

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE AGRONOMÍA

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.*

por

Fabián DEL GIORGIO FIGUEROLA

TESIS presentada como uno de
los requisitos para obtener el
título de Ingeniero Agrónomo.

MONTEVIDEO
URUGUAY
2014

Tesis aprobada por:

Director: _____
Ing. Agr. (MSc.) Jorge Hernández

Ing. Agr. (PhD.) Amabelia del Pino

Ing. Agr. (Dra.) Lucía Salvo

Fecha: 19 de diciembre de 2014

Autor: _____
Fabián Del Giorgio Figuerola

AGRADECIMIENTOS

El autor agradece a la Cátedra de Edafología, a los compañeros del laboratorio de Suelos y Aguas de la Facultad de Agronomía, al CATNAS, y a las empresas que financiaron el trabajo de investigación.

En particular, agradezco a Virginia Gravina, por su colaboración en materia de asesoramiento estadístico. A Marcelo Ferrando, por darme la oportunidad de trabajar en algo afín a mis estudios, introducirme en el laboratorio de suelos y dejarme ejercer mis primeras experiencias de campo sin ser ingeniero agrónomo todavía, permitiendo que me conocieran mis tutores de tesis durante el trayecto. A Omar “Taco” Casanova, por ser mi apadrinador para ingresar como ayudante, y hacer más amenos los mediodías. A Amabelia del Pino, por guiarme en el laboratorio y el trabajo de investigación. A Jorge Hernández, por darme la oportunidad de realizar este interesante trabajo de investigación por ser algo nuevo, en el cual pude aprender más allá de mis expectativas. También al profesor Álvaro Califra por sus aportes y enseñanzas constantes.

A todas las personas que directa o indirectamente me alentaron y apoyaron durante la realización de mi tesis: muchas gracias.

Muy especialmente debo agradecer a mis padres, Myriam y Edgardo, quienes fueron mis apoyos y mis ejemplos de vida. Para ellos es este trabajo.

TABLA DE CONTENIDO

	Página
PÁGINA DE APROBACIÓN.....	II
AGRADECIMIENTOS.....	III
LISTA DE TABLAS E ILUSTRACIONES.....	VII
1. <u>INTRODUCCIÓN</u>	1
2. <u>REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA</u>	3
2.1. EL CARBONO Y SUS RELACIONES SUELO-PLANTA- ATMÓSFERA.....	3
2.1.1. <u>Las vías del carbono en la pedosfera y la atmósfera</u>	3
2.1.2. <u>Fuentes y usos del carbono</u>	5
2.1.3. <u>Tipos de materia orgánica en el suelo</u>	6
2.2. EL CICLO DEL CARBONO Y SU IMPORTANCIA EN EL MEDIO AMBIENTE Y LOS ECOSISTEMAS FORESTALES.....	7
2.2.1. <u>El secuestro de carbono</u>	7
2.2.2. <u>Ecosistemas forestales</u>	9
2.2.3. <u>El equilibrio del carbono en suelos forestales</u>	10
2.3. FACTORES AMBIENTALES Y SILVÍCOLAS QUE INFLUYEN EN EL CONTENIDO DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO.....	13
2.3.1. <u>Factores del suelo</u>	14
2.3.1.1. Densidad Aparente del suelo.....	14
2.3.1.2. Textura del suelo.....	15
2.3.1.3. Efecto del tiempo sobre el contenido de COS.....	15
2.3.1.4. Variación del contenido de COS en profundidad	16
2.3.1.5. Variación del COS con la topografía.....	16
2.3.2. <u>Factores climáticos</u>	16
2.3.3. <u>Uso previo del suelo</u>	18
2.3.4. <u>Factores silviculturales</u>	19
2.3.4.1. Especies forestales.....	20
2.3.4.2. Densidad de plantación.....	23
2.3.4.3. Edad de la rotación.....	24
2.3.4.4. Conservación de residuos de plantas en el sitio.....	25
2.4. CONTRIBUCIÓN DE LAS TÉCNICAS ISOTÓPICAS DE ANÁLISIS A LOS ESTUDIOS DE COS.....	25
2.4.1. <u>Isótopos estables del C y su medición</u>	27
2.4.2. <u>El fraccionamiento isotópico en los diferentes tipos de fotosíntesis</u>	29
2.5. ANTECEDENTES PARA SUELOS DE PRIORIDAD FORESTAL....	30
3. <u>MATERIALES Y MÉTODOS</u>	31

3.1.	CONTENIDO DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO PREVIO AL USO FORESTAL.....	31
3.2.	DESCRIPCIÓN DE SITIOS Y SUELOS.....	31
3.2.1.	<u>Plantaciones comerciales de <i>Eucalyptus grandis</i> Hill ex Maiden de 17 a 18 años de edad en la zona litoral oeste....</u>	31
3.2.2.	<u>Experimento de campo con tres densidades de plantación en <i>Eucalyptus grandis</i> Hill ex Maiden y <i>Pinus taeda</i> L. de 8 años de edad, sobre suelos de aptitud forestal del noreste del país.....</u>	34
3.3.	ANÁLISIS DE MUESTRAS.....	37
3.3.1.	<u>Muestras para el cálculo de $\delta^{13}C$, g C kg suelo⁻¹, stock de C (Mg C ha⁻¹) y α(%).</u>	37
3.3.2.	<u>Cálculo de la densidad aparente en Caja Bancaria</u>	38
3.3.3.	<u>Muestras para el cálculo de DAp en Los Moros</u>	38
3.3.4.	<u>Cálculo del stock de COS</u>	39
3.4.	ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	39
3.4.1.	<u>Análisis propuesto para las plantaciones de Caja Bancaria</u>	39
3.4.2.	<u>Análisis propuesto para el experimento de Los Moros</u>	40
4.	<u>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</u>	42
4.1.	PLANTACIONES COMERCIALES DE <i>EUCALYPTUS GRANDIS</i> HILL EX MAIDEN DE 17 A 18 AÑOS DE EDAD EN LA ZONA LITORAL OESTE.....	42
4.1.1.	<u>Resultados del análisis de la densidad aparente</u>	42
4.1.2.	<u>Resultados del análisis de $\delta^{13}C$ y concentración de COS como g C Kg⁻¹</u>	44
4.1.3.	<u>Stock de COS</u>	47
4.2.	PLANTACIONES DE <i>EUCALYPTUS GRANDIS</i> HILL EX MAIDEN Y <i>PINUS TAEDA</i> L. DE 8 AÑOS DE EDAD, CON TRES DENSIDADES DE PLANTACIÓN, EN EL NORESTE DEL PAÍS.....	50
4.2.1.	<u>Resultados de DAp</u>	50
4.2.2.	<u>Concentración de COS</u>	53
4.2.2.1.	<i>Eucalyptus grandis</i> Hill ex Maiden vs. pasturas.....	53
4.2.2.2.	<i>Pinus taeda</i> L. vs. pasturas.....	54
4.2.3.	<u>Relación $^{13}C/^{12}C$ del COS</u>	55
4.2.3.1.	<i>Eucalyptus grandis</i> Hill ex Maiden vs. pasturas.....	55
4.2.3.2.	<i>Pinus taeda</i> L. vs. pasturas.....	57
4.2.4.	<u>Stock de COS en Mg C Ha suelo⁻¹</u>	58
4.2.4.1.	<i>Eucalyptus grandis</i> Hill ex Maiden vs. pasturas.....	58
4.2.4.2.	<i>Pinus taeda</i> L. vs. pasturas.....	60
4.3.	COMPARACIÓN ENTRE <i>E. GRANDIS</i> EN SUS TRES DENSIDADES Y <i>P. TAEDA</i> EN SUS TRES DENSIDADES.....	62
4.3.1.	<u>Comparación especies-densidades para concentración de</u>	

	<u>COS</u>	62
4.3.2.	<u>Comparación especies-densidades para $\delta^{13}\text{C}$</u>	63
4.3.3.	<u>Comparación especies-densidades para stock COS (Mg C ha suelo⁻¹)</u>	64
5.	<u>CONCLUSIONES</u>	69
6.	<u>RESUMEN</u>	71
7.	<u>SUMMARY</u>	72
8.	<u>BIBLIOGRAFÍA</u>	73
9.	<u>ANEXOS</u>	86

LISTA DE TABLAS E ILUSTRACIONES

Figura No.	Página
1. Representación esquemática del reemplazo del COS (C_A) de una vegetación A, por el COS (C_B) de una vegetación B a través del tiempo.....	28
2. Ubicación de las plantaciones de Caja Bancaria y Los Moros en mapa geo-político del Uruguay.....	32
3. Localización de los puntos de muestreo de las plantaciones de Caja Bancaria.	33
4. Parcelas del ensayo de especies y densidades en Los Moros.	36
5. Densidad aparente promedio en profundidad para los usos PNA y Monte.	43
6. Concentración promedio de materia orgánica en profundidad para los valores de PNA y Monte.....	43
7. Variación del contenido del COS en profundidad para el uso del suelo pastoril (PNA) y forestal (Monte)	44
8. Variación del $\delta^{13}C$ en profundidad para uso del suelo PNA y Monte.	45
9. DAp promedio para <i>E. grandis</i> (EU) 816, 1111 y 2066 árboles ha ⁻¹ , y <i>P. taeda</i> (PI) 816, 1111 y 2066 vs PNA, en función de la profundidad (estrato medido) del suelo.....	51
10. Correlación lineal entre la DAp y la MO, para suelos de las parcelas de eucalipto y pino.	52
11. Concentración de COS para PNA y para tres densidades de plantación de <i>E. grandis</i>	53
12. Concentración de COS para PNA y para tres densidades de plantación de <i>P. taeda</i>	55
13. $\delta^{13}C$ para PNA y para tres densidades de plantación de <i>E. grandis</i>	56

14. $\delta^{13}\text{C}$ para PNA y para tres densidades de plantación de <i>P. taeda</i>	57
--	----

Tabla No.

1. Porcentaje promedio por estrato de COS joven (Alfa(%)) y valores respectivos de $\delta^{13}\text{C}$	46
2. Stock COS promedio por estrato para los dos usos del suelo y el aporte del <i>Eucalyptus grandis</i>	47
3. Promedios, desvíos estándar y coeficiente de variación de stock total de COS para puntos de muestreo 2, 3, 4 y 5	49
4. Stock total para los 5 puntos de muestreo hasta 20 cm de profundidad. ...	49
5. Media, desvío estándar, mínimo, máximo y clase Tukey de Mg C ha ⁻¹ para PNA, EU816, EU1111 y EU2066	59
6. Media, desvío estándar, mínimo, máximo y clase Tukey de Mg C ha ⁻¹ para PNA, PI816, PI1111 y PI2066	60
7. % de C joven promedio por especie, densidad de plantación y profundidad media, en relación al stock de COS joven aportado por cada especie	67

1. INTRODUCCIÓN

El trabajo de investigación que impulsa esta tesis de grado, surge como temática de estudio en el marco de los proyectos “*Mejores prácticas de manejo de suelos en plantaciones y re-plantaciones de eucalipto y pino*” (financiación CSIC-Sector Productivo), y “*Eucalyptus and Pine Stand Spacing-Density Study and its Implications for Carbon Sequestration Processes*” (financiación NCASI).

A través de los mencionados proyectos -y otros ya ejecutados- se ha intentado cuantificar los cambios que está generando la forestación en las propiedades químicas y físicas de los suelos del Uruguay de prioridad forestal, que en su origen estaban mayoritariamente afectados al uso ganadero extensivo bajo pasturas naturales. En Uruguay, los suelos destinados a uso forestal o “*Suelos de Prioridad Forestal*” según Ley 15939/87 y decretos 191/06 y 294/010, son aquellos que reúnen ciertas características descritas por CONEAT (URUGUAY. MGAP. RENARE, 2010), y detalladas en el ítem 2.5. En estos suelos se realizan las plantaciones comerciales y ensayos forestales, y son en general suelos de fertilidad baja y características no aptas para el pastoreo y agricultura continua por su facilidad para erosionarse entre otras características. Este y otros estudios anteriores tratan de probar en parte, si el uso forestal recomendado por esta ley, es beneficioso o menos nocivo que los usos no recomendados para estos suelos.

El aumento de los gases de efecto invernadero (GEI) causantes del calentamiento global de la atmósfera ha enfocado el interés en el estudio de los sistemas forestales, en los cuales si bien ocurren emisiones de dióxido de carbono (CO₂) a la atmósfera, la magnitud del secuestro de carbono (C) por la biomasa podría ser mayor. En Uruguay existe información de las plantaciones comerciales de eucalipto y pino en relación al secuestro de CO₂, removiendo dentro del sector CUTS (Cambio en el Uso de la Tierra y Silvicultura) del Plan Nacional de Respuesta al Cambio Climático, el doble de las emisiones de CO₂ del sector industria dentro del año 2004 (URUGUAY. MVOTMA, 2010).

Una de las propiedades del suelo donde la información experimental es más escasa a nivel nacional, es en el contenido de Carbono Orgánico del Suelo (COS) en cuanto a los cambios en el contenido y la dirección de los mismos (pérdidas, ganancias, sustituciones)¹. Algunos trabajos extranjeros y nacionales han mostrado cierta contribución de la forestación al incremento en el contenido de COS en relación a la vegetación original del sitio o anterior, aunque otros reportan información opuesta. El uso de técnicas isotópicas de análisis mediante el estudio de la abundancia natural en ¹³C permite obtener

¹ Hernández, J. 2012. Com. personal.

información acerca de los procesos de sustitución del tipo de COS en los suelos (Boutton et al., 1996), en la medida que existan diferencias en la relación $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ debido a las diferencias isotópicas entre las especies C3 y C4. Este tipo de estudios no son muy frecuentes, siendo que en Uruguay existe muy poca información referida a este tema bajo sistemas forestales (Hernández y Salvo, 2007).

La investigación propuesta tiene como objetivos:

1) cuantificar los cambios en los contenidos y distribución vertical del C orgánico del suelo bajo plantaciones comerciales de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden de 17 a 18 años, comparativamente al suelo mantenido bajo vegetación natural;

2) cuantificar los cambios en los contenidos y distribución vertical del C orgánico del suelo bajo los efectos de 3 densidades de plantación para *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden y *Pinus taeda* L. de 8 años de edad, comparativamente al suelo mantenido bajo vegetación natural de pasturas con uso pastoril;

3) cuantificar mediante el uso de técnicas isotópicas de análisis, la contribución de las plantaciones de *E. grandis* y *P. taeda* a la MO del suelo, mediante la evaluación de los cambios en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en suelos cuyo uso previo fue pastoril sobre campo natural.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1. EL CARBONO Y SUS RELACIONES SUELO - PLANTA - ATMÓSFERA

2.1.1. Las vías del carbono en la pedosfera y la atmósfera

Las plantas toman al C a través de la atmósfera como dióxido de carbono (CO_2), bajo el proceso de fotosíntesis reduciendo moléculas de C oxidado de la atmósfera, que atrapa la energía del sol en enlaces carbono-carbono en moléculas orgánicas (Gleixner et al., 2009). Algunas de estas moléculas orgánicas son utilizadas como fuente de energía (vía respiración) por las mismas plantas (en especial por las raíces), siendo el C devuelto al ambiente como CO_2 . El resto es almacenado en la planta temporalmente como constituyente de la planta hasta ser devuelto al suelo (pedosfera) eventualmente como restos vegetales muertos de la parte aérea de la planta (muerte de tejidos, restos de cosecha) o descomposición de raíces. Los vegetales ingeridos por animales, devuelven la mitad de su contenido en C al ambiente en forma de CO_2 y el resto es devuelto al suelo bajo excreciones (desechos corporales) o tejidos animales. Una vez depositado en el suelo ese resto o tejido animal o vegetal, es metabolizado por organismos del suelo que gradualmente regresan este C a la atmósfera como CO_2 bajo condiciones aeróbicas o como CH_4 en condiciones anaeróbicas (Lorenz y Lal, 2010). Pequeñas cantidades de CO_2 reaccionan en el suelo para formar H_2CO_3 (ácido carbónico), bicarbonatos de calcio, de potasio y de magnesio, y otros cationes básicos. Los bicarbonatos son rápidamente solubles y pueden ser removidos por drenaje. Eventualmente mucho del C de estos carbonatos y bicarbonatos es regresado a la atmósfera como CO_2 . El metabolismo microbiano en el suelo produce algunos compuestos orgánicos de tal estabilidad (humus) que pueden pasar décadas o incluso siglos antes de que este C regrese a la atmósfera como CO_2 . Esta resistencia a la degradación es la que permite que se acumule la MO en el suelo (Brady y Weil, 2002).

Todas las sustancias orgánicas, por definición contienen C (Brady y Weil 2002, Lorenz y Lal 2010). La MO en los suelos del mundo contiene cerca de tres veces la cantidad de C que se encuentra en toda la vegetación del mundo. La MO del suelo, por lo tanto, desempeña un papel fundamental en el balance global de C que se cree que es el principal factor que afecta el calentamiento global o el efecto invernadero a través de las pérdidas (erosión, cosechas, quemadas) y ganancias (secuestro) de C.

Conceptualmente, el componente orgánico del suelo se puede definir como la MO viva y muerta. La MO viva es representada por las raíces, fauna

del suelo y la masa microbiana; y la MO muerta está formada por los restos de la descomposición química y biológica de todos los compuestos orgánicos muertos del suelo (Nieder y Benbi, 2008).

Para Brady y Weil (2002), ciertos componentes de la MO del suelo son en gran parte responsables de la formación y la estabilización de los agregados del suelo. El término Materia Orgánica del Suelo (MOS) abarca a todos los componentes orgánicos del suelo: biomasa viva (como tejidos vegetales, animales y microorganismos); raíces muertas y otros residuos de plantas reconocibles y; una gran variedad de mezcla de sustancias orgánicas complejas ya no identificables como tejidos, conocida como humus del suelo. Al tiempo que ocurre la descomposición de los residuos de plantas, los microorganismos transforman lentamente moléculas complejas en moléculas sencillas. Durante este proceso una parte de la lignina es descompuesta en subunidades fenólicas. Los microorganismos metabolizan luego los compuestos simples. Usando algo del C no utilizado en la respiración, junto con la mayoría del nitrógeno disponible, azufre y oxígeno de estos compuestos, los microorganismos sintetizan nuevos compuestos celulares y biomoléculas. Una parte de la lignina original no es descompuesta por completo pero se modifica parcialmente para formar moléculas complejas que conservan algunas características de la lignina original. Los microorganismos polimerizan (unen) algunas de las nuevas moléculas sencillas formando nuevas y complejas moléculas de largas cadenas con alto peso molecular con mayor resistencia a la descomposición (más estabilidad) (Brady y Weil 2002, Price et al. 2012). Estas moléculas interactúan con compuestos amino-nitrogenados dando lugar a compuestos de humus resistente. La presencia de arcillas (coloides) estimula la polimerización del complejo humus. Estos compuestos poliméricos resistentes no definidos son llamados Sustancias Húmicas. La MO que es atrapada en los poros pequeños ($<1 \mu\text{m}$) formados por partículas de arcilla, es físicamente inaccesible a la descomposición microbiana. También es probable que arcillas silicatadas como la vermiculita, atrapen de alguna forma esta MO en el espacio intercapa de forma que resistan la descomposición. Un año luego de que los residuos vegetales son integrados al suelo, la mayoría del C ha regresado a la atmósfera como CO_2 . No obstante, aproximadamente un quinto a un tercio de esos residuos puede permanecer en el suelo como biomasa viva y no húmica (10 %) y el humus (aproximadamente el 20 %). Este humus comprende entre un 60 y un 80 % del total de la MO del suelo.

