbon of the litter was quantified, as well as the contribution of carbon from the forest species to the soil, through isotopic analysis techniques. The litterfall in *E. grandis* (leaves, twigs and bark) showed differences between seasons and years, with maximums during the spring. In *P. taeda* (needles and twigs), the maximums occurred in the summer of the first year of evaluation and in autumn of the second. On the other hand, the fall of leaves and needles copied the seasonality of the litterfall being the largest proportion of its total dry weight. In relation to the litter decomposition rate, the results did not show differences between species. In addition, the highest proportion of biomass and carbon was found in leaves and needles, with no differences in the total stock in *E. grandis* compared to *P. taeda*. Finally, the carbon content and its isotopic fractions in the soil under forest were not very sensitive to the contribution by the litter during the study period of two years. However, considering the contribution made since the installation of the forests, it was possible to show a significant incorporation of carbon into the soil under both forest species compared to the initial condition of natural pastures.

Keywords: forest systems, litter accumulation and decomposition, carbon sequestration

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

Durante los últimos años, la producción forestal en Uruguay ha experimentado un crecimiento significativo, reflejado en el aumento de la superficie ocupada por plantaciones con especies exóticas, la que, al año 2018 alcanzó las 875.464 hectáreas efectivas (MGAP, 2018). La promulgación de la Ley Forestal N° 15.939 en 1987 (Uruguay. Poder Legislativo. 1988) ha fomentado el establecimiento de plantaciones de *Eucalyptus sp.* y *Pinus sp.*, las cuales, en el año 2018 ocuparon 594.750 y 183.809 hectáreas efectivas respectivamente, siendo *Eucalyptus grandis* y *Pinus taeda* dos de las especies mayormente utilizadas (MGAP, 2018). La génesis de estas plantaciones implica la sustitución de una cobertura de pasturas nativas por la de un sistema forestal, lo cual significa un cambio en el tipo de vegetación del suelo, de gramíneas anuales y perennes de bajo porte utilizadas como forraje para la producción ganadera, a la plantación de especies leñosas perennes para la producción de madera. Este cambio de cobertura supone una modificación en la zona de acumulación de biomasa en el suelo, ya que, en coberturas de pasturas, ocurre mayoritariamente a través de los restos de raíces dentro de los primeros centímetros del suelo, mientras que, en bosques, se da mediante la hojarasca (hojas/acículas, ramas y corteza) depositada sobre el mismo (Foth, 1990). Ésta última situación, determina la conformación de una capa de mantillo, la cual resulta de relevancia para el sistema suelo – planta, por su efecto en la dinámica del carbono y los nutrientes de importancia para las plantas, además de su incidencia en otras propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo (Brady y Weil, 2016).

El mantillo es la capa que se forma mediante la deposición y acumulación de material vegetal sobre el suelo mineral (Thompson y Troeh, 2013), cuya formación es resultado del balance entre la tasa de caída de hojarasca y su velocidad de descomposición (Goma-Tchimbakala y Bernhard-Reversat, 2006). Esta capa conforma un horizonte orgánico O, el cual se define como un horizonte cuyo contenido de materia orgánica es mayor o igual a 35 % (Huang et al., 2009).

La formación del mantillo depende de la tasa de descomposición del material vegetal depositado (Thompson y Troeh, 2013) y ésta, a su vez, obedece a la composición química (Cuevas y Medina 1988, Swift et al. 1979), características físicas (Canhoto y Graça, 1999) y degradación previa de los restos que lo conforman (Berg, 2000). Adicionalmente, la velocidad

con la que el mantillo se descompone, puede estar influida por la especie que le dio origen (Farfan y Urrego 2007, Thaiutsa y Granger 1979) y por las condiciones climáticas particulares del sitio (Prescott 2005, Berg 2000). Por otro lado, la caída de hojarasca es una de las variables de las que también depende la formación del mantillo (Goma-Tchimbakala y Bernhard-Reversat, 2006), la que obedece a la especie considerada y a las condiciones ambientales del sitio (Hernández et al. 2014, Pook et al. 1997, Kouki y Hokkanen 1992).

El mantillo constituye un sumidero de carbono de importancia (Aerts, 1997), siendo una de las principales vías de su ingreso al suelo en los sistemas forestales (Wang et al. 2013, Jha 2010), con un efecto fundamental no solo en los primeros centímetros, sino también a mayores profundidades a través de sus productos de descomposición (Hernández et al., 2016). Sin embargo, el mantillo no sólo tiene incidencia sobre la dinámica del carbono, sino que también lo hace sobre el reciclaje de nutrientes (Baker y Attiwill, 1985), lo que puede tener un impacto positivo en la fertilidad de suelo en sistemas forestales (Ericsson, 1994). Esto es de importancia en situaciones productivas como las de Uruguay, en las que las plantaciones forestales han sido destinadas a zonas con predominancia de suelos de baja fertilidad, marginales para cultivos agrícolas.

Estudios locales han cuantificado el carbono alojado en la biomasa aérea del bosque (Hernández et al., 2014), así como en el suelo (Hernández et al., 2016). Sin embargo, son escasos los estudios realizados sobre el carbono en el mantillo forestal de especies de los géneros *Eucalyptus* y *Pinus* (Hernández et al. 2014, 2009). En estos trabajos se ha tenido una primera aproximación a la cuantificación del stock de carbono alojado en el mantillo, aunque con escasa información acerca de los procesos dinámicos que gobiernan el sistema, en cuanto a pérdidas y ganancia de carbono en el sub-sistema mantillo-suelo (del Pino et al. 2010, Hernández et al. 2009). Por otro lado, los trabajos relacionados suelen estar centrados en la caracterización de la producción de la hojarasca y la descomposición del mantillo de forma independiente, no teniendo un enfoque integral sobre su dinámica de formación (del Pino et al. 2010, Hernández et al. 2009, Ribeiro et al., 2002, Piatek y Allen, 2001). En relación a esto, el presente trabajo busca establecer una aproximación metodológica que permita estudiar la dinámica de formación del mantillo, lo que, junto a la necesidad de confirmar si las especies forestales difieren respecto a su dinámica de caída de hojarasca, así como en la tasa de

descomposición del mantillo, lo cual repercute en el tiempo medio de residencia del C, así como su incorporación al suelo, justifica el abordaje del tema a través de este estudio. La información obtenida es esencial a los efectos de la cuantificación del secuestro de carbono realizado en las plantaciones forestales en dicho compartimento, además de su contribución al stock de carbono orgánico del suelo (COS), a través de compuestos orgánicos producto de su descomposición. Esto resulta de importancia desde el punto de vista de los inventarios de carbono para estas especies en las condiciones de clima templado como las de Uruguay. Las hipótesis del estudio fueron las siguientes: (i) la estacionalidad de caída de hojarasca de *Euclayptus grandis* difiere a la de *Pinus taeda*; (ii) la producción de mantillo está relacionada con los factores climáticos del sitio; (iii) la tasa de descomposición del mantillo es mayor en *E. grandis* respecto a la que ocurre en *P. taeda*; (iv) existen diferencias en el stock de C alojado en el mantillo en *E. grandis* respecto a *P. taeda* y; (v) el componente forestal realiza un aporte relevante de C orgánico al suelo que difiere entre especies. El objetivo general del trabajo fue caracterizar y comparar la dinámica del mantillo forestal de *P. taeda* y *E. grandis*, dos especies usualmente utilizadas con fines comerciales, en un sitio forestal característico de una de las zonas de producción del país. Los objetivos específicos fueron: (i) cuantificar y comparar la caída estacional y anual de hojarasca y sus fracciones entre dos especies forestales de importancia comercial; (ii) determinar la existencia de relaciones entre la caída de hojarasca y variables climáticas; (iii) cuantificar y comparar entre dichas especies la tasa de descomposición del mantillo; (iv) determinar la composición química de los materiales que dan origen al mantillo forestal y; (v) cuantificar y comparar el stock de carbono acumulado en el mantillo de ambas especies y su contribución al COS vía descomposición de dicho mantillo.

Se presentarán dos artículos, cuyos formatos cumplen con los requisitos para ser publicados en la revista "Agrociencia Uruguay". El primero de ellos se centra en la caracterización de la estacionalidad de la caída de hojarasca y sus fracciones en las especies bajo estudio, con énfasis en la discusión del efecto de los factores ambientales sobre dicha variable. En el segundo, se desarrolla la cuantificación y comparación de la tasa de descomposición del mantillo en ambas especies, además del stock y tipo de carbono alojado en el mantillo, así como su contribución al stock de COS. Dichos aspectos serán desarrollados en mayor detalle en los artículos correspondientes.

A continuación, se desarrolla una breve revisión de literatura, la cual se presenta agrupada en cuatro grandes ejes temáticos. El primero de ellos refiere a la dinámica de caída de hojarasca y los factores que la afectan; el segundo al stock y dinámica de los nutrientes en el mantillo forestal en relación a las cinéticas de liberación de los mismos; el tercero respecto al stock, composición isotópica y dinámica del carbono durante el proceso de descomposición y; un cuarto capítulo en el que se exponen las bases vinculadas a la descomposición del mantillo y los factores que la afectan.

1.1. CAÍDA DE HOJARASCA Y FACTORES QUE LA AFECTAN

La tasa de caída de hojarasca constituye uno de los factores que determinan la formación del mantillo forestal (Goma-Tchimbakala y Bernhard-Reversat, 2006). La caída, acumulación y descomposición de material vegetal en una plantación forestal es la vía principal para el reciclaje de nutrientes (Bubb et al., 1998) y la incorporación de carbono al suelo (Momolli et al., 2019).

El desprendimiento de la hojarasca en coníferas y latifoliadas suele tener un claro patrón estacional (Demessie et al. 2011, Bubb et al. 1998), el cual puede variar considerablemente según las características de la plantación y de las condiciones ambientales (Erkan et al., 2018). Las variables que se reportan como reguladoras de la caída de hojarasca son: la temperatura (Momolli et al. 2019, Piovesan et al. 2012, Kouki y Hokkanen 1992), la evapotranspiración (Momolli et al., 2019), así como el estrés hídrico (Schlatter et al., 2006). Características de la plantación como el área basal, el volumen, la biomasa aérea, el incremento medio anual y el índice de sitio, también tienen influencia (Erkan et al., 2018).

En *Eucalyptus sp.*, se reportan comportamientos de caída de hojarasca caracterizados por la ocurrencia de máximos durante verano y/o primavera (Pook et al. 1997, Abelho y Graça 1996) y mínimos en otoño e invierno (Vargas et al. 2019, Schlatter et al. 2006). Esto se relaciona principalmente al incremento de la temperatura y a la ocurrencia de períodos secos (Pook et al. 1997, Abelho y Graça 1996). En *Pinus sp.* la caída de material suele ser máxima durante el verano, estando asociada a la ocurrencia de períodos de déficit hídrico y altas temperaturas (Raison et al. 1992, Cromer et al. 1984). Resultados obtenidos a nivel local en *E. grandis*, determinan una mayor caída en primavera y verano aunque con ciertas variaciones

anuales y, en el caso de *P. taeda*, muestran una clara concentración del desprendimiento de hojarasca durante el verano (Hernández et al., 2014).

Las fracciones de la hojarasca caída contribuyen de manera diferente a la cantidad de biomasa que se deposita sobre el suelo, en la cual, la fracción hojas en *Eucalyptus sp.* suele ser la más representativa (Vargas et al. 2019, Hernández et al. 2014). En el caso de *Pinus sp.*, las acículas usualmente son el principal componente del total de la hojarasca desprendida (Cromer et al. 1984, Baker 1983). Por otro lado, en términos de peso seco de hojarasca depositada por unidad de superficie, plantaciones en rotaciones de entre 22 y 30 años de *Eucalyptus sp.* han exhibido mayor producción anual de hojarasca que las de especies coníferas (Demessie et al., 2011).

1.2. IMPORTANCIA DEL MANTILLO COMO APORTE DE NUTRIENTES AL SISTEMA

El mantillo juega un rol fundamental en el reciclaje de nutrientes al suelo (Momolli et al. 2019, Schlatter et al. 2006, Ribeiro et al. 2002). El reciclaje de nutrientes a partir del mantillo puede resultar de especial relevancia en plantaciones comerciales ya que, en éstas, la demanda de nutrientes en general es alta, siendo particularmente elevada en plantaciones en altas densidades de *Eucalyptus sp.* con destino celulósico (Hernández et al., 2009) así como, en rotaciones cortas con retiros de la totalidad de la biomasa aérea durante la cosecha y replantación inmediata (Ericsson, 1994). Sin embargo, esta condición puede variar en función del método de cosecha, manejo de residuos, especie, densidad, tipo de sistema productivo, fertilidad del suelo, entre otros (Hernández et al., 2009).

Los nutrientes alojados en el mantillo se vuelven disponibles luego de su liberación a la solución del suelo mediante la descomposición y mineralización de las sustancias orgánicas por parte de los microorganismos saprofitos (Schlatter et al. 2006, Raulund-Rasmussen y Vejre 1995). Sin embargo, la disponibilidad cuantitativa y temporal de dichos nutrientes dependerá de si son liberados directamente al suelo o si ocurren procesos de inmovilización (Goya et al., 2008). Estos factores, sumados a otros, como por ejemplo, la incorporación continua de material a través de la hojarasca, exudación radicular, actividad microbiana, pérdidas por lixiviación, erosión y volatilización, determinan la complejidad de la dinámica de los nutrientes en los sistemas forestales (Gosz et al., 1976).

La descomposición del mantillo constituye un proceso complejo con marcadas diferencias en las tasas de liberación de nutrientes (Goya et al., 2008). Normalmente, la liberación de K a partir del mantillo de *Pinus sp.* y *Eucalyptus sp.* se da de forma rápida (del Pino et al. 2010, Hernández et al. 2009, Mubarak et al. 2008) debido a que este elemento no forma estructuras orgánicas en los tejidos vegetales (Marschner, 2011). La pérdida del Na alojado en el mantillo es similar a la que ocurre en el caso del K (Bubb et al. 1998, Maheswaran y Attiwill 1987), fundamentalmente debido a la lixiviación de sales de Na (Staaf, 1980). Para el Ca, la gran mayoría de este nutriente se encuentra alojado en las paredes celulares de los vegetales y sólo una proporción menor está presente como sales solubles o iones (Marschner, 2011), características que explican los aumentos de la concentración en el mantillo y liberación lenta del nutriente evidenciados durante ciertos períodos en *Eucalyptus sp.* y *Pinus sp.* (del Pino et al. 2010, Hernández et al. 2009) estando relativamente asociada con la pérdida de biomasa del mantillo forestal (Goya et al. 2008, Laskowski et al. 1995). La pérdida de Ca del mantillo se relaciona fundamentalmente con la descomposición de las paredes celulares, así como, en menor medida, con la lixiviación directa del nutriente o el intercambio iónico de Ca^{2+} , solubilización de sales o formación de quelatos (Staaf, 1980). Por otro lado, la liberación de Mg desde el mantillo suele estar asociada a la pérdida de biomasa de los restos que lo conforman (Hernández et al. 2009, Goya et al. 2008, O'Connell y Grove 1996, Laskowski et al. 1995).

El N y el P son nutrientes fuertemente demandados por los microorganismos, lo que trae como consecuencia que únicamente una proporción relativamente pequeña de la cantidad total sea ciclada anualmente, aumentando la concentración de estos nutrientes en los residuos (Gosz et al., 1976). En esta línea, se han reportado aumentos de la concentración de P en el mantillo de *Eucalyptus sp.* (Hernández et al. 2009, Goya et al. 2008, Baker y Attiwill 1985), usualmente durante las primeras etapas del proceso de descomposición (Guo y Sims, 1999), relacionado a la inmovilización neta de dicho nutriente (Berg y McLaugherty, 1989). Una situación similar se registra en *Pinus sp.* en las que se observan procesos de concentración de P en el mantillo con la descomposición (Li et al. 2007, Piatek y Allen 2001, Baker y Attiwill 1985). Los procesos de inmovilización y mineralización de P dependen de la relación C:P de los restos, cuando ésta es inferior a 200 ocurre mineralización neta, en cambio, a valores superiores a 300:1 se da inmovilización neta de dicho nutriente (Stevenson, 1994). En el caso del N, la inmovilización de este nutriente es usualmente reportada para distintas especies de

Eucalyptus y *Pinus* (Hernández et al. 2009, Piatek y Allen 2001, Guo y Sims 1999, Bubb et al. 1998). La retención o liberación de nitrógeno a partir del mantillo forestal depende de su relación C:N (Goya et al., 2008), cuando dicha relación es menor a 25 se fomenta la mineralización neta de nitrógeno, mientras que si es mayor que dicho valor, se provocará un efecto neto de inmovilización (Trinsoutrot et al., 2000).

En términos generales, durante la descomposición del mantillo de latifoliadas y coníferas, se producen aumentos de la concentración de Cu, Fe, Mn y Zn, siendo sensiblemente mayor el enriquecimiento en metales en el caso de angiospermas que en gimnospermas, a excepción del Mn (Pourhassan et al., 2016). Para *Eucalyptus microtheca*, salvo en el caso del Cu, se reportan aumentos de la concentración de Fe, Zn y Mn en el mantillo en descomposición (Mubarak et al., 2008). En *Pinus banksiana* ocurre algo similar, dándose incrementos en la concentración de Fe, Zn y Cu en el mantillo en descomposición y liberación neta de Mn (Bockheim et al., 1991). Estos aumentos en la concentración durante la descomposición están probablemente relacionados a la captura de metales desde el entorno (Pourhassan et al., 2016) principalmente a través de su adsorción desde el suelo (Breteler et al., 1981).

1.3. EL MANTILLO COMO SUMIDERO DE CARBONO

Las plantaciones de especies de rápido crecimiento son consideradas sumideros de carbono altamente eficientes (Laclau, 2003). En los sistemas forestales, el mantillo constituye una de las principales vías de ingreso de carbono al suelo (Wang et al., 2013). A su vez, alrededor del 5 % del carbono total alojado en los sistemas forestales se encuentra en el mantillo (Pan et al., 2011), información que puede ser utilizada para la confección de inventarios nacionales de carbono (Erkan et al., 2018). En este sentido, se han reportado cantidades de carbono alojado en el mantillo de *Pinus ponderosa* y *Austrocedrus chilensis* en la Patagonia de entre 6,6 y 8,5 Mg ha⁻¹, lo que representa alrededor de 5 % del total de carbono secuestrado respectivamente en el sistema suelo - planta (Laclau, 2003). A nivel local, se ha registrado un contenido de carbono total presente en el mantillo de *Eucalyptus dunnii* de 9 años de edad de 8,4 Mg ha⁻¹, lo que representó aproximadamente un 17 % del total del carbono total secuestrado en el conjunto de la biomasa aérea-mantillo (Hernández et al., 2009). Por otro lado, a medida que avanza la descomposición, la cantidad de carbono remanente en el mantillo de *Pinus sp.*

y *Eucalyptus sp.* suele disminuir progresivamente (Chen et al. 2019, Sun et al. 2019, Kim et al. 2010) siguiendo la pérdida de biomasa (Chae et al. 2019, Sun et al. 2019).

Por otro lado, los estudios de carbono han incorporado el uso de técnicas isotópicas de análisis, a través de las cuales se han estudiado las relaciones $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ del mantillo y sus fracciones, así como las del suelo mineral inmediatamente debajo. La composición isotópica de carbono alojado en el mantillo ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) es variable. En el caso de *Eucalyptus sp.* se reporta un valor medio de $\delta^{13}\text{C}$ de $-30,0\text{‰}$ y en *Pinus sp.* de $-29,7\text{‰}$ (Trouve et al., 1994), niveles que resultan similares a los registrados a nivel local en *E. grandis* y *P. taeda* (Hernández et al., 2014). A su vez, en el caso particular de *E. grandis*, se evidenciaron diferencias entre las fracciones que componen el mantillo, alcanzando un valor de $-30,0\text{‰}$ en hojas y corteza, y de $-27,5\text{‰}$ en ramas, no existiendo diferencias para el mantillo de *P. taeda* (Hernández et al., 2014). En otro orden, la relación isotópica del suelo en sus primeros centímetros bajo plantaciones de *Eucalyptus sp.* y *Pinus sp.* tiende a igualarse a la presente en el mantillo (Trouve et al., 1994), esto se debe a que la proporción de $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ de la materia orgánica del suelo formado debajo de determinada vegetación, es aproximadamente igual a la relación isotópica de carbono presente en los materiales vegetales de la que deriva (Jones y Donnelly 2004, Balesdent y Mariotti 1996, Balesdent et al. 1987). Sin embargo, durante el proceso de descomposición del mantillo, se han reportado enriquecimientos en ^{13}C en el mismo (Gautam et al. 2016, Xu et al. 2011), fenómeno posiblemente relacionado a la discriminación isotópica en contra del ^{13}C durante la degradación microbiana (Fernandez y Cadisch, 2003).

El uso de la composición isotópica de carbono permite estimar la contribución de dicho elemento al suelo realizada por una cobertura vegetal determinada, siendo especialmente útil para detectar cambios de la distribución de la vegetación de pasturas naturales y bosques (Hernández et al. 2016, Trouve et al. 1994, Balesdent et al. 1987). El principio se basa en el proceso de absorción fotosintética de carbono por parte de los vegetales, los que realizan una discriminación prefiriendo el ^{12}C al ^{13}C , la cual varía según el metabolismo fotosintético (C3 y C4) (Balesdent et al., 1987). Esto resulta en diferencias en la relación $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, que expresada como $\delta^{13}\text{C}$ (valores en términos relativos a una muestra standard de referencia) es de -27‰ para especies de tipo C3 y de -12‰ para especies C4 (Balesdent et al., 1987). Los valores más negativos de $\delta^{13}\text{C}$ indican empobrecimiento de la especie en ^{13}C . A su vez, esta

discriminación se refleja en la proporción de $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ de la materia orgánica del suelo debajo una vegetación determinada, siendo aproximadamente igual a la relación presente en los materiales vegetales de la que deriva (Jones y Donnelly 2004, Balesdent et al. 1987). En este sentido, considerando que las praderas naturales en Uruguay están dominadas por una mezcla de gramíneas C3 y C4 (Paruelo et al., 2010), las cuales son sustituidas por una cobertura forestal de *Pinus* o *Eucalyptus* de tipo C3, es posible determinar la proporción de carbono incorporado al suelo por la nueva vegetación (Hernández et al. 2016, Trouve et al. 1994).

1.4. DESCOMPOSICIÓN DEL MANTILLO Y FACTORES QUE LA AFECTAN

La descomposición del mantillo refiere a los procesos físicos y químicos que actúan en conjunto provocando la reducción del mismo hasta componentes químicos elementales (Aerts, 1997). La descomposición de este componente juega un rol fundamental en el ciclo de nutrientes (Ribeiro et al., 2002) y el stock global del carbono (Aerts, 1997) dado que, aplica un control relevante sobre el ciclo del carbono y, por lo tanto, sobre la concentración atmosférica de CO_2 y el clima global (Hättenschwiler, 2005).

La tasa de descomposición del mantillo determina en gran medida la cinética del reciclaje de nutrientes y de la incorporación del carbono al suelo (Demessie et al., 2011). La velocidad con la que se descompone un resto puede ser estimada mediante el ajuste de un modelo de disminución exponencial (Olson, 1963) como el que se muestra a continuación:

$$\frac{P}{P_{\text{inicial}}} = e^{-kt}$$

dónde P/P_{inicial} es la proporción de mantillo residual al tiempo t , y k la constante de descomposición del mismo, cuya magnitud indica la tasa con la que se descompone el mantillo. A partir de dicho ajuste es posible determinar la vida media de mantillo, es decir, el tiempo que debería transcurrir para la descomposición del 50 % del peso inicial del material.

Numerosos valores de k para mantillo de distinta naturaleza de *Eucalyptus sp.* y *Pinus sp.* son reportados en la literatura. En el caso de *Eucalyptus globulus* en Portugal se registró una tasa de descomposición de entre 0,37 y 0,42 años⁻¹ (Ribeiro et al., 2002), mientras que, en Nueva Zelanda resultó de entre 0,29 y 0,35 años⁻¹ en *Eucalyptus botryoides* y de entre 0,76 y 0,94 años⁻¹ en *Eucalyptus brookerana* (Guo y Sims, 1999). A nivel regional, se citan valores de

0,30 y 0,44 años⁻¹ en *E. grandis* en Entre Ríos, Argentina (Goya et al., 2008) y de 0,33 años⁻¹ para *E. dunnii* en Uruguay (Hernández et al., 2009). En el caso de *Pinus sp.*, se reportan valores de 0.41 y 0.43 años⁻¹ para *P. taeda* en el sureste de Estados Unidos (Piatek y Allen, 2001), de 0,26 años⁻¹ en el caso de *Pinus oocarpa* en Colombia (Farfan y Urrego, 2007) y de 0,13 años⁻¹ para *P. taeda* en Uruguay (del Pino et al., 2010).

