

**UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE AGRONOMÍA**

**DINÁMICA DE LOS NUTRIENTES Y LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO EN LOS
SISTEMAS FORESTALES**

por

Jorge HERNÁNDEZ LEGNAZZI

TESIS presentada como uno de los
requisitos para obtener el título de
Doctor en Ciencias Agrarias

(MONTEVIDEO)
URUGUAY
(2016)

Tesis aprobada por el tribunal integrado por el Dr. Fernando García Préchac, el Dr. Gervasio Piñeiro y el Dr. Ariel Szogi el día 25 de mayo del 2016. Autor: Jorge Hernández Legnazzi. Director: Mario Pérez Bidegain.

Dedicación

**A mi familia
A Silvana**

AGRADECIMIENTOS

A mis compañeros del Departamento de Suelos, docentes y no docentes, en particular a aquellos que me han acompañado de una manera u otra en la ejecución de los proyectos que han dado lugar a la información que presento.

A Mario Pérez, por aceptar dirigir el presente trabajo, y asesorarme en todas las veces que fue necesario para su concreción.

A los ayudantes de proyectos, y estudiantes de tesis de grado y posgrado, por haber aportado a través de sus trabajos la mayor parte de la información que es ofrecida en la presente tesis.

A la Universidad de la República y a las empresas forestales, por aportar la financiación para la ejecución de los trabajos realizados.

A mi familia, por haberme estimulado a transitar este camino y haberme acompañado en su concreción.

A todos aquellos que de una manera u otra me han apoyado durante estos largos años de trabajo como docente de la Facultad de Agronomía.

TABLA DE CONTENIDO

	Página
PÁGINA DE APROBACIÓN.....	II
AGRADECIMIENTOS	IV
RESUMEN	IX
SUMMARY	X
1. <u>INTRODUCCIÓN GENERAL</u>	1
1.1. JUSTIFICACIÓN Y MARCO DE LOS ESTUDIOS REALIZADOS.....	1
1.2. CARACTERÍSTICA DE LOS SUELOS AFECTADOS A LA FORESTACIÓN EN EL URUGUAY	3
1.2.1. <u>Aspectos generales</u>	3
1.2.2. <u>Agrupaciones de la carta de la CIDE y su relación con los suelos de aptitud forestal</u>	4
1.3. OBJETIVOS DE LOS ESTUDIOS REALIZADOS.	8
2. <u>EXTRACCIÓN Y RECICLAJE DE NUTRIENTES EN SISTEMAS FORESTALES Y CONSECUENCIAS EN SU DISPONIBILIDAD EN EL SUELO</u>	10
2.1. EXTRACCIÓN Y EXPORTACIÓN DE NUTRIENTES POR PLANTACIONES DE <i>EUCALYPTUS SP.</i> Y <i>PINUS TAEDA</i> EN EL URUGUAY	10
2.1.1. <u>Introducción</u>	10
2.1.2. <u>Metodología de investigación</u>	12
2.1.3. <u>Resultados y discusión</u>	20
2.1.3.1. Concentraciones de nutrientes en diferentes componentes de la planta.....	20
2.1.3.2. Extracción y exportación de nutrientes en diferentes componentes de cosecha de <i>Eucalyptus sp.</i>	26
2.1.3.3. Extracción y exportación de nutrientes en diferentes componentes de cosecha de <i>Pinus taeda</i>	33
2.1.3.4. Biomasa y nutrientes presentes en el mantillo forestal.....	39
2.2. DESCOMPOSICIÓN DE RESTOS DE COSECHA.....	41

2.2.1.	<u>Introducción</u>	41
2.2.2.	<u>Metodología de investigación</u>	42
2.2.3.	<u>Resultados y discusión</u>	44
2.2.3.1.	Descomposición de restos de cosecha de <i>Eucalyptus sp</i>	44
2.2.3.2.	Descomposición de restos de cosecha de <i>Pinus taeda</i>	48
2.2.3.3.	Descomposición de mantillo	54
2.2.3.4.	Ajuste de modelos de descomposición de fracciones de cosecha para eucalipto y pino	55
2.3.	CICLAJE DE NUTRIENTES	58
2.3.1.	<u>Introducción</u>	58
2.3.2.	<u>Metodología de investigación</u>	59
2.3.3.	<u>Resultados y discusión</u>	60
2.3.3.1.	Ciclaje de nutrientes en <i>Eucalyptus sp</i>	60
2.3.3.2.	Ciclaje de nutrientes en <i>Pinus taeda</i>	63
2.3.3.3.	Ciclaje de nutrientes a partir del mantillo	69
2.3.3.4.	Variaciones en las tasas de descomposición de los restos y liberación de nutrientes según diferentes alternativas de manejo	70
2.4.	EFFECTO DEL CAMBIO DE USO DE SUELO -DE PASTORIL A FORESTAL- EN LA ACIDEZ Y CONCENTRACIÓN DE BASES DE INTERCAMBIO DEL SUELO	81
2.4.1.	<u>Introducción</u>	81
2.4.2.	<u>Metodología de investigación</u>	83
2.4.3.	<u>Resultados y discusión</u>	85
2.4.3.1.	Acidez y Bases de Intercambio al término de un turno de plantación.	85
2.4.3.2.	Efecto del manejo de los restos de cosecha en las bases de intercambio del suelo para una futura replantación del sitio ...	92

3.	<u>EFFECTO DEL CAMBIO DE USO DE SUELO -DE PASTORIL A FORESTAL- EN EL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO Y PROPIEDADES ASOCIADAS</u>	96
3.1.	EFFECTO DEL CAMBIO EN EL TIPO DE VEGETACIÓN –PASTURAS NATIVAS VS ESPECIES FORESTALES- EN LOS CONTENIDOS, DISTRIBUCIÓN Y TRANSFORMACIONES DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO	96
3.1.1.	<u>Introducción</u>	96
3.1.2.	<u>Metodología de investigación</u>	99
3.1.3.	<u>Resultados y discusión</u>	103
3.1.3.1.	Primeros estudios realizados	103
3.1.3.2.	Utilización de la abundancia natural de ¹³C como apoyo a los estudios en la materia orgánica de suelos bajo forestación comercial	106
3.2.	EFFECTO DEL CAMBIO EN EL TIPO DE VEGETACIÓN –PASTURAS NATIVAS VS ESPECIES FORESTALES- EN LA DINÁMICA DEL NITRÓGENO EN LOS SUELOS	128
3.2.1.	<u>Introducción</u>	128
3.2.2.	<u>Metodología de estudio</u>	129
3.2.3.	<u>Resultados y discusión</u>	131
3.3.	EFFECTO DEL CAMBIO EN EL TIPO DE VEGETACIÓN –PASTURAS NATIVAS VS ESPECIES FORESTALES- EN LOS PROCESOS DE HIDROFOBICIDAD DE LOS SUELOS ASOCIADOS A COMPUESTOS ORGÁNICOS	133
3.3.1.	<u>Introducción</u>	133
3.3.2.	<u>Metodología de investigación</u>	134
3.3.3.	<u>Resultados y discusión</u>	137
4.	<u>DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES</u>	141
5.	<u>BIBLIOGRAFÍA</u>	156
6.	<u>ANEXO</u>	177

6.1.	ARTÍCULOS CIENTÍFICOS PUBLICADOS.....	177
6.2.	ARTÍCULOS CIENTÍFICOS REDACTADOS PARA SU PUBLICACIÓN	178
6.3.	OTROS ARTÍCULOS EN ACTUAL REDACCIÓN	178
6.4.	TESIS DE GRADO DIRIGIDAS O CO-DIRIGIDAS	178
6.5.	TESIS DE MAESTRÍA DIRIGIDAS O CO-DIRIGIDAS	180

RESUMEN

En las últimas décadas, la forestación con *Eucalyptus sp.* y *Pinus taeda* en suelos bajo uso previo pastoril ha generado cambios en algunas propiedades químicas de dicho recurso. Este aspecto adquiere particular relevancia en virtud de la baja fertilidad de los suelos afectados al sistema, asociada a sus bajos contenidos de arcilla y materia orgánica. Los objetivos de las investigaciones llevadas a cabo en el presente trabajo se centraron en: i) cuantificar la exportación de nutrientes del sistema por parte de cosechas forestales, así como su reciclaje potencial al suelo en función del tiempo vía descomposición de restos de cosecha; ii) caracterizar los cambios en propiedades químicas de suelo asociadas al cambio de uso del suelo; y iii) caracterizar los cambios en contenido y distribución del carbono orgánico del suelo, y evaluar la potencialidad de los suelos bajo forestación de secuestrar CO₂ de la atmósfera. Los estudios realizados han mostrado la importancia de la permanencia de los restos de cosecha en el sitio, en los cuales se aloja en promedio el 70% de los nutrientes absorbidos por las plantaciones. La descomposición de dichos restos y el reciclaje de los nutrientes al suelo ocurren generalmente con lentitud, aunque es variable según el nutriente considerado, el tipo de resto, y el manejo que se realiza de ellos. Dicho proceso -no obstante- permite contrarrestar la disminución de algunos de dichos nutrientes (como calcio y magnesio) en el suelo durante el ciclo de la plantación, aunque su distribución en el perfil bajo forestación muestra un mayor incremento de su concentración en los primeros estratos del suelo por descomposición de restos y mantillo. Asociado a la disminución de calcio y magnesio en el suelo, se ha constatado también un incremento de la acidez. Con respecto al carbono orgánico del suelo, la tendencia observada es hacia menores contenidos en suelos forestados comparados con su uso pastoril durante el primer turno de plantación de 10 años. Sin embargo, el uso de técnicas isotópicas de análisis ha permitido constatar un efecto sustitutivo y compensatorio del carbono orgánico originario del suelo (derivado de la vegetación de pasturas) por el carbono derivado de la vegetación forestal, tendencia que muestra verse incrementada en plantaciones forestales de mayores edades.

Palabras clave: *Eucalyptus*, *Pinus*, exportación de nutrientes, ciclaje de nutrientes, carbono orgánico del suelo, secuestro de carbono

NUTRIENT AND SOIL ORGANIC MATTER DYNAMICS IN FORESTRY SYSTEMS

SUMMARY

In the recent decades, afforestation with *Eucalyptus sp.* and *Pinus taeda*) on previous grassland/crop soils have determined changes in some soil chemical properties. This aspect is particularly relevant because soils affected by the afforestation have low soil fertility, associated with low clay and soil organic matter contents. The objectives of this research were: i) to quantify nutrients export by harvest and to quantify nutrients recycled through the decomposition of harvest residues; ii) to characterize changes in soil chemical properties associated with changes in afforestation soil use; and iii) to characterize changes in soil organic carbon content and its distribution, and evaluate the potentiality of afforested soils to sequester CO₂ from the atmosphere. Results have shown the importance to maintain harvest residues on the site, which contain on average 70% of the nutrients absorbed by trees. The residues decomposition and recycling of nutrients to the soil usually develops slowly, and depending on the nutrient, the type of residue, and residues management practices. However, this allows counteract the decline in some of the soil nutrients (such as calcium and magnesium) during the plantation cycle, although its concentration in the soil profile increase in the upper layers as consequence harvest residues and litter decomposition. An increase in soil acidity -associated with calcium and magnesium decrease in the soil- was also observed. Soil organic carbon content tended to decrease in afforested soils compared to native pasture use during the first turn of planting (10-years-old). However, carbon isotopic analysis techniques indicated a substitute and compensatory effect of native soil organic carbon by the input of carbon derived from the forest vegetation. This trend shows to increase in older forest plantations.

Keywords: *Eucalyptus*, *Pinus*, nutrient export, nutrient cycling, soil organic carbon, carbon sequestration

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1. JUSTIFICACIÓN Y MARCO DE LOS ESTUDIOS REALIZADOS

La forestación comercial en nuestro país ha tenido dos etapas claramente definidas en el tiempo. En la primera etapa, a partir de la década de los años 60, el desarrollo de la actividad forestal en Uruguay comienza a visualizarse como viable y con posibilidades de dinamizar tanto el medio rural como la economía en su conjunto (Ligrone, 2004). En el año 1968, se aprueba la primera Ley Forestal y a comienzo de los años 70 se elaboran los primeros lineamientos de política en la materia. Sucesivos Programas, Planes y Proyectos, asistidos por instituciones tanto nacionales como internacionales van ajustando una estrategia y una serie de acciones que comienzan a cristalizar a fines de los años 80, luego de aprobada la segunda y actual Ley Forestal N° 15.939 del 28 de diciembre de 1987, la cual significó un punto de inflexión para la actividad forestal, y da inicio a la segunda etapa en el desarrollo de la forestación en el país. A través de dicha ley se fomentó la actividad forestal en el país, mediante beneficios tributarios de acuerdo a lineamientos políticos definidos. La Política Forestal Nacional se centró en dos grandes objetivos generales:

- La conservación de los bosques naturales del país sobre la base de planes de manejo que aseguren su sostenibilidad.
- La ampliación de la base forestal del país a través de plantaciones forestales, en zonas de menor competitividad relativa con otras producciones agropecuarias.

En relación con el segundo objetivo, las consecuencias se tradujeron en un importante y sostenido crecimiento del área plantada por bosques comerciales (fundamentalmente diferentes especies de los géneros *Eucalyptus* y *Pinus*). Es así que mientras a fines de la década del 80, el área forestada en el país sólo era de 46.000 hectáreas, en la actualidad asciende a valores cercanos al millón de hectáreas (SPF, 2015a).

Este desarrollo de la forestación ha ubicado a este sector como uno de los principales exportadores, junto con la ganadería y la agricultura. En el año 2010 las exportaciones del sector alcanzan los 1.081 millones de dólares, lo que representa un ingreso por exportaciones de US\$ 1.221 por hectárea afectada a la forestación (SPF, 2015b). A los tradicionales rubros de exportación, madera aserrada y papel, se incorporan los rolos, luego los chips, los tableros y finalmente la pulpa de celulosa, el cual pasa a ser el rubro más relevante.

Este desarrollo acentuado de la forestación en el país ha venido acompañado también de inquietudes no solo a nivel productivo, sino también ambiental, y a nivel de toda la sociedad, ya que ha significado un cambio en el sistema de producción de ciertas regiones del país. En forma no menor, han surgido interrogantes acerca de los posibles cambios que podrían estar generando los sistemas forestales en los recursos naturales –como el suelo y el agua- así como en otras componentes del medio ambiente.

Hasta los inicios de la expansión de la forestación, el país no contaba con información experimental que indicara en qué medida los sistemas forestales comerciales podían estar generando cambios en propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo. A partir de allí surgió en el ámbito académico y productivo el interés por comenzar a generar información nacional que permitiera constatar los cambios que se pudieran estar produciendo en los recursos naturales, y en tal caso, determinar el sentido y cuantificar la magnitud de los mismos. De esta manera, a través de esfuerzos conjuntos público-privados, se dio inicio al desarrollo de diferentes líneas de investigación que dieran las respuestas necesarias al sector forestal, en términos de mantener la sostenibilidad productiva y ambiental del sistema.

1.2. CARACTERÍSTICA DE LOS SUELOS AFECTADOS A LA FORESTACIÓN EN EL URUGUAY

1.2.1. Aspectos generales

Existen dos criterios o conceptos a tener en cuenta en la categorización de los suelos afectados a la forestación: la aptitud forestal (que supone una definición técnica), y la prioridad forestal (que supone una definición política o jurídica). La segunda se basa en la primera, y su objetivo es el ordenamiento de las plantaciones forestales promovidas por la ley N° 15.939 en el marco físico del territorio en función de la aptitud del suelo y la reducción de la competencia con usos alternativos (Durán y García Préchac, 2013). Existen una serie de antecedentes relativos a la clasificación de los suelos de Uruguay en materia de su aptitud forestal (CIDE, 1967; Sganga, 1980). Dichos antecedentes permiten concluir que cualquiera sea la clasificación considerada, el criterio de evaluación fue siempre la interpretación de las propiedades morfológicas, físicas y químicas, y las características asociadas como pendiente, rocosidad y pedregosidad (Durán, 2005). Dichos criterios se han contrastado con otros relacionados a la productividad forestal, de manera de establecer los denominados “índices de sitio”, que utilizan parámetros de rendimiento como la altura promedio de los árboles dominantes y codominantes de una especie dada a una edad determinada. Desde el punto de vista de las características de suelo fundamentales para un buen crecimiento de los árboles en Uruguay, fueron identificadas la profundidad y textura del suelo, y la naturaleza de la saprolita (horizonte C del suelo), como características determinantes de la disponibilidad de agua, y del adecuado arraigamiento (Herbert, 2005). Estos parámetros constituyen de hecho la base de la definición del concepto de aptitud forestal del suelo, que establece que sus condiciones permitan un buen crecimiento de los bosques, con una buena capacidad de enraizamiento y adecuado drenaje, y que sean de baja fertilidad natural. De esta manera, de acuerdo con la

Clasificación de Suelos del Uruguay vigente (Altamirano et al., 1976), los suelos aptos para la producción forestal quedan mayoritariamente incluidos en los Órdenes Luvisoles, Acrisoles, Argisoles, Planosoles (Califra et al., 2007), e Inceptisoles. Según su equivalencia con el Soil Taxonomy, pertenecen a los órdenes Alfisoles, Ultisoles, Inceptisoles y algunos Molisoles (Soil Survey Staff, 2014). En términos generales, las características que presentan estos suelos en el horizonte superficial son las siguientes:

- Medios a bajos contenidos de arcilla (textura franca o más liviana).
- Bajos contenidos de materia orgánica, por lo general menores al 2% ($< 12 \text{ g C kg}^{-1}$ de suelo), y en consecuencia, baja disponibilidad de nitrógeno y azufre.
- Media a elevada acidez ($\text{pH} < 5.5$ y en muchos casos presencia de acidez intercambiable (aluminio).
- Baja Capacidad de Intercambio Catiónico a $\text{pH } 7$ (en general, $< 10 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ de suelo).
- Bajos niveles de bases de Intercambio: calcio, magnesio, potasio y sodio ($< 10 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ de suelo).
- Bajos contenidos de fósforo (Bray 1) ($< 8 \text{ mg kg}^{-1}$ de suelo) y de algunos micronutrientes importantes, como boro.

1.2.2. Agrupaciones de la carta de la CIDE y su relación con los suelos de aptitud forestal

Tal como fue mencionado anteriormente, el primer antecedente significativo en la evaluación de tierras de aptitud forestal fue el formulado por la CIDE (1967). En dicho documento se elabora una breve recomendación, en la cual se entiende que deben considerarse como tierras forestales ciertas áreas agrupadas en las denominadas Zonas de la CIDE: a) las dunas arenosas del litoral e interior; b) las

áreas serranas donde predominen suelos muy profundos con perfil poco diferenciado y con buen drenaje, tal como se encuentran en la región serrana del este (Zona 2), en la falda este de las cuchillas de Haedo y Negra, y en menor proporción en otras zonas, principalmente donde ya existen bosques serranos; c) tierras muy arenosas con horizonte A muy profundo, tal como se encuentran en la Zona 7 principalmente, y en menor proporción en las Zonas 8, 9a y 9b; y d) Tierras bajas, con drenaje muy pobre, y aun aquellas con drenaje pobre donde se ha instalado el bosque ribereño.

Las recomendaciones que se han realizado posteriormente en materia forestal no difieren mayormente de las realizadas por la CIDE, exceptuando las relativas al bosque indígena, donde la Ley Forestal especifica claramente su reglamentación. Por tanto, la comparación de las cartas modernas de suelos con el croquis general de la CIDE permite visualizar que los suelos ahora considerados de prioridad forestal definidos son los mismos que definió la CIDE, con la excepción mencionada anteriormente (Durán y García Préchac, 2013).

Dado que las agrupaciones de suelos por zonas propuestas por la CIDE fueron retomadas para la conformación de los Grupos de Suelos CONEAT (MAP-CONEAT, 1979), actualmente se utiliza dicha información a los efectos de identificar los grupos de suelos de prioridad forestal. En la Figura 1 se indica la Carta de Suelos de Prioridad Forestal de Uruguay, con la identificación de los grupos CONEAT respectivos (Petraglia y Dell'Acqua, 2010).

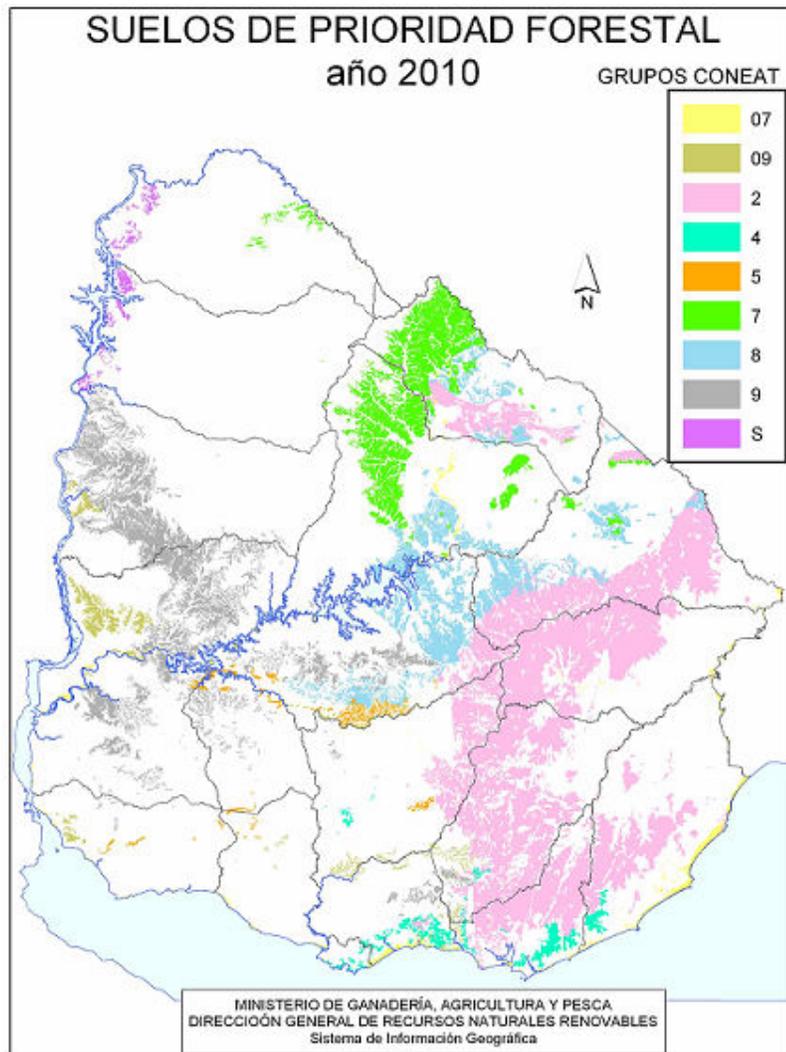


Figura 1. Carta de suelos de prioridad forestal del Uruguay (Petraglia y Dell'Acqua, 2010).

Tal como se indica en la Figura 1, los Grupos CONEAT se corresponden con las Zonas propuestas en el croquis de la CIDE. A continuación se indican resumidamente las características principales de cada zona de acuerdo a la información de CONEAT (MAP-CONEAT, 1979).

Zona 2. Constituye una franja irregular que se extiende con dirección SW-NE desde el sur del Dpto. de Maldonado hasta el límite con Brasil en el Dpto. de Cerro Largo. Se incluyen además en esta zona la isla cristalina del Dpto. de Rivera, y las Sierras de Aceguá y Mal Abrigo. El paisaje es de sierras, con afloramientos rocosos de densidad variable, y colinas. El relieve es quebrado y ondulado fuerte. Los materiales geológicos están constituidos básicamente por rocas ígneas, metamórficas y algunas efusivas ácidas. Los suelos son superficiales o moderadamente profundos y de fertilidad media en las áreas de sierras, y moderadamente profundos o profundos y de fertilidad media en la región de colinas.

Zona 5. En esta zona se agrupan las asociaciones de suelos de la región central sur del país, con ocurrencia en los Dptos. de Florida, Flores, sur de Durazno, noreste de Colonia, norte de San José, este de Soriano, oeste de Lavalleja, suroeste de Maldonado y algunas áreas del Dpto. de Canelones. El relieve se caracteriza por colinas y lomadas fuertes, y los suelos –que son moderadamente profundos y superficiales- en algunas áreas tienen rocosidad asociada.

Zona 7. En esta zona se agrupan todas las asociaciones de suelos formadas por areniscas de Tacuarembó alteradas in situ o redepositadas. En general es donde se encuentran los suelos más profundos y más pobres del país, inclusive con problemas de toxicidad de aluminio.

Zona 8. Esta zona agrupa asociaciones de suelos de texturas arenosas y fertilidad baja, aunque superior a la de los suelos de la zona 7, y en general, menos profundos. El material geológico está formado por areniscas de las formaciones devónicas y San Gregorio-Tres Islas, o materiales arenosos depositados sobre estas formaciones.

Zona 9. Se expresa en áreas de tamaño variable localizadas desde el centro norte del Dpto. de Soriano y en el centro este del Dpto. de Río Negro, y centro oeste del Dpto. de Paysandú. A esta zona pertenece también una región en el Dpto. de Canelones, identificada con la Formación Migue, perteneciente al período

cretácico. El material geológico está formado por areniscas con cemento arcilloso, frecuentemente de tonos rosados, a veces rojizos o blanco grisáceos, y areniscas a veces litificadas, ambas correspondientes al período Cretácico. El relieve en general es suavemente ondulado con predominio de pendientes de 1 a 3 %, ocurriendo en otras zonas paisajes ondulados con formas mesetiformes y escarpas con pendientes más pronunciadas (6 a 12%). Los suelos son de texturas franco arenosas a franco arcillo arenosas, de alta diferenciación textural, moderadamente profundos, de fertilidad media a baja, y suelos superficiales asociados en algunos grupos.

Zona 07. Comprende áreas litorales marinas o continentales recubiertas con espesores variables de arenas.

Zona 09. A esta zona corresponden grupos desarrollados de sedimentos de texturas gruesas, pertenecientes a formaciones de fines del Terciario y a algunas etapas del cuaternario. Los grupos de suelos bajo uso forestal están formados a partir de areniscas de la Formación Salto. El relieve está constituido por laderas asimétricas, donde las laderas sur son de marcada convexidad y pendientes de 4 a 8%, y las laderas de exposición norte son más extendidas y de pendientes suaves de 1 a 3%. Los suelos son de alta diferenciación textural (Argisoles y Planosoles).

Es importante mencionar que la categorización de suelos de aptitud y prioridad forestal y su identificación con las zonas de la CIDE no implica que todos los grupos CONEAT incluidos en cada zona CIDE hayan sido catalogados como de prioridad forestal. Mediante actualizaciones recientes (Petraglia y Dell'Acqua, 2010) se han incluido algunos Grupos CONEAT, así como se han excluido otros.

1.3. OBJETIVOS DE LOS ESTUDIOS REALIZADOS

Tal como en parte ya se ha mencionado, hasta fines del siglo pasado no existía en el país investigación acerca de los efectos que la forestación comercial podría estar generando en los recursos suelo y agua, así como en el ambiente.

Aproximadamente a comienzos del año 2000 se iniciaron una serie de estudios tendientes a generar información nacional en relación con diferentes aspectos:

- Extracción, exportación y reciclaje de nutrientes.
- Cambios en parámetros químicos, físicos y biológicos del suelo.
- Limitantes nutricionales y sus correcciones.
- Dinámica del agua en el suelo.
- Efecto del laboreo en parámetros de crecimiento y conservación de suelos.

En el trabajo que se presenta se abarcarán aspectos de los dos primeros puntos, aunque -como es lógico- la vinculación de ellos con los restantes aspectos estudiados surge evidente. Un primer capítulo estará referido a la extracción y el reciclaje de nutrientes en los sistemas forestales comerciales (en base a especies de los géneros *Eucalyptus* y *Pinus*), y sus consecuencias en la disponibilidad de dichos nutrientes para la plantación en pie o futuras replantaciones del sitio. El segundo capítulo considerará las evaluaciones referidas a los cambios en parámetros químicos de suelo –como acidez y bases de intercambio- como consecuencia del cambio de uso del suelo de pastoril a forestal con *Eucalyptus* y *Pinus*. El tercer capítulo hará referencia específica a los cambios en la materia orgánica del suelo (MOS) como parámetro de suelo que afecta propiedades químicas, físicas y biológicas, así como su efecto ambiental referido a los procesos de captura de carbono. Finalmente, se plantea una discusión general de los aspectos mencionados anteriormente, y las conclusiones globales del trabajo. En los anexos del documento se indican los trabajos que han dado lugar a la presente elaboración (artículos científicos publicados, y en versión final para su publicación), así como también se hace mención a las tesis de grado y posgrado dirigidas y codirigidas, todos resultantes de la ejecución de proyectos de investigación dirigidos.

2. EXTRACCIÓN Y RECICLAJE DE NUTRIENTES EN SISTEMAS FORESTALES Y CONSECUENCIAS EN SU DISPONIBILIDAD EN EL SUELO

2.1. EXTRACCIÓN Y EXPORTACIÓN DE NUTRIENTES POR PLANTACIONES DE *EUCALYPTUS SP.* Y *PINUS TAEDA* EN EL URUGUAY

2.1.1. Introducción

Una de las líneas de investigación claramente identificada y definida fue estudiar lo relativo a la dinámica de los nutrientes en el sistema suelo-planta. Este aspecto es de particular importancia, sobre todo considerando que los suelos en los cuales se ha expandido la forestación presentan similares características en cuanto a su fertilidad media a baja, de manera que cobra relevancia el adoptar medidas de manejo que permitan mantener la productividad del recurso suelo y lograr así un manejo sustentable del mismo (Fox, 2000).

Dentro de las especies del género *Eucalyptus* y el género *Pinus* que se plantan en el país, los objetivos comerciales son la producción de pasta de celulosa y la producción de madera para aserrado. Las especies del género *Eucalyptus* mayoritariamente plantadas en la actualidad en nuestro país para la producción de pasta de celulosa son *E. grandis*, *E. globulus* y *E. dunnii*. La especie *E. grandis* también es plantada para la producción de madera para aserrado. El trabajo de mejoramiento genético de las empresas forestales ha llevado también a la utilización de híbridos inter-específicos, así como clones de las especies anteriormente mencionadas. Las plantaciones con destino a la fabricación de celulosa, normalmente tienen una duración promedio de 10 años, donde se realiza la cosecha de la totalidad de la plantación (tala rasa). Dicho evento determina la ocurrencia de una exportación total de nutrientes del sitio con las trozas comerciales, así como también de un reciclaje de parte de ellos con los restos de cosecha. En las plantaciones destinadas a la producción de madera para aserrado, existen eventos de cosecha parciales, en diferentes momentos a lo largo de los casi

20 años promedio de duración de la plantación. Si bien en este caso ocurren manejos durante la vida del monte, como las podas y raleos de ejemplares para lograr conservar los mejores desde el punto de vista de la productividad, la biomasa cosechada a través de estas operaciones (en las primeras etapas de la vida del monte) no tiene fines comerciales y permanece en el sitio. No obstante, una vez que los ejemplares adquieren un tamaño que permite su utilización para aserrado y/o producción de pasta de celulosa, se realiza una exportación de madera del sitio, y –en consecuencia- de nutrientes alojados en ella.

Otra especie plantada en el país, aunque en menor área, y sólo con fines de producción de madera para aserrado, es el *Pinus taeda*. En el pasado también fueron realizadas plantaciones con *Pinus elliotti*, con la misma finalidad.

La extracción y exportación de nutrientes a partir de una plantación forestal es altamente dependiente de una serie de factores como: la producción de biomasa y su concentración en nutrientes, lo cual está relacionado con la especie (Guo et al., 2002) y edad de la plantación (Laclau et al., 2003; Santana et al., 2008), la densidad de plantación (Leite et al., 2010), el tipo de suelo, determinando el desarrollo radicular (Laclau et al., 2001, Laclau et al., 2004), el material parental del suelo (Turner y Lambert, 1986; Judd et al., 1996), así como de las intervenciones y métodos de cosecha utilizados (Laclau et al., 2012). Por otra parte, la absorción y exportación de nutrientes es altamente dependiente del nutriente en cuestión, siendo los nutrientes nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio los más importantes desde el punto de vista del crecimiento vegetal y de las cantidades absorbidas. (Herbert, 1996; Santana et al., 2000).

La cuantificación de las concentraciones de nutrientes en los diferentes componentes de la biomasa aérea de los árboles (madera comercial, madera no comercial, ramas, corteza y hojas o acículas para plantaciones en edades comerciales) permite -conociendo la biomasa de dichos componentes de los árboles- estimar qué proporción de los nutrientes absorbidos por las plantas se

encuentra en cada uno de ellos, para las condiciones de crecimiento de la especie. Es de particular interés, conocer qué cantidades de los diferentes nutrientes son exportadas desde el sitio con la cosecha comercial. En un escenario como el actual, la exportación de nutrientes desde el sitio se da con la madera comercial, ya sea con un objetivo de producir celulosa y como madera para aserrío. Sin embargo, en otro escenario donde se utilice la biomasa producida con fines de generación de energía, otros componentes del árbol pueden ser retirados desde el sitio, y con ellos, mayores cantidades de nutrientes podrían ser exportados. El conocimiento de estos aspectos es de particular importancia, dada la baja fertilidad de los suelos empleados en la producción forestal.

El objetivo general de los estudios realizados en el marco de las investigaciones fue cuantificar las extracciones y exportaciones de nutrientes por parte de diferentes especies forestales comerciales en diferentes suelos del país. Los objetivos específicos que tuvieron las investigaciones desarrolladas fueron: i) cuantificar las concentraciones de nutrientes por parte de plantaciones forestales comerciales; y ii) cuantificar las extracciones y exportaciones de nutrientes realizadas por cosechas comerciales de las especies de los géneros *Eucalyptus sp.* y *Pinus sp.*

2.1.2. Metodología de investigación

Sitios experimentales.- Las evaluaciones fueron realizadas en plantaciones comerciales a edad de cosecha en diferentes especies, zonas y suelos, y en diferentes momentos, por lo que no responden a un diseño experimental definido. Metodológicamente el estudio supuso un relevamiento de montes en producción, ubicados en diferentes sitios del país (Ver Figura 1, Anexo 1). La selección de sitios para las evaluaciones se realizó tomando como base una serie de criterios:

- a) Ser montes de producción comercial de las especies a evaluar en edad de cosecha.

- b) Ser montes con buenos rendimientos y sanidad.
- c) Estar instalados en suelos de aptitud forestal representativos de las diferentes zonas de producción.
- d) Ubicación de la(s) parcela(s) a evaluar: tomando como base los datos de Diámetro a la Altura del Pecho (DAP) y Altura de los árboles (H) de parcelas de inventario aledañas al lugar de evaluación; en caso de no disponerlos, se marcó una parcela y se relevaron todos los ejemplares, calculando las medidas de DAP y H promedio.
- e) Los sitios fueron georeferenciados.

A continuación se indica la localización de las diferentes plantaciones evaluadas.

Plantaciones para celulosa: edad promedio 10 años

- Plantaciones de *E. grandis* del Dpto. de Paysandú. Establecimiento Los Timboes: Parcelas H269 (Coordenadas 32° 21' 09" S 57° 34' 45" W), H252 (Coordenadas 32° 21' 60" S 57° 35' 18" W) y H251 (Coordenadas 32° 22' 02" S 57° 35' 29" W) (Giosa, 2009).
- Plantaciones de *E. grandis* del Dpto. de Río Negro. Establecimiento Viraroes: Parcelas MO22 (Coordenadas: 32° 50' 17" S 57° 36' 25" W), MO18 (Coordenadas 32° 50' 16" S 57° 37' 04" W), MO13 (Coordenadas 32° 50' 10" S 57° 37' 37" W), MO67p (Coordenadas 32° 51' 47" S 57° 36' 58" W) y Establecimiento El Tabaré: Parcela CO38a (Coordenadas 32° 48' 43" S 57° 51' 27" W) (Giosa, 2009).
- Plantaciones de *E. globulus* del Dpto de Rocha. Establecimientos: Angelita (Coordenadas 34°15'S 54°17'W); Arachanes (Coordenadas 34°02'S 53°59'W); Arrarte (Coordenadas 34°17'S 54°20'W); Sapiro (Coordenadas 34°21'S 54°22'W); Palacios (Coordenadas 34°25'S 54°30'W) (Varela, 2009).
- Plantaciones de *E.globulus* del Dpto. de Lavalleja. Establecimientos: Escondida (Coordenadas 34°01'S 55°03'W); Papazián (Coordenadas 34°00'S 54°52'W).

- Plantación de *E. globulus* del Dpto. de Soriano. Establecimiento La Rosada (Coordenadas y 33° 25' 18"S 57° 48' 25" W) (González, 2008).
- Plantación de *E. maidenii* del Dpto. de Río Negro. Establecimiento Ingral 1 (Coordenadas 32° 50' 30" S 57° 57' 01" W) (González, 2008).
- Plantación de *E. dunnii* del Dpto de Río Negro. Establecimiento La Toribia (Coordenadas y 32°25'56.70"S 57°17'40.47"W) (Hernández et al., 2009).
- Plantación de *E. grandis* del Dpto. de Paysandú. Establecimiento Ibirapitá (Coordenadas 31° 52' 55" S 57° 30' 35" W).
- Plantación de *E. maidenii* del Dpto de Tacuarembó. Establecimiento El Recado (Coordenadas 31° 52' 55" S 57° 30' 35" W) (Hernández et al., 2013).
- Plantación de *E. dunnii* del Dpto. de Río Negro. Establecimiento San Carlos (Coordenadas 32°47'48.80"S 57°47'0.08"W).
- Plantaciones de *E. dunnii* del Dpto. de Río Negro. Establecimientos Santo Domingo 1 (Coordenadas 31°53'51.5"S 57°39'58.3"W), Santo Domingo 2 (Coordenadas 31°53'44.1"S 57°40'52.1"W), Cerro Chato (Coordenadas 31°52'06.5"S 57°31'39.5"W) y San Pedro (Coordenadas 32°01'40.1"S 57°43'32.9"W) (Yussim, 2013).

Plantaciones para aserrado (tala rasa). Edad promedio: 20 años

- Plantación de *E. grandis* del Dpto. de Rivera. Establecimientos Los Silos (Coordenadas 31°08'S 55°37'W) (Hernández et al., 2008).
- Plantación de *Pinus taeda* del Dpto. de Rivera. Establecimiento Tres Pinos A (Coordenadas 31°20'S 55°67'W) (Hernández et al., 2008).

Plantaciones para aserrado (raleos). Edad promedio 6 años.

- Plantación de *Pinus taeda* del Dpto. de Rivera. Establecimiento Gaire (Coordenadas 31° 22' S and 55° 38' W) (Hernández et al., 2008).
- Plantación de *Pinus taeda* del Dpto. de Tacuarembó. Establecimiento La Corona (Coordenadas 31° 52' 55" S 57° 30' 35" W) (del Pino et al., 2012).

La selección de los ejemplares a aprear se realizó en base a los datos promedio de DAP y H del rodal. No se consideraron árboles bifurcados para las evaluaciones. Para determinar el tamaño de la muestra en los diferentes sitios evaluados se utilizó la información de producción de biomasa y concentración de nutrientes (nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio) de 36 ejemplares de dos rodales de *Eucalyptus* (*E. globulus* y *E. maidenii*) en edad de cosecha para pulpa de celulosa (10 años) del trabajo de González (2008). El cálculo del tamaño mínimo de muestra para cada variable (biomasa, nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio) se realizó considerando la siguiente fórmula:

$$n = [(t(\alpha/2 \text{ gl}))^2 * S^2]/D^2$$

Siendo:

n = número mínimo de muestras

t($\alpha/2$): valor de tabla T de Student

gl: grados de libertad

S² = varianza de cada variable

D = error permitido

En función de la varianza de cada una de las variables analizadas se arribó a diferentes valores para el tamaño mínimo de muestras, dependiendo del nivel de confianza y el error aceptado. De esta manera, para un nivel de confianza (probabilidad) del 95%, y un error permitido del 20%, el tamaño de muestra que cumple con estos requisitos para las variables de interés no debe integrar un número de ejemplares menor a 8-10 árboles por sitio.

Cosecha de ejemplares y toma de muestras.- Una vez seleccionados los árboles, estos fueron apeados con motosierra y se midió su altura total. Se quitaron las ramas y el fuste fue cortado en trozas de 2.40 m de largo. Dichas trozas (con corteza

incluida) fueron pesadas separadamente en el campo, cortándose un disco de la parte basal de cada troza para estimar la proporción de corteza y madera, y para disponer de una muestra de corteza y madera para análisis de nutrientes. En las primeras evaluaciones realizadas (González, 2008; Giosa, 2009; Varela, 2009), se estudió la variación en la concentración de los diferentes nutrientes a lo largo del fuste, no encontrándose diferencias significativas entre dichos valores para cada nutriente. En virtud de ello, en estudios posteriores se optó por seleccionar para las evaluaciones de las relaciones corteza/madera y concentración de nutrientes tres trozas del fuste: la troza basal, una troza a mediana altura del árbol, y la troza apical. En las evaluaciones de ejemplares de alto porte (como fue el caso de montes para aserrado), se registró el diámetro basal y terminal de cada troza, y se cortaron dos discos basales contiguos de cada troza, a los efectos de determinar la densidad básica en uno de ellos, y el contenido de nutrientes en el otro. A continuación se pesaron las ramas de los árboles apeados. En cada sitio fueron seleccionados árboles tipo, que además de cumplir con los requerimientos de DAP y H, tuvieran un volumen de copa promedio (visualmente) de los ejemplares de todo el sitio. En estos ejemplares se separaron diferentes componentes de la copa: hojas, ramas finas (diámetros menores a 1 cm) y ramas gruesas (diámetros mayores a 1 cm). Se pesó cada componente por separado, y se tomaron muestras de cada uno de ellos para análisis químico posterior. En los ejemplares donde no se realizó la separación de componentes, solo se pesó la copa y ramas totales, pero se tomaron muestras de cada uno de los componentes para análisis químico posterior. Se utilizaron los datos promedio de proporciones de cada componente en la copa para asignarlos a los árboles donde no se realizó la separación. Se registró el número de ejemplares existentes por unidad de superficie a los efectos del cálculo de biomasa y nutrientes en la hectárea. En algunos sitios se realizó también una cuantificación del mantillo del bosque, a través del peso de cuatro áreas de 1 m² tomadas al azar, de las cuales se tomó una muestra para análisis. En los casos donde no fue posible pesar las trozas, se calculó la densidad básica de la madera en uno de los juegos de discos

cortados. Estos fueron descortezados y utilizados para la determinación de la densidad básica según norma TAPPI T-258 om -02 (TAPPI, 2006).

En los sitios donde se realizó muestreo de mantillo, fueron tomadas 4 muestras (pseudoréplicas) de mantillo de un área de 1m^2 (mediante un cuadrado de $1\text{m} \times 1\text{m}$), las cuales fueron pesadas en el campo.

Procesamiento de muestras de planta.- Todas las muestras de planta correspondientes a la cosecha, fueron secadas en estufa a $65\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante no menos de 48 horas. Las muestras de cosecha fueron también pesadas en verde, para calcular el porcentaje de materia seca y corregir los pesos de campo por el mismo. Las cortezas fueron molidas en molino de cuchillas, previa reducción de tamaño con machete. Las muestras de madera de los discos secos se obtuvieron con taladro, practicando orificios en sentido radial y la viruta resultante posteriormente molida. En el caso de la muestras de ramas finas y ramas gruesas también se redujo el tamaño con machete previo al molido, mientras que las hojas fueron molidas directamente. Todas las muestras fueron molidas a un tamaños de partícula menor a 0.5 mm para su análisis posterior.

Determinación analítica de la concentración de nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio en muestras vegetales.- Se realizó la determinación de los contenidos de fósforo, potasio, calcio y magnesio de las muestras correspondientes a cada componente mediante mineralización de la muestra por vía seca. Para ello se colocó 1 g de muestras molidas de ramas finas, gruesas, corteza y hojas en crisoles de porcelana; para las muestras de madera se utilizaron 2 g . Las mismas se calcinaron durante 5 horas en mufla a $500\text{ }^{\circ}\text{C}$. Las cenizas resultantes fueron disueltas en HCl al 20% y llevadas a un volumen de 25 ml con agua desionizada para la fracción madera y 50 ml para todas las restantes. La determinación de calcio y magnesio del extracto se realizó mediante espectrofotometría de absorción

atómica, mientras que para potasio se realizó la determinación mediante espectrofotometría de emisión (Isaac y Kerber, 1971). En el caso del fósforo, a partir de una alícuota de 2 ml de la dilución en HCl al 20 % se determinó el contenido mediante el método colorimétrico del ácido ascórbico (Murphy y Riley, 1962). La determinación de nitrógeno total se realizó a partir de una digestión por vía húmeda de 0.5 g de muestra con H₂SO₄ y mezcla de catalizadores (CuSO₄ y K₂SO₄) a 360 °C durante 90 minutos. Posteriormente se destiló por Kjeldhal con NaOH al 50% recogiendo el destilado en H₃BO₃. El porcentaje de nitrógeno fue calculado por titulación directa del destilado con HCl 0.1 M (Bremner, 1996).

Estimación de la producción de biomasa y absorción de nutrientes por componente y por hectárea.- Los pesos de cosecha de los diferentes componentes madera sin corteza, ramas, corteza y hojas (o acículas en el caso de pino) fueron corregidos por el porcentaje de materia seca y llevados a la hectárea considerando el número de árboles del rodal. Los pesos de cada componente fueron multiplicados por la concentración de nutrientes para obtener el dato de extracción de nutrientes por componente en la hectárea. Se utilizaron las relaciones siguientes para el cálculo de biomasa producida y nutriente extraído en los componentes de cosecha.

Biomasa de madera comercial (Mg ha⁻¹) = [Σ Peso Fresco de troza (Mg árbol⁻¹) * % madera del disco de la troza * % MS madera del disco] * N° Árboles en la hectárea

Biomasa de corteza (Mg ha⁻¹) = [Σ Peso Fresco de troza (Mg árbol⁻¹) * % corteza del disco de la troza * % MS corteza del disco] * N° Árboles en la hectárea

Biomasa de ramas (Mg ha⁻¹) = Peso Fresco de restos (Mg árbol⁻¹) * % ramas (gruesas/finas) * % MS ramas (gruesas/finas) * N° Árboles en la hectárea

Biomasa de hojas (Mg ha⁻¹) = Peso Fresco de restos (Mg árbol⁻¹) * % hojas * % MS hojas * N° Árboles en la hectárea

Biomasa de mantillo (Mg ha^{-1}) = Peso Fresco de mantillo * % MS mantillo * 10000/ m^2 colectados

Nutriente extraído en madera comercial (kg ha^{-1}) = [Σ Peso Seco de troza (Mg árbol^{-1}) * % Nutriente de troza] * N° Árboles en la hectárea

Nutriente extraído en corteza (kg ha^{-1}) = [Σ Peso Seco de corteza de cada troza (Mg árbol^{-1}) * % Nutriente de corteza de cada troza] * N° Árboles en la hectárea/1000

Nutriente extraído en ramas gruesas/finas (kg ha^{-1}) = Peso seco de ramas gruesas/finas (Mg árbol^{-1}) * % Nutriente de ramas gruesas/finas] * N° Árboles en la hectárea/1000

Nutriente extraído en hojas (kg ha^{-1}) = Peso seco de hojas/finas (Mg árbol^{-1}) * % Nutriente de ramas hojas] * N° Árboles en la hectárea/1000

Nutriente en mantillo (kg ha^{-1}) = Peso seco de mantillo (Mg ha^{-1}) * % Nutriente en mantillo/1000

A partir de los cálculos obtenidos se emplearon estadísticos descriptivos, como Media, Desvío Standard y Coeficiente de Variación.