Los ecosistemas forestales intercambian energía, agua y nutrientes y, en particular, el C con los ecosistemas circundantes, desempeñando un papel importante en el ciclo global del C. Los bosques son importantes sumideros de C terrestres y secuestran grandes cantidades de CO_2 que pasan a integrar la biomasa, la que, como se explicó anteriormente formará parte del COS al

degradarse, a excepción de la biomasa cosechada y en pie. La mayor cantidad de C secuestrada se produce por asimilación de CO_2 atmosférico durante la fotosíntesis de los árboles del bosque y plantas del sotobosque, ya sea por la vía C3, C4 o el metabolismo ácido de las crasuláceas (CAM). Las entradas (asimilación de C) menos importantes, se originan a partir de procesos microbianos, y la deposición de C en gas disuelto y partículas (Lorenz y Lal, 2010).

2.1.2. Fuentes y usos del carbono

El CO_2 , el metano (CH_4), el monóxido de carbono y otros hidrocarburos, son los gases carbónicos más importantes en la atmósfera, pero solo el CO_2 es relevante desde la perspectiva del ciclo del C (Houghton, 2007). Cualquier actividad, proceso o mecanismo que remueva los gases carboníferos de efecto invernadero, aerosoles o sus precursores de la atmósfera es un sumidero de C. El proceso de aumento del contenido de C de un depósito de C que no sea la atmósfera (ej: pedosfera, biosfera), desde un enfoque biológico incluye el secuestro directo de CO_2 desde la atmósfera mediante un cambio en el uso de las tierras hacia la forestación, reforestación, y otras prácticas que mejoran el carbono en los suelos agrícolas (IPCC, 2001).

A nivel mundial, aproximadamente 2400 petagramos (Pg) de C están almacenados en el perfil del suelo como MO (excluyendo los restos de la superficie), alrededor de un tercio de esa cantidad a profundidades por debajo de 1m. Unos 700 Pg más de C se encuentran en forma de carbonatos. Este C no está igualmente distribuido en todos los tipos de suelos. Alrededor del 45 % de esta cantidad está contenido en tres órdenes de suelos (según clasificación USDA): Histosoles, Inceptisoles y Gelisoles. La vegetación del mundo y la atmósfera juntas contienen alrededor de 1300 Pg (Brady y Weil, 2002). Existen también grandes cantidades (Pg) de C disuelto y no disuelto en el océano tanto orgánico como inorgánico, y se dan intercambios de gases de C entre el océano y la atmósfera (Lorenz y Lal, 2010).

En un ecosistema natural o agroecosistema maduro, la liberación de C como CO_2 bajo el proceso de oxidación de la MO (mayoritariamente bajo respiración microbiana) es balanceada a través de las entradas de C al suelo como restos vegetales y en mucho menor medida mediante residuos de animales. Sin embargo, algunas perturbaciones del sistema como la deforestación, el fuego, sistemas de laboreo (erosión), y drenajes artificiales, resultan en una pérdida neta de C del suelo. Globalmente, la liberación de C a la atmósfera desde los suelos es de 62 Pg año^{-1} , cuando solo 60 Pg año^{-1} se incorporan al suelo a través de los residuos. El desbalance de 2 Pg año^{-1} , junto

con cerca de 5 Pg año^{-1} liberado a través de la quema de combustibles fósiles (en donde el C había sido secuestrado de la atmósfera millones de años atrás), es compensado solo parcialmente mediante la absorción de CO_2 atmosférico por el océano. La quema de combustibles fósiles junto con prácticas de uso del suelo inadecuadas, han incrementado la concentración de CO_2 en la atmósfera a una tasa acelerada desde el comienzo de la revolución industrial (Brady y Weil, 2002).

2.1.3. Tipos de materia orgánica en el suelo

La MO es un complejo y dinámico componente del suelo que impone una gran influencia en el comportamiento del suelo, propiedades y sus funciones en el ecosistema. Por todo esto, el manejo del suelo puede ser una herramienta importante para regular el efecto invernadero a nivel mundial (Brady y Weil, 2002).

El interés por el secuestro y almacenamiento de C en el suelo ha inducido al desarrollo de modelos en el estudio de la MO del suelo. El modelo de Parton et al. (1988) localiza el COS en tres tipos de reservas (pools) de MO, con distintos tiempos de permanencia en años: la MO activa, MO lenta y la MO pasiva. La MO activa o fracción activa de la materia del suelo, se compone de biomasa microbiana y compuestos relativamente fáciles de descomponer, como polisacáridos y otras sustancias no-húmicas. En ella se encuentra el C orgánico disponible más rápidamente. Esta fracción activa juega un rol importante en el reciclaje de nutrientes, quelatación (quelación), mantenimiento de la estabilidad estructural del suelo, y juega un papel importante como fuente de alimento y sustento para la diversidad biológica del suelo. La MO pasiva o fracción pasiva de la MO del suelo, contiene materiales estables de C, que resisten el ataque microbiano y puede persistir en el suelo por siglos. Permite el intercambio de cationes y juega un papel en la capacidad de retención de agua, pero biológicamente se la considera inerte. La MO lenta o fracción lenta, es intermedia entre las anteriores en cuanto a la estabilidad y la resistencia a la descomposición, y contiene el C orgánico lento del suelo, es decir, el que se libera lentamente para los microorganismos del suelo en los períodos en los que no hay adiciones de materiales orgánicos frescos o MO fresca o COSS (Carbono Orgánico Soluble en Suelo) (Brady y Weil 2002, Nieder y Benbi 2008).

2.2. EL CICLO DEL CARBONO Y SU IMPORTANCIA EN EL MEDIO AMBIENTE Y LOS ECOSISTEMAS FORESTALES

Los cambios en el COS son un tema de gran interés a nivel mundial en las últimas décadas, debido a su impacto en la productividad de los suelos, como consecuencia de sus pérdidas por erosión y degradación de la materia orgánica (como CO₂), que influyen en el aumento del calentamiento global debido al aumento de los gases de efecto invernadero, especialmente el CO₂ (Durán 1998, Maymó y Rubio 2009, Lorenz y Lal 2010). Varios trabajos han mencionado a los sistemas forestales como secuestradores del CO₂ atmosférico vía fotosíntesis (Montagnini y Nair, 2004).

Según el artículo 3.3 del Protocolo de Kyoto, a los países se les requeriría contabilizar los cambios netos en las emisiones de gases de efecto invernadero y las captaciones de los mismos (el secuestro). Los cambios en las emisiones y captaciones de estos gases en el suelo por el uso del mismo (medidos como cambios en los niveles de C en suelo), pueden ser el resultado de actividades humanas como la realización de cambios en el uso de los suelos, y por actividades forestales como la forestación, reforestación y la deforestación desde 1990 (Polglase et al., 2000), sin tener en cuenta el uso de combustibles fósiles y la liberación de estos gases a la atmósfera.

La captura de C en los ecosistemas forestales no puede detener los incrementos de CO₂ atmosférico procedente de la combustión de combustibles fósiles, pero la mejora y el fortalecimiento de flujos estables en depósitos forestales de carbono pueden compensar las emisiones antropogénicas de CO₂ y reducir al mínimo los riesgos de un cambio climático abrupto (CCA). Por lo tanto, el secuestro de C, la transferencia y el almacenamiento seguro de CO₂ de la atmósfera en depósitos de larga vida de C como los ecosistemas forestales, permite ganar tiempo para el desarrollo y aplicación de tecnologías de baja emisión de C y la de-carbonización de la economía global (Lorenz y Lal, 2010).

Las plantaciones de árboles contribuyen no solo a la conservación del suelo sino que también aumentan la cantidad de COS y mitigan los efectos del cambio climático a causa de las emisiones de CO₂ (Denman et al. 2007, Tabari y Salehi 2008).

2.2.1. El secuestro de carbono

La tasa de incremento en la concentración de CO₂ atmosférico puede ser reducida a través del proceso del secuestro del C. El secuestro del C es

definido como el consumo (o incorporación) de C por sustancias, particularmente el CO₂ atmosférico, en un depósito de larga duración, en un proceso natural (IPCC, 2007).

Para Nair y Nair, citados por Montagnini y Nair (2004), el secuestro del C es la diferencia entre el C ganado (asimilado durante la fotosíntesis) y el C perdido o liberado por la respiración de todos los componentes del ecosistema, y esa ganancia o pérdida se representa mediante la productividad neta del ecosistema. Gran parte del C secuestrado es transportado bajo el suelo a través del crecimiento y descomposición de las raíces, los exudados de raíz y, la descomposición de hojas, ramas, corteza, etc, y por eso los suelos contienen el mayor stock de C en el ecosistema terrestre.

Los pools de C o depósitos de larga duración, están situados en el océano, la biosfera, pedosfera (suelo) y geosfera. Lo más importante para el ciclo del C a corto plazo en los ecosistemas de bosques es el intercambio con el pool de CO₂ atmosférico. Por lo tanto, la captura de C en los ecosistemas forestales se produce principalmente por la absorción de CO₂ atmosférico en el árbol por fotosíntesis y la posterior transferencia de parte de ese C fijado en la vegetación, detritus y pools del suelo para el almacenamiento seguro de C, el cual aumenta a lo largo del tiempo (Lorenz y Lal, 2010).

El flujo neto de -1 Pg de C al año desde la atmósfera hacia la vegetación, detritus (restos orgánicos sólidos) del suelo y el suelo, y el flujo neto de -1,6 Pg de C por año de la atmósfera hacia el océano, es el volumen de secuestro del C (Denman et al., 2007).

El secuestro de C implica que el cambio neto en la vegetación, detritus y C del suelo en un área de bosque en un intervalo de tiempo especificado, sea positivo. Por lo tanto, aparte de los procesos de captura de C, los procesos de flujo de salida, tales como la pérdida de C a través de la respiración, la lixiviación y la erosión deben también ser tenidos en cuenta. La respiración del suelo en particular, juega un papel importante en determinar el potencial de captura de C de los bosques (Valentini et al., 2000), hecho que varía (como se explica más adelante) en función de la humedad y temperatura, factores que inciden en la actividad microbiana y organismos vivos en general.

Tanto las entradas de C por encima del suelo, como las entradas de C por debajo del suelo por medio de los pools de vegetación y detritus, componen las principales fuentes de secuestro del COS, es decir, lo que alimenta el pool de COS en el perfil del suelo (Price et al., 2012).

La eficiencia en la captura de C varía entre las 100 mil especies de árboles, ya que varían ampliamente en las propiedades que regulan el secuestro de C como crecimiento, mortalidad, descomposición y la influencia del clima sobre éstas (Purves y Pacala, 2008).

2.2.2. Ecosistemas forestales

En el prefacio de la publicación de Lorenz y Lal (2010), Feger comenta: “...*El secuestro de C en los ecosistemas forestales se ha vuelto un tema de gran interés tanto en la discusión política del Cambio Climático Abrupto (CCA) como en la investigación en ecosistemas forestales...*”. Los ecosistemas forestales cubren la mayor parte de la superficie terrestre libre de hielo entre todos los ecosistemas terrestres. Los árboles, el principal componente de los ecosistemas forestales, contienen el mayor valor o cantidad absoluta de la biomasa forestal viva. La biomasa forestal total es aproximadamente 677 petagramos ($Pg = 10^{15} \text{ g}$), y los árboles constituyen el 80% de la biomasa del mundo (Kindermann et al., 2008). El COS en suelos forestados para estos autores es de 398 Pg.

La mayoría de los cambios en el uso del suelo afectan la cantidad de C contenida previamente en la vegetación y el suelo, ya sea liberando CO_2 o capturándolo de la atmósfera. En este sentido y refiriéndose al C del suelo, según Houghton y Goodale (2004) los mayores flujos (salidas) de C ocurren a partir de la conversión de bosques en tierras abiertas (cultivos) y viceversa.

Los bosques viejos o maduros como sistema suelo-árbol, albergan más C (Stock de C) que los bosques y plantaciones jóvenes, y los bosques de mezclas de especies y de coníferas tienden a tener más densidad de C (Kg m^{-2}) que las plantaciones de una sola especie (Tyrrell et al., 2012).

En una revisión realizada por Polglase et al. (2000), sobre las mediciones del contenido de COS en suelos forestados o reforestados, en profundidades de 0 a 10 cm, mayor a 10 cm y de 0 a 30 cm, se encontró: para los 126 sitios medidos a la profundidad de 0 a 10 cm, una disminución de $2,9 \text{ g de C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ o $-0,09\% \text{ año}^{-1}$; un aumento de $2,0 \text{ g de C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ o un $0,03\% \text{ año}^{-1}$ para los 66 sitios muestreados a más de 10 cm; y un aumento de $13,8 \text{ g de C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ o un $0,36\% \text{ año}^{-1}$ para los 197 sitios en donde se muestreó hasta los 30 cm de profundidad, en relación al contenido de COS original o del uso del suelo anterior (forestado o agrícola). En las profundidades donde se contabilizó un aumento en el contenido de C, se encontró una correlación positiva entre el aumento de C y la edad de la plantación. En estos casos, aunque se da una disminución al inicio de la plantación, luego se recupera el nivel de C original,

alcanzando el nivel de equilibrio al del suelo agrícola precedente, para luego quedar el nivel de C ligeramente por encima del nivel inicial.

Según Wilde, citado por Polglase et al. (2000), el cambio en el contenido de C del suelo en cualquier intervalo de tiempo refleja la diferencia neta entre las entradas y las salidas. Durante las primeras etapas de desarrollo del bosque implantado, poca materia detrítica se produce debido a la pequeña biomasa del mismo y la baja tasa de retorno de hojarasca. Inmediatamente después de abandono de la agricultura y el establecimiento de un bosque, la disminución de C es atribuible a la mayor pérdida de C por descomposición de la MO en el suelo que la ganancia a través de la producción de restos muertos del bosque. La acumulación posterior de C indica que las entradas anuales de C a través de la producción primaria superan la cantidad perdida por descomposición. Luego se alcanza un nuevo equilibrio entre las entradas de residuos y la descomposición, con el desarrollo de la nueva plantación.

2.2.3. El equilibrio del carbono en suelos forestales

Cuando un suelo es clareado de su vegetación original, y llevado a producir en cultivos o ser cultivado, la disminución inicial de la materia orgánica del suelo (MOS) se da a expensas de la fracción activa. La fracción pasiva, es utilizada gradualmente y solo bajo largos períodos de tiempo (Brady y Weil, 2002).

Para Polglase et al. (2000), el cambio en el contenido de COS es manejado por el equilibrio entre las entradas y salidas de C, en donde el equilibrio del uso del suelo anterior puede ser perturbado por el establecimiento de plantaciones. El balance de C en una plantación en crecimiento se mantiene en desequilibrio durante largo tiempo. Esto se aplica especialmente para el suelo en donde el C tiene un tiempo medio de residencia relativamente alto. Así, mientras que las entradas de C por medio de los residuos pueden ser relativamente rápidas para establecer una tasa de equilibrio de retorno de C, se necesita muchas décadas más de este C para entrar en equilibrio con el COS.

En sitios forestados, el uso previo del suelo determinará el contenido inicial de COS, su distribución a través del perfil y el patrón de descomposición (calidad del sustrato). Los factores que afectan los cambios observados en cuanto a contenidos de C en el suelo durante la forestación son: uso del suelo (rotación de cultivos y especies cultivadas previamente, el uso continuo del suelo mediante cultivación), retención de residuos por el suelo, manejo de malezas, aplicación de fertilizantes y enmiendas de cal (Polglase et al., 2000).

El almacenamiento o stock COS se pierde principalmente por flujo de CO₂ a la atmósfera (Jiménez et al., 2009). Para cuantificar estas pérdidas se debe tener presente la alta variabilidad espacial que tiene este flujo. La fluctuación tiene como origen la propia tasa de almacenamiento del COS (Lal et al., citados por Jiménez et al., 2009). Uno de los principales factores que pueden influir en dicha tasa es la vegetación. Bajo estos supuestos, Jiménez et al. (2009) encontraron una relación directa entre los contenidos de COS y el tipo de vegetación presente en ellos, en un estudio en donde se muestreó solo hasta los 20cm de profundidad. Los suelos bajo matorral ralo con Boj, Aliaga y Tomillo, fueron los que demostraron los contenidos de COS más alto con un 7,12 %, seguidos por el suelo de bosque de pino Albar con un 5,64 % de COS, y por último los de pastizal “*Lastón*” con 4,56 %, todos ellos en la zona norte de la provincia de Castellón, España, que se caracteriza por tener clima mediterráneo. Según estos autores, los suelos de vegetación de bosque y matorral incorporan una elevada cantidad de COS a pesar de la lenta degradación de los restos vegetales presentes en la superficie de los primeros, donde existe un horizonte “O” de 4 cm de espesor, y para la baja cobertura vegetal del matorral estudiado.

Para Grigal y Berguson (1998), el almacenamiento del C en el suelo antes de la forestación dependerá de la cantidad de biomasa producida (productividad) por el bosque, su distribución horizontal dentro del perfil del suelo, la profundidad de exploración radicular y la naturaleza química del material orgánico.

Para Whithbread et al. (1998), Chan et al., citados por Polglase et al. (2000), los cambios en el contenido de COS luego de forestar un sitio, van a estar sujetos a la cantidad y naturaleza del COS en la fase de pre-plantación. No obstante, el COS bajo plantaciones forestales es probable que aumente cuando las plantaciones se establecen sobre suelos con uso agrícola previo, pero decrezca en suelos bajo uso previo pastoril, particularmente sobre ex-pasturas de leguminosas o pasturas perennes.

La influencia del uso previo del sitio para el COS, será más evidente cuando las rotaciones de las plantaciones forestales sean más cortas, con tiempo limitado para la acumulación del C y frecuentes disturbios del suelo (Nieder y Benbi, 2008).

Para períodos de tiempo menores a 5 años, el COS generalmente decrece con la forestación. En contraste, en sitios forestados con más de 10 años de antigüedad se puede apreciar un aumento del COS en la capa superior del suelo. Durante las primeras etapas de crecimiento y desarrollo del rodal, pequeñas cantidades de restos de los árboles son incorporadas al suelo como

MO, de acuerdo a las bajas cantidades de biomasa del rodal y las bajas tasas de descomposición de estos restos. La siguiente acumulación de COS (ganancia) indica que las entradas anuales de COS según la PPN (Producción Primaria Neta) excedieron la cantidad de COS perdido como CO_2 (Nieder y Benbi, 2008). Según estos autores, es posible que el stock de COS se reduzca, tanto en suelos forestados muy bien drenados, como en sistemas forestados en donde la erosión continúa activa. Se necesitan diferentes tiempos para alcanzar un nuevo equilibrio (entre pérdidas y ganancias de COS) en diferentes ecosistemas.

Post y Mann (1990), encontraron que de la pérdida de C del suelo, un 20 a 40% ocurre durante los años iniciales de la plantación forestal. La pérdida fraccional del C en el suelo durante el cultivo o plantación está positivamente relacionada a la cantidad inicial del contenido del mismo. Sin embargo, esta relación no parece mantenerse cuando se toman en cuenta los cambios en la densidad aparente del suelo (Davidson y Ackerman, 1993).

Aweto (1981), calculó que el tiempo necesario para alcanzar el estado de equilibrio era de 10 años a partir de la sucesión natural de los bosques en Nigeria para 0 a 10 cm de profundidad. En otro caso de estudio bajo plantaciones de Eucaliptos y Pinos en el Congo (de 0 a 5 cm de profundidad), el tiempo calculado fue de 30 años, según Trouve et al. (1996).

En un trabajo realizado en Uruguay por Delgado et al. (2006), se menciona que una disminución en el contenido de COS en plantaciones jóvenes de *Eucalyptus sp.*, es debido principalmente al laboreo y su intensidad pre-plantación, y que estos cambios perduran en el corto plazo, al menos en estos estudios y en horizontes superficiales del suelo. En otros estudios preliminares observan un aumento del COS en horizontes sub-superficiales de plantaciones de *Eucalyptus sp.* versus campo natural. Al considerar toda la profundidad del perfil del suelo, el contenido de MOS bajo plantaciones de *Eucalyptus sp.* no sería mayor a la encontrada en el campo natural.