La tasa a la que el mantillo se descompone, varía de acuerdo al estado de degradación previa (Hernández et al. 2009, Berg 2000), debido principalmente al enriquecimiento en compuestos químicos recalcitrantes como la lignina con el avance de la descomposición, los que determinan la velocidad de dicho proceso (Berg, 2000). Por otro lado, la velocidad con la que el mantillo se descompone varía de acuerdo a la especie (Olsson et al. 2019, Demessie et al. 2011, Farfan y Urrego 2007, Hättenschwiler 2005, Xuluc-Tolosa et al. 2003). El mantillo de especies de latifoliadas tiende a descomponerse más rápido que el originado por coníferas durante el primer año de descomposición, diferencias que tienden a desaparecer con el transcurso del tiempo (Prescott et al., 2000). En este sentido, la presencia de ceras que recubren la superficie de las acículas retrasa el ingreso del agua y consigo el proceso de degradación de las mismas (Canhoto y Graça, 1999). En estudios previos se evidenció una mayor tasa de descomposición del mantillo de *E. grandis* respecto al de *P. oocarpa* en Colombia (Farfan y Urrego, 2007). Algo similar ocurrió en Etiopía, donde la tasa de descomposición del mantillo de *Pinus patula* fue menor a la de *Eucalyptus camaldulensis* y *Eucalyptus saligna*, no existiendo diferencias significativas respecto a la de *E. globulus* (Demessie et al., 2011). En Mozambique, no se detectaron diferencias en la velocidad de descomposición del mantillo de *Eucalyptus cloeziana* y *P. taeda*, sin embargo, en ésta última, resultó ser menor a la registrada en un mantillo compuesto de restos de distintas especies latifoliadas del Miombo africano (Olsson et al., 2019).

El proceso de descomposición del mantillo está influenciado por la composición química de las plantas (Berg 2000, Swift et al. 1979). La mayoría de las diferencias encontradas en la tasa de descomposición entre especies pueden ser atribuidas a variaciones en la calidad inicial del material (Hättenschwiler, 2005), la cual está relacionada a la concentración de nutrientes, contenido de lignina y proporciones de carbono y lignina en relación a los nutrientes (Guo y Sims, 1999). Por otro lado, la relación C:N, L:N y el contenido de carbono soluble son

influyentes en la tasa de descomposición de los restos (Sánchez et al., 2018). La relación C:N del mantillo de *Eucalyptus sp.* varía entre 27 y 146 (Snowdon et al., 2005), la cual presenta una fuerte correlación lineal negativa con la tasa de descomposición, constituyendo uno de los mejores predictores de dicha variable (Taylor et al., 1989). El proceso de descomposición del mantillo provoca que la relación C:N del mismo sufra variaciones marcadas por la disminución de la proporción de carbono en relación al nitrógeno, llegando a formas estables de materia orgánica con relaciones C:N de en torno a 10 (Thiers et al., 2014). Por otro lado, la relación L:N se vincula de forma inversa con la velocidad de descomposición del mantillo (Goma-Tchimbakala y Bernhard-Reversat 2006, Snowdon et al. 2005) observándose en restos de *Eucalyptus sp.* y *Pinus sp.* una clara relación negativa (Sánchez et al., 2018). El carbono soluble puede ser considerado un indicador de calidad de resto y predictor de los procesos de descomposición (Hernández et al., 2009) cuyo contenido está directamente relacionado con la velocidad de descomposición de un resto (Sánchez et al., 2018). El contenido suele decrecer rápidamente durante las primeras etapas de la descomposición (del Pino et al., 2010) situación relacionada al hecho de ser una fuente de energía fácilmente utilizable para los microorganismos del suelo (Goma-Tchimbakala y Bernhard-Reversat, 2006). Para el caso del mantillo de *E. dunnii* en Uruguay, se reporta un contenido inicial de carbono soluble de 78 g kg⁻¹ (Hernández et al., 2009), aunque los contenidos suelen ser variables (Goma-Tchimbakala y Bernhard-Reversat, 2006).

La tasa con la que el mantillo se descompone está influenciada también por el clima (Prescott 2005, Trofymow et al. 2002, Berg et al. 2000), el cual ejerce un mayor control en grandes escalas geográficas (Hättenschwiler, 2005). Las variables climáticas usualmente consideradas son la temperatura, humedad (Aerts 1997, Swift et al. 1979) y evapotranspiración actual (Gholz et al. 2000, Aerts 1997, Berg et al. 1993). Ésta última integra el efecto de la temperatura y las precipitaciones en un único indicador (Hättenschwiler, 2005), pudiendo ser utilizado para estimar la influencia del clima sobre la descomposición del mantillo a escala global (Aerts, 1997).

Particularmente, la temperatura constituye un buen predictor de la velocidad con la que el mantillo se descompone (Trofymow et al., 2002). Reportes indican que la descomposición del mantillo en bosques tropicales y subtropicales suele incrementarse con el aumento de la

temperatura (Liu et al., 2006). En este sentido, se han evidenciado relaciones exponenciales crecientes entre la temperatura media y la tasa de descomposición del mantillo de *Pinus resinosa* en Estados Unidos (Gholz et al., 2000), así como, relaciones lineales negativas respecto a la masa remanente del mantillo de *Pinus sylvestris* en Europa (Liski et al., 2003) y *E. globulus* en cámaras de crecimiento bajo condiciones controladas (Guo y Sims, 1999). Por otro lado, en plantaciones de *P. taeda* en Estados Unidos, se encontraron incrementos significativos en la velocidad de descomposición del mantillo con el aumento de la temperatura (Hornsby et al., 1995).

Respecto a la evapotranspiración actual, se ha constatado la existencia de relaciones directas entre dicha variable y la tasa de descomposición al primer año de la hojarasca de *P. sylvestris* en un rango climático incluido en una transecta de 2000 km de dirección NW desde Escandinavia (Berg et al., 1993). Algo similar se reporta para *P. resinosa* en Estados Unidos, donde la proporción de masa remanente de acículas mostró una relación lineal negativa respecto a dicha variable (Gholz et al., 2000).

2. Dinámica de la producción de hojarasca de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden y *Pinus taeda* L.

Andrés Baietto^{1*}, Jorge Hernández², Amabelia del Pino²

¹ Departamento de Producción Forestal y Tecnología de la Madera, Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Garzón 780, Montevideo, Uruguay.

² Departamento de Suelos y Aguas, Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Garzón 780, Montevideo, Uruguay.

* Email: abaietto@fagro.edu.uy

Resumen. La sustitución de una vegetación de pasturas naturales por una cobertura forestal, implica la incorporación del mantillo como un nuevo componente del sistema, el cual realiza un aporte de carbono al suelo. Su formación es el resultado de la caída de hojarasca (hojas / acículas, ramas y corteza) y su transformación en el tiempo, la cual varía según la especie y las condiciones ambientales. Los objetivos del trabajo fueron: (i) determinar la caída estacional de hojarasca y sus fracciones en *Eucalyptus grandis* y *Pinus taeda*; (ii) cuantificar y comparar la tasa de deposición anual por especie y; (iii) determinar la existencia de relaciones entre la caída de hojarasca y distintas variables climáticas. Se evaluó la caída estacional de hojarasca y sus fracciones, durante dos años, mediante la instalación de 6 trampas circulares por especie. *Eucalyptus grandis* mostró máximos de caída en primavera de ambos años ($P < 0,0001$) y una mayor deposición total de hojarasca durante el primer año ($P = 0,0288$). En *Pinus taeda*, los máximos ocurrieron en verano y otoño del primer y segundo año respectivamente ($P < 0,0001$) y la mayor caída de material durante el primer año respecto al segundo ($P < 0,0001$). Las fracciones presentes en mayor proporción (hojas y acículas) reprodujeron la estacionalidad de caída de la hojarasca. Los resultados obtenidos muestran la existencia de un patrón estacional de caída que puede verse afectado por las condiciones climáticas según la especie considerada. En ese sentido, se evidenció la existencia de relaciones entre la caída de material y distintas variables climáticas.

Palabras clave: caída de hojarasca, variación estacional, variables climáticas.

Abstract. The substitution of a vegetation of natural pastures by a forest cover implies the inclusion of the litter as a new component of the system, which makes a contribution of carbon to the soil. Its formation is the result of the litterfall (leaves / needles, twigs and bark) and its transformation over time, which varies according to the species and environmental conditions. The objectives of the study were: (i) determine the seasonal litterfall and their fractions in *Eucalyptus grandis* and *Pinus taeda*, (ii) quantify and compare the annual deposition rate by species and; (iii) determine the existence of relationships between the litterfall and different climatic variables. Seasonal litterfall and its fractions were evaluated over two years by installing six circular traps per species. *Eucalyptus grandis* showed peak fall in spring in both years ($P < 0.0001$) and a greater total deposition of litter during the first year ($P = 0.0288$). In *Pinus taeda* the maximums occurred in summer and autumn of the first and second year respectively ($P < 0.0001$) and the greater fall of material during the first year compared to the second ($P < 0.0001$). The fractions present in greater proportion (leaves and needles) reproduced the seasonality of litter fall. The results obtained show the existence of a seasonal pattern of fall that may be affected by climatic conditions according to the species considered. In that sense, the existence of relationships between the fall of material and different climatic variables was evidenced.

Keywords: litter fall, seasonal variation, climatic variables.

2.1. Introducción

El mantillo es la capa de materiales orgánicos que se forma mediante la deposición y acumulación de material vegetal forestal sobre la superficie del suelo mineral⁽¹⁾ cuya formación obedecerá al balance entre la tasa de caída de hojarasca y su velocidad de descomposición⁽²⁾. A su vez, el mantillo cumple un rol relevante como sumidero de carbono⁽³⁾⁽⁴⁾ y en el reciclaje de nutrientes⁽⁵⁾⁽⁶⁾, por lo que la tasa de caída de hojarasca influye en dichos procesos⁽⁷⁾⁽⁸⁾.

La caída de hojarasca suele presentar un comportamiento estacional de deposición⁽⁷⁾⁽⁹⁾⁽¹⁰⁾⁽¹¹⁾, pudiendo exhibir desviaciones según la especie forestal considerada⁽⁵⁾⁽¹²⁾, las características intrínsecas de la plantación como el área basal, volumen, biomasa aérea e incremento medio anual⁽¹³⁾ y las condiciones ambientales del sitio⁽⁹⁾⁽¹⁴⁾⁽¹⁵⁾. Las variables climáticas que ejercen influencia sobre la estacionalidad de caída de material vegetal forestal son: la temperatura⁽⁸⁾⁽¹⁶⁾, la humedad relativa⁽¹³⁾, la evapotranspiración⁽⁸⁾ y el estrés hídrico⁽¹⁰⁾.

Los sistemas forestales en Uruguay han sido implantados en sitios originalmente ocupados por pasturas naturales, lo que supone un cambio en la cobertura del suelo caracterizado por la deposición del mantillo forestal como un nuevo componente al sistema suelo-planta. Sin embargo, los estudios locales realizados sobre la dinámica de caída de hojarasca son escasos⁽¹⁷⁾. La falta de información nacional que permita evaluar su contribución en cuanto al aporte de biomasa, junto a las hipótesis de que las especies forestales tienen diferencias en la estacionalidad de la caída de hojarasca y a su vez, que ésta puede variar de acuerdo de las condiciones ambientales típicas de una región de clima templado como la de Uruguay, justifican el abordaje del tema a través de este estudio. Los objetivos del trabajo fueron: (i) cuantificar la tasa de caída estacional de hojarasca y sus fracciones en *Eucalyptus grandis* y *Pinus taeda*; (ii) cuantificar y comparar la deposición anual de hojarasca por especie y; (iii) determinar la existencia de relaciones entre la caída de hojarasca y diferentes variables climáticas.

2.2. Materiales y métodos

2.2.1. Características del sitio experimental

El estudio se desarrolló en el Departamento de Rivera, Uruguay (Ruta 5, km 451, coordenadas: 31°23'55.11" S y 55°41'43.88" O). Esta región tiene un clima templado con una temperatura media anual de 18,6 °C, una media de 12,4 °C en el mes más frío (julio) y de 24,6 °C en el más cálido (enero)⁽¹⁸⁾. La precipitación media anual es de 1605 mm, con un máximo principal en otoño y un secundario en primavera, un mínimo principal en invierno y un mínimo secundario a mitad del verano aunque con gran variación interanual⁽¹⁸⁾. Los suelos corresponden a la unidad cartográfica "Tres Cerros"⁽¹⁹⁾ (Molic Hapludalfs⁽²⁰⁾). La vegetación nativa original del sitio es de pasturas dominadas principalmente por gramíneas estivales perennes de ciclo fotosintético C4 (*Axonopus* spp., *Schizachyrium* spp., *Paspalum* spp., *Chloris* spp., *Andropogon* spp., *Eragrostis* spp. y *Aristida* spp.) y por algunas gramíneas invernales (*Briza* spp. y *Piptochaetium* spp.).

En este sitio, en el año 2003 se instalaron dos experimentos, uno con *E. grandis* y el otro con *P. taeda*. En cada uno de los experimentos, se dispusieron tres tratamientos de densidades de plantación (816, 1111 y 2066 árboles ha⁻¹) en un diseño de bloques completos al azar con tres repeticiones. A los efectos del presente estudio, se evaluaron las parcelas de *E. grandis* y *P. taeda* con 816 árboles ha⁻¹, ya que constituye la situación más próxima a la realidad respecto a una condición de plantaciones destinadas a la producción de madera de calidad. Durante la ejecución de la evaluación, se monitoreó la humedad relativa (%) y temperatura (°C), en una frecuencia de una determinación por hora, información a partir de la cual se determinó el Déficit de Presión de Vapor (DPV)⁽²¹⁾. A su vez, fueron extraídos datos pluviométricos, cercanos al sitio de estudio, de los registros de la estación meteorológica automática del Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (coordenadas: 31°42'32" S y 55°49'36" O) (Figuras 1 y 2).

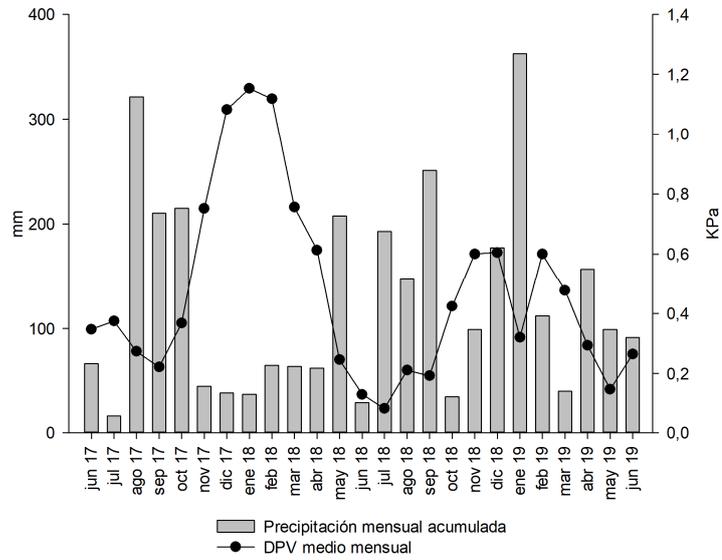


Figura 1. Evolución de la precipitación acumulada (mm) y del Déficit de Presión de Vapor medio mensual (KPa) para el período de estudio.

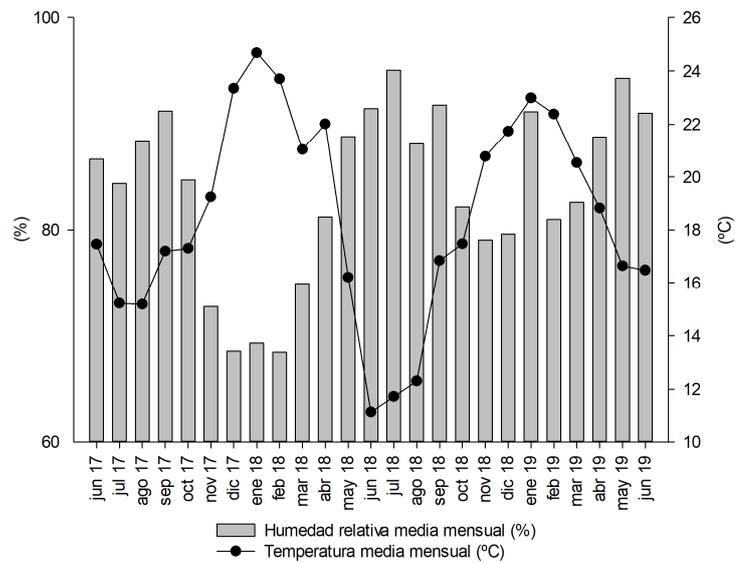


Figura 2. Evolución de la humedad relativa (%) y de la temperatura media (°C) para el período de estudio.

2.2.2. Estudio de caída de hojarasca

Para evaluar la estacionalidad de caída de hojarasca se instalaron un total de 12 trampas circulares de 1 m de diámetro (6 repeticiones por especie, dos en cada una de las tres

repeticiones del experimento), las cuales fueron ubicadas de forma aleatoria. En ellas se recolectó el material capturado al final de cada estación durante un período de dos años.

El estudio de caída de hojarasca se inició en junio de 2017 (invierno en el hemisferio sur). El material recogido en cada estación fue secado en estufa con forzador marca Nova Ética® a 65 °C hasta peso constante y, subsiguientemente, se separó por fracciones (hojas, corteza y ramas menores a 5 mm de diámetro para la especie *E. grandis*, y acículas y ramas menores a 5 mm de diámetro en *P. taeda*). Por último, se determinó el peso seco total y por fracción.

2.2.3. Análisis estadísticos

El peso seco de material depositado estacionalmente de cada especie fue analizado mediante un modelo lineal mixto en el cual, los factores año, estación y su interacción fueron considerados de efecto fijo y la trampa de efecto aleatorio ya que, las determinaciones de peso seco de hojarasca en cada trampa, constituyeron medidas repetidas en el tiempo. El modelo estadístico utilizado fue el siguiente:

$$Y_{ijk} = \mu + \alpha_i + \beta_j + (\alpha\beta)_{ij} + Z_k + \varepsilon_{ijk}$$

donde Y_{ijk} es la variable dependiente peso seco de hojarasca caída estacionalmente (Mg ha^{-1}); α_i el efecto fijo año; β_j el efecto fijo estación; $(\alpha\beta)_{ij}$ la interacción entre ellos; Z_k el factor de efecto aleatorio trampa y; ε_{ijk} el error experimental.

El peso seco anual de hojarasca, también fue analizado mediante un modelo lineal mixto, en el cual el factor año fue considerado de efecto fijo y la trampa de efecto aleatorio por las razones explicitadas anteriormente. El peso seco de hojas y ramas de *E. grandis* y acículas de *P. taeda* fue analizado de forma análoga considerando dos factores, por un lado, el efecto fijo de la estación y por otro, el efecto aleatorio de la trampa. La comparación de las medias de los tratamientos en todos los casos se realizó mediante LSD Fisher considerando diferencias significantes a un $P < 0,05$.

Para el peso seco de corteza de *E. grandis* y ramas de *P. taeda* caído estacionalmente por año ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) se ejecutó un análisis no paramétrico de Friedman debido a que no se cumplieron los supuestos de normalidad ni de homogeneidad de varianzas y, a su vez, las

determinaciones de peso seco para dichas fracciones constituyeron medidas repetidas en el tiempo en cada trampa. El análisis a posteriori realizado fue el test de Conover, considerando diferencias significativas a un $P < 0,05$.

Por otro lado, se evaluaron las relaciones de asociación de un grupo de variables climáticas y el peso seco de hojarasca estacional (Mg ha^{-1}) a través de un análisis de correlación mediante el coeficiente de correlación de Spearman. Las variables climáticas consideradas fueron: la precipitación media acumulada (mm) (PA), temperatura media ($^{\circ}\text{C}$) (TM), temperatura mínima media ($^{\circ}\text{C}$) (TMINM), temperatura máxima media ($^{\circ}\text{C}$) (TMÁXM), humedad relativa media (%) (HRM), humedad relativa mínima media (%) (HRMINM), humedad relativa máxima media (%) (HRMÁXM) y el déficit de presión de vapor medio (KPa) (DPVM). En todos los casos fueron determinadas a nivel estacional.

El ajuste de los modelos mixtos considerados, así como el test de comparación múltiple de medias de LSD Fisher, fue realizado con R (3.5.3) a través de la interfaz gráfica de Infostat®. A su vez, la prueba de Friedman, el test de Conover y los análisis de correlación fueron ejecutados mediante Infostat®.

2.3. Resultados

Los resultados de peso seco de hojarasca caída promedio por estación y por año evaluado en *E. grandis*, son presentados en la Figura 3. Existe un efecto del año de evaluación y la estación considerada en dicha especie ($P < 0,0001$). Se evidencia un patrón estacional de deposición en ambos años caracterizado por la ocurrencia de un máximo principal en primavera (42 y 36 % para el primer y segundo año de evaluación respectivamente), un pico secundario en verano (37 y 32 %), un valor intermedio durante el invierno (15 % y 19 %) y un mínimo absoluto en otoño (6 % y 13 %). El material depositado en la primavera y el verano mostró diferencias significativas entre años, siendo 31 % superior en el primer año respecto al segundo. La caída durante el otoño del primer año ($1,10 \text{ Mg ha}^{-1}$) fue significativamente inferior a la ocurrida en el segundo ($0,46 \text{ Mg ha}^{-1}$), no existiendo diferencias para la estación invernal.

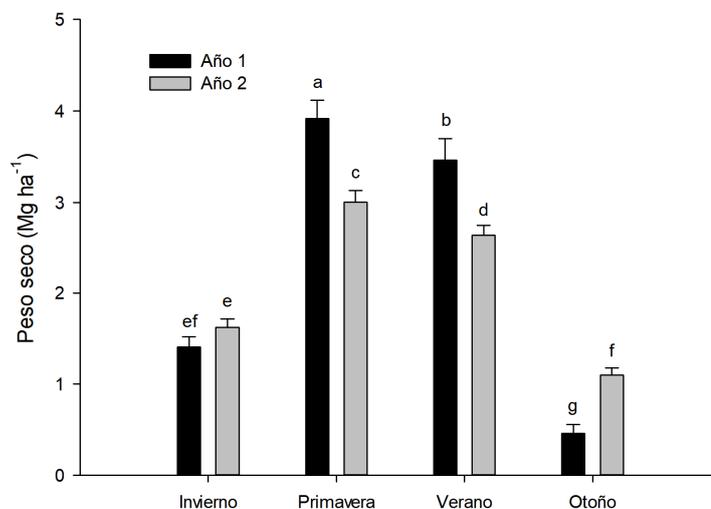


Figura 3. Peso seco de hojarasca de *E. grandis* caído estacionalmente durante ambos años de evaluación. Las barras verticales indican el error estándar (n=6). Letras diferentes indican diferencias significativas por LSD Fisher ($P < 0,05$).

En *P. taeda* (Figura 4) la estacionalidad de desprendimiento de hojarasca mostró diferencias significativas según el año y la estación de evaluación ($P < 0,0001$). En el primer año, ocurrió un máximo absoluto en verano que representó el 49 % del material total caído en el período, un mínimo en invierno (14 %) y otoño (13 %) y un valor intermedio durante la primavera (24 %).

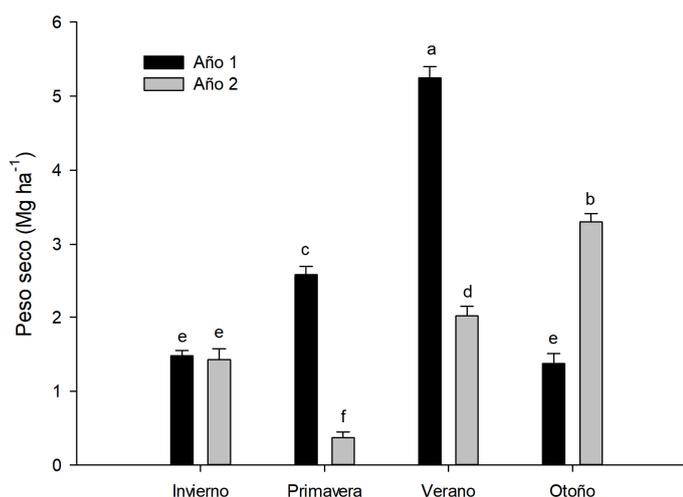


Figura 4. Peso seco de hojarasca de *P. taeda* caído estacionalmente durante ambos años de evaluación. Las barras verticales indican el error estándar (n=6). Letras diferentes indican diferencias significativas por LSD Fisher ($P < 0,05$).