2.1.3. Resultados y discusión

2.1.3.1. Concentraciones de nutrientes en diferentes componentes de la planta.

En los Cuadros 1 y 2 se indican las concentraciones de nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio en la madera comercial de diferentes especies del género *Eucalyptus* y *Pinus taeda* en diferentes sitios de producción, así como en los restantes componentes de cosecha (hojas/acículas, ramas y corteza), respectivamente.

Las tendencias encontradas muestran diferencias en las concentraciones de nutrientes en la madera entre los géneros *Eucalyptus* y *Pinus*, y dentro del género *Eucalyptus*, entre las especies evaluadas (Cuadro 1). No se descarta la incidencia del tipo de suelo en marcar dichas diferencias, por lo que la interpretación de los datos debe contemplar este aspecto, ya que los resultados surgen de un relevamiento y no de experimentos parcelarios en diferentes suelos con todas las especies. Las tendencias mostraron que las especies del género *Eucalyptus* mostraron mayores concentraciones de los cationes calcio, potasio y magnesio que *Pinus taeda*. Por el contrario, las plantaciones de *Pinus taeda* mostraron concentraciones de nitrógeno y fósforo en madera superiores a las de *Eucalyptus*. Si bien los suelos donde fueron evaluadas las plantaciones de pino son más pobres químicamente (Grupo CONEAT 7.32 y 7.42), lo cual explicaría las bajas concentraciones de bases, las evaluaciones realizadas en plantaciones de *Eucalyptus grandis* en suelos de los mismos grupos CONEAT indican valores de concentración de calcio y magnesio más elevados para *Eucalyptus*, siendo más variables los correspondientes a potasio. Esto indicaría que el género *Eucalyptus* tiende a realizar una mayor extracción de bases que *Pinus taeda*. Para el género *Eucalyptus*, los valores de concentración de nutrientes fueron variables según la especie, el material parental y el nutriente en consideración.

Calcio mostró ser el nutriente encontrado en mayores concentraciones en la madera de *Eucalyptus*, y a su vez, el más variable (Coeficiente de Variación del 60%). Esta mayor variabilidad estaría relacionada con el material de origen de los suelos. A modo de ejemplo, para *E. grandis* se encontraron valores promedio que oscilaron entre 1,19 g Ca kg⁻¹ para suelos muy pobres químicamente (Ultisoles del Grupo CONEAT 7.32) y 3,60 g Ca kg⁻¹ para suelos de mayores contenidos de bases (Molisoles del Grupo CONEAT 9.6). Similares consideraciones es posible realizar para las otras especies de *Eucalyptus* (*E. globulus*, *E. dunnii* y *E. maidenii*). Nitrógeno y potasio fueron encontrados en menores concentraciones en la madera que calcio, siendo estas concentraciones del mismo orden de magnitud, y con variaciones menores y similares entre sí. Las concentraciones de fósforo fueron las más bajas en relación a los otros macronutrientes, lo cual es normal en los tejidos vegetales, destacándose además una alta variabilidad en los datos. Se observaron algunas diferencias en las concentraciones de nutrientes en la madera entre especies, siendo *E. dunnii* y *E. grandis* las que tendieron a presentar mayores concentraciones de nutrientes entre las especies evaluadas. *Eucalyptus globulus* mostró menores concentraciones de calcio, magnesio y potasio, siendo la concentración de nitrógeno más variable entre sitios.

Las plantaciones de *Pinus taeda* estuvieron localizadas en suelos más homogéneos desde el punto de vista de su material de origen, pero pobres químicamente (Ultisoles de la zona noreste del país). Esto se tradujo en bajos niveles de bases en la madera, pero con una menor variabilidad entre sitios. No se contó con información de concentraciones de nutrientes en suelos con mayores contenidos de bases (zona litoral oeste del país), ya que las plantaciones de pino en dicha zona son menos frecuentes.

Cuadro 1. Concentraciones de nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio en la madera comercial de árboles adultos (edades > 9-10 años) de diferentes especies del género *Eucalyptus* y *Pinus taeda*, en diferentes suelos de aptitud forestal de Uruguay. Datos promedio según el número de árboles y el número de sitios evaluados.

Especie	Grupo CONEAT	Soil Taxonomy	N° árboles /N° sitios	Parámetro	N	P	K	Ca	Mg
<i>E. grandis</i> (1)	9.1, 9.3, 09.3	Alfisoles	8/5	Promedio	0,62	0,06	0,50	1,48	0,18
				Desvío Std.	0,12	0,02	0,13	0,32	0,03
<i>E. globulus</i> (2)	2.11, 2.12	Molisoles	7/5	Promedio	0,71	0,06	0,35	0,73	0,17
		Alfisoles		Desvío Std.	0,06	0,19	0,09	0,08	0,02
<i>E. globulus</i> (3)	9.5	Molisoles	24/1	Promedio	0,40	0,05	0,40	1,30	0,21
				Desvío Std.	0,14	0,01	0,07	0,23	0,04
<i>E. maidenii</i> (3)	09.3	Alfisoles	24/1	Promedio	0,42	0,08	0,41	1,60	0,32
				Desvío Std.	0,16	0,02	0,09	0,43	0,05
<i>E. dunnii</i> (4)	9.3	Alfisoles	6/1	Promedio	0,91	0,11	0,63	1,74	0,72
				Desvío Std.	0,12	0,07	0,15	0,82	0,14
<i>E. grandis</i> (5)	9.6	Molisoles	16/1	Promedio	0,70	0,11	0,99	3,60	0,42
				Desvío Std.	0,27	0,07	0,56	1,45	0,20
<i>E. dunnii</i> (6)	9.6, 10.2	Molisoles	10/5	Promedio	1,03	0,12	1,02	2,18	0,55
				Desvío Std.	0,27	0,04	0,41	0,59	0,13
<i>E. grandis</i> (7)	7.42	Alfisoles	8/1	Promedio	0,79	0,03	0,17	1,19	0,19
		Ultisoles		Desvío Std.	0,16	0,02	0,07	0,23	0,08
<i>E. maidenii</i> (8)	7.32	Alfisoles	10/1	Promedio	1,04	0,10	0,71	1,02	0,25
		Ultisoles		Desvío Std.	0,13	0,01	0,04	0,21	0,02
<i>Eucalyptus</i>				Promedio	0,73	0,08	0,57	1,64	0,33
				Desvío Std.	0,24	0,03	0,29	0,84	0,19
				C. Var. %	32	39	51	51	58

Continúa en la página 23

Viene de la página 22

Especie	Grupo CONEAT	Soil Taxonomy	N° Árboles/N° sitios	Parámetro	N	P	K	Ca	Mg	
					----- g kg ⁻¹ -----					
<i>P. taeda</i>	7.32	Alfisoles	10/1	Promedio	0,83	0,16	0,29	0,56	0,18	
(9)		Ultisoles		Desvío Std.	-	-	-	-	-	
<i>P. taeda</i>	7.32	Alfisoles	10/1	Promedio	1,33	0,04	0,45	0,76	0,21	
(9)(10)		Ultisoles		Desvío Std.	-	-	-	-	-	
<i>P. taeda</i>	7.42	Alfisoles	9/1	Promedio	2,12	0,24	0,26	1,01	0,13	
(11)		Ultisoles		Desvío Std.	0,23	0,13	0,06	0,23	0,06	
<i>P. taeda</i>					Promedio	1,43	0,15	0,33	0,78	0,17
					Desvío Std.	0,65	0,10	0,10	0,23	0,04
					C. Var. %	46	69	31	29	23

Nota: (1) Giosa (2009); (2) Varela (2009); (3) González (2008); (4) Hernández et al., (2009); (5) Hitta y Lorenzo (2012); (6) Yussim (2013); (7) Hernández et al., (2008); (8) Hernández et al., (2013); (9) del Pino et al., (2009); (10) Hernández et al., (2008); (11) del Pino et al., (2012).

Las concentraciones de nutrientes en los restos de cosecha (hojas/acículas, ramas y corteza) fueron más elevadas que las encontradas en la madera de las especies estudiadas (Cuadro 2), lo que concuerda con observaciones realizadas por otros autores (Judd et al., 1996; Rodríguez-Soalleiro et al., 2004). Solamente en las ramas gruesas (diámetros mayores a 1 cm) se encontraron valores bajos, similares a la madera. Las ramas gruesas de pino mostraron concentraciones de calcio, potasio y magnesio inferiores a las correspondientes a *Eucalyptus*. Sin embargo lo opuesto se dio para nitrógeno y fósforo, con mayores concentraciones en *Pinus taeda*, lo cual concuerda con lo encontrado para la madera de ambos géneros (Cuadro 1). Las hojas y acículas fueron el componente de cosecha que mostró las mayores concentraciones de nitrógeno, fósforo y potasio. En *Eucalyptus*, las mayores concentraciones de calcio se dieron en la corteza, con cantidades por encima del doble de lo encontrado en las hojas. Finalmente magnesio también se encontró en

altas concentraciones en la corteza. En el trabajo de Judd et al. (1996), las concentraciones de calcio citadas para corteza y hoja, y en cierta medida madera, fueron inferiores a los valores encontrados en el presente trabajo. Con respecto a magnesio, dichos autores también encontraron concentraciones en madera algo menores. De igual forma, otros autores como Rodríguez-Soalleiro et al. (2004) han mencionado similares valores de concentración de nitrógeno, magnesio y fósforo para los distintos componentes de cosecha de *E. globulus*, pero valores mucho más bajos de calcio, y en menor medida, de potasio para las mismas componentes.

Cuadro 2. Concentraciones de nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio en diferentes componentes de la biomasa aérea no comercial (hojas, ramas, corteza, acículas) de diferentes especies del género *Eucalyptus* y *Pinus taeda* en diferentes suelos de aptitud forestal de Uruguay.

Componente	Especie	CONEAT	N	P	K	Ca	Mg
			----- g kg ⁻¹ -----				
Hojas	<i>E. globulus</i> (1)	9.5	13,5	0,70	4,5	13,0	1,0
	<i>E. maidenii</i> (1)	09.3	12,7	0,74	4,5	12,2	1,0
	<i>E. dunnii</i> (2)	9.3	14,2	1,00	7,4	14,5	2,2
	<i>E. grandis</i> (3)	9.6	16,6	1,40	7,2	12,7	2,6
	<i>E. dunnii</i> (4)	9.6, 10.2	16,9	1,37	7,4	14,3	2,0
	<i>E. grandis</i> (5)	7.42	15,1	0,97	4,6	9,7	2,4
	<i>E. maidenii</i> (6)	7.32	10,3	0,79	6,0	8,4	1,1
	Promedio			14,2	1,00	5,9	12,1
Desvío Std.			2,3	0,29	1,4	2,3	0,7
C. Variación %			16	29	24	19	40
Ramas finas	<i>E. globulus</i> (1)	9.5	6,7	0,07	4,6	16,4	0,9
	<i>E. maidenii</i> (1)	09.3	6,3	0,07	4,5	15,9	1,1
	<i>E. dunnii</i> (2)	9.3	3,5	0,30	4,7	9,5	1,1
	<i>E. grandis</i> (3)	9.6	2,3	0,20	3,3	9,3	1,1
	<i>E. dunnii</i> (4)	9.6, 10.2	4,7	0,30	4,3	12,6	1,4
	<i>E. grandis</i> (5)	7.42	4,3	0,14	3,5	6,7	1,2
	<i>E. maidenii</i> (6)	7.32	4,2	0,34	5,8	12,8	0,7
	Promedio			4,6	0,20	4,4	11,9
Desvío Std.			1,5	0,11	0,8	3,6	0,2
C. Variación %			33	56	19	30	20

Continúa en la página 25

Viene de la página 24

Componente	Especie	CONEAT	N	P	K	Ca	Mg
			----- g kg ⁻¹ -----				
Ramas gruesas	<i>E. globulus</i> (1)	9.5	1,2	0,05	3,5	7,9	0,9
	<i>E. maidenii</i> (1)	09.3	1,0	0,03	3,2	7,2	1,1
	<i>E. dunnii</i> (2)	9.3	1,2	0,20	1,9	-	1,0
	<i>E. grandis</i> (3)	9.6	1,1	0,20	1,4	8,2	0,6
	<i>E. dunnii</i> (4)	9.6, 10.2	2,7	0,16	2,1	8,7	1,2
	<i>E. grandis</i> (5)	7.42	2,6	0,14	2,2	4,8	1,2
	<i>E. maidenii</i> (6)	7.32	1,0	0,14	2,0	6,0	0,5
	Promedio			1,5	0,13	2,3	7,1
Desvío Std.			0,7	0,07	0,7	1,5	0,3
C. Variación %			49	51	32	21	29
Corteza	<i>E. globulus</i> (1)	9.5	2,3	0,25	5,5	30,0	2,4
	<i>E. maidenii</i> (1)	09.3	2,5	0,21	5,8	36,1	2,6
	<i>E. dunnii</i> (2)	9.3	2,4	0,40	4,7	27,3	2,2
	<i>E. grandis</i> (3)	9.6	2,1	0,30	3,3	47,2	1,3
	<i>E. dunnii</i> (4)	9.6, 10.2	3,1	0,30	3,9	36,7	2,7
	<i>E. grandis</i> (5)	7.42	3,1	0,30	2,7	32,3	2,1
	<i>E. maidenii</i> (6)	7.32	2,1	0,19	4,3	31,1	2,6
	Promedio			2,5	0,28	4,3	34,4
Desvío Std.			0,4	0,07	1,1	6,5	0,5
C. Variación %			17	25	26	19	21
Acículas	<i>P. taeda</i> (5)	7.32	10,8	0,89	5,0	1,8	0,8
	<i>P. taeda</i> (5)	7.32	11,5	0,70	4,5	3,0	0,8
	<i>P. taeda</i> (6)	7.42	14,5	0,94	4,6	1,9	1,0
	Promedio		12,3	0,8	4,7	2,2	0,8
Desvío Std.		2,0	0,1	0,3	0,7	0,1	
C. Variación %		16	15	6	30	16	
Ramas	<i>P. taeda</i> (7)	7.32	5,0	0,3	2,2	2,5	0,6
	<i>P. taeda</i> (7)	7.32	3,8	0,2	1,3	3,4	0,5
	<i>P. taeda</i> (8)	7.42	6,1	0,5	2,3	2,9	0,8
	Promedio		5,0	0,3	1,9	2,9	0,6
Desvío Std.		1,2	0,2	0,6	0,4	0,2	
C. Variación %		23	59	29	15	26	

Nota: (1) González (2008); (2) Hernández et al., (2008); (3) Hitta y Lorenzo (2012); (4) Yussim (2013); (5) Hernández et al., (2009); (6) Hernández et al., (2013); (7) Hernández et al. (2008); (8) del Pino et al. (2012).

2.1.3.2. Extracción y exportación de nutrientes en diferentes componentes de cosecha de *Eucalyptus sp*

En el Cuadro 3 se presenta un resumen de la exportación de nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio en trozas comerciales descortezadas de diferentes especies de *Eucalyptus* en el entorno de la edad de cosecha (10 años) para la producción de celulosa, en diferentes suelos de aptitud forestal.

Cuadro 3. Producción promedio de biomasa de madera (base seca) y exportación de nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio en trozas comerciales descortezadas de diferentes especies de eucalipto (entre 9 y 11 años de edad) en 20 diferentes sitios de producción. (Los valores entre paréntesis se refieren al desvío standard entre sitios).

Especie	Grupo CONEAT de Suelos	Soil Taxonomy	N° árboles /N° sitios	N° Árb. /há	Biomasa Mg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹				
						N	P	K	Ca	Mg
<i>E. grandis</i> (1)	9.1, 9.3, 09.3	Alfisoles	8/5	1030	189 (34)	117 (45)	9 (3)	80 (37)	284 (93)	32 (11)
<i>E.globulus</i> (2)	2.11, 2.12	Molisoles	7/5	810	100 (38)	68 (27)	5 (2)	26 (10)	70 (31)	16 (8)
<i>E.globulus</i> (3)	9.5	Molisoles	24/1	970	107 (28)	44 (15)	5 (1)	35 (7)	138 (25)	26 (5)
<i>E.maidenii</i> (3)	09.3	Alfisoles	24/1	1050	199 (65)	91 (36)	13 (3)	65 (15)	322 (87)	49 (8)
<i>E. dunnii</i> (4)	9.3	Alfisoles	6/1	1200	144 (3)	132 (33)	19 (7)	86 (27)	240 (92)	98 (11)
<i>E. grandis</i> (5)	9.6	Molisoles	16/1	1111	140 (44)	97 (37)	22 (3)	139 (79)	504 (203)	58 (29)
<i>E. dunnii</i> (6)	9.6, 10.2	Molisoles	10/5	916	143 (43)	121 (30)	15 (2)	70 (7)	274 (95)	71 (16)
<i>E.maidenii</i> (7)	7.32	Alfisoles Ultisoles	9/1	1066	71 (18)	74 (14)	7 (1)	51 (9)	73 (13)	18 (3)
Promedio (*)				1019	146	96	13	71	261	50

Nota: (1) Giosa (2009); (2) Varela (2009); (3) González (2008); (4) Hernández et al., (2009); (5) Hitta y Lorenzo (2012); (6) Yussim (2013); (7) Hernández et al., (2013).

(*) Considera todos los sitios, excepto el *E. maidenii* del Grupo CONEAT 7.32, donde por tratarse de una plantación con escaso desarrollo podría verse afectada su absorción de nutrientes.

Los datos del Cuadro 3 muestran una producción de biomasa muy variable entre sitios, encontrándose valores más bajos para *E. maidenii* en Ultisoles del Grupo CONEAT 7.32 (desarrollados a partir de areniscas de origen triásico de la Formación Tacuarembó), y para *E. globulus* en suelos de la zona este del país (Dptos. de Rocha y Lavalleja), derivados de la alteración de rocas ígneas ácidas del predevoniano (grupos CONEAT 2.11 y 2.12). En los primeros, la baja fertilidad de los suelos pudo haber determinado los bajos rendimientos (dada una densidad de plantación promedio para plantaciones con destino a la producción de celulosa), en tanto que en los segundos gran parte pudo estar asociado a densidades de plantación menores (Varela, 2009). La misma especie, evaluada en Molisoles del grupo CONEAT 9.5 del litoral, presentó también bajos rendimientos, aunque asociados en gran parte a factores genéticos y posiblemente ambientales (González, 2008). En los suelos derivados de la alteración de rocas predevonianas se encontró una mayor exportación de nitrógeno, probablemente asociada a una mayor disponibilidad del nutriente por ser plantaciones realizadas en sitios con suelos sin historia agrícola (pasturas nativas). El suministro de bases de estos suelos, no obstante, fue reducido, lo que se traduce en menores concentraciones en la madera (Cuadro 1), y –en consecuencia– menores exportaciones en las trozas. Para otras especies, como *E. grandis* y *E. maidenii*, evaluadas en plantaciones de mayor densidad (en promedio 1000 árboles ha⁻¹), en suelos del litoral (grupos CONEAT 9.1, 9.3 y 09.3), se encontraron producciones de biomasa superiores, las cuales repercutieron en una mayor exportación de nutrientes del sitio (Giosa, 2009; González, 2008). La especie *E. dunnii*, si bien presentó valores intermedios de producción de biomasa, mostró exportaciones de nutrientes en general elevadas (Hernández et al., 2009; Yussim, 2013), lo cual está asociado a mayores concentraciones de los nutrientes en la biomasa (Cuadro 1).

Los valores anteriores pueden contrastarse hasta cierto punto con los correspondientes a la cosecha de una tala rasa de *E. grandis* para la producción de madera (turno final: 130 árboles ha⁻¹) en Ultisoles del grupo CONEAT 7.32

(desarrollados a partir de areniscas triásicas de la Formación Tacuarembó en la zona norte del país). En la plantación evaluada en dicho sitio, la producción de biomasa en la tala rasa fue de 148 Ton ha⁻¹, determinando exportaciones de nutrientes en las trozas comerciales de 117, 5, 25, 176 y 28 kg ha⁻¹ para nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio, respectivamente (Hernández et al., 2008). Comparando estos valores con los observados para la misma especie plantada en suelos del litoral, se observa que la exportación de cationes como potasio, calcio y magnesio resultó inferior en suelos del norte (tal como ya se vio para la especie, y para *E. maidenii* en Ultisoles de baja fertilidad natural del Grupo CONEAT 7.32 del Cuadro 1). Sin embargo, este resultado corresponde a una tala rasa, y no considera otras intervenciones comerciales en la plantación, con las cuales también fueron retirados nutrientes con los raleos comerciales previos (información no disponible).

En el Cuadro 4 se indica la distribución porcentual de la biomasa y los nutrientes en diferentes componentes de cosecha de diferentes especies del género *Eucalyptus* -a fin de turno (promedio 10 años)- con destino a la producción de pasta de celulosa (*E. globulus*, *E. dunnii* y *E. maidennii*) (González, 2008; Hernández et al., 2009).

Cuadro 4. Distribución porcentual promedio de biomasa y nutrientes en diferentes componentes de cosecha de tres especies del género *Eucalyptus* sp. (*E. globulus*, *E. dunnii* y *E. maidennii*) a fin de turno de producción comercial para pasta de celulosa (promedio 10 años).

Componente	Biomasa	N	P	K	Ca	Mg
----- % por componente -----						
Madera	70	27	41	18	17	34
Restos de cosecha	30	73	59	82	83	66
Hoja	4	33	22	15	8	10
Ramas	14	20	11	27	15	17
Corteza	12	20	25	41	59	40

Estos datos indican que en este tipo de plantaciones con destino a la producción de pasta de celulosa, la biomasa exportada con las trozas comerciales constituye el 70% del total producido, en tanto que los restos de cosecha no comerciales constituyen el 30% complementario. No obstante, es posible constatar que desde el punto de vista de la exportación de los nutrientes, en la biomasa correspondiente a la madera comercial se exporta en promedio el 27, 41, 18, 17 y 34 % del nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio, respectivamente. Estos resultados son coincidentes con los hallados por otros autores (Laclau et al., 2003). Por el contrario, la mayor parte de dichos nutrientes reside en los restos de cosecha, aunque en forma variable según el nutriente y el resto de cosecha considerado. La mayor proporción del nitrógeno se encuentra en las hojas, en tanto que los cationes potasio, calcio y magnesio se encuentran en altos porcentajes en la corteza de los árboles. Con respecto al fósforo, aproximadamente el 50% del mismo se encuentra en las hojas y la corteza. Este aspecto ha demostrado que la magnitud de la exportación de nutrientes del sitio está altamente relacionada con los componentes del árbol exportados desde el sitio; en otras palabras, con el destino de la producción (producción de celulosa, madera sólida o energía) y el método de cosecha (con o sin descortezado en el sitio) (Møller, 2000). En plantaciones de *Eucalyptus sp.*, en la medida de no retirar la corteza del sitio, ocurre una devolución importante de nutrientes, dada la alta concentración de ellos en este componente de cosecha. Si la troza se retira con la corteza, la exportación de nutrientes pasa a ser entre un 50% más para fósforo, a casi 4 veces más para calcio (Cuadro 4). En términos de cantidades exportadas, las situaciones más críticas –como se ha mencionado– son para los cationes del suelo (calcio, magnesio y potasio). Las consecuencias negativas desde el punto de vista de la pérdida de nutrientes del sitio con el retiro de la corteza ha sido también mencionada por diversos autores (Thiers et al., 2007; Andrade et al., 2011).

Bajo el supuesto de diferentes escenarios de utilización de la biomasa forestal en plantaciones de edad promedio 10 años, es posible -en base a la

información existente- cuantificar las exportaciones de nutrientes realizadas en el sitio. En el Cuadro 5 se indica la exportación porcentual de biomasa y nutrientes según diferentes alternativas de uso de la biomasa forestal para tres especies de *Eucalyptus*: *E. globulus*, *E. maidenii* (González, 2008), y *E. dunnii* (Hernández et al., 2009).

En un escenario donde se exporte la madera con corteza, en promedio se exportará el 64% de los nutrientes, en tanto si a esto se agregan las ramas sin hojas, el porcentaje asciende a 82%, con variantes según el nutriente, oscilando entre un 67% para nitrógeno (dada su alta concentración en hojas), y 92% para calcio.

En términos absolutos, y considerando los resultados experimentales obtenidos para diferentes especies de eucalipto (*E. grandis*, *E. globulus*, *E. dunnii*, *E. maidenii*), se calcularon los datos promedio de exportación según los diferentes escenarios. Dicha información se presenta en los Cuadros 5 y 6 (González, 2008; Hernández et al., 2009; Hitta y Lorenzo, 2012).

Cuadro 5. Exportación porcentual de biomasa y nutrientes según diferentes alternativas de uso de la biomasa forestal de *Eucalyptus sp.* Datos promedio para tres especies: *E. globulus*, *E. maidenii* (González, 2008) y *E. dunnii* (Hernández et al., 2009).

Componentes de la biomasa aérea exportada	Biomasa	N	P	K	Ca	Mg
	----- % por componente -----					
Madera	70	27	41	18	17	34
Madera + corteza	82	47	66	59	76	74
Madera + Corteza + Ramas	96	67	78	85	92	90
Total	100	100	100	100	100	100

Cuadro 6. Exportación de biomasa y nutrientes según diferentes escenarios de cosecha y de uso de biomasa para plantaciones de *Eucalyptus sp.* (*E. grandis*, *E. globulus*, *E. dunnii*, *E. maidenii*), con edades promedio de 10 años, en suelos del litoral oeste de Uruguay (González, 2008; Hernández et al., 2009; Hitta y Lorenzo, 2012).

Componentes de la biomasa aérea exportada	Biomasa Mg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹ por componente				
		N	P	K	Ca	Mg
Madera	147	91	15	81	301	58
Madera + Corteza	170	145	21	193	1072	108
Madera + Corteza + Ramas	200	205	26	285	1290	139
Total	208	325	34	337	1402	154

Tal como se comentó previamente, los nutrientes exportados en mayores cantidades al ocurrir un cambio en los escenarios de exportación de biomasa son los cationes potasio, calcio y magnesio. Particularmente, el nutriente cuyo cambio es más drástico según la modalidad de utilización de la biomasa aérea es el calcio. La importancia de este hecho radica no sólo en las elevadas cantidades absorbidas por las plantas, sino que las mismas provienen casi exclusivamente del suelo. El calcio por lo general no es un nutriente deficiente en los suelos de Uruguay, por lo cual normalmente no es aportado vía fertilizantes o enmiendas en cantidades importantes, excepto en producciones donde se realiza su agregado a través de enmiendas del tipo de las calizas o la dolomita, con un objetivo de corregir la acidez del suelo (Hernández, 2012). Sin embargo, es importante destacar que los suelos en los cuales se realiza la forestación comercial en el Uruguay son los más pobres en este nutriente.

El segundo nutriente en importancia en cuanto a su exportación según la modalidad de utilización de la biomasa forestal es el potasio. Este nutriente también es mayoritariamente aportado por el suelo, aunque en muchas situaciones se realiza su agregado mediante la fertilización en el momento de plantación. De cualquier manera, dicho agregado es sólo en ese momento, y en cantidades relativamente bajas, por lo que durante todo el ciclo de producción la provisión de

potasio a las plantas es exclusivamente a partir del potasio disponible en el suelo, y aquel que puede ser reciclado a partir de la biomasa aérea.

En tercer lugar en importancia en cuanto a la exportación se encuentra el magnesio, el cual al igual que el calcio, no es aportado por los fertilizantes convencionales, de manera que las cantidades extraídas por los árboles están restringidas exclusivamente al aporte natural que realiza el suelo.

El incremento en las cantidades de nutrientes exportadas según diferentes escenarios de cosecha adquiere mayor relevancia por el hecho de tratarse en la mayoría de las situaciones de suelos de baja fertilidad, con bajos niveles de bases de intercambio y escasos mecanismos de reposición de las mismas. Esto es consecuencia de que los materiales de origen de estos suelos ya son limitados en cuanto al aporte de estos nutrientes (generalmente son areniscas, en las cuales hay una predominancia importante del cuarzo y minerales resistentes a la alteración química).

El retiro de los restos de cosecha, tiene consecuencias negativas para la disponibilidad de nutrientes en las re-plantaciones, particularmente en suelos de muy baja fertilidad. Por el contrario, se ha observado que la quema de los mismos determina altas tasas de crecimiento inicial de los árboles, por un aumento en la disponibilidad inicial de nutrientes, aunque en el mediano plazo podría determinar una escasez de los mismos. Laclau (2012) resalta que en el Congo gran cantidad de los nutrientes se encuentra en la corteza, y el descortezado de fustes en el sitio durante la cosecha es esencial para mantener el balance de nutrientes como nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio. El autor también menciona que la cosecha del árbol entero es perjudicial para la fertilidad del suelo a largo plazo, cualquiera sea la situación pedo-climática de la plantación. Otros autores mencionan que el impacto negativo en los nutrientes depende también de la especie, encontrándose que era mayor en *Eucalyptus globulus* que en *Pinus radiata* y *Pinus pinaster* (Merino et al., 2005). Spangenberg et al. (1996) establecen que

tanto la cuantificación del contenido de nutrientes en las distintas plantaciones forestales, como el conocimiento de la relación entre exportación de nutrientes y aquellos que quedan disponibles en el suelo para su posterior reutilización, son importantes a la hora de definir las estrategias de manejo con vistas al mantenimiento de la sostenibilidad del ecosistema.

2.1.3.3. Extracción y exportación de nutrientes en diferentes componentes de cosecha de *Pinus taeda*

Los estudios realizados en pino en el Uruguay tuvieron también como primer objetivo cuantificar las extracciones de nutrientes por talas rasas, raleos y podas de plantaciones comerciales de *Pinus taeda* con destino a la producción de madera para aserrado. Fueron realizados tres estudios: i) evaluación de la extracción y exportación de nutrientes de una tala rasa (Hernández et al., 2008); ii) evaluación de la extracción y exportación de nutrientes de un raleo comercial (Hernández et al., 2008); y iii) evaluación de los nutrientes extraídos en una poda y raleo a pérdida (sin utilidad comercial) (del Pino et al., 2012). En el Cuadro 7 se indica la información correspondiente a la producción de biomasa aérea de cada componente de cosecha (madera comercial, madera no comercial, ramas y acículas), concentración de nutrientes en cada componente (nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio) y stock de nutrientes localizados en dichas componentes para los dos primeros estudios.

Las trozas comerciales representaron el 77% de la biomasa cosechada en la tala rasa (22 años de edad, población total 200 árboles ha⁻¹), mientras que en el raleo comercial (12 años de edad, población total 533 árboles ha⁻¹) sólo representaron el 56% de la biomasa cosechada. En ambas plantaciones, las ramas y madera no comercial constituyeron la mayor proporción de la biomasa remanente en el sitio, mientras que las acículas contribuyeron con un 13 y un 16% a la biomasa de restos en la tala rasa y el raleo comercial, respectivamente.

La mayoría de los nutrientes absorbidos por los árboles se localizaron en los restos de cosecha, dada la baja concentración de ellos en la madera comercial para ambas situaciones de cosecha, pese a constituir la mayor proporción de la biomasa cosechada. Fósforo y magnesio fueron los nutrientes mayoritariamente exportados (52 y 50%, respectivamente) por las trozas comerciales de la tala rasa, en tanto que en el raleo comercial las cantidades exportadas en las trozas fueron muy bajas. Es importante señalar que en esta especie el descortezado se realiza fuera del sitio, lo que podría incrementar la exportación de nutrientes (Goya et al., 2003).

En la tala rasa, la mayoría de los nutrientes estudiados estuvieron localizados en las ramas y madera no comercial, aunque las mayores concentraciones de ellos se encontraron en las acículas. En el raleo comercial la mayoría del nitrógeno, fósforo y potasio se encontró en las acículas, mientras que calcio y magnesio se encontraron mayoritariamente en ramas y madera no comercial, lo cual está de acuerdo con las mayores concentraciones de estos cationes en dichos componentes de cosecha. Desde el punto de vista de la magnitud de la exportación, las cantidades más elevadas correspondieron a nitrógeno, calcio y potasio, mientras que las exportaciones de fósforo y magnesio fueron de menor magnitud. Si bien la cantidad de nutrientes exportados por la tala rasa fue mucho mayor que para el raleo comercial, las trozas comerciales del raleo presentaron mayores concentraciones de nutrientes, excepto para fósforo. Esto es debido probablemente a la diferente etapa de crecimiento de los árboles en cada situación, lo cual indica que plantaciones más viejas hacen un uso más eficiente de los nutrientes (Laclau et al., 2000).

Dado que no hay estudios previos en Uruguay sobre extracciones de nutrientes por pino, solo es posible utilizar para su comparación la información internacional. En Argentina Goya et al., (2003) midieron la extracción de nutrientes de una tala rasa de una plantación de *P. taeda* sin ralear de 20 años de edad, con una producción de biomasa mayor que la de nuestro estudio (388 Mg ha^{-1}). Tal como era de esperar, las cantidades de nutrientes extraídas fueron mayores que las

de nuestro estudio, particularmente para nitrógeno, calcio y potasio, pero no así para fósforo y magnesio, los cuales tuvieron un comportamiento similar en ambos sitios. Dado que nuestro estudio no contó con las extracciones y exportaciones realizadas por los raleos previos a la tala rasa, es imposible saber si los valores son comparables a los indicados en el estudio argentino. En España Ouro et al., (2001) estudiaron una plantación de *P. radiata* con una similar producción de biomasa que la tala rasa de nuestro estudio (180 Mg ha^{-1}), encontrando que las cantidades de nitrógeno extraídas (exportadas + recicladas) fueron similares, y que la mayoría de los otros nutrientes (calcio, magnesio y fósforo) mostraron similitudes. Por el contrario, las cantidades de potasio extraídas fueron tres veces más que las correspondientes a los suelos de Uruguay.

Cuadro 7. Biomasa aérea, concentración y extracción de nutrientes por una tala rasa de *P.taeda* de 22 años de edad (muestreo de 10 ejemplares), y por un raleo comercial de una plantación de *P. taeda* de 12 años de edad (muestreo de 10 ejemplares).

	Biomasa	N	P	K	Ca	Mg
	Mg ha^{-1}	kg ha^{-1}				
<i>P. taeda</i> – Tala rasa						
Trozas	190	157	31	56	106	35
Ramas y Madera no comercial	48	206	20	93	149	28
Acículas	9	97	8	45	16	7
Total de residuos	57	303	28	137	166	35
Total de biomasa aérea	246	460	59	194	272	70
Exportación (%)	77	34	52	29	39	50
<i>P. taeda</i> – Raleo comercial						
Trozas	33	44	1.2	15	25	7
Ramas y Madera no comercial	22	36	1.7	14	39	6
Acículas	4	46	2.8	18	12	3
Total de residuos	26	82	4.5	32	51	9
Total de biomasa aérea	59	126	5.7	47	77	17
Exportación (%)	56	35	21	32	32	41

El tercer estudio realizado en pino tuvo como objetivo cuantificar la biomasa y stock de nutrientes contenidos en ella de un raleo a pérdida (madera no comercializable debido a calibres de trozas por debajo de los requerimientos

industriales) y poda de una plantación joven (6 años) de *Pinus taeda* (del Pino et al., 2012). Las evaluaciones fueron realizadas en una toposecuencia, en la cual se caracterizó la producción de biomasa y extracción de nutrientes en dos zonas de la toposecuencia: ladera alta y ladera baja. Dicho estudio se complementó posteriormente con la evaluación de las tasas de descomposición de los componentes de cosecha y ciclaje de nutrientes al suelo. Inicialmente la plantación tenía 1000 plantas ha⁻¹, siendo raleadas 400 plantas ha⁻¹. En las restantes 600 plantas ha⁻¹ se realizó la poda a un 50% de la altura. Los resultados de la biomasa cosechada en los diferentes componentes de cosecha en las dos zonas se indican en la Figura 2.

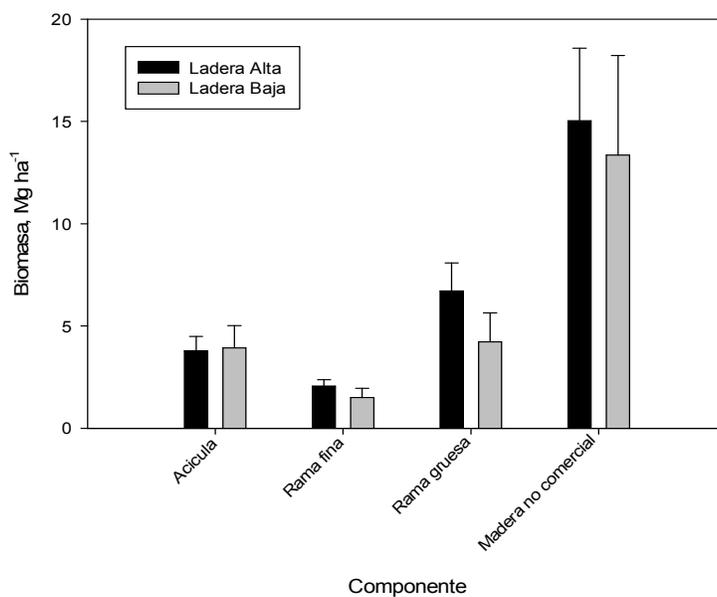


Figura 2. Componentes de la biomasa cosechada: acículas, ramas finas (diámetro < 1 cm), ramas gruesas (diámetro > 1 cm) y madera no comercial en dos zonas topográficas (ladera alta y ladera baja) de una toposecuencia forestada con *P. taeda* (plantación de 6 años). Las barras indican el desvío standard de 9 árboles por zona.

La producción de biomasa en ambas zonas topográficas no resultó significativamente diferente, aunque hubo una tendencia a ser mayor en la

plantación correspondiente a la ladera alta. De la misma manera, el aporte de nutrientes no mostró diferencias entre ambas zonas, no existiendo diferencias significativas en la concentración de nutrientes de los componentes de cosecha de los árboles de las dos zonas. Sin embargo, fueron observadas importantes diferencias en la concentración de nutrientes en la biomasa de los diferentes componentes de cosecha, con mayores concentraciones en acículas, y menores en las fracciones más groseras (ramas gruesas y trozas). Estos resultados fueron presentados en el Cuadro 2, y están en concordancia con los correspondientes a las evaluaciones realizadas en la tala rasa y el raleo comercial (Hernández et al., 2008). Sin embargo, las concentraciones de nutrientes en los componentes cosechados fueron algo superiores a la tala rasa y el raleo comercial, particularmente nitrógeno y fósforo.

En los Cuadros 8 y 9 se indican en forma discriminada la biomasa de la poda y del raleo, así como los contenidos de nutrientes presentes en ellas.

El raleo de 400 ejemplares ha^{-1} , y la poda de los 600 ejemplares ha^{-1} restantes representó una cantidad de biomasa promedio cosechada de $32,6 \text{ Mg ha}^{-1}$. El 77% lo constituyó el raleo de ejemplares, mientras que el 23% restante correspondió a la poda. Del total de biomasa cosechada, el 80% lo constituyeron los materiales más groseros (trozas y ramas). Desde el punto de vista de los contenidos de nutrientes en los restos, el 20% de la biomasa cosechada (correspondiente a las acículas) contenía más del 50% de los nutrientes (con excepción de calcio, donde la tercera parte del calcio extraído estaba presente en las acículas). Dicho resultado presenta similitudes con el raleo comercial del estudio previamente mencionado (Hernández et al., 2008), aunque en el mismo las acículas constituyeron el 16% de la biomasa cosechada.

Cuadro 8. Biomasa correspondiente al raleo, poda y total, y contenido de nutrientes por componente cosechado en el raleo y poda de una plantación de *P. taeda* de 6 años.

Componente	Práctica de manejo	Biomasa Mg ha ⁻¹	----- kg ha ⁻¹ -----				
			N	P	K	Ca	Mg
Acículas	Raleo	3,97	57,5	3,8	18,3	7,7	4,0
	Poda	2,64	33,3	2,3	7,5	9,2	3,5
	Total	6,61	90,8	6,1	25,8	16,9	7,5
Ramas Finas	Raleo	1,67	10,2	0,9	3,8	4,8	1,4
	Poda	1,18	6,3	0,6	2,1	4,0	0,9
	Total	2,84	16,5	1,5	5,9	8,8	2,3
Ramas Gruesas	Raleo	5,33	12,5	1,0	1,7	7,4	1,6
	Poda	3,70	7,3	0,5	0,6	5,2	1,3
	Total	9,03	19,8	1,5	2,3	12,6	2,9
Trozas	Raleo	14,21	30,2	3,4	3,7	14,3	1,9
	Poda	-	-	-	-	-	-
	Total	14,21	30,2	3,4	3,7	14,3	1,9
Total	Raleo	25,17	110,3	9,0	27,4	34,1	8,7
	Poda	7,52	46,9	3,4	10,2	18,4	5,7
	Total	32,69	157,2	12,4	37,6	52,5	14,4

La cantidad de nutrientes extraídos con la poda y el raleo de la plantación de 6 años fueron generalmente bajos, aunque se encontraron cantidades superiores de N y P extraídos que los encontrados en el raleo comercial. La importancia de las cantidades extraídas de nutrientes en el raleo no comercial y poda es su potencial reciclaje en el tiempo, como consecuencia de la descomposición de los restos, y su consecuente utilización por parte de los árboles remanentes. Esto resulta particularmente importante, tratándose de suelos de muy baja fertilidad. Por otra parte, el hecho de que la mayor cantidad de nutrientes se encuentre en una fracción menos grosera y más susceptible a la descomposición como las acículas aseguraría un retorno relativamente rápido de los nutrientes (Girisha et al., 2003, Hernández et al., 2008).

Cuadro 9. Biomasa porcentual correspondiente al raleo, poda y total, y contenido porcentual de nutrientes por componente cosechado en el raleo y poda de una plantación de *P. taeda* de 6 años.

Componente	Práctica de manejo	Biomasa	----- %-----				
			N	P	K	Ca	Mg
Acículas	Raleo	12	37	31	49	15	28
	Poda	8	21	19	20	18	24
	Total	20	58	49	69	32	52
Ramas Finas	Raleo	5	6	7	10	9	10
	Poda	4	4	5	6	8	6
	Total	9	10	12	16	17	16
Ramas Gruesas	Raleo	16	8	8	5	14	11
	Poda	11	5	4	2	10	9
	Total	28	13	12	6	24	20
Trozas	Raleo	43	19	27	10	27	13
	Poda	0	0	0	0	0	0
	Total	43	19	27	10	27	13
Total	Raleo	77	70	73	73	65	60
	Poda	23	30	27	27	35	40
	Total	100	100	100	100	100	100

2.1.3.4. Biomasa y nutrientes presentes en el mantillo forestal

La información existente en relación con la biomasa muerta de los bosques (mantillo forestal, constituido por hojarasca, restos de corteza y ramas desprendidas) no es muy abundante a nivel nacional (Hernández et. al, 2008, 2009). Sin embargo, varios autores resaltan la importancia del mantillo forestal como reserva potencial de nutrientes para la plantación (Laclau et al., 2003; Du Toit et al., 2004). Para dos géneros y especies diferentes (*E. dunnii* y *P. taeda*) se evaluó la biomasa de mantillo y el contenido de nutrientes en el mismo (Hernández et. al, 2008, 2009). Los resultados son indicados en el Cuadro 10.

Si bien no existen diferencias importantes en la cantidad de biomasa muerta producida por ambas especies, se constata que las mayores diferencias entre ellas surgen en cuanto al contenido de algunos nutrientes como potasio, calcio y

magnesio, los cuales se encuentran en cantidades importantes en el mantillo de eucalipto, comparado con el de pino. Nutrientes como nitrógeno y fósforo mostraron valores similares para ambos géneros. Se debe destacar que las evaluaciones fueron realizadas sobre la biomasa de mantillo fresco o materiales en descomposición. No fue muestreado el material con mayor grado de descomposición, constituido por materiales orgánicos no identificables, y ya integrados parcialmente a la fracción mineral del suelo (O' Neil et al., 2005). En tal sentido, en ambas plantaciones, aunque probablemente en la de *Pinus taeda* por ser de mayor edad, no se estaría considerando el aporte de nutrientes ya realizado como consecuencia de la descomposición del mantillo más antiguo ya descompuesto.

Cuadro 10. Cuantificación de la biomasa y contenido promedio de nutrientes del mantillo forestal bajo una plantación de *E. dunnii* (9 años) y una plantación de *P. taeda* (22 años) (Hernández et. al, 2008, 2009).

Especie	Biomasa	N	P	K	Ca	Mg
	Mg ha ⁻¹			kg ha ⁻¹		
<i>E. dunnii</i>	18	114	8	34	357	28
<i>P. taeda</i>	14	113	6	14	61	8

Evaluaciones realizadas en otros países muestran que para plantaciones de tres años de *E. urograndis* en Brasil los nutrientes contenidos en el mantillo constituyeron el 45% del total de nutrientes presentes en la biomasa aérea del árbol + mantillo (Andrade et al., 2011). Los autores mencionan la importancia de mantener en el sitio no sólo el mantillo forestal, sino también la corteza. Similares recomendaciones surgen de los estudios realizados por Brañas et al. (2000) para *Eucalyptus globulus* en la Península Ibérica.