Binkley et al. (2004), llegaron a la conclusión que en pruebas experimentales sobre tasas de cambio de COS bajo bosque, se pueden proporcionar estimaciones bastante precisas y que incluyan los efectos de las prácticas de manejo del suelo durante períodos de tiempo moderadamente cortos, siempre y cuando los sitios muestreados presenten una baja variabilidad espacial para el COS. El experimento mostró una precisión alta con una tasa de cambio de COS cercana a cero producto de la pérdida rápida de COS viejo del suelo y una rápida acumulación de COS nuevo. Encontraron que el equilibrio entre la pérdida y la ganancia de COS parece ser maleable (elástico o flexible),

pero los factores que regulan la balanza necesitan ser examinados más a fondo.

El incremento neto en el contenido de COS con la retención de rastrojo ha demostrado estar estrechamente relacionado con la cantidad, y en menor medida con el tipo de residuos de cultivos utilizados. Sin embargo, la resistencia a la descomposición mostrada por el material con bajo contenido en Nitrógeno (N), significa que puede permanecer como parte del grupo del C del suelo durante períodos relativamente largos en comparación con el material de alto contenido en N (Rasmussen y Parton 1994, Conteh et al. 1997).

2.3. FACTORES AMBIENTALES Y SILVÍCOLAS QUE INFLUYEN EN EL CONTENIDO DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO

La cantidad de COS como se mencionó anteriormente, depende de un delicado equilibrio entre la cantidad de restos vegetales depositados, la descomposición de las raíces, la liberación de CO₂ y salidas como las que se producen durante los procesos de erosión (Durán y García Préchac, 2007). No obstante, varios factores como la calidad de las entradas de C, el clima, y las propiedades físico-químicas del suelo, determinan aún más la tasa de descomposición y por lo tanto la estabilización del COS en un ecosistema en particular. Desde el aumento y la modernización de la agricultura en el siglo XIX, el depósito de C en el suelo ha disminuido gradualmente debido a varios factores, tales como la deforestación, la agricultura intensiva y la remoción de biomasa, la erosión del suelo y las prácticas agrícolas no sostenibles. La mayor parte de la disminución de la MO del suelo se ha observado en las regiones de producción intensiva de cultivos continuos como los monocultivos. La disminución de COS ha dado a lugar a una disminución de la productividad, una pobreza del suelo en cuanto a las propiedades físico-químicas, y los impactos ambientales secundarios negativos. Existe documentación de que la conversión de tierras agrícolas degradadas en sistemas agroforestales puede reconstruir la productividad del suelo (Jose y Bardhan, 2012).

Para Polglase et al. (2000), los factores que afectan el contenido de COS en una plantación forestal son: la preparación del sitio, el uso previo del mismo (vegetación previa), la productividad y distribución del C en el árbol y hacia el suelo, el clima y microclima, la textura del suelo, el manejo del sitio durante el cultivo (referido a la especie cultivada), y la cosecha (técnicas, etc).

Brady y Weil (2002) hablan de los factores que influyen en el contenido de MO del suelo, sin referirse específicamente a los que afectan una plantación forestal, mencionando la influencia de la conversión del suelo a cultivos, las

rotaciones del suelo, el manejo general y de los residuos de cosecha, la influencia del orden del suelo utilizado y el drenaje del mismo. No obstante, mencionan al igual que Polglase et al. (2000), Paul et al. (2002), la influencia del clima, textura del suelo, y la vegetación natural o uso previo del suelo, sobre el contenido de COS.

En estudios realizados por Paul et al. (2002), los resultados sugieren que existen pérdidas de COS cuando se establecen cultivos de maderas blandas como el *Pinus radiata* en suelos ex pastoriles de regiones templadas. El máximo de acumulación de C en el suelo se dio cuando se plantaron especies de maderas duras de caducifolias o fijadoras de N₂, en suelos ex-agrícolas en regiones tropicales y subtropicales. Las actividades silvícolas como el espaciamiento inicial (densidad y distribución inicial de la plantación), raleo, manejo de malezas, aplicación de fertilizantes y manejo del fuego pueden contribuir también a la acumulación de C en el suelo. El máximo de acumulación de COS en términos de duración de la plantación, se da cuando las rotaciones se mantienen entre 20 y 50 años. Por otra parte, la inclusión de los restos vegetales del bosque en los cálculos revirtió la disminución promedio observada en el C del suelo, de modo que la cantidad de COS y la capa de hojarasca, fue superior a la cantidad de C de la pastura anterior.

2.3.1. Factores del suelo

El COS como componente del ecosistema, varía enormemente a través de los diferentes tipos de bosques, pero también varía enormemente según los diferentes órdenes de suelos (Price et al., 2012). Los diferentes órdenes de suelos difieren en las propiedades que influyen fuertemente en la dinámica del C, como: el estado redox, la competencia y concentración de cationes (Ca, Fe y Al) y la distribución del tamaño de partícula (textura) del suelo. Suelos mal drenados con alto contenido de agua, y como resultado bajos niveles de oxígeno, tienen mayores contenidos de C que los suelos bien drenados. Esto es debido a la actividad microbiana restringida y por lo tanto lenta descomposición de restos (lenta liberación de CO₂) en los suelos mal drenados. Los altos niveles de cationes, en particular el Al⁺⁺⁺, estabilizan el COS y lo protegen de la oxidación (Grigal y Berguson, 1998).

2.3.1.1. Densidad Aparente del suelo

Aunque probablemente no ocurran cambios significativos de la densidad aparente a partir de la forestación, en un número importante de trabajos se ha observado que la misma puede disminuir en suelos forestados, a

causa de la descomposición y humificación de los restos vegetales. No obstante, la preparación del suelo forestal previo a la plantación, incrementará la variabilidad al medir los cambios de COS (Polglase et al., 2000).

2.3.1.2. Textura del suelo

La gran superficie específica de las finas fracciones limo y arcilla aumentan la formación de complejos orgánico-minerales junto con la MO, que protegen de la oxidación microbiana de C (Grigal y Berguson, 1998). Por lo tanto, los minerales arcillosos enlazan y protegen la MO, y los residuos normalmente se descomponen más rápidamente en suelos arenosos que en suelos arcillosos (Sorensen 1981, Ladd et al. 1985, Jenkinson 1988).

Para Six et al. (2002), la protección física del C orgánico en microagregados del suelo, la formación de enlaces químicos entre partículas minerales del suelo y la MO, y la estabilización bioquímica a través de compuestos recalcitrantes de MOS, son tres de los mecanismos con mayor poder de estabilización del COS. Estos mecanismos están favorecidos al aumentar la proporción de microagregados y partículas finas del suelo.

Los suelos de textura fina contienen más MO por tres razones: 1) producen más biomasa vegetal; 2) pierden menos MO por estar mal aireados y; 3) más cantidad de MO se encuentra protegida de la descomposición al unirse en complejos de arcilla-humus o secuestrado dentro de los agregados del suelo (Brady y Weil, 2002).

2.3.1.3. Efecto del tiempo sobre el contenido de COS

El efecto de la textura en el cambio del contenido de COS, es probable que sea en gran medida dependiente del tiempo o período involucrado. La disminución en el contenido de C en suelos con alto contenido de arcillas fue en general restringida a los primeros 10 años post-plantación. Esto, junto a la observación de que las disminuciones de COS en suelos arcillosos fueron principalmente confinadas a la superficie del suelo, sugiere que grandes cantidades de C previamente protegidas en complejos orgánico-minerales, pudieron ser liberadas durante la alteración del suelo (laboreo) en la etapa de preparación del sitio (Polglase et al., 2000).

Suelos arenosos mostraron una disminución significativa del COS durante los primeros años de forestación. Debido a la escasa protección del COS, las tasas de descomposición del mismo serán relativamente altas,

particularmente en el corto tiempo (< 10 años) luego de la alteración del suelo. Se ha observado frecuentemente que la utilización microbiana de COS es más rápida en suelos de textura gruesa que en suelos de textura fina (Ladd et al., 1985).

En el largo plazo (> 10 años), los suelos arcillosos tienen mayor potencial de acumulación de C. La fertilidad del suelo está relacionada al contenido de arcilla. Por lo tanto, la mayor acumulación en el largo plazo de C en el suelo arcilloso (en comparación con uno arenoso) podrá estar relacionada a una mayor acumulación o adición de C a través de los restos vegetales. Con excepción de algunos suelos de origen basáltico, el estado de la MO ha sido relacionado al contenido de arcilla para una amplia variedad de suelos australianos (Spain, 1990).

2.3.1.4. Variación del contenido de COS en profundidad

Jobbagy y Jackson (2000) encontraron que los contenidos de COS disminuían gradualmente en profundidad para todos los suelos y para cualquiera de los tres tipos de vegetación analizados (árboles, arbustos y pasturas). El tipo de vegetación afectó significativamente la distribución vertical del COS, siendo que cada tipo de vegetación registró diferentes porcentajes de COS en las diferentes profundidades medidas, sobre el total de COS medido.

Essington (2004) reafirma el concepto de que el contenido de COS disminuye con la profundidad del perfil del suelo y es variable según el tipo de suelo.

2.3.1.5. Variación del COS con la topografía

En un estudio de variación en el contenido de C en una toposecuencia en presencia de una sola especie (*Fagus grandiflora* subsp. *mexicana*), se encontró que en función de la ubicación topográfica los niveles de COS variaban (muestreando de 0 a 45 cm de profundidad) de 159 Mg de C ha⁻¹ en la cresta (loma) de la toposecuencia, hasta 208 Mg de C ha⁻¹ en la planicie (Avilés et al., 2009).

2.3.2. Factores climáticos

Para Brady y Weil (2002), la temperatura media anual afecta los niveles de MOS debido a las distintas formas en las que los procesos de producción de

la MO (crecimiento vegetal) y destrucción de la misma por descomposición microbiana, responden a incrementos en esta variable climática. A medida que se pasa de un clima cálido hacia un clima frío, el nivel de MOS tiende a aumentar. Dentro de zonas en condiciones de humedad uniforme y vegetación acorde, el promedio de los niveles de MOS y nitrógeno aumentan en dos o tres veces cada 10°C de disminución en la temperatura media anual. Esto se puede observar en los cambios de color del suelo hacia más oscuro, en los climas más fríos. La humedad del suelo también ejerce una gran influencia en la acumulación de la MO y el nitrógeno en los suelos, aumentando los niveles de estos a medida que aumenta la humedad del suelo. A su vez, la relación C/N (carbono/nitrógeno) tiende a aumentar en los suelos lixiviados en zonas de alta precipitación. Los niveles más bajos de MO y la mayor dificultad de mantener estos niveles se dan en los suelos donde la temperatura media anual es alta y las precipitaciones escasas. Estas relaciones son importantes para la productividad y conservación de suelos y para la dificultad relativa en el manejo de la sustentabilidad natural de este recurso.

El clima tiene un efecto significativo en la deposición y acumulación de C en los primeros 30 cm del suelo en plantaciones forestales (Polglase et al., 2000). Post y Kwon (2000) encontraron una tendencia al aumento del contenido de C de regiones templadas a regiones subtropicales, aduciendo esto al aumento en los ingresos de restos orgánicos debido a una mayor temperatura y humedad. Sin embargo, los bosques de climas fríos tienen dos veces más C en suelo que los suelos de clima templado o cálido (Post et al. 1982, Huntington 1995).

Polglase et al. (2000), Brady y Weil (2002) coinciden en cuanto a las variaciones de acumulación de COS en función del régimen pluviométrico y la temperatura media anual. Las temperaturas medias altas favorecen el aumento de acumulación de restos de MO en el suelo, pero también aumentan los rangos de descomposición de la misma. Por lo tanto, la combinación entre estas dos variables del clima, serían las que determinan la mayor o menor acumulación de COS. Además, el factor microclima, es una variable que debe ser tenida en cuenta. Respecto a esto, Polglase et al. (2000) señalan que invariablemente la temperatura del suelo es sustancialmente mayor en suelo abierto (zona cosechada) que en la zona intacta del bosque. La diferencia es sustancial, siendo en un clima templado de 2°C de incremento, en relación a dentro del bosque. En referencia a la variabilidad del clima en Uruguay, Baethgen y Giménez (2004) ponen como ejemplo las precipitaciones medias mensuales del SW de Uruguay, las cuales varían entre 80 y 100 mm para una serie de datos de 90 años, pero de hecho los valores mensuales observados varían entre 0 y 300 mm durante este período, dejando en evidencia que es poco probable que alguno de los años estudiados se comportase como el año

promedio en relación a las lluvias mensuales. Esta variabilidad en el régimen de lluvias hace que se dificulte el crecimiento de las plántulas en años de sequía.

2.3.3. Uso previo del suelo

Los cambios en el contenido de COS luego de forestar, van a depender también de la cantidad y naturaleza del C orgánico en la fase de pre-plantación. La disminución del COS con el laboreo se piensa que puede atribuirse a cuatro factores principales. En primer lugar, el laboreo anual acelera las tasas de mineralización de C del suelo por mezclar el suelo, lo que altera los agregados y aumenta la aireación del suelo (Chan et al., citados por Polglase et al. 2000, Post y Kwon 2000). En segundo lugar, el laboreo puede reducir el COS de la superficie debido a su redistribución por inversión del suelo. En tercer lugar, el laboreo puede aumentar la pérdida de C del suelo debido a la incorporación de rastrojos en la parte superior del subsuelo dando como resultado un mejor contacto y las condiciones de humedad y las condiciones más favorables para la descomposición. En cuarto lugar, el COS se puede perder por erosión eólica e hídrica, una vez que el suelo fue laboreado (Chan et al., citados por Polglase et al., 2000).

Según Smith et al. (1997), en Europa la forestación de un 30% de la tierra arable (tierra arable total: 40,6 millones de hectáreas) resultaría en un incremento del stock de COS total de 3,58 Pg en 100 años. En adición a los cambios en el stock de COS bajo el suelo, la forestación de suelos pastoriles también influencia el stock de COS al modificar la estructura, contenido de humedad, magnitud y dinámica de las entradas de C orgánico al suelo, junto con otros factores (Nieder y Benbi, 2008).

Modelos de simulación (CGR, citado por Nieder y Benbi, 2008) demostraron una disminución inicial en el COS luego de la forestación, seguida por un incremento del mismo al estar más establecidos los rodales. Esta dinámica está fuertemente influenciada por el contenido de COS inicial, y en menor medida por el tipo de bosque. Los residuos de las raíces muertas de las pasturas pre-existentes se descomponen rápidamente, al igual que las raíces de árboles de hasta 10 mm de diámetro, pero la descomposición de las raíces de árboles de más de 10 mm de diámetro es lenta. Las raíces de los árboles también pueden incorporar C en capas más profundas del suelo que las raíces de las pasturas.

En suelos de FYMNSA en Rivera, Dieste (1999) encontró un ascenso en el contenido de COS en los primeros 100 cm de profundidad en plantaciones forestales de *P. taeda* y *E. grandis* de más de 15 años sobre suelos de uso

previo pastoril, de 9 kg m^{-2} (100 cm) en pradera, a 11 kg m^{-2} (100 cm) en las plantaciones forestales. En contraposición a lo anterior, Carrasco et al. (2004) encontraron un leve descenso de 0,68% en el contenido de COS de plantaciones de *Eucalyptus sp.* de 20 años, en suelos de uso previo pastoril en el noroeste de Uruguay ($32^\circ 20,57' \text{ S } 58^\circ 02,13' \text{ W}$), sobre suelos de prioridad forestal, que según cálculos de los autores representa una pérdida neta de 16,6 toneladas de C por hectárea en plantaciones de *Eucalyptus sp.*

Cabrera y Cal (2007), no encontraron diferencias significativas para el contenido de C orgánico, en el cambio de uso del suelo de pastoril a forestal con *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden para aserrado de más de 15 años, para los horizontes A y Bt, siendo 1,174% en campo (uso pastoril) y 1,102% de C en monte para el horizonte A, y 0,832% en campo y 0,850% en monte para el horizonte Bt. Para el cambio de uso pastoril a *Pinus taeda* L. de más de 18 años, tampoco encontraron diferencias significativas salvo para el horizonte Bt, en el cual observaron un aumento en el contenido para el uso del monte respecto al de campo, siendo 1,121% de C en campo y 0,989% en monte para el horizonte A, y 0,947% en campo vs 1,053% en monte para el horizonte Bt.

Céspedes (2007), encontró datos diferentes dentro de un mismo estudio de MO en un campo natural con pasturas en semi pastoreo (T) comparado con un monte de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden de 25 años de edad (E25) aledaño, ambos en suelos Molisoles de Paysandú, al suroeste del pueblo Piedras Coloradas, y una pradera lejos del monte (T1), al este de Piedras Coloradas, a los efectos de determinar variabilidad entre suelos de pasturas. Al comparar los horizontes A de suelos de pasturas T vs T1, encontró que no eran diferentes porcentualmente para la MOS. Pero al comparar T vs E25, encontró que E25 era menor porcentualmente que T, siendo diferentes estadísticamente. Para el horizonte B1, E25 presentó un valor promedio de MOS% ligeramente mayor a T. También comparó los niveles de MOS entre plantaciones de *E. grandis* de diferente edad en comparación con praderas de las mismas edades pero los resultados son muy variables y dependen del uso anterior de la pradera o de su nivel inicial de MOS, por lo que concluyó que es necesario un mayor número de muestras de suelos y que aunque no es significativo estadísticamente, a mayor profundidad del perfil (horizonte B) parece aumentar el contenido de MOS en las plantaciones de eucalipto.

2.3.4. Factores silviculturales

La silvicultura puede ser definida como el arte y la ciencia de controlar el establecimiento, crecimiento, composición, salud y calidad de los bosques y forestas, para alcanzar diferentes necesidades y valores de los propietarios y la

sociedad en bases de sostenibilidad (Helms, 1999). La deforestación, degradación del bosque, y manejo silvicultural pobre, tienen el potencial de reducir el contenido del pool C en bosques manejados, mientras que el manejo sustentable, la plantación y la rehabilitación pueden incrementar el pool de C en el ecosistema.

La dinámica del C en los bosques naturales (nativos), depende de procesos naturales y perturbaciones a causa del CCA. En bosques nativos en donde la actividad humana no se ha registrado y no existe evidencias claras de disturbios significativos en los procesos ecológicos, el secuestro del C se produce efectivamente. Estos bosques nativos, ocupan un tercio del área boscosa del planeta. Los dos tercios del área boscosa del planeta está ocupada por bosques manejados por el hombre, asociada a la forestación con manejo silvícola, en donde el secuestro de C es afectado directamente, tanto en bosque naturales modificados, como semi naturales y en plantaciones forestales. Las plantaciones forestales productivas están aumentando en extensión y ocupan el 3 % del total del área de los bosques (FAO, 2006). La incorporación de árboles o arbustos en granjas o pasturas puede incrementar la cantidad de C secuestrado en comparación con un monocultivo o cultivo de plantas o incluso pasturas (Sharrow e Ismail, 2004). Además de las cantidades de C orgánico acumuladas en la biomasa sobre el suelo, los sistemas agroforestales pueden también acumular C orgánico por debajo del suelo.

Las actividades de manejo silvícola que aumentan el pool del C, son las que actúan aumentando la producción primaria neta (de la planta), como la fertilización, plantación con mejoramiento genético para crecimiento rápido, y actividades que mejoran el crecimiento sin aumentar los procesos de descomposición (Birdsey et al., 2007). Para aumentar el secuestro del C en lugares forestados, la fracción acumulada en los troncos, ramas grandes y raíces grandes, debe ser mayor dado que estas son las fuentes de C almacenado por décadas e incluso siglos (Beedlow et al., 2004).