En relación al segundo año, se registró un máximo principal durante el otoño, alcanzando el 46 % del total de la hojarasca depositada, un máximo secundario en el verano (28 %), un mínimo principal en primavera (6 %) y un mínimo secundario durante el invierno (20 %). El material caído durante la primavera del primer año de evaluación fue ampliamente mayor (595 %) comparado al registrado para la misma estación en el segundo año. Una situación similar ocurrió para la estación estival en la que, en el primer año, el peso seco de hojarasca producido fue 160 % superior respecto al caído en el segundo. En el caso de la estación otoñal, en el segundo año evaluado, el peso fue 141 % mayor, no registrándose diferencias significativas para el período invernal entre años.

Por otro lado, en términos globales, el peso seco de material caído de *E. grandis* durante el primer año fue significativamente mayor (11 %) respecto al segundo ($P < 0,0288$) (Figura 5). En cuanto a *P. taeda*, la cantidad total de hojarasca producida por año de evaluación fue significativamente mayor (50 %) durante el primer año en relación al segundo ($P < 0,0001$) (Figura 6).

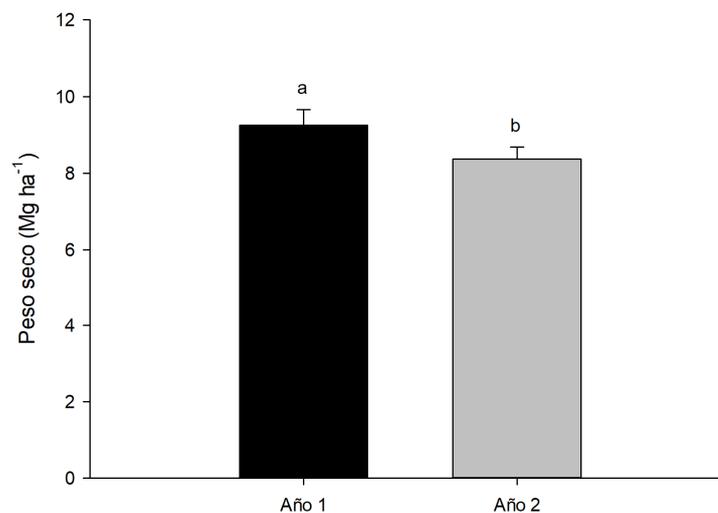


Figura 5. Peso seco de hojarasca de *E. grandis* depositado según año de evaluación. Las barras verticales indican el error estándar ($n=6$). Letras diferentes indican diferencias significativas por LSD Fisher ($P < 0,05$).

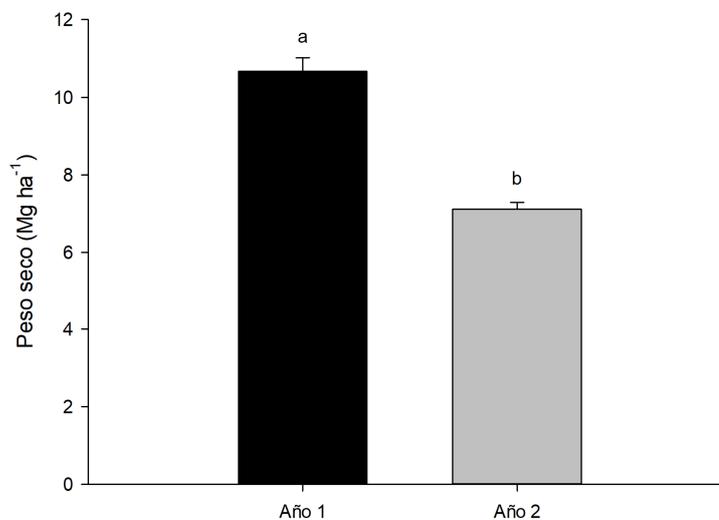


Figura 6. Peso seco de hojarasca de *P. taeda* depositado según año de evaluación. Las barras verticales indican el error estándar (n=6). Letras diferentes indican diferencias significativas por LSD Fisher ($P < 0,05$).

El peso seco de hojas de *E. grandis* mostró diferencias estacionales de deposición para los años evaluados ($P < 0,0001$) (Cuadro 1). Durante el primer y segundo año, ocurrió un máximo principal de primavera (2,84 y 2,27 Mg ha⁻¹ respectivamente), un pico secundario de verano (2,13 y 1,63 Mg ha⁻¹), un mínimo principal de otoño (0,24 y 0,82 Mg ha⁻¹) y un mínimo secundario de invierno (1,19 y 1,39 Mg ha⁻¹). En el caso de las ramas, también se observaron variaciones estacionales en la caída de material en ambos años ($P < 0,0001$). Durante el primer año, el máximo de producción ocurrió en primavera y verano (37 y 41 % del total producido respectivamente) y el mínimo en otoño (11 %) e invierno (11 %), distribución que varió en el segundo año, ocurriendo un pico primario durante la primavera (40 %), uno secundario en la estación estival (30 %) y un mínimo en otoño (17 %) e invierno (13 %). Para la fracción corteza, el máximo de caída en el primer año aconteció en verano y primavera (58 y 39 % del total producido respectivamente), ocurriendo un mínimo de invierno (sin registro de caída) y otoño (3 %) ($P = 0,0004$), distribución que, durante el segundo año varió, dándose un máximo estival (89,7 %) y un mínimo durante otoño (sin registro de caída), invierno (1,7 %) y primavera (8,6 %) ($P < 0,0001$).

En *P. taeda* (Cuadro 1), la caída de acículas en el primer año mostró un pico de verano (49 %), un registro intermedio de primavera (24 %) y un mínimo de otoño (13 %) e invierno (14

%) ($P < 0,0001$). Durante el segundo año, la caída fue máxima en el otoño (48 %), seguida por el desprendimiento ocurrido en el verano (28 %), posteriormente el de invierno (19 %) y finalmente el de primavera (5 %) ($P < 0,0001$). Para el caso de la caída de ramas, no existieron diferencias significativas entre las estaciones en ninguno de los años evaluados ($P = 0,3662$).

Cuadro 1. Peso seco promedio de material caído de cada fracción por estación evaluada por especie considerada.

	<i>Eucalyptus grandis</i>			<i>Pinus taeda</i>	
	Hojas ¹	Ramas ¹	Corteza ² - (Mg ha ⁻¹) -	Acículas ¹	Ramas ²
<i>Año 1</i>					
Invierno	1,19±0,33 c	0,22±0,21 b	0 c	1,44±0,16 c	0,04±0,09 a
Primavera	2,84±0,25 a	0,73±0,16 a	0,35±0,32 a	2,42±0,19 b	0,15±0,17 a
Verano	2,13±0,32 b	0,80±0,22 a	0,52±0,22 a	5,07±0,31 a	0,18±0,21 a
Otoño	0,24±0,06 d	0,20±0,18 b	0,03±0,06 bc	1,35±0,31 c	0,02±0,06 a
<i>Año 2</i>					
Invierno	1,39±0,21 c	0,22±0,10 c	0,01±0,03 cd	1,34±0,28 c	0,08±0,13 a
Primavera	2,27±0,24 a	0,68±0,14 a	0,05±0,09 bcd	0,37±0,19 d	0 a
Verano	1,63±0,17 b	0,50±0,22 b	0,52±0,24 a	1,90±0,19 b	0,12±0,15 a
Otoño	0,82±0,18 d	0,28±0,14 c	0 d	3,27±0,21 a	0,03±0,08 a

¹ Medias con letras diferentes indican diferencias significativas por LSD Fisher ($P < 0,05$)

² Valores con letras diferentes indican diferencias significativas por Conover ($P < 0,05$).

El valor incluido junto a la media representa el error estándar.

La mayoría de las variables ambientales consideradas presentaron correlaciones significativas con el peso seco de hojarasca caído estacionalmente y sus respectivas fracciones. El peso seco total de hojarasca de *E. grandis* depositado (Cuadro 2), evidenció relaciones directas y significativas para la TM, TMÍN y el DPVM. A su vez, se obtuvieron relaciones inversas y significativas para las variables HRM, HRMÍN y la HRMÁX. Por otro lado, tanto la TMÁX como la PA, no mostraron una vinculación clara con el peso seco de hojarasca producido. La fracción hojas, exhibió un comportamiento análogo a la caída de hojarasca, lo que se evidencia a través de correlaciones positivas y significativas con la TM, el DPVM y la TMÍN. Para la HRMÍN, HRMÁX y HRM la correlación fue significativamente negativa. La PA y la TMÁX no mostraron relación con la caída de hojas. Las fracciones ramas y corteza, tuvieron algunas variaciones respecto a la caída de hojarasca y hojas. En este sentido, existió una correlación alta, directa y significativa de la caída de corteza y ramas con

la TMÁXM, si bien con esta última el valor de la probabilidad fue menor. A su vez, la caída de ramas y corteza también mostraron una vinculación directa, alta y significativa con la HRM, HRMÁXM, TM, TMÍN M y el DPVM. La correlación de la caída de ramas con la HRMÁXM fue inversamente significativa y alta, sin embargo, para el caso de la corteza fue débil. Al igual que para las hojas y la hojarasca en su conjunto, la PA no exhibió relación con la caída de ramas y corteza.

Cuadro 2. Coeficientes de correlación de Spearman entre el peso seco de hojarasca de *E. grandis* y sus fracciones caídas estacionalmente y variables climáticas estacionales.

	Hojas	Ramas	Corteza	Hojarasca
Precipitación acumulada	0,12 P=0,4009	-0,12 P=0,4235	-0,24 P=0,0966	0,05 P=0,7313
Humedad relativa media	-0,70* P<0,0001	-0,75* P<0,0001	-0,65* P<0,0001	-0,75* P<0,0001
Temperatura media	0,56* P<0,0001	0,70* P<0,0001	0,71* P<0,0001	0,64* P<0,0001
DPV medio	0,66* P<0,0001	0,72* P<0,0001	0,74* P<0,0001	0,73* P<0,0001
Temperatura mínima media	0,53* P=0,0001	0,65* P<0,0001	0,70* P<0,0001	0,61* P<0,0001
Temperatura máxima media	0,05 P=0,7197	0,31* P=0,0297	0,60* P<0,0001	0,19 P=0,1884
Humedad relativa mínima media	-0,54* P=0,0001	-0,56* P<0,0001	-0,40* P=0,0051	-0,58* P<0,0001
Humedad relativa máxima media	-0,65* P<0,0001	-0,69* P<0,0001	-0,57* P<0,0001	-0,67* P<0,0001

¹ Coeficientes de correlación de Spearman con asteriscos indican significancia (P<0,05), n=48.

En el Cuadro 3 se presentan los coeficientes de correlación obtenidos para la hojarasca de *P. taeda* y sus respectivas fracciones. La hojarasca en su conjunto manifestó una relación inversa, alta y significativa únicamente con la PA. A su vez, mostró una alta correlación directa y significativa con TMÁXM y una relación de la misma naturaleza, aunque con menor probabilidad, con la TM, TMÍN M y el DPVM. Para el caso de las variables climáticas relacionadas con la humedad relativa, no existieron relaciones claras entre ellas y la producción de hojarasca. La caída de acículas, presentó un comportamiento similar al observado para la

hojarasca en su conjunto. En ellas, se registró una relación directa y significativa con la PA e inversamente significativa para el caso de la TMÁXM. Relaciones directas y de menor significación fueron evidenciadas para la TM, TMÍNIM, HR y el DPVM. Por otro lado, la HRMÁXM y la HRMÍNIM no mostraron relación con la deposición de acículas. En el caso de las ramas, no existió relación alguna con ninguna de las variables climáticas consideradas.

Cuadro 3. Coeficientes de correlación de Spearman entre el peso seco de hojarasca de *P. taeda* y sus fracciones caídas estacionalmente y variables climáticas estacionales.

	Acículas	Ramas	Hojarasca
Precipitación acumulada	-0,63* P<0,0001	-0,17 P=0,2502	-0,63* P<0,0001
Humedad relativa media	-0,30* P=0,0383	-0,21 P=0,1469	-0,28 P=0,0519
Temperatura media	0,43* P=0,0020	0,20 P=0,1804	0,42* P=0,0029
DPV medio	0,39* P=0,0059	0,27 P=0,0667	0,37* P=0,0089
Temperatura mínima media	0,36* P=0,0117	0,18 P=0,2149	0,35* P=0,0158
Temperatura máxima media	0,78* P<0,0001	0,24 P=0,0984	0,77* P<0,0001
Humedad relativa mínima media	-0,27 P=0,0678	-0,16 P=0,2804	-0,25 P=0,0899
Humedad relativa máxima media	-0,25 P=0,0856	-0,21 P=0,1461	-0,24 P=0,0972

¹ Coeficientes de correlación de Spearman asteriscos indican significancia (P<0,05), n=48.

2.4. Discusión

Se han reportado comportamientos de caída de hojarasca de *Eucalyptus sp.*, caracterizados por máximos durante verano y/o primavera⁽¹⁰⁾⁽¹¹⁾⁽¹⁴⁾⁽²²⁾ y mínimos en otoño e invierno⁽¹⁰⁾⁽¹¹⁾. Antecedentes locales muestran resultados semejantes en *E. grandis*, con respuestas de tipo unimodal con un máximo de primavera y mínimos en otoño e invierno⁽¹⁷⁾. Esto coincide con el patrón estacional evidenciado en el presente estudio que, para el primer y segundo año de evaluación, mostró un máximo de primavera (3,92 y 3,00 Mg ha⁻¹ respectivamente) y mínimos absolutos de otoño (0,46 y 1,10 Mg ha⁻¹ respectivamente).

Durante el período de estudio, en primavera y verano se registraron los mayores niveles de déficit de presión de vapor y menores precipitaciones, momentos en los que también ocurrió la mayor caída de material vegetal, situación relacionada al incremento de la temperatura y a la ocurrencia de períodos secos⁽⁹⁾⁽¹⁰⁾⁽¹¹⁾⁽¹⁴⁾. Específicamente, en las estaciones de primavera y verano del primer año de evaluación, que se mostraron relativamente más secas que las del segundo, la cantidad de material caído fue significativamente mayor, evidenciando un efecto del año de evaluación sobre el desprendimiento de hojarasca. Los resultados obtenidos en el análisis de correlación soportan esto, fundamentalmente a través de relaciones que indican que, en líneas generales, ante aumentos de la temperatura, disminución de la humedad relativa y aumento del déficit de presión de vapor, la caída de hojarasca se ve incrementada, lo cual coincide con lo observado en *Eucalyptus dunnii* en Brasil⁽⁸⁾.

En cuanto a los promedios anuales de caída de hojarasca, los registros obtenidos (9,25 y 8,37 Mg ha⁻¹ para el primer y segundo año respectivamente) distan del reportado en el mismo sitio para *E. grandis* de 8 años de edad a una densidad de plantación de 816 y 2066 árboles/ha, el que en promedio alcanzó los 6,0 Mg ha⁻¹⁽¹⁷⁾. Esta discrepancia puede ser atribuida a diferencias de edad de las masas ya que, en algunas especies de *Eucalyptus*, se han evidenciado aumentos en la cantidad del material caído en función del incremento de la edad⁽²³⁾⁽²⁴⁾. Por otro lado, la ocurrencia de un primer año relativamente más seco, seguido de un segundo año con mayor abundancia de precipitaciones y déficit de presión de vapor más bajo, habría provocado la mayor caída en el primer año (9,25 Mg ha⁻¹) respecto al segundo (8,37 Mg ha⁻¹), situación similar a la observada en *Eucalyptus maculata* en Nueva Gales del Sur posteriormente a la ocurrencia de una sequía severa⁽⁹⁾.

Respecto a la caída por fracciones, los resultados obtenidos para *E. grandis*, son similares a los reportados para distintas especies *Eucalyptus*, siendo las hojas la fracción predominante, intermedia las ramas y minoritaria la corteza⁽¹¹⁾⁽¹⁴⁾. En el caso de la fracción hojas, los máximos ocurrieron durante la primavera de ambos años, lo que resulta en un patrón estacional de caída análogo al obtenido para la hojarasca en su conjunto, comportamiento evidenciado usualmente en *Eucalyptus* sp.⁽¹⁴⁾⁽²³⁾ relacionado a la ocurrencia de períodos de estrés hídrico y altas temperaturas que fomentan la caída de hojas⁽⁹⁾. En este sentido, se han registrado relaciones directas entre la caída de hojas de distintas especies de *Eucalyptus* y

variables vinculadas a la temperatura⁽²⁵⁾⁽²⁶⁾ e inversas para las relativas a la humedad relativa⁽⁸⁾, resultados coincidentes a los obtenidos en este estudio.

La caída de ramas de *Eucalyptus sp.*, puede estar relacionada a períodos cálidos⁽²⁷⁾ y secos⁽²⁸⁾, lo que coincide con lo evidenciado en este trabajo, en la que los máximos ocurrieron en la primavera y el verano del primer año de evaluación y únicamente durante la primavera del segundo, períodos caracterizados por mayor una temperatura y una atmósfera más seca. A su vez, los análisis de correlación mostraron que, ante aumentos de la temperatura, disminuciones en la humedad relativa y aumentos del déficit de presión de vapor, la caída de ramas se vio incrementada. El cambio en la estación de máxima caída durante los años evaluados responde a la variabilidad interanual característica del desprendimiento de ramas de *Eucalyptus sp.*⁽⁹⁾⁽²⁹⁾, la que está fundamentalmente vinculada a eventos de vientos fuertes⁽⁹⁾.

El desprendimiento de corteza en *Eucalyptus sp.* usualmente alcanza su punto máximo entre la primavera y el otoño⁽⁹⁾⁽²⁷⁾⁽³⁰⁾ lo cual coincide con lo obtenido en esta evaluación, con máximos durante la primavera y verano del primer año y únicamente en verano en el segundo. La caída de corteza, a su vez, depende de factores ambientales⁽⁹⁾, en este sentido, se ha observado una correlación directa de la deposición de corteza respecto a la temperatura y déficit de presión de vapor, e inversa respecto a variables relacionadas a la humedad relativa.

Los resultados obtenidos en *P. taeda* durante el primer año, mostraron un máximo de caída en verano (5,25 Mg ha⁻¹), similar a lo observado en el mismo sitio para dicha especie⁽¹⁷⁾, aunque con desvíos caracterizados por la ocurrencia de un máximo secundario durante la primavera (2,57 Mg ha⁻¹), estación en la que en dicho antecedente había registrado el mínimo absoluto. Este tipo de comportamiento, puede estar vinculado con las escasas precipitaciones y el elevado déficit de presión de vapor evidenciado desde mediados de primavera hasta el verano del primer año de evaluación, situación que habría provocado la mayor caída de hojarasca, la cual está usualmente relacionada con picos de caída de acículas reportados para diferentes especies de *Pinus* durante períodos de déficit hídrico y altas temperaturas⁽¹³⁾⁽¹⁵⁾⁽³¹⁾⁽³²⁾⁽³³⁾. En este sentido, los análisis de correlación ejecutados mostraron relaciones directas entre la caída de hojarasca, el déficit de presión de vapor y variables relativas a la temperatura e inversas respecto a la humedad relativa, comportamiento usualmente evidenciado en *Pinus sp.*⁽¹³⁾⁽³³⁾. A su vez, la precipitación acumulada mostró una

relación inversa con la caída de hojarasca, lo que estaría vinculado con la mayor caída observada durante la primavera y el verano del primer año evaluado, estaciones que se presentaron muy secas, siendo similar a lo reportado en *Pinus radiata* en Australia con mayor caída de acículas ante escasez de precipitaciones durante el verano⁽²⁷⁾⁽³⁴⁾.

En el segundo año, la máxima caída ocurrió en otoño (3,30 Mg ha⁻¹), un pico secundario en verano (2,02 Mg ha⁻¹) y un mínimo absoluto en primavera (0,37 Mg ha⁻¹). Estos eventos están posiblemente relacionados con la abundancia de precipitaciones y el bajo déficit de presión de vapor registrado desde la primavera hasta el verano del segundo año de evaluación. Esta condición pudo determinar una menor caída de hojarasca en primavera y verano del segundo año respecto al primero y el desplazamiento del pico estival evidenciado en el primer año hacia el otoño en el segundo. Esto se sustenta en antecedentes en los que, en diversas especies de *Pinus*, la caída de hojarasca en condiciones de humedad no limitante fue máxima durante el otoño⁽¹⁶⁾⁽³¹⁾⁽³²⁾ y en los retrasos reportados de entre 3 y 6 meses en el momento de máximo de desprendimiento de acículas en ausencia de estrés hídrico en *P. radiata* en Australia⁽³²⁾.

Respecto a la caída por fracciones, los resultados obtenidos son similares a los reportados para distintas especies de *Pinus sp.*, siendo las acículas la fracción predominante⁽¹⁶⁾⁽³²⁾. Por otro lado, su caída está relacionada a la temperatura⁽¹³⁾⁽¹⁵⁾⁽³¹⁾, al déficit hídrico⁽³²⁾ y a la humedad relativa⁽¹³⁾, lo que fue evidenciado en los resultados de este estudio, con relaciones directas respecto al déficit de presión de vapor y variables relacionadas a la temperatura e inversas con la precipitación acumulada y humedad relativa. En el caso de las ramas, no se observó un patrón estacional de deposición, lo cual es similar a lo observado en *Pinus massoniana* en la región subtropical de China⁽³⁵⁾. Este comportamiento está vinculado a la ausencia de relación entre la caída de esta fracción y las variables climáticas consideradas, situación similar a lo observado en *P. taeda* en Brasil⁽¹⁶⁾.

La cantidad anual promedio de hojarasca de *P. taeda* producida en el segundo año (7,11 Mg ha⁻¹) fue significativamente menor a la del primero (10,67 Mg ha⁻¹), posiblemente dado por las condiciones climáticas fuertemente favorables para el desprendimiento de material durante el primer año y al retraso del pico de caída de hojarasca⁽³⁶⁾ que pudo derivar en que parte del material no se desprendiera dentro del período de estudio. Por otro lado, en un trabajo local, la

caída anual promedio de hojarasca en *P. taeda* de 8 años de edad plantados a una densidad de 816 y 2066 árb/ha alcanzó los 5,8 Mg ha⁻¹(17), cantidad sustancialmente menor a las obtenidas en este trabajo, principalmente durante el primer año, atribuible posibles aumentos en la caída de hojarasca a medida que se incrementa la edad de la plantación(36).

Finalmente, bajo el supuesto de que la concentración de carbono en la hojarasca (promedio de varios muestreos estacionales) es del orden de 464 g kg⁻¹, y 449 g kg⁻¹ para *E. grandis* y *P. taeda* respectivamente(17), el carbono incorporado anualmente al mantillo por la caída de hojarasca varió entre 3,9 y 4,3 Mg ha⁻¹ para *E. grandis* y entre 3,2 y 4,8 Mg ha⁻¹ para *P. taeda*, lo que supone un aporte relevante de dicho elemento.

2.5. Conclusiones

Los resultados obtenidos muestran la existencia de un patrón estacional de caída que puede verse afectado por las condiciones climáticas según la especie considerada. En el caso de *Eucalyptus sp.*, el patrón estacional no se vio alterado en función del año de estudio, ocurriendo lo opuesto en *Pinus sp.*, donde la distribución anual de caída resultó fuertemente perturbada. Además, se evidenció la existencia de relaciones entre la caída de hojarasca y distintas variables climáticas. Por otro lado, las fracciones presentes en mayor proporción (hojas y acículas), reprodujeron la estacionalidad de caída exhibida por la hojarasca en su totalidad, cuya cantidad producida representó una deposición anual de biomasa relevante sobre el suelo.

2.6. Bibliografía

- 1) Thompson LM, Troeh FR. Los suelos y su fertilidad. 4 a edición. Barcelona: Reverté; 2013. 649 p.
- 2) Goma-Tchimbakala J, Bernhard-Reversat F. Comparison of litter dynamics in three plantations of an indigenous timber-tree species (*Terminalia superba*) and a natural tropical forest in Mayombe, Congo. *Forest Ecol Manag.* 2006;229(1-3):304-313.
- 3) Aerts R. Climate, Leaf Litter Chemistry and Leaf Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems: A Triangular Relationship. *Oikos.* 1997;79(3):439-449.