2.2. DESCOMPOSICIÓN DE RESTOS DE COSECHA

2.2.1. Introducción

A posteriori de la cosecha forestal, quedan en el sitio diferentes componentes de la biomasa aérea, los cuales inician un proceso de descomposición, cuya intensidad depende de: características de los restos, como estructuras físicas y químicas de mayor o menor resistencia a la descomposición (Rezende et al., 2001; Burgess et al., 2002; Lovett et al., 2004; Verkaik et al., 2006); de las condiciones climáticas como temperatura y humedad (Sánchez et al., 2011); y del tiempo durante el cual opera el proceso. Spangenberg et al. (1996) establecen que tanto la cuantificación del contenido de nutrientes en las distintas plantaciones forestales, como el conocimiento de la relación entre exportación de nutrientes y aquellos que quedan disponibles en el suelo para su posterior reutilización, son importantes a la hora de definir las estrategias de manejo con vistas al mantenimiento de la sostenibilidad del ecosistema. Smith et al. (1994) destacan, por un lado, la importancia de mantener los residuos de la cosecha forestal en superficie, puesto que representan una reserva de nutrientes proporcionalmente importante. También establecen que las prácticas que implican la remoción o quema de los residuos producen impactos negativos en la productividad de los bosques en la reforestación, tanto por una disminución de la materia orgánica del suelo como por la reducción en la cantidad de nutrientes disponibles. En igual sentido, Gonçalves et al. (1997), expresan que mantener el suelo con residuos en superficie mejora las diferentes propiedades químicas, físicas y biológicas del mismo, obteniendo como resultado una mejora en la calidad del suelo.

En nuestro país fueron realizados estudios tendientes a caracterizar el proceso de descomposición de residuos de cosechas forestales de eucalipto y pino, procurando establecer las tasas de descomposición de los diferentes restos de

cosecha para nuestras condiciones de suelo y clima, así como las tasas de devolución de nutrientes al suelo. La hipótesis de trabajo fue que la tasa de descomposición de los diferentes componentes de cosecha es variable y altamente dependiente de su constitución química así como su estado físico, lo cual tiene repercusiones posteriores en la tasa de liberación de nutrientes del resto. En este sentido, el objetivo general de las investigaciones fue cuantificar el reciclaje potencial de nutrientes al suelo a partir de la descomposición de los restos de cosecha que quedan en el sitio. Como objetivos específicos se plantearon: i) cuantificar las tasas de descomposición de los diferentes restos de cosecha de plantaciones de *Eucalyptus sp.* y *Pinus taeda*; y ii) cuantificar el reciclaje potencial de nutrientes al suelo a partir de la descomposición de los restos de cosecha que quedan en el sitio.

2.2.2. Metodología de investigación

Experimentos de descomposición de restos de Eucalyptus sp. y Pinus taeda "in situ".- Luego de la cosecha de rodales de *Eucalyptus sp.* y *Pinus taeda* en diferentes sitios, se instalaron experimentos de descomposición "in situ". Se trabajó con muestras de pesos conocidos de hojas, ramas finas (diámetro < 1 cm), ramas gruesas (diámetro > 1 cm) y corteza. Las hojas (100 g) y ramas finas (150 g) fueron colocadas en bolsas de tejido de malla (1 mm²). Por su parte, las ramas gruesas y cortezas fueron pesadas e identificadas individualmente antes de ser instaladas. Se colocaron tantas bolsas con hojas y ramas finas, como porciones de corteza y ramas gruesas, como fechas de muestreo a realizar. El conjunto de restos fue colocado sobre el suelo, y protegido con tejido de malla de alambre. Se colocaron registradores automáticos de temperatura. Se realizaron tres repeticiones de dichas exclusiones de muestras. En determinadas fechas pre-establecidas se tomó una muestra de cada componente y se sustituyó el registrado de temperatura por uno sin datos. Se llevaron las muestras al laboratorio para su procesamiento. En los experimentos

donde se estudió la descomposición de restos enterrados, el procedimiento fue similar, solo que los restos fueron enterrados en la fila de plantación, luego de un laboreo con disquera.

Ubicación de sitios experimentales.- Los sitios en los cuales se realizaron los estudios de descomposición fueron los siguientes:

- Descomposición de restos de cosecha de tala rasa de *E. dunnii*: Establecimiento La Toribia (Algorta, Dpto de Río Negro, Coordenadas 57°17'O; 32°25'S) (Hernández et al., 2009).

- Descomposición de restos de cosecha de tala rasa de *E. globulus*: Establecimiento La Rosada (Palmitas, Dpto. de Soriano, Coordenadas 57°48'O, 33°25'S) (González et al., 2016).

- Descomposición de restos de cosecha de tala rasa de *E. grandis*: Establecimiento Ibirapitá (Poblado Lavalleja, Dpto. de Paysandú, Coordenadas 57°30'O, 31° 52'S) (Hernández et al., 2016).

- Descomposición de restos de cosecha de tala rasa de *P. taeda*: Establecimiento Tres Pinos A (Ruta 5, km. 465, Dpto. de Rivera, Coordenadas and 55°39'O, 31°11'S) (Hernández et al., 2008).

- Descomposición de restos de cosecha de raleo de *P. taeda*: Establecimiento Gaire (Paso del Gaire, Dpto. de Rivera, Coordenadas and and 55°38'O, 31°22'S) (Hernández et al., 2008).

Procesamiento de muestras de planta.- Todas las muestras de planta correspondientes al muestreo de exclusiones para estudio de la descomposición, fueron secadas en estufa a 65 °C durante no menos de 48 horas. Los datos de peso de muestras del estudio de descomposición fueron utilizados para calcular la pérdida de peso entre fechas de muestreo consecutivas.

Estimación de la producción de biomasa por componente y por hectárea.- Los pesos de los diferentes componente (ramas, corteza y hojas (o acículas en el caso de pino)

fueron corregido por el porcentaje de materia seca y llevados a la hectárea considerando el número de árboles del rodal. Los pesos de cada componente fueron multiplicados por la concentración de nutrientes para obtener el dato de extracción de nutrientes por componente en la hectárea.

Ajuste de modelos de descomposición de restos.- Los cálculos de la biomasa remanente se basaron en la tasa de descomposición durante el período. La tasa de descomposición fue calculada mediante el ajuste de un modelo de decaimiento exponencial del tipo:

$$P/P_{inicial} = e^{-kt}$$

donde $P/P_{inicial}$ es la proporción del material remanente a un tiempo t medido en años, y k la constante de descomposición. Este modelo también permitió el cálculo de la vida media en años de los diferentes componentes de cosecha ($t_{1/2}$).

2.2.3. Resultados y discusión

2.2.3.1. Descomposición de restos de cosecha de *Eucalyptus sp*

La Figura 3 muestra los resultados de los primeros estudios, acerca de la evolución de la descomposición de restos de cosecha de *E. dunnii* (corteza, hojas, ramas, despuntes y mantillo) durante los 24 meses que siguieron a la cosecha de la plantación (Hernández et al., 2009). Las hojas fueron la componente con mayor tasa de descomposición, alcanzando una pérdida del 83% de su biomasa a los dos años de la cosecha. Las restantes componentes (ramas, corteza y madera no comercial) mostraron tasas menores, alcanzándose una descomposición promedio al término de los 2 años del 35% para las ramas, 33% para la madera no comercial y 22% para la corteza, siendo esta última el componente más estable dentro de los restos evaluados. El promedio ponderado determina que cerca del 40 % del total de los restos se degradó durante los dos años posteriores a la cosecha.

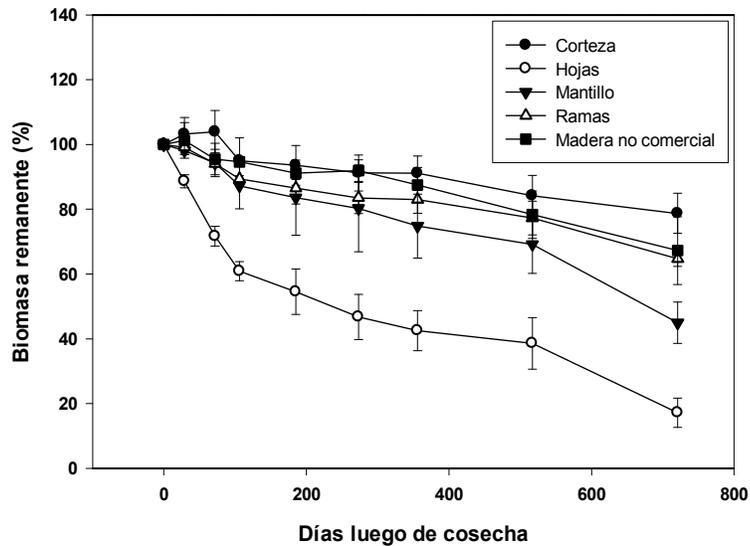


Figura 3. Proporción de la biomasa de restos de cosecha de *E. dunnii* que permanece aun sin descomponer, para diferentes fechas de muestreo durante un período de 24 meses postcosecha (Hernández et al., 2009).

Una primera explicación a la descomposición diferencial de los restos radica en sus diferencias en tamaño, observándose que los componentes con mayor tamaño (corteza, despuntes, ramas finas) son los de más lenta descomposición, como consecuencia de una menor superficie específica. La mayor pérdida de peso que sufrieron las hojas en los seis primeros meses estaría relacionada, además, con la degradación de sus componentes más inestables, como compuestos de estructura química más lábil para la degradación microbiana.

La concentración de carbono total y soluble inicial y la relación C/N de los diferentes componentes de los residuos de la cosecha, se indican en el Cuadro 11. Se observó una tendencia hacia mayores concentraciones iniciales de carbono total en las hojas, mientras que la corteza mostró las concentraciones más bajas. El muestreo que se llevó a cabo 2 años después de la cosecha mostró concentraciones de carbono de 409 mg kg^{-1} en la corteza, 464 mg kg^{-1} en las hojas, 435 mg kg^{-1} en las

ramas, 476 mg kg⁻¹ en las trozas no comerciales, y 422 mg kg⁻¹ en el mantillo. Estos resultados indican que no ocurrieron grandes cambios en las concentraciones totales de carbono durante el transcurso de la descomposición. Las diferencias iniciales en las concentraciones de carbono soluble en los diferentes componentes fueron mayores que los de carbono total, con concentraciones más altas en las hojas y menores en las trozas no comerciales.

Cuadro 11. Concentración total de carbono, concentración de carbono soluble y relación C/N en residuos de cosecha de *E. dunnii* Maiden al inicio del experimento.

Componente	C Total	C Soluble	Relación C/N
	----- g kg ⁻¹ -----		
Corteza	413	122	174
Hojas	505	176	36
Ramas	457	110	134
Trozas no comerciales	454	30	378
Mantillo	464	78	75

Los cambios en el contenido de nitrógeno en los residuos mostraron que mientras la concentración de nitrógeno se mantuvo aproximadamente estable en las trozas no comerciales, ramas, mantillo y corteza durante todo el período (datos no presentados), las hojas tenían la mayor concentración inicial nitrógeno (14,2 mg kg⁻¹). Las concentraciones de N en las hojas aumentaron entre los meses 0 y 3, y luego se mantuvieron estables en aproximadamente 20 mg N kg⁻¹ entre los meses 3 y 24 del estudio. La relación C/N inicial mostró valores extremadamente altos para los troncos, ramas y corteza (Cuadro 11). Las variaciones en estos valores fueron determinados principalmente por las grandes diferencias en la concentración de nitrógeno entre los componentes. Los componentes con mayor contenido de nitrógeno y una baja relación C/N (hojas y mantillo) también tuvieron el mayor porcentaje de descomposición (Figura 3). Estas diferencias en las tasas de

descomposición explican porqué la cantidad total de nitrógeno se mantiene estable o aumenta en los componentes leñosos, y disminuye en las hojas. Varios autores coinciden en que la relación C/N es un parámetro de importancia en explicar la descomposición de los restos (Mary et al. 1996; Burgess et al. 2002; González, 2008; Sánchez et al. 2011). La escasez de nitrógeno del resto enlentece su descomposición, lo cual pasa a ser muy importante para restos de gran volumen y poco contacto con el suelo, ya que cuando los restos son incorporados, el nitrógeno mineral del suelo es inmovilizado por la biomasa microbiana, y de este modo el suelo provee el nitrógeno necesario para el crecimiento de la misma (Ambus y Jenssen, 2001).

Diversos estudios (Fierer et al. 2001; Lovett et al. 2004, Verkaik et al. 2006) determinaron también que los polifenoles reducen la actividad microbiana, además de producir cambios en la comunidad de los microorganismos, ya sea por toxicidad o por inhibición, lo que traería como consecuencia una disminución en la degradación de los restos. En un estudio de descomposición de restos de cosecha de *E. globulus*, durante el primer año del estudio se perdieron gran parte de los polifenoles, lo que podría explicar en parte el importante aumento en la descomposición que tuvieron todos los restos en el segundo año de la investigación (González et al., 2009; González et al., 2016). Dicho estudio también mostró un incremento en el porcentaje de lignina de los restos en el primer año posterior a la cosecha, lo cual se explica por la mayor degradación de los componentes más inestables, como compuestos orgánicos solubles quedando como remanentes los materiales más resistentes a la descomposición, como la lignina. Berg y McClaugherty (1989) confirman que en ecosistemas forestales, el contenido de lignina en los restos ejerce influencia sobre el C y la mineralización de N, especialmente al final de la descomposición.

Un estudio realizado en condiciones controladas con diferentes restos de cosecha de tres especies de eucalipto (*E. grandis*, *E. globulus* y *E. dunnii*) y *Pinus taeda* indicó que la mayor tasa de descomposición en las hojas estuvo más asociada

al contenido de C y N soluble de los restos, en tanto que el contenido de lignina y polifenoles no llegó a explicar dicha descomposición (Sánchez, 2011). En dicho estudio se destacó el efecto de la relación C/N y lignina/N sobre el porcentaje de descomposición y mineralización neta de N. En coincidencia, las hojas y acículas, que presentan la relación C/N más baja y el contenido de C soluble más alto, muestran la descomposición más rápida. El contenido total de N y la relación C/N son buenos indicadores del potencial de mineralización. Estos parámetros son simples de determinar, no necesitando recurrir a análisis más complejos, como los necesarios para obtener las relaciones lignina/N o polifenoles/N. La corteza siempre mostró la menor tasa de descomposición, así como una mayor perdurabilidad de todos los restos de *E. globulus* respecto a otras especies (*E. grandis*, *E. dunnii*). Desde el punto de vista físico, estos estudios mostraron una menor producción de CO₂ proveniente de la descomposición de la corteza de *E. globulus*, lo cual está relacionado con sus características poco favorables para el ataque microbiano (corteza muy gruesa, comparada con la de otras especies del mismo género).

2.2.3.2. Descomposición de restos de cosecha de *Pinus taeda*

Estudios con similares características al mencionado para eucalipto fueron realizados para evaluar la descomposición de restos de cosecha en pino (Hernández et al., 2008; del Pino et al., 2009; del Pino et al., 2012).

En dos estudios llevados a cabo en forma no simultánea, se evaluó la descomposición de restos de cosecha de una tala rasa de *Pinus taeda*, y de un raleo comercial de la misma especie (Figura 4). En ambos experimentos la descomposición de ramas fue rápida en el primer período de 3 a 6 meses, y más lenta a partir de entonces. En el experimento de raleo todas las fracciones mostraron tasas similares de descomposición después de los primeros 3 meses, con excepción de las acículas, que presentaron las mayores tasas de descomposición. En el segundo año, las tasas de descomposición observadas fueron más diferentes en

la tala rasa que en raleo comercial, siendo igualmente las acículas quienes presentaron la mayor descomposición entre todos los restos, seguidas por las ramas gruesas.

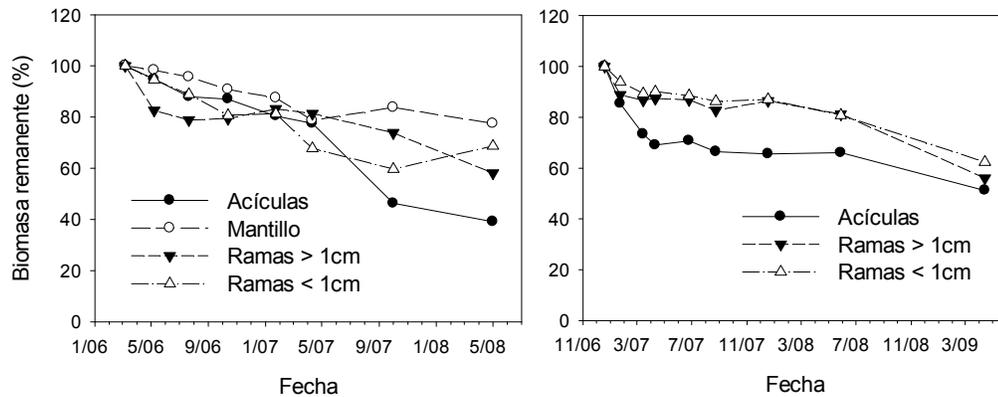


Figura 4. Biomasa remanente en los restos de cosecha de (a) una tala rasa de *P. taeda* de 22 años de edad, y (b) de un raleo comercial de *P. taeda* de 12 años de edad.

La descomposición más rápida de las acículas en comparación con los demás componentes de cosecha, de acuerdo con trabajos anteriores (Ouro et al., 2001; Alvarez et al, 2008), se puede explicar debido a que es una fracción pequeña de tamaño, con mayor contenido de nutrientes y C soluble, y por lo tanto fácilmente colonizado por los microorganismos descomponedores. Sin embargo, en la tala rasa las acículas comienzan con tasas de descomposición más bajas que las ramas. Este hecho puede estar asociado a la presencia de una cutícula resistente al ataque microbiano (Palviainen et al., 2004) y al alto contenido de polifenoles, lo que puede dificultar su degradación anticipada (Kraus et al., 2003). Sánchez (2011), y Sánchez et al., 2015) también mencionan que –en comparación con otras especies- las acículas de pino y las hojas de *E. globulus* presentan una relación C/N más elevada (47 y 49, respectivamente) que la relación C/N de las hojas de *E. grandis* y *E. dunnii*

(26 y 31, respectivamente), lo que explica los diferentes comportamientos observados en cuanto a mineralización neta de N.

Los indicadores de la calidad de los restos de la tala rasa (acículas, ramas finas y ramas gruesas) mostraron diferencias significativas en el contenido inicial de polifenoles, siendo mayores en acículas y ramas finas, mientras que los contenidos más bajos correspondieron a las ramas gruesas (Figura 5). En las acículas y ramas finas el contenido de polifenoles se redujo fuertemente en los primeros seis meses después de la cosecha, con una disminución gradual en el período siguiente, llegando a un valor bajo similar al de las ramas gruesas después de 18 meses. El contenido inicial de lignina fue similar en los tres componentes (395, 388 y 376 g kg⁻¹ para acículas, ramas finas y ramas gruesas, respectivamente), disminuyendo en los tres primeros meses (especialmente en las ramas), mientras que se observó una tendencia a incrementarse a partir de entonces, con diferencias significativas en la tercera fecha de muestreo entre acículas y ramas gruesas, y entre éstas y ramas finas. La concentración de C soluble de acículas fue casi dos veces la correspondiente a otras fracciones, y disminuyó al igual que el contenido de polifenoles, pero esta tendencia fue menos pronunciada en los dos tipos de ramas, que presentaron un contenido bajo y relativamente estable durante el período de descomposición. El contenido de C soluble de las acículas disminuyó lentamente, en oposición a los datos reportados por Girisha et al., (2003) para acículas de *Pinus radiata* en New Zealand. La aceleración de la descomposición de las acículas en el segundo año podría ser causado por la disminución en el contenido de polifenoles. Goma-Tchimbakala y Bernhard-Reversat (2006) observaron una rápida desaparición de polifenoles solubles durante la descomposición de los residuos forestales, que se asocian a los aumentos en las tasas de descomposición. En la tala rasa, inmediatamente a la cosecha la mayor tasa de descomposición se dio en las ramas gruesas. Esta mayor velocidad de descomposición de las ramas en el período inicial no era de esperar, sobre todo contrastando dicha tasa con la correspondiente a ramas finas. Es posible que el alto contenido de polifenoles en ramas finas inhiba el

crecimiento microbiano (Kraus et al., 2003). Además, en este estudio la corteza de pino -más resistente a la descomposición- no se separó de la madera, y es probable que las ramas finas presenten una mayor proporción de corteza. Ganjegunte et al., (2004), estudiando la descomposición de restos de madera de *Pinus radiata*, informó una más rápida descomposición de la madera en comparación con la corteza. Los autores atribuyeron este resultado principalmente al alto contenido en holocelulosa y a los bajos contenidos de polifenoles de la madera, lo cual está en línea con los presentes resultados (del Pino et al., 2009). Otra posible diferencia entre las tasas de descomposición de ramas finas y gruesas puede radicarse en su capacidad diferencial de permanecer húmedas después de la lluvia. Es posible que la madera de las ramas gruesas absorba agua, lo que promueve el crecimiento de los descomponedores, en oposición de las ramas finas, cuya cutícula y la corteza restringen la absorción de agua.

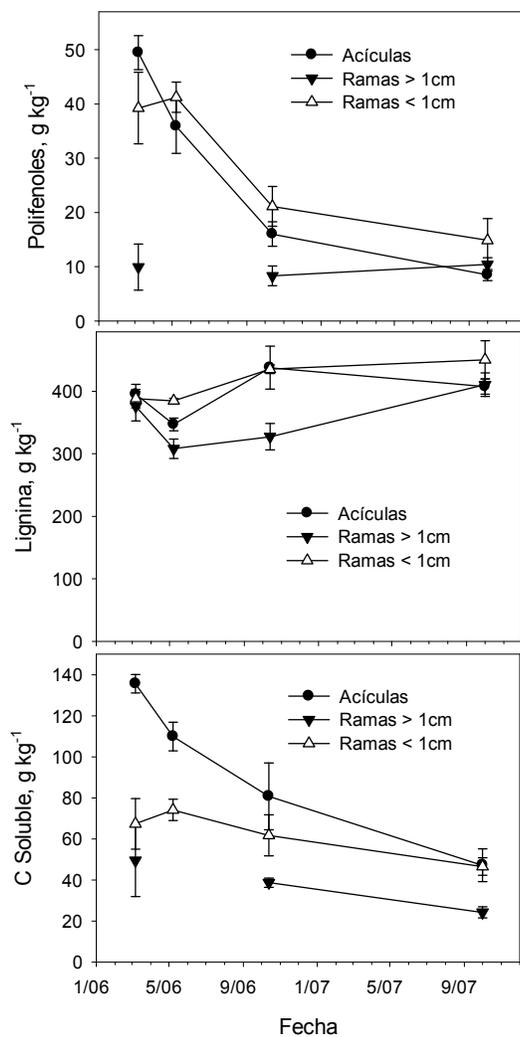


Figura 5. Evolución de los contenidos de polifenoles, lignina y C soluble en residuos de cosecha de una plantación de *P. taeda* de 22 años de edad. Las barras representan el desvío standard.

Las diferencias en los patrones de descomposición de acículas entre la tala rasa y el raleo comercial estuvieron probablemente también relacionados con factores ambientales. En el período posterior a la tala rasa (otoño) predominaron las temperaturas bajas, mientras que en el raleo comercial realizado en verano se

dieron temperaturas altas, lo que podría explicar la descomposición inicial más rápida de las acículas en este último caso. Los efectos de la temperatura sobre la descomposición de la materia orgánica del suelo y los residuos orgánicos en suelos forestales ha sido ampliamente documentado (Dalias et al., 2001, Garret et al., 2007). Además -durante todo el estudio- los residuos de la tala rasa permanecieron sin cobertura, mientras que los residuos de la tala rasa estuvieron protegidos por el dosel del bosque. El promedio de las temperaturas mensuales registrados en el período otoño-invierno en la tala rasa fueron 0,5°C más elevadas que en el raleo comercial, mientras que en el período primavera-verano hubo una diferencia más amplia (4,8°C). En general se observó que las temperaturas máximas diarias fueron más elevadas en la tala rasa que en el raleo comercial. Sin embargo, la temperatura mínima diaria tendió a ser más alta en el raleo comercial que en la tala rasa. Esto probablemente determinó una descomposición más rápida en la tala rasa, especialmente en el segundo año. Ouro et al., (2001) informó amplitudes térmicas más bajas en los bosques que eran raleados en comparación con las talas rasas. En el segundo año de la tala rasa, las precipitaciones también fueron más altas que en el primer período, con una cantidad total de 861 mm para el primer año, y 1200 mm para el segundo año. En el segundo año del raleo comercial, la cantidad de lluvia fue de 940 mm, lo que fue también menor que el segundo año de la tala rasa. Para explicar las diferencias en los patrones de descomposición entre ambos sitios la fotodegradación de los residuos forestales debe ser también considerada. Austin y Vivanco (2006) observaron efectos importantes de la exposición al sol de los residuos, que atribuyeron al efecto directo de la luz sobre los materiales orgánicos. En este estudio, los residuos del raleo comercial permanecieron sombreados por el dosel denso de los árboles remanentes, por lo que fueron considerablemente menos expuestos a la luz solar que los residuos que quedan sin protección después de la tala rasa.

2.2.3.3. Descomposición de mantillo

Los estudios realizados fueron dos experimentos con dos especies comerciales: *E. dunnii* (Hernández et al., 2009) y *P. taeda* (Hernández et al., 2008). En dichas especies se cuantificó la biomasa existente de mantillo forestal para una plantación de *E. dunnii* en edad de cosecha para pulpa (9 años) y en una plantación de *P. taeda*, también en edad de cosecha para aserrado (22 años). Los resultados ya fueron presentados en las Figuras 3 y 4.

Las tasas de descomposición del mantillo de *E. dunnii* (Figura 3) fueron mayores que las correspondientes a ramas, corteza y madera no comercial, aunque menores que para las hojas. Esto puede estar asociado con dos efectos. En primer lugar, el mantillo es un material que ya está parcialmente degradado, por lo tanto, es más susceptible al ataque microbiano, principalmente a partir de poblaciones de hongos del suelo (Hättenschwiler et al., 2005). En segundo lugar, este material –al estar en contacto con el suelo- ve fomentada su descomposición debido al mayor contenido de humedad y además, mejorar su contacto con los microorganismos del suelo. Adicionalmente, si bien el mantillo presenta bajos contenidos de C soluble (75 g kg^{-1}), su relación C/N no es tan desfavorable como la de restos más groseros, como ramas, corteza y madera no comercial (75/1), tal como se indicó en el Cuadro 11.

Con respecto al mantillo de pino, el mismo está principalmente constituido por acículas. La evolución de biomasa del mantillo de *Pinus taeda* en función del tiempo mostró tasas de descomposición muy bajas (Figura 4), inferiores a las de los restos de cosecha (acículas, ramas finas y ramas gruesas) (del Pino et al., 2009). Esto estuvo asociado a que el material en el cual se estudió su descomposición estuvo constituido por acículas secas recientemente caídas del árbol, y no del mantillo más degradado y en contacto con el suelo, donde las condiciones de humedad y previa degradación pueden haber acelerado su descomposición posterior, como el mantillo de *E. dunnii* mencionado anteriormente (Hernández et al., 2009). Otros

autores hacen referencia también a la baja proporción de compuestos solubles en el mantillo de pino, comparado con otros materiales, lo cual enlentece su descomposición (Gholz et al., 2000).

2.2.3.4. Ajuste de modelos de descomposición de fracciones de cosecha para eucalipto y pino

En las sucesivas fechas de muestreo de biomasa de los estudios de descomposición llevados a cabo para diferentes especies del género *Eucalyptus* y para *Pinus taeda*, los cálculos de la biomasa remante se basaron en la tasa de descomposición durante el período. La tasa de descomposición fue calculada mediante el ajuste de un modelo de decaimiento exponencial. Los primeros estudios realizados fueron para las especies *E. dunnii* (Hernández et al., 2009) y *E. globulus* (González, 2008; González et al., 2016). Los resultados de dichos ajustes se indican en el Cuadro 12.

Cuadro 12. Pérdida porcentual de biomasa en el período de dos años, constante de descomposición (k), r^2 del modelo y vida media de los restos de cosecha de *E. dunnii* y *E. globulus*.

<i>Especie</i>	<i>Componente</i>	<i>Pérdida de biomasa</i>	k	r^2	$t_{1/2}$
		(%)	(año ⁻¹)		(años)
<i>E. dunnii</i>	Corteza	22	0,12	0,85	5,36
	Hoja	83	0,81	0,92	0,86
	Rama	35	0,19	0,91	3,66
	Madera no comercial	33	0,18	0,93	3,87
	Mantillo	55	0,33	0,94	2,11
<i>E. globulus</i>	Corteza	19	0,08	0,90	8,49
	Hoja	68	0,50	0,94	1,40
	Rama fina	31	0,17	0,96	4,07
	Rama media	28	0,14	0,95	4,81

La descomposición acumulada de las diferentes partes del árbol 24 meses después de la cosecha muestra diferencias entre especies. Los restos de *E. dunnii* se degradaron más rápidamente que los restos de *E. globulus*. Dicho aspecto ya fue mencionado anteriormente, lo cual está asociado a diferencias en la constitución física y química de dichos restos. Estos resultados se alinean con diversos estudios que determinan mayor perdurabilidad de los restos de *E. globulus* en relación a otras especies como *E. dunnii* (Sánchez, 2011). Para *E. dunnii* en el transcurso de los dos años después de la cosecha, se descompuso en promedio el 40% de la biomasa de restos, en tanto que para *E. globulus* se descompuso en promedio el 30% de la biomasa de restos.

Cuando el modelo de decaimiento exponencial se ajustó a los componentes de la cosecha, se encontró una constante de descomposición diferente para cada componente. Para ambas especies, la menor tasa de descomposición se encontró para la corteza, en tanto que la mayor fue para las hojas. Las ramas y madera no comercial de *E. dunnii* presentaron valores similares, al igual que los dos tipos de ramas de *E. globulus* (Cuadro 12). El mantillo de *E. dunnii* pierde alrededor de la mitad de su biomasa inicial. En cuanto a la vida media, mientras para las hojas (dependiendo de la especie) fue en promedio de un año, para la corteza osciló entre 5 y 8 años. En Argentina, en condiciones climáticas similares, en un experimento de descomposición en el campo con *E. globulus*, Goya et al. (1997) informaron de una vida media más alta para las hojas en comparación con las encontradas en este estudio. Para los componentes de madera (ramas y troncos no comerciales), estos resultados están de acuerdo con los presentados por O'Connell et al. (2004) para la madera de *E. globulus* en Australia (vida media de 3,5 a 4,5 años).

Los parámetros de los modelos de decaimiento ajustados para una tala rasa de *Pinus taeda* y para un raleo comercial se presentan en el Cuadro 13 (del Pino et al., 2009). Para esta especie se encontró un mejor ajuste considerando las dos etapas en la descomposición de los restos por separado. En la tala rasa el valor k de

acículas fue mayor en el segundo período que en el primero, mientras que las ramas mostraron la tendencia opuesta. Los valores de k del primer período del raleo comercial fueron mucho mayores que en el segundo, especialmente para las acículas. En el segundo período, las acículas de la tala rasa presentaron una tasa de descomposición más alta que cualquier otra fracción, pero en el raleo comercial todas las fracciones mostraron valores bajos y similares de k_2 . El mantillo de la tala rasa se descompuso muy lentamente y no sufrió grandes cambios en la velocidad de descomposición a lo largo del estudio, lo que se puede atribuir a su bajo nivel de agua y contenido de nutrientes, y a la falta de sustancias orgánicas solubles.

Cuadro 13. Pérdida de biomasa durante el periodo y parámetros de los modelos de decaimiento ajustados para los residuos de cosecha de una plantación de *P. taeda* de 22 años de edad, y de un raleo comercial de *P. taeda* de 12 años de edad, plantación *P. taeda*. La constante de descomposición k_1 corresponde a los primeros 4 meses de descomposición, y la constante de descomposición k_2 corresponde al período desde el sexto mes hasta el final del estudio.

Componente	Pérdida de biomasa %	Tala rasa <i>P. taeda</i>				Raleo comercial <i>P. taeda</i>				
		k_1	R^2	k_2	R^2	k_1	R^2	k_2	R^2	
		año ⁻¹		año ⁻¹		año ⁻¹		año ⁻¹		
Acículas	61	0,39	0,99	0,56	0,94	48	1,19	0,98	0,16	0,86
R. gruesas	42	0,72	0,89	0,21	0,81	44	0,40	0,69	0,23	0,82
R. finas	32	0,36	0,99	0,14	0,45	38	0,35	0,87	0,19	0,90
Mantillo	23	0,13	0,99	0,08	0,61	-	-	-	-	-

En ambos sitios, un cambio en las tendencias de la descomposición de las acículas y las ramas en los últimos muestreos, sugieren que después de dos años en el campo las estructuras de los residuos eran más débiles, por lo tanto más degradables. Sólo es posible especular si esta tendencia de aumento de la velocidad de descomposición en la última etapa podría conducir a una degradación completa de los materiales en un plazo más corto que lo esperable de acuerdo a las tasas de descomposición medidas. Los experimentos con residuos de eucalipto en Uruguay

mostraron tendencias similares (Hernández et al., 2009). Ganjgunte et al. (2004), quienes estudiaron la descomposición de restos forestales de *P. radiata*, informaron el sesgo de los modelos ajustados, con una mayor descomposición de lo esperado en troncos y corteza, y menor en las ramas laterales.

2.3. CICLAJE DE NUTRIENTES

2.3.1. Introducción

Tal como fuera mencionado, la mayoría de los nutrientes absorbidos por los árboles se encuentran en los componentes de biomasa aérea que al momento de la cosecha no son exportados desde el sitio, esto es, hojas/acículas, corteza, ramas y madera no comercial. Dichos restos, si bien representan una menor proporción de la biomasa producida (en el entorno del 30%), su elevada concentración en nutrientes determina que tengan localizados en la misma un stock importante de los nutrientes extraídos por los árboles. Esto permite que a través del proceso de descomposición de los restos, exista un reciclaje potencial de dichos nutrientes al suelo, y una utilización posterior por parte de la futura replantación. En el caso de raleos y podas, la utilización más inmediata se daría por parte de la plantación que continúa creciendo en el sitio.

El reciclaje de nutrientes al suelo -a medida que los restos de cosecha se descomponen- es variable, dependiendo del nutriente en consideración, así como del resto del cual provienen. Materiales como las hojas sufren un proceso de descomposición rápida, además de presentar las mayores concentraciones de los nutrientes en la materia seca. Otros materiales –como la corteza- si bien presentan contenidos importantes de nutrientes, su descomposición es lenta, por lo que el reciclaje de los nutrientes presentes en ella ocurre a más largo plazo. Otros materiales, si bien pueden tener tasas de descomposición intermedias, su concentración en nutrientes es baja, por lo que su contribución al reciclaje de nutrientes pasa a ser menor.

Por el lado de los nutrientes, el reciclaje potencial de los mismos depende del nutriente. Para el fósforo y los cationes -como potasio, calcio y magnesio- no existen mecanismos de pérdida que operen durante el proceso de descomposición. De manera que su retorno al suelo ocurriría con una alta eficiencia, siendo altamente dependiente de las tasas de descomposición de los restos. Para nutrientes como el nitrógeno, durante el proceso de descomposición existen mecanismos de pérdidas absolutas del nutriente (pasaje a formas gaseosas), así como relativas (inmovilización en formas orgánicas). De manera que no es posible asegurar que la totalidad del nutriente presente en los restos estará totalmente disponible para la plantación o replantación siguiente.

A continuación se presentan resultados del ciclaje de nutrientes a partir de la descomposición de restos de cosecha de *Eucalyptus sp.*, y restos de cosecha, podas o raleos de *Pinus taeda*.

2.3.2. Metodología de investigación

El procesamiento de las muestras (molienda y análisis) luego de su recolección del sitio experimental es detallado en Hernández et al. (2009).

Determinación analítica de la concentración de nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio en muestras vegetales.- Se realizó la determinación de los contenidos de fósforo, potasio, calcio y magnesio de las muestras correspondientes a cada componente mediante mineralización de la muestra por vía seca. Para ello se colocó 1 g de muestras molidas de ramas finas, gruesas, corteza y hojas en crisoles de porcelana; para las muestras de madera se utilizaron 2 g. Las mismas se calcinaron durante 5 horas en mufla a 500 °C. Las cenizas resultantes fueron disueltas en HCl al 20 % y llevadas a un volumen de 25 ml con agua desionizada para la fracción madera y 50 ml para todas las restantes. La determinación de calcio y magnesio del extracto se realizó mediante espectrofotometría de absorción

atómica, mientras que para potasio se realizó la determinación mediante espectrofotometría de emisión. En el caso del fósforo, a partir de una alícuota de 2 ml de la dilución en HCl al 20 % se determinó el contenido mediante el método colorimétrico del ácido ascórbico. La determinación de nitrógeno total se realizó a partir de una digestión por vía húmeda de 0.5 g de muestra con H₂SO₄ y mezcla de catalizadores (CuSO₄ y K₂SO₄) a 360 °C durante 90 minutos. Posteriormente se destiló por Kjeldhal con NaOH al 50% recogiendo el destilado en H₃BO₃. El porcentaje de nitrógeno fue calculado por titulación directa del destilado con HCl 0.1 M.

2.3.3. Resultados y discusión

2.3.3.1. Ciclaje de nutrientes en *Eucalyptus sp.*

En la Figura 6 se indica la proporción del nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio que aún permanece en los restos luego de una cosecha de *E. dunnii*, para diferentes fechas de muestreo, durante un período de evaluación de 24 meses (Hernández et al., 2009).

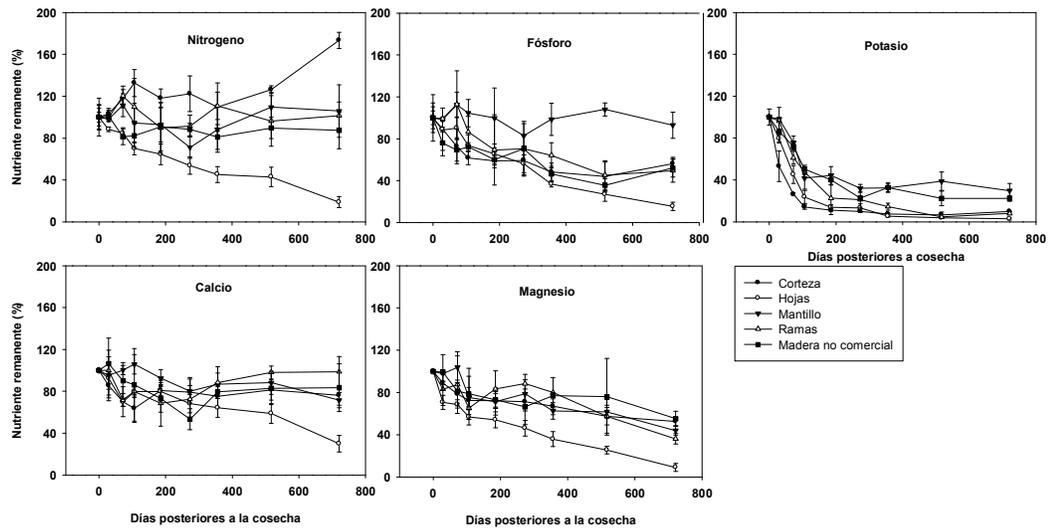


Figura 6. Proporción de los nutrientes (nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio) que permanecen en la biomasa de los restos de cosecha de *E. dunnii* para diferentes fechas de muestreo durante un período de 24 meses postcosecha.

En términos generales se observa una disminución de las cantidades de fósforo, potasio y magnesio en los restos en el primer año, mientras que para nitrógeno y calcio dicha disminución resultó ser algo menor y variable según el tipo de resto considerado. Respecto al nitrógeno, las hojas tuvieron los contenidos más altos de todos los restos de cosecha, y la relación C/N más baja, mostrando un mayor porcentaje de descomposición. Por el contrario, en corteza la tendencia resultó contraria, incrementando la cantidad total de nitrógeno, lo que indica que estaría ocurriendo inmovilización neta de nitrógeno operada por los microorganismos del suelo, dada su relación C/N más elevada (Figura 6). Dichos resultados son coincidentes con los observados por Rezende et al. (2001), González et al. (2009, 2016) y Sánchez et al. (2011). Para el fósforo -mientras tanto- se observa una lenta disminución en su contenido en los restos en el primer año en casi todas las fracciones, lo cual estaría explicado por una ligera disminución en la concentración de fósforo por pérdida de compuestos solubles (González, 2008, 2016). Las pérdidas de este nutriente de los restos se explican, en general, por la

propia degradación de la fracción. Las pérdidas de cationes a partir de los restos marcaron diferencias entre ellos. La liberación de potasio de todas las fracciones fue muy rápida, perdiéndose alrededor del 80 % del potasio presente en hoja y corteza en los cuatro primeros meses, siendo que sólo el 11% del potasio inicial permaneció en el total de restos al término de los 24 meses. Similares resultados se obtuvieron para *E. globulus* (González, 2008; González et al., 2016). Dicha facilidad para ser liberado de los restos radica en no formar parte de estructuras orgánicas en las plantas (O'Connell y Grove, 1996). El calcio, por el contrario, se encuentra en los vegetales formando parte de estructuras (Marschner, 2012), lo cual explica sus elevados contenidos en los restos a lo largo de los 24 meses de evaluación (Figura 6), destacándose particularmente su elevada concentración en la corteza (27 g kg^{-1}). Todas las fracciones mantuvieron o aumentaron ligeramente sus concentraciones con el pasar del tiempo, indicando esto que la pérdida de este nutriente fue menor comparada con la pérdida de biomasa. En promedio, el 72% del calcio inicialmente presente en los restos de cosecha aún se encuentra en ellos al término de los 24 meses de degradación. Por último, las mayores concentraciones de magnesio se encontraron en la corteza. Para todos los residuos, la pérdida de magnesio ocurrió en forma bastante constante a partir de la cosecha, y acompañó la pérdida de biomasa (Figura 6). Este comportamiento se explica porque las concentraciones de las distintas fracciones permanecen más o menos constantes en el tiempo (González, 2008; González et al., 2016). Al final del período evaluado, fueron liberados en promedio entre un 32 y 92% de los nutrientes de los restos, dependiendo del nutriente y del resto considerado (Cuadro 14). La magnitud de la liberación de nutrientes fue importante. El potasio liberado en los restos constituyó el 92% del inicialmente presente, lo que corresponde a un reciclaje de 225 kg ha^{-1} del nutriente. Para el calcio, si bien las proporciones liberadas fueron bajas (32%), igualmente en cantidades absolutas retornaron al suelo $150 \text{ kg Ca ha}^{-1}$. Con respecto a nitrógeno, si bien se liberaron de los restos 170 kg ha^{-1} (57% del inicialmente presente) no es posible afirmar que dicha cantidad retornó totalmente

al suelo, visto la existencia de mecanismos de pérdidas durante el proceso de mineralización.

Cuadro 14. Contenido de nutrientes en los restos de cosecha al inicio (Mes 0) y al final (Mes 24) del período de descomposición evaluado, y nutrientes liberados a partir de los restos para una cosecha de *E. dunnii*.

Nutriente	Componente	Mes		Nutriente liberado del resto	
		0	24		%
		----- kg ha ⁻¹ -----			
Nitrógeno	Hojas	184	38	146	79
	R. gruesas	37	28	9	24
	R. finas	76	61	15	20
	Total	297	127	170	57
Fósforo	Hojas	13	2	11	85
	R. gruesas	4	2	2	50
	R. finas	7	3	4	57
	Total	24	7	17	71
Potasio	Hojas	96	3	93	97
	R. gruesas	48	12	36	75
	R. finas	101	5	96	95
	Total	245	20	225	92
Calcio	Hojas	188	57	131	70
	R. gruesas	79	64	15	19
	R. finas	206	202	4	2
	Total	473	323	150	32
Magnesio	Hojas	29	3	26	90
	R. gruesas	29	16	13	45
	R. finas	24	9	15	63
	Total	82	28	54	66

2.3.3.2. Ciclaje de nutrientes en *Pinus taeda*

En *Pinus taeda* se hicieron dos estudios en los cuales se caracterizó el ciclaje de nutrientes a partir de restos de cosecha de una tala rasa, y restos de un raleo comercial (Hernández et al., 2008; del Pino et al., 2009; del Pino et al., 2012). Dichos resultados se indican en la Figura 8 y el Cuadro 15.

Como fue indicado oportunamente en el Cuadro 2, las acículas de pino fueron el resto de cosecha que presentó las mayores concentraciones de nutrientes. La excepción la constituye el calcio, que se mostró en altas concentraciones en las ramas finas y el mantillo (Cuadro 10).

En la Figura 7 se indican los patrones de liberación de nutrientes de los diferentes restos de cosecha, para la tala rasa de *Pinus taeda*. Durante el proceso de descomposición de los restos de cosecha se observó una rápida disminución del potasio contenido en los diferentes restos en función del tiempo, resultando esta pérdida más acentuada en las ramas gruesas, seguida por ramas finas y acículas. En ambas plantaciones, la concentración de K en todas las fracciones disminuyó de manera importante durante el período inmediato a la cosecha o raleo (datos no mostrados), lo que indica que su pérdida no estuvo vinculada a la descomposición de la biomasa, siendo este proceso más rápido en el raleo comercial que en la tala rasa. Sólo el 12 y el 8% del K inicialmente presente en los restos estuvo presente al final del estudio en la tala rasa y el raleo comercial, respectivamente (Cuadro 15). La rápida pérdida de K está en coincidencia con los resultados obtenidos en otros estudios en pino (Girisha et al., 2003, Palviainen et al., 2004), así como en restos de cosecha de eucalipto (Hernández et al., 2009; González et. al., 2009). La principal explicación de este hecho es que al no formar parte de compuestos orgánicos o insolubles, el K puede ser fácilmente lixiviado al suelo a partir de los restos, en la medida de la ocurrencia de lluvias en condiciones de clima húmedo a subhúmedo. Por tal motivo, la liberación de potasio del mantillo fue la más baja, ya que se trata de un material que ya perdió la mayoría del nutriente.

Los contenidos de calcio mostraron una tendencia diferente. Al final del experimento los restos de la tala rasa habían perdido sólo la mitad del calcio inicial, mientras que en el raleo comercial fue liberado el 60% del contenido inicial. Por otra parte, la mayor parte del calcio fue perdida a partir de las ramas gruesas, las cuales mostraron mayores tasas de descomposición al inicio del proceso (Figura 4), lo que determinó una disminución de la concentración de calcio en el resto. En

todos los demás componentes, la concentración de calcio aumentó en el primer año, lo que indica que la descomposición o degradación de compuestos ricos en calcio fue más lenta que la pérdida de biomasa, de acuerdo con los datos de Girisha et al., (2003) para las acículas de *P. radiata*. El mantillo de la tala rasa presentó la mayor concentración de calcio a través del estudio, mientras que las ramas finas mostraron los contenidos más bajos en ambos sitios, aunque sus concentraciones tendieron a aumentar al final del estudio.