Los árboles deben vivir más tiempo para poder aumentar el secuestro de C. El incremento en cantidad del C (Kg C m^{-2}) (Price et al., 2012) tanto en el paisaje como en el suelo, es una estrategia para mitigar las emisiones de C por medio de actividades forestales (Canadell y Raupach, 2008).

2.3.4.1. Especies forestales

Las especies forestales claramente difieren en la productividad, tasas de producción de restos y la calidad de los mismos (Cuevas et al., 1991). También difieren en la distribución del C por debajo y por encima de los

componentes del suelo, la mortalidad de las raíces finas, y en la profundidad de las incorporaciones de C al suelo. Además, la relación tallo-raíz de algunas especies puede tener más respuesta según el tipo de suelo que otras especies (Hosner y Graney, 1970).

La permanencia del COS en el tiempo en el bosque con ausencia de alteraciones externas, hace de estos sistemas unos reservorios eficaces de CO₂ (Jiménez et al., 2009). El poder secuestrador de un suelo está condicionado por el tipo de vegetación que sustenta, ya que condiciona las reservas de este y su variabilidad en el paisaje. La diversidad de especies de plantas influye más que el porcentaje de cobertura vegetal, y por ello proponen su empleo como estrategia para mitigar pérdidas de CO₂.

La eficiencia en la captura de C difiere entre las 100.000 especies de árboles, ya que varían ampliamente en las propiedades que regulan el secuestro de C como el crecimiento, la mortalidad, la descomposición, y su dependencia sobre el clima (Purves y Pacala, 2008). En total, las estimaciones de captura de C varían de entre 0,49 y 0,7 Pg de C año⁻¹ para el bosque boreal, a 0,37 Pg de C año⁻¹ para el templado, y entre 0,72 y 1,3 Pg de C año⁻¹ para el bosque tropical.

Experimentos realizados por Oren et al. (2001) en bosques de Carolina del Norte (EEUU) con *Pinus taeda* L., reportan que luego del crecimiento inicial rápido del brote, los árboles crecieron más lentamente y no absorbieron tanto como se esperaba del exceso de CO₂ de la atmósfera (referido al CCA). En dos experimentos con árboles de *Pinus taeda* L. expuestos al aumento de CO₂ en la atmósfera, el incremento en la biomasa de C inducido por el CO₂ y sin nutrientes añadidos fue indetectable en un sitio nutricionalmente pobre, y la estimulación en un sitio nutricionalmente estándar fue transitoria, estabilizándose en una ganancia marginal después de tres años. Sin embargo bajo mayor concentración de CO₂ y con el agregado de nutrientes, se detectó un aumento sinérgico de CO₂ y nutrientes, siendo mayor la ganancia en el sitio pobre que en el sitio estándar. Con base en estos resultados, los autores concluyeron que la evaluación de la futura fijación de C debe considerar las limitaciones impuestas por la fertilidad del suelo, así como las interacciones con la deposición de nitrógeno, para esta especie forestal.

Las principales especies de rápido crecimiento y corta o media rotación más plantadas en países de África, América y Asia, pertenecen a los géneros *Eucalyptus*, *Acacia* y *Pinus* spp. Hay una fuerte variación en el potencial de secuestro de C entre las diferentes plantaciones, según especies, regiones y tipo de gestión. Las variaciones en las condiciones ambientales pueden afectar el potencial de secuestro de C, incluso dentro de un área geográfica

relativamente pequeña. Además, la práctica de manejo tal como la preparación del sitio, fertilización, selección, puede fácilmente aumentar la captura de C de especies de rápido crecimiento por medio la biomasa (Koskela et al., 2000).

Pinus radiata y especies del género *Eucalyptus*, son las más comúnmente plantadas en Australia. En la evaluación en diversos casos del efecto de estas especies junto con otras, sobre el cambio en el COS, se encontraron diferencias significativas en contenido de COS en los suelos analizados para las profundidades <10 cm y <30 cm, por efecto de las distintas especies mencionadas (Polglase et al., 2000). En general observaron que *P. radiata* disminuyó el contenido de COS en contraposición a los aumentos observados sobre plantaciones de *Eucalyptus* (incluso sobre suelos expastoriles) y otras especies de madera dura o blanda. Esta disminución de COS observada en plantaciones de *P. radiata*, se cree esté relacionada a diferencias en la calidad de los restos del árbol aportados al suelo, muchos de estos sin descomponer y aportando muy poco al stock de COS.

Guo et al. (2007) encontraron que el pasaje de suelo pastoril a uso para plantaciones de *Pinus radiata* luego de 16 años de plantación presentó valores menores en contenido de COS a los originales de los suelos pastoriles de *Themeda triandra* dominante, en cada horizonte del perfil del suelo. Según estos autores, esto podría estar en parte relacionado a la dinámica de las raíces finas de las distintas especies en el suelo. En un estudio similar pero posterior al mencionado y realizado en Australia, Guo et al. (2008) concluyeron que la disminución neta del stock de C del suelo en suelos forestados previo uso pastoril se debe a la lenta incorporación de los restos de los pinos dada la edad del bosque (16 años), pero que la forestación y reforestación son métodos efectivos para el secuestro de C.

Para O' Connell et al. (1997) el menor incremento de C en el suelo bajo eucaliptos o especies de maderas blandas que bajo las especies de maderas duras, puede estar relacionado con menores tasas de descomposición de los restos. Una tasa más lenta de descomposición de los restos se traducirá en menos transferencia de C fresco al suelo. Los restos de eucaliptos, y en particular las coníferas, a menudo se desintegran lentamente en comparación con los restos de especies caducas de madera dura. En los eucaliptos, el bajo contenido de nutrientes, las hojas esclerófilas, abundantes en fibras y lignina cruda, y la presencia de polifenoles y sustancias químicas alelopáticas en hojas, pueden contribuir a reducir la velocidad de descomposición, frente a las hojas menos lignificadas de especies de hoja caduca. Los restos de coníferas son generalmente aún más recalcitrantes que los de eucaliptos, pero a la larga también se descomponen e integran al suelo como C orgánico.

2.3.4.2. Densidad de plantación

En el corto plazo (< 10 años), el espaciamiento (densidad de plantación) de los árboles afecta la temperatura, humedad y cantidad de restos vegetales en el bosque, y también determina el tiempo requerido para alcanzar el cierre de copa. Estos factores son fuertemente determinantes de las tasas de descomposición. En el largo plazo (> 10 años), el espaciamiento inicial tiene poca influencia en la tasa de crecimiento de los bosques. A altas densidades, los árboles pueden estancarse reduciendo las entradas de C al suelo. Binkley y Resh (1999), encontraron que el cambio en el contenido de C no está relacionado al espaciamiento. No obstante, para Lorenz y Lal (2010) la disminución de la densidad de plantación (a través del raleo) afecta el secuestro de C reduciendo la cantidad de biomasa en el bosque y la MO, por estimulación de la descomposición microbiana debido al aumento de la radiación solar y contacto de las precipitaciones con el suelo del bosque.

En Uruguay, las rotaciones para fibra o pulpa oscilan entre 1100 y 1600 árboles ha⁻¹ sin raleos ni podas, y las rotaciones largas para madera de calidad rondan los 1100 a 1250 árboles ha⁻¹ iniciales, con una cosecha final del 25% de los árboles plantados inicialmente (Gallo, 2008).

La reducción en la densidad de los bosques aumenta la cantidad de humedad y nutrientes disponibles en el suelo para los restantes árboles (Solomon et al., 2007). No se sabe cuál es el punto óptimo entre la intensidad de raleo y la producción por árbol (Nabuurs et al., 2008). Las cantidades de C del suelo disminuyen a medida que aumenta la intensidad de raleo pero no se conocen mucho los efectos sobre la fracción del C mineral. El raleo le da al bosque estabilidad y longevidad, y esto puede resultar en un mayor secuestro de C. Al principio se da una disminución en la producción primaria neta (PPN), la cual se ve superada por la respiración total del sistema, pero luego la PPN alcanza los niveles alcanzados antes de que ocurriese el raleo.

En un ensayo de plantaciones de *Eucalyptus saligna* Smith, se midió la distribución total del C hacia abajo del suelo en dos densidades de plantación (1111 árboles ha⁻¹ y 10000 árboles ha⁻¹), encontrándose una diferencia en la distribución y el contenido total de COS, 18% mayor para la densidad alta respecto a la baja (Giardina y Ryan, 2002).

No obstante, no se conocen resultados ni se encontró bibliografía respecto de estudios de densidad de plantación y entre dos especies de árboles, en especial las estudiadas en este trabajo, para las variables contenido de COS hasta 30 cm de profundidad, stock de COS, y $\delta^{13}\text{C}$, en comparación con suelos de uso previo pastoril.

2.3.4.3. Edad de la rotación

Para Lorenz y Lal (2010) el contenido de C en un suelo de un ecosistema forestal natural o manejado por el hombre, aumentará al aumentar el tiempo de la rotación o edad de la plantación forestal. Los bosques jóvenes tienen una gran capacidad de sumidero de C pero los bosques antiguos tienen una alta cantidad de C por superficie terrestre (Kg C m^{-2}).

Schulze (2006), Zhou et al. (2006), Ingerson y Loya (2008), Hudiburg et al. (2009), coinciden en que los bosques de siglos de edad en distintas partes del mundo, aún continúan incorporando C al suelo año tras año.

En las plantaciones cultivadas en rotaciones cortas de madera para pulpa o biomasa energética, los árboles se plantan a densidades relativamente altas (> 1.000 tallos ha^{-1}) y se cosechan después de 10-15 años sin intermediar un raleo. En las plantaciones cultivadas en rotaciones más largas (30 a 50 años) para madera sólida o chapas de debobinado, la densidad de plantación es menor (500-1000 tallos ha^{-1}), y el intermedio no comercial (es decir raleos no comerciales y podas) y los raleos comerciales se llevan a cabo para llegar a una media final 213-325 tallos de *Pinus patula* ha^{-1} (Hawley y Smith, 1982). En Uruguay, las rotaciones cortas de *Eucalyptus sp.* para pulpa rondan los 8-10 años de edad sin raleos, y las rotaciones más largas hasta 25 años en el caso *Pinus taeda* L. o *Pinus elliottii* para madera de aserrado (INIA, 2006).

La edad de cosecha o el tiempo de rotación, tiene un impacto significativo en el COS a través de su influencia sobre la frecuencia de la perturbación del suelo durante la cosecha. Plantaciones de rápido crecimiento y corta rotación, darán lugar a una mayor pérdida de COS (Turner y Lambert, 2000).

Acortar el tiempo de rotación del bosque o del rodal, se cree que resulta en la disminución a largo plazo en el almacenamiento de COS (Harrison et al., citados por Polglase et al., 2000). Gleixner et al. (2009) explican que el aumento de COS tanto en residuos del suelo superficial (horizontes O) como suelo mineral, se debe en parte al tipo de estructura en la que se encuentra el C, siendo un hecho el aumento del porcentaje de lignina y la disminución del porcentaje de celulosa tanto en el bosque como sus residuos, lo que confiere mayor estabilidad a la MO a los bosques antiguos.

2.3.4.4. Conservación de residuos de plantas en el sitio

En el largo plazo, la quema de residuos resulta en una significativa disminución en el contenido de COS en los primeros 0 a 20 cm del suelo. Además, la fase de barbecho en suelos de cultivos puede acelerar la pérdida del COS aportado por las raíces y por los escasos restos de cosecha sobre el suelo (Collins et al., 1992).

En Australia, experimentos de 8 a 10 años demostraron que la retención de residuos de cosecha aumenta el COS (Chan et al., citados por Polglase et al., 2000). La retención de residuos de cosecha incrementa la descomposición del COS aumentando el número de microorganismos y por ende la velocidad de oxidación de la MO (Oades et al. 1988, Capriel et al. 1992). Sin embargo esto es negado por el incremento en las entradas de COS con la retención de los residuos de plantas.

En Uruguay, Delgado et al. (2006) publicaron un trabajo sobre siete casos de estudio en plantaciones de *Eucalyptus* sp., en donde el COS tendió a disminuir en la parte superior del horizonte A. Aunque no hubo un resultado claro para otros horizontes, en algunos casos el COS tendía a aumentar en la parte inferior del A o la parte superior del B de los suelos forestados, en comparación con el suelo bajo pasturas. A pesar de que estos cambios en la distribución vertical no pudieron determinar ningún cambio en el contenido total de C del perfil, la presencia del horizonte O en los suelos forestales les permitió concluir que las plantaciones aumentan el CO total en el suelo.

Para Price et al. (2012) las raíces finas son la fuente más grande de incorporación de CO al suelo, ya sea por medio de la descomposición de raíces o a través de sus exudados y por su asociación con hongos micorrízicos en la rizosfera. Uselman et al. (2007), sugieren que los restos de raíces en profundidad juegan un rol importante en la adición de C estable al sistema suelo.

2.4. CONTRIBUCIÓN DE LAS TÉCNICAS ISOTÓPICAS DE ANÁLISIS A LOS ESTUDIOS DE COS

El C posee naturalmente dos isótopos estables: ^{13}C y ^{12}C . Alrededor del 98,89 % de todo el C en la naturaleza es ^{12}C y el resto es ^{13}C . La relación entre estos dos isótopos ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) en los materiales naturales, varía ligeramente alrededor de valores promedio como resultado del fraccionamiento isotópico durante los procesos físicos, químicos y biológicos. Esta variación es relativamente pequeña en la MO del suelo y la vegetación, por

aproximadamente un 2% o 20 partes por mil. El uso de isótopos estables para detectar cambios en la distribución de la vegetación de bosques y pastizales, es de gran utilidad (Boutton 1996, Bowman y Cook 2002), ya que todas las plantas discriminan entre los isótopos estables ^{13}C y ^{12}C , más pesado y más liviano respectivamente, siendo estos los que forman la vasta mayoría del C en la naturaleza. Los procesos más importantes que contribuyen a la discriminación del ^{13}C contra el ^{12}C en las hojas son el rango de difusión del $^{12}\text{CO}_2$ y $^{13}\text{CO}_2$, y el fraccionamiento relativo a la carboxilación de la enzima Rubisco (Schulze et al., 2005).

Las relaciones entre los isótopos estables tanto en los componentes orgánicos como inorgánicos de la naturaleza, a menudo generan e integran información relativa a: los procesos que formaron esos compuestos orgánicos o inorgánicos, las relaciones $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ de esos procesos, y las condiciones ambientales prevalentes durante la formación de esos compuestos. Esta información puede ser obtenida a través del análisis de isótopos estables (Boutton, 1996). El cambio de vegetación del tipo C4 (Ciclo Hatch Slack) ya sea un cultivo o pasturas, a una vegetación de tipo C3 (Ciclo Calvin) como los árboles, permite cuantificar la contribución de la nueva vegetación a los cambios en el contenido de CO_2 , usando técnicas isotópicas (Balesdent et al. 1996, Boutton 1996, Evans et al. 2001).

La fotosíntesis por metabolismo C3 se da en el 95 % de todas las especies de plantas (Schulze et al., 2005). Todos los árboles y cerca de casi todas las plantas de climas fríos son metabolismo C3 (Lorenz y Lal, 2010). Algunas plantas de clima templado y el 2 % de todas las especies de plantas asimilan el C por medio del metabolismo fotosintético C4 (Schulze et al., 2005). Ciertos arbustos leñosos, árboles pequeños, y algunas pasturas en el bosque realizan el metabolismo C4 (Sage 2001, Millard et al. 2007).

El grado de discriminación contra el ^{13}C es mayor para las plantas leñosas y pasturas de clima templado tipo C3 que para pasturas tropicales del tipo C4. La diferencia en fraccionamiento entre C3 y C4 se puede expresar en valores de $\delta^{13}\text{C}$ (Delta C 13) (Balesdent y Mariotti, 1996). El $\delta^{13}\text{C}$ es determinado al encontrar la diferencia en la relación $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ en una muestra analizada al ser comparada con la relación $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ del estándar internacional PDB-Vienna, y esta diferencia se expresa como una proporción (en partes por mil) de la relación isotópica del estándar (Boutton, 1996). Las especies C3 tienen un $\delta^{13}\text{C} \sim -27$, siendo más pobres en ^{13}C que las C4 con $\delta^{13}\text{C} \sim -12$ (Balesdent y Mariotti, 1996).

Las plantas con ciclo C3 tienen valores que varían entre -32 ‰ y -22 ‰, mientras que las plantas de tipo C4 varían entre -17 ‰ y -9 ‰. Si bien algo de

fraccionamiento de los isótopos del C ocurre al descomponerse la MO, los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de la misma sobre la superficie del suelo están esencialmente en equilibrio con el $\delta^{13}\text{C}$ de la vegetación adyacente (Boutton, 1996).

Para utilizar estas pequeñas variaciones isotópicas, el $\delta^{13}\text{C}$ debe ser medido con alta precisión. Estas mediciones de relación isotópica se realizan con un espectrómetro de masas de gases, equipado con tres colectores de haces de iones. En pocas palabras, la MO se convierte cuantitativamente en CO_2 por combustión a $\sim 900\text{ }^\circ\text{C}$ en una atmósfera de O_2 , donde el CO_2 se aísla y purifica por destilación criogénica o cromatografía de gases, y la composición isotópica del CO_2 es determinada por la recolección simultánea de las masas: 44 ($^{12}\text{C}^{16}\text{O}^{16}\text{O}$), 45 ($^{13}\text{C}^{16}\text{O}^{16}\text{O}$), y 46 ($^{12}\text{C}^{18}\text{O}^{16}\text{O}$), en el espectrómetro de masas. La composición isotópica del CO_2 de la muestra es comparada con la del estándar de referencia con un valor $\delta^{13}\text{C}$ conocido (Boutton, 1996).

2.4.1. Isótopos estables del C y su medición

Los isótopos estables de C se expresan como:

$$\delta^{13}\text{C}\text{‰} (\text{Delta C}) = [(\text{Rmuestra} - \text{Restándar}) / \text{Restándar}] * 1000 ;$$

siendo, $\delta^{13}\text{C}$ la diferencia entre la relación $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ de la muestra en comparación al estándar, y R es la relación de masa 45/44 del gas de la muestra o el estándar usados. El $\delta^{13}\text{C}$ es adimensional pero se expresa como partes por milés (‰) porque se multiplica por mil. Por convención, los valores de $\delta^{13}\text{C}$ se expresan en base a los valores del estándar de carbonato de calcio PDB (Pee Dee Belemnite formation), que tiene una relación $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ de 0,0112372 (valor absoluto).

El efecto del cambio de vegetación sobre la composición isotópica de la MOS se explica gráficamente (figura No. 1), donde "A" y "B" representan los distintos tipos fotosintéticos (C3 y C4). En el momento del cambio de vegetación (t_0), la MOS tiene una composición isotópica " δA_0 ", la cual es cercana a la composición original de la vegetación "A" (" δA "). Esta MOS se descompone progresivamente y es parcialmente reemplazada por MOS derivada de la vegetación "B", dando lugar a una composición isotópica (" δB_0 ") (Balesdent y Mariotti, 1996).