- 4) Laclau P. Biomass and carbon sequestration of ponderosa pine plantations and native cypress forests in northwest Patagonia. *Forest Ecol Manag.* 2003;180(1-3):317-333.
- 5) Baker TG, Attiwill PM. Above-ground nutrient distribution and cycling in *Pinus radiata* D. Don and *Eucalyptus obliqua* L'Herit. forests in southeastern Australia. *Forest Ecol Manag.* 1985;13(1-2):41-52.
- 6) Farfan V. FF, Urrego JB. Descomposición de la hojarasca y liberación de nutrientes de *Coffea arabica* *Cordia alliodora* *Pinus oocarpa* y *Eucalyptus grandis* en sistemas agroforestales con café. *Cenicafé.* 2007; 58(1):20-39.
- 7) Bubb KA, Xu ZH, Simpson JA, Saffigna PG. Some nutrient dynamics associated with litterfall and litter decomposition in hoop pine plantations of southeast Queensland, Australia. *Forest Ecol Manag.* 1998;110(1-3):343-352.
- 8) Momolli DR, Schumacher MV, Viera M, Ludvichak AA, Guimarães C do C, Souza HP de. Litterfall and Nutrient Return in *Eucalyptus dunnii* Maiden in the Pampa Biome, Brazil. *J Agr Sci.* 2019;11(5):362-371.
- 9) Pook EW, Gill AM, Moore PHR. Long-term Variation of Litter Fall, Canopy Leaf Area and Flowering in a *Eucalyptus maculata* Forest on the South Coast of New South Wales. *Aust J Bot.* 1997;45(5): 737-755.
- 10) Schlatter JE, Gerding V, Calderón S. Aporte de la hojarasca al ciclo biogeoquímico en plantaciones de *Eucalyptus nitens*, X Región, Chile. *Bosque.* 2006;27(2):115-125.
- 11) Vargas GR de, Marques R, Bianchin JE, Teixeira WWR, Blum H. Biomass Deposition and Chemical Composition of Litterfall in Clonal *Eucalyptus* Plantations. *Floram.* 2019;26(2):1-10.
- 12) Theodorou C, Bowen GD. Effects of fertilizer on litterfall and N and P release from decomposing litter in a *Pinus radiata* plantation. *Forest Ecol Manag.* 1990;32(2-4):87-102.
- 13) Erkan N, Comez A, Aydin AC, Denli O, Erkan S. Litterfall in relation to stand parameters and climatic factors in *Pinus brutia* forests in Turkey. *Scand J Forest Res.* 2018;33(4):338-346.

- 14) Abelho M, Graça MAS. Effects of eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in Central Portugal. *Hydrobiologia*. 1996;324(3):195-204.
- 15) Demessie A, Singh BR, Lal R, Strand LT. Leaf litter fall and litter decomposition under *Eucalyptus* and coniferous plantations in Gambo District, southern Ethiopia. *Acta Agric Scand B*. 2011;62(5):1-10.
- 16) Piovesan G, Schumacher MV, Viera M, Lopes VG, Welter C. Deposição de serapilheira em povoamento de *Pinus*. *Pesqui Agropecu Trop*. 2012;42(2):206-211.
- 17) Hernández J, del Pino A, Califra A. Eucalyptus and pine stand spacing density study and its implications for carbon sequestration processes. Final Report. Montevideo: Facultad de Agronomía; 2014. 34 p.
- 18) Castaño JP, Giménez A, Ceroni M, Furest J, Aunchayna R, Bidegain M. Caracterización agroclimática del Uruguay 1980-2009. Montevideo: Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria; 2011. 34 p.
- 19) Altamirano A, Da Silva H, Durán A, Echeverría A, Panario D, Puentes R. Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay: Clasificación de Suelos. Montevideo: Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca; 1976. 96 p.
- 20) Soil Survey Staff. Keys to Soil Taxonomy, 12th ed. Washington: Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service; 2003. 360 p.
- 21) Allen, R., L. Pereira, D. Raes y M. Smith. 2006. Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Roma: Estudio FAO Riego y Drenaje 56; 2006. 298 p.
- 22) Kozlowski TT, Pallardy SG, Kramer PJ. Physiology of woody plants. 2 a edición. San Diego: Academic Press; 1997. 411 p.
- 23) O'Connell AM, Menage PMA. Litter fall and nutrient cycling in karri (*Eucalyptus diversicolor* F. Muell.) forest in relation to stand age. *Aust J Ecol*. 1982;7(1):49-62.

- 24) Nouvellon Y, Epron D, Marsden C, Kinana A, Le Maire G, Deleporte P, et al. Age-related changes in litter inputs explain annual trends in soil CO₂ effluxes over a full *Eucalyptus* rotation after afforestation of a tropical savannah. *Biogeochemistry*. 2012;111(1-3):515-533.
- 25) Urbano CN, Simonete MA, Ernani PR, Chaves DM, Moro L. Aporte de serapilheira e nutrientes ao solo em povoamentos jovens de *Eucalyptus* no planalto catarinense. *Enflo*. 2018;6(2):33-44.
- 26) Santos Neto AP, Barreto P a. B, Gama-Rodrigues EF da, Novaes AB de, Paula A de. Litter production in seasonal semideciduous forest and *Pterogyne nitens* Tul. and *Eucalyptus urophylla* S. T. Blake plantations in southwestern Bahia state, Brazil. *Cienc Florest*. 2015;25(3):633-643.
- 27) Briggs S, Maher M. Litter Fall and Leaf Decomposition in a River Red Gum (*Eucalyptus camaldulensis*) Swamp. *Aust J Bot*. 1983;31(3):307-316.
- 28) Thoranisorn S, Sahunalu P, Yoda K. Litterfall and productivity of *Eucalyptus camaldulensis* in Thailand. *J Trop Ecol*. 1991;7(2):275-279.
- 29) Crockford RH, Richardson DP. Litterfall, litter and associated chemistry in a dry sclerophyll eucalypt forest and a pine plantation in south-eastern Australia: 1. Litterfall and litter. *Hydrol Process*. 1998;12(3):365-384.
- 30) Lamb R. Litter Fall and Nutrient Turnover in Two Eucalypt Woodlands. *Aust J Bot*. 1985;33(1):1-14.
- 31) Cromer RN, Tompkins D, Barr NJ, Williams ER, Stewart HTL. Litter-Fall In a *Pinus radiata* Forest: The Effect of Irrigation and Fertilizer Treatments. *J Appl Ecol*. 1984;21:313-326.
- 32) Raison RJ, Myers BJ, Benson ML. Dynamics of *Pinus radiata* foliage in relation to water and nitrogen stress: I. Needle production and properties. *Forest Ecol Manag*. 1992;52(1-4):139-158.
- 33) Poggiani F. Nutrient cycling in *Eucalyptus* and *Pinus* plantations ecosystems: silvicultural implications. Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais, Piracicaba. 1985;31:33-40.

- 34) Baker AC, Murray BR. Seasonal intrusion of litterfall from non-native pine plantations into surrounding native woodland: Implications for management of an invasive plantation species. *Forest Ecol Manag.* 2012;277:25-37.
- 35) Li ZA, Zou B, Xia H, Ren H, Mo J, Weng H. Litterfall Dynamics of an Evergreen Broadleaf Forest and a Pine Forest in the Subtropical Region of China. *Forest Sci.* 2005;51(6):608-615.
- 36) Wienand KT, Stock WD. Long-term phosphorus fertilization effects on the litter dynamics of an age sequence of *Pinus elliottii* plantations in the southern Cape of South Africa. *Forest Ecol Manag.* 1995;75(1-3):135-146.

3. Dinámica de la descomposición del mantillo de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden y *Pinus taeda* L. y ciclaje de carbono al suelo.

Andrés Baietto^{1*}, Jorge Hernández², Amabelia del Pino²

¹ Departamento de Producción Forestal y Tecnología de la Madera, Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Garzón 780, Montevideo, Uruguay.

² Departamento de Suelos y Aguas, Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Garzón 780, Montevideo, Uruguay.

* Email: abaietto@fagro.edu.uy

Resumen. La sustitución de una vegetación de pasturas naturales por una cobertura forestal, implica la incorporación del mantillo al sistema. Su dinámica de descomposición, así como el reciclaje de carbono se vuelve particularmente relevante en este contexto. Los objetivos del trabajo fueron: (i) cuantificar y comparar la tasa de descomposición del mantillo de *Eucalyptus grandis* y *Pinus taeda*; (ii) cuantificar el contenido remanente de biomasa por especie; (iii) determinar y comparar el stock de carbono acumulado en el mantillo en ambas especies; (iv) determinar la composición química de los materiales que dan origen al mantillo forestal y; (v) caracterizar mediante técnicas isotópicas de análisis el aporte de carbono orgánico al suelo como resultado de la descomposición del mantillo. Se evaluó la descomposición de distintas capas de mantillo mediante la instalación de 3 trampas por especie subdivididas en 8 cuadrantes cada una. Esto permitió separar el material depositado estacionalmente durante 2 años, y estudiar la incorporación de carbono al suelo. Los resultados obtenidos no mostraron diferencias en la tasa de descomposición entre especies, así como para los momentos de inicio de evaluación considerados. Las hojas y acículas constituyeron las fracciones que alojaron la mayor proporción de biomasa y carbono. El contenido de carbono y ¹³C en el suelo fueron poco sensibles al aporte por parte del mantillo durante el período estudiado. Sin embargo, al considerar el aporte realizado desde la instalación del experimento, se evidenció una incorporación significativa de carbono al suelo bajo ambas especies forestales respecto a la condición inicial de pasturas naturales.

Palabras clave: isótopos estables, sistemas forestales, secuestro de carbono.

Abstract. The substitution of a vegetation of natural pastures by a forest cover implies the incorporation of the litter to the system. Its decomposition dynamics, as well as carbon recycling, becomes particularly relevant in this context. The objectives of this study were: (i) quantify and compare the decomposition rate of the litter of *Eucalyptus grandis* and *Pinus taeda*; (ii) quantify the remaining biomass content by species; (iii) determine and compare the carbon stock accumulated in the litter of both species; (iv) determine the chemical composition of the materials that give rise to forest litter and; (v) characterize using isotopic analysis techniques its carbon contribution to the soil as a result of decomposition of the litter. The decomposition of different layers of litter was evaluated by installing three traps per specie subdivided into eight quadrants each one. This allowed the separating of the material deposited seasonally during two years and the studying of the incorporation of carbon to the soil. The results obtained did not show differences in the decomposition rate between species, as well as for the different evaluation start times considered. The leaves and needles had the highest proportion of the total biomass and carbon. The carbon content and ^{13}C in the soil were not sensitive to the contribution of the litter. However, when considering the contribution made since the installation of the experiment, a significant incorporation of carbon into the soil was evident under both forest species with respect to the initial condition of natural pastures.

Keywords: stable isotopes, forestry systems, carbon sequestration.

3.1. Introducción

El mantillo es la capa que se forma mediante la deposición y acumulación de material vegetal forestal sobre la superficie del suelo mineral⁽¹⁾, constituyendo un horizonte de tipo orgánico⁽²⁾. La formación de dicho componente depende de un balance entre la tasa de caída de material y su velocidad de descomposición⁽³⁾. La velocidad de descomposición del mantillo es dependiente de su composición química⁽⁴⁾⁽⁵⁾⁽⁶⁾, características físicas⁽⁷⁾, degradación previa⁽⁸⁾ y de las condiciones climáticas particulares del sitio⁽⁹⁾⁽¹⁰⁾. La descomposición del mantillo puede ser explicada mediante el ajuste de un modelo exponencial decreciente que permite determinar una constante de descomposición asociada, cuya magnitud indica la tasa con la que se descompone un resto⁽¹¹⁾. Por otro lado, la velocidad con la que el mantillo es degradado, es variable entre especies⁽¹²⁾⁽¹³⁾⁽¹⁴⁾⁽¹⁵⁾ y guarda estrecha relación con la tasa de caída del mismo, la que varía según la especie y época del año⁽¹⁶⁾⁽¹⁷⁾⁽¹⁸⁾.

Los sistemas forestales han sido identificados como potenciales captadores de CO₂ atmosférico, siendo el mantillo un sumidero de importancia⁽⁵⁾⁽¹⁹⁾ y, a su vez, constituyendo una vía de ingreso de carbono al suelo⁽¹⁰⁾ con un efecto significativo en los primeros centímetros del mismo⁽²⁰⁾. La composición isotópica de carbono alojado en el mantillo forestal es variable entre especies y tiende a ser equivalente a la presente en el carbono del suelo⁽²¹⁾, ya que la proporción de ¹³C/¹²C de la materia orgánica del mismo es aproximadamente igual a la de los materiales vegetales de la que deriva⁽²²⁾⁽²³⁾. El uso de técnicas isotópicas de análisis a partir del estudio de la abundancia natural de ¹³C entre especies de la pastura y especies forestales, ha permitido avanzar en el conocimiento de este proceso, posibilitando cuantificar el aporte real de la especie forestal al carbono orgánico del suelo (COS).

Los sistemas forestales en Uruguay han sido implantados en sitios originalmente ocupados por pasturas naturales. Este cambio de cobertura, se caracteriza por la incorporación del mantillo forestal como un nuevo componente al sistema suelo-planta, el cual mantendría los beneficios ecosistémicos de secuestro de carbono al igual que en bosques naturales⁽³⁾. Por otro lado, los trabajos relacionados a esta temática suelen estar centrados en la determinación de la producción de la hojarasca y la descomposición del mantillo de forma independiente, no teniendo un enfoque integral que represente su dinámica de formación⁽⁸⁾⁽²⁴⁾⁽²⁵⁾. La necesidad de desarrollar una aproximación metodológica que permita estudiar la dinámica de formación

del mantillo junto a las hipótesis de que las especies forestales tienen diferencias en su tasa de descomposición y tiempo medio de residencia del carbono, justifican el abordaje del tema a través de este estudio. Los objetivos de este trabajo fueron: (i) cuantificar y comparar la tasa de descomposición del mantillo de *Eucalyptus grandis* y *Pinus taeda*; (ii) cuantificar el contenido remanente de biomasa por especie; (iii) determinar y comparar el stock de carbono acumulado en el mantillo de las dos especies; (iv) determinar la composición química de los materiales que dan origen al mantillo forestal y; (v) caracterizar mediante técnicas isotópicas de análisis el aporte de carbono orgánico al suelo como resultado de la descomposición del mantillo.

3.2. Materiales y métodos

3.2.1. Características del sitio experimental

El estudio se desarrolló en el Departamento de Rivera, Uruguay (Ruta 5, km 451, coordenadas: 31°23'55.11" S y 55°41'43.88" O). En este sitio, en el año 2003 se instalaron dos experimentos, uno con *E. grandis* y otro con *P. taeda*. En cada uno de los experimentos, se dispusieron tres tratamientos de densidades de plantación (816, 1111 y 2066 árboles ha⁻¹) en un diseño de bloques completos al azar con tres repeticiones. A los efectos del presente estudio, se evaluaron las parcelas de *E. grandis* y *P. taeda* con 816 árboles ha⁻¹ ya que constituye la situación más próxima a la realidad respecto a una condición de plantaciones destinadas a la producción de madera de calidad. El clima de la zona es templado con una temperatura media anual de 18,6 °C, una media de 12,4 °C en el mes más frío (julio) y de 24,6 °C en el más cálido (enero)⁽²⁶⁾. La precipitación media anual es de 1605 mm, con un máximo principal en otoño y un secundario en primavera, un mínimo principal en invierno y otro secundario de verano, aunque con gran variación interanual⁽²⁶⁾.

La vegetación nativa original del sitio era de pasturas naturales, dominada principalmente por gramíneas estivales perennes de ciclo fotosintético C4 (*Axonopus* spp., *Schizachyrium* spp., *Paspalum* spp., *Chloris* spp., *Andropogon* spp., *Eragrostis* spp. y *Aristida* spp.) y por algunas gramíneas invernales (*Briza* spp. y *Piptochaetium* spp.). El experimento fue instalado sobre un Molic Hapludalf⁽²⁷⁾ de la unidad cartográfica "Tres Cerros"⁽²⁸⁾, con un horizonte A franco arenoso de 50-60 cm de espesor, luego del cual presenta un horizonte Bt arcillo arenoso de 30-50 cm. El material parental de dicho suelo está constituido por rocas

sedimentarias de la Era Terciaria, fundamentalmente representado por areniscas finas y muy finas⁽²⁹⁾ con un paisaje caracterizado por la presencia de elevaciones de entre 8 y 15 % de pendiente asociadas a colinas planas. En el Cuadro 1 se incluye la caracterización del suelo bajo *E. grandis* y *P. taeda* en el que se ubicaron las parcelas del ensayo.

Cuadro 1. Características de los horizontes A, AB y B del suelo en el sitio de estudio.

Hor.	Prof.	Arcilla	Arena	Limo	pH ¹	C ¹	Al ¹	Ca ¹	Mg ¹	K ¹	Na ¹	BT ¹	CIC _e ¹	SB ¹²
	- cm -	- g kg ⁻¹ -			- H ₂ O -	- g kg ⁻¹ -	- cmol _c kg ⁻¹ -					- % -		
A	0-48	126	54	820	4,7 (±0,1)	9,36 (±1,82)	1,60 (±0,45)	1,33 (±0,32)	0,78 (±0,17)	0,26 (±0,05)	0,35 (±0,05)	2,73 (±0,51)	4,33 (±0,61)	63 (±9)
AB	48-66	233	87	681	4,7 (±0,1)	7,37 (±2,21)	2,14 (±0,87)	1,39 (±0,32)	0,77 (±0,21)	0,22 (±0,05)	0,40 (±0,02)	2,78 (±0,52)	4,92 (±1,04)	58 (±12)
Bt	66-90	342	116	543	4,7 (±0,1)	7,15 (±1,23)	4,01 (±1,36)	2,08 (±0,33)	1,31 (±0,34)	0,26 (±0,06)	0,43 (±0,07)	4,08 (±0,67)	8,09 (±1,71)	51 (±9)

¹ El valor entre paréntesis indica el desvío estándar. ²SB=(BT/CIC_e)/100. Hor.: Horizonte; Prof.: Profundidad; BT: Bases Totales; CIC_e: Capacidad de Intercambio Catiónico efectiva; SB: Saturación en Bases; C: Carbono orgánico por Walkley Black; Al: extracción con KCl 1M; Ca, Mg, K y Na: extracción con Acetato de Amonio 1M, pH: relación suelo:agua 1:2,5⁽²⁰⁾.

3.2.2. Estudio de descomposición

En cada parcela, se ubicó un área homogénea de 4 m de largo por 2 m de ancho, en la cual se retiró cuidadosamente el mantillo presente (horizonte O), descubriendo la superficie del suelo mineral. Luego se marcaron 8 cuadrantes de 1 m² de superficie, en cuyos vértices se colocaron estacas de madera de 1 m de altura, con la finalidad de rodear los lados de dichos cuadrantes con tejido de malla-sombra de plástico de 1 m de altura. El objetivo de dicha estructura, fue el de coleccionar la hojarasca que se fue desprendiendo de los árboles en cada estación del año, a la vez de estudiar la descomposición ocurrida entre estaciones. Para dichos cometidos, en la instalación del experimento, en cada uno de los ocho cuadrantes, se colocó sobre el suelo una capa de 1 m² de tejido de malla de plástico (1 mm² de abertura), con el fin de permitir la recolección de material no impidiendo el pasaje de aire y agua. En la primera fecha de muestreo estacional (a los tres meses de la instalación) se retiró al azar la malla de uno de los ocho cuadrantes con el material caído durante la estación, el cual se recogió para su posterior secado, molido, tamizado y análisis. En los restantes cuadrantes, se volvió a colocar una capa de 1 m² de tejido de malla de similares características a la utilizada en la primera fecha, de manera de recoger separadamente el material caído correspondiente a la siguiente estación. Al final de esta segunda estación, se retiraron al azar las dos mallas de uno de los siete cuadrantes remanentes, recogiendo separadamente el material caído durante la primera y la segunda estación. Dichas muestras fueron posteriormente secadas, molidas, tamizadas y analizadas. Con el material correspondiente a la primera capa en las dos fechas, se calculó la tasa de descomposición estacional del mismo. El procedimiento se continuó durante las siguientes estaciones, de manera que, al final de cada estación, se retiró el material existente en el cuadrante de muestreo seleccionado al azar y, en los restantes, se colocaron mallas de modo de separar el mantillo caído en la estación de muestreo del que cayó en la siguiente y así sucesivamente.

Durante la ejecución de la evaluación, se monitoreó la humedad relativa (%) y temperatura (°C), en una frecuencia de una determinación por hora. Por otro lado, fueron extraídos datos pluviométricos cercanos al sitio de estudio de los registros de la estación meteorológica automática del Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (coordenadas: 31°42'32" S y 55°49'36" O) (Figuras 1 y 2).

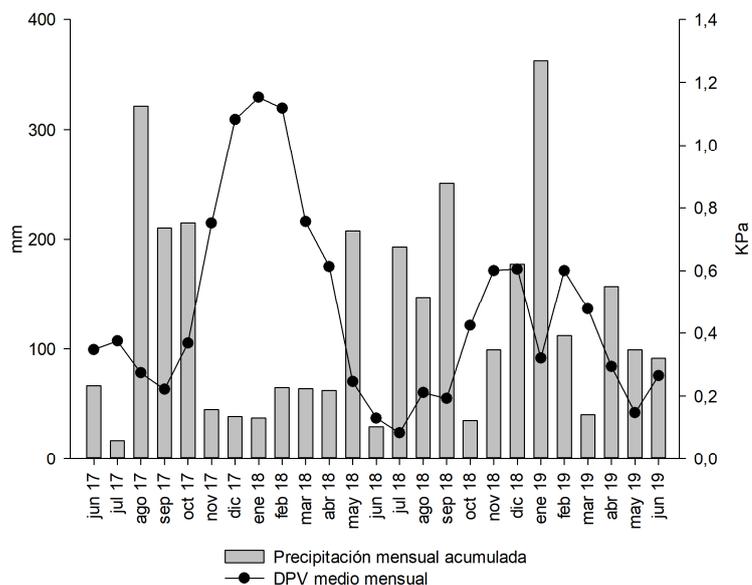


Figura 1. Evolución de la precipitación acumulada (mm) y de la temperatura media (°C) para el período de estudio.

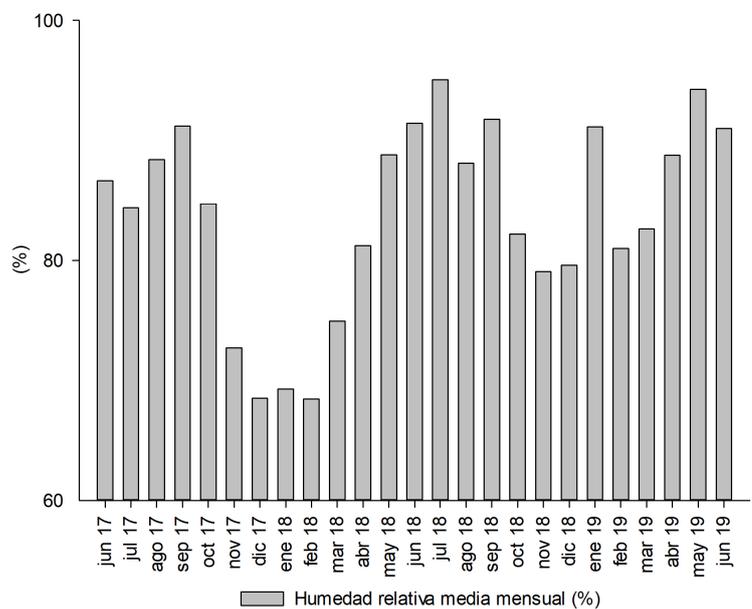


Figura 2. Evolución de la humedad relativa media mensual (%) durante el período de estudio.

El estudio dio inicio en junio del 2017 (invierno en el hemisferio sur), fecha a partir de la cual se comenzó con la toma de muestras. El muestreo consistió en la colecta del material de uno de los cuadrantes, con sus correspondientes capas, cada 3 meses, durante 2 años al final

de cada estación considerada. De esta manera, para cada fecha de muestreo, fue posible obtener la información de la biomasa de hojarasca caída por estación, y la tasa de descomposición correspondiente. El mantillo recogido en cada estación para las distintas capas separadas, fue secado en estufa con forzador marca Nova Ética® a 65 °C hasta peso constante y, posteriormente, separado por fracción (hojas, corteza y ramas menores a 5 mm de diámetro para el caso del mantillo de *E. grandis* y, acículas y ramas menores a 5 mm de diámetro en *P. taeda*). Finalmente se procedió a la determinación del peso seco total y por fracción.

Para evaluar los cambios ocurridos durante el estudio en la capa superficial del suelo en la concentración y stock de carbono, así como su abundancia natural de ^{13}C , se tomaron muestras compuestas (20 tomas) de forma estratificada a 0-3, 3-6, 6-9 9-12 y 12-20 cm de profundidad, bajo ambas especies, en los años 2017 y 2019, correspondientes al inicio y final de la evaluación.

3.2.3. Análisis químicos

Las muestras de mantillo secas y separadas por fracciones, fueron molidas hasta un tamaño de partícula <0,5 mm. Se procedió a colocar 1 g del material en un crisol de porcelana y mineralizar por vía seca en mufla a una temperatura de 550 °C durante 5 horas. Posteriormente se disolvieron las cenizas en HCl al 10 %. En el extracto resultante, se determinó P por colorimetría⁽³⁰⁾, Ca, Mg por absorción atómica y K y Na por emisión⁽³¹⁾. A su vez, las muestras recogidas fueron molidas hasta malla <100, determinándose su contenido C, N y relación isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ mediante el uso de un analizador elemental acoplado a un espectrómetro de masas marca INTEGRA-2⁽³²⁾.