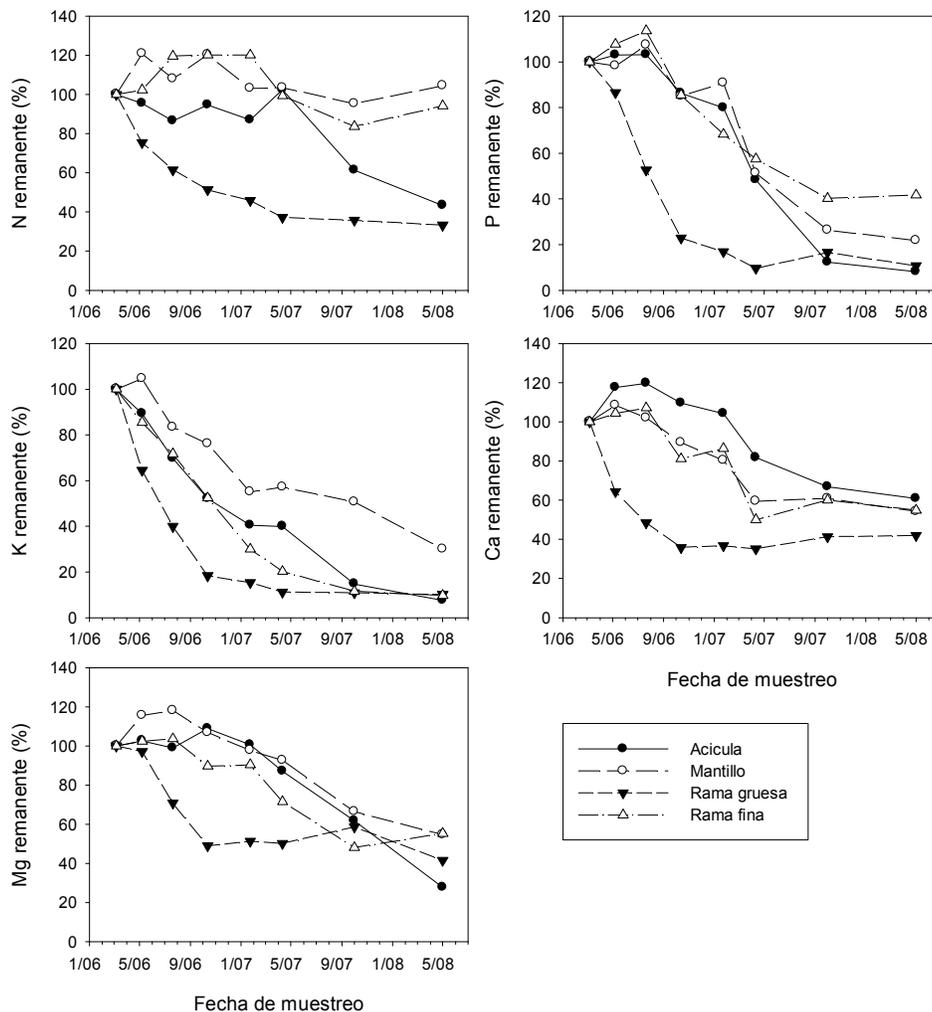


Figura 7. Proporción de los nutrientes (nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio) que permanecen en la biomasa de los restos de cosecha de una tala rasa de *P. taeda* para diferentes fechas de muestreo.

Las concentraciones y liberación de magnesio a partir de los restos siguieron patrones similares a los de calcio, a excepción de las ramas en el raleo comercial, quienes presentaron concentraciones muy bajas desde el comienzo. En el raleo comercial las mayores pérdidas de magnesio se dieron en las acículas en el primer período, lo que confirma que este nutriente generalmente sigue los mismos patrones de descomposición que la biomasa, (Costa et al., 2005, Hernández et al., 2009). Al final del período, el magnesio liberado a partir de los restos fue el 56% y el 44% del contenido inicial en la tala rasa y en el raleo comercial, respectivamente.

Cuadro 15. Contenido de nutrientes en los restos de cosecha al inicio (Mes 0) y al final (Mes 26/28) del período de descomposición evaluado, y nutrientes liberados a partir de los restos para una tala rasa (22 años) y un raleo comercial (12 años) de *Pinus taeda*.

Nutriente	Componente	Tala rasa				Raleo comercial			
		Mes		Nutriente liberado del resto		Mes		Nutriente liberado del resto	
		0	26	kg ha ⁻¹	%	0	28	kg ha ⁻¹	%
Nitrógeno	Acículas	69,8	30,3	39,5	57	44,5	42,6	1,9	4
	R. gruesas	138,3	46,0	92,3	67	45,6	38,7	6,9	15
	R. finas	26,6	25,1	1,5	6	13,0	12,9	0,1	1
	Mantillo	113,0	118,1	-5,1	-5				
	Total	347,7	219,4	128,3	37	103,1	94,3	8,8	9
Fósforo	Acículas	4,8	0,4	4,4	92	3,0	1,6	1,4	47
	R. gruesas	6,9	0,7	6,2	90	2,6	2,2	0,4	15
	R. finas	0,9	0,4	0,5	56	0,6	0,7	-0,1	-17
	Mantillo	6,3	1,4	4,9	78				
	Total	19,0	2,9	16,1	85	6,1	4,5	1,6	26
Potasio	Acículas	31,0	2,4	28,6	92	17,6	0,8	16,8	95
	R. gruesas	65,7	6,7	59,0	90	4,4	0,7	3,7	84
	R. finas	10,7	1,0	9,7	91	5,2	0,5	4,7	90
	Mantillo	13,9	4,2	9,7	70				
	Total	121,4	14,3	107,1	88	27,1	2,1	25,0	92

Continúa en página 67

Viene de página 66

Nutriente	Componente	Tala rasa				Raleo comercial			
		Mes		Nutriente liberado del resto		Mes		Nutriente liberado del resto	
		0	26	kg ha ⁻¹	%	0	28	kg ha ⁻¹	%
		-----	-----			-----	-----		
Calcio	Acículas	10,7	6,5	4,2	39	13,3	5,6	7,7	58
	R. gruesas	74,6	31,3	43,3	58	22,7	6,9	15,8	70
	R. finas	17,8	9,8	8,0	45	6,9	4,6	2,3	33
	Mantillo	60,6	32,9	27,7	46				
	Total	163,7	80,4	83,3	51	42,9	17,1	25,8	60
Magnesio	Acículas	4,7	1,3	3,4	72	3,8	1,4	2,4	63
	R. gruesas	14,3	6,0	8,3	58	2,6	2,4	0,2	8
	R. finas	3,4	1,9	1,5	44	1,8	0,8	1,0	56
	Mantillo	7,6	4,2	3,4	45				
	Total	30,1	13,3	16,8	56	8,2	4,6	3,6	44

La liberación de nitrógeno a partir de los restos fue lenta, excepto para las ramas gruesas (Figura 7). El aumento en los contenidos de nitrógeno en ramas finas y mantillo, especialmente al comienzo del estudio, se explica por un aumento en la concentración de nitrógeno, lo cual indica que el proceso de descomposición de dichos restos se fue dando a expensas del mecanismo de inmovilización de nitrógeno del suelo. La cantidad de nitrógeno en el mantillo del bosque y las ramas finas en ambos casos no disminuyó durante el periodo estudiado. En contraste, los componentes que mostraron pérdidas de nitrógeno fueron las ramas gruesas y las acículas, estas últimas particularmente en el segundo año. Esto guardaría relación con la disminución en el contenido de polifenoles (Corbeels et al., 2003; Kraus et al., 2003). Sin embargo, las cantidades liberadas fueron bastante bajas, siendo que la mayoría del nitrógeno inicialmente presente que queda aun en los restos al final del experimento fue en promedio el 63 y 91% para la tala rasa y el raleo comercial, respectivamente (Cuadro 14), aunque con una variabilidad muy alta según el tipo de resto. Tendencias similares han sido mencionadas por otros autores, sobre todo para el mantillo y los restos leñosos (Bowman et al., 2004, Ganjegunte et al., 2004). Sin embargo, no resultó clara la escasa liberación de nitrógeno en las acículas en el

raleo comercial, la cual fue menor a la correspondiente a ramas gruesas, que presentaban una relación C/N mucho más alta. Blumfield y Xu (2003) en plantaciones de pino en Australia reportó pérdidas de nitrógeno mineral inferiores en los sitios donde se dejaron los restos a descomponerse en comparación con los sitios donde se retiraron los residuos, lo cual fue atribuido a una mayor inmovilización de nitrógeno en los restos. En nuestro experimento se desconoce el destino del nitrógeno inmovilizado, pero se puede esperar que sea liberado lentamente, y por lo tanto quede disponible para el segundo turno de plantación.

En la tala rasa hubo una disminución en la concentración de fósforo de las ramas gruesas en los primeros meses, mientras que en los otros restos se incrementó. Posteriormente, las fracciones no sufrieron grandes cambios, presentando concentraciones de fósforo estables, aunque disminuyó su contenido en los restos (Figura 7). En el segundo año todas las fracciones mostraron concentraciones de fósforo decrecientes, y la cantidad de fósforo que quedó en los residuos fue disminuyendo hacia el final del experimento, donde el 85% de la cantidad inicial fue liberada. En el raleo comercial, no obstante, al término de los 28 meses solo fue liberado en promedio el 26% del fósforo de los restos, lo cual supone que existió inmovilización del nutriente por parte de los microorganismos. Similar comportamiento fue encontrado por Álvarez et al., (2008) para los restos de *P. radiata*. Aunque las cantidades de fósforo involucrados en el reciclaje son más bajas que para los otros nutrientes, representan cantidades apreciables, dada la escasez de suministro de fósforo en los suelos arenosos de la zona (Durán y García Préchac, 2013).

De la información del Cuadro 15 surgen mayores porcentajes de reciclaje de nutrientes en la tala rasa que en el raleo comercial. Esto tendría su explicación con base a las condiciones climáticas más extremas durante la descomposición de los restos de la tala rasa, considerando que los mismos estuvieron sujetos a grandes oscilaciones de temperatura, humedad y radiación. Los restos del raleo comercial transcurrieron el proceso de descomposición bajo el dosel del monte, con menores

temperaturas y radiación, si bien es probable que las oscilaciones en la humedad hayan sido menores.

2.3.3.3. Ciclaje de nutrientes a partir del mantillo

Los estudios de ciclaje de nutrientes a partir del mantillo de bosque han sido escasos, estando restringidos a dos especies: *E. dunnii* y *P. taeda*. En dichas especies se cuantificó el contenido inicial de nutrientes en el mantillo, y en diferentes fechas durante un período de descomposición de dos años. Los resultados ya fueron indicados en las Figuras 6 y 7, y en el Cuadro 14. En el Cuadro 16 se presenta el resultado del balance entre principio y final del proceso de descomposición durante los dos años siguientes a la tala rasa de *E. dunnii* y *P. taeda*.

Cuadro 16. Biomasa y contenido de nutrientes en el mantillo de *E. dunnii* y *P. taeda* en tiempo cero y luego de un período de descomposición de dos años.

Especie	Año	Biomasa Mg ha ⁻¹	C	N	P	K kg ha ⁻¹	Ca	Mg
<i>E. dunnii</i>	0	18	9	114	8	34	357	28
	2	8	4	105	7	9	232	11
<i>P. taeda</i>	0	14	7	113	6	14	61	8
	2	11	5	118	1	4	33	4

Como ya fue comentado, se observaron diferencias entre ambos materiales en cuanto al contenido inicial de algunos nutrientes. Los contenidos de potasio, calcio y magnesio fueron superiores para el mantillo de eucalipto. Como resultado del proceso de descomposición de dicho material, al cabo de dos años de evaluación, el contenido de nitrógeno y fósforo prácticamente no mostró variaciones, mientras que los cambios más importantes se dieron en los cationes, donde para *E. dunnii* fueron liberados el 74% del potasio, el 35% del calcio y el 61% del magnesio, en tanto que para *P. taeda* fueron liberados el 71% del potasio, el 46% del calcio, y el 50% del magnesio. No obstante, desde un punto de vista

cuantitativo, las cantidades absolutas liberadas de eucalipto fueron superiores a las de pino.

2.3.3.4. Variaciones en las tasas de descomposición de los restos y liberación de nutrientes según diferentes alternativas de manejo

Vista la lenta velocidad de descomposición de algunos restos de cosecha (aquellos de mayor talla y/o composición química más desfavorable), y la lenta liberación de los nutrientes al suelo, cuando son dejados sobre su superficie sin incorporar (como ocurre en las situaciones productivas comerciales), se buscó acelerar dichos procesos a través de la incorporación de los restos al suelo. Dicha tecnología ya fue evaluada por Jones et al. (1999), quienes trabajando con *E. globulus* en España y Portugal concluyen que todos los restos se descomponen más rápidamente cuando son enterrados que permaneciendo en superficie. Sin embargo, se consideró necesario conocer la velocidad de dichos procesos para nuestras condiciones de clima y suelo. Es así que se realizó un experimento de descomposición de restos “in situ” bajo dos modalidades de gestión de los restos: manejo tradicional, donde los restos son dejados en superficie; y manejo con una incorporación parcial de los mismos al suelo mediante una disquera. Paralelamente al experimento de campo, se desarrolló un estudio de descomposición de los restos bajo estas dos modalidades (Hernández et al., 2016b). Los resultados del mismo para un período de 30 meses de evaluación se indican en la Figura 8.

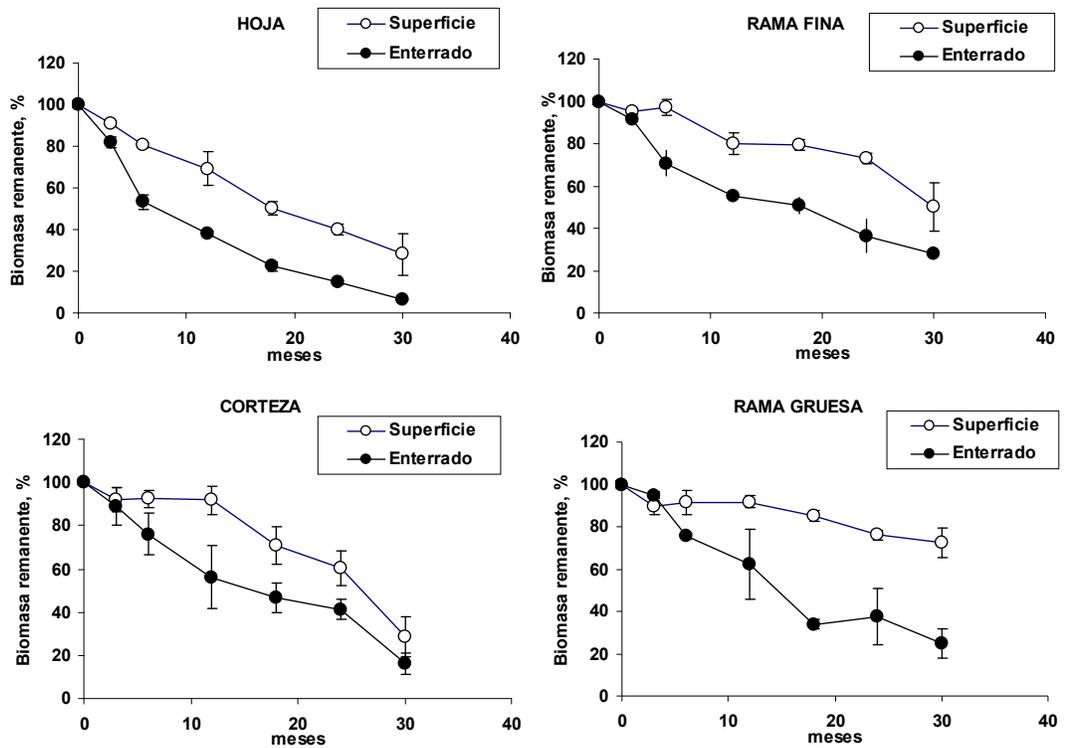


Figura 8. Evolución de la biomasa de los restos de cosecha de *E. grandis*, según dos modalidades de descomposición durante un período de 30 meses: restos dejados en superficie sobre el suelo, y restos incorporados al suelo. Valores promedio y desvíos standard.

Los patrones de descomposición de los restos de cosecha durante los 30 meses que siguieron a la cosecha variaron según la modalidad de gestión de los mismos. Cuando éstos fueron enterrados, las tasas de descomposición se acentuaron, determinando en términos generales una menor cantidad de biomasa remanente en cada resto, que cuando se mantuvieron en superficie. El mayor contacto con los agentes de degradación, como son las poblaciones de hongos y bacterias del suelo, así como contenidos de humedad más favorables para su

crecimiento, determinaron dicho comportamiento. Cuando los restos fueron dejados en superficie (situación que ocurre cuando se utiliza un despejador poscosecha), las hojas fueron el componente de los restos que mostró la mayor tasa de descomposición para el total del período de evaluación (72%), mientras que las ramas gruesas apenas alcanzaron un 28% de descomposición. Las ramas finas y la corteza no mostraron grandes cambios en los primeros meses, mientras que a partir de los 6 y 12 meses –respectivamente- mostraron una tasa de descomposición similar o mayor a la de las hojas. El enterrado de los restos aumentó su descomposición, siendo esto más notorio para las ramas gruesas, las cuales fueron degradadas en promedio un 75% cuando fueron enterradas contra un 28% en superficie. Le siguieron en importancia las ramas finas con valores de 72% y 50% para enterrado y en superficie, respectivamente. La corteza es una fracción grosera que presenta dificultades para su descomposición. Cuando se mantuvo en superficie, recién después de los 12 meses de la cosecha aumenta su tasa de descomposición, mientras que al ser enterrada su tasa de descomposición fue mayor desde el inicio. Al final del período de evaluación (30 meses) permanecen aun el 16 y 28% de la corteza enterrada y en superficie, respectivamente.

Se realizó el ajuste de modelos de descomposición para las dos alternativas de manejo de los restos de cosecha (Hernández et al., 2016b). Los resultados de los diferentes parámetros son indicados en el Cuadro 17.

Los modelos de decrecimiento exponencial de biomasa para cada componente de cosecha, muestran constantes de descomposición (k) diferentes para cada resto, y para cada modalidad de gestión de los mismos. Independientemente del manejo de los restos, las hojas fueron el componente con la mayor tasa de descomposición, siendo la vida media de 1,5 años cuando permanecieron en superficie (Cuadro 16). Dicho resultado es coincidente con el encontrado para *E. globulus* (González, 2008), aunque ambos inferiores a los encontrados para *E. dunnii* (Hernández et al., 2009). La vida media de las ramas finas fue de 3,3 años, lo cual resulta algo menor a lo encontrado para *E. dunnii* y *E. globulus* en los trabajos anteriormente mencionados.

Las ramas gruesas mostraron una vida media más elevada que para las otras dos especies de eucalipto (6,1 años), en tanto que la corteza mostró una vida media menor (2,3 años). En un estudio realizado en *E. globulus* en Australia, con condiciones climáticas (humedad y temperatura) similares, fueron encontrados valores de tasas de descomposición del mismo orden para las diferentes fracciones (Shammas et al., 2003). Desde el punto de vista físico, uno de los factores que probablemente incidió en la diferente tasa de descomposición fue el tamaño de partícula de los restos, donde las hojas presentaron una mayor relación área/volumen, lo cual las hizo más susceptibles al ataque microbiano (Sánchez, 2011). Los restos más groseros (corteza, rama fina y rama gruesa) mostraron una menor tasa de descomposición, lo cual se constató sobre todo cuando las condiciones no fueron totalmente favorables para la descomposición, como cuando los restos estuvieron sobre la superficie del suelo y se minimizó el contacto con el suelo y su biota. Otros factores que probablemente influyeron en la descomposición diferencial de los restos están relacionados a su composición química. Datos reportados por Corbeels et al. (2003) en un estudio de mineralización de hojas de *E. grandis* en Australia, indican una mayor concentración de C en las hojas respecto a los otros restos, lo cual favorece su descomposición. La concentración de C soluble también ha mostrado variaciones entre los diferentes restos, siendo mayor en hojas, mientras que en las ramas más gruesas se encuentran las menores concentraciones (Abiven et al., 2005; Sánchez, 2011). Otro parámetro químico relacionado a la velocidad de descomposición es la relación C/N del resto. Las ramas y corteza de todas las especies de eucalipto presentan relaciones C/N desfavorables para la liberación de nitrógeno (Wagner y Wolf, 1999), en tanto que estas relaciones son más favorables para la descomposición en las hojas. El contenido elevado de lignina (Berg y McClaugherty, 2003) y polifenoles (Fierer et al. 2001; Palm et al., 2001), inciden también en la descomposición de cada resto. Las relaciones lignina/nitrógeno y polifenoles/nitrógeno generalmente son más altas en cortezas y ramas de eucalipto que en las hojas, lo cual también afecta

negativamente la descomposición del resto (Constantinides y Fownes, 1994; Sánchez, 2011). En tal sentido -como fue mencionado anteriormente- González (2008) encontró un aumento en la velocidad de descomposición de los restos de cosecha de *E. globulus* en el segundo año, lo que estaría en parte asociado a una importante pérdida de polifenoles de todos los restos en el primer año post cosecha.

Cuadro 17. Pérdida de biomasa (como porcentaje de la inicial) en el período de 30 meses, constante de descomposición (k), vida media ($t_{1/2}$) y r^2 del modelo para los restos de cosecha de *E. grandis*, según las dos modalidades de gestión de los restos de cosecha.

Componente	Modalidad de gestión	Pérdida de biomasa	k	P	$t_{1/2}$	P	r^2 (min – max)
		%	(año ⁻¹)		(años)		
Hoja	Superficie	68	0,47	< 0.0001	1,60	0.0041	0.99 (0.99-1.00)
	Incorporada	92	1,02		0,70		0.99 (0.99-1.00)
Rama fina	Superficie	41	0,22	0.0021	3,47	0.0077	0.93 (0.92-0.95)
	Incorporada	72	0,51		1,47		0.98 (0.97-0.99)
Rama gruesa	Superficie	26	0,11	0.0002	6,67	< 0.0001	0.88 (0.82-0.89)
	Incorporada	76	0,59		1,32		0.95 (0.90-0.99)
Corteza	Superficie	53	0,33	< 0.0001	2,27	< 0.0001	0.99 (0.99-1.00)
	Incorporada	74	0,56		1,32		0.99 (0.99-1.00)

* Valor de P del test de Student para la comparación entre tratamientos de residuos

La incorporación de los restos de cosecha al suelo mostró un incremento en la tasa de descomposición (Cuadro 17), determinando en términos generales una menor cantidad de biomasa remanente para cada resto en cada fecha, comparado a cuando se mantuvieron en superficie (Figura 8). Dicho comportamiento tendría su explicación en el mayor contacto del resto orgánico con los agentes microbianos, como son las poblaciones de hongos y bacterias del suelo, así como también a

contenidos de humedad más favorables para su crecimiento. El incentivo en la descomposición, fue más notorio para las ramas gruesas, las cuales fueron degradadas en promedio un 76% cuando fueron incorporadas, mientras que en superficie apenas se degradó un 26% (Cuadro 17). En la Figura 8 se muestra también que en el transcurso del tiempo, las diferencias en la descomposición según la modalidad de gestión de las ramas gruesas se acentuaron, con mayores tasas de descomposición al ser incorporadas al suelo. Dichos comportamientos se traducen en la vida media de los restos, donde la incorporación de las ramas gruesas determina una vida media de 1.2 años, respecto a 6.1 años que lleva su mantenimiento en superficie. Para las hojas y las ramas finas, la incorporación al suelo disminuyó la vida media aproximadamente a la mitad, en tanto que la corteza mostró menores cambios por efecto de su incorporación al suelo. Le siguieron en importancia las ramas finas con valores de 72% y 41% para su incorporación y mantenidas en superficie, respectivamente. La corteza es una fracción grosera que presentó mayores dificultades para su descomposición. Cuando se mantuvo en superficie, recién después de los 12 meses posteriores a la cosecha aumenta su tasa de descomposición, mientras que al ser incorporada su tasa de descomposición fue mayor desde el inicio. Al final del período de evaluación (30 meses) permanecieron aun el 26 y 47% de la corteza incorporada y en superficie, respectivamente. En un trabajo llevado a cabo por Jones et al., (1999) en *E. globulus* en España y Portugal se concluye también que todos los residuos se descomponen más rápidamente cuando son incorporados que permaneciendo en superficie, y que la incorporación al suelo beneficia la descomposición de los residuos más groseros.

En la Figura 9 se indica la evolución del contenido de nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio en los restos de cosecha, según las dos modalidades de gestión: depositados en superficie e incorporados al suelo (Hernández et al., 2015b). En el Cuadro 18 se indica el porcentaje de los nutrientes que fue liberado desde los restos al término de un periodo de descomposición de 30 meses, bajo dos

modalidades de gestión: a) dejados sobre la superficie del suelo; y b) incorporados al suelo con una disquera.

La evolución del nitrógeno en la fracción hoja fue la que presentó la mayor tasa de disminución del contenido de dicho nutriente, siendo mucho más pronunciada para el tratamiento incorporado. Esta caída se encuentra asociada a la pérdida de biomasa que experimenta el componente durante los primeros 12 meses (30%) y no necesariamente a una disminución de la concentración del nutriente que se mantuvo relativamente constante en el resto. En la corteza se registró un leve aumento del contenido de nitrógeno para las dos situaciones estudiadas. La misma se podría atribuir a la inmovilización de nitrógeno mineral realizada por los microorganismos del suelo que degradan el resto y se encuentran adheridos a los materiales vegetales, dados los bajos contenidos de nitrógeno de dicho componente (altas relaciones C/N). Similar comportamiento fue observado en las ramas gruesas. Dicha inmovilización fue más evidente cuando los restos permanecieron en superficie (Cuadro 17).

En lo que respecta a la evolución del contenido de fósforo en los restos, éste disminuyó en forma importante en las hojas y ramas finas, siendo esta disminución más acentuada cuando éstas estuvieron enterradas (Figura 9). A los 12 meses, no obstante, se observó un aumento en el contenido de fósforo en las hojas que estaban en superficie. Una hipótesis posible para explicar este comportamiento puede ser a través del desarrollo de los microorganismos encargados de su descomposición, los cuales toman fósforo del suelo y logran acumularlo en altas concentraciones en su biomasa. Las ramas finas mostraron la mayor liberación de fósforo al inicio, inclusive mayor que la correspondiente a las hojas. Dicho comportamiento es poco claro, ya que dicha fracción mostró una tasa de descomposición menor que las hojas. Con respecto a las ramas gruesas, se observaron contenidos de fósforo algo más elevados cuando éstas se encontraron en superficie. Esto podría ser interpretado por la liberación de fósforo de formas relativamente solubles, ya que la tasa de descomposición en superficie de este

resto fue muy baja (Cuadro 18). El contenido de fósforo en la corteza, sin embargo, disminuyó en mayor grado y en forma más constante cuando ésta fue enterrada que cuando se mantuvo en superficie, lo cual está asociado también a una mayor descomposición del resto enterrado.

El potasio fue el nutriente con la mayor tasa de liberación en todos los restos. Estas tasas fueron mayores para las hojas y la corteza que para las ramas finas y gruesas, independiente del tratamiento de manejo (Figura 9). Dicho efecto fue algo más notorio cuando los restos fueron incorporados al suelo que cuando se mantuvieron en superficie. De cualquier manera, a los 12 meses de iniciada la descomposición, el potasio remanente en todos los restos constituyó menos del 22%, aun para aquellos restos dejados en superficie. Estos resultados coinciden con los encontrados por Hernández et al., (2009) en estudios de campo y por Sánchez et al., (2010) trabajando con *E. grandis* y *Pinus taeda* en un experimento de incubación. En ambos trabajos se observó una rápida liberación del potasio atribuyéndose la misma a lo ya reiterado respecto a que el potasio no forma parte de compuestos orgánicos o compuestos de baja solubilidad dentro de las estructuras vegetales.

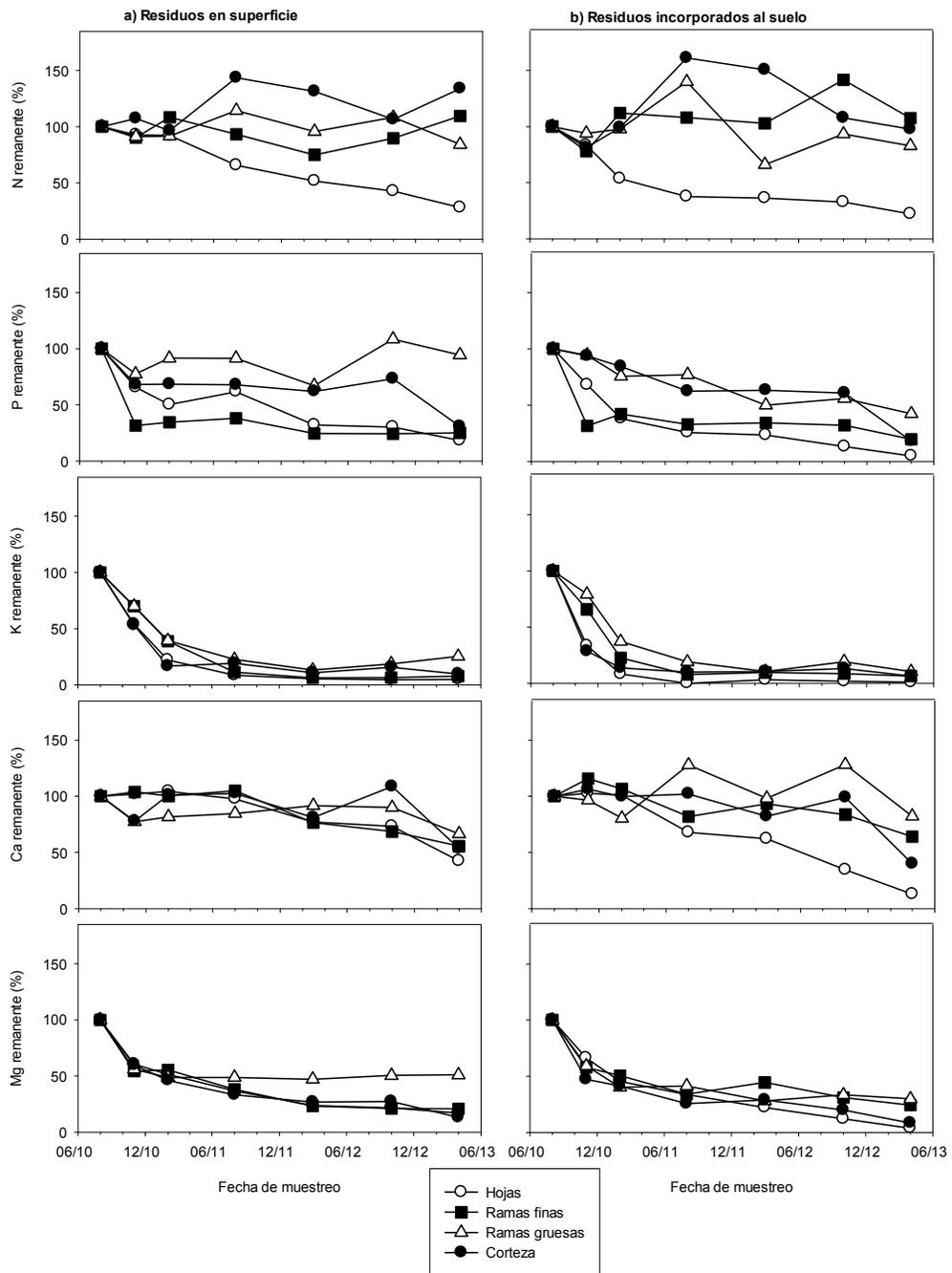


Figura 9. Evolución del nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio en los restos de cosecha de *E. grandis*, según dos modalidades de descomposición: a) restos dejados en superficie sobre el suelo, y b) restos incorporados al suelo.

Cuadro 18. Proporción de los nutrientes que fueron liberados de los restos de cosecha de *E. grandis* según modalidad de gestión: dejados sobre la superficie del suelo o incorporados al suelo.

Nutriente	Componente	Restos en superficie	Restos incorporados
		%	
Nitrógeno	Hojas	72	78
	Rama Fina	-10	-7
	Rama Gruesa	16	17
	Corteza	-34	2
	Promedio	11	23
Fósforo	Hojas	82	95
	Rama Fina	75	80
	Rama Gruesa	5	58
	Corteza	69	82
	Promedio	58	79
Potasio	Hojas	95	99
	Rama Fina	92	94
	Rama Gruesa	75	90
	Corteza	91	94
	Promedio	88	94
Calcio	Hojas	57	87
	Rama Fina	44	36
	Rama Gruesa	33	18
	Corteza	47	60
	Promedio	45	50
Magnesio	Hojas	83	96
	Rama Fina	79	76
	Rama Gruesa	49	70
	Corteza	87	92
	Promedio	75	84

El contenido de calcio en los restos de cosecha mostró algunas diferencias según el manejo de los mismos y el tipo de resto (Figura 9). Cuando fueron mantenidos en superficie, las hojas y ramas finas mostraron una disminución

paulatina del contenido de calcio, llegando a liberar el 57 y 44% durante el período evaluado, respectivamente. Los restos más groseros (corteza y ramas gruesas) permanecieron relativamente constantes en función del tiempo, aunque al final del período de evaluación alcanzaron una liberación del orden de las ramas finas. Cuando los restos fueron incorporados, se acentuó la liberación de calcio de las hojas, en tanto que en las ramas finas hubo una liberación similar a cuando estuvieron en superficie. Los otros restos se mantuvieron relativamente estables durante los 24 meses siguientes a la cosecha, mostrando recién una liberación de calcio en los últimos seis meses. Al existir una pérdida de biomasa en función del tiempo, se produjo un aumento de la concentración de calcio en los restos a medida que transcurre el tiempo. La liberación de calcio de ramas finas y gruesas cuando fueron enterradas fue menor que cuando se encontraron en superficie, lo cual muestra un comportamiento poco claro y opuesto a las hojas y la corteza (Cuadro 17). Ouro et al. (2001) explican este comportamiento indicando que el calcio es un componente estructural de los tejidos vegetales y en consecuencia de ello su concentración en los restos tiende a incrementar a medida que avanza la descomposición, siendo liberado únicamente en etapas muy avanzadas.

Finalmente, el contenido de magnesio en los restos de cosecha mostró disminuciones en todos los restos, independiente del tratamiento de manejo (Figura 9). En la situación donde los restos fueron mantenidos en superficie, con excepción de las ramas gruesas, todos los restos mostraron similares tasas de liberación de magnesio a lo largo del período. Las ramas gruesas solo mostraron una disminución al comienzo del periodo, no observándose pérdidas de magnesio a partir de ellas luego de los seis meses. Este comportamiento cambió cuando las ramas gruesas fueron incorporadas al suelo, donde liberaron el 70% del magnesio al final del período de 30 días. Todos los restos incrementaron las tasas de liberación de magnesio al ser incorporados al suelo (Cuadro 18). Las pérdidas de magnesio estarían asociadas a las pérdidas de biomasa (Hernández et al., 2009).

Shammas et al., (2003) en un estudio de descomposición de restos en *E. globulus* de dos años de duración en Australia reveló que durante la misma el potasio se lixivió rápidamente en todas las fracciones, el magnesio y fósforo se liberaron a tasas similares a la pérdida de peso seco, mientras que el calcio y nitrógeno se liberaron a una tasa mas lenta. Las hojas fueron las que mas contribuyeron al reciclaje de nutrientes aportando prácticamente todo el nitrógeno y calcio liberado y la mitad o más del resto los nutrientes. Costa et al., (2005) también señaló a las hojas como el componente que por descomposición contribuye más en el ciclaje de nutrientes al suelo.

2.4. EFECTO DEL CAMBIO DE USO DE SUELO -DE PASTORIL A FORESTAL- EN LA ACIDEZ Y CONCENTRACIÓN DE BASES DE INTERCAMBIO DEL SUELO

2.4.1. Introducción

El cambio de uso del suelo de pastoril a forestal ha generado interrogantes acerca de los cambios que pueden estarse operando en las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo. Trabajos realizados en otros países han constatado cambios en parámetros de acidez de los suelos (Finzi, 1998; Lilienfein et al., 2000; Jobbágy y Jackson, 2003) así como cambios en los contenidos y distribución de bases de intercambio en los suelos (Davis, 1994; Finzi, 1998; Jobbágy y Jackson, 2003; Aparicio, 2003; Berthrong et al., 2009).

Jobbágy y Jackson (2003) sugieren tres mecanismos responsables por la acidificación del suelo al pasar de campo natural a forestación: entradas de ácidos orgánicos, respiración del suelo, y secuestro y redistribución de cationes.

En el primer mecanismo, los ácidos orgánicos producidos por las plantas son el agente acidificador. Muchos árboles tienen mantillo ácido, lavado de nutrientes desde la canopia, y productos de descomposición responsables de la acidificación.

Esto determina el lavado de cationes y la disminución del pH del suelo después del establecimiento de plantaciones forestales.

El segundo mecanismo de acidificación es la entrada de ácidos orgánicos derivados de la respiración. El ácido carbónico es un importante agente de temperización en suelos (Richter, 1986), y una alta producción de ácido carbónico ha sido asociada con el incremento en el lavado de cationes bases en bosques. Sin embargo, revisiones recientes sugieren que la respiración en el suelo tiende a ser menor en bosques, y si la acidificación ocurre por un proceso de respiración, la máxima acidificación aparece en profundidad, y la pérdida de cationes se da desde lo más profundo del perfil (Jobbágy y Jackson, 2003).

El tercer mecanismo potencial de acidificación es el secuestro y redistribución de cationes incluidos en el ecosistema después de establecida una plantación forestal. Los árboles pueden almacenar más cationes que aniones, tanto en la biomasa, como en el mantillo+suelo orgánico. Este exceso provoca una diferencia de cargas, que determina que halla una ganancia neta de protones en el suelo (Berthrong et al., 2009). En este último caso, la máxima acidificación ocurre en donde la extracción de nutrientes por parte de las raíces es relativamente alta, y existe una redistribución de cationes desde la capas intermedias hacia la superficie del suelo, aumentando el nivel de cationes en superficie (Jobbágy y Jackson, 2003).

Diversos estudios fueron realizados en Uruguay, bajo la hipótesis de que ocurren cambios en propiedades químicas de suelo luego del cambio de uso del suelo de pastoril a forestal. Los objetivos de los estudios planteados procuraron establecer la dirección y magnitud de dichos cambios, así como a partir de qué período de tiempo ocurren. Principalmente desde el punto de vista de los nutrientes, dichos cambios ocurren como consecuencia de dos procesos importantes:

- el cambio en el tipo de vegetación y las extracciones de nutrientes realizadas, y

- los cambios en la modalidad del reciclaje de nutrientes en cada sistema.

2.4.2. Metodología de investigación

Selección de sitios de muestreo.- Los sitios de muestreo fueron seleccionados de manera de contar con dos situaciones de uso del suelo contrastantes: i) suelo bajo pasturas nativas, en el cual se instaló una forestación de *Eucalyptus sp.* o *Pinus taeda*; ii) suelo alledaño que se mantuvo bajo pasturas nativas durante el período de crecimiento de la forestación.

Ubicación de sitios experimentales.- Los sitios en los cuales se realizaron los estudios de descomposición fueron los siguientes:

- Plantaciones de *E. globulus* del Dpto de Rocha: Establecimientos Angelita (Coordenadas 54°17'O; 34°15'S); Arachanes (Coordenadas 53°59'O; 34°02'S); Arrarte (Coordenadas 54°20'O; 34°17'S); Sapiro (Coordenadas 54°22'O; 34°21'S); Palacios (Coordenadas 54°30'O; 34°25'S) (Varela, 2009).
- Plantaciones de *E.globulus* del Dpto. de Lavalleja: Escondida (Coordenadas 55°03'O; 34°01'S); Papazián (Coordenadas 54°52'; 34°00'S) (Varela, 2009).
- Plantaciones de *E. grandis* del Dpto. de Rivera: Establecimientos Los Silos (Coordenadas 55°37'O; 31°08'S) y San Juan (Coordenadas 55°43'O; 31°01'S) (Cabrera y Cal, 2006).
- Plantaciones de *Pinus taeda* del Dpto. de Rivera: Establecimientos El Galgo (Coordenadas 55°73'O; 31°03'S); Establecimiento Tres Pinos A (Coordenadas 55°67'O; 31°20'S); Establecimiento Tres Pinos B (Coordenadas 55°70'O; 31°19'S); Establecimiento Pompom (Coordenadas 55°70'O; 31°09'S). (Cabrera y Cal, 2006).
- Plantaciones de *E. dunnii* del Dpto. de Río Negro: Establecimiento La Toribia (Algorta, Dpto. de Río Negro, Coordenadas 57°17'O; 32°25'S) (Hernández et al., 2009).

- Plantaciones de *E. grandis* del Dpto. de Paysandú: Establecimiento Ibirapitá (Poblado Lavalleja, Dpto. de Paysandú, Coordenadas 57°30'O, 31° 52'S) (Hernández et al., 2016b).

Descripción morfológica y muestreo de suelos.- En cada sitio experimental se realizó una descripción morfológica del suelo y se tomaron muestras para análisis de parámetros químicos. En algunos sitios se realizó el muestreo por horizonte de suelo. En otros casos, se realizó un muestreo estratificado a profundidades determinadas, particularmente dentro del horizonte A de los suelos. En cada caso se conformó una muestra compuesta integrada por 15 tomas individuales de suelo, tomadas con calador o taladro Edelman. Dichas muestras fueron secadas 48 horas a 45 °C, molidas y tamizadas a un tamaño de partícula inferior a 2 mm.

Análisis químicos de suelo.- La determinación de bases se realizó mediante extracción con una solución de acetato de amonio 1N a pH 7, y posterior determinación de Ca y Mg mediante espectrofotometría de absorción atómica, mientras que K y Na se realizó mediante espectrofotometría de emisión. La determinación de P se realizó por el método Bray N° 1. La determinación de materia orgánica se realizó por el método de Walkley-Black, mientras que el pH fue determinado potenciométricamente en solución con H₂O y KCl (relación suelo: solución 1:2.5).

2.4.3. Resultados y discusión

2.4.3.1. Acidez y Bases de Intercambio al término de un turno de plantación

Los trabajos realizados en nuestro país (Dieste, 1999; Durán et al., 2001; Pérez Bidegain et al., 2001a; Hill, 2004; Cabrera y Cal, 2006; Delgado et al., 2006; Varela, 2009; Aguerre y Demarco, 2012) han confirmado que ocurren cambios en las propiedades químicas del suelo bajo su situación original de pasturas, constatables por lo menos luego de un primer turno de plantación 10-18 años con especies de los géneros *Eucalyptus* y *Pinus*. Se ha observado una clara tendencia hacia la acidificación del suelo, constatado por una disminución del pH y aumento de la acidez intercambiable del suelo forestado, respecto a su homólogo bajo uso pastoril. En el Cuadro 19 se presenta parte de esta información, contrastando el uso pastoril con el forestal, para dos géneros, y en dos suelos diferentes.

Los datos del Cuadro 19 muestran que tanto en plantaciones de turnos cortos (10 años) como en las de turnos largos (> 15 años) fue observada una disminución del pH en el horizonte A del suelo. En plantaciones de turnos largos, dicho efecto fue evidente también en el horizonte B de los suelos. Dicho comportamiento fue constatado en plantaciones de eucalipto así como en plantaciones de pino. Por otra parte, dicho efecto fue igualmente observado en suelos derivados de materiales de origen diferente (rocas ígneas ácidas del predevoniano y areniscas). Estudios realizados por Pérez Bidegain et al., (2001a) en siete rodales de eucalipto sobre suelos formados a partir de diferentes materiales de origen han mostrado una reducción del pH en los primeros 15 cm de dichos suelos, respecto al mismo suelo bajo manejo ganadero en base a pasturas naturales. Dicha disminución en el pH estuvo acompañada por un aumento en la acidez intercambiable del suelo, (fundamentalmente aluminio), lo cual se constata

también en los datos del Cuadro 19. Este proceso de acidificación de los suelos puede ocurrir en períodos relativamente cortos (8-10 años), lo cual podría estar relacionado con las características de los suelos bajo forestación (bajos contenidos de materia orgánica y arcilla) lo cual determina un bajo poder buffer de los mismos.

Con respecto al contenido de bases de intercambio, el cambio de uso del suelo de pastoril a forestal determinó una disminución en el contenido de bases en el horizonte A de los suelos bajo *Eucalyptus sp* (Cuadro 19). En el horizonte B de dichos suelos este cambio sólo fue observado en plantaciones de edades más avanzadas (> 15 años). Con respecto a las plantaciones de *Pinus taeda*, dicha disminución en las bases de intercambio no fue constatada, aun en plantaciones de edades superiores a los 15 años. Sin embargo, en términos relativos fue posible observar un menor porcentaje de saturación en bases del suelo bajo *P. taeda* con respecto al suelo bajo pasturas naturales. Este menor porcentaje de saturación en bases también fue constatado para las plantaciones de *Eucalyptus sp*. En evaluaciones realizadas en plantaciones de menores edades de pino y eucalipto (< 10 años), dichos cambios no resultaron significativos (García Préchac et al., 2004). Sólo se constató un aumento de la acidez del suelo en plantaciones de eucalipto cuando se realizó el muestreo en la fila de plantación, en la cual existió algún tipo de laboreo previo, por lo que habría un efecto confundido del cambio de vegetación y el manejo del suelo (Pérez Bidegain et al., 2001b).

Cuadro 19. Evolución de parámetros químicos de suelos para tres especies forestales de diferentes edades y en diferentes sitios de producción. Datos promedio para los horizontes A y B de los suelos (desvíos standard entre paréntesis). Los valores correspondientes al uso forestal están referidos a muestras tomadas en la entrefila de plantación. (Valores seguidos por la misma letra no difieren significativamente entre usos dentro de cada especie/edad/sitio/suelo, con una probabilidad del 5%).