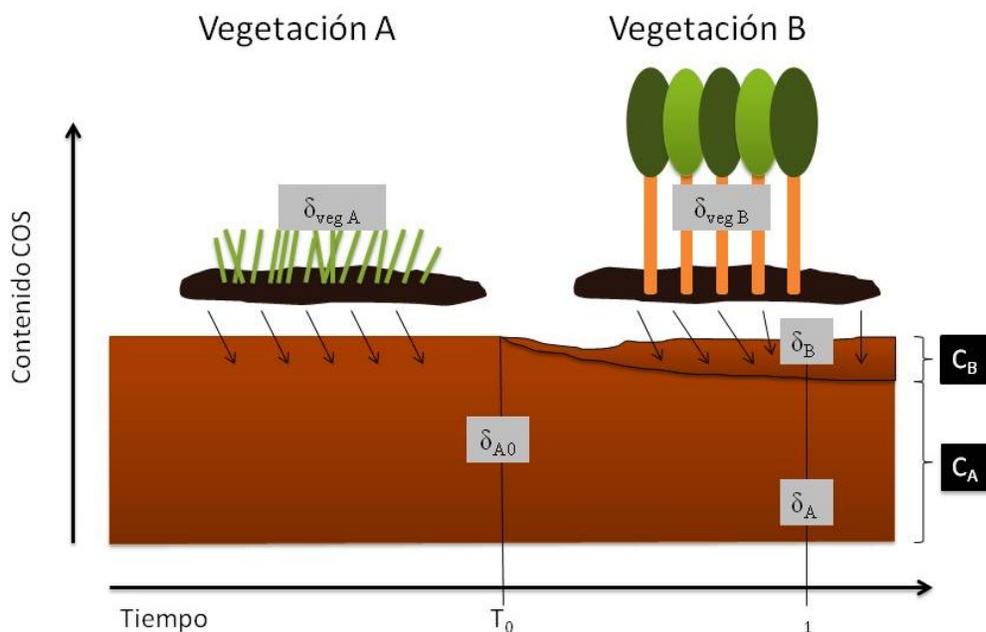


Figura 1. Representación esquemática del reemplazo del COS (C_A) de una vegetación A, por el COS (C_B) de una vegetación B a través del tiempo (adaptado de Balesdent y Mariotti, 1996)

Dado un tiempo (t), el contenido total de COS puede ser expresado como:

$$C = C_A + C_B \quad (\text{Ecuación 1})$$

De lo anterior (ecuación No. 1) surge que:

$$\delta(C_A + C_B) = \delta_A C_A + \delta_B C_B \quad (\text{Ecuación 2})$$

La ecuación anterior (ecuación No. 2), en donde delta (δ) está relacionada linealmente con $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ puede ser redefinida de modo de obtener la fracción de C de la vegetación nueva, asumiendo que "C" es el C total de la muestra y que " C_B " es la fracción del C de la nueva vegetación. En esta ecuación No. 2, " δ_A " es la composición isotópica del C_A (C de la vegetación A), y " δ_B " es la composición isotópica del C_B . De modo que se puede expresar la fracción (F) del nuevo COS procedente de la nueva vegetación, como F (%) del total de COS medido.

Reescribiendo la ecuación No. 2 tengo que:

$$F = \frac{C_B}{C} = \frac{\delta - \delta_A}{\delta_B - \delta_A} \quad , \quad (\text{Ecuación 3})$$

que es lo mismo que:

$$F(\%) = 100 * \frac{(\delta - \delta_A)}{(\delta_B - \delta_A)} \quad , \quad (\text{Ecuación 4})$$

donde δ es el $\delta^{13}\text{C}$ del COS en el tiempo 1, δ_A es el $\delta^{13}\text{C}$ del COS en el tiempo 0, y δ_B es el $\delta^{13}\text{C}$ de los residuos de la nueva vegetación.

2.4.2. El fraccionamiento isotópico en los diferentes tipos de fotosíntesis

Todas las plantas discriminan o identifican el $^{13}\text{CO}_2$ durante la fotosíntesis gracias a sus enzimas de fijación de CO_2 y la limitante de difusión de este en la hoja, pero esta discriminación varía de acuerdo al tipo de metabolismo fotosintético de la planta (C3, C4, CAM). Esta diferencia isotópica en el C, le permite ser rastreado desde los distintos tipos de metabolismos fotosintéticos hasta los pools de la MO del suelo, dado que es muy pequeña la variación de estos valores de $^{13}\text{CO}_2$ durante la descomposición de los restos vegetales (Balesdent y Mariotti 1996, Boutton 1996). El $\delta^{13}\text{C}$ del COS puede ser utilizado para documentar los cambios en la vegetación tanto en suelos modernos (nuevos) como en paleosuelos, ya sea de vegetación C3 a C4, como de C4 a C3.

Miller et al. (2001), usando el $\delta^{13}\text{C}$ como una medida de la limitante estomática en la fotosíntesis, encontraron que la distribución de las especies estaba asociada a un cambio en el valor mencionado, reflejando la limitante estomática sobre la asimilación del CO_2 .

Takimoto et al. (2009), en un estudio sobre el aporte de C de los árboles al suelo como secuestro de C, utilizando la técnica isotópica del $\delta^{13}\text{C}$ encontraron que había más COS (g kg suelo^{-1}) en profundidad y en superficie proveniente de los árboles (plantas C3) que de los cultivos (plantas C4), y concluyen que esto indica que la presencia de árboles promueve el secuestro o almacenamiento de C protegido en el suelo.

2.5. ANTECEDENTES PARA SUELOS DE PRIORIDAD FORESTAL

En Uruguay, los suelos destinados a uso forestal o "*Suelos de Prioridad Forestal*" según Ley 15939/87 y decretos 191/06 y 294/010, son aquellos que reúnen ciertas características descritas por CONEAT, tales como: ser marginales o no aptos para otras producciones, presentar texturas medias a arenosas, poseer baja fertilidad, poca o buena profundidad, rocosidad y/o pedregosidad asociada, poseer medio a bajo contenido de bases desde el punto de vista químico, y medio a bajo contenido de MO desde su estudio inicial. Estos Grupos CONEAT con prioridad de uso forestal son los: 07, 09, 2, 4, 5, 7, 8, 9 y S (URUGUAY. MGAP. RENARE, 2010). Para este estudio los suelos utilizados se encuentran dentro de los grupos 7 y 9, que se detallan en el capítulo 3. En cuanto a la capacidad de los suelos estudiados de retener agua y que la misma esté disponible para el cultivo, Molfino (2009) encontró que los grupos CONEAT aquí tratados entran dentro de la clase "*Alta*" APDN (Agua Potencialmente Disponible Neta), con 150 mm para el grupo 7.32, y 137 mm para el grupo 9.3.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. CONTENIDO DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO PREVIO AL USO FORESTAL

En cuanto al contenido inicial de COS previo a la forestación, existen estudios previos en cuanto al contenido de MO, para los suelos en donde se encuentran los sitios estudiados, que se ubican en un rango de entre 2 y 4% de MO para los primeros 0 a 20 cm de profundidad. De igual forma, en el mapa para profundidades de hasta un metro se encontró un contenido del rango de 4 a 8 kg m⁻² m⁻¹ de profundidad para ambos sitios (Durán, 1998), y entre 8,2 a 9,0 kg m⁻² m⁻¹ de COS en suelos de aptitud forestal de la Unidad Algorta (Califra et al., 2007).

3.2. DESCRIPCIÓN DE SITIOS Y SUELOS

Para el estudio del efecto del cambio de uso del suelo de pastoril a forestal en las variaciones del COS se seleccionaron dos situaciones distintas en dos zonas diferentes del país:

1. Plantaciones comerciales de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden mayores a 17 años de edad, con destino a madera de aserrío, sobre suelos de aptitud forestal del litoral oeste del país (plantaciones de Caja Bancaria).
2. Experimento de campo con tres densidades de plantación en *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden y *Pinus taeda* L., ambos de 8 años de edad, sobre suelos de aptitud forestal del noreste del país (Establecimiento Los Moros).

A continuación (figura No. 2) se indica la ubicación de ambas situaciones, y se describen sus características principales.

3.2.1. Plantaciones comerciales de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden de 17 a 18 años de edad en la zona litoral oeste

Geográficamente, la zona se ubica en las coordenadas 32°19'3,57"S 57°35'25,97"O, cercana al poblado de Piedras Coloradas (Ruta 90, departamento de Paysandú) en rodales de Caja Bancaria. Climáticamente, cuenta con una precipitación media anual de 1218 mm (URUGUAY. MDN. DNM, s.f.). La temperatura media anual también según la misma serie estadística es de 17,9 °C, con una mínima de -4,5°C y una máxima de 42,5°C.

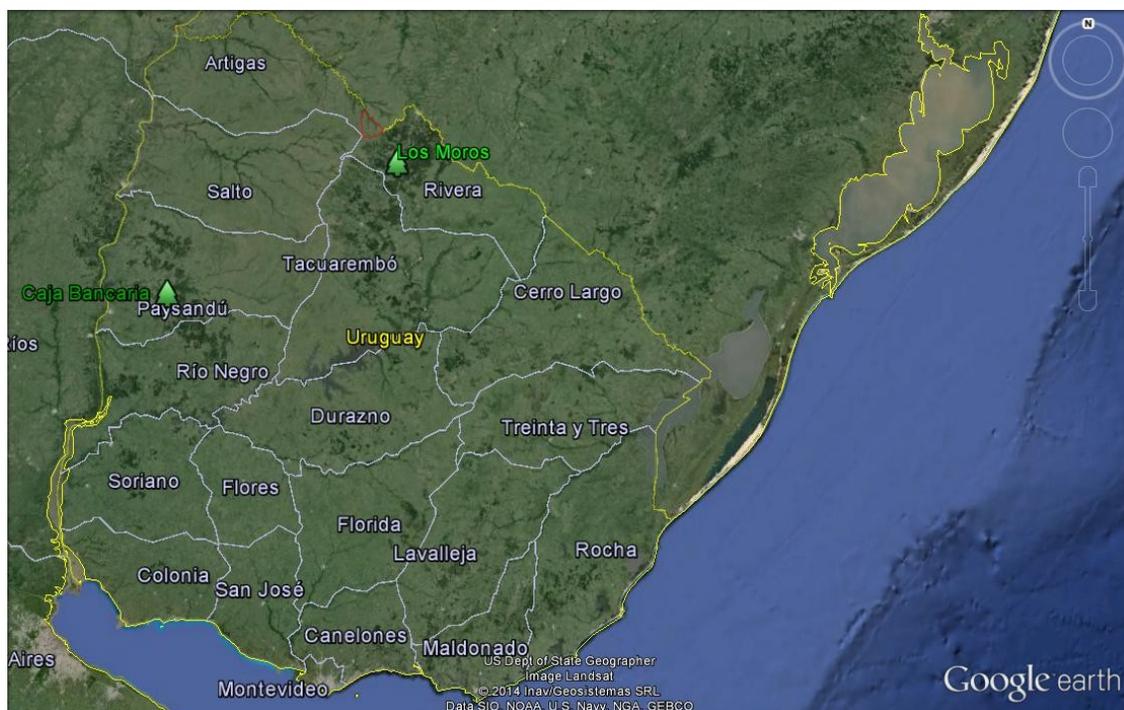


Figura 2. Ubicación de las plantaciones de Caja Bancaria y Los Moros en mapa geo-político del Uruguay (aplicación GoogleEarth)

Las plantaciones de Caja Bancaria se situaron sobre suelos del Grupo CONEAT 9.3 (URUGUAY. MGAP. RENARE, 1994), en concordancia con la Unidad Cartográfica Algorta (AI), según Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay (escala 1:1.000.000) (URUGUAY. MAP. DSF, 1979), con suelos dominantes del tipo Argisoles Dístricos Ócricos Abrúpticos (Típicos) o Planosoles Dístricos Ócricos (Melánicos), y suelos asociados Brunosoles Subéutricos (Dístricos) Típicos/Lúvicos. Según la clasificación de suelos del USDA (Soil Survey, 2014), los suelos encontrados en el sitio de estudio se corresponden con Albaqualfs Típicos finos (Alfisoles).

Los materiales geológicos descriptos para esta zona son rocas sedimentarias cretácicas tanto de la Formación Asencio que se encuentra apoyada sobre la Formación Mercedes, como de esta última (Bossi, 2010). En la Formación Asencio se define un perfil integrado desde la base por areniscas finas a medias amarillentas, macizas, muy arcillosas con moteados y concreciones de óxidos de hierro, los que aumentan su participación hasta formar en una coraza de ferrificación en la parte superior de la secuencia, de un color rojo hematítico. La Formación Mercedes se compone del miembro inferior

integrado con depósitos de arreglo general grano-decreciente y estratificación de tamaño mediano a medio, cuya base la forman diamictitas o conglomerados de origen sedimentario que pueden evolucionar raramente hasta pelitas calcáreas o calcáreas de poca potencia. El miembro superior se define como integrado por una monótona secuencia arenosa fina a media de selección regular con granos subredondeados a redondeados, dispersos, de arena gruesa de hasta 1 mm, cuarcítica, maciza, de colores pardo rosados a amarillentos. En esta secuencia se intercalan niveles de calizas que alcanzan hasta 15 m de potencia (Bossi y Ferrando, 2001).

Las plantaciones seleccionadas para evaluación (Monte) fueron plantadas en los años 1993 y 1994 con fines comerciales de aserrío. La densidad de plantación inicial fue de 1000 plantas ha^{-1} y el marco de plantación es de 4 m en la entrefila x 3 m entre planta. En la selección de los puntos de muestreo se buscó que las plantaciones tuvieran una pastura nativa aledaña (PNA), a los efectos de considerarla como testigo pre-forestación. Los puntos de muestreo se pueden apreciar en la figura No. 3, que aparece a continuación.

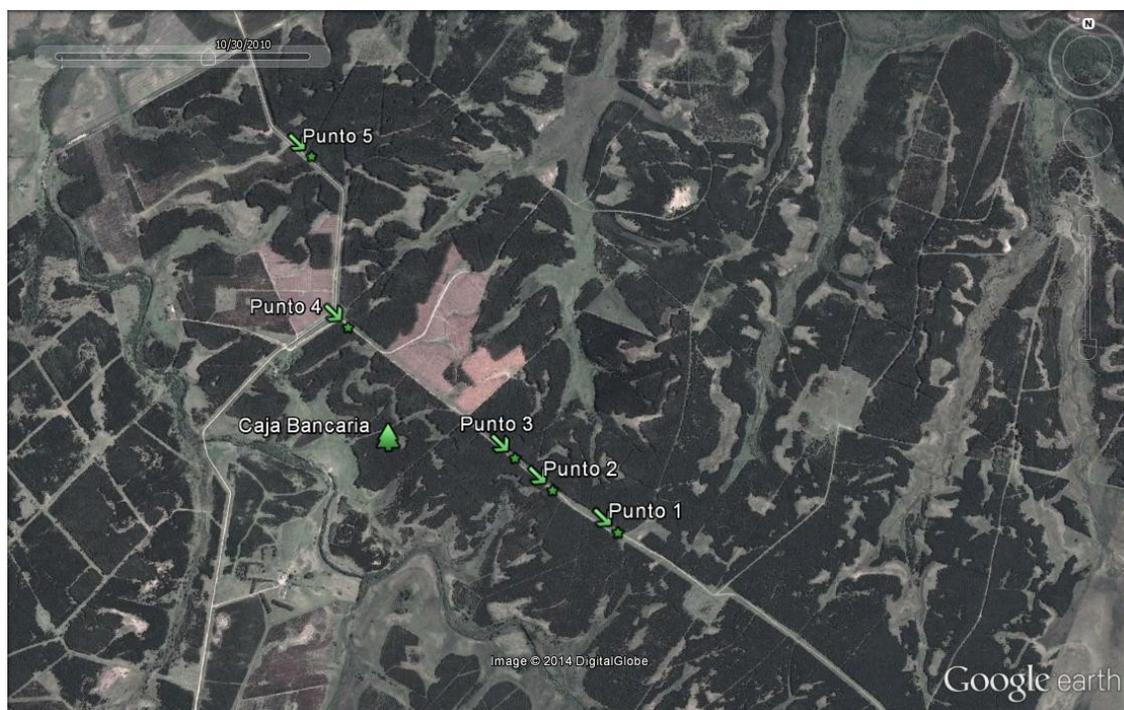


Figura 3. Localización de los puntos de muestreo de las plantaciones de Caja Bancaria

Se seleccionaron 5 puntos de muestreo (es decir 5 repeticiones) al azar dentro de los rodales y 5 repeticiones para los suelos pastoriles aledaños. En

cada punto de muestreo, y bajo ambos manejos (forestal y pastoril) se tomaron muestras de suelo a las profundidades de 0 a 5, 5 a 10, 10 a 15, 15 a 20, 20 a 30 y, 30 a 50 ó 30 a 40 cm (dependiendo del espesor del horizonte B). Para cada profundidad se conformó una muestra compuesta de 20 tomas individuales de suelo, tomadas con calador a las profundidades antes mencionadas, dado que el COS varía espacialmente en el suelo, a pocos metros de distancia (Price et al., 2012).

3.2.2. Experimento de campo con tres densidades de plantación en *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden y *Pinus taeda* L. de 8 años de edad, sobre suelos de aptitud forestal del noreste del país

Las plantaciones para el experimento de densidades se encuentra en el establecimiento Los Moros en la zona Noreste del país (Dpto. de Rivera, Coordenadas 31°23'54,66"S - 55°41'47,40"O). El departamento de Rivera cuenta con una precipitación media anual de 1639 mm según el registro pluviométrico, además de una temperatura media anual de 18,1°C, una temperatura máxima registrada de 41,5°C y una mínima de -5°C para igual serie de datos (URUGUAY. MDN. DNM, s.f.).

Los suelos pertenecen al Grupo CONEAT 7.32 (mapa a escala 1: 1.000.000) (URUGUAY. MGAP, 1994), correspondiendo en este caso con la Unidad Cartográfica Tres Cerros (URUGUAY. MAP. DSF, 1979), para la cual se encuentran suelos dominantes Luvisoles Ócricos (Melánicos) Típicos/Álbicos o Acrisoles Ócricos Típicos, y asociados Litosoles Éutricos (Subéutricos) Melánicos, Planosoles Dísticos Ócricos/Úmbricos/Melánicos o Inceptisoles Úmbricos Melánicos. Se corresponden con el Orden Alfisoles (Gran grupo Hapludalfs), Entisoles y Ultisoles (Gran Grupo Hapludults) (Soil Survey, 2014).

Las formaciones geológicas descriptas para esta zona según el mapa geológico del Uruguay 1:500.000 (Bossi et al., 2001) son: la Formación Tacuarembó de Areniscas finas y muy finas de colores claros, neutros y reductores; y la Formación Rivera, formada por Areniscas de origen eólico, en estructuras dunares, medias y medias a finas, con menor participación de psamitas finas de colores rojizos, presentando comúnmente una muy débil silicificación. Tanto la formación Rivera como la Tacuarembó, pertenecen al grupo Batoví Dorado, que está integrado por areniscas finas a medias, amarillentas a rojizas, con rara presencia de limolitas. La Formación Tacuarembó es la más extendida del grupo (Bossi, 2010).

El experimento de densidades de plantación, al igual que la realización del diseño y su ejecución, estuvo a cargo de la empresa Weyerhaeuser S.A.

Fue establecido en la primavera del 2003, con el objetivo de evaluar los efectos de las diferentes densidades de plantación (Terzhaghi, 2004) sobre las principales variables dasométricas de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden y *Pinus taeda* L. En la zona noreste del país, normalmente se plantan estas dos especies de forma conjunta pero no mezcladas entre sí. *E. grandis* se planta en la zona media a alta de la ladera. *P. taeda* se planta en la zona donde la ladera se acerca a los bajos y desagües en donde hay mayor incidencia de heladas siendo que su rango de crecimiento va de -10° a 100°F (-23° a 37°C) (Koch, 1972) y *E. grandis* es sensible a las heladas (hasta -5°C) (Krall 1970, de la Lama 1976), tolerando de 1 a 5 heladas por año. Algunos autores mencionan que *E. grandis* no soporta las temperaturas inferiores a 0°C (Senyszyn y Soria, 1978) pero que hay introducciones de Sudáfrica en nuestro país con algo más de resistencia a heladas. Por otro lado, no se pueden mezclar cuadros de esta especie de *Eucalyptus* que es particularmente alta, alcanzando de 43 a 60 m según de la Lama (1976), con *P. taeda*, dado que este último es mucho menor en altura (9 a 19 m a los 20 años de edad, Koch, 1972), y la altura variará con el tipo de suelo entre 18 y 34 m (Baker y Gordon, s.f.). De mezclar estas especies en cuadrados de parcelas contiguas se proporcionaría un efecto de sombreado desde *E. grandis* Hill ex Maiden a *P. taeda* L. que afectaría el crecimiento de este último, sin mencionar otros efectos de competencia entre especies que escapan el interés de este trabajo. Este sombreado que se expresa por una mayor velocidad de crecimiento de *E. grandis* Hill ex Maiden, y la competencia de una especie a otra, se estima son las razones por la cual la aleatorización se realizó para las densidades de plantación pero se respeta las diferencias entre ambas especies no mezclándose las entre sí.