Por otro lado, las muestras de suelo obtenidas al inicio y final del estudio, se secaron a 40 °C y se molieron hasta malla <100 para la determinación del carbono orgánico del suelo y la relación $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ mediante el uso de un analizador elemental acoplado a un espectrómetro de masas marca INTEGRA-2⁽³²⁾. Los datos correspondientes a la densidad aparente del suelo utilizada, así como de la concentración de C y la relación $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ del suelo bajo pasturas naturales, fueron obtenidas a partir de trabajos realizados previamente en el mismo sitio de estudio y bajo las mismas coberturas consideradas⁽²⁰⁾.

3.2.4. Determinación de $\delta^{13}\text{C}$ en suelo y mantillo

A partir de las relaciones $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ de las muestras de suelo y mantillo analizadas, se determinó el $\delta^{13}\text{C}$ mediante la siguiente expresión⁽²²⁾:

$$\delta^{13}\text{C} (\text{‰}) = \left[\frac{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_m}{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_r} - 1 \right] * 1000$$

Donde $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}_m$ es la relación isotópica para la muestra analizada y $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}_r$ es la relación isotópica del estándar de referencia (Pee Dee Belemnite).

A su vez, la determinación del aporte de carbono orgánico al suelo (COS) por parte del componente forestal al cabo de los dos años de evaluación, así como desde la instalación del experimento hasta el final del mismo respecto a la condición inicial de pasturas naturales, fue ejecutada de la siguiente manera⁽²⁰⁾:

$$\alpha (\%) = \left[\frac{(\delta - \delta_0)}{(\delta_1 - \delta_0)} \right] * 100$$

Dónde α (%) es la proporción de carbono joven, δ es el $\delta^{13}\text{C}$ del SOC del suelo a $t = 1$, δ_0 es el $\delta^{13}\text{C}$ del COS a $t = 0$ y δ_1 es el $\delta^{13}\text{C}$ de los residuos de la nueva vegetación. En el caso del aporte del componente forestal al cabo de los dos años de evaluación, α (%) es la proporción de carbono joven incorporado por cada especie en el período, δ es el $\delta^{13}\text{C}$ del COS al final del estudio, δ_0 es el $\delta^{13}\text{C}$ del COS al inicio del estudio y δ_1 es el $\delta^{13}\text{C}$ del mantillo forestal de cada especie. Por otro lado, en la estimación del aporte desde la instalación del experimento en el año 2003, α (%) es la proporción de carbono joven incorporado por cada especie en el período, δ es el $\delta^{13}\text{C}$ del COS bajo cada especie al final del estudio, δ_0 es el $\delta^{13}\text{C}$ del COS bajo pasturas naturales aledañas y δ_1 es el $\delta^{13}\text{C}$ del mantillo forestal de cada especie. El $\delta^{13}\text{C}$ del mantillo considerado en ambos casos fue el determinado en este trabajo para el material acumulado durante los dos años de evaluación (-30,12 ‰ en *E. grandis* y -29,51 ‰ en *P. taeda*).

3.2.5. Análisis estadísticos

Para las sucesivas fechas de muestreo y capas consideradas, la determinación de la cantidad de biomasa remanente de mantillo, se basó en la tasa de descomposición para el

período. La tasa de descomposición para cada especie y capa de mantillo fue estimada a través del ajuste de un modelo de disminución exponencial como el que se muestra a continuación⁽¹¹⁾:

$$\frac{P}{P_{\text{inicial}}} = e^{-kt}$$

dónde P/P_{inicial} es la proporción de mantillo residual al tiempo t en meses, y k la constante de descomposición del mismo, cuya magnitud indica la tasa con la que se descompone el mantillo. La comparación del parámetro k fue realizado a través del análisis de Suma de Cuadrados Extra⁽³³⁾. El ajuste de los modelos fue ejecutado con SAS Studio® mediante el proceso NLIN⁽³⁴⁾ y posterior comparación del parámetro k entre especies y para las distintas capas mediante una prueba F considerando significativo un $P < 0,05$. A partir de este modelo se calculó la vida media, o sea el tiempo requerido para la descomposición del 50 % de la biomasa inicial. Se consideraron únicamente las capas de mantillo en las cuales el ajuste fue satisfactorio, lo cual fue alcanzado en tres de ellas donde el número de observaciones resultó suficiente, correspondiendo a distintos momentos de inicio de evaluación, C1 (invierno año 1), C2 (primavera año 1) y C3 (verano año 1).

La concentración de C y nutrientes, así como de la cantidad de biomasa por fracción correspondientes a la caracterización inicial del mantillo, para cada especie individualmente, fueron analizadas mediante Análisis de la Varianza con posterior prueba de comparación múltiple de medias de Tukey. Las diferencias entre especies en la concentración y stock de C, $\delta^{13}\text{C}$ y biomasa de mantillo acumulada, se evaluaron a través de tests-T para muestras independientes. Por otro lado, la comparación de la concentración y stock de C y $\delta^{13}\text{C}$ del suelo al inicio respecto al final del estudio, bajo cada especie forestal individualmente, fue realizada con tests-T para muestras relacionadas. Las diferencias en concentración y stock de C y $\delta^{13}\text{C}$ del suelo entre las coberturas consideradas, se analizó mediante tests-T para muestras independientes, así como en la comparación entre las especies forestales respecto al aporte de carbono joven al suelo (α). En todos los casos, se consideró un $P < 0,05$ como significativo y se comprobaron los supuestos de homogeneidad de varianzas y normalidad. Por otro lado, se evaluaron las relaciones de asociación de un grupo de variables climáticas (precipitación media acumulada, temperatura media y humedad relativa media) y el contenido remanente de biomasa y de los nutrientes considerados mediante un análisis de correlación de Spearman.

Tanto los análisis de la varianza realizados, los test-T para muestras relacionadas, los test-T para muestras independientes, las pruebas post-hoc y los análisis de correlación fueron ejecutados mediante el software estadístico Infostat®.

3.3. Resultados

3.3.1. Caracterización inicial del material

Las características químicas del material de partida en las distintas capas de mantillo de *P. taeda* por estación, en las que el ajuste del modelo de descomposición fue satisfactorio, se presentan en el Cuadro 2. No hubo diferencias en la relación C:N ni en la concentración de C, N y P, entre las capas. Por otro lado, la concentración de K y Mg fue 69 y 28 % mayor respectivamente en la capa formada durante la primavera del primer año (C2) en relación a la de invierno (C1). En el Na, dicha variable estuvo 24 % por encima en la capa C1, respecto a la originada en la estación estival del primer año (C3). Finalmente, la concentración de Ca en las capas C1 y C2 se mostró 19 y 31 % superior respectivamente a la observada en la capa depositada durante el verano.

Cuadro 2. Concentración inicial de nutrientes en el mantillo de *P. taeda* capturado en las trampas para las distintas capas evaluadas.

	C:N	C	N	K	Na	Mg	Ca	P
- g kg ⁻¹ - ¹								
C1	58	421,34	8,06	1,00	0,42	0,74	3,93	0,41
	(±8)	(±18,47)	(±0,51)	(±0,15)	(±0,01)	(±0,06)	(±0,10)	(±0,07)
	a	a	a	b	a	b	a	a
C2	50	451,12	9,26	1,69	0,37	0,95	4,31	0,54
	(±4)	(±8,44)	(±0,91)	(±0,09)	(±0,01)	(±0,04)	(±0,12)	(±0,04)
	a	a	a	a	ab	a	a	a
C3	65	431,61	7,06	1,52	0,34	0,91	3,30	0,49
	(±6)	(±9,51)	(±0,60)	(±0,18)	(±0,02)	(±0,04)	(±0,08)	(±0,06)

¹ Letras diferentes en la misma columna indican diferencias significativas por el test de comparación múltiple de Tukey (P<0,05). El valor entre paréntesis corresponde al error estándar (n=3). C1: capa invierno año 1, C2: capa primavera año 1, C3: capa verano año 1.

En *E. grandis* (Cuadro 3), no se encontraron diferencias en la concentración de Ca y P entre las diferentes capas. El Na presentó mayor concentración en la capa de primavera del primer año en relación al resto de las capas consideradas, siendo 46 y 51 % mayor, en la capa C2 comparado con las C1 y C3 respectivamente. La relación C:N estuvo 76 y 42 % por encima en la capa acumulada en verano del primer año comparado con la presente en las C1 y C2 respectivamente. La concentración de N resultó 40 y 86 % mayor en el caso de la capa de invierno del primer año respecto a registrada en las C2 y C3, mientras que, en el caso del C, fue levemente superior en las capas C1 (7 %) y C2 (6 %). Por otro lado, la concentración de K fue 53 % superior en la capa de primavera del primer año en relación a la C3. En cuanto a la concentración de Mg, el registro superior se dio en la capa depositada en primavera (28 % mayor respecto a la capa C1).

Cuadro 3. Concentración inicial de nutrientes en el mantillo de *E. grandis* capturado en las trampas para las distintas capas evaluadas.

	C:N	C	N	K	Na	Mg	Ca	P
- g kg ⁻¹ - ¹								
C1	58	472,50	10,63	2,03	0,72	1,41	8,52	0,31
	(±1)	(±6,24)	(±0,62)	(±0,14)	(±0,02)	(±0,06)	(±0,33)	(±0,02)
	b	a	a	ab	b	b	a	a
C2	72	468,79	7,62	2,67	1,05	1,70	8,10	0,31
	(±7)	(±4,50)	(±0,50)	(±0,13)	(±0,05)	(±0,03)	(±0,42)	(±0,02)
	b	a	b	a	a	a	a	a
C3	102	441,04	5,71	1,75	0,64	1,56	7,03	0,26
	(±9)	(±6,10)	(±0,394)	(±0,22)	(±0,04)	(±0,03)	(±0,54)	(±0,03)
	a	b	b	b	b	ab	a	a

¹ Letras diferentes en la misma columna indican diferencias significativas por test de comparación múltiple de Tukey (P<0,05). El valor entre paréntesis corresponde al error estándar (n=3). C1: capa invierno año 1, C2: capa primavera año 1, C3: capa verano año 1.

3.3.2. Descomposición del mantillo

En las Figuras 3 y 4 se presentan los modelos de regresión ajustados para *P. taeda* y *E. grandis* respecto a la proporción de peso seco remanente de las capas consideradas.

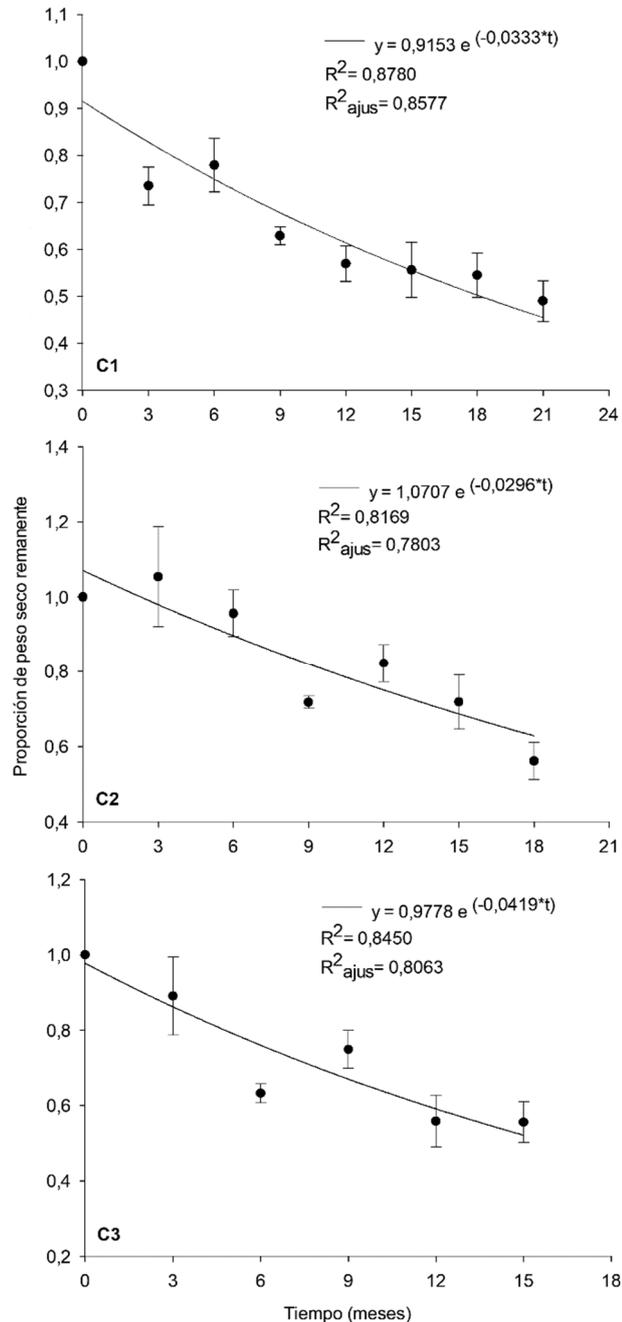


Figura 3. Modelos ajustados para el mantillo de *P. taeda* para los distintos momentos de inicio de evaluación considerados, C1 (invierno año 1), C2 (primavera año 1) y C3 (verano año 1). Las barras verticales indican el error estándar (n=3).

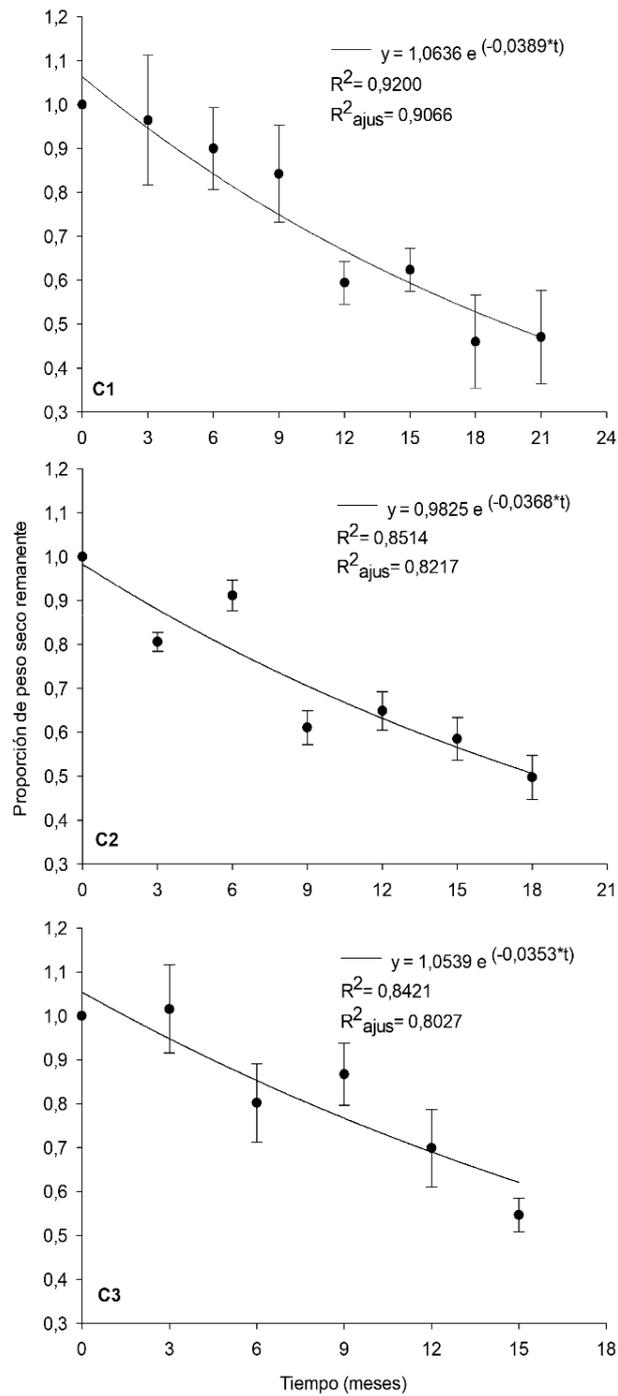


Figura 4. Modelos ajustados para el mantillo de *E. grandis* para los distintos momentos de inicio de evaluación considerados, C1 (invierno año 1), C2 (primavera año 1) y C3 (verano año 1). Las barras verticales indican el error estándar (n=3).

Los ajustes alcanzados fueron caracterizados por la estimación de parámetros significativos (A y k), valores elevados de R^2 y R^2_{ajus} y errores estándar de regresión (S_{xy}) bajos,

los que evidencian la escasa diferencia entre los valores reales y los estimados por el modelo regresión. El resumen de los ajustes, significancia de los parámetros, intervalos de confianza y otros estadísticos asociados son presentados en el Cuadro 4.

Cuadro 4. Intervalos de confianza, significancia de parámetros de los modelos y medidas de bondad de ajuste.

Especie	Capas		
	C1	C2	C3
<i>Pinus taeda</i>			
A	0,9153 (P<0,0001)	1,0707 (P<0,0001)	0,9778 (P=0,0001)
IC (95 %)	[0,8021, 1,0284]	[0,9098, 1,2316]	[0,7987, 1,1570]
k	0,0333 (P=0,0006)	0,0296 (P=0,006)	0,0419 (P=0,01)
IC (95 %)	[0,0208, 0,0458]	[0,0129, 0,0463]	[0,0166, 0,0672]
R ²	0,8780	0,8169	0,8450
R ² ajus	0,8577	0,7803	0,8063
S _{xy}	0,0634	0,0838	0,0808
<i>Eucalyptus grandis</i>			
A	1,0636 (P<0,0001)	0,9825 (P<0,0001)	1,0539 (P<0,0001)
IC (95 %)	[0,9414, 1,1857]	[0,8290, 1,1361]	[0,8786, 1,2293]
k	0,0389 (P=0,0002)	0,0368 (P=0,0035)	0,0353 (P=0,0114)
IC (95 %)	[0,0267, 0,0510]	[0,0186, 0,0550]	[0,0132, 0,0574]
R ²	0,9200	0,8514	0,8421
R ² ajus	0,9066	0,8217	0,8027
S _{xy}	0,0673	0,0785	0,0801

C1: capa invierno año 1, C2: capa primavera año 1, C3: capa verano año 1, IC: intervalo de confianza.

Las tasas de descomposición del mantillo (k) obtenidas a través del ajuste de los modelos (Cuadro 5), no mostraron diferencias significativas entre las especies en ninguna de las capas consideradas para los inicios de evaluación estudiados (C1 P=0,45, C2 P=0,47, C3 P=0,60). Por otro lado, la proporción de biomasa remanente de la capa C1, en el caso de *P. taeda*, alcanzó en promedio el 49 % del peso del material original al final del estudio, en cambio, para *E. grandis* llegó al 47 %. Para la capa C2, la proporción de biomasa remanente fue de 56 % para el mantillo de *P. taeda* y 50 % en *E. grandis*. En el caso de la capa C3, la variable alcanzó el 56 y 55 % para cada especie, respectivamente. Por otro lado, en el Cuadro 6, se presenta la comparación entre las tasas de descomposición (k) obtenidas a partir del ajuste de

los modelos por capa y especie individualmente. Los resultados muestran que no existieron diferencias entre las tasas de descomposición obtenidas para las capas de mantillo analizadas, tanto para *E. grandis* (k_{C1} vs k_{C2} $P=0,81$, k_{C1} vs k_{C3} $P=0,70$ y, k_{C2} vs k_{C3} $P=0,89$), como para *P. taeda* (k_{C1} vs k_{C2} $P=0,66$, k_{C1} vs k_{C3} $P=0,40$ y, k_{C2} vs k_{C3} $P=0,30$).

Cuadro 5. Porcentaje de peso seco remanente de mantillo (%), tasa de descomposición k (meses^{-1}) y vida media (meses) para *E. grandis* y *P. taeda*.

Capa	Especie	Peso seco remanente	k	Vida media
		- % -	- meses^{-1} - ¹	- meses -
C1	<i>P. taeda</i>	49	0,0333 a	18,16
	<i>E. grandis</i>	47	0,0389 a	19,40
C2	<i>P. taeda</i>	56	0,0296 a	25,73
	<i>E. grandis</i>	50	0,0368 a	18,36
C3	<i>P. taeda</i>	55	0,0419 a	16,01
	<i>E. grandis</i>	55	0,0353 a	21,12

¹ Letras diferentes indican diferencias significativas F-test ($P<0,05$) entre especies para la tasa de descomposición de cada capa considerada. C1: capa invierno año 1, C2: capa primavera año 1, C3: capa verano año 1.

Cuadro 6. Comparación de las tasas de descomposición obtenidas de los modelos ajustados en distintos comienzos de evaluación.

Especie	k	
	- meses^{-1} - ¹	
<i>E. grandis</i>	k_{C1} : 0,0389 a	k_{C2} : 0,0368 a
	k_{C1} : 0,0389 a	k_{C3} : 0,0353 a
	k_{C2} : 0,0368 a	k_{C3} : 0,0353 a
<i>P. taeda</i>	k_{C1} : 0,0333 a	k_{C2} : 0,0296 a
	k_{C1} : 0,0333 a	k_{C3} : 0,0419 a
	k_{C2} : 0,0296 a	k_{C3} : 0,0419 a

¹ Letras diferentes en la misma fila indican diferencias significativas F-test ($P<0,05$). k_{C1} : tasa de descomposición ajustada con el modelo capa invierno año 1 (C1), k_{C2} : tasa de descomposición ajustada con el modelo capa primavera año 1 (C2), k_{C3} : tasa de descomposición ajustada con el modelo capa verano año 1 (C3).

Respecto a la biomasa remanente en las distintas capas de mantillo y las variables climáticas registradas durante la ejecución del experimento, en el caso de *P. taeda*, se identificó

una correlación negativa y significativa únicamente con la humedad relativa media, mientras que, *E. grandis* mostró una relación negativa y significativa para la precipitación acumulada y la humedad relativa (Cuadro 7).

Cuadro 7. Coeficientes de correlación de Spearman entre la biomasa remanente y variables climáticas estacionales para las distintas capas del mantillo de *P. taeda* y *E. grandis*.

Biomasa remanente	Precipitación acumulada	Humedad relativa media	Temperatura media
<i>Pinus taeda</i>	-0,263 P=0,0551	-0,418* P=0,0017	0,135 P=0,3296
<i>Eucalyptus grandis</i>	-0,333* P=0,0138	-0,355* P=0,0085	0,000 P>0,9999

¹ Coeficientes de correlación de Spearman con asteriscos indican significancia (P<0,05), n=54.

3.3.3. Stock de carbono remanente en el mantillo

En relación a la disminución del stock de carbono alojado en las capas analizadas, los resultados son presentados en el Cuadro 8.

Cuadro 8. Stock de carbono inicial y final para las capas de mantillo analizadas de *E. grandis* y *P. taeda*.

Capas	<i>P. taeda</i>		<i>E. grandis</i>	
	C _i ¹	C _f ¹	C _i ¹	C _f ¹
- Mg ha ⁻¹ -				
C1	2,20 (±0,08) a	1,12 (±0,07) b	1,91 (±0,05) a	0,88 (±0,10) b
C2	2,37 (±0,03) a	1,33 (±0,11) b	3,77 (±0,09) a	1,88 (±0,24) b
C3	5,12 (±0,05) a	2,84 (±0,27) b	3,26 (±0,18) a	1,77 (±0,03) b

¹ Letras diferentes en la misma fila indican diferencias significativas por test-T (P<0,05) para cada especie individualmente. El valor entre paréntesis corresponde al error estándar (n=3). C1: capa invierno año 1, C2: capa primavera año 1, C3: capa verano año 1.

Los resultados obtenidos muestran una pérdida significativa de carbono alojado en las capas analizadas en ambas especies. Para *P. taeda*, la disminución alcanzó el 51 % en la capa C1, 58 % en la capa C2 y un 55 % en la capa C3. En *E. grandis*, la caída llegó al 46 % en la capa depositada en invierno (C1), 50 % en la originada en primavera (C2) y 54 % en la formada durante la estación estival del primer año de evaluación (C3).

3.3.4. Stock de carbono en el mantillo acumulado

Los resultados del stock de carbono acumulado en el mantillo durante los dos años de evaluación, lo que corresponde al resultante neto de ganancias y pérdidas para cada especie, son presentados en el Cuadro 9.

Cuadro 9. Biomasa, concentración y stock de C acumulado en el mantillo por fracciones al final del período de evaluación.