Especie/ Edad/ Nº sitios/ CONEAT suelos Soil Taxonomy	Horiz./ espesor	Uso	pH	Ca (†)	Mg	K	Na	cmol _c kg ⁻¹			S.B. %	C.org g kg ⁻¹
								B.T.	A.I.	C.I.C.		
<i>E. globulus</i> 10 años-7 sitios 2.11, 2.12 Molisoles Alfisoles (1)	A	Pastoril	5,1a (0,1)	2,72a (0,66)	1,57a (0,40)	0,41a (0,32)	0,34a (0,06)	5,03a (1,10)	0,65a (0,30)	5,67a (1,11)	88a (6)	17,0a (4,0)
	A	Forestal	4,9a (0,2)	2,16a (0,48)	1,51a (0,43)	0,38a (0,24)	0,40a (0,07)	4,45a (0,88)	1,47b (0,69)	5,92a (0,81)	75b (11)	18,4a (2,9)
	B	Pastoril	5,3a (0,3)	4,37a (2,25)	3,67a (1,81)	0,42a (0,22)	0,58a (0,32)	9,03a (3,86)	1,13a (0,84)	10,16a (3,37)	83a (14)	9,48a (1,0)
	B	Forestal	5,4a (0,5)	5,38a (2,48)	4,64a (2,47)	0,42a (0,20)	0,72a (0,36)	11,15b (4,91)	1,68a (1,40)	12,84a (3,83)	79a (20)	9,30a (1,9)
	A	Pastoril	4,9a (0,3)	1,25a (0,24)	0,49a (0,14)	0,23a (0,08)	0,39a (0,40)	2,35a (0,38)	0,52a (0,44)	2,88a (0,63)	83a (11)	11,7a (2,5)
	A	Forestal	4,4b (0,1)	0,59b (0,28)	0,30a (0,12)	0,15a (0,04)	0,30a (0,60)	1,34a (0,40)	1,29b (0,50)	2,62a (0,51)	51b (13)	11,0a (2,8)
<i>E. grandis</i> 15 años-4 sitios 7.32 Ultisoles (2)	B	Pastoril	4,8a (0,2)	2,05a (0,56)	1,01a (0,32)	0,36a (0,23)	0,41a (0,7)	3,82a (0,90)	1,87a (1,86)	5,69a (1,78)	71a (20)	8,3a (2,2)
	B	Forestal	4,5a (0,1)	1,40a (0,74)	0,87a (0,53)	0,19a (0,07)	0,36a (0,40)	2,82a (1,25)	3,21a (1,72)	6,04a (0,93)	48b (22)	8,5a (2,5)
	A	Pastoril	4,8a (0,2)	0,66a (0,17)	0,27a (0,05)	0,18a (0,03)	0,35a (0,03)	1,45a (0,18)	0,61a (0,32)	2,05a (0,26)	71a (10)	11,2a (3,8)
	A	Forestal	4,5b (0,2)	0,81a (0,31)	0,29a (0,10)	0,15a (0,02)	0,35a (0,04)	1,59a (0,37)	0,93a (0,33)	2,52a (0,41)	63a (11)	9,9a (2,1)
<i>P. taeda</i> 15 años-5 sitios 7.32 Ultisoles (2)	B	Pastoril	4,7a (0,2)	2,33a (0,88)	1,06a (0,38)	0,38a (0,19)	0,37a (0,40)	4,14a (1,32)	2,03a (1,52)	6,17a (1,58)	68a (20)	9,5a (2,4)
	B	Forestal	4,5a (0,2)	2,35a (0,75)	1,03a (0,25)	0,36a (0,17)	0,43a (0,09)	4,17a (0,92)	3,13a (2,19)	7,30a (2,36)	62a (20)	10,5a (2,7)
	A	Pastoril	4,8a (0,2)	0,66a (0,17)	0,27a (0,05)	0,18a (0,03)	0,35a (0,03)	1,45a (0,18)	0,61a (0,32)	2,05a (0,26)	71a (10)	11,2a (3,8)

Nota: (†) Ca, Mg, K y Na intercambiables; B.T.: Bases Totales; A.I.: Acidez Intercambiable; C.I.C.: Capacidad de Intercambio Catiónico a pH del suelo; S.B.: Saturación en bases a pH del suelo; C.org: Carbono orgánico.

(1) Varela (2009); (2) Cabrera y Cal (2006).

Las tendencias observadas anteriormente están en concordancia con lo mencionado por otros investigadores para diferentes materiales de origen y clima (Jenny, 1941; Jobbágy y Jackson, 2003; Berthrong et al., 2009). Leite et al., (2010) encontraron que después de un tercer turno de plantación de eucalipto se constató una reducción en los tenores de calcio, magnesio y potasio intercambiables, una reducción del pH, y aumento de los tenores de aluminio del suelo, en comparación con el mismo suelo, pero mantenido con pasturas durante el mismo período. Los autores mencionan que la reducción de los cationes intercambiables indica la necesidad de establecer criterios de manejo de los nutrientes, a través de programas de fertilización con mayores cantidades de nutrientes que las aplicadas actualmente, uso de enmiendas y manejo de los restos de cosecha para prevenir deficiencias nutricionales y el agotamiento de los nutrientes.

Otro aspecto a destacar de los datos del Cuadro 19 es en cuanto a la incidencia del tipo de suelo y el tiempo durante el cual transcurre la extracción de los nutrientes, y su consecuencia en los cambios químicos del suelo. En los suelos desarrollados a partir de rocas ígneas ácidas del predevoniano (grupos CONEAT 2), los valores de pH y los niveles de bases son superiores a los de los Ultisoles desarrollados sobre areniscas del Grupo CONEAT 7. Esto tiene su explicación en las texturas (franca para los suelos del predevoniano y arenoso francas para los suelos de areniscas) y el contenido de carbono orgánico (17 y 12 g C kg⁻¹ suelo, para los suelos del predevoniano y areniscas, respectivamente). En los suelos del predevoniano, luego de un turno promedio de plantación de 10 años con *Eucalyptus globulus*, se produjo una reducción de 0,2 unidades de pH, con un aumento de 0,82 cmol_c kg⁻¹ de acidez intercambiable (mayoritariamente aluminio). Esto estuvo asociado a una reducción en el contenido de calcio, magnesio y potasio intercambiables del orden de 21, 4 y 7%, respectivamente, para una profundidad promedio de 28 cm. Para plantaciones de mayor edad (superiores a los 15 años) del mismo género, pero en *E. grandis*, y en suelos desarrollados a partir de areniscas, se constató una disminución del pH de 0,5 unidades, asociada a un incremento de la

acidez de $0,77 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, lo que resultó también en una reducción de los cationes intercambiables calcio, magnesio y potasio del orden de 53, 39 y 35% para el horizonte A de dichos suelos (profundidad promedio 60 cm). En este caso dos factores pueden haber incidido en una mayor magnitud de los cambios: i) ser suelos más pobres químicamente; y ii) turnos de plantación más largos. Para forestaciones con *Pinus taeda*, si bien los cambios ocurrieron en el mismo sentido, fueron de menor magnitud que los operados para *Eucalyptus*, indicando que esta especie mostraría menores efectos sobre la química del suelo en lo que respecta a los fenómenos de acidificación e intercambio catiónico.

Si bien las tendencias generales observadas en el perfil de suelo fueron las anteriormente mencionadas, se han observado variaciones destacables en los primeros estratos del horizonte A de los suelos (Hernández, 2010). La Figura 10 muestra dicho comportamiento para un muestreo estratificado de los primeros 20 cm de un Ultisol de la Unidad Rivera (Altamirano et al., 1976), en el cual se contrastaron tres usos del suelo: pastoril, forestal con *P. taeda* (16 años) y forestal con *E. grandis* (23 años).

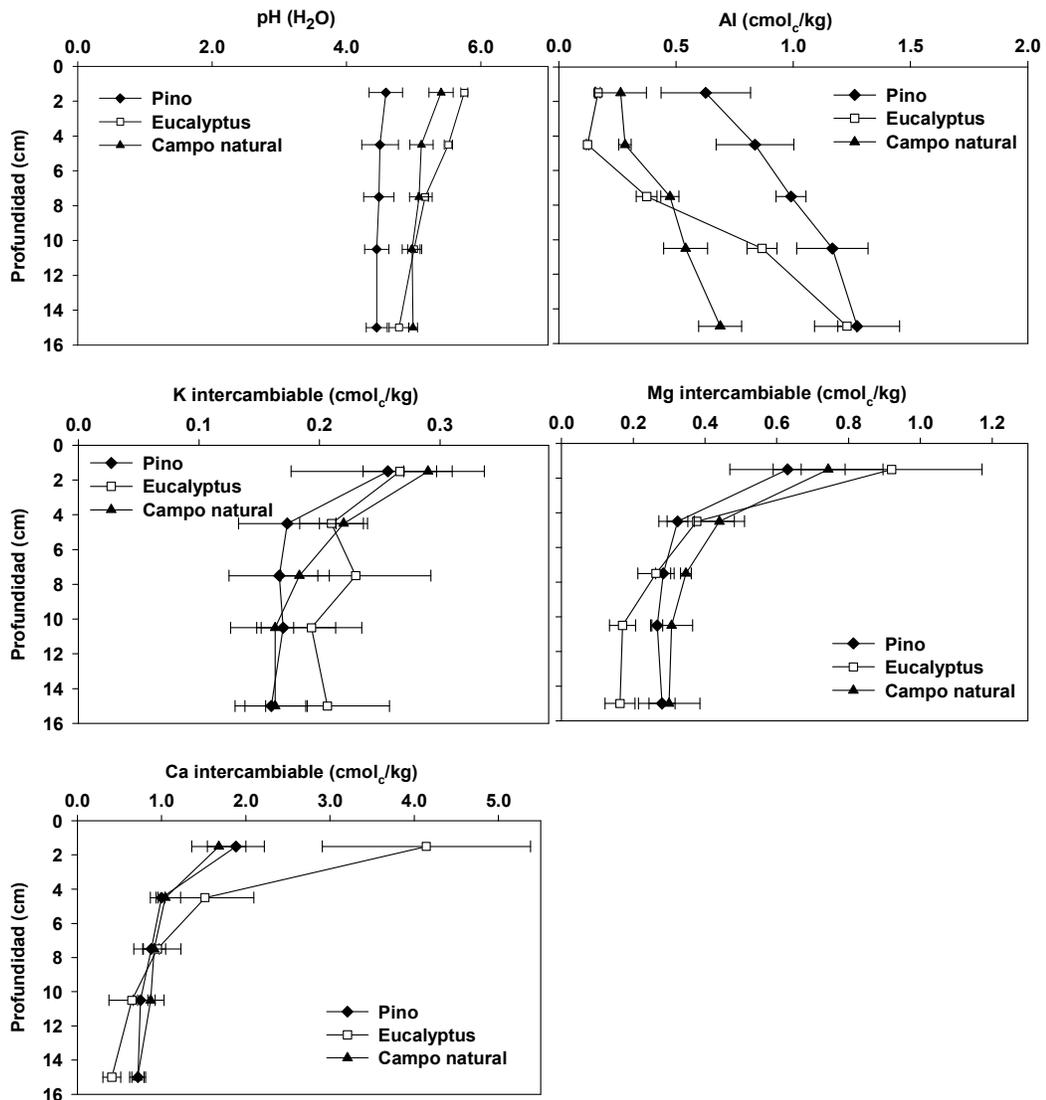


Figura 10. Distribución del pH, acidez intercambiable (aluminio) y bases intercambiables (calcio, magnesio y potasio) en los primeros 20 cm del horizonte A de un Acrisol de la Unidad Rivera, bajo tres manejos diferentes: pastoril, forestal con *P. taeda* (16 años) y forestal con *E. grandis* (23 años).

Con respecto a los parámetros de acidez fueron encontradas diferencias entre los tres manejos. En el suelo bajo pino el pH fue más ácido en los 20 cm, mientras que en superficie el eucalipto mostró valores superiores a los correspondientes al campo natural, aunque a mayor profundidad esta tendencia se

invierte. Como es esperable, la acidez intercambiable mostró una distribución en profundidad opuesta al pH, con los menores valores para eucalipto en la capa superficial y los mayores valores bajo vegetación de pino, sin grandes variaciones en profundidad. Este comportamiento está asociado a diferencias en la distribución de las bases de intercambio. Para la plantación de eucalipto se observó un mayor contenido de bases en superficie (particularmente calcio, y en menor medida magnesio), explicado por la descomposición de un mantillo con alto contenido en estos nutrientes. El mantillo de pino es un material más pobre en cuanto al contenido de dichos nutrientes (Cuadro 10). Aguerre y Demarco (2012) encontraron –también a través de un muestreo estratificado del horizonte A– un mayor contenido de bases intercambiables en el primer estrato (0-5 cm) bajo el monte respecto al campo, siendo similar o disminuyendo hasta los 10-15 cm de horizonte A.

En comparación con las pasturas, sitios forestados con eucaliptos en La Pampa (Argentina) tuvieron significativamente menores valores promedio de pH (4,6 contra 5,6 de la pastura) (Jobbágy y Jackson, 2003). En tres de esos sitios se estudiaron los cambios hasta el metro de profundidad, y se determinó que el suelo se volvió más ácido de los 5 a los 35 cm de profundidad, pero más alcalino por debajo de los 60 cm en comparación con las pasturas adyacentes, con pocas diferencias observadas entre 35 y 60 cm de profundidad. Estos cambios se corresponden con ganancias de acidez intercambiable y sodio, en capas intermedias y profundas del suelo (Jobbágy y Jackson, 2003). En el mismo trabajo, la acidez intercambiable se incrementó en un rango de $0,5-1,2 \text{ kmol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en los sitios forestados, aunque no se detectaron entradas de ácidos sobre el suelo desde la deposición húmeda y seca, el lavado desde la canopia, y el lavado desde el mantillo. Los trabajos de Berthrong et al., (2009) indican que la disminución del pH en plantaciones de pino comparadas con otras especies, resultan de mayor importancia, ya que los suelos de las plantaciones ya son naturalmente ácidos y con

menores contenidos de bases, lo que tiene implicancias para la fertilidad de los suelos.

2.4.3.2. Efecto del manejo de los restos de cosecha en las bases de intercambio del suelo para una futura replantación del sitio

En la actualidad la cosecha de un monte forestal se realiza de tal manera que la biomasa exportada del sitio queda restringida a la madera del fuste, previo descortezado en el caso de especies del género *Eucalyptus*. En el caso del pino, la corteza acompaña la troza, pero su contenido en nutrientes es muy bajo: 1,4 g Ca kg⁻¹, 0,6 g Mg kg⁻¹, y 1,7 g K kg⁻¹ (Assanelli, com. pers.), comparados con los valores de 27,3 g Ca kg⁻¹, 2,2 g Mg kg⁻¹, y 4,7 g K kg⁻¹, frecuentes en *E. dunnii* (Hernández et al., 2009). Por consiguiente, aunque quedara en el sitio, su contribución al reciclaje de nutrientes es escasa.

Los restos de cosecha que quedan en el sitio inician un proceso de descomposición, a través del cual existe cierto reciclaje de los nutrientes contenidos en ellos (González, 2008; Hernández et al., 2009; Sánchez et al., 2011). Dicho comportamiento surge evidente en los resultados indicados en la Figura 11, correspondientes al muestreo de suelo inmediatamente a la cosecha y luego de dos años de la misma (Hernández et al., 2009).

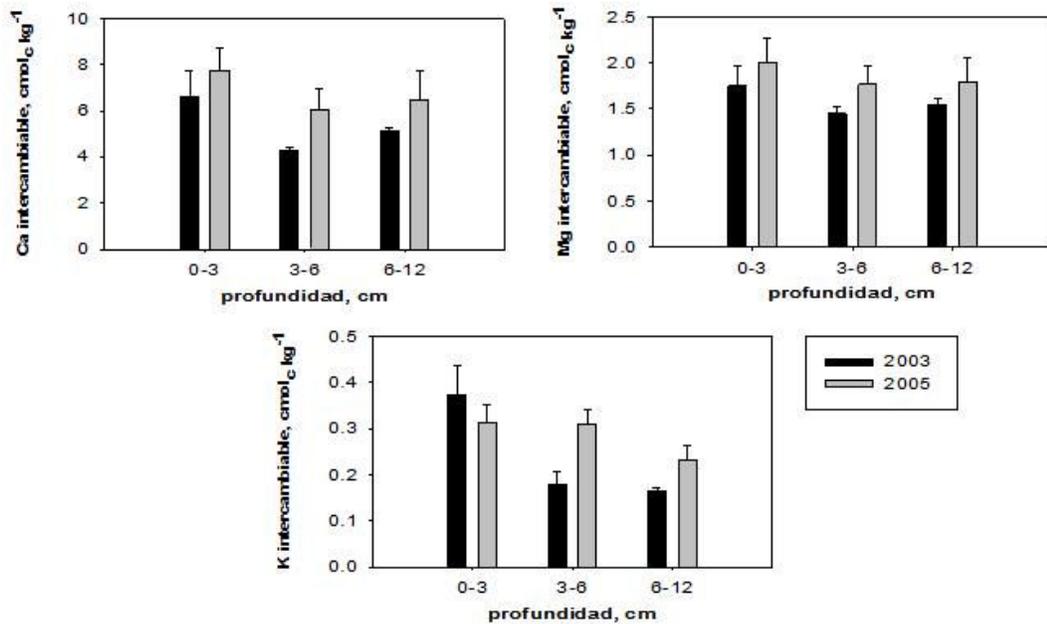


Figura 11. Niveles de calcio, magnesio y potasio en un Alfisol de la Unidad Algorta (Altamirano et al., 1976) a diferentes profundidades, a la cosecha de un monte de *E. dunnii* y luego de 2 años de descomposición de los restos de cosecha en superficie.

La descomposición de restos permitió el retorno de cationes al suelo (como calcio, magnesio y potasio), evidenciado por un aumento en los niveles disponibles evaluados luego de dos años de la cosecha del monte y deposición de los restos en superficie. Es importante destacar que el sitio de las evaluaciones se mantuvo libre de vegetación, de manera que no operó la absorción de nutriente por parte de la replantación del sitio. Similares conclusiones en cuanto al aporte de nutrientes por los residuos en descomposición se obtuvieron en un experimento de manejo de restos de cosecha de *E. grandis* en un Molisol desarrollado a partir de areniscas cretácicas del Grupo CONEAT 9.6 (Hernández et al., 2016b). En este experimento los manejos de restos de cosecha ensayados fueron: 1) sin restos, 2) con restos distribuidos homogéneamente en superficie sin incorporar, 3) con restos

incorporados mediante pasaje de una disquera y 4) con restos despejados de la fila de la nueva plantación, formando rameros (Cuadro 20).

Cuadro 20. Valores de pH y acidez intercambiable (Al), y concentración de calcio, magnesio, potasio, sodio y bases totales en los primeros 20 cm de suelo a los 12 meses de la cosecha de una plantación de *E. grandis*, para diferentes tratamientos de restos de cosecha.

Manejo de restos	pH _{H2O}	pH _{KCl}	Al	Ca	Mg	K	Na	Bases Totales
			----- cmol _c kg ⁻¹ -----					
Sin restos	5,0a	4,1ab	0,86ab	4,11b	1,18a	0,22b	0,32a	5,69b
Restos en superficie	4,9a	4,0ab	1,08a	4,02b	1,10a	0,23ab	0,32a	5,53b
Restos en rameros	4,9a	4,0b	0,89ab	3,84b	1,04a	0,23ab	0,32a	5,31b
Restos incorporados	5,0a	4,2a	0,41b	5,25a	1,23a	0,26a	0,33a	6,91a

La incorporación de restos al suelo llevó a un aumento significativo de la concentración de Ca, K, y Bases Totales, comparado con los otros manejos preplantación. Esta mayor concentración estuvo asociada a una mayor tasa de descomposición de los restos incorporados al suelo. Por otro lado, se encontró una disminución significativa en la acidez intercambiable del suelo con la incorporación de los restos en comparación a su no incorporación (restos en superficie), debido probablemente a la cantidad de cationes agregados con los restos, y también al efecto de los compuestos orgánicos en formar enlaces tipo quelatos con el Al durante la descomposición de los residuos (Harter y Naidu, 1995).

La remoción de los restos adquiere particularmente importancia en un escenario donde se efectúe el retiro de los mismos con destino a la producción de energía. La práctica del raleo de los montes para producción de energía puede de la misma manera potencialmente impactar en el recurso suelo por alterar sus propiedades químicas, físicas o biológicas (Page-Dumroese et al., 2010). Los autores también indican que las consecuencias negativas de la exportación de nutrientes en

plantaciones forestales son mayores en suelos de texturas gruesas que en suelos de texturas más finas, dado que sus cantidades absolutas son menores en los primeros.

Estudios realizados en otras especies (*Picea sitchensis*) demostraron el riesgo que se corre con la cosecha de la totalidad del árbol en términos de reducir la productividad de una segunda rotación en suelos ácidos, y que esta práctica solo será sostenible en la medida de intervenciones apropiadas que puedan superar la escasez de nutrientes (Walmsley et al., 2009). Tecnologías emergentes pueden ayudar a mitigar el detrimento potencial en las propiedades físicas, biológicas o químicas del suelo en las producciones con fines energéticos. Por ejemplo, el desarrollo de tecnologías que a través de la pirólisis permitan elaborar bio-oil y producir biochar para ser utilizado no como combustible sino para su aplicación en el suelo, puede resultar en una alternativa para aumentar la disponibilidad de agua, restituir materia orgánica, aumentar el ciclaje de nutrientes y reducir el lavado (Laird 2008).

3. EFECTO DEL CAMBIO DE USO DE SUELO -DE PASTORIL A FORESTAL- EN EL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO Y PROPIEDADES ASOCIADAS

3.1. EFECTO DEL CAMBIO EN EL TIPO DE VEGETACIÓN –PASTURAS NATIVAS VS ESPECIES FORESTALES- EN LOS CONTENIDOS, DISTRIBUCIÓN Y TRANSFORMACIONES DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO

3.1.1. Introducción

En las últimas décadas ha aumentado la preocupación mundial por el aumento de los Gases de Efecto Invernadero (GEI) causantes del calentamiento global de la atmósfera. Desde la revolución industrial, la concentración atmosférica de CO₂ ha aumentado un 30%, la de metano se ha duplicado y la de N₂O se ha elevado en un 15%. Estos aumentos se deben principalmente al uso de combustibles fósiles, a cambios en el uso de la tierra, y a la agricultura (IPCC, 1996). La respiración de las plantas y la descomposición de la materia orgánica liberan 10 veces más CO₂ que las actividades humanas, pero su producción ha estado durante siglos en equilibrio con el CO₂ absorbido por la vegetación terrestre y los océanos. De esta manera, si bien en las prácticas agrícolas ocurren emisiones de GEI, también ocurren procesos de captura de CO₂ y CH₄, los cuales son capaces de mitigar el efecto invernadero. Los principales sumideros biológicos de carbono son la materia orgánica del suelo y la biomasa vegetal. A través de la fotosíntesis, el CO₂ de la atmósfera es tomado por los vegetales, los cuales incorporan el carbono en su biomasa. Por otra parte, el aporte de restos vegetales y residuos de cosecha al suelo aumenta el contenido de materia orgánica, dependiendo de los sistemas. Los cambios en el contenido de carbono del suelo son el resultado neto entre la ganancia de carbono por el aporte de restos y su pérdida por mineralización. Para aumentar los contenidos de carbono del suelo se deben, por consiguiente, desarrollar prácticas de manejo que permitan: a) un incremento en la cantidad de

carbono que entra al suelo a través de residuos; y b) reducir las tasas de descomposición de la materia orgánica del suelo (Bruce et al., 1999).

En los sistemas forestales, si bien ocurren emisiones de CO₂ a la atmósfera, la magnitud del secuestro de carbono es mayor, por lo que el balance neto del sistema en el tiempo es positivo (Bäethgen, 2000). En estos sistemas ocurre una acumulación de carbono muy importante en la biomasa vegetal, el cual, en la medida de permanecer en productos de larga duración (madera sólida) no contribuiría al efecto invernadero (Martino, 2000). Un ecosistema forestal actúa como “sumidero” (eliminación neta de CO₂ atmosférico) cuando hay un aumento de la suma de las existencias totales de carbono retenida en la misma vegetación forestal, y las existencias derivadas de carbono orgánico en otros reservorios. Lo más importante de estos reservorios derivados es el mantillo y las reservas de materia orgánica del suelo del ecosistema forestal (Apps, 2003). Por otra parte, existe una acumulación importante por podas y raleos del monte, así como en los restos de cosecha dejados sobre el suelo. Estos componentes (hojas, ramas, corteza) van sufriendo un proceso de descomposición gradual, siendo el tiempo de permanencia del carbono en los restos variable según la estabilidad del material (Berg y Meentemeyer, 2002; Hernández et al., 2009; González, 2008).

La mayor componente del ciclo terrestre del carbono lo constituye la materia orgánica del suelo (Swift, 2001). Aumentar la capacidad de los suelos de secuestrar carbono contribuye a mitigar el impacto ambiental del aumento en la concentración de CO₂ atmosférico. El potencial de secuestro de carbono de los suelos depende de su capacidad de almacenar compuestos de plantas resistentes en el mediano plazo, y proteger y acumular las sustancias húmicas formadas durante la transformación de materiales orgánicos en el suelo. No obstante, los suelos no pueden acumular carbono indefinidamente. Basado en principios ecológicos (Odum, 1964), el carbono del suelo alcanzará cierto valor de equilibrio que no puede ser excedido fácilmente. Una vez alcanzado ese equilibrio, los

sumideros dejarían de contribuir significativamente al control del efecto invernadero.

Han sido encontrados resultados muy variados acerca de la acumulación de carbono en el suelo por parte de los sistemas forestales. Paul et al. (2002) realizando una revisión de 43 trabajos sobre el tema encontraron datos muy variables, con aumentos o disminuciones del carbono, por lo menos en los montes jóvenes de menos de 10 años. En los primeros 5 años en general el carbono disminuyó en los primeros 10 cm de suelo, luego de los cuales la tasa de disminución fue menor e inclusive comenzó la recuperación del carbono del suelo. Las cantidades de carbono perdidas o ganadas por el suelo son generalmente muy pequeñas comparadas con la acumulación en la biomasa aérea y radicular. Los resultados sugieren que gran parte del carbono del suelo fue perdido cuando montes de especies como *Pinus radiata* fueron establecidos en campos de pastoreo de regiones templadas. La acumulación es maximizada cuando existen turnos de rotación largos (20 a 50 años). Sin embargo, cuando se considera para los cálculos el mantillo del monte, la tendencia es revertida, de manera que el contenido de carbono del suelo+mantillo supera al de la pastura precedente. Condrón y Newman (1998) encontraron cambios en la dinámica y distribución espacial de la materia orgánica bajo bosque. Se observó una disminución del pool de carbono como “fragmentos de plantas” y “restos parcialmente degradados”, y un aumento del pool de formas recalcitrantes de carbono bajo la vegetación de bosques, comparado con los correspondientes a vegetación de pasturas.

En nuestro país es escasa la información relativa a los cambios en el COS como consecuencia del cambio de uso del suelo de pastoril a forestal. En tal sentido, se plantean como hipótesis: i) que existen diferencias en los contenidos y distribución del COS por efecto del cambio en el tipo de vegetación, de pastoril a forestal; y ii) la contribución de la nueva vegetación (especies forestales) determina alteraciones en la constitución del COS. En tal sentido, el objetivo general de los estudios realizados fue caracterizar aspectos particulares de la dinámica del COS en

los sistemas forestales. Los objetivos específicos fueron: i) caracterizar los cambios en los contenidos y distribución del carbono orgánico del suelo por efecto del cambio de uso del suelo (de pastoril a forestal); ii) caracterizar la incidencia del cambio en el tipo de vegetación –pasturas vs especies forestales- en el pool de COS; y iii) caracterizar la incidencia del cambio en el tipo de vegetación –pasturas vs especies forestales- en los procesos de captura de carbono por los suelos.

A continuación se menciona la metodología empleada en los trabajos realizados. Algunos resultados han sido ya publicados en diferentes medios (Hernández y Salvo, 2007; Hernández, 2010; Del Giorgio, 2014; Hernández et al., 2016a).

3.1.2. Metodología de investigación

Selección de sitios de muestreo.- Los sitios de muestreo fueron seleccionados de manera de contar con dos situaciones de uso del suelo contrastantes: i) suelo bajo pasturas nativas, en el cual se instaló una forestación de *Eucalyptus sp.* o *Pinus taeda*; ii) suelo aledaño que se mantuvo bajo pasturas nativas durante el período de crecimiento de la forestación.

Ubicación de sitios experimentales.- Los sitios en los cuales se realizaron los estudios de descomposición fueron los siguientes:

- Establecimiento La Toribia (Algorta, Dpto. de Río Negro, Coordenadas 57°17'O; 32°25'S) (Hernández y Salvo, 2007).
- Establecimiento Los Moros (Localidad Álamo Blanco, Dpto. de Rivera, Coordenadas 55°41'O; 31°23'S) (Hernández et al., 2016b).
- Establecimiento Caja Bancaria (Localidad de Piedras Coloradas, Dpto. de Paysandú, Coordenadas 57°35'O; 32°19'S) (Del Giorgio et al., 2014).
- Establecimientos El Galgo y San Juan (Localidad Paso Ataques, Dpto. de Rivera, Coordenadas 55°43'O; 31°01'S) (Hernández, 2010).

Descripción morfológica y muestreo de suelos.- En cada sitio experimental se realizó una descripción morfológica del suelo y se tomaron muestras para análisis de parámetros químicos. En algunos sitios se realizó el muestreo por horizonte de suelo. En otros casos, se realizó un muestreo estratificado a profundidades previamente establecidas, particularmente dentro del horizonte A de los suelos. En cada caso se conformó una muestra compuesta integrada por 15 tomas individuales de suelo, tomadas con calador o taladro Edelman. Dichas muestras fueron secadas 48 horas a 45 °C, molidas y tamizadas a un tamaño de partícula inferior a 2 mm. Se tomaron muestras de cada estrato de muestreo para calcular la densidad aparente del suelo, por el método del anillo de volumen constante. Dichas muestras fueron saturadas con agua durante 24 hs, secadas a estufa a 105°C durante 48 hr, y pesadas, calculando la densidad aparente del suelo.

En uno de los sitios experimentales (Establecimiento La Toribia), se realizó el fraccionamiento físico de la materia orgánica del suelo (Cambardella y Elliot, 1992), separando por tamizado las fracciones de Materia Orgánica Particulada (MOP) menores a 200 μm , y entre 200 y 50 μm , de la fracción de Materia Orgánica Asociada a la Fracción Mineral (MOAM).

En el Establecimiento Los Moros se evaluó la concentración y stock de COS a diferentes profundidades de suelo en un experimento de densidades de plantación (816, 1111 y 2066 plantas ha^{-1}) para dos especies: *E. grandis* y *P. taeda* de 8 años de edad. En forma aleadaña a dichas parcelas se encontraba un área bajo pasturas nativas, de las cuales se tomaron muestras de suelo a similares profundidades.

Análisis de carbono orgánico del suelo (COS).- Los análisis de COS total fueron realizados en un autoanalizador elemental. En algunos sitios se realizaron además estudios tendientes a cuantificar no solo el contenido total de COS, sino también tener información acerca de las relaciones isotópicas $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ del COS, lo cual permite arribar a un mayor conocimiento de los cambios en el pool de COS por

efecto del cambio de uso del suelo (de pastoril a forestal). Los estudios realizados con el uso de esta metodología tuvieron como objetivos: i) cuantificar el aporte de C derivado de la vegetación de bosque al stock total de COS; ii) caracterizar en qué estratos de suelo se da dicha contribución; iii) caracterizar en qué fracciones físicas de la MOS ocurren los cambios mayores; iv) evaluar en qué medida dichos cambios pueden variar en función de la edad de las plantaciones. En los resultados que se presentan a continuación serán discutidos dichos aspectos.

La técnica está basada en el principio de la discriminación isotópica de ^{13}C y ^{12}C por las plantas durante la fotosíntesis (Balesdent y Mariotti, 1996). En promedio, las plantas con un ciclo fotosintético C3 tienen menores relaciones $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ en sus tejidos que las plantas con ciclo fotosintético C4. Según sea el ciclo fotosintético de la vegetación que ha crecido en un suelo durante un período determinado, la relación isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ de la MOS formada a partir de dicha vegetación tenderá a valores más cercanos a ella. La abundancia natural relativa de ^{13}C del COS, así como de la vegetación que lo genera, es medida en valores de $\delta^{13}\text{C}$ de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$\delta^{13}\text{C} = 1000 * (^{13}\text{C}/^{12}\text{C} - ^{13}\text{C}/^{12}\text{C}_{\text{PDB}}) / ^{13}\text{C}/^{12}\text{C}_{\text{PDB}} \quad [1]$$

Donde $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ es la relación isotópica de la muestra de suelo, y $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}_{\text{PDB}}$ es el valor de una muestra estándar (carbonato de calcio del Cretácico, de la Formación Pee Dee Belemnite). Los valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ difieren en función del ciclo fotosintético. Las especies C3 tienen valores promedio del orden de ~ -27 ‰, en tanto que las especies C4 dichos valores son en promedio ~ -12 ‰. Debido a que el COS generalmente tiene un valor de $\delta^{13}\text{C}$ cercano a la de la vegetación de la que se deriva, un cambio en la vegetación (C3 por C4, o C4 por C3) puede cambiar gradualmente el valor de $\delta^{13}\text{C}$ del suelo hacia los valores correspondientes a la nueva vegetación. Por lo tanto, esta técnica permite estimar la entrada de C al suelo

proveniente de la nueva vegetación. Las pasturas nativas uruguayas generalmente están constituidas por una mezcla de gramíneas con ciclos fotosintéticos C3 y C4, con predominancia de las especies que utilizan la vía fotosintética C4 frente a las C3 (Cayssials, 2010), mientras que eucalipto y pino tienen un ciclo fotosintético tipo C3. Es posible así calcular el aporte de la nueva vegetación (*eucalipto o pino*) al COS de acuerdo a la fórmula:

$$\alpha (\%) = 100 \times \frac{(\delta - \delta_0)}{(\delta_1 - \delta_0)} \quad [2]$$

Donde α es la proporción de C joven respecto al C total del suelo (esto es, C derivado de la nueva vegetación de eucalipto o pino, expresado en porcentaje), δ es el valor de $\delta^{13}\text{C}$ del COS a un tiempo $t=1$, δ_0 es el valor de $\delta^{13}\text{C}$ del COS a un tiempo $t=0$, y δ_1 es el valor de $\delta^{13}\text{C}$ de los restos de la nueva vegetación. De manera que a los efectos de los estudios realizados, δ fue el valor de $\delta^{13}\text{C}$ del COS bajo cada tratamiento (eucalipto o pino); δ_0 fue el valor de $\delta^{13}\text{C}$ del COS bajo la vegetación de pasturas nativas; δ_1 fue el valor de $\delta^{13}\text{C}$ de la nueva vegetación. En los estudios se ha asumido que la principal contribución al COS en los primeros estratos de suelo ha sido derivada de los productos de descomposición del mantillo. Se han estimado valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ para el mantillo de eucalipto de $-29,4\%$ (Hernández y Salvo, 2007), y para mantillo de eucalipto y pino de $-29,0 \pm -0,4\%$ y $-29,4 \pm -0,2\%$, respectivamente (Hernández et al., 2014). A mayores profundidades de suelo (en general superiores a los 5-6 cm), es de esperar una mayor contribución del sistema radicular de dichas especies. No se dispone de información relativa a la composición isotópica del C de las raíces de dichas especies, por lo cual se han considerado a los efectos de los trabajos los valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ de $-27,2$ correspondientes a la madera de eucalipto (Hernández y Salvo, 2007), y $-27,1 \pm -0,6\%$ y $-28,0 \pm -0,2\%$ para eucalipto y pino (Hernández et al., 2014).

Las concentraciones de COS y las relaciones $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ de las muestras fueron determinadas en un Analizador elemental Flash EA 112 acoplado a un espectrómetro de masas Finnigan MAT DELTAplus XL (Bremen, Germany). La precisión analítica para la concentración de COS y para los valores de $\delta^{13}\text{C}$ fueron 0,2% y 0,1‰, respectivamente. La abundancia relativa en ^{13}C está expresada en valores de $\delta^{13}\text{C}$.

3.1.3. Resultados y discusión

3.1.3.1. Primeros estudios realizados

Los primeros estudios en el país fueron realizados principalmente en plantaciones de *Pinus sp.*, en las cuales se evaluaron las concentraciones de carbono orgánico del suelo (COS) en diferentes horizontes del perfil de suelos, y en el suelo aledaño a la plantación, pero que había sido mantenido bajo manejo tradicional ganadero en base a la producción de pasturas nativas (Dieste, 1999). En dicho estudio no fueron encontradas diferencias claras en el COS entre ambos manejos o usos del suelo. Trabajos posteriores realizados en un primer turno de plantaciones de *E. globulus* con destino a la producción de celulosa (edad promedio 10 años), y plantaciones de *E. grandis* y *P. taeda* con destino a la producción de madera (edades promedio superiores a los 15 años), en las cuales también se compararon los dos usos del suelo (pastoril y forestal), no surgieron resultados significativos, siendo las tendencias variables según la especie (Cuadro 19, ítem 2.4.3.1) (Cabrera y Cal, 2006; Varela, 2009). Es importante destacar que en dichas plantaciones forestales se realizó el muestreo del suelo en la entrefila de plantación, la cual estuvo sujeta a ausencia o poca intensidad de laboreo. Sin embargo, se observó una leve tendencia hacia una mayor concentración de COS en el horizonte B de los suelos bajo manejo forestal de más de 10 años, comparados con la vegetación de pasturas. Dicho comportamiento ya había sido encontrado por Durán et al. (2001) y

García Préchac et al. (2001) en suelos arenosos ácidos del norte del país. Otros estudios, sin embargo, indicaron menores concentraciones de COS en suelos bajo forestación que sus pares bajo pasturas, principalmente en el horizonte A de los suelos (Céspedes, 2007).

Un aspecto importante a remarcar en cuanto al efecto de la implantación de montes sobre el contenido de COS, está relacionado con el laboreo preplantación y al tipo de laboreo realizado para la plantación (Delgado et al., 2006). El laboreo del suelo provoca la mineralización de las sustancias orgánicas. Este efecto, si bien es general para cualquier actividad agrícola, puede ser importante en los suelos forestales, dadas sus características de bajo contenido de COS y una mayor fragilidad de las sustancias orgánicas, debido al bajo contenido de arcilla, la cual tiene un rol de protección de las mismas. Trabajos realizados por Pérez Bidegain et al. (2001a) mencionaron una reducción en el contenido de COS de 7.5% para los primeros 15 cm de suelo en la fila de plantación, por efecto del laboreo y el cambio de uso del suelo de pasturas a plantaciones de eucalipto. Sin embargo, estas reducciones resultaron menores a las reportadas para suelos similares bajo agricultura con laboreo, los cuales oscilaron entre 33 y 53%, debido a la mayor frecuencia de intervenciones mecánicas en el suelo (Pérez Gomar y Bemhaja, 1992). No obstante, Delgado et al. (2006) concluyen que en el corto plazo la principal causa de disminución del COS son causados por los efectos de la intensidad del laboreo preplantación, y que aunque en el largo plazo puedan ocurrir modificaciones por efecto del cambio de vegetación, si los efectos del laboreo fueron importantes, estos perduran.

Con la excepción del estudio de García Préchac et al. (2004) y Pérez Bidegain et al. (2001a), los trabajos anteriormente mencionados hacen referencia a la concentración de COS obtenida a partir del análisis de una muestra tomada de todo el espesor de cada horizonte de suelo, lo cual no permitió discriminar diferencias en las concentraciones de COS que pudieran darse como consecuencia de una estratificación en las primeras capas del suelo, dada la existencia de un horizonte

orgánico (mantillo) en la superficie del suelo. Los primeros estudios tendientes a caracterizar mejor la distribución del COS en la profundidad del perfil realizaron un muestreo estratificado del perfil de suelo (Hernández y Salvo, 2007; Hernández, 2010). En la Figura 12 se indican los resultados correspondientes a la concentración de COS en un muestreo estratificado de los primeros 20 cm de del horizonte A de un Ultisol de la Unidad Rivera bajo tres manejos diferentes: pastoril (pasturas nativas), forestal con *P. taeda* (16 años) y forestal con *E. grandis* (23 años) (Hernández, 2010). Los resultados mostraron una diferencia significativa entre los manejos para el primer estrato de muestreo (0 a 3 cm). La misma indica una mayor concentración de COS en el suelo bajo manejo forestal, lo cual se asocia a la presencia del mantillo en superficie, el cual a través de su mineralización contribuye al aumento en el COS. En este estudio, a mayores profundidades de suelo no fueron encontradas diferencias significativas en la concentración de COS para los tres manejos de suelo (con excepción de valores significativamente mayores en pino a la profundidad de 9-12 cm).

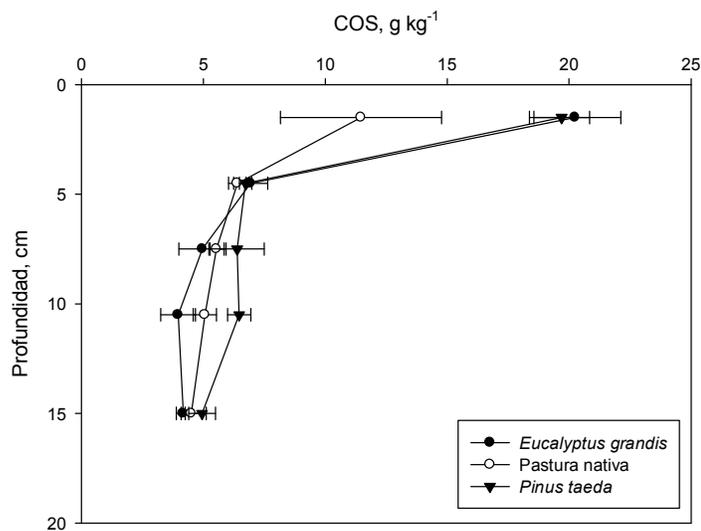


Figura 12. Porcentaje de carbono orgánico en los primeros 20 cm del horizonte A de un Ultisol de la Unidad Rivera bajo tres manejos diferentes: pastoril, forestal con *P. taeda* (16 años) y forestal con *E. grandis* (23 años).

3.1.3.2. Utilización de la abundancia natural de ^{13}C como apoyo a los estudios en la materia orgánica de suelos bajo forestación comercial

El primer estudio exploratorio realizado mediante la tecnología isotópica fue realizado en una forestación de *Eucalyptus dunnii* de 9 años (edad de cosecha) en un Alfisol arenoso de la Unidad Algorta (Altamirano et al., 1976), con uso agrícola previo (cultivos con laboreo convencional) durante varios años (Hernández y Salvo, 2007). En el Cuadro 21 se indican los valores de concentración de COS para los diferentes estratos de muestreo en el suelo bajo manejo pastoril y forestal.

Cuadro 21. Concentración de COS y proporción de C de la MOP en el total de COS en los diferentes estratos de muestreo para un Alfisol bajo manejo forestal (plantación de *E. dunnii*) y su par bajo manejo pastoril (pastura nativa).

Profundidad cm	Manejo forestal		Manejo pastoril	
	COS total g kg ⁻¹	C-MOP/COS %	COS total g kg ⁻¹	C-MOP/COS %
0 - 3	19,5	58	23,8	51
3 - 6	9,5	21	12,7	25
6 - 12	7,5	14	11,7	6
12 - 20	8,5	9	11,4	13
20 - 40	4,2	26	11,3	8
40 - 60	2,4	22	6,5	4
60 - 80	1,5	34	6,4	7

Los valores de COS del cuadro muestran menores contenidos de COS en el suelo que ha tenido uso agrícola primero y forestal después, respecto a los valores correspondientes al suelo bajo manejo pastoril. Desde el punto de vista de la distribución del COS en función de la profundidad, se observa en ambos casos una mayor concentración de C en los primeros 3 cm de suelo. No obstante, si bien en

ambos suelos se da una disminución de la concentración de COS con la profundidad, en el suelo bajo manejo pastoril es más gradual, en tanto que en el suelo bajo manejo forestal es posible observar una disminución hasta los 12 cm, con un aumento en el estrato siguiente, seguido luego por una nueva disminución. Esta segunda acumulación a mayor profundidad estaría sugiriendo un patrón de distribución de COS diferente bajo manejo forestal. Una hipótesis posible es que la presencia de raíces de los árboles esté contribuyendo a dicho aumento. Otra hipótesis sería la de un incremento de compuestos orgánicos producidos por mineralización del mantillo forestal, y su migración en profundidad, facilitada por la textura arenosa del suelo. En el Cuadro 21 se presenta también qué proporción del COS total se encontraba formando parte de la MOP. Dicha información no corrobora la primera hipótesis, dado que a dicha profundidad ocurre una disminución de la MOP. No obstante sí es posible constatar una mayor contribución de la MOP a mayores profundidades de suelo (presencia de restos radiculares), hecho que no ocurre bajo manejo pastoril. Bajo este manejo pastoril sí se destaca un aumento de la MOP en el estrato de 12 a 20 cm, y una disminución acentuada a continuación, lo cual está asociado a que a los 20 cm comienza un horizonte Bt de máximo desarrollo, lo cual es un impedimento importante para el desarrollo radicular de las pasturas.

Los resultados acerca de la abundancia natural de ^{13}C de dicho suelo mostraron valores de $\delta^{13}\text{C}$ más negativos en el total del COS correspondientes al manejo forestal con *E. dunnii* como especie C3, aunque no se descarta la posible contribución de especies C3 sembradas años previos a la instalación del monte (Cuadro 22). Por otra parte, dichos valores resultaron más negativos particularmente en las fracciones de la MOP > 50 μm , con relación al suelo bajo manejo pastoril, mientras que los valores para la MOAM < 50 μm fueron similares para ambos manejos. La mayor contribución de la vegetación de bosque, se encontró en la primera profundidad de suelo, con valores más negativos que los correspondientes a mayores profundidades. Esto estaría asociado a la contribución

de los productos de descomposición del mantillo del bosque. Trouvé et al. (1991), en un estudio similar realizado en el Congo coinciden en que las poblaciones de pino y eucalipto introducen una marcación isotópica importante en los primeros 5 cm de suelo, encontrando que en el curso de los primeros 20 años de plantación, la composición isotópica pasa de los valores característicos de plantas C4 de la región de pradera estudiada a valores típicamente empobrecidos en ^{13}C de especies forestales. Con el tiempo la materia orgánica derivada de la pradera disminuye, a la vez que comienza a predominar la proveniente de las especies forestales. Es importante notar también, que en coincidencia con los mayores valores de MOP a profundidades superiores a los 20 cm, los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de la fracción de MOP fina entre 200 y 50 μm fueron más negativos, lo cual estaría confirmando una contribución de las raíces de eucalipto al COS.

Cuadro 22. $\delta^{13}\text{C}$ de la MOS y sus fracciones hasta 80 cm de profundidad de suelo bajo manejo forestal (plantación de *Eucalyptus dunnii* de 9 años de edad) y bajo manejo pastoril (pastura nativa).

Profundidad (cm)	Manejo forestal				Manejo pastoril			
	COS †	MOP		MOAM	COS	MOP		MOAM
		>200	50 a 200	<50		>200	50 a 200	<50
$\delta^{13}\text{C}$ (‰)					$\delta^{13}\text{C}$ (‰)			
0 a 3	-21,8	-25,1	-23,7	-19,4	-18,5	-19,7	-18,8	-17,9
3 a 6	-18,4	-23,6	-20,6	-17,8	-17,1	-17,9	-17,6	-17,1
6 a 12	-17,2	-21,1	-19,9	-17,0	-16,6	-16,1	-18,1	-16,3
12 a 20	-16,9	-21,6	-18,8	-16,9	-15,5	-18,6	-17,2	-15,6
20 a 40	-16,4	-20,3	-19,7	-16,7	-15,4	-15,5	-16,9	-15,1
40 a 60	-16,6	-18,8	-20,9	-16,4	-16,1	-14,6	-17,5	-15,2
60 a 80	-16,1	-13,1	-20,5	-16	-16,2	-18,6	-17,2	-15,1

† COS: Carbono Orgánico del Suelo; MOP: Materia Orgánica Particulada; MOAM: Materia Orgánica Asociada a la Fracción Mineral.