A los efectos de este trabajo se utilizaron las densidades de plantación existentes de 816, 1111 y 2066 plantas por hectárea, con plantación hecha de semilla y sin raleos previos. Cada densidad de plantación cuenta con tres repeticiones para reducir la variabilidad generada por el efecto suelo y posición topográfica. La distribución del espaciamiento de las distintas densidades es de: $3,5 \times 3,5$ m para la densidad de 816 plantas ha^{-1} ; 3×3 m para la de 1111 plantas ha^{-1} ; y $2,2 \times 2,2$ m para la de 2066 plantas ha^{-1} .

Se realizó la caracterización morfológica, física y química del suelo modal del experimento (anexos No. 3a y 3b). Se muestreó el suelo de las parcelas del experimento y de las pasturas aledañas a los mismos, entre la primavera del 2011 y otoño del 2012. En cada parcela y en el campo natural con pasturas nativas aledañas se tomaron muestras compuestas por 20 tomas de suelo con calador del horizonte A, estratificadas de 0-5, 5-10, 10-15, 15-20 y 20-30 cm. También se muestreó el horizonte B del suelo con taladro Edelman (10 tomas individuales para la conformación de la muestra compuesta). En este estudio, el término "PNA" es abreviatura de "Pastura Nativa Aledaña", que hace

referencia al uso pastoril del suelo con esta vegetación. Para todas las variables mencionadas, la abreviación “EU” es utilizada para la especie *Eucalyptus*, mientras que “PI”, es utilizada para *Pinus*, (Ej: “EU816” se refiere al uso del suelo de la especie de *Eucalyptus* estudiada a la densidad 816 árboles ha^{-1} establecida en esa parcela). El diseño del ensayo Los Moros y la ubicación de las parcelas utilizadas se aprecian en la figura No. 4, a continuación.

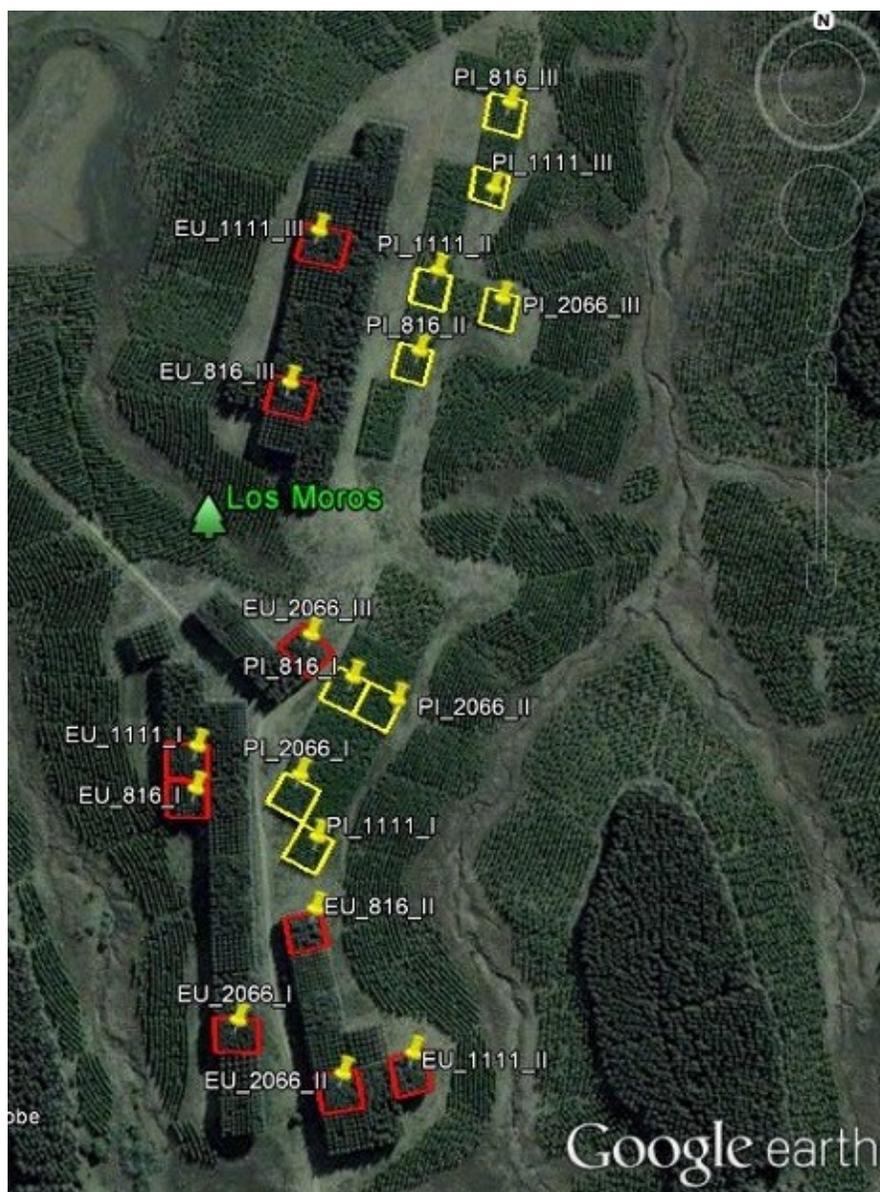


Figura 4. Parcelas del ensayo de especies y densidades en Los Moros

Para cada una de las profundidades de muestreo indicadas en el párrafo anterior se realizó un muestreo por parcela de muestras imperturbadas para determinar la densidad aparente del suelo, y posteriormente calcular el stock de COS por profundidad. El mismo se realizó con un muestreador de densidad aparente con anillos de volumen conocido, tomando tres réplicas de muestreo por parcela.

3.3. ANÁLISIS DE MUESTRAS

3.3.1. Muestras para el cálculo de $\delta^{13}\text{C}$, g C kg suelo⁻¹, stock de C (Mg C ha⁻¹) y α (%)

Las muestras compuestas de suelo fueron secadas durante 48 horas a 40°C en las estufas del Departamento de Suelos y Aguas de la Facultad de Agronomía. Luego se molió y tamizó cada muestra de suelo a menos de 2 mm. Cada muestra se volvió a moler a mano en un mortero a tamaño de partícula del orden de los 100 μm , para luego ser analizada en el Laboratorio CATNAS de la Facultad de Agronomía mediante un espectrómetro de masa Thermo Finnigan (IRMS) Delta Plus, acoplado a un autoanalizador Carlo Erba. En este equipo fueron analizados el %C y $\delta^{13}\text{C}$.

Se calculó el % de COS proveniente de la vegetación introducida (*Eucalyptus* o *Pinus*) de acuerdo a las ecuaciones No. 3 y No. 4 planteadas en el apartado 2.4.1.,

$$F(\%) = 100 * \frac{(\delta - \delta_A)}{(\delta_B - \delta_A)} ,$$

que es lo mismo que:

$$\alpha(\%) = 100 * \frac{(\delta - \delta_0)}{(\delta_1 - \delta_0)} , \quad (\text{Ecuación 5})$$

donde α (%) es el porcentaje o la proporción de CO nuevo proveniente del *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden o del *Pinus taeda* L (según el caso); δ es el $\delta^{13}\text{C}$ del COS en el tiempo 1 (correspondiente a *Eucalyptus* o *Pinus*); δ_0 es el $\delta^{13}\text{C}$ del COS en el tiempo 0 (correspondiente a PNA); y δ_1 es el $\delta^{13}\text{C}$ determinado a partir de los residuos (mantillo del bosque) de la nueva vegetación de *Eucalyptus* o *Pinus*. Se asume que la principal contribución al COS es derivada de la descomposición de los restos de la nueva vegetación, y como tal, los valores de δ_1 para *Eucalyptus grandis* y *Pinus taeda* son los

correspondientes al mantillo del bosque, siendo -29.0 y -29.4 ‰ respectivamente, según Hernández et al.²

3.3.2. Cálculo de la densidad aparente en Caja Bancaria

En este sitio no se realizó muestreo de suelo imperturbado. En su lugar se realizó el análisis granulométrico de las muestras de perfiles de suelo de Caja Bancaria para obtener las fracciones de las clases granulométricas arena, limo y arcilla que componen la textura del suelo. Se calculó la Densidad Aparente (D_{Ap}) del suelo en base a la ecuación siguiente, propuesta por Fernández (1979):

➤ Ecuación de estimación de la D_{Ap} (Mg m⁻³): (Ecuación 6)

$$D_{Ap} = 3,6725 - 0,0531(\text{M.O.}\%) - 0,0210(\text{Ar}\%) - 0,0228(\text{L}\%) - 0,0221(\text{Ac}\%)$$

Siendo:

- M.O.: el contenido de Materia Orgánica de la muestra expresado en %
- Ar : contenido de arena total de la muestra expresado en %
- L: contenido de limo de la muestra expresado en %
- Ac: contenido de arcilla de la muestra expresado en %

Para obtener el porcentaje de MOS se multiplica el porcentaje de COS por 1,724. El porcentaje de COS se multiplica por 10 para obtener la concentración de COS. Con la concentración de COS por kg de suelo, la D_{Ap} y el volumen de suelo por hectárea es posible estimar el stock de COS por ha⁻¹ para cualquier estrato a una profundidad dada.

3.3.3. Muestras para el cálculo de D_{Ap} en Los Moros

Las muestras de D_{Ap} fueron colocadas a saturación en agua durante 24 horas, luego de las cuales fueron secadas a estufa a 105°C durante 72 hs.

Se realizó el cálculo de D_{Ap} mediante la fórmula:

² Hernández, J.; del Pino, A.; Califra, A.; Martínez, L.; Olivera, G.; Vázquez, N.; Del Giorgio, F. 2013. Eucalyptus and pine stand spacing-sensity study and its implications for carbon sequestration processes; final report. National Council for Air and Stream Improvement / UdelaR. FA. 34 p. (sin publicar).

$$D. Ap. (\text{Mg cm}^{-3}) = \frac{\text{peso suelo seco (g)} \times 100}{\text{Volumen del cilindro (cm}^{-3})} \quad (\text{Ecuación 7})$$

3.3.4. Cálculo del stock de COS

El análisis de isótopos estables proporciona los datos de C% y el $\delta^{13}\text{C}$ (también expresado como la relación $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$). Para calcular la concentración de C como g Kg^{-1} de suelo, se multiplica por 10 el valor obtenido del porcentaje de C de la muestra del suelo. Luego se calcula el stock de C para la profundidad de cada estrato, según la fórmula:

$$\text{Mg C ha suelo}^{-1} = [\text{g C Kg suelo}^{-1}/1000] \times \text{m}^3 \text{ suelo} \times \text{DAp} \quad (\text{Ecuación 8})$$

Esto es:

- Mg C volumen suelo: Mega gramos (Toneladas) de C contenidas en una há, ya sea para el volumen de todo un perfil o por estrato.
- g C contenido en un Kg de suelo corregido por 1000 para expresarlo en Mg de suelo.
- m^3 suelo: volumen de suelo contenido en ese estrato (cm de profundidad) para 1 há.
- DAp: Densidad Aparente como Mg de suelo en 1 m^3 .

3.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

3.4.1. Análisis propuesto para las plantaciones de Caja Bancaria

El análisis de este caso consta de dos tratamientos que son los dos usos del suelo (Monte y PNA), muestreados hasta los 50 cm de profundidad en 6 estratos, donde cada estrato es independiente de los demás y no se promedian entre sí. El muestreo consta de 5 repeticiones hasta los 20 cm o primeros 4 estratos, y los últimos estratos constan de 4 repeticiones. Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) para probar la Hipótesis nula (H_0), asumiendo que el muestreo es al azar y las variables cumplen con los requisitos de un Diseño Completamente al Azar (DCA), y un test de Tukey para comprobar diferencias entre medias de los tratamientos. Para probar la normalidad se realizó el test de Shapiro-Wilk. La homocedasticidad se testeó mediante los test de Bartlett y Levene. Se rechaza cualquier H_0 con $\text{Pr} > F \leq 0.05$, considerando que H_0 : Monte = PNA, y que H_a : Monte \neq PNA.

Para el análisis estadístico se plantea el siguiente modelo:

- Modelo para comparación de dos usos de suelo y variables del COS, entre Montes de 17 a 18 años de *E. grandis* y Pastura Nativa Aledaña: El modelo utilizado es: $Y_{ij} = \mu + \alpha_i + \varepsilon_{ij}$, donde: Y_{ij} es la variable de respuesta (g C Kg⁻¹, Stock C y $\delta^{13}\text{C}$); μ es la media poblacional; α_i el efecto del i-ésimo tratamiento, con $i = \{\text{PNA, Monte}\}$; y ε_{ij} es el error experimental (residual) asociado al i-ésimo tratamiento de uso del suelo, en la j-ésima repetición, con $j = \{1, 2, 3, 4, 5\}$.

3.4.2. Análisis propuesto para el experimento de Los Moros

Las parcelas del diseño experimental fueron aleatorizadas para el factor densidad de plantación dentro de cada especie forestal.

Para el análisis estadístico se plantean los siguientes modelos según el caso:

- Modelo para comparación entre PNA y 3 densidades de *E. grandis*: El modelo utilizado es: $Y_{ij} = \mu + \alpha_i + \varepsilon_{ij}$, donde Y_{ij} es la variable de respuesta (g C Kg⁻¹ ó Stock C (como Mg C ha⁻¹) ó $\delta^{13}\text{C}$); μ es la media poblacional; α_i el efecto del i-ésimo tratamiento, con $i = \{\text{PNA, EU-816, EU-1111 y EU-2066}\}$; y ε_{ij} es el error experimental (residual) asociado al i-ésimo tratamiento de uso del suelo, en la j-ésima repetición, con $j = \{1, 2, 3\}$. Este es un DCA con tres repeticiones por tratamiento. En total se cuenta con 12 unidades experimentales.

- Modelo para comparación entre PNA y 3 densidades de *P. taeda*: El modelo utilizado es: $Y_{ij} = \mu + \alpha_i + \varepsilon_{ij}$, donde Y_{ij} es la variable de respuesta (g C Kg⁻¹ ó stock C ó $\delta^{13}\text{C}$); μ es la media poblacional; α_i el efecto del i-ésimo tratamiento, con $i = \{\text{PNA, PI-816, PI-1111 y PI-2066}\}$; y ε_{ij} es el error experimental (residual) asociado al i-ésimo tratamiento, en la j-ésima repetición, con $j = \{1, 2, 3\}$. Es un DCA con tres repeticiones por tratamiento. En total se cuenta con 12 unidades experimentales.

- Modelo para comparación entre 3 densidades de *E. grandis* y 3 densidades de *P. taeda*:

El modelo utilizado en este caso es de parcelas divididas, siendo el modelo estadístico: $Y_{ijk} = \mu + A_i + \beta_k + \eta_{ik} + B_j + \gamma_{jk} + \varepsilon_{ijk}$; donde Y_{ij} es la variable de respuesta o dependiente (g C Kg⁻¹ ó $\delta^{13}\text{C}$ ó stock C); μ es la media poblacional; A_i el efecto de la i-ésima especie forestal, con $i = \{\text{Eucalyptus grandis Hill ex Maiden (1), Pinus taeda L. (2)}\}$; β_k es el efecto del k-ésimo bloque o repetición, con $k = \{1, 2, 3\}$; η_{ik} es el error experimental asociado a la parcela grande; B_j es el efecto de la j-ésima densidad de plantación, con $j = \{816, 1111, 2066 \text{ árboles}\}$

ha^{-1} }; γ_{jk} es el error experimental asociado a la parcela chica; $(AB)_{ij}$ es el efecto de la interacción entre los factores A y B; y ϵ_{ijk} es el error experimental. En total se cuenta con 18 unidades experimentales. Para este modelo se realizó una comparación de medias mediante un análisis de muestras pareadas para testear diferencias entre medias de cada tratamiento (comparaciones múltiples). Este análisis conocido como LSMean (en español: Medias por Mínimos Cuadrados) y corrido por el programa estadístico SAS, expresa la probabilidad de diferencias entre medias de tratamientos, o en este caso la interacción, como $Pr > |t|$ con significancia $\alpha < 0,05$. Solo se procede a tomar en cuenta el resultado de la prueba LSMean cuando la H_0 es rechazada mediante un resultado significativo de la prueba F (ANOVA), con $Pr > F \leq 0.05$ (Steel y Torrie, 1985), dado que la unidad que toma en cuenta el error experimental es el análisis de varianza y no así la comparación entre medias.

Los supuestos para todos los modelos son que cada modelo es correcto y aditivo. El modelo es correcto en relación al material experimental. Los errores experimentales son variables aleatorias, i.i.d: $\epsilon_{ij} \sim N(0, \sigma^2)$ para todo i, j . Siendo $\alpha_i = \mu_i - \mu$. Como hipótesis nula (H_0): las medias para $g\ C\ Kg^{-1}$, stock C y $\delta^{13}C$, en todos los tratamientos son iguales; y la hipótesis alterna (H_a): al menos uno de los tratamientos (usos del suelo) tiene una media diferente en alguno de los estratos medidos del perfil del suelo. Además, en stock C se comprueba si hay diferencias entre los tratamientos en el contenido total al sumar los estratos.

Como criterios de decisión, se rechaza H_0 si: a) las diferencias entre las medias muestrales son suficientemente grandes; b) la variación entre medias de los tratamientos no es suficientemente grande. Si la variación dentro de los tratamientos es suficientemente grande, NO se rechaza la H_0 . Se rechaza cualquier H_0 con $Pr > F \leq 0.05$. De rechazar H_0 , se observa la prueba de comparación de Tukey, a excepción del caso de la comparación entre las dos especies forestales en sus tres densidades de plantación que se realiza una LSMean para verificar cuales son los tratamientos diferentes o similares.

Para probar la normalidad se realizó el test de Shapiro-Wilk, y la homocedasticidad se testeó mediante los test de Bartlett y Levene.

Tanto para el caso Caja Bancaria como para Los Moros se utilizó el programa estadístico R con la plataforma RStudio, para los modelos de DCA. En el caso de la comparación entre las dos especies forestales en sus tres densidades de plantación, y los cambios de las variables estudiadas en el suelo en Los Moros, se utilizó el programa estadístico SAS.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. PLANTACIONES COMERCIALES DE *EUCALYPTUS GRANDIS* HILL EX MAIDEN DE 17 A 18 AÑOS DE EDAD EN LA ZONA LITORAL OESTE

4.1.1. Resultados del análisis de la densidad aparente

Se analizaron los contenidos de arena total, limo y arcilla, expresados como porcentaje de la muestra. Con estos datos y el del contenido de COS utilizando la ecuación de Fernández planteada en el capítulo anterior (ecuación No. 7), se calculó la DAp por estrato de suelo.

No se analizaron estadísticamente MOS ni DAp dado que no estaba dentro de los objetivos de este trabajo, pero sí se analizó y se presentan más adelante los análisis estadísticos de concentración de COS y stock de COS (este último dependiente del valor de DAp). Aquí se demuestra gráficamente la vinculación de la DAp calculada con la MOS obtenida por medio del dato de concentración de COS.