Especie	Biomasa ¹	C ¹		δ ¹³ C ¹
	- Mg ha ⁻¹ -	- g kg ⁻¹ -	- Mg ha ⁻¹ -	- ‰ -
<i>Pinus taeda</i>				
Acículas	12,13 (±0,54) a	417,07 (±4,62) b	5,27 (±0,26) a	-29,54 (±0,11) a
Ramas	0,71 (±0,29) b	468,34 (±16,46) a	0,32 (±0,13) b	-28,97 (±0,33) a
<i>Eucalyptus grandis</i>				
Hojas	7,74 (±0,33) a	425,02 (±16,45) a	3,41 (±0,09) a	-30,15 (±0,28) a
Ramas	3,31 (±0,19) b	448,52 (±18,68) a	1,43 (±0,07) b	-30,08 (±0,07) a
Corteza	1,58 (±0,34) c	450,40 (±4,62) a	0,69 (±0,14) b	-30,03 (±0,19) a

¹ Letras diferentes en la misma columna para cada especie indican diferencias significativas por Tukey (P<0,05). El valor entre paréntesis corresponde al error estándar (n=3).

En *E. grandis* (P<0,0001), la fracción hojas fue la que alojó la mayor proporción de C, seguido por las ramas y por último la corteza, la que representó una fracción marginal. Al considerar la concentración de C para las distintas fracciones, los resultados muestran que no existieron diferencias significativas entre fracciones en la variable (P=0,4428). Por otro lado, en *P. taeda*, la fracción acículas fue la que alojó la mayor proporción del stock de carbono, siendo las ramas minoritarias (P=0,0001). En el caso de la concentración de C, los resultados mostraron diferencias significativas entre las fracciones de mantillo consideradas (P=0,0400), siendo superior en las ramas en relación a las acículas. Por su parte, la concentración promedio de carbono en el total del mantillo de *E. grandis* (432,06±13,57 g kg⁻¹) y *P. taeda* (417,38±5,99 g kg⁻¹) no difirieron significativamente (P=0,3785). En este sentido, el stock total de C en el mantillo de *P. taeda* alcanzó un valor de 5,59±0,34 Mg ha⁻¹, mientras que en el caso de *E.*

grandis fue de $5,53 \pm 0,27 \text{ Mg ha}^{-1}$, no existiendo diferencias estadísticamente significativas entre las especies evaluadas ($P=0,8930$).

En el caso del $\delta^{13}\text{C}$, no existieron diferencias significativas entre las distintas fracciones del mantillo, tanto en *P. taeda* ($P=0,1767$) como en *E. grandis* ($P=0,9171$). Respecto al $\delta^{13}\text{C}$ para el mantillo en su conjunto, en *P. taeda* alcanzó un valor de $-29,51 \pm 0,09 \text{ ‰}$, el cual no resultó significativamente distinto al registrado en *E. grandis*, el cual que fue de $-30,12 \pm 0,21 \text{ ‰}$, aunque mostrando cierta tendencia a ser más negativo en este último ($P=0,0540$).

En relación a la biomasa de total de mantillo, alcanzó los $12,84 \pm 0,73 \text{ Mg ha}^{-1}$ en *P. taeda* y $12,63 \pm 0,77 \text{ Mg ha}^{-1}$ en el caso de *E. grandis*, no existiendo diferencias significativas en peso seco entre las especies en estudio ($P=0,8490$). Considerando la masa inicial de cada capa respecto a su réplica correspondiente al final de la evaluación, la biomasa remanente del mantillo acumulado hasta el final del estudio cayó un $77 \pm 10 \%$ y $72 \pm 5 \%$ del material depositado originalmente para *P. taeda* y *E. grandis* respectivamente.

3.3.5. Cambio en la concentración y stock de C y $\delta^{13}\text{C}$ en el suelo.

Los resultados obtenidos de $\delta^{13}\text{C}$ del COS bajo las coberturas forestales consideradas respecto al presente en las pasturas naturales se presentan en el Cuadro 10.

Cuadro 10. $\delta^{13}\text{C}$ del COS bajo *P. taeda*, *E. grandis* y Pasturas naturales al final del estudio.

	<i>P. taeda</i> ¹	<i>E. grandis</i> ¹	Pasturas naturales ¹
Profundidad	- $\delta^{13}\text{C}$ -		
(cm)	- ‰ -		
0-3	-23,37 ($\pm 0,39$) B	-24,15 ($\pm 0,22$) b	-18,28 ($\pm 0,21$) Aa
3-6	-20,78 ($\pm 0,43$) B	-20,26 ($\pm 0,22$) b	-17,55 ($\pm 0,09$) Aa
6-9	-19,38 ($\pm 0,23$) B	-18,83 ($\pm 0,27$) b	-16,82 ($\pm 0,20$) Aa
9-12	-18,64 ($\pm 0,48$) B	-18,22 ($\pm 0,18$) b	-16,29 ($\pm 0,12$) Aa
12-20	-17,99 ($\pm 0,29$) B	-17,47 ($\pm 0,43$) a	-15,58 ($\pm 0,05$) Aa

¹ Letras mayúsculas diferentes en la misma fila indican diferencias significativas por test-T ($P < 0,05$) entre *P. taeda* y Pasturas naturales. Letras minúsculas diferentes en la misma fila indican diferencias significativas por test-T ($P < 0,05$) entre *E. grandis* y Pasturas naturales. El valor entre paréntesis corresponde al error estándar ($n=3$).

Los mismos mostraron diferencias significativas caracterizadas por menores registros para todos los estratos en *P. taeda*, ocurriendo algo similar en *E. grandis* con excepción de la

capa de 12 a 20 cm de profundidad. El comportamiento general en las especies forestales como en las pasturas naturales fue marcado por un incremento de la variable con la profundidad.

En el Cuadro 11, se presentan los resultados correspondientes al aporte de C joven al suelo por la cobertura forestal desde el momento de la instalación del experimento (año 2003) hasta la finalización de la presente evaluación. Los mismos, manifiestan una incorporación relevante de C en los primeros 3 y 6 cm de suelo, siendo que el 45,31 y 27,07 % del COS corresponde al C joven aportado por *P. taeda*, mientras que en *E. grandis* fue de 49,54 y 21,59 % para cada estrato respectivamente. A su vez, *E. grandis* realizó un aporte mayor en los primeros 3 cm del suelo (test-T, P=0,0025).

Cuadro 11. Stock de COS derivado del componente forestal desde la instalación del experimento (2003) hasta la fecha de finalización del estudio (2019).

Profundidad (cm)	<i>P. taeda</i> ¹	<i>E. grandis</i> ¹
	C - Mg ha ⁻¹ -	
0-3	1,66 (±0,12) b	3,11 (±0,18) a
3-6	0,79 (±0,16) a	0,85 (±0,13) a
6-9	0,68 (±0,17) a	0,58 (±0,05) a
9-12	0,52 (±0,09) a	0,51 (±0,04) a
12-20	1,19 (±0,19) a	1,32 (±0,34) a
0-20	4,83 (±0,56) a	6,36 (±0,72) a

¹ Letras diferentes en la misma fila indican diferencias significativas por test-T (P<0,05) entre especies para el aporte de C joven en términos absolutos. El valor entre paréntesis corresponde al error estándar (n=3).

Al comparar la totalidad del COS alojado bajo una cobertura de pasturas naturales aledaña al experimento (Cuadro 12) con el existente bajo ambas coberturas forestales al final del estudio, no se registraron diferencias significativas en la variable. Por otro lado, el stock de COS fue mayor bajo *E. grandis* respecto a *P. taeda* en los primeros 3 cm de suelo (test-T, P=0,0115), así como en el estrato de 12 a 20 cm (test-T, P=0,0273), no existiendo diferencias significativas para el resto de las profundidades, aunque mostrando tendencias hacia un mayor stock en *E. grandis* considerando el espesor total (test-T, P=0,0606).

Cuadro 12. Stock de C en el suelo bajo *P. taeda*, *E. grandis* y pasturas naturales al final del estudio.

	<i>P. taeda</i> ¹	<i>E. grandis</i> ¹	Pasturas naturales ¹
Profundidad (cm)	C - Mg ha ⁻¹ -		
0-3	3,70 (±0,45) A	6,28 (±0,37) a	5,31 (±1,10) Aa
3-6	2,86 (±0,41) A	3,89 (±0,38) a	4,74 (±0,94) Aa
6-9	3,30 (±0,24) A	3,90 (±0,54) a	4,02 (±0,87) Aa
9-12	2,96 (±0,47) A	3,63 (±0,29) a	3,78 (±0,70) Aa
12-20	7,03 (±0,62) A	10,09 (±0,65) a	9,16 (±1,49) Aa
0-20	19,85 (±2,19) A	27,79 (±2,14) a	27,01 (±4,98) Aa

¹ Letras mayúsculas diferentes en la misma fila indican diferencias significativas por test-T (P<0,05) entre *P. taeda* y Pasturas naturales. Letras minúsculas diferentes en la misma fila indican diferencias significativas por test-T (P<0,05) entre *E. grandis* y Pasturas naturales. El valor entre paréntesis corresponde al error estándar (n=3).

Los cambios en la concentración de carbono y sus fracciones isotópicas en el suelo durante los dos años de evaluación (Cuadros 13 y 14), en líneas generales, no mostraron diferencias significativas para las diferentes profundidades evaluadas bajo ambas coberturas. Únicamente se observó una reducción significativa de 0,87 ‰ del δ¹³C en la capa de 3 a 6 cm bajo *E. grandis*. Por otro lado, el stock de COS (Cuadro 15), sigue la misma tendencia observada en la concentración de dicho elemento, no detectándose diferencias significativas entre las determinaciones al inicio y al final del estudio para cada especie individualmente.

Cuadro 13. δ¹³C y C en el suelo al inicio y al final del estudio bajo *P. taeda*.

Prof. (cm)	δ ¹³ C _i ¹ - ‰ -	δ ¹³ C _f ¹ - ‰ -	C _i ¹ - ‰ -	C _f ¹ - ‰ -
0-3	-23,72 (±0,06) a	-23,37 (±0,39) a	1,07 (±0,18) a	0,94 (±0,10) a
3-6	-19,91 (±0,37) a	-20,78 (±0,43) a	0,76 (±0,06) a	0,70 (±0,06) a
6-9	-18,92 (±0,32) a	-19,38 (±0,23) a	0,67 (±0,09) a	0,77 (±0,10) a
9-12	-17,46 (±0,60) a	-18,64 (±0,48) a	0,65 (±0,05) a	0,69 (±0,04) a
12-20	-17,89 (±0,51) a	-17,99 (±0,29) a	0,62 (±0,05) a	0,64 (±0,01) a

¹ Letras diferentes en la misma fila por especie indican diferencias significativas por test-T (P<0,05). El valor entre paréntesis corresponde al error estándar (n=3).

Cuadro 14. $\delta^{13}\text{C}$ y C en el suelo al inicio y al final del estudio bajo *E. grandis*.

Prof.	$\delta^{13}\text{C}_i^1$	$\delta^{13}\text{C}_f^1$	C_i^1	C_f^1
(cm)	- ‰ -		- ‰ -	
0-3	-22,75 ($\pm 0,56$) a	-24,15 ($\pm 0,22$) a	1,58 ($\pm 0,19$) a	1,89 ($\pm 0,11$) a
3-6	-19,22 ($\pm 0,48$) a	-20,26 ($\pm 0,22$) b	0,99 ($\pm 0,13$) a	1,01 ($\pm 0,07$) a
6-9	-18,60 ($\pm 0,10$) a	-18,83 ($\pm 0,27$) a	0,90 ($\pm 0,08$) a	0,89 ($\pm 0,08$) a
9-12	-17,86 ($\pm 0,43$) a	-18,22 ($\pm 0,18$) a	0,71 ($\pm 0,14$) a	0,83 ($\pm 0,04$) a
12-20	-17,14 ($\pm 0,23$) a	-17,47 ($\pm 0,43$) a	0,77 ($\pm 0,02$) a	0,86 ($\pm 0,05$) a

¹ Letras diferentes en la misma fila por especie indican diferencias significativas por test-T ($P < 0,05$). El valor entre paréntesis corresponde al error estándar ($n=3$).

Cuadro 15. Stock de C en el suelo al inicio y al final del estudio bajo *P. taeda* y *E. grandis*.

Prof.	<i>P. taeda</i> ¹		<i>E. grandis</i> ¹	
	C_i	C_f	C_i	C_f
(cm)	- Mg ha ⁻¹ -			
0-3	4,20 ($\pm 0,73$) a	3,70 ($\pm 0,45$) a	5,21 ($\pm 0,53$) a	6,28 ($\pm 0,37$) a
3-6	3,09 ($\pm 0,23$) a	2,87 ($\pm 0,42$) a	3,80 ($\pm 0,62$) a	3,89 ($\pm 0,38$) a
6-9	2,91 ($\pm 0,35$) a	3,30 ($\pm 0,24$) a	3,93 ($\pm 0,53$) a	3,90 ($\pm 0,54$) a
9-12	2,77 ($\pm 0,23$) a	2,96 ($\pm 0,48$) a	3,11 ($\pm 0,69$) a	3,63 ($\pm 0,29$) a
12-20	6,86 ($\pm 0,57$) a	7,04 ($\pm 0,61$) a	9,04 ($\pm 0,25$) a	10,09 ($\pm 0,65$) a
0-20	19,83 ($\pm 1,98$) a	19,86 ($\pm 2,19$) a	25,08 ($\pm 2,36$) a	27,79 ($\pm 2,14$) a

¹ Letras diferentes en la misma fila por especie indican diferencias significativas por test-T ($P < 0,05$). El valor entre paréntesis corresponde al error estándar ($n=3$).

En relación al aporte de C joven durante los dos años de evaluación (Cuadro 16), se evidenciaron diferencias significativas para los primeros 3 cm de suelo, con una contribución de 18,33 % en *E. grandis* y una pérdida de 5,99 % bajo *P. taeda*. Para estratos a mayores profundidades, la incorporación fue inferior, no presentando diferencias significativas entre las especies. En términos absolutos, el contenido de C joven aportado por *E. grandis* al suelo fue significativamente superior respecto al ocurrido en el caso de *P. taeda* para el estrato superior (test-T, $P=0,0108$), siguiendo la tendencia observada previamente en términos relativos. Por

otro lado, considerando los primeros 20 cm de suelo en su conjunto, existió un aporte significativamente mayor en *E. grandis* (test-T, $P=0,0173$).

Cuadro 16. Proporción y stock del COS derivado de la especie forestal en el suelo al inicio y al final del estudio bajo *P. taeda*, *E. grandis*

Profundidad (cm)	<i>P. taeda</i> ¹	<i>E. grandis</i> ¹
	C - Mg ha ⁻¹ -	
0-3	-0,25 ($\pm 0,17$) b	1,15 ($\pm 0,26$) a
3-6	0,26 ($\pm 0,04$) a	0,39 ($\pm 0,19$) a
6-9	0,15 ($\pm 0,09$) a	0,07 ($\pm 0,05$) a
9-12	0,06 ($\pm 0,09$) a	0,10 ($\pm 0,06$) a
12-20	0,04 ($\pm 0,16$) a	0,26 ($\pm 0,22$) a
0 - 20	0,26 ($\pm 0,12$) b	1,96 ($\pm 0,42$) a

¹ Letras minúsculas diferentes en la misma fila indican diferencias significativas por test-T ($P<0,05$) entre especies para la proporción relativa de C joven aportado. El valor entre paréntesis corresponde al error estándar ($n=3$).

3.4. Discusión

El ajuste de modelos exponenciales decrecientes a los registros de biomasa remanente para las distintas capas de mantillo en relación al tiempo de descomposición, resultó ser satisfactorio en ambas especies y explicativo de dicho proceso, lo cual es concordante con lo reportado en trabajos basados en mantillo de distinta naturaleza en varias especies arbóreas y regiones del mundo⁽³⁵⁾⁽³⁶⁾⁽³⁷⁾⁽³⁸⁾⁽³⁹⁾. Las distintas tasas de descomposición obtenidas en este estudio, resultaron ligeramente superiores a las registradas anteriormente a nivel local en *E. dunnii* ($0,0276 \text{ meses}^{-1}$)⁽⁸⁾ y *P. taeda* ($0,0108 \text{ meses}^{-1}$)⁽²⁵⁾. Las discrepancias pueden ser atribuibles a las diferencias existentes en el estado del mantillo utilizado en estos estudios, el cual estaba constituido por material con cierta degradación previa en lugar de mantillo fresco, condición asociada con la tasa de descomposición⁽⁸⁾⁽⁴⁰⁾. Esta variable, tiende a disminuir en restos cuyo grado de descomposición avanzado deriva en el enriquecimiento en compuestos recalcitrantes como la lignina, los que determinan la ralentización de dicho proceso⁽⁹⁾. El proceso de descomposición del mantillo, resultó en una disminución significativa del stock de

carbono alojado en las capas analizadas, lo cual está en línea con reportes previos para mantillo de distintas especies de *Eucalyptus* y *Pinus*⁽⁴¹⁾⁽⁴²⁾⁽⁴³⁾.

Por otro lado, no se registraron diferencias significativas en la tasa de descomposición entre especies, resultado que es similar al obtenido en diferentes especies de *Eucalyptus sp.* y *Pinus sp.*⁽³⁹⁾⁽⁴⁴⁾. El mantillo de especies latifoliadas usualmente tiende a descomponerse más rápido que el de coníferas⁽⁴⁵⁾ debido a que la presencia de ceras que recubren la superficie de las acículas en estas últimas retrasa el ingreso del agua y consigu el proceso de degradación⁽⁴⁶⁾ junto a ciertas características químicas que lo hacen más resistente⁽⁴⁷⁾, diferencias que tienden a desaparecer con la estabilización del material durante el proceso de descomposición⁽⁴⁸⁾, lo que estaría explicando los resultados obtenidos en este estudio.

A su vez, no se encontraron diferencias en la tasa de descomposición para distintos momentos de inicio de evaluación. Esto difiere con lo reportado en simulaciones que indican que la tasa de descomposición del mantillo variaría dependiendo de la época del año que se inicia el estudio⁽⁴⁹⁾, sin embargo, estos resultados parten del supuesto del uso del mismo material de partida, lo cual no ocurre en el presente ensayo, dado las variaciones del material corroboradas en la relación C:N, lo que redundaría en diferente calidad y en cambios en la tasa de descomposición del mantillo⁽¹⁵⁾, los que pudieron contrabalancear las diferencias, dada la coincidencia de relaciones C:N más altas en períodos más favorables para la descomposición (primavera y verano) y más bajas durante momentos limitantes (invierno), particularmente en el caso del mantillo de *E. grandis*, no siendo tan evidente en *P. taeda*. En este sentido, la relación inversa evidenciada para la humedad relativa media y la biomasa remanente en *P. taeda*, y para la humedad relativa y precipitación media en *E. grandis*, junto a la falta de relación con la temperatura media en ambas especies, explicarían posibles ralentizaciones en la descomposición del mantillo durante la primavera (Capa 2) y verano (Capa 3) del primer año, dado el bajo volumen de precipitaciones y humedad relativa.

En otro orden, la biomasa total de mantillo acumulada no fue significativamente distinta entre las especies evaluadas, resultado que es coherente con el hecho de que usualmente las especies de coníferas producen aproximadamente cantidades equivalentes de biomasa de mantillo por unidad de área que las latifoliadas en climas templados⁽⁵⁰⁾. De las distintas fracciones que conformaron el mantillo acumulado de *P. taeda*, las acículas ocuparon la mayor

proporción de su biomasa, lo cual es coincidente con reportes que indican dicha fracción abarca la mayor proporción de material depositado anualmente⁽⁵¹⁾⁽⁵²⁾⁽⁵³⁾⁽⁵⁴⁾. En el caso de *E. grandis*, las hojas constituyeron la parte mayoritaria del mantillo, seguido por las ramas y la corteza como fracción minoritaria, resultado que concuerda con numerosos reportes para distintas especies de *Eucalyptus*, los cuales indican que la mayor proporción del material depositado anualmente corresponde a hojas y de forma minoritaria a fracciones leñosas⁽¹⁶⁾⁽⁵⁵⁾⁽⁵⁶⁾⁽⁵⁷⁾. En Australia, para un amplio conjunto de especies del género *Eucalyptus*, se evidenció que la gran mayoría de la biomasa que ingresa al mantillo mediante la caída de hojarasca lo hace a través de las hojas⁽⁵⁸⁾.

Respecto a la concentración de carbono por fracciones en el mantillo acumulado, los resultados muestran que, en *P. taeda*, las ramas presentaron una mayor concentración de carbono respecto a las acículas, resultado probablemente relacionado a la elevada relación C:N del material de partida que derivó en una degradación más lenta y mayor contenido de carbono remanente⁽⁵⁹⁾. Sin embargo, la mayor proporción de acículas en relación al peso total del mantillo, derivó en que dicha fracción concentrara la mayor parte del carbono, resultados que coinciden con lo reportado para *P. taeda* en Estados Unidos⁽⁵³⁾.

En relación al $\delta^{13}\text{C}$, no se encontraron diferencias entre las fracciones, resultado similar al obtenido localmente en la misma especie⁽²⁴⁾. En cuanto a *E. grandis*, no se registraron diferencias en la concentración de C, ni en el $\delta^{13}\text{C}$ entre las fracciones; sin embargo, debido al peso relativo de las hojas en el total del mantillo⁽¹⁶⁾⁽⁵⁶⁾⁽⁵⁷⁾, dicha fracción fue la que alojó la mayor parte del stock de carbono del mismo, seguido por las ramas y la corteza. A su vez, el stock total de carbono alojado en el mantillo de cada especie no fue significativamente diferente, lo que está relacionado a una concentración de carbono similar en el mantillo y una producción de hojarasca de la misma naturaleza⁽⁴⁷⁾.

En lo que se refiere al $\delta^{13}\text{C}$ del COS, no existieron diferencias bajo las especies forestales entre sí, sin embargo, éstas difirieron significativamente de la cobertura de pasturas naturales, la cual mostró un $\delta^{13}\text{C}$ sensiblemente superior. En *P. taeda* y *E. grandis*, para los primeros 3 cm de suelo, los registros fueron de -23,37 y -24,15 ‰ respectivamente, mientras que, bajo pasturas naturales fueron de -18,28 ‰. Los resultados para la vegetación nativa, reflejan el promedio correspondiente a una mezcla de especies C3 y C4 y, en el caso de la cobertura

forestal, un valor cercano al promedio para especies de tipo C3⁽²²⁾. Estudios previos en el mismo sitio, con las mismas especies forestales y densidad de plantación, aunque con 8 años de edad, mostraron valores de $\delta^{13}\text{C}$ a 5 cm de profundidad de -20,44 ‰ en *E. grandis* y -21,37 ‰ para *P. taeda*, los que resultaron menores al presente bajo una cobertura de pasturas naturales, el cual alcanzó un valor de -18.64 ‰⁽²⁰⁾. A su vez, los resultados de este estudio, son muy similares a los obtenidos para plantaciones de *Pinus sp.* y *Eucalyptus sp.* de 28 años de edad en Congo en suelos originalmente ocupados por sabanas, los que indican que para los primeros 5 cm de suelo, el $\delta^{13}\text{C}$ bajo *Pinus sp.* alcanzó un valor de -23.2 ‰ y de -26,2 ‰ para el caso de *Eucalyptus sp.*⁽²¹⁾. La disminución en el $\delta^{13}\text{C}$ del COS bajo las coberturas forestales, estaría relacionada con la incorporación de restos, como lo son el mantillo y raíces, en los primeros centímetros del suelo⁽⁶⁰⁾, variable que tiende a decaer con el incremento de la edad de la plantación⁽²¹⁾. Estos resultados muestran que, cuanto mayor sea el período de tiempo en el cual la cobertura forestal realice aportes de carbono orgánico al suelo, más distante será su composición isotópica respecto a la condición inicial bajo pasturas naturales.

Respecto al aporte de carbono joven al suelo por parte de la cobertura forestal desde la instalación del experimento (año 2003), se observó una incorporación muy significativa del mismo en relación a la condición inicial de pasturas naturales, fundamentalmente en los estratos de 0 a 3 y 3 a 6 cm de profundidad en ambas especies, tendiendo a sustituir el carbono heredado por parte de dicha vegetación. El resultado es coincidente con lo reportado previamente en el estudio local, realizado en el mismo sitio experimental, donde se registró una contribución significativa por parte del componente forestal al COS, fundamentalmente los primeros 30 cm, aunque con un efecto fuertemente marcado en el estrato superficial de 0 a 5 cm de profundidad, alcanzando un aporte de 27,5 % y 23,7 % para *E. grandis* y *P. taeda* respectivamente⁽²⁰⁾. A su vez, algo similar se cita para plantaciones de *Eucalyptus sp.* y *Pinus sp.* en suelos originalmente ocupados por sabanas en Congo⁽²¹⁾⁽⁶¹⁾. Por otro lado, en relación a las diferencias entre las especies evaluadas, demostraron mayor incorporación por parte de *E. grandis* respecto a *P. taeda* en los primeros 3 cm del suelo, lo que es concordante con lo evidenciado en el principal antecedente local disponible⁽²⁰⁾.