En ambos manejos los valores de $\delta^{13}\text{C}$ disminuyen con la profundidad de muestreo (Cuadro 22). Dicho comportamiento según Balesdent y Mariotti (1996) se explica por existir un fraccionamiento isotópico durante la degradación microbiana de los restos vegetales, de tal manera que existe una preferencia de los microorganismos por el ^{12}C . Esto determina que el $\delta^{13}\text{C}$ del CO_2 respirado sea más bajo que el del sustrato, de manera que el ^{13}C se acumula en el suelo, aumentando así el valor de $\delta^{13}\text{C}$ de la MOS, resultante de los diferentes ciclos de degradación. De igual forma, los valores de $\delta^{13}\text{C}$ resultan más elevados al disminuir el tamaño de partícula de la MOS, debido a que los compuestos derivados de los tejidos microbianos o del metabolismo microbiano se acumulan en las fracciones finas (MOAM), en tanto que los compuestos tipo lignina (con valores de $\delta^{13}\text{C}$ más negativos) tienden a residir en las fracciones más groseras (MOP) (Boutton, 1996). En tal sentido, no se descarta que en el suelo bajo monte los valores algo más negativos en la MOAM puedan ser producto de la descomposición de restos orgánicos de los cultivos ocurridos durante la etapa agrícola del suelo, además de los posiblemente incorporados durante la etapa del monte.

Se realizó el cálculo del C joven aportado por la vegetación de eucalipto al COS para cada estrato de muestreo, de acuerdo con la ecuación [2]. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de la vegetación de eucalipto utilizados para el cálculo fueron los correspondientes al mantillo para la profundidad de 0 a 6 cm (-29,4‰), mientras que para las restantes profundidades se utilizaron los valores de $\delta^{13}\text{C}$ correspondientes a la madera (-27,2‰) en la medida de no contar con el valor correspondiente a las raíces. Trabajos realizados con otras especies de géneros diferentes a *Eucalyptus* indicaron una razonable equivalencia de los valores de tallo y raíces de especies arbóreas (Medina et al., 1991).

Tal como se indica en el Cuadro 23, para los estratos de muestreo de 0 a 3 cm y de 3 a 6 cm de suelo se pudo estimar una contribución de la vegetación de bosque al COS del orden del 30 y 10 %, respectivamente (Hernández y Salvo, 2007).

Por otra parte, este aumento se dio particularmente en las fracciones más groseras de la MOS (MOP), comparada con la vegetación de pradera natural (datos no mostrados). Se encontró que de los 99,1 Mg C ha⁻¹ acumulados en los 80 cm de suelo, un 8,5% correspondió a la nueva vegetación de eucalipto (9,3 Mg C ha⁻¹). Es importante notar también que si bien la contribución de la vegetación de monte disminuye a partir de la superficie del suelo, luego aumenta nuevamente en el estrato de 12 a 40 cm. Dicha profundidad corresponde al horizonte transicional y a la primera porción del horizonte Bt, lo que estaría explicado por el aporte de raíces, lo cual surge evidente de los valores más negativos de $\delta^{13}\text{C}$ de la MOP a dicha profundidad.

Cuadro 23. Carbono derivado de la vegetación de bosque (plantación de *E. dunnii* de 9 años de edad) y de la vegetación de origen (pastura nativa) para las diferentes profundidades de suelo en un Argisol de la Unidad Algorta.

Profundidad cm	COS† Mg ha ⁻¹	Proporción del C derivado de		Stock de COS derivado de	
		bosque	vegetación original	bosque	vegetación original
		%		Mg C ha ⁻¹	
0 a 3	8,77	30,2	69,8	2,65	6,12
3 a 6	5,26	10,6	89,4	0,56	4,71
6 a 12	9,47	4,7	95,3	0,44	9,03
12 a 20	15,24	12,0	88,0	1,83	13,41
20 a 40	36,70	8,5	91,5	3,12	33,58
40 a 60	17,35	4,5	95,5	0,78	16,56
60 a 80	6,35	-0,9	100,9	-0,06	6,40
	99,14			9,33	89,80

† COS: Carbono Orgánico del Suelo

En el otro estudio realizado en plantaciones de *E. grandis* y *P. taeda* de 8 años se evaluó la incidencia de la densidad de plantación (816, 1111 y 2066 plantas ha⁻¹) en la concentración de COS, $\delta^{13}\text{C}$ del COS, y stock de COS para diferentes estratos de suelo en los primeros 30 cm de suelo bajo manejo forestal, comparativamente al suelo bajo pasturas nativas (mezcla de gramíneas C3 y C4) (Hernández et al., 2016b). La distribución de la concentración de SOC con la

profundidad del suelo (0-30 cm) para las diferentes densidades de plantación de eucalipto y pino, y la vegetación nativa adyacente se indica en el Cuadro 24.

No se encontraron diferencias significativas en la concentración de COS para cada profundidad entre las diferentes densidades de eucalipto y pino, y el manejo bajo vegetación nativa, aunque se observó una tendencia hacia valores de concentración más bajos en los suelos bajo forestación de *Eucalyptus* y *Pinus*. La concentración de COS (0-30 cm) derivado de la vegetación nativa (mezcla de gramíneas) fue en promedio 9,58 g C kg⁻¹, comparado con valores promedio de 8.49 y 8,55 bajo eucalipto y pino, respectivamente. Estos valores indican una disminución neta (11% en promedio) en la concentración de COS con la forestación de 8 años de edad. Teniendo en cuenta los diferentes estratos de muestreo, se observó una disminución de la concentración de COS con la profundidad para los diferentes usos del suelo (pasturas, eucalipto y pino). Sin embargo, se observaron mayores diferencias entre el manejo pastoril y el forestal en el COS en los estratos superiores del suelo (0-15 cm), que a mayores profundidades. Esta disminución en el COS después de la sustitución de pasturas nativas por especies forestales indica que las pérdidas de C exceden sus entradas (Guo et al., 2008). Esta menor entrada de C se explica porque las raíces del árbol son fuentes relativamente menos importantes para la MOS, ya que gran parte del sistema radicular del árbol vive mayores años que el correspondiente a la pastura (Guo y Gifford, 2002). Complementariamente, durante los primeros 3 años de la repoblación forestal, es de esperar una relativamente escasa contribución de la biomasa forestal, y en consecuencia una baja acumulación de mantillo (Guo et al., 2007). Por lo tanto, la disminución inicial en el COS es consecuencia de la pérdida de C a través de descomposición, lo cual se compensa parcialmente con las ganancias en C de la producción de mantillo (Paul et al., 2002). Además, en el sitio de estudio, después del cierre del dossel, la pastura desapareció debido al efecto de sombreado y la acumulación de mantillo durante el crecimiento del bosque. Los estudios realizados en una plantación de 16 años de edad de *Pinus radiata* en Australia también

encontraron una pérdida de C del suelo, pero el C acumulado en las raíces contribuyó a compensar el COS perdido (Guo et al., 2007). La deposición anual de mantillo fue importante para el equilibrio neto de C.

Las diferentes densidades de plantación no tuvieron ningún efecto significativo sobre la concentración de COS a las diferentes profundidades para ambas especies (eucalipto y pino). No se observaron tendencias en términos de una recuperación de la concentración de COS para densidades de plantación más altas. No obstante, en otros trabajos se encontró que en plantaciones de mayor edad (> 10 años de edad) que las del presente trabajo se observó una mayor influencia del mantillo (horizonte O) en las concentraciones de COS del estrato superficial (Hernández et al., 2010; Aguerre y Demarco, 2012).

Sin embargo, se encontró un aumento en la concentración de COS en el suelo bajo forestación en relación con el suelo bajo pasturas (Cuadro 24), no sólo para el horizonte Bt, sino también para el horizonte AB. El aumento de la concentración de COS en la parte superior del horizonte Bt es frecuente en este tipo de suelos en Uruguay (Ultisoles) en condiciones prístinas, con pasturas nativas (Durán, 2013). Sin embargo, trabajos previos observaron la tendencia hacia un mayor incremento en el COS en suelos de pasturas que han sido forestados, planteándose la hipótesis acerca de la migración de los compuestos orgánicos originados vía descomposición del mantillo (Durán et al, 2001; García Préchac et al, 2004).

La caracterización de la abundancia natural de ^{13}C en el suelo bajo los diferentes manejos permitió profundizar en el conocimiento de la dinámica del COS. El valor promedio (0-30 cm) de $\delta^{13}\text{C}$ del COS, determinado para el uso pastoril, fue -16.39‰. Este valor indica una mezcla de especies C3 y C4 (gramíneas nativas), con cierto predominio de especies C4, ya que el valor de $\delta^{13}\text{C}$ es más cercano al valor promedio de -12 ‰ correspondiente a las especies C4 (Balesdent y Mariotti, 1996). Para las plantaciones de eucaliptos y pinos, los valores promedio (0-30 cm) de $\delta^{13}\text{C}$

del COS, fueron -17,54‰ y -17,21‰, respectivamente. Estos valores más negativos de $\delta^{13}\text{C}$ están relacionados con la incorporación de compuestos derivados de la descomposición del mantillo de especies C3, como el eucalipto y pino ($\delta^{13}\text{C}$ del mantillo: -29,0 ‰ y -29,4 ‰, respectivamente), o las raíces en descomposición, donde se consideran los valores de $-27,1 \pm -0,6\%$ y $-28,0 \pm -0,2\%$ para eucalipto y pino, respectivamente, tal como fue indicado anteriormente (Hernández et al., 2014).

Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ del COS determinado para el suelo bajo eucalipto y pino - a las diferentes densidades de plantación- y de la pastura nativa aledaña se indican en el Cuadro 25. Fueron encontradas diferencias significativas entre los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de las diferentes densidades de plantación de eucalipto y pino y los correspondientes al suelo bajo pastura nativa, para todas las profundidades de muestreo del horizonte A, lo que indica una mayor contribución de la vegetación de pino al COS. En el suelo bajo ambas especies forestales las diferencias en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ del suelo respecto al suelo bajo pastura fueron mayores en los estratos superiores (0-5 y 5-10 cm), lo cual se puede atribuir principalmente a los productos de descomposición derivados de la hojarasca (horizonte O). Se observó un claro aumento en los valores $\delta^{13}\text{C}$ con la profundidad del suelo, independientemente del uso del suelo (pasturas o forestación). Este hecho ya ha sido reportado por Balesdent y Mariotti (1996), con incrementos del orden de +3 a + 4 ‰ en 1 m de profundidad en suelos forestales tropicales. En nuestro caso, los valores $\delta^{13}\text{C}$ en las pasturas nativas aumento de -18,65 a -15,56 ‰ (+ 3,09 ‰) en los primeros 30 cm del suelo. A mayores profundidades (horizontes AB y Bt), los valores $\delta^{13}\text{C}$ fueron similares a los correspondientes a la profundidad de 30 cm para eucalipto y pino (-15,27 y -15,71 ‰, respectivamente). Este enriquecimiento en ^{13}C con la profundidad se explica por el fraccionamiento isotópico durante la mineralización de C (Balesdent y Mariotti, 1996; Lerch et al., 2011).

El stock de COS hasta la profundidad de muestreo fue inferior para el manejo forestal que para el manejo pastoril, pero dichas diferencias solo fueron significativas para los primeros tres estratos de muestreo (Cuadro 26). El stock de COS para los 30 cm superiores del suelo luego de 8 años de forestación del suelo de pasturas disminuyó de 40,9 Mg de C kg⁻¹ a 34,1 Mg C ha⁻¹. No hubo efectos significativos de la densidad de plantación para ambas especies (eucalipto o pino), aunque el COS total tendió a aumentar con la densidad de plantación de pino, mientras que el efecto contrario fue observado en los tratamientos de eucalipto. El stock de C en los horizontes AB y Bt muestran valores significativamente mayores en el suelo bajo forestación que en el suelo bajo pasturas, siendo superiores para el suelo bajo eucalipto. No se dispone de información sobre la concentración de COS entre 30 y 48 cm de suelo, pero si se asume la misma concentración de C y densidad aparente que las correspondientes a 30 cm, se puede calcular el C acumulado en dicha profundidad (11,48, 13,57 y 15,5 Mg C ha⁻¹ para la pastura nativa, eucalipto y pino, respectivamente). Teniendo en cuenta el perfil de 0 a 90 cm de profundidad del suelo, el stock de C acumulado sería de 94,66, 96,58 y 93,12 Mg C ha⁻¹ para la pastura nativa, eucalipto y pino, respectivamente. En este hipotético escenario, no habría diferencias entre los usos del suelo en términos de secuestro de carbono por pastura nativa o plantaciones jóvenes de eucalipto o pino.

Cuadro 25. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ en función de la profundidad de muestreo para una vegetación de pasturas nativas y tres densidades de plantación de *E. grandis* y *Pinus taeda* (816, 1111 y 2066 plantas ha^{-1}), y probabilidad de los contrastes entre tratamientos en un Luvisol de la Unidad Tres Cerros (Dpto. de Rivera).

Prof.	<i>Eucalyptus</i>			<i>Pinus</i>			Contrastes												
	PN	816	1111	2066	816	1111	2066	PN	E	PN	PN	PN	E1	E2	E3	P1	P2	P3	
								vs	vs	vs	vs	vs	(E2+E3)	vs	(E2+P3)	vs	vs	vs	
								†	P	E	P	P							
----- Árboles ha^{-1} -----																			
$\delta^{13}\text{C}$, ‰																			
cm																			
0 - 5	-18,64	-20,44	-20,41	-21,98	-21,37	-20,72	-20,57	<0,001	ns	<0,001	<0,001	<0,001	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
5 - 10	-16,98	-17,09	-17,78	-18,17	-18,65	-17,96	-18,09	<0,001	ns	0,017	0,001	0,001	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
10 - 15	-16,07	-16,33	-16,87	-17,05	-17,40	-16,52	-16,77	<0,001	ns	0,005	0,002	0,002	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
15 - 20	-15,46	-15,85	-16,22	-16,66	-17,24	-16,35	-16,16	<0,001	ns	0,010	<0,001	<0,001	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
20 - 30	-15,56	-16,23	-16,85	-17,28	-17,02	-15,71	-16,10	<0,001	ns	0,001	0,020	0,020	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
0 - 30	-16,38	-17,03	-17,50	-18,07	-18,12	-17,16	-17,30	<0,001	ns	0,001	<0,001	<0,001	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	PN			E			P												
cm	----- g C kg^{-1} -----																		
48 - 66	-15,27							ns	ns										
66 - 90	-15,71							ns	ns										

Nota: † PN: Promedio de pastura nativa adyacente a parcelas de *E. grandis* y *P. taeda*; F: forestación con *E. grandis* y *P. taeda*; E: *E. grandis* (promedio de las tres densidades); P: *P. taeda* (promedio de las tres densidades); E1, E2 y E3: *E. grandis* a 816, 1111 y 2066 árboles ha^{-1} , respectivamente; P1, P2 y P3: *P. taeda* a 816, 1111 y 2066 árboles ha^{-1} , respectivamente.

Cuadro 26. Valores de stock de COS en función de la profundidad de muestreo para una vegetación de pasturas nativas y tres densidades de plantación de *E. grandis* y *Pinus taeda* (816, 1111 y 2066 plantas ha⁻¹), y probabilidad de los contrastes entre tratamientos en un Luvisol de la Unidad Tres Cerros (Dpto. de Rivera).

Prof.	<i>Eucalyptus</i>			<i>Pinus</i>			Contrastes												
	PN	816	1111	2066	816	1111	2066	PN	E	PN	PN	PN	E1	E2	E3	P1	P2	P3	
								VS	VS	VS	VS	VS	VS	VS	VS	VS	VS	VS	
								F†	P	E	P	P	(E2+E3)	E3	(P2+P3)				
----- Árboles ha ⁻¹ -----																			
----- g C kg ⁻¹ -----																			
cm																			
0 - 5	9,44	7,19	6,68	8,07	5,55	8,19	7,55	0,015	ns	ns	0,035	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
5 - 10	7,74	6,48	6,00	5,33	4,89	6,29	7,27	0,033	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
10 - 15	6,38	5,69	5,01	4,33	3,74	5,56	5,77	0,035	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
15 - 20	5,93	5,69	5,03	4,07	4,26	5,54	5,81	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
20 - 30	11,34	12,15	10,57	9,22	8,29	11,68	12,27	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
0 - 30	40,85	37,20	33,32	31,04	26,74	37,26	38,69	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
	PN	E				P													
----- g C kg ⁻¹ -----																			
cm																			
48 - 66	11,48	15,50				13,57		0,001	0,016										
66 - 90	21,90	28,00				22,91		0,039	0,017										

Nota: † PN: Promedio de pastura nativa aledaña a parcelas de *E. grandis* y *P. taeda*; F: forestación con *E. grandis* y *P. taeda*; E: *E. grandis* (promedio de las tres densidades); P: *P. taeda* (promedio de las tres densidades); E1, E2 y E3: *E. grandis* a 816, 1111 y 2066 árboles ha⁻¹, respectivamente; P1, P2 y P3: *P. taeda* a 816, 1111 y 2066 árboles ha⁻¹, respectivamente.

Se calculó el carbono aportado por la vegetación de bosque al COS total (carbono joven), a partir de la ecuación [2] para cada profundidad de las diferentes densidades de plantación de eucalipto y pino. Para todas las profundidades de muestreo en el horizonte A se encontró una contribución del carbono joven al COS (Cuadro 27). El mayor porcentaje de carbono joven incorporado en los suelos forestados se produjo en la capa de 0-5 cm (16,8% y 24,7% para el promedio de las densidades de plantación de eucalipto y pino, respectivamente). En todos los estratos de muestreo hubo una mayor incorporación de carbono a partir de la vegetación de pino que de la vegetación de eucalipto, pero estas diferencias sólo fueron significativas para los estratos de muestreo 0-5 y 15-20 cm. El 37 y el 44% del C joven incorporado en la capa de 0-30 cm se encuentra en los primeros 5 cm del suelo bajo eucalipto y pino, respectivamente. En términos de stock de C, 3,3 y 4,0 Mg C ha⁻¹ fueron secuestrados en los primeros 30 cm de suelo bajo eucalipto y pino, respectivamente, a través de todas las densidades de plantación. Estos valores equivalen a un secuestro anual de 0,38 y 0,51 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ para eucalipto y pino, respectivamente. Si estas tasas de secuestro continuaran al mismo ritmo, las existencias de COS alcanzarían los niveles originales bajo pasturas después de 15 y 11 años para las plantaciones de eucaliptos y pinos, respectivamente. Considerando sólo la capa de suelo de 0-10 cm, el COS derivado de eucalipto y pino fue de 1,61 y 2,37 Mg C ha⁻¹, respectivamente. Estos valores indican un secuestro de COS de 0,20 Mg joven C ha⁻¹ año⁻¹ para *E. grandis* y 0,30 Mg joven C ha⁻¹ año⁻¹ para *P. taeda* (Figura 13).

Estos resultados no resultaron comparables con los 0.68 Mg C joven ha⁻¹ año⁻¹ incorporados de 0-10 cm de profundidad para *Pinus michoacana* obtenidos en plantaciones de 5 a 20 años de edad en condiciones climáticas similares (Luis-Mejía et al., 2007). Sin embargo, en este estudio, el uso previo del suelo fue la agricultura basada en el cultivo de maíz. Una posible explicación acerca de las diferencias con nuestro estudio podría estar relacionada con una mayor contribución de la nueva vegetación al COS cuando los suelos se cultivan durante muchos años con cultivos

agrícolas. En tal sentido, Hernández y Salvo (2007) mencionaron entradas de C de importancia en suelos con uso agrícola previo. En forestaciones de eucalipto de pastizales degradados en el sureste de Brasil, Lima et al. (2006) encontraron una acumulación media anual de 0,22 Mg joven C ha⁻¹ año⁻¹ durante un período superior a los 30 años (a 0-10 cm de suelo). Sin embargo observaron diferencias en la acumulación COS dependiendo de las regiones evaluadas, con valores más altos para los ambientes de mayor altitud topográfica. Como consecuencia, la acumulación se alcanzó su punto máximo a finales de la segundo-tercera rotación (dependiendo de la ubicación), variando entre 0,35 y 0,57 Mg joven C ha⁻¹ año⁻¹. En un clima tropical (Hawai), Binkley et al. (2004) reportaron valores más elevados para la acumulación de COS luego de una forestación con *E. saligna* en chacras con cultivos previos de caña de azúcar de 80 años (1,44 Mg joven C ha⁻¹ año⁻¹).

Si bien no se encontró una contribución del C joven en los horizontes AB y Bt, dado que los valores de $\delta^{13}\text{C}$ fueron muy similares entre las tres vegetaciones (pastura nativa, eucalipto o pino), fue observado un aumento del COS en dichos horizontes. Una hipótesis posible de dicho comportamiento surgiría sobre un fraccionamiento isotópico del C incorporado por los árboles, tal como fue mencionado por Balesdent y Mariotti (1996).

Aunque no se observaron diferencias significativas en el COS entre densidades de plantación para ninguna de las especies, se observó una tendencia hacia una mayor contribución del C joven a medida que aumenta la densidad de plantación en pino, en tanto que para eucalipto se observó la tendencia opuesta. Estudios complementarios sugieren un aumento en la acumulación de mantillo de pino en la medida de un aumento en la densidad de plantación, aspecto que no fue observado en eucalipto (Hernández et al., 2014).

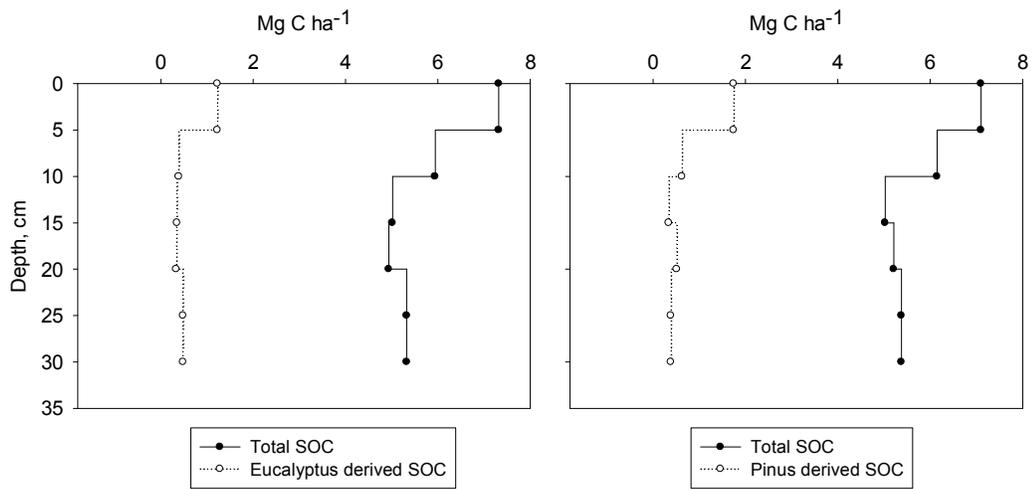


Figura 13. Stock total de COS y C derivado de la vegetación de eucalipto y pino en función de la profundidad de suelo. Valores promedio de las diferentes densidades de plantación.

Cuadro 27. Proporción del COS derivado de la vegetación de eucalipto y pino (de las diferentes densidades de plantación) en función de la profundidad.

Prof.	<i>E. grandis</i>					<i>P. taeda</i>					Contrastes					
	816 arb. ha ⁻¹	1111 arb. ha ⁻¹	2066 arb. ha ⁻¹	Media de densidad	816 arb. ha ⁻¹	1111 arb. ha ⁻¹	2066 arb. ha ⁻¹	Media de densidad	816 arb. ha ⁻¹	1111 arb. ha ⁻¹	2066 arb. ha ⁻¹	E vs P†	E1 vs (E2+E3)	E2 vs E3	P1 vs (P2+P3)	P2 vs P3
0 - 5	23,7	15,2	11,5	16,8	27,5	23,9	22,8	24,7	0,034	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
5 - 10	5,2	8,0	7,8	7,0	14,2	5,3	11,8	10,4	ns	ns	ns	ns	ns	0,021	ns	ns
10 - 15	8,4	6,0	5,2	6,5	7,5	5,4	7,5	6,8	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
15 - 20	8,1	4,7	4,7	5,8	10,5	11,0	7,5	9,7	0,024	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
20 - 30	9,7	9,4	7,1	8,7	8,7	7,2	6,6	7,5	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
0 - 30	10,8	8,7	7,2	8,9	12,9	10,0	10,5	11,1	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Nota: † E: *E. grandis* (promedio de las tres densidades); P: *P. taeda* (promedio de las tres densidades); E1, E2 y E3: *E. grandis* a 816, 1111 y 2066 árboles ha⁻¹, respectivamente; P1, P2 y P3: *P. taeda* at 816, 1111 y 2066 árboles ha⁻¹, respectivamente.

En plantaciones con edades superiores a los 10 años, se realizaron evaluaciones en diferentes rodales de *E. grandis* con edades superiores a los 15 años en cinco suelos de la zona litoral del país. El muestreo estratificado de suelo bajo manejo forestal y del suelo aledaño bajo pasturas, no mostró diferencias significativas en la concentración de COS en ninguno de los estratos (Figura 16) (Del Giorgio, 2014). Sin embargo, se observó una tendencia hacia valores superiores en el estrato de 0 a 5 cm. Dicho comportamiento es coincidente con lo observado por Hernández (2010) para plantaciones de *E. grandis* y *P. taeda* de edades superiores a los 15 años, en un Acrisol de Unidad Rivera (Figura 12).

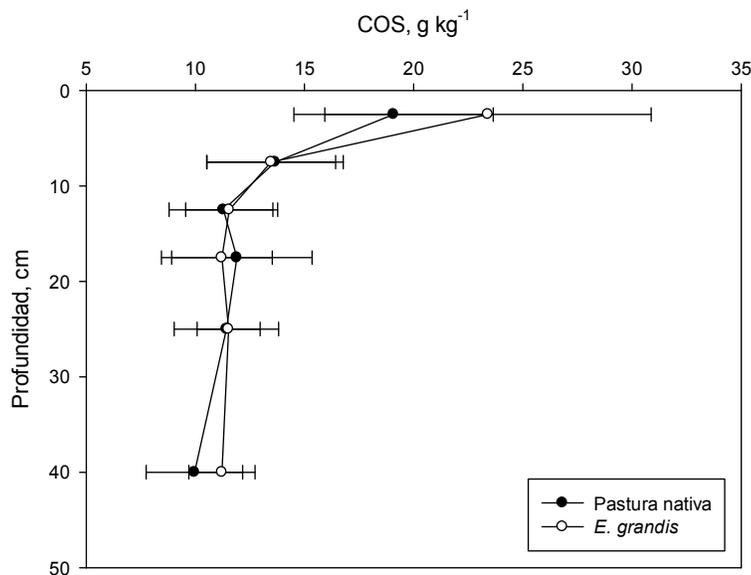


Figura 14. Concentración de COS en función de la profundidad de muestreo para plantaciones de *E. grandis* y pasturas nativas aledañas en suelos arenosos del litoral oeste de Uruguay.

Los valores de $\delta^{13}\text{C}$, sin embargo, resultaron significativamente más negativos para los estratos de 0 a 5 y 5 a 10 cm (Figura 15). Dichos resultados estarían nuevamente indicando una sustitución del carbono de la MOS, a expensas de compuestos derivados de la especie forestal. El haber observado una tendencia

hacia valores superiores de COS bajo forestación en los primeros 5 cm, sugiere que - además de sustitución- habría una tendencia a la ganancia en COS. Esta tendencia al aumento en los valores de COS en los primeros estratos de suelo de plantaciones de edades avanzadas (superiores a los 15 años) se apoya en lo observado Nieder y Nieder y Beibi (2008) quienes afirman que la descomposición de los restos de la biomasa aérea del árbol (mantillo) que se da sobre la superficie, y determina el aumento del COS en los primeros estratos, puede demorar de 1 y 6 años en integrarse al suelo. A mayores profundidades de muestreo (superiores a los 10 cm), los valores de $\delta^{13}\text{C}$ mostraron la tendencia a ser más negativos a los correspondientes a la pastura nativa, confirmando la tendencia en la sustitución del COS.

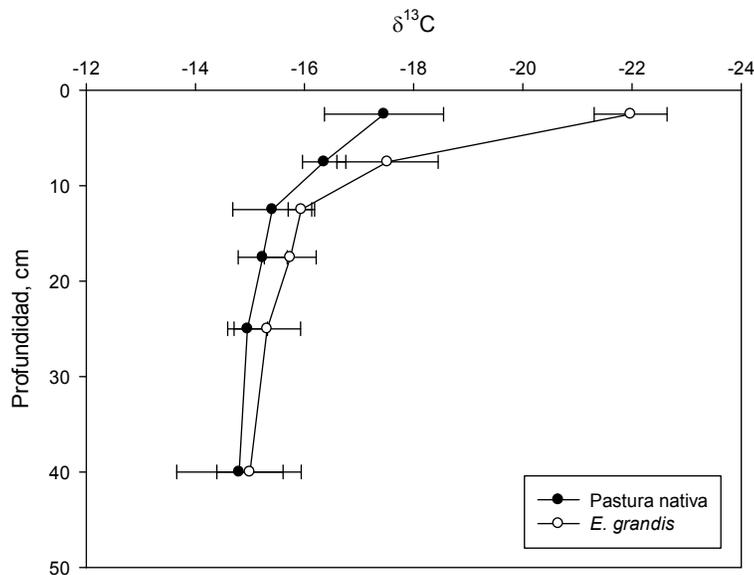


Figura 15. Variación del $\delta^{13}\text{C}$ en función de la profundidad de muestreo para plantaciones de *E. grandis* y pasturas nativas aledañas en suelos arenosos del litoral oeste de Uruguay.

Las diferencias en el stock de COS entre la Pastura nativa y la vegetación de *E. grandis* no mostraron diferencias significativas entre manejos de suelo (Cuadro 28). No obstante, la diferencia en el stock de COS de los primeros 5 cm de suelo

entre ambos manejos resultó en una tendencia a una ganancia neta de 2,3 Mg ha⁻¹ en el suelo bajo monte. Sin embargo, mediante las evaluaciones realizadas sobre la abundancia de ¹³C en ambos suelos, fue posible calcular una ganancia bruta de 5,7 Mg C ha⁻¹ proveniente de la vegetación de *E. grandis*, lo cual significa el 37,3 % del Stock de COS bajo monte efectivamente provino de la vegetación de eucalipto. Esto indicaría que el aporte de la vegetación de eucalipto no solo logró compensar las pérdidas de COS derivado de la pastura nativa, sino que tendió a incrementar el COS.

Cuadro 28. Stock promedio por estrato de COS para los dos usos del suelo, y carbono joven aportado por la vegetación de *Eucalyptus grandis*.

Profundidad	Pastura nativa	<i>E. grandis</i>	Carbono joven aportado por <i>E. grandis</i>	
cm	----- Mg C ha ⁻¹ -----		%	Mg ha ⁻¹
0 – 5	12,9a	15,2a	37,3	5,7
5 – 10	9,5a	9,4a	8,7	0,8
10 – 15	8,0a	8,2a	4,1	0,3
15 – 20	8,4a	8,0a	4,5	0,4
20 – 30	16,2a	16,4a	3,1	0,5
30 – 50	24,4a	27,8a	3,8	1,1
0 – 50	79,5a	84,9a	-	8,7

Nota: Valores seguidos por la misma letra no resultaron significativos.

En los estratos siguientes la contribución de la vegetación de bosque resultó ser bastante menor (inferior al 10% por estrato de muestreo). En los 50 cm evaluados del perfil del suelo, se encontró un aumento neto de 5,4 Mg C ha⁻¹ para el suelo bajo *E. grandis*, aunque mediante la abundancia de ¹³C pudo determinarse una ganancia bruta de 8,7 Mg C ha⁻¹ de COS derivado de la vegetación de eucalipto (aproximadamente 10 % del stock total promedio).

En el estudio realizado en un Acrisol de la Unidad Rivera, sujeto a tres manejos de suelo (una plantación de *E. grandis* de 23 años, una plantación de *Pinus taeda* de 16 años, y un área aledaña a ambas bajo campo natural -cuyos datos de concentración de COS en los primeros cm de suelo fueron presentados en la Figura

12- se realizó el estudio de la concentración de COS a mayores profundidades, así como la abundancia natural de ^{13}C en todo el perfil (Hernández, 2010). En la Figura 16 se indican los valores correspondientes a la concentración de COS y $\delta^{13}\text{C}$ para los diferentes estratos de suelo en los tres manejos.

Tal como ya fue mencionado anteriormente, se observó una alta estratificación del COS en el perfil, con una concentración elevada en las capas superficiales del suelo en los tres sistemas, pero particularmente en las plantaciones de eucalipto y pino, como consecuencia de la acumulación del mantillo en superficie con valores significativamente más elevados que para el suelo bajo pasturas. A partir de los 3 cm las diferencias entre los tres manejos se atenúan, observándose una disminución del COS con la profundidad hasta los 50 cm para los manejos bajo bosque y 70 cm para el manejo bajo pasturas nativas. A mayores profundidades que las mencionadas, hubo un aumento en la concentración de COS, mostrando una tendencia a ser superior en los tratamientos bajo pino y eucalipto para la profundidad promedio de 90 cm, mientras que a la profundidad promedio de 110 los tres manejos presentan valores de COS similares. Es importante notar que desde el punto de vista genético estos suelos presentan una acumulación de carbono en la parte superior del horizonte Bt (lo cual corresponde en este suelo a la profundidad de 90 cm). Sin embargo, de acuerdo con estos resultados, parecería ocurrir una mayor acumulación de COS para la vegetación de bosque. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ muestran diferencias significativas entre los tres manejos para casi todos los estratos de muestreo hasta los 50 cm de profundidad, con valores de $\delta^{13}\text{C}$ más negativos para los manejos bajo monte. Tanto eucalipto como pino son dos especies C3 con menor abundancia relativa en ^{13}C . La descomposición de restos de estas especies (mantillo, raíces) generó una marcación del COS, dando valores más negativos que los correspondientes a la pastura nativa. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de la vegetación nativa fueron intermedios entre los correspondientes a especies C3 y C4 ($\delta^{13}\text{C} = -17,18 \pm 0,37\%$ para los primeros 20 cm de suelo), lo cual indica que la composición botánica de las especies de esta pastura nativa está constituida por

una mezcla de especies de diferente ciclo fotosintético. Los valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ para el COS bajo eucalipto y pino en los primeros 20 cm de suelo fueron $-20,47 \pm 0,51\text{‰}$ y $-19,53 \pm 0,58\text{‰}$, respectivamente. Contrastando los valores de $\delta^{13}\text{C}$ con los del porcentaje de carbono en el suelo se puede inferir que en el primer estrato de suelo evaluado (0 a 3 cm) no sólo hubo una ganancia neta en el contenido de COS bajo monte, producto de la descomposición del mantillo, sino que además los porcentajes del COS derivados de la nueva vegetación de bosque fueron elevados (72,5 y 58,9% para *E. grandis* y *P. taeda*, respectivamente) (Cuadro 28). En los estratos siguientes hasta una profundidad de 70 cm (que coincide con el comienzo del horizonte Bt), la concentración de COS no mostró cambios significativos entre los tres manejos, aunque con valores ligeramente superiores para el suelo bajo pino (significativos a la profundidad promedio de 70 cm). Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ –no obstante- fueron más negativos bajo monte, lo que podría interpretarse como un efecto de sustitución del carbono orgánico del suelo generado durante la pastura por el carbono incorporado por los restos de las nuevas especies (eucalipto y pino). A los 90 cm se daría una tendencia hacia la ganancia neta de COS, principalmente en el manejo bajo pino. Esto confirmaría los resultados encontrados por Durán et al., (2001) y García Préchac et al., (2004), en el sentido de una ganancia de COS en los primeros cm del horizonte Bt, a expensas de la nueva vegetación de bosque.

Para la situación bajo estudio, se encontraron importantes aportes de la vegetación forestal al COS, los cuales no se restringieron solamente al primer estrato de muestreo (Cuadro 29). Es interesante destacar que si bien estos aportes disminuyen con la profundidad, luego fue observado un aumento en el estrato de 80 a 100 cm para *E. grandis* y en el estrato de 100 a 120 cm para *P. taeda*, lo cual se relaciona con los incrementos de COS a los comienzos del horizonte Bt, confirmando el aporte de la vegetación de bosque a dichas profundidades de suelo, en las cuales por haber un mayor contenido de arcilla, es posible estabilizar el COS.

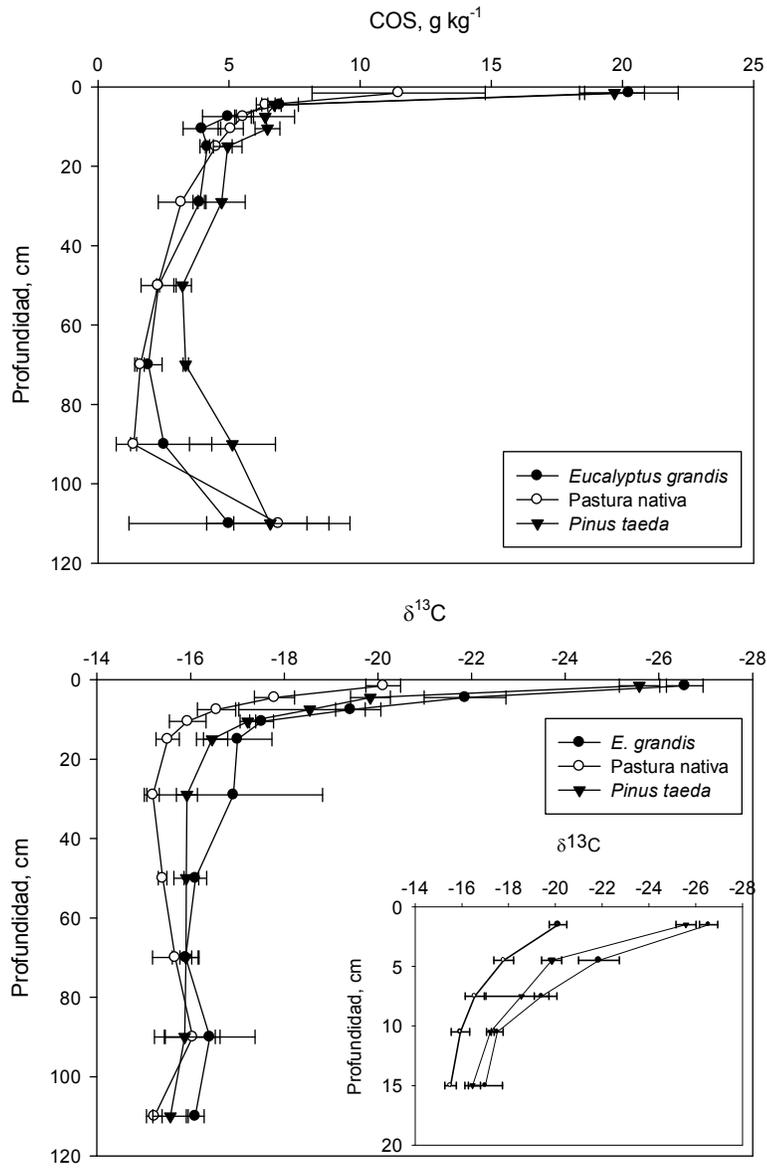


Figura 16. Valores de a) Concentración de COS y b) $\delta^{13}\text{C}$ en función de la profundidad en el perfil de un Acrisol de la Unidad Rivera, para tres manejos: *E. grandis*, *P. taeda* y pastura nativa.

Cuadro 29. Porcentaje del carbono aportado por la vegetación de bosque (*E. grandis*, *P. taeda*) al COS para diferentes profundidades de un Ultisol de la Unidad Rivera.

Profundidad	(†)Carbono derivado de	
	<i>E. grandis</i>	<i>P. taeda</i>
cm	%	
0 - 3	72,5	58,9
3 - 6	36,3	17,7
6 - 9	26,9	17,4
9 - 12	14,0	10,6
12 - 18	12,8	7,6
18 - 40	14,3	5,7
40 - 60	6,0	4,0
60 - 80	1,9	1,9
80 - 100	3,3	-1,4
100 - 120	7,3	2,7

(†) Cálculo realizado asumiendo valores de $\delta^{13}\text{C}$ de mantillo de *E. grandis* (-29.0‰) y *P. taeda* (-29.4‰) para las profundidades de 0-3 y 3-6 cm, y valores de $\delta^{13}\text{C}$ de madera de *E. grandis* (-27.2‰) y *P. taeda* (-28.0‰) para las restantes profundidades.

3.2. EFECTO DEL CAMBIO EN EL TIPO DE VEGETACIÓN –PASTURAS NATIVAS VS ESPECIES FORESTALES- EN LA DINÁMICA DEL NITRÓGENO EN LOS SUELOS

3.2.1. Introducción

El cambio en el uso del suelo, desde su antiguo uso ganadero y/o agrícola al forestal con inclusión de especies de rápido crecimiento y gran producción de biomasa puede generar cambios en la demanda de nutrientes y agua del suelo, así como en su pool de la MOS. Esto se debe a que los residuos de la nueva vegetación son distintos, tienen mayor relación C/N y diferente contenido de lignina, polifenoles, celulosa y ceras (Carrasco-Letelier et al. 2004; Sánchez, 2011). Se asume generalmente que la mineralización es parcialmente regulada por el tamaño,

actividad específica y composición de la biomasa microbiana. El paradigma establecido es que la población de microorganismos autóctonos metaboliza la fracción recalcitrante de la MOS, reproduciéndose lentamente, mientras que una población de zimógenos metaboliza la MOS lábil. Esta población aumenta sólo cuando el sustrato fresco está disponible y permanece latente cuando el sustrato fresco se agota (Kemmit et al., 2008). El contenido de agua y la temperatura del suelo tienen una gran influencia en la mineralización de la MOS del suelo. El conocimiento de las relaciones cuantitativas involucradas es esencial como base para predecir las cantidades de nitrógeno mineral liberadas por el suelo bajo determinadas condiciones climáticas (Stanford y Epstein, 1974).

A continuación se presenta la información de uno de los primeros trabajos realizados (Arrarte, 2010), el cual tuvo como objetivo evaluar el efecto del cambio de la vegetación sobre la calidad de la MOS y su mineralización, así como su relación con otros factores, como la humedad del suelo, la temperatura y la biomasa microbiana.

3.2.2. Metodología de estudio

Sitio del experimento.- El estudio fue llevado cabo mediante estimación de mineralización de N in situ e incubaciones en laboratorio en un Acrisol de la Unidad Rivera bajo tres manejos: pastura nativa (en base a gramíneas), una plantación de *Eucalyptus grandis* de 23 años y una plantación de *Pinus taeda* de 17 años. El período bajo estudio a campo abarcó 30 meses.

Experimento de campo - Mineralización "in situ".- Se seleccionaron 3 puntos de muestreo de suelo en cada vegetación. Para evaluar la mineralización neta se realizó una incubación a campo en los primeros 15 cm de suelo. En cada área de muestreo (las 3 distintas vegetaciones) se colocaron 2 tubos de incubación *in situ* por punto de muestreo, totalizando 6 tubos por vegetación. Los tubos de PVC, de 5

cm de diámetro y 15 cm de largo, contenían en la base una mezcla de 5 g resinas de intercambio catiónico (Dowex 50W-X8) y 5 g de resinas de intercambio aniónico (Amberlite IRA-400) colocadas en una bolsa de malla fina de nylon para permitir el pasaje de líquidos. Se selló la base del tubo con yeso, dejando en el centro de la base un orificio de 1cm de diámetro aproximadamente para el drenaje del agua. Estos tubos fueron luego enterrados en el suelo verticalmente, con la parte superior en contacto con la atmósfera, y cambiados por otro cada aproximadamente 85 días (período de incubación).

Muestreo y análisis de suelos.- En cada fecha de cambio de los tubos, se sacó una muestra del suelo aledaño a ellos, compuesta por 15 tomas de calador, a una profundidad de 0-15 cm, (coincidente con la profundidad de enterrado de los tubos. Los análisis de suelos se realizaron sobre muestras a humedad de campo, por lo que se se mantuvieron a 4°C hasta el momento del análisis. Las muestras de suelo se tamizaron a 4 mm previo al análisis químico. Para monitorear la temperatura del suelo se colocaron registradores automáticos de la temperatura bajo cada una de las distintas vegetaciones y a una profundidad promedio de 7,5 cm (dado que el estudio consideró los primeros 15 cm de suelo). Los mismos registraron la temperatura cada hora. Para evaluar la humedad del suelo se pesaron las muestras frescas, y luego se secaron a estufa por 48 hs a 105 °C, calculando el contenido de agua por diferencia entre peso fresco y seco.

Se analizó el nitrógeno mineral contenido en las bolsas con resinas de intercambio catiónico y aniónico, en la muestra de suelo que se encontraba dentro de los tubos, y en las muestras de suelo aledaño a los tubos o muestras de referencia. Para la determinación del N mineral en el suelo se agitó 20 g de muestra fresca de suelo con 100 mL de KCl 2M, por 1 hora. Para la determinación de N mineral en las resinas de intercambio catiónico y aniónico, se agitaron las resinas dentro de la bolsa con 100 mL de KCl 2M, por 1 hora. Se filtró y se colocaron otros 100ml de KCl 2M en el recipiente con las resinas para ser agitado 1 hora más. Por

último, se mezclaron ambos extractos. Se determinó N-NO₃ por colorimetría (540 nm), luego de la reducción de NO₃⁻ a NO₂⁻ a través de una columna de cadmio según la Reacción de Griess-Ilosvay (Mulvaney, 1996). El N-NH₄ se determinó colorimétricamente (660 nm) según el método de Berthelot (Rhine et al., 1998). El contenido de N mineral se calculó como la suma de N-NO₃ y N-NH₄ en el suelo y las resinas. Se realizó la corrección considerando el contenido de agua del suelo y para el caso del N mineral retenido por las resinas se calculó en base al volumen de suelo del tubo.