En las figuras No. 5 y 6 se relacionan ambas variables. En la figura No. 5, se muestra que hubo un aumento de la DAp al aumentar la profundidad del suelo estudiado. Esto coincide con la disminución en el porcentaje de MOS de las capas de suelo a medida que se gana en profundidad en el perfil del suelo (figura No. 6). Al aumentar la MO y el espacio poroso, disminuye la DAp.

Se encontraron diferencias en los valores promedio de DAp entre los suelos de los tratamientos PNA vs Monte en los primeros 5 cm del suelo de aproximadamente $0,04 \text{ Mg m}^{-3}$ de suelo, siendo mayor la DAp en el suelo de PNA que la DAp del Monte (figura No. 5). Contrariamente, en ese mismo estrato el Monte registró un 0,7 % más de MOS que el suelo bajo PNA (figura No. 6), lo cual es algo favorable para el suelo teniendo en cuenta la composición bioquímica de la MO de la nueva vegetación que se integra al mismo luego de su descomposición.

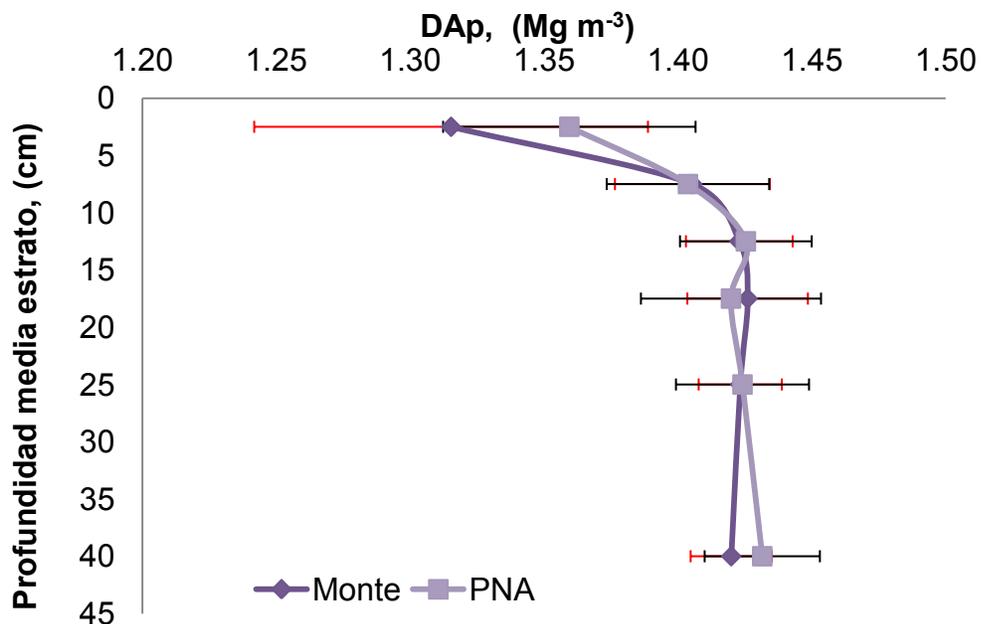


Figura 5. Densidad aparente promedio en profundidad para los usos PNA y Monte

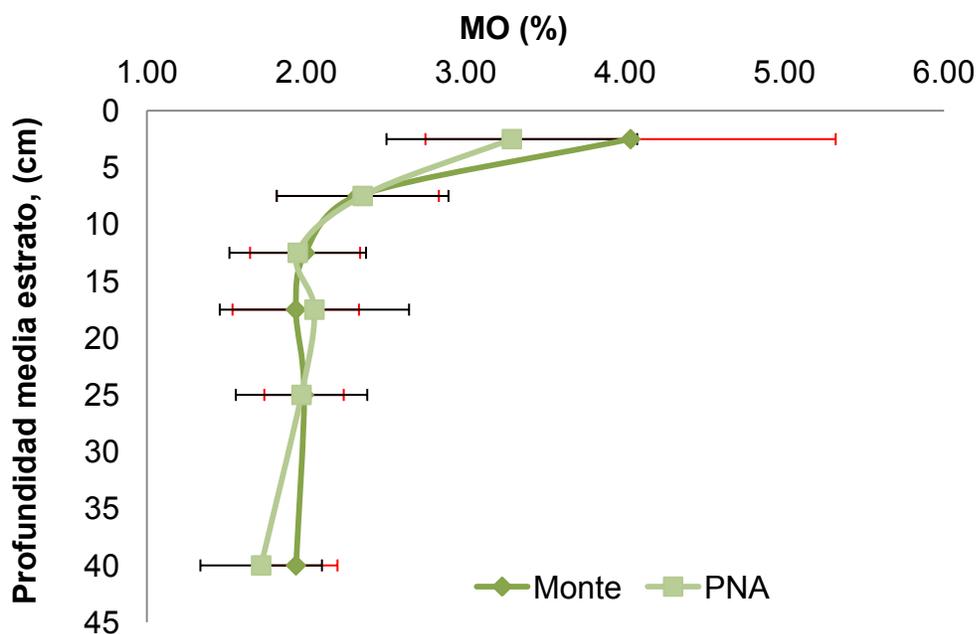


Figura 6. Concentración promedio de materia orgánica en profundidad para los usos PNA y Monte

4.1.2. Resultados del análisis de $\delta^{13}\text{C}$ y concentración de COS como g C Kg^{-1}

No se encontraron diferencias significativas en ninguno de los estratos entre ambos usos del suelo para la variable concentración de COS. Sin embargo, y basándose en lo encontrado por Jiménez et al. (2009) respecto al aporte de COS en profundidad para los distintos tipos de vegetación, el aumento de esta variable en el promedio para el primero y último estrato en el suelo bajo bosque, sugieren que los aportes netos de COS desde la nueva vegetación, tendieron a superar la descomposición o pérdida como CO_2 . También en la figura No. 7, se aprecia la existencia de una tendencia al cambio en la distribución del COS en profundidad al pasar del uso pastoril al uso forestal, con un aumento promedio para la variable concentración de COS principalmente en el estrato de 0 a 5 cm.

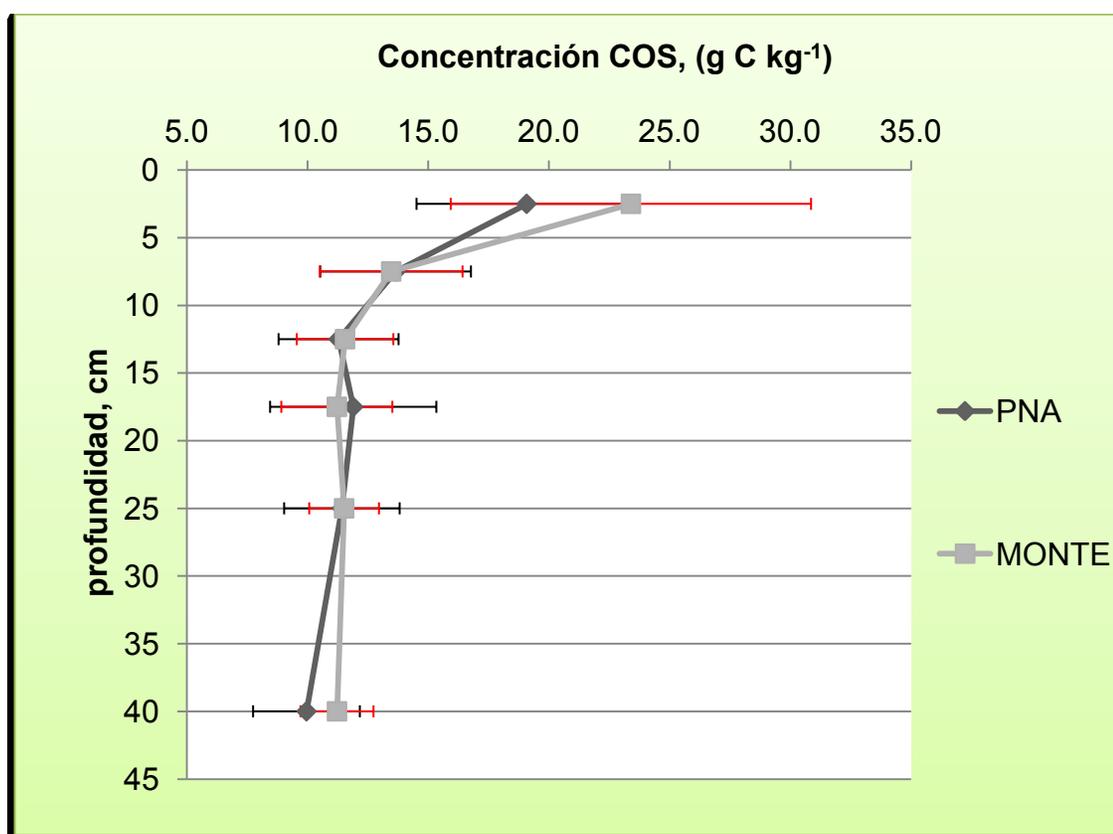


Figura 7. Variación del contenido del COS en profundidad para el uso del suelo pastoril (PNA) y forestal (Monte)

En la variable $\delta^{13}\text{C}$, el análisis estadístico encontró diferencias significativas en los dos primeros estratos. Para 0 a 5 cm se rechaza la H_0 con $\text{Pr}(>F) = 0,000047$. En el segundo estrato (5 a 10 cm) se rechaza la H_0 con $\text{Pr}(>F) = 0.0333$. Los promedios para concentración de COS y $\delta^{13}\text{C}$ en PNA y Monte y los desvíos, mínimos y máximos, y la clasificación de clase del test de Tukey, se pueden observar en los anexos No. 4a. y 4b.

En cuanto a los valores de $\delta^{13}\text{C}$ para los primeros 10 cm, los promedios de $\delta^{13}\text{C}$ del Monte con $-21,97$ para 0-5 cm y $-17,52$ para 5-10 cm, fueron más negativos que los valores promedio de PNA con $-17,46$ para 0-5 cm y $-16,36$ para 5-10 cm, lo cual refleja una sustitución de ^{13}C por ^{12}C en el COS de los primeros 10 cm, debido al reemplazo de la vegetación de pasturas nativas mezcla C4 y C3 por la vegetación de tipo C3 como el *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden dentro del recurso suelo (figura No. 8). Teniendo en cuenta el resultado para la concentración de COS de 0 a 5 cm, se coincide con lo encontrado por Nieder y Benbi (2008), Takimoto et al. (2009) en cuanto a que los árboles (C3) secuestran más CO al suelo en superficie y en profundidad, aunque en este caso solo se puede concordar con dicha afirmación para el COS en superficie (0 a 5 cm), por medio de la técnica isotópica.

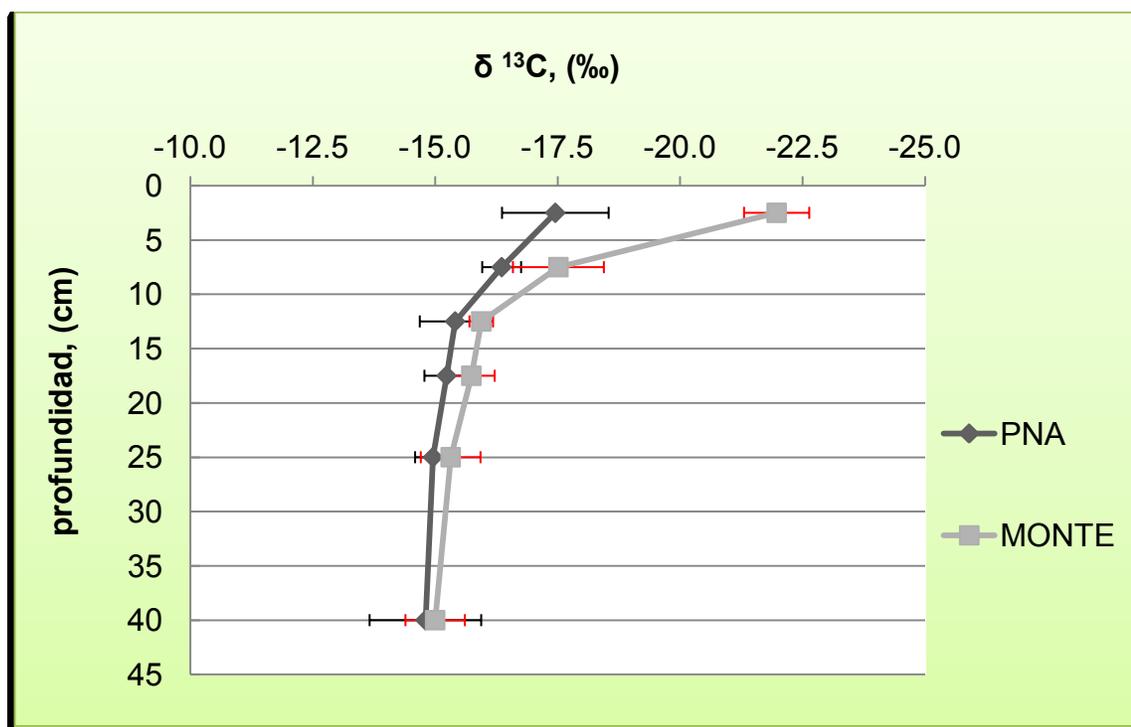


Figura 8. Variación del $\delta^{13}\text{C}$ en profundidad para uso del suelo PNA y Monte

Por otro lado, esta disminución de la diferencia entre ambos usos del suelo para la variable $\delta^{13}\text{C}$ al bajar dentro del perfil, se podría explicar por la profundidad en sí misma como limitante para la movilización del COS tanto de salida como de entrada, debido al descenso de la temperatura con la profundidad del suelo (Polglase et al., 2000), que disminuye la actividad microbiana. La descomposición de los restos de la biomasa aérea del árbol se da sobre la superficie, y estos demoran entre 1 y 6 años en integrarse al suelo y se acumulan mayoritariamente en la capa superior del suelo mineral (Nieder y Benbi, 2008).

Principalmente, las diferencias significativas para $\delta^{13}\text{C}$ entre Monte y PNA para los dos estratos más superficiales del perfil, es decir en los primeros 10 cm, confirman estadísticamente que hubo una sustitución del tipo de COS en esos dos estratos, teniendo en cuenta además que los valores de concentración de COS promedio fueron superiores para Monte. En los primeros 5 cm además, el resultado superior de concentración de COS promedio del uso forestal frente al uso pastoril, sugiere que además de sustitución habría una tendencia a la ganancia en COS. La interrogante que surge es: a) si ese aumento en el contenido de COS del estrato de 0 a 5 cm en el suelo forestal con la especie de eucalipto en Caja Bancaria, podría continuar en el caso de que la plantación continuase dos, tres o más años; b) qué sucedería en los restantes estratos del perfil; c) y de qué magnitud sería ese cambio.

El aporte de COS por la nueva vegetación (*Eucalyptus grandis*) se estimó mediante la ecuación de Balesdent y Mariotti (1996, ecuación No. 5). Los valores porcentuales indican una disminución gradual en profundidad del COS aportado desde el primero al último estrato (30 a 50 cm). Esto confirma lo comentado y respaldado anteriormente por la bibliografía en cuanto a la menor descomposición de la MO nueva y menor integración al suelo como COS joven, a mayor profundidad del perfil (tabla No. 1).

Tabla 1. Porcentaje promedio por estrato de COS joven (Alfa(%)) y valores respectivos de $\delta^{13}\text{C}$

PROMEDIOS Profundidad (cm)	$\delta^{13}\text{C}$		Alfa (%)
	PNA	MONTE	
0 - 5	-17,5	-22,0	37,3
5 - 10	-16,4	-17,5	8,7
10 - 15	-15,4	-15,9	4,1
15 - 20	-15,2	-15,7	4,5
20 - 30	-15,0	-15,3	3,1
30 - 50	-14,8	-15,0	3,8

Dados los promedios de Alfa (%), se observa un cambio del tipo de COS. En los dos primeros estratos (0 a 10 cm) esto se sustenta con el análisis estadístico del $\delta^{13}\text{C}$. En los restantes estratos, se observa una tendencia al reemplazo del tipo de COS, teniendo en cuenta el Alfa (%), y que no hubo diferencias significativas en ninguna de las dos variables analizadas estadísticamente hasta este punto para esos estratos.

4.1.3. Stock de COS

El análisis de varianza para el stock de COS no encontró diferencias significativas, por lo que se acepta la H_0 de no diferencias entre tratamientos para esta variable.

En la tabla No. 2 se encuentran los resultados de los datos promediados para la variable stock de COS y la discriminación del aporte de la nueva vegetación al contenido de COS del uso del suelo Monte, o sea, del *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden de 17 a 18 años de edad, destacando el aporte de $5,66 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (37,3 % del Stock) en promedio de los $15,17 \text{ Mg ha}^{-1}$ encontrados en el suelo del monte para los primeros 5 cm.

Tabla 2. Stock COS promedio por estrato para los dos usos del suelo y el aporte del *Eucalyptus grandis*

Profundidad (cm)	PNA	Monte	Aporte <i>E. grandis</i>
	Mg C ha ⁻¹ (TT C ha ⁻¹)		
0 – 5	12,88	15,17	5,66
5 – 10	9,54	9,43	0,82
10 – 15	8,02	8,21	0,34
15 – 20	8,40	7,98	0,36
20 – 30	16,23	16,38	0,50
30 – 50	24,43	27,77	1,05
0 – 50	79,50	84,93	8,73

En el total de los 50 cm medidos del perfil del suelo, se encontró un stock total de $8,73 \text{ Mg C ha}^{-1}$ de COS joven (aproximadamente 10 % del stock total promediado) de los $84,93 \text{ Mg C ha}^{-1}$ del suelo forestal. El stock total de COS en Monte representó un aumento de un 6,83 % en relación al uso PNA del suelo, o lo que es lo mismo $5,43 \text{ Mg C ha}^{-1}$ más, respecto de PNA. Al considerar el dato calculado de los $8,73 \text{ Mg C ha}^{-1}$ de COS joven en Monte, y

los stocks totales de COS de PNA y de Monte, se observa que hubo una pérdida inicial del stock de COS en el suelo bajo la plantación, que fue recuperado con el correr de los años, para luego superar el contenido original de COS calculado en PNA. Lo mismo se observa si se compara dentro de cada estrato para ambos tratamientos la diferencia absoluta en el % de cambio de COS, este no es lo mismo que el incremento de COS calculado como el aporte real de COS por el *E. grandis*.

Los valores altos en el stock de COS de los últimos estratos (20 a 30 cm y 30 a 50 cm) en relación a los estratos 15 a 20 o 10 a 15 cm, deben mirarse con el recaudo de que están representando volúmenes de suelo superiores a los de los primeros cuatro estratos. El estrato de 20 a 30 cm es dos veces el volumen de suelo que cualquiera de los cuatro primeros estratos, y el último estrato (30 a 50 cm) es cuatro veces el volumen de suelo que cualquiera de los primeros cuatro estratos.

En general, se observó una secuencia lógica en la disminución del COS en profundidad que coincide con lo revisado en la bibliografía (Jobbagy y Jackson 2000, Essington 2004).

Los valores totales de COS difieren por punto de muestreo (anexos No. 5a y 5b). El punto de muestreo 1 es el que tiene menor stock total de COS (con 30,02 Mg C ha⁻¹ en PNA y 31,5 Mg C ha⁻¹ en Monte), dado que en ese punto la profundidad del perfil apto para el desarrollo de las raíces llega hasta 20-22 cm aproximadamente, dejando de manifiesto la variabilidad de los suelos en el sitio en cuanto a la profundidad. El resto de los puntos de muestreo se realizó hasta los 50 cm, y los stocks totales de COS oscilaron entre 62,7 a 95,73 Mg C ha⁻¹ para el tratamiento PNA, y 74,5 a 100,7 Mg C ha⁻¹ para el Monte. También vale destacar que en todos los puntos muestreados el tratamiento Monte fue superior al PNA en estos totales, y consecuentemente, los valores de los aportes al COS por la nueva vegetación para el stock de COS, fueron positivos en todos los puntos muestreados, con valores de entre 3,43 y 14,14 Mg C ha⁻¹.