El stock total de COS, no presentó diferencias significativas entre la cobertura forestal y las pasturas naturales para ninguna de las profundidades analizadas. En este sentido, se han

obtenido resultados similares al del presente estudio para plantaciones de *Eucalyptus sp.* en Congo en suelos cuya vegetación original correspondía a sabanas⁽⁶¹⁾. Sin embargo, otros trabajos han mostrado variaciones en este sentido. En Australia, se reportan disminuciones de 20 % en el stock de carbono del suelo para 1 m de profundidad bajo plantaciones de *Pinus radiata* de 16 años en sitios originalmente ocupados por pasturas⁽⁶²⁾. En cambio, en plantaciones establecidas sobre suelos provenientes de pasturas degradadas en Brasil, se demostraron incrementos de relevancia⁽⁶³⁾. Por otro lado, para el mismo sitio de estudio, se evidenciaron caídas en el stock de carbono en los primeros 15 cm del suelo bajo *P. taeda* y *E. grandis* de 8 años de edad⁽²⁰⁾, lo que indicaría que la cobertura forestal logró compensar las pérdidas registradas durante los 8 años siguientes hasta la finalización del presente estudio. Al comparar el stock de COS entre las especies forestales, en *E. grandis* resultó significativamente superior respecto a *P. taeda* en las capas de 0 a 3 cm y 12 a 20 cm, junto a una fuerte tendencia hacia el aumento considerando los primeros 20 cm de suelo en su conjunto. Esto está en línea con lo observado bajo plantaciones de *Eucalyptus sp.* las cuales suelen alojar mayor stock de carbono a profundidades mayores de 10 cm que plantaciones de *P. radiata*, siendo ligeramente superior para estratos superficiales⁽⁶⁴⁾.

Al considerar exclusivamente los dos años de evaluación, tanto el aporte de carbono orgánico joven al suelo por parte de la cobertura forestal, como la concentración y stock de carbono y $\delta^{13}\text{C}$, no evidenciaron cambios significativos. Esta respuesta estaría posiblemente vinculada al acotado tiempo de estudio, dado que los cambios en el contenido de carbono del suelo ocurren lentamente⁽⁶⁵⁾⁽⁶⁶⁾ y la sensibilidad del $\delta^{13}\text{C}$ en evaluaciones cuya duración sea menor a 10 años suele ser reducida⁽⁶⁷⁾.

3.5. Conclusiones

Los resultados obtenidos sugieren la inexistencia de diferencias significativas en la tasa de descomposición del mantillo de *Eucalyptus sp.* y *Pinus sp.*, así como respecto al momento de inicio de evaluación, vinculado posiblemente a las variaciones en la calidad del material de partida, fundamentalmente debido a su relación C:N, y al posible enlentecimiento en la tasa de descomposición del mantillo ante condiciones de baja humedad relativa y escasez de precipitaciones. Además, es posible afirmar que las fracciones correspondientes a hojas y acículas son las que alojan la mayor proporción de la biomasa y carbono del mantillo forestal,

no existiendo diferencias en dichas variables entre *Eucalyptus sp.* y *Pinus sp.* Por otro lado, se puede aseverar que el aporte de carbono joven al suelo, por parte de una cobertura forestal de *Eucalyptus sp.* y *Pinus sp.* instalada en suelos originalmente ocupados por pasturas naturales, puede resultar muy significativa, sustituyendo gran parte del carbono heredado de dicha vegetación en los primeros 20 cm del suelo, permaneciendo estable el stock en dicha profundidad. Finalmente, es factible indicar que el aporte de C realizado por parte del mantillo forestal ocurre muy lentamente, siendo dificultosa su detección en periodos acotados mediante estudios basados en fraccionamiento isotópico.

3.6. Bibliografía

- 1) Thompson LM, Troeh FR. Los suelos y su fertilidad. 4 a edición. Barcelona: Reverté; 2013. 649 p.
- 2) Huang P-T, Patel M, Santagata MC, Bobet A. Classification of organic soils. Indiana: Indiana Department of Transportation and Purdue University; 2009. 170 p.
- 3) Goma-Tchimbakala J, Bernhard-Reversat F. Comparison of litter dynamics in three plantations of an indigenous timber-tree species (*Terminalia superba*) and a natural tropical forest in Mayombe, Congo. *Forest Ecol Manag.* 2006;229(1-3):304-313.
- 4) Swift MJ, Heal OW, Anderson JM. Decomposition in Terrestrial Ecosystems. California: University of California Press; 1979. 388 p.
- 5) Aerts R. Climate, Leaf Litter Chemistry and Leaf Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems: A Triangular Relationship. *Oikos.* 1997;79(3):439-449.
- 6) Prescott CE. Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know?. *Forest Ecol Manag.* 2005;220(1-3):66-74.
- 7) Canhoto C, Graça MAS. Leaf barriers to fungal colonization and shredders (*Tipula lateralis*) consumption of decomposing *Eucalyptus globulus*. *Microb Ecol.* 1999;37(3):163-172.
- 8) Hernández J, del Pino A, Salvo L, Arrarte G. Nutrient export and harvest residue decomposition patterns of a *Eucalyptus dunnii* Maiden plantation in temperate climate of Uruguay. *Forest Ecol Manag.* 2009;258(2):92-99.

- 9) Berg B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecol Manag.* 2000;133(1-2):13-22.
- 10) Wang H, Liu S, Wang J, Shi Z, Lu L, Guo W, et al. Dynamics and speciation of organic carbon during decomposition of leaf litter and fine roots in four subtropical plantations of China. *Forest Ecol Manag.* 2013;300:43-52.
- 11) Olson JS. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology.* 1963;44(2):322-331.
- 12) Xuluc-Tolosa FJ, Vester HFM, Ramírez-Marcial N, Castellanos-Albores J, Lawrence D. Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary forest in Campeche, Mexico. *Forest Ecol Manag.* 2003;174(1-3):401-412.
- 13) Tateno R, Tokuchi N, Yamanaka N, Du S, Otsuki K, Shimamura T, et al. Comparison of litterfall production and leaf litter decomposition between an exotic black locust plantation and an indigenous oak forest near Yan'an on the Loess Plateau, China. *Forest Ecol Manag.* 2007;241(1-3):84-90.
- 14) Farfan V. FF, Urrego JB. Descomposición de la hojarasca y liberación de nutrientes de *Coffea arabica* *Cordia alliodora* *Pinus oocarpa* y *Eucalyptus grandis* en sistemas agroforestales con café. *Cenicafé.* 2007;58(1):20-39.
- 15) Hättenschwiler S. Effects of Tree Species Diversity on Litter Quality and Decomposition. En: Scherer-Lorenzen M, Körner C, Schulze E-D, editores. *Forest Diversity and Function.* Berlin: Springer; 2005. p. 149-164.
- 16) Abelho M, Graça MAS. Effects of *Eucalyptus* afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in Central Portugal. *Hydrobiologia.* 1996;324(3):195-204.
- 17) Baker TG, Attiwill PM. Above-ground nutrient distribution and cycling in *Pinus radiata* D. Don and *Eucalyptus obliqua* L'Herit. forests in southeastern Australia. *Forest Ecol Manag.* 1985;13(1-2):41-52.
- 18) Theodorou C, Bowen GD. Effects of fertilizer on litterfall and N and P release from decomposing litter in a *Pinus radiata* plantation. *Forest Ecol Manag.* 1990;32(2-4):87-102.

- 19) Laclau P. Biomass and carbon sequestration of ponderosa pine plantations and native cypress forests in northwest Patagonia. *Forest Ecol Manag.* 2003;180(1-3):317-333.
- 20) Hernández J, del Pino A, Vance ED, Califra Á, Del Giorgio F, Martínez L, et al. *Eucalyptus* and *Pinus* stand density effects on soil carbon sequestration. *Forest Ecol Manag.* 2016;368:28-38.
- 21) Trouve C, Mariotti A, Schwartz D, Guillet B. Soil organic carbon dynamics under *Eucalyptus* and *Pinus* planted on savannas in the Congo. *Soil Biol Biochem.* 1994;26(2):287-295.
- 22) Balesdent J, Mariotti A. Measurement of Soil Organic Matter Turnover Using ¹³C Natural Abundance. En: *Mass spectrometry of soils.* Florida: CRC Press; 1996. p. 83-111.
- 23) Balesdent J, Mariotti A, Guillet B. Natural ¹³C abundance as a tracer for studies of soil organic matter dynamics. *Soil Biol Biochem.* 1987;19(1):25-30.
- 24) Hernández J, del Pino A, Califra A. *Eucalyptus* and pine stand spacing density study and its implications for carbon sequestration processes. Final Report. Montevideo: Facultad de Agronomía; 2014. 34 p.
- 25) del Pino A, Hernández J, Arrarte G. Descomposición de residuos de *Pinus taeda* en Uruguay. *Jor Act Téc.* 2010;1:25-29.
- 26) Castaño JP, Giménez A, Ceroni M, Furest J, Aunchayna R, Bidegain M. Caracterización agroclimática del Uruguay 1980-2009. Montevideo: Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria; 2011. 34 p.
- 27) Soil Survey Staff. *Keys to Soil Taxonomy*, 12th ed. Washington: Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service; 2003. 360 p.
- 28) Altamirano A, Da Silva H, Durán A, Echeverría A, Panario D, Puentes R. *Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay: Clasificación de Suelos.* Montevideo: Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca; 1976. 96 p.
- 29) Preciozzi F, Spoturno J, Heinzen W, Rossi P. *Carta geológica del Uruguay a escala 1: 500.000.* Montevideo: Dirección Nacional de Geología y Minería; 1985.

- 30) Murphy J, Riley JP. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal Chim Acta*. 1962;27:31-6.
- 31) Walsh LM, Isaac RA, Kerber JD. Atomic Absorption and Flame Photometry: Techniques and Uses in Soil, Plant, and Water Analysis. En: Walsh, L.M., Ed., *Instrumental Methods for Analysis of Soil and Plant Tissues*. Madison: Soil Science Society of America: 1971. p. 17-37.
- 32) Michener RH, Lajtha K. *Stable isotopes in ecology and environmental science*. Hong Kong: Wiley-Blackwell; 2008. 594 p.
- 33) Draper NR, Smith H. *Applied Regression Analysis*. 3 a edición. New York: Wiley; 1998. 72 p.
- 34) SAS Institute. *SAS® Studio 5.1: User's Guide*. North Carolina: SAS Institute; 2019. 87 p.
- 35) Xu S, Liu Y, Cui Y, Pei Z. Litter decomposition in a subtropical plantation in Qianyanzhou, China. *J For Res-Jpn*. 2011;16(1):8-15.
- 36) Trofymow JA, Moore TR, Titus B, Prescott C, Morrison I, Siltanen M, et al. Rates of litter decomposition over 6 years in Canadian forests: influence of litter quality and climate. *Can J Res*. 2002;32(5):789-804.
- 37) Ribeiro C, Madeira M, Araújo MC. Decomposition and nutrient release from leaf litter of *Eucalyptus globulus* grown under different water and nutrient regimes. *Forest Ecol Manag*. 2002;171(1-2):31-41.
- 38) Goya JF, Frangi JL, Pérez C, Tea FD. Decomposition and nutrient release from leaf litter in *Eucalyptus grandis* plantations on three different soils in Entre Ríos, Argentina. *Bosque*. 2008; 29(3):217-226.
- 39) Olsson BA, Guedes BS, Dahlin AS, Hyvönen R. Predicted long-term effects of decomposition of leaf litter from *Pinus taeda*, *Eucalyptus cloeziana* and deciduous miombo trees on soil carbon stocks. *Glob Ecol Conserv*. 2019;17:00587.
- 40) Berg B, Johansson M-B, Meentemeyer V. Litter decomposition in a transect of Norway spruce forests: substrate quality and climate control. *Can J Res*. 2000;30(7):1136-1147.

- 41) Kiser L, Fox T, Carlson C. Foliage and Litter Chemistry, Decomposition, and Nutrient Release in *Pinus taeda*. *Forests*. 2013;4(3):595-612.
- 42) Chen Y, Zhang Y, Cao J, Fu S, Hu S, Wu J, et al. Stand age and species traits alter the effects of understory removal on litter decomposition and nutrient dynamics in subtropical *Eucalyptus* plantations. *Glob Ecol Conserv*. 2019;20:e00693.
- 43) Kim C, Jeong J, Cho H-S, Son Y. Carbon and nitrogen status of litterfall, litter decomposition and soil in even-aged larch, red pine and rigitaeda pine plantations. *J Plant Res*. 2010;123(4):403-9.
- 44) Demessie A, Singh BR, Lal R, Strand LT. Leaf litter fall and litter decomposition under *Eucalyptus* and coniferous plantations in Gambo District, southern Ethiopia. *Acta Agr Scand B-S P*. 2011;62(5):1-10.
- 45) Gholz HL, Wedin DA, Smitherman SM, Harmon ME, Parton WJ. Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition. *Glob Change Biol*. 2000;6(7):751-765.
- 46) Woo K-S, Fins L, McDonald GI, Wenny DL, Eramian A. Effects of nursery environment on needle morphology of *Pinus monticola* Dougl. and implications for tree improvement programs. *New forests*. 2002;24(2):113-129.
- 47) Thaiutsa B, Granger O. Climate and the decomposition rate of tropical forest litter. *Unasyuva*. 1979;126:28-38.
- 48) Prescott CE, Zabek LM, Staley CL, Kabzems R. Decomposition of broadleaf and needle litter in forests of British Columbia: influences of litter type, forest type, and litter mixtures. *Can J Forest Res*. 2000;30(11):1742-1750.
- 49) Hui D, Zhang D, Norby RJ. Field litter decomposition rate estimation: Does incubation starting time matter?. En: 2011 International Conference on Multimedia Technology. Hangzhou, China: IEEE; 2011. p. 1558-1560.
- 50) Kozlowski TT, Pallardy SG, Kramer PJ. *Physiology of woody plants*. 2 a edición. San Diego: Academic Press; 1997. 411 p.

- 51) Piovesan G, Schumacher MV, Viera M, Lopes VG, Welter C. Deposição de serapilheira em povoamento de *Pinus*. *Pesqui Agropecu Trop*. 2012;42(2):206-211.
- 52) Raison RJ, Myers BJ, Benson ML. Dynamics of *Pinus radiata* foliage in relation to water and nitrogen stress: I. Needle production and properties. *Forest Ecol Manag*. 1992;52(1-4):139-158.
- 53) Jorgensen JR, Wells CG, Metz LJ. Nutrient Changes in Decomposing Loblolly Pine Forest Floor. *Soil Sci Soc Am J*. 1980;44(6):1307-1314.
- 54) Baker TG. Dry matter, nitrogen, and phosphorus content of litterfall and branchfall in *Pinus radiata* and *Eucalyptus* forests. *New Zeal J For Sci*. 1983;13:205-221.
- 55) Momolli DR, Schumacher MV, Viera M, Ludvichak AA, Guimarães C do C, Souza HP. Litterfall and Nutrient Return in *Eucalyptus dunnii* Maiden in the Pampa Biome, Brazil. *J Agr Sci*. 2019;11(5):362-371.
- 56) Vargas GR de, Marques R, Bianchin JE, Teixeira WWR, Blum H. Biomass Deposition and Chemical Composition of Litterfall in Clonal *Eucalyptus* Plantations. *Floram*. 2019;26(2):20170450.
- 57) Crockford RH, Richardson DP. Litterfall, litter and associated chemistry in a dry sclerophyll eucalypt forest and a pine plantation in south-eastern Australia: 1. Litterfall and litter. *Hydrol Process*. 1998;12(3):365-384.
- 58) Lamb R. Litter Fall and Nutrient Turnover in Two Eucalypt Woodlands. *Aust J Bot*. 1985;33(1):1-14.
- 59) Taylor BR, Parkinson D, Parsons WFJ. Nitrogen and Lignin Content as Predictors of Litter Decay Rates: A Microcosm Test. *Ecology*. 1989;70(1):97-104
- 60) Hu Y-L, Zeng D-H, Ma X-Q, Chang SX. Root rather than leaf litter input drives soil carbon sequestration after afforestation on a marginal cropland. *Forest Ecol Manag*. 2016;362:38-45.

- 61) Epron D, Marsden C, Thongo M'Bou A, Saint-André L, d'Annunzio R, Nouvellon Y. Soil carbon dynamics following afforestation of a tropical savannah with Eucalyptus in Congo. *Plant Soil*. 2009;323(1-2):309-22.
- 62) Guo LB, Cowie AL, Montagu KD, Gifford RM. Carbon and nitrogen stocks in a native pasture and an adjacent 16-year-old *Pinus radiata* D. Don. plantation in Australia. *Agr Ecosyst Environ*. 2008;124(3-4):205-18.
- 63) Lima AMN, Silva IR, Neves JCL, Novais RF, Barros NF, Mendonça ES, et al. Soil organic carbon dynamics following afforestation of degraded pastures with eucalyptus in southeastern Brazil. *Forest Ecol Manag*. 2006;235(1-3):219-31.
- 64) Paul KI, Polglase PJ, Nyakuengama JG, Khanna PK. Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecol Manag*. 2002;168(1-3):241-57.
- 65) Garten CT, Wulschleger SD. Soil Carbon Inventories under a Bioenergy Crop (Switchgrass): Measurement Limitations. *J Environ Qual*. 1999;28(4):1359-65.
- 66) Smith P. How long before a change in soil organic carbon can be detected? *Glob Change Biol*. 2004;10(11):1878-83.
- 67) Bernoux M, Cerri CC, Neill C, de Moraes JFL. The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. *Geoderma*. 1998;82(1-3):43-58.

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES GENERALES

Los resultados obtenidos en ambos trabajos posibilitaron obtener conclusiones en respuesta a las hipótesis previamente planteadas. En primer lugar, se logró evidenciar un patrón estacional de producción de hojarasca que, en *E. grandis*, estuvo caracterizado por máximos de primavera y mínimos de otoño, resultado similar al obtenido en antecedentes locales previos en dicha especie (Hernández et al., 2014) y en otras especies del género en varias regiones (Vargas et al. 2019, Pook et al. 1997, Abelho y Graça 1996). Esta situación estaría vinculada a condiciones climáticas de incremento de la temperatura y períodos secos (Vargas et al. 2019, Schlatter et al. 2006, Pook et al. 1997, Abelho y Graça 1996, Theodorou y Bowen 1990). En el caso de *P. taeda*, se registró un máximo de caída en verano del primer año, similar a lo observado localmente para esta especie (Hernández et al., 2014), situación que cambió durante el segundo, en el cual aconteció en otoño. Estos picos de caída estarían dados por períodos de escasez de precipitaciones y altas temperaturas (Erkan et al. 2018, Demessie et al. 2011, Raison et al. 1992, Poggiani 1985, Cromer et al. 1984), los cuales pueden verse modificados bajo condiciones hídricas no limitantes (Raison et al., 1992), similar a lo que ocurrió durante el segundo año de evaluación. Por otro lado, estas alteraciones en el clima, podrían afectar la producción anual de hojarasca, donde condiciones favorables para el desprendimiento de material durante un año específico, pueden generar una disminución en el año siguiente (Pook et al., 1997), lo cual fue evidenciado en este estudio. Del material depositado, las hojas suelen ocupar la mayor parte de la hojarasca en *Eucalyptus sp.* (Vargas et al. 2019, Abelho y Graça 1996) y las acículas en *Pinus sp.* (Piovesan et al. 2012, Raison et al. 1992), lo que fue corroborado con los resultados obtenidos.

La determinación de la tasa de caída de hojarasca es fundamental para caracterizar la formación del mantillo, fenómeno que obedece al balance entre dicha variable y su velocidad de descomposición (Huang et al. 2009). Por este motivo, para lograr una aproximación hacia el entendimiento de su dinámica, en el segundo artículo se abordó el proceso de su formación y descomposición, así como la comparación entre especies de su tasa de descomposición, composición isotópica, stock de carbono y la incorporación del mismo al suelo. En este sentido, el ajuste de modelos exponenciales decrecientes fue satisfactorio y explicativo del proceso de descomposición, lo que concuerda con lo reportado en estudios para mantillo de distinta

naturaleza en varias especies (Olsson et al. 2019, Goya et al. 2008, Xu 2006, Ribeiro et al. 2002, Trofymow et al. 2002). Las tasas de descomposición obtenidas a partir de su ajuste, no mostraron diferencias significativas entre las especies. Resultados similares a los obtenidos en este estudio, fueron previamente encontrados en comparaciones entre *Eucalyptus sp.* y *Pinus sp.* (Olsson et al. 2019, Demessie et al. 2011). A su vez, tampoco se detectaron diferencias significativas para los distintos momentos de inicio de evaluación, lo cual difiere con lo reportado anteriormente (Hui et al., 2011). Esta discrepancia está probablemente vinculada con las variaciones registradas en la calidad del material de partida, las cuales pudieron redundar en cambios en la tasa de descomposición del mantillo (Hättenschwiler, 2005), atribuibles posiblemente a la coincidencia de material de inicio con altas relaciones C:N en períodos favorables para la descomposición y bajas durante momentos limitantes. Esta situación fue observada particularmente en el caso del mantillo de *E. grandis*, siendo menos evidente en *P. taeda*. Adicionalmente, se evidenció una relación inversa entre la humedad relativa media y la biomasa remanente del mantillo de *P. taeda*, así como para la humedad relativa y precipitación media en el caso de *E. grandis*. A su vez, la biomasa remanente de ambas especies mostró falta de correlación con la temperatura media. Esta situación explicaría posibles enlentecimientos en la descomposición del mantillo durante la primavera (Capa 2) y verano (Capa 3) del primer año donde, tanto la humedad relativa como el volumen de precipitaciones fueron bajos.

En otro orden, la biomasa total de mantillo acumulada no difirió estadísticamente entre las especies evaluadas, lo que resulta coincidente con el hecho de que las especies de coníferas producen cantidades aproximadamente equivalentes de mantillo por unidad de área que las latifoliadas en climas templados (Kozlowski et al., 1997). Tanto las acículas en *P. taeda* como las hojas en *E. grandis*, ocuparon la mayor proporción de la biomasa del mantillo acumulado, lo que está en concordancia con reportes previos (Viera et al. 2014, Piovesan et al. 2012, Crockford y Richardson 1998, Raison et al. 1992) y, a su vez, con los resultados del estudio de caída de hojarasca desarrollado en el presente documento. Por otro lado, estas fracciones contuvieron la mayor parte del stock de carbono del mantillo de cada especie, debido al gran peso relativo de las hojas y acículas en el total del mantillo. A su vez, el stock total de carbono alojado no fue significativamente diferente entre las especies evaluadas, lo que está

relacionado a una concentración de carbono similar y una producción de hojarasca de la misma naturaleza (Kozlowski et al., 1997).

Respecto a los cambios en el valor de $\delta^{13}\text{C}$ del COS, no existieron diferencias entre las especies forestales. Sin embargo, dichos valores difirieron significativamente de los correspondientes a la cobertura de pasturas naturales, la cual mostró un $\delta^{13}\text{C}$ superior. Dicho comportamiento fue similar al observado para las mismas especies previamente en el mismo sitio de estudio (Hernández et al., 2016). Los resultados obtenidos para la vegetación nativa, reflejaron el promedio correspondiente a una mezcla de especies C3 y C4 y, en el caso de la cobertura forestal, un valor cercano al promedio para especies de tipo C3 (Balesdent y Mariotti, 1996). Esta disminución en el $\delta^{13}\text{C}$ del COS bajo coberturas forestales, está relacionada con la incorporación de restos como el derivados del mantillo y raíces en los primeros centímetros del suelo (Hu et al., 2016), tendiendo a acentuarse con el incremento de la edad de la plantación (Trouve et al., 1994).

Respecto al aporte de carbono joven al suelo por parte de la cobertura forestal desde la instalación del experimento, se observó una incorporación muy significativa del mismo en relación a la condición inicial de pasturas naturales, fundamentalmente en los estratos de 0 a 3 y de 3 a 6 cm de profundidad en ambas especies, tendiendo a sustituir el carbono heredado por parte de dicha vegetación. El resultado es coincidente con lo reportado en un estudio local previo, realizado en el mismo sitio experimental bajo las mismas especies (Hernández et al., 2016), y para plantaciones comerciales de *Eucalyptus sp.* y *Pinus sp.* sobre suelos originalmente ocupados por sabanas en Congo (Epron et al. 2009, Trouve et al. 1994). En relación a las diferencias en dicha variable entre las especies evaluadas, *E. grandis* demostró mayor incorporación respecto a *P. taeda* en los primeros 3 cm, lo que es concordante con lo evidenciado en el principal antecedente local disponible, en el cuál se evidenció un aporte muy significativo en el estrato superficial de 0 a 5 cm de profundidad, alcanzando un 27,5 % y 23,7 % para *E. grandis* y *P. taeda* respectivamente (Hernández et al., 2016).