Se determinó la respiración microbiana, colocando 50 g de suelo de cada vegetación (eucalipto, pino y campo natural) a humedad equivalente a 70 % de capacidad de campo en frascos herméticos, a 25°C, con un recipiente en su interior que contenía NaOH 0.25 M. Se realizaron 2 repeticiones para cada tratamiento. También se colocaron 2 frascos herméticos con igual cantidad de NaOH 0.25 M sin suelo, a fin de descontar de los resultados el contenido de CO₂ del aire. Al término de la incubación, se tituló el NaOH 0.25 remanente con HCl 0.1M. Se realizaron mediciones sucesivas durante 24 días y se calculó la tasa de respiración utilizando el promedio de las mediciones, la cual se expresó en mg C-CO₂ kg⁻¹ de suelo.

3.2.3. Resultados y discusión

Durante el período en evaluación las temperaturas del suelo presentaron variaciones estacionales marcadas y entre vegetaciones, correspondiendo los valores más extremos a la pastura nativa, con las mayores temperaturas en el verano y las menores en el invierno. El suelo bajo pino presentó las menores variaciones, y el suelo bajo eucalipto tuvo un comportamiento intermedio. Esto se debió probablemente al sombreado de los árboles y la protección frente a los vientos. La humedad del suelo también presentó variaciones marcadas, con el menor contenido durante el verano. Los suelos bajo pino y pastura nativa no presentaron, en general, diferencias significativas entre sí, en tanto que el suelo

bajo eucalipto se mantuvo con menor contenido, especialmente en el invierno. Esto podría deberse a un mayor consumo de agua por los eucaliptos o a fenómenos de hidrofobicidad bajo vegetación de eucalipto (Ferreira et al., 2000). Estas variaciones en la humedad y la temperatura afectaron el proceso de mineralización de nitrógeno, donde se observó un aumento del nitrógeno mineralizado en la primavera tardía y una disminución durante el invierno (Figura 17). Dicha relación entre las tasas de mineralización de nitrógeno y su relación con los regímenes de humedad y temperatura del suelo están de acuerdo por lo mencionado por Owen et al., (2003). El suelo bajo pino presentó una tendencia estacional más clara, no obstante debido a la alta variabilidad en las cantidades de N mineralizado, no siempre las diferencias fueron significativas. Por otra parte, también se encontró que el suelo bajo pino produjo mayores cantidades acumuladas de nitrógeno mineral que el suelo bajo pastura nativa, y éste más que el suelo bajo eucalipto (267, 246 y 209 mg N kg⁻¹ de suelo, respectivamente). La baja mineralización en el suelo bajo eucalipto se relaciona posiblemente con el menor contenido de agua.

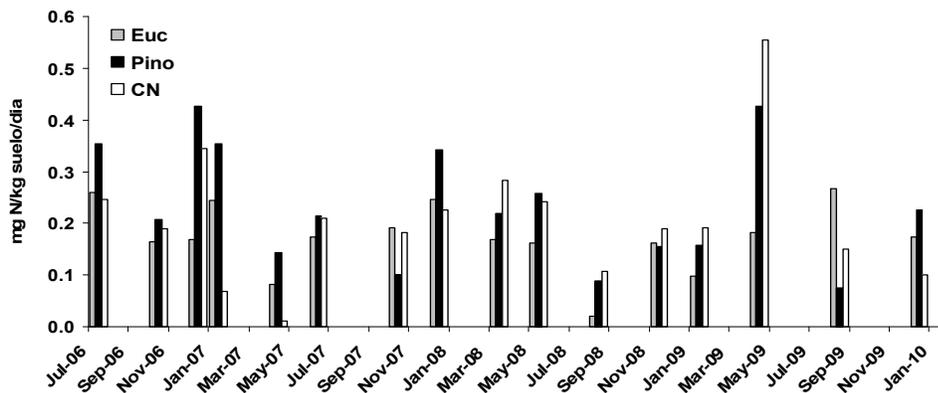


Figura 17. Evolución del N mineralizado durante el período julio 2006-diciembre 2009 en un Acrisol de la Unidad Rivera bajo tres manejos: pasturas nativas, plantación de *E. grandis* y plantación de *P. taeda*.

El experimento realizado en condiciones de laboratorio, con temperatura y humedad controladas, evaluó la evolución de C-CO₂ del suelo, no encontrándose diferencias significativas entre los tres manejos, aunque con una tendencia hacia

mayores valores en el suelo proveniente de la vegetación de pasturas nativas, seguida de los suelos provenientes de montes de eucalipto y pino (Figura 18). El nitrógeno mineral mostró las mismas tendencias que el carbono, mineralizando más el suelo con vegetación de pasturas nativas y una ligera superioridad de pino con respecto a eucalipto. El alto contenido de MOS en los suelos bajo pastura natural y el pH más alto, generando condiciones más favorables para la actividad microbiana, justificarían los datos obtenidos. Estos resultados se muestran discrepantes con los de mineralización de nitrógeno en las incubaciones in situ. Una posible explicación es que en el laboratorio se igualan los factores ambientales, temperatura y humedad, por lo que la mineralización de MOS se independiza de sus variaciones y puede estar más relacionada a cambios en la composición de las comunidades microbianas.

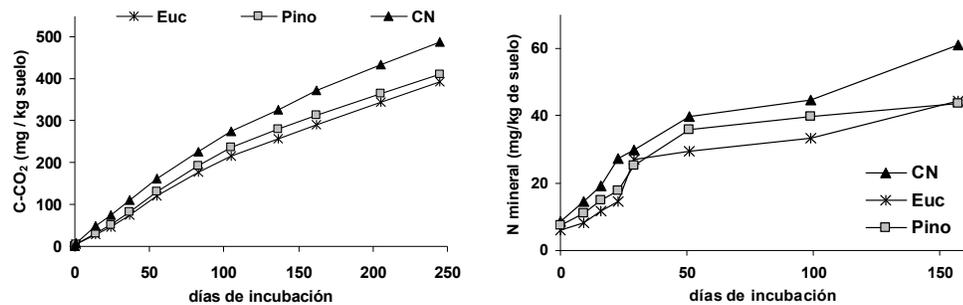


Figura 18. Evolución del C-CO₂ y del N mineral en los suelos bajo forestación de eucalipto, pino y campo natural incubados a 25°C.

3.3. EFECTO DEL CAMBIO EN EL TIPO DE VEGETACIÓN –PASTURAS NATIVAS VS ESPECIES FORESTALES- EN LOS PROCESOS DE HIDROFOBICIDAD DE LOS SUELOS ASOCIADOS A COMPUESTOS ORGÁNICOS

3.3.1. Introducción

Uno de los aspectos más preocupantes en torno a las plantaciones forestales comerciales radica en cuanto a la conservación del recurso agua del suelo. Existen

evidencias experimentales que indican que los suelos bajo vegetación de árboles presentan menores contenidos de agua que sus pares bajo pasturas nativas. Esto puede resultar como consecuencia de diferencias en la dinámica del agua en el sistema suelo-planta (evapotranspiración, infiltración, escurrimiento, y características de retención de agua por los suelos). Uno de los aspectos relacionados con la infiltración y retención de agua por los suelos está asociado a la capacidad de los suelos de retener o repeler a las moléculas de agua. Este comportamiento da lugar al fenómeno conocido como hidrofobicidad (water repellency) (Doerr *et al.*, 2000). Dicho proceso está asociado a la presencia de compuestos orgánicos producidos por cierto tipo de vegetación (o la descomposición de la misma por los microorganismos del suelo), lo cual determina el comportamiento hidrofóbico de los suelos. El cambio de vegetación (de pastoril a forestal) puede estar generando condiciones de mayor hidrofobicidad por parte de los suelos, lo cual contribuye a los cambios en la dinámica del agua en los sistemas forestales.

Fueron realizadas investigaciones preliminares con el objetivo de determinar la existencia del fenómeno de hidrofobicidad en suelos con diferentes manejos (plantaciones de pino, eucalipto y pastura nativa), así como identificar los grupos de compuestos que provocan la repelencia al agua (Rodríguez, 2008).

3.3.2. Metodología de investigación

Selección de suelos.- Los suelos seleccionados para este trabajo fueron de la zona norte del país (Acrisol de la Unidad Rivera), y del litoral oeste (Planosol de la Unidad Tres Bocas, departamentos de Río Negro).

Medida de la hidrofobicidad del suelo.- Las muestras de suelo extraídas del campo fueron secadas a 65°C, molidas y tamizadas a 2 mm. La determinación de la persistencia de la repelencia se realizó por el método WDPT (Water Drop Penetration Time) (King, 1981). Dicho método consiste en agregarle al suelo una carga de agua (5 mL), a través de un tubo cilíndrico de 20 mm de diámetro, apoyado en la muestra de suelo, y registrar el tiempo que ésta tarda en infiltrar.

Capacidad de retención de agua.- Se obtuvo la curva de retención de agua en muestras imperturbadas a 1, 3, 6, 10, 100, 500, 800 y 1500 kPa de acuerdo a Dane y Hopmans (2002).

Determinación de compuestos responsables de las características de repelencia al agua.- Para la identificación de los grupos de compuestos que causan la repelencia, se desarrolló la metodología descrita por Horne y McIntosh (2003). La extracción de los compuestos del suelo se realizó mediante la técnica de extracción Soxhlet (Llewellyn et al., 2004). Los 2 solventes de extracción usados son de diferente polaridad y naturaleza fisicoquímica, para determinar si extraían diferentes compuestos. Los solventes utilizados fueron una mezcla de isopropanol: hidróxido de amonio (70:30) (v:v); y acetato de etilo, los cuales se dejaron en reflujo durante 6 horas aproximadamente. Una vez que se obtuvieron los extractos líquidos, estos se concentraron a 40 °C a presión reducida en un rotavapor, para así tener los extractos secos, con los cuales se trabajó. Ambos extractos secos, se fraccionaron mediante extracción líquido-líquido en bola de decantación, para lo cual se agregó una mezcla de H₂O y CH₂Cl₂ (1:1), ajustando hasta pH 7 con HCl 37.5%. Se repitió el procedimiento tres veces, luego de las cuales se obtuvieron dos fases, una acuosa y otra orgánica (lipídica). De esta manera, para cada manejo y solvente había 2 muestras, una acuosa y otra lipídica.

Para la identificación de los grupos de compuestos responsables de la repelencia al agua en el suelo, a los extractos lipídicos se les realizó una TLC (Thin

Layer Chromatography o Cromatografía en Capa Fina) (Horne y McIntosh, 2003). La fase estacionaria que se utilizó fue una placa de silica gel, y la fase móvil una mezcla de n-hexano: éter etílico: ácido acético (80:20:1).

Al sembrar la muestra en la placa de silica gel, se sembraron también compuestos estándares, de conocida distancia recorrida. Los estándares que se utilizaron fueron: ácido oleico (Ácido graso $C_{18:1}$), esperma de ballena (a los efectos cualitativos de representar una cera, formada por mezcla de ésteres de alcoholes grasos con ácidos grasos), alcohol mirístico (Ácido graso C_{14}), parafilm (mezclas de hidrocarburos de cadena larga), ácido palmítico (ácido graso C_{16}) y colesterol como estándar de esteroides.

Los componentes de la muestra que presentaban grupos cromóforos, tales como ácidos grasos, hidrocarburos y esteroides, eran visualizados a simple vista por la formación de manchas. Sin embargo, aquellos compuestos que no tenían grupos cromóforos, eran visualizados por UV a 254 y 366 nm, mediante el tratamiento con un revelador inespecífico, tal como el Sulfato de Cobre ($CuSO_4$) en H_3PO_4 .

Para la identificación de los ácidos grasos y los hidrocarburos presentes en las muestras se utilizó la metodología por cromatografía gaseosa (GC). Las muestras sujetas a este análisis fueron concentradas y purificadas mediante cromatografía en columna. La fase estacionaria que se utilizó fue Florisil, y las fases móviles n-hexano, y una mezcla de diclorometano y ácido acético al 2% (CH_2Cl_2 : HAc, 100:2). Para el desarrollo de esta cromatografía se utilizó columna de vidrio de dimensiones 250 X 10 mm d.i, en donde se colocó la fase estacionaria, la cual se empaca homogéneamente suspendiendo en solvente, en este caso n-hexano, y luego se sembró la muestra a analizar por la parte superior. Las muestras que se sembraron en este estudio fueron las fracciones lipídicas que se obtuvieron al fraccionar el extracto seco, mediante extracción líquido- líquido en la bureta de decantación (descrito al comienzo). La fase estacionaria se cambiaba entre muestra y muestra. De esta manera, se obtuvieron 2 extractos líquidos por muestra, uno para cada fase móvil.

El extracto que se obtuvo en CH_2Cl_2 y HAc, fue utilizado para convertir los ácidos grasos en su éster metílico, mediante la reacción de esterificación, para luego poder analizarlos por cromatografía gaseosa. Al realizarse el análisis se utilizaron 3 estándares de ácidos grasos (ácido palmítico, oleico y esteárico), los cuales se analizaron en el cromatógrafo gaseoso a las mismas condiciones que se utilizaron posteriormente con los extractos.

Para la identificación de los ésteres de los ácidos grasos de la muestra, así como de los estándares, se utilizó un cromatógrafo gaseoso Shimadzu GC-8 con un detector FID (detector fotométrico de llama), con una columna HP-20M Carbowax 20M. El gas utilizado como gas carrier y make up fue el N_2 ; temperatura de detector e inyector: 220°C, con rampa de columna 100 a 200°C a 5°C/min.

3.3.3. Resultados y discusión

En la Figura 19 se muestran los valores del test Water Drop Penetration Time (WDPT) para tres manejos de un Acrisol de la Unidad Rivera (pastura natural, monte de *E. grandis* y monte de *P. taeda*). El comportamiento observado indica valores significativamente superiores de WDPT para los usos forestales que para la pastura nativa, lo cual se traduce en una mayor hidrofobicidad del suelo proveniente de vegetación de monte. Los valores del test WDPT para el manejo forestal se clasifican como ligeramente repelente al agua (rango entre 6 y 60 segundos de acuerdo con la clasificación de Dekker y Ritsema, 1994). Entre las dos especies forestales hubo una tendencia a ser más hidrofóbicos los suelos bajo plantaciones de pinos. Investigaciones previas (Doerr *et al.*, 2000) ya han mencionado que suelos bajo plantaciones de *Eucalyptus* sp. y *Pinus* sp. resultan más hidrofóbicos que los suelos bajo pasturas. Los autores mencionan que las plantas que están más comúnmente asociadas a la hidrofobicidad son árboles perennes, con una considerable cantidad de resina, ceras o aceites aromáticos como los *Eucalyptus* sp. y *Pinus* sp. Sin embargo en otro estudio, Doerr y Thomas (2000) compararon muestras provenientes de suelo bajo *Eucalyptus* sp. y *Pinus* sp., y comprobaron que

el suelo bajo *Eucalyptus* sp. presentó un mayor tiempo de infiltración al agua que el suelo bajo *Pinus* sp. Esta diferencia podía ser causa de la variación en el tipo de cargas y/o densidad, o tipo de moléculas orgánicas entre el suelo bajo pino y eucalipto. Este comportamiento indicaría condiciones para una más lenta infiltración de agua en los suelos bajo vegetación de bosque comparados con los suelos bajo vegetación de pradera natural. El análisis de compuestos hidrofóbicos en muestras de suelo provenientes de los tres manejos mostró que los compuestos orgánicos encontrados fueron similares, pero se encontraron en mayor proporción relativa en los suelos bajo manejo forestal. Varios estudios hacen énfasis en la falta de relación entre el comportamiento hidrofóbico de los suelos y el contenido de materia orgánica, indicando que no depende de la cantidad sino del tipo de materia orgánica que tenga el suelo (Doerr et al., 2000; Horne y McIntosh, 2003; Doerr et al., 2005).

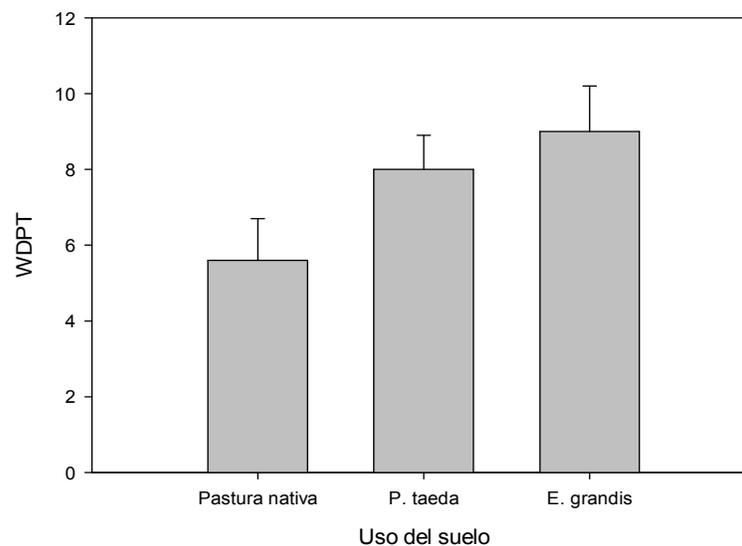


Figura 19. Tiempo de penetración del agua (WDPT) en muestras de suelo de un Acrisol de la Unidad Rivera, bajo tres manejos diferentes: pastura nativa, plantación de *Pinus taeda* y plantación de *Eucalyptus grandis*.

El cambio en el tipo de vegetación (de pastoril a forestal) y su efecto en el fenómeno de hidrofobicidad en los suelos tiene sus consecuencias en las características de retención de agua por los suelos. En un suelo del litoral oeste, bajo dos manejos –pastura nativa y una plantación de *E. dunnii*- se caracterizó la curva de retención de agua (Figura 20). Se encontró un contenido de agua significativamente mayor para todas las tensiones aplicadas bajo manejo pastoril que bajo la plantación de eucalipto, para los primeros 3 cm de suelo. En el segundo estrato de suelo (3 a 6 cm) los resultados no llegaron a ser significativos, aunque la tendencia general fue hacia un menor contenido de agua en el suelo bajo eucalipto que en el suelo bajo pasturas, para las mismas tensiones. En concordancia con estos resultados, el test de WDPT arrojó valores de 44 segundos para el suelo bajo *E. dunnii*, mientras que para el suelo bajo pasturas los valores promedio fueron de 11 segundos.

Los resultados encontrados coinciden con investigaciones previas realizadas en suelos de texturas livianas (Pérez Bidegain *et al.*, 2001a y 2001b; Salvo *et al.*, 2003). Estos autores habían observado una menor retención de agua en los primeros 5 cm del suelo bajo *Eucalyptus sp.* comparados con el suelo bajo pasturas. En el presente estudio no fue evaluado el comportamiento a otras profundidades de suelo (horizonte B). Estudios realizados por Delgado *et al.* (2006) indican que las diferencias en retención de agua entre manejos diferentes (pastoril o forestal) para el mismo suelo son aún mayores en el horizonte Bt.

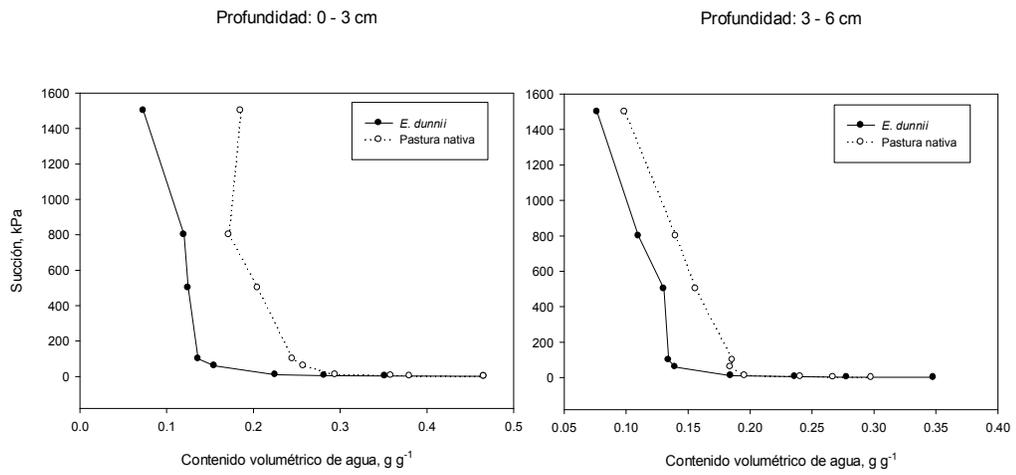


Figura 20. Curvas de retención de agua en un Argisol de la Unidad Tres Bocas para las profundidades de 0-3 cm y 3-6 cm, bajo dos manejos: pastura nativa y plantación de *E. dunnii*.

4. DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES

En las últimas décadas, el cambio en el uso de algunos suelos del Uruguay de pastoril/agrícola a forestal ha generado cambios en sus propiedades químicas (Delgado et al., 2006), físicas (Pérez Bidegain, 2001a, 2001b; García Préchac et al., 2004; Delgado et al., 2006) y biológicas (Sicardi et al., 2004; Carrasco-Letelier et al., 2004). Dentro de las propiedades químicas, aquellas relacionadas con la disponibilidad de los nutrientes esenciales para el crecimiento, ha sido de preocupación en medios productivos y científicos. Dichos cambios adquieren particular relevancia en virtud de las características de los suelos afectados al sistema de producción forestal comercial, basado en plantaciones para la fabricación de pulpa de celulosa (en base a especies del género *Eucalyptus*) y madera para aserrado (en base a especies del género *Eucalyptus* y *Pinus taeda*). Los suelos pertenecen a los órdenes Alfisoles, Ultisoles, Inceptisoles y algunos Molisoles (Soil Survey Staff, 2014), y presentan como características generales la de ser de baja fertilidad, la cual está asociada a sus bajos contenidos de arcilla y materia orgánica, lo que determina una baja disponibilidad natural de nutrientes (principalmente nitrógeno, fósforo y bases de intercambio, como calcio, magnesio y potasio). Tales características hacen a estos suelos más frágiles desde el punto de vista de los cambios que puedan operarse como consecuencia del establecimiento de sistemas con una alta demanda de nutrientes y escasas condiciones de reciclaje de los mismos, lo que finalmente estará afectando la sustentabilidad del sistema. Las plantaciones forestales constituyen un sistema de monocultivo, en el cual los turnos de plantación son variables según el destino de la producción (10 años en promedio para plantaciones con destino a la producción de celulosa, y 20 años en promedio para plantaciones con destino a la producción de madera para aserrado). En los últimos años, se ha comenzado a evaluar la factibilidad de un tercer objetivo de la producción forestal, y es la producción de biomasa con fines energéticos. Bajo estos esquemas de producción, la presión sobre los recursos suelo y agua muestra

diferencias importantes, siendo necesaria su cuantificación a los efectos de manejar los cambios que se estén operando, y mantener la sustentabilidad del sistema.

Otro aspecto que ha cobrado importancia es considerar a los sistemas forestales como potenciales captadores del CO₂ de la atmósfera (uno de los gases de efecto invernadero), y de esta manera contribuir a reducir el calentamiento global de la atmósfera. Si bien la biomasa vegetal es capaz de secuestrar importantes cantidades de carbono, se ha generado la interrogante acerca de la potencialidad de los suelos donde se realiza la producción forestal de capturar carbono en la MOS. Es así que ha surgido interés por evaluar la magnitud y sentido de los cambios que pueden operarse en el tipo de MOS y su distribución en el perfil.

Desde el punto de vista de los nutrientes, resulta importante conocer la extracción que realizan las plantaciones forestales de estos, qué cantidades son exportadas del sistema con la cosecha comercial, y cuánto es potencialmente reciclable a partir de la descomposición de los restos que quedan en el sitio. Este aspecto es clave a la hora de establecer un balance nutricional del sistema. Las exportaciones de nutrientes de un sitio forestal son dependientes de la biomasa producida y su concentración en nutrientes. De esta manera, la especie (Guo et al., 2002), la edad (Laclau et al., 2003; Santana et al., 2008), la densidad de plantación (Leite et al., 2010), el tipo de suelo (Turner y Lambert, 1986; Judd et al., 1996; Laclau et al., 2001; Laclau et al., 2004) así como de los métodos de cosecha utilizados (Laclau et al., 2012), pasan a ser determinantes de los nutrientes exportados y/o reciclados con operaciones de cosecha parciales (raleos) o totales (talas rasas). Nutrientes como nitrógeno, fósforo, calcio, magnesio y potasio pasan a ser los principales en este sentido (Herbert, 1996; Santana et al., 2000). La evaluación de la concentración de dichos nutrientes en la biomasa aérea de una plantación en edad de cosecha ha mostrado diferencias importantes entre los diferentes componentes de la misma, a saber, madera comercial, madera no comercial, ramas, corteza y hojas o acículas (dependiendo de la especie) (Hernández et al., 2009). Las concentraciones de nutrientes encontradas en la

madera comercial son las más bajas de todas las componentes mencionadas, ya que no se trata de tejidos en activo crecimiento que requieran una importante concentración de dichos nutrientes. Otro aspecto importante a destacar es la diferencia en concentración de nutrientes entre géneros (*Eucalyptus* vs *Pinus*), y dentro del género *Eucalyptus*, entre las especies (siendo *E. grandis*, *E. dunnii*, *E. globulus* y *E. maidenii*, las mayoritariamente plantadas en Uruguay). Generalmente se han encontrado concentraciones más elevadas de calcio, magnesio y potasio en madera comercial de *Eucalyptus* (Giosa, 2009; Varela, 2009; González, 2008; Hernández et al., 2009; Hitta y Lorenzo, 2012; Yussim, 2013; Hernández et al., 2013), mientras que nitrógeno y fósforo tienden a estar en concentraciones más elevadas en *Pinus taeda* (del Pino et al., 2009; del Pino et al., 2012). Calcio ha sido el nutriente encontrado en concentraciones particularmente elevadas en la madera de *Eucalyptus*, aunque con mayores variaciones que otros nutrientes. Dichas variaciones surgen en parte de la diferencial capacidad de suministro del nutriente por parte del suelo, lo que ha sido determinado para la misma especie creciendo en diferentes sitios. Por otra parte, se han encontrado también diferencias entre especies del género *Eucalyptus* en cuanto a las concentraciones de nutrientes, siendo éstas mayores para *E. grandis* y *E. dunnii*, particularmente en cuanto a calcio, magnesio y potasio (Giosa, 2009; Hernández et al., 2009; Hitta y Lorenzo, 2012; Yussim, 2013). En *Pinus taeda* –como fue mencionado- se observaron menores concentraciones de dichos elementos en la madera, lo cual además de ser una característica del género, es afectada por el tipo de suelo, ya que las zonas donde se planta la especie generalmente presentan los suelos de más baja fertilidad del país.

Los restos de cosecha mostraron mayores concentraciones de todos los nutrientes, con la excepción de las ramas gruesas, las cuales tuvieron concentraciones similares a la madera comercial, con mayores concentraciones de calcio, magnesio y potasio para las ramas de eucalipto, y de nitrógeno y fósforo para las correspondientes a pino. Las hojas de eucalipto y las acículas de pino fueron el componente de cosecha con mayores concentraciones de nitrógeno,

fósforo y potasio. Sin embargo calcio, y en menor medida magnesio, se encontraron en elevadas concentraciones en la corteza de eucalipto (Hernández et al., 2009).

La exportación de nutrientes desde el sitio de cosecha es función de las variaciones en las concentraciones de nutrientes de la madera y la producción de biomasa comercial. Esto depende –como ya se mencionó- de la especie en cuestión y de la calidad del sitio forestal, así como de la proporción de la biomasa producida que es exportada desde el sitio. En términos promedio se ha encontrado que una cosecha comercial para la producción de pasta de celulosa o madera para aserrío (tala rasa), el 70% de la biomasa producida lo constituye la madera comercial descortezada que es retirada del sitio, mientras que el 30% restante lo constituyen los restos de cosecha, que permanecen en él (hojas/acículas, ramas y corteza). Por otra parte, también se ha encontrado que en términos promedio para diferentes especies, 27% de los nutrientes absorbidos por la plantación son exportados con la biomasa comercial, en tanto que 73% de ellos (variable según el nutriente) se mantienen en el sitio dentro de los diferentes componentes de cosecha (González, 2008; Hernández et al., 2009). Dichas proporciones se reducen cuando se trata de raleos comerciales, en los cuales algo más del 50% de la biomasa de cosecha es exportada desde el sitio, con el consecuente menor retiro de nutrientes del mismo (del Pino et al., 2009). Estas proporciones muestran que desde el punto de vista de las exportaciones de nutrientes las cantidades retiradas desde el sitio no son de gran magnitud. A modo de ejemplo, valores promedio de extracciones de plantaciones de especies del género *Eucalyptus* indican que para un rendimiento de madera comercial de 144 Mg ha^{-1} fueron retirados desde el sitio -al término de los 9 años de crecimiento- 132, 19, 86, 240 y 98 kg ha^{-1} de nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio, respectivamente (Hernández et al., 2009). No obstante, es importante considerar que los cambios en la operativa de cosecha, como no realizar el descortezado en el sitio, incrementa notoriamente la exportación de nutrientes, particularmente calcio, potasio y magnesio. En un escenario donde se realice la exportación casi total de la biomasa con fines energéticos, aumenta drásticamente

la exportación de nutrientes. A modo de ejemplo, mientras en una cosecha comercial de eucalipto con descortezado en el sitio las exportaciones promedio de calcio son del orden del 17% del calcio absorbido, si la madera comercial es retirada del sitio junto con la corteza, dicho porcentaje se incrementa al 76%. Y si la producción tiene como objetivo la producción de biomasa con fines energéticos, se terminaría retirando el 92% del nutriente. Esto resulta de importancia, ya que dichos nutrientes no son generalmente aportados por la fertilización comercial. Por otra parte, los suelos donde actualmente están establecidas las plantaciones comerciales son los suelos del país más pobres químicamente, lo cual acrecienta el problema y puede llegar a comprometer la sustentabilidad del sistema. De lo anterior surge la importancia de mantener en la medida de lo posible los restos de cosecha en el sitio, con la finalidad de reducir la exportación de nutrientes desde el sitio. Su potencial reciclaje al suelo permitirá contribuir a la disponibilidad de nutrientes de la futura replantación, así como mantener los niveles de nutrientes disponibles en el suelo en valores aceptables. En el caso de los raleos comerciales, los nutrientes presentes en los restos podrán ser reciclados a la plantación que continúa en pie hasta su tala rasa (del Pino et al., 2009).

El reciclaje de los nutrientes al suelo es la resultante del proceso de descomposición de los restos de cosecha. Dicho proceso será altamente dependiente de cuatro factores: la estructura física y química de los restos, las condiciones climáticas imperantes durante el período de descomposición (temperatura, humedad, radiación), el manejo que se realice de los restos (picado, incorporación o no al suelo), y el tiempo durante el cual transcurre dicha descomposición (Sánchez, 2011). Desde el punto de vista de los restos, el estado físico (tamaño y calibre del resto), así como la constitución química (proporción de carbono soluble y nitrógeno total, relación C/N, contenido de lignina y polifenoles) determinan la velocidad con que dichos restos se descomponen. A modo de ejemplo, en lo que resulta la práctica normal de manejo de los restos de cosecha, que son dejados sobre la superficie del suelo sin incorporarlos, al término de 24 meses se

perdió el 83, 35, 33 y 22% de la biomasa de hojas, ramas finas, madera no comercial y corteza de una cosecha de *E. dunnii*, lográndose en promedio una descomposición del 40 % de la biomasa de restos (Hernández et al., 2009). Dichas diferencias radican en los factores anteriormente mencionados, destacándose las hojas como la fracción de menor porte, y mayor contenido en carbono soluble y nitrógeno, lo que determina también una relación C/N más baja de todos los restos, y mayor susceptibilidad a la descomposición microbiana. Los restantes restos mostraron tasas de descomposición más bajas, asociadas a tamaños de partículas de mayor porte, así como a relaciones C/N más elevadas, y presencia de polifenoles y lignina. Estas características también marcan diferencias en las tasas de descomposición para fracciones similares entre los géneros *Eucalyptus* y *Pinus*, donde a modo de ejemplo, las ramas gruesas de pino muestran mayor susceptibilidad a la descomposición al inicio que las de eucalipto, probablemente por absorber mayor contenido de agua. También, dentro del género *Eucalyptus* fueron encontradas diferencias entre especies, siendo los restos de *E. globulus* de más lenta descomposición que otras especies del mismo género (González, 2008; Sánchez, 2011).

Los factores climáticos mostraron su incidencia en el proceso de descomposición de los restos. Las temperaturas más elevadas (y su alternancia), así como los períodos lluviosos, determinaron mejores condiciones para la descomposición microbiana (del Pino et al., 2015). También fue observada la incidencia de la radiación solar, ya que los restos de la misma especie (*Pinus taeda*), expuestos a la radiación solar, mostraron una mayor tasa de descomposición que los mismos restos mantenidos bajo el dosel del bosque.

El manejo que se realiza de los restos de cosecha marcó diferencias en las tasas de descomposición de los mismos. La posibilidad de su incorporación al suelo permite que los procesos de descomposición de los mismos se acelere, particularmente aquellos de más difícil descomposición (corteza y ramas gruesas), a través de un aumento en las tasas de descomposición (Hernández et al., 2016).

Uno de los componentes no considerado como resto de cosecha, pero importante desde el punto de vista de compartimento donde se alojan nutrientes, es el mantillo del bosque. Si bien los resultados que se disponen son escasos, se ha observado que el mantillo de eucalipto constituye una fuente importante de nutrientes como calcio, potasio y magnesio (Hernández et al., 2008, 2009). Se ha observado una tasa de descomposición más elevada que la correspondiente a corteza y ramas, en virtud de ser un material que ya se encuentra con cierto estado de degradación, y que al estar en contacto con el suelo mantiene mayor humedad, y por consiguiente es colonizado con mayor facilidad por microorganismos del suelo. Para el mantillo de pino se encontró una menor tasa de descomposición, posiblemente por ser un material más pobre y con menor contenido de compuestos solubles.

Los modelos de descomposición ajustados corroboraron las diferencias en las tasas de descomposición de los diferentes restos para diferentes especies. Los parámetros de los modelos ajustados (tasa de descomposición, vida media) permiten ser utilizados en estudios de cuantificación del tiempo de residencia de los restos de cosecha, y más directamente, del tiempo de residencia del carbono en el sistema, lo que puede resultar de interés en la modelización de la evolución del carbono en el sistema (González, 2008; Hernández et al., 2009; Sánchez, 2011).

El ciclaje de nutrientes a partir de los restos es altamente dependiente de las tasas de descomposición de los restos, del nutriente en consideración (particularmente qué tipo de compuestos forma dentro de las estructuras vegetales) y de la existencia de mecanismos de pérdidas durante el proceso de descomposición (particularmente importantes para nitrógeno). Como resultado de los estudios de descomposición de restos realizados para especies de *Eucalyptus* y *Pinus taeda*, se han encontrado comportamientos generales a destacar (González, 2008; Hernández et al., 2009; del Pino et al., 2015).

El nutriente que retorna al suelo con mayor eficiencia y rapidez es el potasio, donde en general más de la mitad del mismo ha retornado al suelo durante el primer año de descomposición de los restos. Esto está determinado por el hecho de no constituir ningún compuesto orgánico que deba ser degradado ni compuestos insolubles dentro de los tejidos vegetales, siendo lixiviado eficientemente desde los restos en la mediada de la rotura de las estructuras celulares.

El nitrógeno es un nutriente que forma parte de compuestos orgánicos dentro de los restos. Esto determina que su liberación a partir de estos deba ser mediada por el proceso de descomposición, a través del cual el nitrógeno pase a formar compuestos orgánicos solubles o formas minerales. Se ha observado que el contenido de nitrógeno de los restos tendió a aumentar durante el proceso de descomposición de los mismos, excepto para las hojas de eucalipto y –en menor medida- para las acículas de pino. El hecho de que las hojas y acículas no solo mostraran mayores concentraciones de nitrógeno que los otros restos, y en consecuencia, relaciones C/N más bajas, también presentaron mayor contenido de carbono soluble, lo cual favoreció la descomposición del resto, y la liberación de nitrógeno. Sin embargo, no es posible afirmar que el nitrógeno liberado del resto haya sido incorporado al suelo, dado que durante el proceso de descomposición operan mecanismos de pérdidas gaseosas de nitrógeno (principalmente N_2O), difíciles de cuantificar. En los restos más groseros (ramas y corteza), con mayores relaciones C/N, se observó un aumento de la concentración de nitrógeno del resto, a expensas del nitrógeno mineral del suelo, lo cual indica la presencia del proceso de inmovilización de nitrógeno. Esto determinó también un retraso en la descomposición de dichos restos, y en la liberación de nitrógeno de los restos. Una excepción lo constituyen las ramas gruesas de pino, en las cuales la liberación de nitrógeno fue la más rápida para los restos de cosecha de pino. Esto estaría relacionado a la mayor tasa de descomposición de este tipo de resto (del Pino et al., 2015).

Otro nutriente de lenta liberación a partir de los restos fue el calcio, donde se observaron algunas diferencias entre especies (*Eucalyptus* vs *Pinus*). En general al comienzo de la descomposición de los restos, las concentraciones de calcio en ellos aumentaron, lo que indicaría que su liberación no resultó como consecuencia de la descomposición de los restos. La liberación de calcio de los restos de eucalipto fue muy lenta (en promedio, 32% al término de 24 meses), siendo las hojas las que liberaron mayores proporciones durante el período (Hernández et al., 2009). Por el contrario, en pino la liberación de calcio fue mayor (en promedio 51% al término de 26 meses), siendo las ramas gruesas las que mostraron la mayor tasa de liberación del nutriente. De cualquier manera, el calcio liberado a partir de los restos sería totalmente disponible para la plantación en pie o la futura replantación.

La liberación de fósforo y magnesio de los restos acompañó en general el proceso de descomposición de los restos, siendo más gradual en eucalipto que en pino, donde en este último se aceleró hacia el segundo año (Hernández et al., 2009). De igual forma que para otros restos, para eucalipto fueron las hojas los restos que liberaron más rápidamente los nutrientes, en tanto que en pino fueron las ramas gruesas quienes liberaron más rápidamente los nutrientes.

La liberación de nutrientes a partir de la descomposición del mantillo de *E. dunnii* y *P. taeda* mostró una mayor tasa de liberación por parte del mantillo de eucalipto, tanto en términos absolutos como relativos. Esto fue particularmente importante para nutrientes como potasio, calcio y magnesio (Hernández et al., 2009; Hernández et al., 2015).

La incorporación de los restos de cosecha al suelo, al mejorar la descomposición de los mismos por mejorar el contacto con el suelo, aumentó también la tasa de liberación de nutrientes de parte de ellos, aunque con variaciones según el nutriente (Hernández et al., 2016). Para potasio y magnesio no fueron observados muchos cambios, en tanto que fósforo mejoró la liberación a partir de los restos. Para el calcio se observó un comportamiento similar, pero con

una mayor variabilidad. Finalmente, en cuanto a nitrógeno se continuó observando el proceso de inmovilización de nitrógeno con la incorporación de los restos al suelo, excepto para las hojas. Este hecho es importante, ya que tratándose de una replantación sería importante compensar dicha inmovilización vía aporte de nitrógeno mineral por fertilización.

Si se consideran los valores promedio de absorción total de nutrientes de cuatro especies de *Eucalyptus* (Cuadro 6), y bajo la hipótesis de que dichos nutrientes son absorbidos en cantidades constantes anualmente, esto es, en cantidades iguales cada año de los diez que dura la plantación, en dos años serán absorbidos 65, 7, 67, 280 y 31 kg ha⁻¹ de nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio, respectivamente. En un período de descomposición de restos de *E. dunnii* de dos años fueron liberados 170, 17, 225, 150 y 54 kg ha⁻¹ de nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio, respectivamente. Esto indicaría que bajo esta hipótesis la replantación de eucalipto podrá hacer uso de la mayoría de los nutrientes reciclados a partir de la descomposición de los restos (excepto calcio). No obstante, debe tenerse en cuenta que para nitrógeno no puede asegurarse que todo el nitrógeno liberado estará disponible para la replantación, debido a la existencia de mecanismos de pérdidas de nitrógeno durante la descomposición de los restos. Por otra parte, es importante también tener en cuenta que los nutrientes que aun permanecen en los restos estarán disponibles en algún momento para la nueva plantación.

El cambio en propiedades químicas del suelo, como acidez y contenido de bases resultó evidente tanto para plantaciones de corta duración (10 años) como de mayor duración (mayores a 15 años) (Delgado et al., 2006, Cabrera y Cal, 2006; Varela, 2009). En ambas situaciones, al comparar el uso pastoril del suelo con el uso forestal (*Eucalyptus* y *Pinus*) se encontró un aumento de la acidificación en el horizonte A del suelo, y una disminución en el contenido de bases de intercambio, como calcio, magnesio y potasio. Plantaciones de mayores edades mostraron que estos cambios también afectaron al horizonte B de los suelos. Los cambios en el pH

significaron una disminución del orden de 0,5 a 0,8 unidades de pH (en función del tipo de suelo y la duración de la plantación). De la misma manera, la disminución en el contenido de bases también fue dependiente del tipo de suelo y duración de la plantación, siendo más acentuada en suelos más pobres químicamente y con turnos de plantación más largos. Sin embargo, también fue observada una distribución diferente de los nutrientes en el perfil de suelo, encontrándose una importante influencia del mantillo del bosque en reciclar cationes al suelo, determinando así que en los primeros estratos de muestreo (5 cm) los contenidos de calcio, y en menor medida magnesio, presentaron mayores concentraciones que en el manejo bajo pasturas. Dicho comportamiento también fue observado al realizar el muestreo de suelos en los cuales se habían dejado los restos de cosecha a descomponer en superficie. El enterrado de los restos incrementó los contenidos de calcio y magnesio respecto a cuando los restos fueron dejados en superficie, lo cual aseguró una mayor disponibilidad de estos nutrientes para una replantación. La remoción de los restos del sitio de cosecha tuvo implicancias negativas, encontrándose niveles de cationes más bajos que cuando fueron dejados en el sitio. Esto tiene implicancias desde el punto de vista nutricional en la medida que se realice la exportación total de restos del sitio, tal como sería la situación de producciones de biomasa con el objetivo de generación de energía, donde se compromete la sustentabilidad del sistema.

Con respecto a la MOS, los estudios realizados tuvieron como objetivos evaluar la potencialidad de los sistemas forestales de secuestrar carbono, y de esa manera, contribuir en la reducción del CO₂ de la atmósfera, uno de los GEI. Una primera pregunta era si los sistemas forestales pierden, ganan o mantienen el COS de los suelos que originalmente estaban bajo pastura nativas. Los primeros resultados obtenidos no permitieron observar tendencias claras en cuanto a ganancias o pérdidas de COS (Cabrera y Cal, 2006). Metodológicamente, los estudios realizaron la cuantificación del COS en los diferentes horizontes de suelo, lo cual no consideraba la estratificación que comenzaba a darse en el COS en los

sistemas forestales, como consecuencia de la presencia de un mantillo sobre la superficie del suelo. No obstante, comenzaron a observarse algunas evidencias de un aumento del COS a mayor profundidad, al comienzo del horizonte Bt del suelo. Otra constatación que fue observada en los estudios, fue que el laboreo de preparación del suelo para la plantación determinó pérdidas constatables del COS (Delgado et al., 2006).

Estudios posteriores, realizando muestreos estratificados de suelo, y utilizando metodologías isotópicas de abundancia natural de ^{13}C , permitieron arribar a un conocimiento más claro acerca de la dinámica del COS luego del cambio de uso del suelo de pastoril (pasturas naturales) a forestal (eucalipto y pino). Los primeros resultados obtenidos en una plantación de *E. dunnii* de 9 años de edad mostraron una importante estratificación del COS, con mayores concentraciones en los primeros centímetros de suelo, como consecuencia de la descomposición del mantillo forestal e incorporación de compuestos orgánicos al suelo (Hernández y Salvo, 2007). Luego se observó una disminución del COS con la profundidad del perfil, aunque ocurrió un nuevo aumento al comienzo del horizonte Bt del suelo. El fraccionamiento de la MOS mostró un aumento de la MOP en dichas profundidades, las cuales mediante la determinación de la abundancia natural de ^{13}C mostraron ser mayoritariamente restos derivados de la vegetación de bosque (especies de ciclo fotosintético C3). Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ del suelo bajo forestación fueron más negativos (mayor aporte de especies C3 como el eucalipto) que los correspondientes al suelo que se mantuvo bajo pasturas (con valores de $\delta^{13}\text{C}$ intermedios a los correspondientes a mezcla de especies de gramíneas C3 y C4). El 30% del COS de los primeros 3 cm de suelo mineral correspondieron al aporte de la vegetación de *E. dunnii*.

Otro estudio realizado en plantaciones de corta edad (8 años) de *E. grandis* y *P. taeda*, a diferentes densidades de plantación, mostraron que hubo una pérdida del 11% del COS respecto a suelos bajo pasturas nativas (Hernández et al., 2016).

Sin embargo, la determinación de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ indicaron cambios en el COS, particularmente en los primeros estratos de muestreo (primeros 10 cm) asociados al aporte de compuestos orgánicos a partir del mantillo del bosque. Dichos cambios no llegaron a generar cambios netos positivos en el COS, aunque se observó un efecto sustitución en el COS durante el período de crecimiento del monte. Se pudo calcular una contribución anual de 0,38 y 0,51 kg C ha⁻¹ año⁻¹ al COS para *E. grandis* y *P. taeda*, respectivamente. En un escenario de tasas de acumulación constante durante los años siguientes, podemos esperar una recuperación del COS de la pastura nativa luego de 15 y 11 años para las plantaciones de eucaliptos y pinos, respectivamente. Estos resultados están de acuerdo con los valores reportados por Luis-Mejía et al., (2007) para *Pinus michoacana*, quienes informaron el ingreso de 0,676 Mg joven C ha⁻¹ año⁻¹ acumulados de 0-10 cm de profundidad. En su trabajo no se observaron cambios por debajo de 10 cm del suelo. Resultados similares fueron encontrados por Paul et al. (2002) en *Pinus resinosa* (0,56 Mg carbono joven ha⁻¹ año⁻¹) y Markewitz et al. (2002) en *Pinus palustris* (0,78 Mg C joven ha⁻¹ año⁻¹). En forestación de pastizales degradados con eucalipto en el sureste de Brasil, Lima et al. (2006) encontraron una acumulación media anual de 0,22 Mg de C joven ha⁻¹ año⁻¹ por un período de 30 años (varias rotaciones). Pero teniendo en cuenta que la acumulación alcanzó su punto máximo al final de la segunda-tercera rotación (dependiendo de la ubicación), la acumulación COS fue de entre 0,35 y 0,57 Mg C joven ha⁻¹ año⁻¹. En clima tropical (Hawai) Binkley et al. (2004) reportaron valores más altos de recuperación para forestaciones con *E. saligna* en plantaciones de caña de azúcar (durante más de 80 años). Observaron una entrada de C a la MOS derivado del eucalipto (1,36 Mg C joven ha⁻¹ año⁻¹), pero de la misma manera constataron una pérdida bastante similar en el COS derivado de la caña de azúcar (1,44 Mg C joven ha⁻¹ año⁻¹).