El stock total de COS, no evidenció diferencias significativas entre la cobertura forestal y la de pasturas naturales. Sin embargo, estudios realizados en el mismo sitio mostraban una pérdida significativa en el stock de COS luego de 8 años bajo la misma cobertura forestal (Hernández et al., 2016), lo cual indicaría que, durante el período de 8 años posteriores al

primer estudio, las especies forestales lograron compensar las pérdidas en el COS en sus primeros 20 cm. Estos resultados son similares a los obtenidos en plantaciones de *Eucalyptus sp.* en Congo en suelos cuya vegetación original correspondía a sabanas (Epron et al., 2009). No obstante, la respuesta suele ser bastante variable, lo que se refleja en mayores o menores niveles bajo coberturas forestales respecto a la que ocurre en pasturas naturales (Hernández et al. 2016, Guo et al. 2008, Lima et al. 2006). Por otro lado, el COS en *E. grandis* fue superior respecto al presente en *P. taeda* para las capas de 0 a 3 cm y de 12 a 20 cm, comportamiento previamente reportado para plantaciones de *Eucalyptus sp.* respecto a *P. radiata* (Paul et al., 2002).

Al considerar únicamente los dos años de evaluación, tanto el aporte de carbono joven al suelo por parte de la cobertura forestal, como la concentración, stock de carbono y $\delta^{13}\text{C}$, no mostraron cambios significativos durante dicho periodo. Esto estaría vinculado, al tiempo de estudio acotado, el cual no habría permitido evidenciar cambios significativos en dichas variables (Smith 2004, Garten y Wullschleger 1999, Bernoux et al. 1998).

Los resultados obtenidos permiten concluir sobre la existencia de un patrón estacional de caída de la hojarasca de *Eucalyptus sp.* y *Pinus sp.* que puede verse afectado por las condiciones climáticas. A su vez, es posible aseverar que la gran mayoría del material producido anualmente está conformado por hojas y acículas las que, a su vez, constituyen las fracciones del mantillo que contienen la mayor parte del stock de carbono del mismo, lo que realza su importancia en el ciclaje del mismo en sistemas forestales. Por otro lado, también permiten afirmar que la tasa de descomposición del mantillo de *Eucalyptus sp.* y *Pinus sp.* son equivalentes, no existiendo un efecto del inicio de la evaluación, lo que está fuertemente vinculado con la calidad de los restos que componen el mismo, así como con los posibles efectos de las condiciones climáticas que puedan acrecentar o enlentecer la pérdida de biomasa. A su vez, es factible indicar que el stock de carbono y sus fracciones isotópicas en el suelo, parecen ser poco sensibles al aporte del mantillo en tiempos de evaluación acotados. Finalmente, es posible concluir que, la instalación de coberturas forestales de *Eucalyptus sp.* y *Pinus sp.* sobre suelos originalmente ocupados por pasturas naturales, realiza una incorporación significativa de carbono al suelo, tendiendo a sustituir el carbono heredado por parte de dicha vegetación. En este sentido, asumiendo un comportamiento de tipo lineal de la

incorporación de carbono al suelo, el componente forestal realizó un aporte de $0,40 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ bajo *E. grandis* y de $0,30 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ bajo *P. taeda*. Para el mismo sitio de estudio, se reporta una incorporación de $0,20 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para *E. grandis* y de $0,30 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en *P. taeda* en los primeros 15 cm de suelo (Hernández et al., 2016). En base a lo anterior, se podría suponer que la contribución de carbono orgánico al suelo por parte de *E. grandis* fue mayor durante los 8 años posteriores a dicha evaluación, invirtiendo la relación observada entre las especies evaluadas.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Abelho M, Graça MAS. 1996. Effects of *Eucalyptus* afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in Central Portugal. *Hydrobiologia*, 324(3): 195-204.
- Aerts R. 1997. Climate, Leaf Litter Chemistry and Leaf Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems: A Triangular Relationship. *Oikos*, 79(3): 439.
- Baker TG, Attiwill PM. 1985. Above-ground nutrient distribution and cycling in *Pinus radiata* D. Don and *Eucalyptus obliqua* L'Herit. forests in southeastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 13(1-2): 41-52.
- Baker TG. 1983. Dry matter, nitrogen, and phosphorus content of litterfall and branchfall in *Pinus radiata* and *Eucalyptus* forests. *New Zealand Journal of Forestry Science*, 13: 205-221.
- Balesdent J, Mariotti A. 1996. Measurement of Soil Organic Matter Turnover Using ¹³C Natural Abundance. Florida, CRC Press. p. 83-111.
- Balesdent J, Mariotti A, Guillet B. 1987. Natural ¹³C abundance as a tracer for studies of soil organic matter dynamics. *Soil Biology and Biochemistry*, 19(1): 25-30.
- Berg B. 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management*, 133(1-2): 13-22.
- Berg B, Johansson M-B, Meentemeyer V. 2000. Litter decomposition in a transect of Norway spruce forests: substrate quality and climate control. *Canadian Journal of Forest Research*, 30(7): 1136-1147.
- Berg B, Berg MP, Bottner P, Box E, Breymeyer A, de Anta RC, Couteaux M, Escudero A, Gallardo A, Kratz W, Madeira M, Mälkönen E, McClaugherty C, Meentemeyer V, Muñoz F, Piussi P, Remacle J, de Santo AV. 1993. Litter mass loss rates in pine forests of Europe and Eastern United States: some relationships with climate and litter quality. *Biogeochemistry*, 20(3): 127-159.
- Berg B, McClaugherty C. 1989. Nitrogen and phosphorus release from decomposing litter in relation to the disappearance of lignin. *Canadian Journal of Botany*, 67(4): 1148-1156.

- Bernoux M, Cerri CC, Neill C, de Moraes JFL. 1998. The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. *Geoderma*, 82(1-3): 43-58.
- Bockheim JG, Jepsen EA, Heisey DM. 1991. Nutrient dynamics in decomposing leaf litter of four tree species on a sandy soil in northwestern Wisconsin. *Canadian Journal of Forest Research*, 21(6): 803-812.
- Brady, NC, Weil RR. 2016. The nature and properties of soils. Fifteenth edition. Columbus, Pearson. 1086 p.
- Breteler RJ, Teal JM, Giblin AE, Valiela I. 1981. Trace element enrichments in decomposing litter of *Spartina alterniflora*. *Aquatic Botany*, 11(2): 111-120.
- Bubb KA, Xu ZH, Simpson JA, Saffigna PG. 1998. Some nutrient dynamics associated with litterfall and litter decomposition in hoop pine plantations of southeast Queensland, Australia. *Forest Ecology and Management*, 110(1-3): 343-352.
- Canhoto C, Graça MAS. 1999. Leaf barriers to fungal colonization and shredders (*Tipula lateralis*) consumption of decomposing *Eucalyptus globulus*. *Microbial Ecology*, 37(3): 163-172.
- Chae HM, Choi SH, Lee SH, Cha S, Yang KC, Shim JK. 2019. Effect of Litter Quality on Needle Decomposition for Four Pine Species in Korea. *Forests*, 10(5): 371.
- Chen Y, Zhang Y, Cao J, Fu S, Hu S, Wu J, Zhao J, Liu Z. 2019. Stand age and species traits alter the effects of understory removal on litter decomposition and nutrient dynamics in subtropical *Eucalyptus* plantations. *Global Ecology and Conservation*, 20: e00693.
- Crockford RH, Richardson DP. 1998. Litterfall, litter and associated chemistry in a dry sclerophyll eucalypt forest and a pine plantation in south-eastern Australia: 1. Litterfall and litter. *Hydrological Processes*, 12(3): 365-384.
- Cromer RN, Tompkins D, Barr NJ, Williams ER, Stewart HTL. 1984. Litter-Fall In a *Pinus radiata* Forest: The Effect of Irrigation and Fertilizer Treatments. *The Journal of Applied Ecology*, 21(1): 313-326.
- Cuevas E, Medina E. 1988. Nutrient dynamics within amazonian forests: II. Fine root growth, nutrient availability and leaf litter decomposition. *Oecologia*, 76(2): 222-235.

- del Pino A, Hernández J, Arrarte G. 2010. Descomposición de residuos de *Pinus taeda* en Uruguay. Jornadas de actualización técnica, 1: 25-29.
- Demessie A, Singh BR, Lal R, Strand LT. 2011. Leaf litter fall and litter decomposition under *Eucalyptus* and coniferous plantations in Gambo District, southern Ethiopia. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science, 62(5): 1-10.
- Epron D, Marsden C, Thongo M'Bou A, Saint-André L, d'Annunzio R, Nouvellon Y. 2009. Soil carbon dynamics following afforestation of a tropical savannah with *Eucalyptus* in Congo. Plant and Soil, 323(1-2): 309-322
- Ericsson T. 1994. Nutrient dynamics and requirements of forest crops. New Zealand Journal of Forestry Science, 24(2-3): 133-168.
- Erkan N, Comez A, Aydin AC, Denli O, Erkan S. 2018. Litterfall in relation to stand parameters and climatic factors in *Pinus brutia* forests in Turkey. Scandinavian Journal of Forest Research, 33(4): 338-346.
- Farfan V. FF, Urrego JB. 2007. Descomposición de la hojarasca y liberación de nutrientes de *Coffea arabica* *Cordia alliodora* *Pinus oocarpa* y *Eucalyptus grandis* en sistemas agroforestales con café. Cenicafé, 58(1): 20-39.
- Fernandez I, Cadisch G. 2003. Discrimination against ^{13}C during degradation of simple and complex substrates by two white rot fungi. Rapid Communications in Mass Spectrometry, 17(23): 2614-2620.
- Foth HD. 1990. Fundamentals of soil science. New York, John Wiley and Sons. 360 p.
- Garten CT, Wullschleger SD. 1999. Soil Carbon Inventories under a Bioenergy Crop (Switchgrass): Measurement Limitations. Journal of Environmental Quality, 28(4): 1359-1365.
- Gautam MK, Lee K-S, Song B-Y, Lee D, Bong Y-S. 2016. Early-stage changes in natural ^{13}C and ^{15}N abundance and nutrient dynamics during different litter decomposition. Journal of Plant Research, 129(3): 463-476.

- Gholz HL, Wedin DA, Smitherman SM, Harmon ME, Parton WJ. 2000. Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition. *Global Change Biology*, 6(7): 751-765.
- Goma-Tchimbakala J, Bernhard-Reversat F. 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(1-3): 304-313.
- Gosz JR, Likens GE, Bormann FH. 1976. Organic matter and nutrient dynamics of the forest and forest floor in the Hubbard Brook forest. *Oecologia*, 22(4): 305-320.
- Goya JF, Frangi JL, Pérez C, Tea FD. 2008. Decomposition and nutrient release from leaf litter in *Eucalyptus grandis* plantations on three different soils in Entre Ríos, Argentina. *Bosque*, 29(3): 217-226.
- Guo LB, Cowie AL, Montagu KD, Gifford RM. 2008. Carbon and nitrogen stocks in a native pasture and an adjacent 16-year-old *Pinus radiata* D. Don. plantation in Australia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 124(3-4): 205-218.
- Guo LB, Sims REH. 1999. Litter decomposition and nutrient release via litter decomposition in New Zealand eucalypt short rotation forests. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 75(1-2): 133-140.
- Hättenschwiler S. 2005. Effects of Tree Species Diversity on Litter Quality and Decomposition. En: Scherer-Lorenzen, M; Körner, C; Schulze, E-D (eds.). Berlin/Heidelberg, Springer-Verlag, vol.176. p. 149-164.
- Hernández J, del Pino A, Vance ED, Califra Á, Del Giorgio F, Martínez L, González-Barrios P. 2016. *Eucalyptus* and *Pinus* stand density effects on soil carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 368: 28-38.
- Hernández J, del Pino A, Califra A. 2014. *Eucalyptus* and pine stand spacing density study and its implications for carbon sequestration processes. Final Report. Uruguay, Facultad de Agronomía. 34 p.

- Hernández J, del Pino A, Salvo L, Arrarte G. 2009. Nutrient export and harvest residue decomposition patterns of a *Eucalyptus dunnii* Maiden plantation in temperate climate of Uruguay. *Forest Ecology and Management*, 258(2): 92-99.
- Hornsby DC, Lockaby BG, Chappelka AH. 1995. Influence of microclimate on decomposition in loblolly pine stands: a field microcosm approach. *Canadian Journal of Forest Research*, 25(10): 1570-1577.
- Hu Y-L, Zeng D-H, Ma X-Q, Chang SX. 2016. Root rather than leaf litter input drives soil carbon sequestration after afforestation on a marginal cropland. *Forest Ecology and Management*, 362: 38-45.
- Huang P-T, Patel M, Santagata MC, Bobet A. 2009. Classification of organic soils. Indiana, Indiana Department of Transportation and Purdue University. 170 p.
- Hui D, Zhang D, Norby RJ. 2011. Field litter decomposition rate estimation: Does incubation starting time matter? *In* 2011 International Conference on Multimedia Technology. Hangzhou, China, IEEE. p. 1558-1560.
- Jha KK. 2010. Litter production and leaf litter decomposition dynamics in an age series *Tectona grandis* Linn. f. plantations of moist Tarai Sal forest. *Indian Forester*, 136(4): 433-450.
- Jones MB, Donnelly A. 2004. Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂: Tansley review. *New Phytologist*, 164(3): 423-439.
- Kim C, Jeong J, Cho H-S, Son Y. 2010. Carbon and nitrogen status of litterfall, litter decomposition and soil in even-aged larch, red pine and rigitaeda pine plantations. *Journal of Plant Research*, 123(4): 403-409.
- Kouki J, Hokkanen T. 1992. Long-term needle litterfall of a Scots pine *Pinus sylvestris* stand: relation to temperature factors. *Oecologia*, 89(2): 176-181.
- Kozlowski TT, Pallardy SG, Kramer PJ. 1997. Physiology of woody plants. 2nd ed. San Diego, Academic Press. 411 p.

- Laclau P. 2003. Biomass and carbon sequestration of ponderosa pine plantations and native cypress forests in northwest Patagonia. *Forest ecology and management*, 180(1-3): 317–333.
- Lal R. 2001. Potential of Desertification Control to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect. En: Rosenberg, NJ; Izaurralde, RC (eds.). Dordrecht, Springer Netherlands. p. 35-72
- Laskowski R, Niklinska M, Maryanski M. 1995. The Dynamics of Chemical Elements in Forest Litter. *Ecology*, 76(5): 1393-1406.
- Li X, Han S, Zhang Y. 2007. Foliar decomposition in a broadleaf-mixed Korean pine (*Pinus koraiensis* Sieb. Et Zucc) plantation forest: the impact of initial litter quality and the decomposition of three kinds of organic matter fraction on mass loss and nutrient release rates. *Plant and Soil*, 295(1-2): 151-167.
- Lima AMN, Silva IR, Neves JCL, Novais RF, Barros NF, Mendonça ES, Smyth TJ, Moreira MS, Leite FP. 2006. Soil organic carbon dynamics following afforestation of degraded pastures with eucalyptus in southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*, 235(1-3): 219-231
- Liski J, Nissinen A, Erhard M, Taskinen O. 2003. Climatic effects on litter decomposition from Arctic tundra to tropical rainforest. *Global Change Biology*, 9(4): 575-584.
- Liu Q, Peng S, Bi H, Zhang H, Li Z, Ma W, Li N. 2006. Nutrient dynamics of foliar litter in reciprocal decomposition in tropical and subtropical forests. *Frontiers of Forestry in China*, 1(3): 243-252.
- Maheswaran J, Attiwill PM. 1987. Loss of organic matter, elements, and organic fractions in decomposing *Eucalyptus microcarpa* leaf litter. *Canadian Journal of Botany*, 65(12): 2601-2606.
- Marschner H. 2011. Marschner's mineral nutrition of higher plants. London, Academic press. 672 p.
- MGAP. 2018. Cartografía Forestal Nacional 2018. Montevideo - Uruguay, Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. 14 p.

- Momolli DR, Schumacher MV, Viera M, Ludvichak AA, Guimarães C do C, Souza HP de. 2019. Litterfall and Nutrient Return in *Eucalyptus dunnii* Maiden in the Pampa Biome, Brazil. *Journal of Agricultural Science*, 11(5): 362-371.
- Mubarak AR, Elbashir AA, Elamin LA, Daldoum DMA, Steffens D, Benckiser G. 2008. Decomposition and Nutrient Release from Litter Fall in the Semi-arid Tropics of Sudan. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 39(15-16): 2359-2377.
- O'Connell AM, Grove TS. 1996. Biomass production, nutrient uptake and nutrient cycling in the jarrah (*Eucalyptus marginata*) and karri (*Eucalyptus diversicolor*) forests of south-western Australia, 7(1): 49-62.
- Olsson BA, Guedes BS, Dahlin AS, Hyvönen R. 2019. Predicted long-term effects of decomposition of leaf litter from *Pinus taeda*, *Eucalyptus cloeziana* and deciduous miombo trees on soil carbon stocks. *Global Ecology and Conservation*, 17: e00587.
- Olson JS. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 44(2): 322-331.
- Pan Y, Birdsey RA, Fang J, Houghton R, Kauppi PE, Kurz WA, Phillips OL, Shvidenko A, Lewis SL, Canadell JG, Ciais P, Jackson RB, Pacala SW, McGuire AD, Piao S, Rautiainen A, Sitch S, Hayes D. 2011. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science*, 333(6045): 988-993.
- Paruelo JM, Piñeiro G, Baldi G, Baeza S, Lezama F, Altesor A, Oesterheld M. 2010. Carbon Stocks and Fluxes in Rangelands of the Río de la Plata Basin. *Rangeland Ecology & Management*, 63(1): 94-108.
- Paul KI, Polglase PJ, Nyakuengama JG, Khanna PK. 2002. Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management*, 168(1-3): 241-257.
- Piatek KB, Allen HL. 2001. Are forest floors in mid-rotation stands of loblolly pine (*Pinus taeda*) a sink for nitrogen and phosphorus? *Canadian Journal of Forest Research*, 31(7): 1164-1174.
- Piovesan G, Schumacher MV, Viera M, Lopes VG, Welter C. 2012. Deposição de serapilheira em povoamento de *Pinus*. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 42(2): 206-211.

- Poggiani F. 1985. Nutrient cycling in *Eucalyptus* and *Pinus* plantations ecosystems: silvicultural implications. IPEF, Piracicaba, 31: 33-40.
- Pook EW, Gill AM, Moore PHR. 1997. Long-term Variation of Litter Fall, Canopy Leaf Area and Flowering in a *Eucalyptus maculata* Forest on the South Coast of New South Wales. Australian Journal of Botany, 45(5): 737-755.
- Pourhassan N, Bruno S, Jewell MD, Shipley B, Roy S, Bellenger J-P. 2016. Phosphorus and micronutrient dynamics during gymnosperm and angiosperm litters decomposition in temperate cold forest from Eastern Canada. Geoderma, 273: 25-31.
- Prescott CE. 2005. Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know? Forest Ecology and Management, 220(1-3): 66-74.
- Prescott CE, Zabek LM, Staley CL, Kabzems R. 2000. Decomposition of broadleaf and needle litter in forests of British Columbia: influences of litter type, forest type, and litter mixtures. Canadian Journal of Forest Research, 30(11): 1742-1750.
- Raison RJ, Myers BJ, Benson ML. 1992. Dynamics of *Pinus radiata* foliage in relation to water and nitrogen stress: I. Needle production and properties. Forest Ecology and Management, 52(1-4): 139-158.
- Raulund-Rasmussen K, Vejre H. 1995. Effect of tree species and soil properties on nutrient immobilization in the forest floor. Plant and Soil, 168(1): 345-352.
- Ribeiro C, Madeira M, Araújo MC. 2002. Decomposition and nutrient release from leaf litter of *Eucalyptus globulus* grown under different water and nutrient regimes. Forest Ecology and Management, 171(1-2): 31-41.
- Sánchez G, del Pino A, Hernández J. 2018. Decomposition of *Eucalyptus* sp. and *Pinus taeda* harvest residues under controlled temperature and moisture conditions. Open Journal of Forestry, 08(1): 87-104.
- Schlatter JE, Gerding V, Calderón S. 2006. Aporte de la hojarasca al ciclo biogeoquímico en plantaciones de *Eucalyptus nitens*, X Región, Chile. Bosque (Valdivia), 27(2): 115-125.
- Smith P. 2004. How long before a change in soil organic carbon can be detected? Global Change Biology, 10(11): 1878-1883.

- Snowdon P, Ryan P, Raison J. 2005. Review of C: N Ratios in Vegetation, Litter and Soil under Australian Native Forests and Plantations. Australia, Department of the Environment and Heritage. 60 p.
- Staaf H. 1980. Release of plant nutrients from decomposing leaf litter in a South Swedish beech forest. *Ecography*, 3(2): 129-136.
- Stevenson FJ. 1994. *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. New York, John Wiley & Sons. 516 p.
- Sun J, Gao P, Xu H, Li C, Niu X. 2019. Decomposition dynamics and ecological stoichiometry of *Quercus acutissima* and *Pinus densiflora* litter in the Grain to Green Program Area of northern China. *Journal of Forestry Research*.
- Swift MJ, Heal OW, Anderson JM, Anderson JM. 1979. *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*. California, University of California Press. 388 p.
- Taylor BR, Parkinson D, Parsons WFJ. 1989. Nitrogen and Lignin Content as Predictors of Litter Decay Rates: A Microcosm Test. *Ecology*, 70(1): 97-104.
- Thaiutsa B, Granger O. 1979. Climate and the decomposition rate of tropical forest litter. *Unasylva*, 126: 28-38.
- Theodorou C, Bowen GD. 1990. Effects of fertilizer on litterfall and N and P release from decomposing litter in a *Pinus radiata* plantation. *Forest Ecology and Management*, 32(2-4): 87-102.
- Thiers O, Gerding V, Schlatter J. 2014. *Suelos en sistemas forestales*. Valdivia, Chile, Ediciones UACH. p. 33-178.
- Thompson LM, Troeh FR. 2013. *Los suelos y su fertilidad*. 4 a edición. Barcelona, España, Reverté. 649 p.
- Trinsoutrot I, Recous S, Bentz B, Nicolardot B. 2000. Biochemical Quality of Crop Residues and Carbon and Nitrogen Mineralization Kinetics under Nonlimiting Nitrogen Conditions. *Soil Science Society of America Journal*, 64(3): 918–926.
- Trofymow JA, Moore TR, Titus B, Prescott C, Morrison I, Siltanen M, Smith S, Fyles J, Wein R, Camiré C, Duschene L, Kozak L, Kranabetter M, Visser S. 2002. Rates of litter

- decomposition over 6 years in Canadian forests: influence of litter quality and climate. *Canadian Journal of Forest Research*, 32(5): 789-804.
- Trouve C, Mariotti A, Schwartz D, Guillet B. 1994. Soil organic carbon dynamics under *Eucalyptus* and *Pinus* planted on savannas in the Congo. *Soil Biology and Biochemistry*, 26(2): 287-295.
- Uruguay. Poder Legislativo. 1988. Ley N° 15.939. Ley Forestal [En línea]. Consultado: 2 febrero 2020. Disponible en: <https://legislativo.parlamento.gub.uy/temporales/leytemp6275683.htm>
- Vargas GR de, Marques R, Bianchin JE, Teixeira WWR, Blum H. 2019. Biomass Deposition and Chemical Composition of Litterfall in Clonal *Eucalyptus* Plantations. *Floresta e Ambiente*, 26(2):1-10.
- Viera M, Schumacher MV, Araújo EF. 2014. Disponibilização de nutrientes via decomposição da serapilheira foliar em um plantio de *Eucalyptus urophylla* × *Eucalyptus globulus*. *Floresta e Ambiente*, 21(3): 307-315.
- Wang H, Liu S, Wang J, Shi Z, Lu L, Guo W, Jia H, Cai D. 2013. Dynamics and speciation of organic carbon during decomposition of leaf litter and fine roots in four subtropical plantations of China. *Forest Ecology and Management*, 300: 43-52.
- Xu S, Liu Y, Cui Y, Pei Z. 2011. Litter decomposition in a subtropical plantation in Qianyanzhou, China. *Journal of Forest Research*, 16(1): 8-15.
- Xu X. 2006. Nutrient dynamics in decomposing needles of *Pinus luchuensis* after typhoon disturbance in a subtropical environment. *Annals of Forest Science*, 63(7): 707-713.
- Xuluc-Tolosa FJ, Vester HFM, Ramirez-Marcial N, Castellanos-Albores J, Lawrence D. 2003. Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary forest in Campeche, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 174(1-3): 401-412.