En plantaciones de *E. grandis* edades superiores a los 15 años se encontró una tendencia al aumento en la concentración de COS en suelos bajo forestación, en comparación con el mismo suelo bajo manejo pastoril (Del Giorgio, 2014). Los

análisis de ^{13}C indicaron tendencias claras hacia un aporte de la vegetación de bosque al COS. El cálculo del stock de COS mostró una ganancia neta de 2,3 Mg de C ha^{-1} en los primeros 5 cm de suelo, pero las técnicas isotópicas permitieron calcular un aporte de 5,7 Mg de C ha^{-1} (37% del stock de COS) de parte de la vegetación de *E. grandis*. En los 30 cm de suelo muestreados la ganancia neta fue de 5,4 Mg de C ha^{-1} , en tanto que el aporte de la vegetación de *E. grandis* fue de 8,7 Mg de C ha^{-1} .

Finalmente, en otro sitio donde se compararon los contenidos de COS en los perfiles de suelo bajo pasturas nativas y bajo dos plantaciones forestales de *E. grandis* y *P. taeda* de edades superiores a los 15 años, se confirmó la estratificación del COS, con valores superiores en el primer estrato de muestreo para la vegetación de bosque en comparación con la pastura natural (Hernández, 2010). A mayores profundidades disminuyó el COS hasta los 70-90 cm para los tres usos del suelo. Luego se dio nuevamente un aumento en el COS bajo la vegetación de bosque, lo cual confirmó el aumento en los contenidos de COS ya mencionados en los primeros estudios realizados sobre la distribución del COS en el perfil. Esto indicó una ganancia neta de carbono, principalmente bajo *Pinus taeda*. La abundancia natural de ^{13}C indicó importantes cambios en el COS en los primeros estratos de suelo, con ganancias netas de carbono y absolutas del orden del 73 y 59% para *E. grandis* y *P. taeda* en el primer estrato de muestreo. En las restantes profundidades se dio un efecto sustitución del COS.

Otros aspectos relativos a la dinámica de la MOS como la mineralización de N de suelos bajo forestación, mostraron que comparando los suelos bajo pasturas nativas y bajo plantaciones forestales de *E. grandis* y *P. taeda*, se encontró una mayor producción de nitrógeno mineral en el suelo bajo pino, siendo la menor en el suelo bajo eucalipto, probablemente asociada a menores contenidos de agua en el perfil (Arrarte, 2010).

Finalmente, otro aspecto objeto de estudios preliminares fue la incidencia del fenómeno de hidrofobicidad de los suelos, asociado a la MOS (Rodríguez, 2008;

Rodríguez et al., 2009a, 2009b). Se encontró que los suelos bajo especies forestales como eucalipto y pino se comportaron como más hidrofóbicos que el mismo suelo bajo pasturas nativas. Esto guardó relación con la presencia de compuestos orgánicos hidrofóbicos en el suelo, aunque si bien no hubo diferencias en el tipo de compuestos encontrados en los tres manejos o vegetaciones, la diferencia estuvo en la cantidad de dichos compuestos, que fue superior en los manejos forestales. La presencia del fenómeno de hidrofobicidad tiene como consecuencias la reducción en la tasa de infiltración de agua al suelo, pero además, se constataron diferencias en la retención de agua por los suelos, con menores contenidos de agua retenida a iguales tensiones en los suelos bajo forestación, en comparación con los mismos suelos bajo manejo pastoril.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Abiven S, Recous S, Reyes V, Oliver R. 2005. Mineralisation of C and N from root, stem and leaf residues in soil and role of their biochemical quality. *Biology and Fertility of Soils*, 42(2): 119 - 128.
- Aguerre AI, Demarco L. 2012. Cuantificación de la variabilidad en los contenidos y distribución de carbono orgánico, pH, bases y acidez intercambiable del suelo por efecto del cambio de uso pastoril a forestal con eucalipto. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. 81 p.
- Altamirano A, Da Silva H, Durán A, Echevarría A, Panario D, Puentes R. 1976. Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay. Tomo I: Clasificación de Suelos. Montevideo, Uruguay. Ministerio de Agricultura y Pesca, Dirección de Suelos y Fertilizantes. 97p.
- Alvarez E, Fernández Marcos ML, Torrado V, Fernández Sanjurjo MJ. 2008. Dynamics of macronutrients during the first stages of litter decomposition from forest species in a temperate area (Galicia, NW Spain). *Nutrient Cycling in Agroecosystem*, 80(3): 243 – 256.
- Andrade GC, Bognola IA, Bellote AFJ, Franziscón L, Waterloo MJ, Bruijnzeel LA. 2011. Site evaluation and productivity of a 3-yea-old stand of *Eucalyptus urograndis* in São Paulo, Brasil. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 31(68): 331 - 346.
- Aparicio JL. 2003. Efecto de *Eucalyptus grandis* en las condiciones químicas del suelo de 26 sitios del sudeste de la Provincia de Corrientes. Póster presentado en XIII Jornadas Forestales de Entre Ríos-2003. [En línea]. Junio de 2006. <http://www.sagpya.mecon.gov.ar/new/0-0/forestacion/biblos/2003.htm>.
- Apps MJ. 2003. Bosques, el ciclo mundial del carbono y el cambio climático. In Actas XII Congreso Forestal Mundial, Québec, Canadá. (pp. 145-154).

- Arrarte G. 2010. Patrones de mineralización de la materia orgánica de un suelo bajo vegetación de *Eucalyptus grandis*, *Pinus taeda* y pasturas naturales. Tesis Licenciatura en Bioquímica. Montevideo, Uruguay. Facultad de Ciencias. 63p.
- Austin AT, Vivanco L. 2006. Plant litter decomposition in a semi-arid ecosystem controlled by photodegradation. *Nature*, 442(7102): 555 – 558.
- Bäethgen W. 2000. Efecto invernadero y calentamiento global: estado del conocimiento científico. En: Taller Procisur-INIA “Secuestro de carbono atmosférico y emisión de gases de efecto invernadero en sistemas de Siembra Directa”. (2000, INIA-Estanzuela, Colonia, Uruguay).
- Balesdent J, Mariotti A. 1996. Measurement of soil organic matter turnover using ¹³C natural abundances. En Boutton TW, Yamasaki, SI. (Eds.). *Mass Spectrometry of Soils*. New York: Marcel Dekker Inc. 83 - 111.
- Berg B, McClaugherty C. 2003. Plant litter. Decomposition, humus formation, carbon sequestration. Springer. ISBN: 978-3-540-74922-6 (Print) 978-3-540-74923-3 (Online). 338p.
- Berg B, Meentemeyer V. 2002. Litter quality in a north European transect versus carbon storage potential. *Plant and Soil*, 242(1): 83 - 92.
- 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 - 1155.
- Berthrong ST, Jobbágy EG, Jackson RB. 2009. A global meta-analysis of soil exchangeable cations, pH, carbon, and nitrogen with afforestation. *Ecological Applications*, 19(8): 2228 – 2241.
- Binkley D, Kaye J, Barry M, Ryan, M. 2004. First-Rotation Changes in Soil Carbon and Nitrogen in a Eucalyptus Plantation in Hawaii. *Soil Science Society America Journal*, 68(5): 1713 - 1719.

- Blumfield TJ, Xu ZH. 2003. Impact of harvest residues on soil mineral nitrogen dynamics following clearfall harvesting of a hoop pine plantation in subtropical Australia. *Forest Ecology and Management*, 179(1-3): 55 - 57.
- Bremner JM. 1996. Nitrogen-Total. En Sparks DL, Page AL, Helmke PA, Loeppert RH, Soltanpour PN, Tabatabai MA, Johnston CT, Sumner ME. (eds.). *Methods of Soil Analysis, Part 3—Chemical Methods*. Soil Science Society of America, American Society of Agronomy. Madison, WI. 1085-1121.
- Boutton TW. 1996. Stable carbon isotope ratios of soil organic matter and their use as indicators of vegetation and climate change. En Boutton TW, Yamasaki, SI. (Eds.). *Mass Spectrometry of Soils*. Marcel Dekker Inc., New York. 47 - 82.
- Bowman WD, Steltzer H, Rosentiel TN, Cleveland CC, Meier CL. 2004. Litter effects of two co-occurring alpine species on plant growth, microbial activity and immobilization of nitrogen. *Oikos*, 104(2): 336 – 344.
- Brañas J, González-Río F, Merino A. 2000. Contenido y distribución de nutrientes en plantaciones de *Eucalyptus globulus* del nordeste de la Península Ibérica. *Investigaciones Agrarias, Sistemas y Recursos Forestales*, 9(2): 317 - 335.
- Bruce JP, Frome M, Haites E, Janzen H, Lal R, Paustian K. 1999. Carbon Sequestration in Soils. *Journal of Soil and Water Conservation*, 54(1): 382 - 389.
- Burgess MS, Mehuys GR, Madramootoo CA. 2002. Nitrogen dynamics of decomposing corn residue components under three tillage systems. *Soil Science Society of America Journal*, 66(4): 1350 - 1358.
- Cabrera M, Cal A. 2006. Cambios en propiedades físicas y químicas de suelos de la Unidad Rivera al pasar del uso pastoril al forestal con *Eucalyptus grandis* Hill (ex Maiden) y *Pinus taeda* L. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. 96 p.
- Califra A, Ruiz F, Alliaume F, Durán A. 2007. Contribución al estudio de los suelos “Algorta”. *Agrociencia*, 11(1): 35 – 46.

- Cambardella CA, Elliot ET. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, 56(3): 777 - 783.
- Carrasco-Letelier L, Eguren G, Castiñeira C, Parra O, Panario D. 2004. Preliminary studies of prairies forested with *Eucalyptus sp.* at the Northwestern Uruguayan soils. *Environmental Pollution*, 127(1): 49 - 55.
- Cayssials V. 2010. Relación entre atributos de las gramíneas nativas de pastizales uruguayos y el ambiente: efectos del hábitat y del pastoreo. Tesis Maestría en Ciencias Biológicas Opción Ecología. Montevideo, Uruguay. Facultad de Ciencias. 70p.
- Céspedes C. 2007. Dinámica de la materia orgánica y de algunos parámetros físico-químicos en Molisoles, en la conversión de praderas a cultivo forestal en la región de Piedras Coloradas - Algorta (Uruguay). *Sciences Agronomiques*. Tesis doctorado. Toulouse, Francia. Institut National Polytechnique de Toulouse. 287 p.
- CIDE (Comisión de Inversiones y Desarrollo Económico). 1967. Los suelos del Uruguay, su uso y manejo. Ministerio de Ganadería y Agricultura, Oficina de Programación y Política Agropecuaria, Comisión de Inversiones y Desarrollo Económico. Montevideo. 85 p.
- Condon LM, Newman RH. 1998. Chemical nature of soil organic matter under grassland and recently established forest. *European Journal of Soil Science*, 49(4): 597 - 603.
- Constantinides M, Fownes JH. 1994. Nitrogen mineralization from leaves and litter of tropical plants: Relationship to nitrogen, lignin and soluble polyphenol concentrations. *Soil Biology and Biochemistry*, 26(1): 49 - 55.
- Corbeels M, O'Connell AM, Grove TS, Mendham DS, Rance SJ. 2003. Nitrogen release from eucalypt leaves and legume residues as influenced by their

biochemical quality and degree of contact with soil. *Plant and Soil*, 250(1): 15 - 28.

Costa GS, da Gama Rodrigues C, de Melo Cunha G. 2005. Decomposição e liberação de nutrientes da serapilheira foliar em povoamentos de *Eucalyptus grandis* no Norte Fluminense. *Revista Arbore*, 29(4): 563 - 570.

Dalias P, Anderson JM, Bottner P, Couteaux MM. 2001. Temperature responses of carbon mineralization in conifer forest soils from different regional climates incubated under standard laboratory conditions. *Global Change Biology*, 7(2): 181 – 192.

Dane JH, Hopmans JW. 2002. Hanging Water Column. Principles. En Dane JH, Topp GC. (Eds.). *Methods of Soil Analysis. Part 4: Physical Methods*. Madison, Wisconsin, USA. 680- 689.

Dekker LW, Ritsema CJ. 1994. How water moves in a water repellent sandy soil. 1. Potential and actual water repellency, *Water Resources Research*, 30(9): 2507 - 2517.

Del Giorgio F. 2014. Cuantificación de los cambios en el contenido y distribución de carbono orgánico del suelo por efecto del cambio de uso pastoril a forestal en plantaciones de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden y *Pinus taeda* L. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. 113p.

del Pino A, Hernández J, Arrarte G. 2012. Aerial biomass and nutrient extraction in the thinning and pruning of a six year *Pinus taeda* plantation in Uruguay. En: ISTRO Conference (19th, 2012, Montevideo, Uruguay). SUCS Meeting (IV, 2012, Montevideo, Uruguay).

del Pino A, Hernández J, Arrarte G. 2010. Descomposición de *Pinus taeda* en el Uruguay. En: Jornadas de Actualización Técnica - 10 Años de investigación en producción forestal: Productividad y preservación de los recursos suelo y

agua. Montevideo, Uruguay. Dpto. de Suelos y Aguas – Facultad de Agronomía. pp 25 - 29.

del Pino A, Hernández J, Arrarte G. 2009. Descomposición de residuos de cosecha de *Pinus taeda* en Uruguay. En: Congreso Forestal Mundial (XIII, 2009, Buenos Aires, Argentina).

Delgado S, Alliaume F, García Préchac F, Hernández J. 2006. Efecto de las plantaciones de *Eucalyptus sp.* sobre los recursos naturales en Uruguay. Parte II: Suelos. *Agrociencia*, 10(2): 95 - 107.

Dieste, A. 1999. Caracterización de suelos de los departamentos de Río Negro y Rivera y evolución de sus propiedades al pasar del uso pastoril al forestal. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. 102 p.

Doerr SH, Llewellyn CT, Douglas P, Morley CP, Mainwaring KA, Haskins C, Johnsey L, Ritsema CJ, Stagnitti F, Allinson G, Ferreira AJD, Keizer JJ, Ziogas AK, Diamantis J. 2005. Extraction of compounds associated with water repellency in sandy soils of different origin. *Australian Journal of Soil Research*, 43(3): 225 - 237.

Doerr S, Shakesby R, Walsh R. 2000. Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth Science Reviews*, 51(1-4): 33 - 65.

Doerr SH, Thomas AD. 2000. The role of soil moisture in controlling water repellency: new evidence from forest soils in Portugal, *Journal of Hydrology* 231–232: 134 – 147.

Durán A, García Préchac F. 2013. Suelos del Uruguay. Origen, clasificación, manejo y conservación. Volumen I y II. Montevideo, Uruguay. Editorial Hemisferio Sur. 692p.

Durán P, Silveira L, Martínez L, Chamorro A, González JC, Zanetti E, Alonso, J, Hayashi R, Durán A, García Préchac F, Pérez M, Frioni L, Sicardi M, Molteri C, Bozzo A. 2001. Estudio de Monitoreo Ambiental de Plantaciones Forestales en

el Uruguay. Informe final. Universidad de la República Oriental del Uruguay. pp A1-1 a B2-32.

Durán, A. 2005. Aptitud y prioridad forestal de suelos del Uruguay. Clasificación por aptitud y definición de índices de calidad de sitio. Informe de consultoría para Forestal Oriental S.A. 32p.

Ferreira AJD, Coelho COA, Walsh RPD, Shakesby RA, Ceballos A, Doer SH. 2000. Hydrological implications of soil water-repellency in *Eucalyptus globulus* forests, north-central Portugal. *Journal of Hydrology*, 231-232: 165 - 177.

Fierer N, Schimel JP, Cates RG, Zou J. 2001. Influence of balsam poplar tannin fractions on carbon and nitrogen dynamics in Alaskan taiga floodplain soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 33(12-13): 1827 - 1839.

Finzi AC, van Breemen N, Canham CD. 1998. Canopy tree-soil interactions within temperate forests: species effects on soil carbon and nitrogen. *Ecological Applications* 8(2): 440 – 446.

Fox TR. 2000. Sustained productivity in intensively managed forest plantations. *Forest Ecology and Management*, 138(1-3):187-202.

Ganjegunte GK, Condon LM, Clinton PW, Davis MR, Mahieu N. 2004. Decomposition and nutrient release from radiata pine (*Pinus radiata*) coarse woody debris. *Forest Ecology and Management*, 187(2–3): 197 – 211.

García Préchac F, Hernández J, Amarante P, Delgado S, Salvo L, Hill M, Clérico C, Califra A, Pérez Bidegain M. 2004. Monitoreo de los efectos sobre el suelo de las plantaciones de Eucaliptos y Pinos y de la intensidad de laboreo para realizarlas. Universidad de la República, Programa CSIC- Sector Productivo. Informe Final del Proyecto. 15 p.

García Préchac F, Pérez Bidegain M, Christie S, Santini P. 2001. Efecto de la intensidad de laboreo para la plantación de *Eucalyptus dunnii* sobre la

acumulación de biomasa aérea, el crecimiento radicular, y algunas propiedades físicas y químicas del suelo. *Agrociencia*, 5(1): 1 - 9.

Garret L, Davis M, Graeme O. 2007. Decomposition of coarse debris, and methods for determining decay rates. *New Zealand Journal of Forestry Science* 37: 227 – 240.

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.

Giosa R. 2009. Cuantificación del contenido de nutrientes en trozas comerciales de *Eucalyptus grandis* con destino a la fabricación de pulpa y su relación con el tipo de suelo. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. 62p.

Girisha GK, Condrón LM, Clinton PW, Davis MR. 2003. Decomposition and nutrient dynamics of green and freshly fallen radiata pine (*Pinus radiata*) needles. *Forest Ecology and Management*, 179(1-3): 169 – 181.

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.

Gonçalves JLM, Poggiani F, Stape JL, Serrano MIP, Mello SLM, Mendez KCFS, Jorge LAC. 1997. Efeito de práticas de cultivo mínimo e intensivo do solo sobre o ciclagem de nutrientes, fertilidade do solo, configuração do sistema radicular e nutrição mineral de povoamentos de *Eucalyptus grandis*. Piracicaba. Relatório final de Pesquisa, FAPESP, processo Nº 1994/4248-4.

González A, Hernández J, del Pino A. 2016. Extracción y reciclaje de nutrientes por cosecha de *Eucalyptus globulus* en Uruguay. *Bosque* 37(1): 175-186.

- González A, Hernández J, del Pino A, Arrarte G. 2009. Nutrient Export and Cycling at Harvest of *Eucalyptus globulus* Labill. Triennial Conference of ISTRO (18th, 2009, Izmir, Turquía).
- González A. 2008. Exportación y reciclaje de nutrientes por restos de cosecha de *Eucalyptus globulus* y *Eucalyptus maidenii*. Tesis Maestría en Ciencias Agrarias. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. 49p.
- Goya JF, Pérez C, Frangi JL, Fernández R. 2003. Impacto de la cosecha y destino de los residuos sobre la estabilidad del capital de nutrientes en plantaciones de *Pinus taeda* L. *Ecología Austral* 13(2): 139 – 150.
- Goya JF, Frangi JL, Dalla Tea F, Marco MA, Larocca F. 1997. Biomasa, productividad y contenido de nutrientes en plantaciones de *Eucalyptus grandis* en el noreste de la Provincia de Entre Ríos. Jornadas Forestales de Entre Ríos. (XII, 1997, Concordia, Argentina). pp III 1-18.
- 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, Wang M, Gifford RM. 2007. The change of soil carbon stocks and fine root dynamics after land use change from a native pasture to a pine plantation. *Plant and Soil*, 299(1-2):251 – 262.
- Guo LB, Gifford RM. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 8(4): 345–360.
- Guo LB, Sims REH, Horne DJ. 2002. Biomass production and nutrient cycling in *Eucalyptus* short rotation energy forests in New Zealand. I: Biomass and nutrient accumulation. *Bioresource Technology*, 85(3): 273–283.
- Harter RD, Naidu R. 1995. Role of Metal-Organic complexation in metal sorption by Soils. *Advances in Agronomy* 55: 219-263.

- Hättenschwiler S, Tiunov AV, Scheu S. 2005. Biodiversity and Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36: 191 - 218.
- Herbert, M. 2005. An overview of forestry sites across FOSA holding in Soriano, Paysandú and Río Negro. Report prepared for Forestal Oriental S.A. Paysandú, Uruguay. CD Version.
- Herbert MA. 1996. Fertilizers and eucalypt plantations in South Africa. En Attiwill PM, Mark A (Eds.). *Nutrition of eucalypts*. Collingwood, Australia. CSIRO Publishing. 303 - 325.
- Hernández J, del Pino A, Hitta M, Lorenzo M. 2016. Management of forest harvest residues affects soil nutrient availability during reforestation of *Eucalyptus grandis*. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 105: 141-155.
- Hernández J, del Pino A, Vance ED, Califra A, Del Giorgio F, Martínez L, González Barrios P. 2016b. Eucalyptus and Pine Stand Spacing-Density Effects on Soil Carbon Sequestration. *Forest Ecology and Management* 368: 26-38.
- Hernández J, del Pino A, Califra A. 2014. Eucalyptus and Pine Stand Spacing-Density Study and its Implications for Carbon Sequestration Processes. Facultad de Agronomía – National Council for Air and Stream Improvement. Final Report. 34p.
- Hernández J, del Pino A, Pérez Bidegain M, Martínez L, Califra A. 2013. Mejores prácticas de manejo de suelos en plantaciones y replantaciones de eucalipto y pino. Informe Final. Proyecto CSIC-Sector Productivo. 79p.
- Hernández, J. 2012. Use of dolomite in *Eucalyptus sp.* reforestations to revert soil acidification and increase calcium and magnesium availability. En: ISTRO Conference (19th, 2012, Montevideo, Uruguay). SUCS Meeting (IV, 2012, Montevideo, Uruguay).

- Hernández, J. 2010. Evolución de parámetros químicos de suelos bajo forestación: acidez, bases, materia orgánica. En: Jornadas de Actualización Técnica - 10 Años de investigación en producción forestal: Productividad y preservación de los recursos suelo y agua. Montevideo, Uruguay. Dpto. de Suelos y Aguas – Facultad de Agronomía. pp 16 - 19.
- Hernández J, del Pino A, Arrarte G. 2010. Cuantificación de la extracción y reciclaje de nutrientes en eucalipto. Jornadas de Actualización Técnica - 10 Años de investigación en producción forestal: Productividad y preservación de los recursos suelo y agua. Montevideo, Uruguay. Dpto. de Suelos y Aguas – Facultad de Agronomía. pp 20 - 24.
- 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.
- Hernández J, del Pino A, Arrarte G, Sánchez G, Rodríguez J, Pelufo M, Califra A, Salvo L, Martínez L, Alliaume F, Giosa R, Fernández B. 2008. Impacto de las plantaciones comerciales de Eucalipto y Pino en la productividad y sostenibilidad del recurso suelo. Universidad de la República, Programa CSIC-Sector Productivo. Informe Final del Proyecto. 33pp.
- Hernández J, Salvo L. 2007. Contribución de rotaciones de cultivos y pasturas sin laboreo, y sistemas forestales al carbono orgánico del suelo, mediante el uso de técnicas isotópicas. En: Lazzari, MA y Videla, CC (Eds.) Primeras Jornadas Argentinas sobre el Empleo de Isótopos Estables en Agroecosistemas (Marzo 2006, Bahía Blanca, Argentina). Editorial Universidad Nacional del Sur. ISBN: 9789871171682
- Hill M, Delgado S, Salvo L, Clérici C, Amarante P, García Préchac F, Hernández J. 2004. Cambios en la calidad de suelo bajo plantaciones de tres años de edad

de eucaliptos y pinos en Uruguay. En: Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo (XIX, 2004, Paraná- Entre Ríos, Argentina).10p

Hitta M, Lorenzo M. 2012. Estudio de descomposición de residuos de cosecha de *Eucalyptus grandis* bajo diferentes manejos. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. 38p.

Horne, DJ, McIntosh JC. 2003. Hydrophobic compounds in sands from New Zealand. En Ritsema CJ, Dekker LW. (Eds.). Soil Water Repellency. Elsevier. 25 - 35.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 1996. Impacts, adaptations and mitigation of climate change: Scientific-technical analysis. En Watson RT, Zinyowera MC, Moss RH. (Eds.). Working Group II, Second Assessment Report (SAR). Cambridge Univ. Press, Cambridge. pp 745 - 771.

Jenny, H. 1941. Factors of soil formation. A System of Quantitative Pedology. McGraw Hill, New York.

Jobbágy EG, Jackson RB. 2003. Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. Biogeochemistry, 64(2): 205 – 229.

Jones H S, Garrett L G, Beets PN, Kimberley MO, Oliver GR. 2008. Impacts of harvest residue management on soil carbon stocks in a plantation forest. Soil Science Society of America Journal, 72(6): 1621 - 1627.

Jones HE, Madeira M, Herraes L, Dighton J, Fabião A, González-Rio F, Fernández Marcos M, Gomez C, Tomé M, Feith H, Magalhães MC, Howson G. 1999. The effect of organic-matter management on the productivity of *Eucalyptus globulus* stands in Spain and Portugal: tree growth and harvest residue decomposition in relation to site and treatment. Forest Ecology and Management, 122(1-2): 73 – 86.

Judd TS, Attiwill PM, Adams MA. 1996. Nutrient concentrations in Eucalyptus: A synthesis in relation to differences between taxa, sites and components. En

- Attiwill PM, Mark A (Eds.). Nutrition of eucalypts. Collingwood, Australia. CSIRO Publishing. pp 123 - 153.
- Kemmit SJ, Lanyon CV, Waite IS, Wen Q, Addiscott TM, Bird NRA, O'Donnell AG, Brookes PC. 2008. Mineralization of native soil organic matter is not regulated by the size, activity or composition of the soil microbial biomass—a new perspective. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(1): 61-73.
- King PM. 1981. Comparison of methods for measuring severity of water repellence of sandy soils and assessment of some factors that affect its measurement. *Australian Journal of Soil Research*, 19(3): 275 - 285.
- Kraus T, Dahlgren RA, Zasoski RJ. 2003. Tannins in nutrient dynamics of forest ecosystems-a review. *Plant and Soil* 256(1): 41 – 66.
- Laclau, JP. 2012. La nutrición de las plantaciones de eucalipto y su impacto sobre el suelo. Jornadas Forestales de Entre Ríos. (XXVI, 2012, Concordia, Argentina).
- Laclau JP, Toutain F, M'Bou AT, Arnaud M, Joffre R, Ranger J. 2004. The Function of the Superficial Root Mat in the Biogeochemical Cycles of Nutrients in Congolese Eucalyptus Plantations. *Annals of Botany*, 93(3): 249 – 261.
- Laclau JP, Deleporte P, Ranger J, Bouillet JP, Kazotti G. 2003. Nutrient dynamics throughout the Rotation of *Eucalyptus* Clonal Stands in Congo. *Annals of Botany*, 91(7): 879 - 892.
- Laclau JP, Arnaud M, Bouillet JP, Ranger J. 2001. Spatial distribution of Eucalyptus roots in a deep sandy soil in the Congo: relationships with the ability of the stand to take up water and Nutrients. *Tree Physiology*, 21(2-3): 129 – 136.
- Laclau JP, Bouillet JP, Ranger J. 2000. Dynamics of biomass and nutrient accumulation in a clonal plantation of Eucalyptus in Congo. *Forest Ecology and Management*, 128(3): 181 - 196.

- Laird DA. 2008. The Charcoal Vision: A Win–Win–Win Scenario for Simultaneously Producing Bioenergy, Permanently Sequestering Carbon, while Improving Soil and Water Quality. *Agronomy Journal*, 100(1): 178 - 181.
- Leite FP, Silva IR, Ferreira Novais R, de Barros NF, Neves JCL. 2010. Alterations of chemical properties by eucalyptus cultivation in five regions in the Rio Doce valley. *Revista Brasileira da Ciência do Solo*, 34(3): 821 - 831.
- Lerch TZ, Nunan N, Dignac MF, Chenu C, Mariotti A. 2011. Variations in microbial isotopic fractionation during soil organic matter decomposition. *Biogeochemistry* 106: 5-21.
- Ligrone A. 2004. Situación y Perspectivas del Sector Forestal: desafíos para el Uruguay. [En línea]. 10 Octubre 2012.
http://www.iica.int/Esp/regiones/sur/uruguay/Documentos%20de%20la%20Oficina/CoyunturaAgropecuaria/coy-octubre2004_1.pdf
- Lilienfein J, Wilcke W, Ayarza MA, Vilela L, do Carmo Lima S, Zech W. 2000. Soil acidification in *Pinus caribaea* forests on Brazilian savanna Oxisols. *Forest Ecology and Management*, 128(3): 145 - 157.
- Lima AMN, Silva IR, Neves JCL, Novais RF, Barros NF, Mendonca 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.
- Llewellyn CT, Doerr SH, Douglas P, Morley CP, Mainwaring KA. 2004. Soxhlet extraction of organic compounds associated with soil water repellency. *Environmental Chemistry Letters*, 2(1): 41 – 44.
- Lovett GM, Weathers KC, Arthur MA, Schultz JC. 2004. Nitrogen cycling in a northern hardwood forest: Do species matter? *Biogeochemistry*, 67(3): 289 - 308.

- Luis-Mejía S, Gómez-Guerrero A, Etchevers-Barra JD, Ángeles-Pérez G, López-López MA, Horwath WR. 2007. Accumulation of soil organic carbon in *Pinus michoacana* reforestations, *Agrociencia* 41(7): 711 - 721.
- MAP-CONEAT (Ministerio de Agricultura y Pesca, Comisión Nacional de Estudio Agroeconómico de la Tierra). 1979. Índices de productividad. Grupos C.O.N.E.A.T. Montevideo, Uruguay. 167p.
- Markewitz D, Sartori F, Craft C. 2002. Soil change and carbon storage in longleaf pine stands planted on marginal agricultural lands. *Ecological Applications*, 12(5): 1276 - 1285.
- Marschner P. 2012. Marschner's Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, 651 p.
- Martino D. 1997. La Forestación con Eucaliptos en Uruguay: Su impacto sobre los recursos naturales y el ambiente. Serie Técnica 88, INIA La Estanzuela. 23 p.
- Martino D. 2000. Los Sumideros de Carbono en el Mecanismo de Desarrollo Limpio del Protocolo de Kioto. [En línea]. 3 de marzo de 2015. http://www.inia.org.uy/disciplinas/agroclima/publicaciones/ambiente/sumideros_carbono_kioto.pdf.
- Mary B, Recous S, Darwis D, Robin D. 1996. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. *Plant and Soil* 181(1):71-82.
- Medina E, Sternberg L, Cuevas E. 1991. Vertical stratification of ¹³C values in closed natural and plantation forests in the Luquillo mountains, Puerto Rico. *Oecologia*, 87(3): 369 - 372.
- Merino A, Balboa MA, Rodríguez Soalleiro R, Álvarez González JA. 2005. Nutrient exports under different harvesting regimes in fast-growing forest plantations in southern Europe. *Forest Ecology and Management*, 207(3): 325 – 339.
- Møller IS. 2000. Calculation of biomass and nutrient removal for different harvesting intensities. *New Zealand Journal Forestry Science*, 30(1-2): 29 - 45.

- Mulvaney RL. 1996. Total Nitrogen, Nitrogen-inorganic forms. In: Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods. Soil Science Society of America, Madison, WI, USA, 1123-1184.
- Murphy J, Riley JP. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27: 31-36.
- Nieder R, Beibi DK. 2008. Carbon and nitrogen in the terrestrial environment. Springer. 430 p.
- O'Connell AM, Grove TS, Mendhan DS, Corbeels M, McMurtrie RF, Shammass K, Rance SJ. 2004. Impacts of inter-rotation site management on nutrient stores and fluxes and growth of eucalypt plantations in southwestern Australia. En: Nambiar KES, Ranger J, Tiarks A, Toma T (Eds). Site Management and Productivity in Tropical Plantation Forests. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia. Proceedings of Workshop in Congo (July 2001) and China (February 2003). pp 77 - 91.
- 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. En Attiwill PM, Mark A (Eds.). Nutrition of eucalypts. Collingwood, Australia. CSIRO Publishing. pp 155 - 189.
- Odum EP. 1964. The strategy of ecosystem development. *Science*, 164: 262 - 270.
- O'Neill KP, Amacher MC, Perry CH. 2005. Soils as an indicator of forest health: a guide to the collection, analysis, and interpretation of soil indicator data in the Forest Inventory and Analysis program. Gen. Tech. Rep. NC-258. St. Paul, MN: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station. 53 p.
- Ouro G, Pérez-Batallón P, Merino A, 2001. Effects of silvicultural practices on nutrient status in a *Pinus radiata* plantation: Nutrient export by tree removal

and nutrient dynamics in decomposing logging residues. *Annals of Forest Science*, 58(4): 411 – 422.

Owen JS, Wang MK, Sun HL, King HB, Wang CH, Chuang CF. 2003. Comparison of soil nitrogen mineralization and nitrification in a mixed grassland and forested ecosystem in central Taiwan. *Plant and Soil*, 251(1): 167 - 174.

Page-Dumroese, DS, Jurgensen M, Terry, T. 2010. Maintaining Soil Productivity during Forest or Biomass-to-Energy Thinning Harvests in the Western United States. *Western Journal of Applied Forestry*, 25(1): 5 - 11.

Palm CA, Gachengo CN, Delve RJ, Cadisch G, Giller KE. 2001. Organic inputs for soil fertility management in tropical agroecosystems: application of an organic resource database. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83(1-2): 27 - 42.

Palviainen M, Finér L, Kurka A, Mannerkoski H, Piirainen S. 2004. Release of potassium, calcium, iron and aluminum from Norway spruce, Scots pine and silver birch logging residues. *Plant and Soil*, 259(1-2): 123 - 136.

Paul K I, Polglase PJ, Nyakuengama JG, Khanna PH. 2002. Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management*, 168(1-3): 241 - 257.

Pérez Bidegain M, García Préchac F, Durán A. 2001a. Soil use change effect from pastures to *Eucalyptus sp.* on some soil physical and chemical properties in Uruguay. En: International Conference on Land Degradation (3rd, 2001, Rio de Janeiro). CD-ROM.

Pérez Bidegain M, García Préchac F, Methol, R. 2001b. Long-term effect of tillage intensity for *Eucalyptus grandis* planting on some soil physical properties in an uruguayan Alfisol. En: International Conference on Land Degradation (3rd, 2001, Rio de Janeiro). CD-ROM.

Pérez Gomar E, Bemaha M. 1992. Caracterización y perspectivas de las rotaciones en los suelos arenosos del Noreste del Uruguay. *Investigaciones Agronómicas*, 1(2): 205 - 213.

- Petraglia C, Dell'Acqua M. 2010. Actualización de la Carta Forestal del Uruguay. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, Dirección General de Recursos Naturales Renovables. Montevideo, Uruguay. 27p.
<http://web.renare.gub.uy/media/suelos/qview/SuelosdePrioridadForestal2010.jpg>
- Rezende JL, Garcia QS, Scotti MR. 2001. Laboratory decomposition of *Dalbergia nigra* All. ex Benth and *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden leaves in forest and eucalypt plantation soils. Acta Botánica Brasilica, 15(3): 305 - 312.
- Richter DD. 1986. Sources of acidity in some forested Udults. Soil Science Society of America Journal 50(6): 1584 – 1589.
- Rodríguez J, Hernández J, Pérez Bidegain M. 2009a. Comportamiento hidrofóbico de suelos afectados a la forestación con *Eucalyptus sp.* y su efecto en las propiedades de retención de agua. Congreso Forestal Mundial (XIII, 2009, Argentina). Resúmenes CD.
- Rodríguez J, Hernández J, Heinzen H. 2009b. Comportamiento hidrofóbico de suelos bajo manejo pastoril y forestal (*Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden y *Pinus taeda* L.) y su relación con la presencia y cantidad de compuestos orgánicos asociados al proceso. Congreso Forestal Mundial (XIII, 2009, Argentina). Resúmenes CD.
- Rodríguez J. 2008. Caracterización del proceso de hidrofobicidad en suelos afectados a la forestación con *Eucalyptus sp.* y *Pinus sp.* Tesis Lic. Ecología. Montevideo, Uruguay. Facultad de Ciencias. 82p.
- Rodríguez-Soalleiro R, Balboa M, Álvarez-González JG, Merino A, Sánchez F. 2004. Efecto de la silvicultura en la extracción de nutrientes a lo largo del turno en plantaciones de tres especies de crecimiento rápido en el norte de España. Investigación Agraria: Sistemas de Recursos Forestales, 13(1): 114 - 126.
- Salvo L, Delgado S, García Préchac F, Hernández J, Amarante P, Hill M. 2003. Régimen hídrico de un Ultisol arenoso del noreste del Uruguay bajo

plantaciones de *Eucalyptus grandis* vs. Pasturas. En: Lobo D, Gabriels D, Soto S. (Eds.). Evaluación de parámetros y procesos hidrológicos en el suelo. Documentos Técnicos en Hidrología, 71: 65 – 70.

Sánchez G, del Pino A, Hernández J. 2015. Decomposition of *Eucalyptus sp.* and *Pinus taeda* residues under controlled temperature and moisture conditions. (No publicada).

Sánchez G. 2011. Descomposición de restos de cosecha de *Eucalyptus sp.* y *Pinus taeda* en condiciones controladas de humedad y temperatura. Tesis de Maestría en Ciencias Agrarias. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. 89p.

Sánchez G, del Pino A, Hernández J. 2010. Nutrient release from *Eucalyptus grandis* and *Pinus taeda* harvest residues. World Congress of Soil Science (19th, 2011, Brisbane, Queensland, Australia).

Santana RC, Barros NF, Ferreira Novais R, Leite, HG, Comerford NB 2008. Alocação de nutrientes em plantios de eucalipto no Brasil. Revista Brasileira da Ciência do Solo, 32: 2723 - 2733.

Santana RC, Barros NF, Comerford NB. 2000. Above-ground biomass, nutrient content, and nutrient use efficiency of eucalypt plantations growing in different sites in Brazil. New Zealand Journal of Forestry Science, 30(1-2): 225 - 236.

Sganga JC. 1980. La aptitud forestal de los suelos del Uruguay. Bol. Tech. N° 6. Ministerio de Agricultura y Pesca, Dirección de Suelos y Fertilizantes. Montevideo, Uruguay.

Shammas K, O'Connell AM, Grove TS, McMurtrie R, Damon P, Rance SJ. 2003. Contribution of decomposing harvest residues to nutrient cycling in a second rotation *Eucalyptus globulus* plantation in south-western Australia. Biology and Fertility of Soils, 38(4): 228 - 235.

- Sicardi M, García Préchac F, Frioni L. 2004. Soil microbial indicators sensitive to land use conversion from pastures to commercial *Eucalyptus grandis* (Hill ex Maiden) plantations in Uruguay. *Applied Soil Ecology*, 27(2): 125 – 133.
- Smith CT, Lowe AT, Beets PN. 1994. Nutrient accumulation in second-rotation *Pinus radiata* after harvest residue management and fertilizer treatment of coastal sand dunes. *New Zealand Journal of Forestry Science*, 24(2-3): 362 - 389.
- SPF (Sociedad de Productores Forestales). 2015a. Plantaciones.
<http://www.spf.com.uy/forestacion-en-uruguay/plantaciones/>
- SPF (Sociedad de Productores Forestales). 2015b. Productos forestales.
<http://www.spf.com.uy/forestacion-en-uruguay/productos-forestales/>
- Soil Survey Staff. 2014. Keys to Soil Taxonomy. 12th Edition. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. 372p.
- Spangenberg A, U Grimm, JR Silva, H Fölster. 1996. Nutrient store and export rates of *Eucalyptus urograndis* plantations in eastern Amazonia (Jari). *Forest Ecology and Management*, 80(1): 225 - 234.
- Stanford G, Epstein E. 1974. Nitrogen mineralization-water relations in soils. *Soil Science Society America Journal*, 38(1): 103 - 107.
- Swift RS. 2001. Sequestration of carbon by soil. *Soil Science*, 166(11): 858 - 871.
- TAPPI. 2006. Basic density and moisture content of pulpwood. [En línea]. 8 Agosto 2012. <http://www.tappi.org/content/SARG/T258.pdf>
- Thiers O, Gerding V, Schlatter JE. 2007. Exportación de nitrógeno y calcio mediante raleo en un rodal de *Eucalyptus nitens* de 5 años de edad. *Bosque*, 28(3): 256 - 262.
- Trouvé C, Mariotti A, Schwartz B, Guillet B. 1991. Etude par le traçage naturel en ¹³C de la dynamique du renouvellement des matières organiques des sols de

savane après plantation de pins et d'Eucalyptus au Congo. Cahier Orston, serie Pedologie Volume: 26 (4): 357 - 364.

Turner J, Lambert MJ. 1986. Effects of forest harvesting nutrient removals on soil nutrient reserves. *Oecologia*, 70(1): 140 – 148.

Varela S. 2009. Cuantificación del contenido de nutrientes en trozas comerciales de *Eucalyptus globulus* con destino a la fabricación de pulpa en suelos de basamento cristalino. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. 83p.

Verkaik E, Jongkind AG, Berendse F. 2006. Short-term and long-term effects of tannins on nitrogen mineralisation and litter decomposition in kauri (*Agathis australis* (D. Don) Lindl.) forests. *Plant and Soil*, 287(1-2): 337 – 345.

Walmsley JD, Jones DL, Reynolds B, Price MH, Healey JR. 2009. Whole tree harvesting can reduce second rotation forest productivity. *Forest Ecology and Management*, 257(3): 1104 – 1111.

Yussim A. 2013. Exportación de nutrientes en trozas comerciales de *Eucalyptus sp.* en diferentes suelos de prioridad forestal del Uruguay. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. 69p.

6. ANEXO

6.1. ARTÍCULOS CIENTÍFICOS PUBLICADOS

- Hernández J, del Pino A, Hitta M, Lorenzo M. 2016. Management of forest harvest residues affects soil nutrient availability during reforestation of *Eucalyptus grandis*. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 105: 141-155.
- Hernández J, del Pino A, Vance ED, Califra A, 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.
- González A, Hernández J, del Pino A. 2016. Extracción y reciclaje de elementos nutritivos por cosecha de *Eucalyptus globulus* en Uruguay, *Bosque* 37(1): 175-186.
- 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.
- Hernández J, Salvo L. 2007. Contribución de rotaciones de cultivos y pasturas sin laboreo, y sistemas forestales al carbono orgánico del suelo, mediante el uso de técnicas isotópicas. In: María Aurora Lazzari; Cecilia del Carmen Videla. *Isótopos Estables en Agroecosistemas*. v1, p 119 - 124, Editorial Universidad Nacional del Sur, Buenos Aires.
- Delgado S, Alliaume F, García Préchac F, Hernández J. 2006. Efecto de las plantaciones de *Eucalyptus sp.* Sobre los recursos naturales en Uruguay. Parte II: Suelos. *Agrociencia* 10:95-107.

6.2. ARTÍCULOS CIENTÍFICOS REDACTADOS PARA SU PUBLICACIÓN

del Pino A, Hernández J, Arrarte G, Pelufo M. Nutrient export with logs and release from residues following clear-cut and thinning of *Pinus taeda* L. forests in Uruguay. (Texto final sin definición de journal donde publicar).

Sánchez G, del Pino, A.; Hernández, J. Decomposition of *Eucalyptus sp.* and *Pinus taeda* residues under controlled temperature and moisture conditions (Texto final sin definición de journal donde publicar).

6.3. OTROS ARTÍCULOS EN ACTUAL REDACCIÓN

del Pino A, Hernández J, Arrarte G. 2016. Patrones de mineralización de la materia orgánica en un suelo bajo pasturas y forestaciones con *Eucalyptus grandis* y *Pinus taeda*.

Hernández J, Sánchez G, Arrarte G. 2016. *Eucalyptus grandis* and *Pinus taeda* contribution to soil organic carbon in a native pasture soil using ¹³C techniques.

del Pino A, Hernández J, Arrarte G. 2016. Aerial biomass and nutrient extraction in the thinning and pruning of a six year *Pinus taeda* plantation in Uruguay.

del Pino A, Hernández J, Arrarte G. 2016. Soil organic matter mineralization patterns in native pasture soil compared with afforestation of *Eucalyptus grandis* and *Pinus taeda*.

6.4. TESIS DE GRADO DIRIGIDAS O CO-DIRIGIDAS

Yussim A. 2013. Cuantificación de la extracción de nutrientes por *Eucalyptus dunnii* en edad de cosecha en suelos del litoral oeste uruguayo. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. **Dirección.**

- Hitta M, Lorenzo M. 2012. Estudio de descomposición de residuos de cosecha de *Eucalyptus grandis* bajo diferentes manejos. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. **Dirección.**
- Aguerre AI, Demarco L. 2012. Cuantificación de la variabilidad en los contenidos y distribución de carbono orgánico, pH, bases y acidez intercambiable del suelo por efecto del cambio de uso pastoril a forestal con eucalipto. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. **Dirección.**
- Arrarte G. 2010. Patrones de mineralización de la materia orgánica de un suelo bajo vegetación de *Eucalyptus grandis*, *Pinus taeda* y pasturas naturales. Tesis Lic. Bioq. Montevideo, Uruguay. Facultad de Ciencias. **Co-dirección.**
- Varela S. 2009. Cuantificación del contenido de nutrientes en trozas comerciales de *Eucalyptus globulus* con destino a la fabricación de pulpa en suelos de basamento cristalino. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. **Dirección.**
- Giosa R. 2009. Cuantificación del contenido de nutrientes en trozas comerciales de *Eucalyptus grandis* con destino a la fabricación de pulpa y su relación con el tipo de suelo. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. **Dirección.**
- Rodríguez J. 2008. Caracterización del proceso de hidrofobicidad en suelos afectados a la forestación con *Eucalyptus* sp. y *Pinus* sp. Tesis Lic. Ecol. Montevideo, Uruguay. Facultad de Ciencias. **Dirección.**
- Cabrera M, Cal A. 2006. Cambios en propiedades físicas y químicas de suelos de la Unidad Rivera al pasar del uso pastoril al forestal con *Eucalyptus grandis* Hill (ex Maiden) y *Pinus taeda* L. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. **Dirección.**

6.5. TESIS DE MAESTRÍA DIRIGIDAS O CO-DIRIGIDAS

Sánchez G. 2011. Descomposición de restos de cosecha de *Eucalyptus sp.* y *Pinus taeda* en condiciones controladas de humedad y temperatura. Tesis de Maestría. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. **Co-dirección.**

González A. 2009. Exportación y reciclaje de nutrientes por restos de cosecha de *Eucalyptus globulus* y *Eucalyptus maidenii*. Tesis de Maestría. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. **Dirección.**