Si se analizan los datos sin tener en cuenta el punto 1 del perfil de suelo dada la poca representatividad de este perfil (recordar su escasa profundidad) y dada su incidencia negativa en los promedios de ambos tratamientos, el promedio de stock de COS total para los diferentes tratamientos es de 81,71 Mg C ha⁻¹ para el uso PNA, 87,24 Mg C ha⁻¹ para el uso Monte (tabla No. 3). Esto indica que el cambio neto al stock de COS por la nueva vegetación fue de 5,53 Mg C ha⁻¹, como surge de la diferencia entre stocks de COS entre PNA y Monte. Sin embargo, de acuerdo a la información obtenida mediante el uso de técnicas isotópicas, el aporte real de COS de la nueva vegetación de *E. grandis* Hill ex Maiden fue de 9,85 Mg C ha⁻¹, demostrando de acuerdo con Nieder y

Benbi (2008) que una parte del COS aportado por la nueva vegetación fue para compensar las pérdidas de COS ocurridas a posteriori de la instalación del monte, es decir que la acumulación de COS según la PPN (Producción Primaria Neta) excedió la cantidad de COS perdido como CO₂. Los 5,53 Mg de C ha⁻¹ representan el incremento de COS por ha hasta los 50 cm sin tener en cuenta el punto 1, ya que como se demostró en la tabla No. 2, los valores totales son menores al tener en cuenta este punto, y los coeficientes de variación disminuyeron al excluirlo de los promedios.

Tabla 3. Promedios, desvíos estándar y coeficiente de variación de stock total de COS para puntos de muestreo 2, 3, 4 y 5

	Mg C ha ⁻¹	S.D.	C.V. (%)
PROMEDIO COS PNA (Sin Pto. 1)	81,71	14,6	18
PROMEDIO COS Monte (Sin Pto. 1)	87,24	11,7	13
PROMEDIO COS aportado por <i>E. grandis</i> (Sin Pto. 1)	9,85	---	---

El análisis de datos del stock de COS hasta los 20 cm de profundidad en los cinco puntos de muestreo, permite ver las diferencias en relación al contenido original de COS entre los puntos de muestreo, dentro de suelos que están cercanos entre sí, sin importar que se trate del uso PNA o Monte. El cambio de vegetación no alteró en mayor medida el contenido de COS que el suelo puede llegar a tener, siendo que cambian todas las medias para Mg de C ha⁻¹ para el uso del suelo y el COS aportado por *E. grandis* Hill ex Maiden sin diferencias visuales entre mismos puntos de muestreo (tabla No. 4).

Tabla 4. Stock total para los 5 puntos de muestreo hasta 20 cm de profundidad

Punto	Mg C ha ⁻¹ PNA (0 - 20 cm)	Mg C ha ⁻¹ Monte (0 - 20 cm)	Mg C ha ⁻¹ <i>E.grandis</i> (0 - 20 cm)
1	30,02	31,52	3,00
2	30,63	32,99	3,76
3	45,16	48,41	12,71
4	43,43	45,17	10,43
5	44,99	45,82	7,76

En la tabla No. 4, al detenerse en los puntos 1 y 2, se puede observar que estos poseen menor contenido de COS en comparación con los otros tres puntos, aún considerando solamente los primeros 20 cm del suelo de los puntos 3, 4 y 5 en los dos usos del suelo. Consecuentemente, los puntos 1 y 2 aportaron menor cantidad de COS por *E. grandis* que los puntos 3, 4 y 5.

Los valores más elevados de Mg C ha⁻¹ para todos los usos y aporte de nuevo C se registraron en el punto 3, lo que sugiere que en este punto de muestreo el suelo tiene características superiores relacionadas a la mineralogía del suelo y la capacidad de retener la MO (Sorensen 1981, Ladd et al. 1985, Jenkinson 1988, Grigal y Berguson 1998, Six et al. 2002) especialmente al compararlos con 1 y 2 (ver descripción de los perfiles en anexo No. 1), dado que los puntos 1 y 2 poseen menor porcentaje de arcilla y mayor porcentaje de arena que el punto 3 (anexo No. 2).

El stock de COS proveniente de la nueva vegetación expresado como Mg C ha⁻¹ de *E. grandis*, es mayor para los puntos 3, 4 y 5, al igual que el stock para el uso PNA y Monte en estos tres puntos, lo que sugiere que el aporte de COS al suelo dado por la nueva vegetación estaría influenciado por el suelo y su contenido original, pero de igual forma en todos los casos se observó un aumento del stock en el uso Monte respecto al uso PNA.

La media o el promedio para el stock de COS hasta los primeros 20 cm tomando los 5 puntos de muestreo, demuestra a primera vista cambios entre ambos usos del suelo, en promedio 2 Mg mayor el uso Monte con 40,78 ± 7,9 Mg de C ha⁻¹. El promedio de Mg Total para PNA hasta 20cm de profundidad es de 38,85 ± 7.8 Mg de C ha⁻¹. Tomando en cuenta el valor promedio de 7,53 Mg de C ha⁻¹ proveniente la nueva vegetación, se puede decir que corresponde a un 18,4 % del total correspondiente al stock de COS promedio del Monte hasta 20 cm de profundidad, con un coeficiente de variación del 56 %.

4.2. PLANTACIONES DE *EUCALYPTUS GRANDIS* HILL EX MAIDEN Y *PINUS TAEDA* L. DE 8 AÑOS DE EDAD, CON TRES DENSIDADES DE PLANTACIÓN, EN EL NORESTE DEL PAÍS

4.2.1. Resultados de DAp

Los promedios de DAp en suelos con *E. grandis* Hill ex Maiden a diferentes densidades de plantación pareados a suelos de pasturas naturales (PNA), arrojan claras diferencias, lo mismo que para *P. taeda* L. en comparación a PNA (figura No. 9).

Estas diferencias se aprecian entre la DAp de PNA con respecto a la DAp del suelo en las tres densidades de *E. grandis* en la zona del perfil que está entre los 10 y 15 cm. Esto podría deberse al trabajo previo de preparación del suelo para la plantación de los árboles, o al tipo de vegetación presente en la etapa de muestreo y sus diferencias en cuanto a las raíces presentes en la

muestra de DAp de ese estrato, o bien, a una compactación del suelo PNA por el pisoteo por pastoreo, en el caso que este fuese intenso.

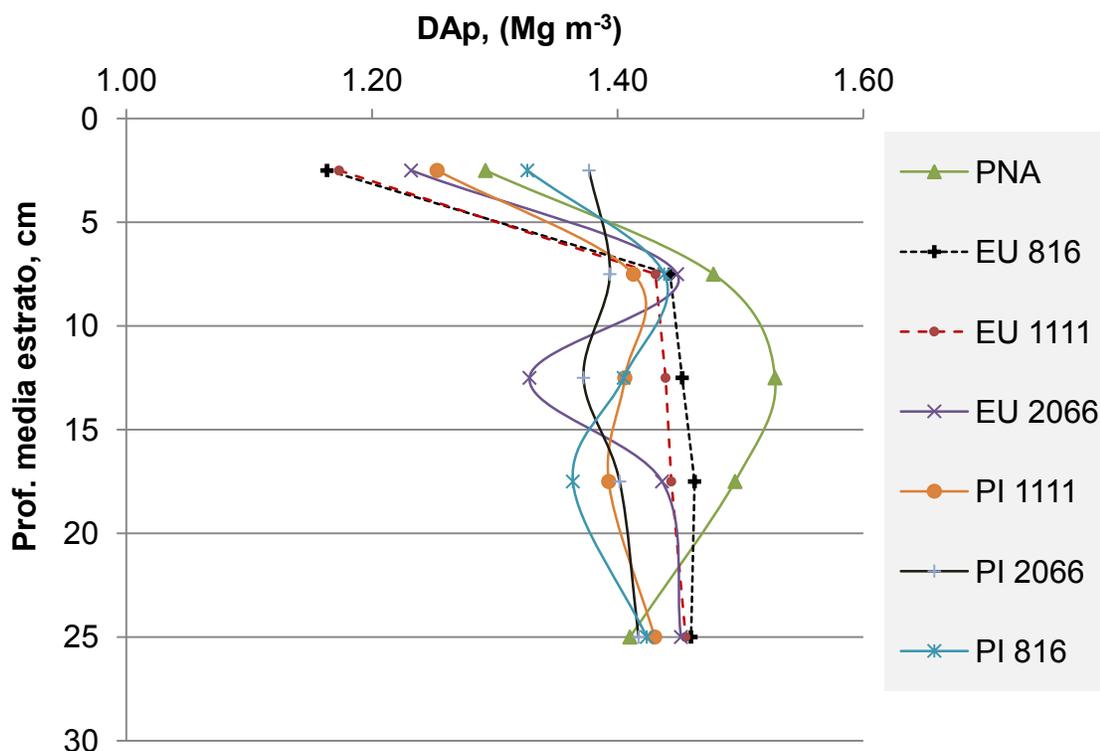


Figura 9. DAp promedio para *E. grandis* (EU) 816, 1111 y 2066 árboles ha⁻¹, y *P. taeda* (PI) 816, 1111 y 2066 vs PNA, en función de la profundidad (estrato medido) del suelo

En pino, la distribución de la DAp en profundidad parece ser similar entre espaciamientos pero diferente de PNA en los estratos medios, lo cual hace suponer que las raíces actuales o el laboreo pre-plantación modificaron la DAp. De cualquier forma, no se realizaron hipótesis en ningún caso sobre la DAp.

Se graficó el promedio de datos de DAp para cada tratamiento en función de los promedios calculados de la MO% a partir del dato de C%. Se encontró correlación positiva con $r=0,3548$ ($n= 90$) para los suelos de las parcelas de eucalipto y pino. El resultado se aprecia en la figura No. 10.

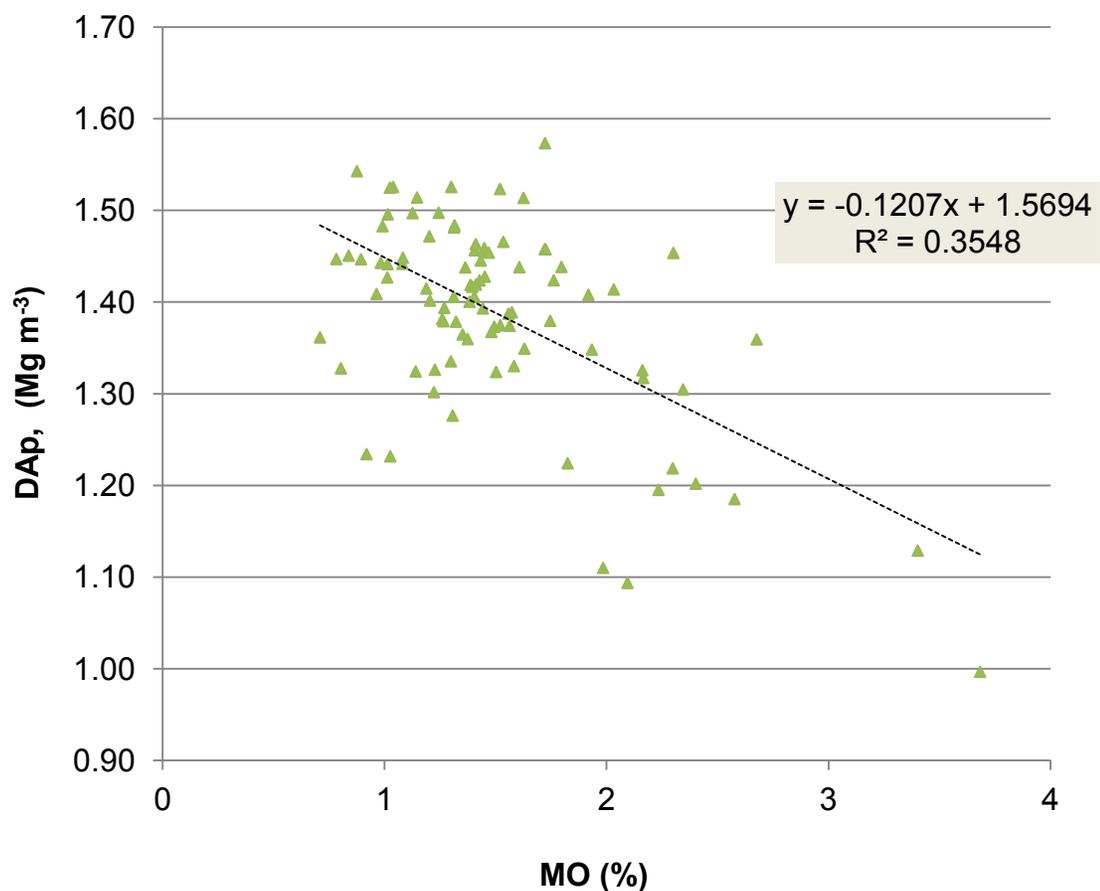


Figura 10. Correlación lineal entre la DAp y la MO, para suelos de las parcelas de eucalipto y pino

Los resultados para la correlación entre DAp en función del contenido de MO (%) coinciden con lo revisado en la bibliografía (Hall y Robinson 1956, Brady y Weil 2002), en cuanto a que la DAp no solo depende del contenido de MO sino de las partículas sólidas y el espacio poroso, aunque este último está influenciado por la MO, de forma que al aumentar la MO y el espacio poroso, disminuye la DAp. Según estos autores, en suelos de textura fina la DAp varía entre 1 y 1,2 g cm⁻³, y en suelos de textura gruesa la misma oscila entre 1,25 y 1,6 g cm⁻³. La compactación afecta la DAp entre otras características del suelo. Los suelos donde se encuentran contenidos de humus más elevado y DAp más bajo, están relacionados con un mayor contenido de arcilla.

4.2.2. Concentración de COS

4.2.2.1. *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden vs. pasturas

Los resultados para los cuatro usos del suelo: “PNA”, “EU816”, “EU1111” y “EU2066”; se aprecian en la figura No. 11.

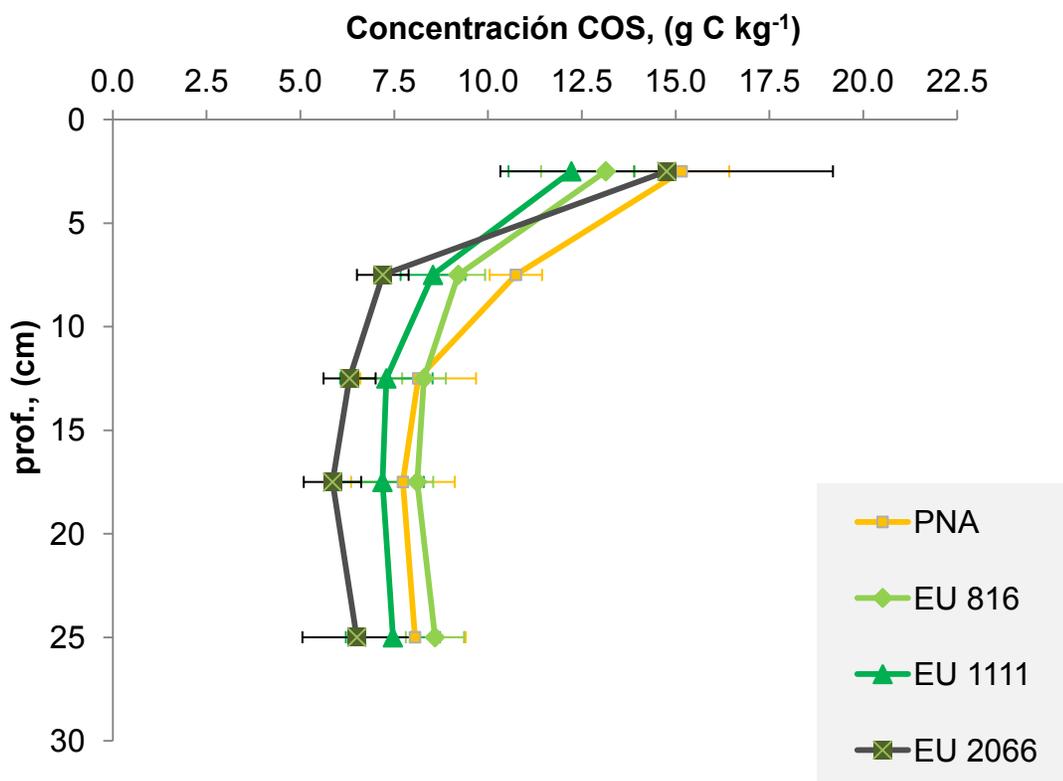


Figura 11. Concentración de COS para PNA y para tres densidades de plantación de *E. grandis*

Para la variable concentración de COS, solo se encontraron diferencias significativas en el estrato de 5 a 10 cm de profundidad (figura No. 11). La $Pr(>F)$ de 0,003 permite rechazar la H_0 . El test de Tukey clasificó los usos del suelo en este caso en tres clases: *a*, *b*, y *c*. El tratamiento PNA es clase *a*, el EU816 es clase *ab*, el EU1111 es clase *bc*, y el tratamiento EU2066 es clase *c*. En los demás estratos, todos los tratamientos fueron clase *a* para el test de Tukey, comprobando la no diferencia según el análisis de la varianza. En el estrato donde se registraron diferencias significativas (5 a 10 cm), el máximo

valor promedio fue para PNA con 10,17 g C Kg⁻¹. El valor promedio más bajo registrado fue para EU2066 con 7,97 g C Kg⁻¹ en el mismo estrato (anexo No. 6a). Esto llama la atención debido a que en el primer estrato, la densidad más alta (EU2066) tuvo el promedio más alto de las tres densidades de plantación de eucalipto, con 14,8 g C Kg⁻¹, muy cercano al promedio de PNA con 15,2 g C Kg⁻¹, y EU1111 y EU816 obtuvieron un promedio de 12,2 y 13,1 g C Kg⁻¹ respectivamente.

Por otro lado, EU2066 registró el valor promedio más alto de las tres densidades en el primer estrato con 14,8 g C Kg⁻¹. Esto podría ser el resultado de una mayor acumulación y descomposición del mantillo, e integración del mismo a la MOS, teniendo en cuenta las tendencias observadas por Hernández et al.² hacia una mayor acumulación de mantillo en las densidades más altas para ambas especies forestales estudiadas en ese mismo sitio.

4.2.2.2. *Pinus taeda* L. vs. pasturas

En el caso de los cuatros usos del suelo “PNA”, “PI816”, “PI1111” y “PI2066”, el análisis de varianza determinó que no hay diferencias significativas para esta variable.

En el gráfico de la figura No. 12, se nota una tendencia en promedio a una similitud entre los valores de PNA y las densidades 1111 y 2066 de pino. En cambio, la densidad 816 parece estar alejada con valores promedialmente inferiores de las demás densidades y el uso PNA (anexo No. 6b). Este resultado es contrastante con el de eucalipto, el cual tuvo un comportamiento opuesto al de pino para la concentración de COS según la densidad de plantación. Si se compara solo la densidad 816 de pino con la 816 de eucalipto, se observa que en pino siempre se dio menor concentración de COS en esta densidad, y en eucalipto se dieron las mayores concentraciones excepto en el primer estrato donde la 2066 fue superior en promedio como se mencionó antes.

En pino, en el primer estrato se registró el promedio más alto en la densidad 1111 con 15,0 g C Kg⁻¹. La densidad 816 de pino obtuvo el promedio más bajo con 10,1 g C Kg⁻¹. La densidad 2066 en el primer estrato registró un promedio de 13,8 g C Kg⁻¹, y el promedio de PNA fue de 14,1 g C Kg⁻¹. El resto de los estratos fue bastante similar en los promedios, pero se mantuvo la tendencia de PI 816 a presentar siempre los promedios más bajos entre las tres densidades de plantación y que PNA.

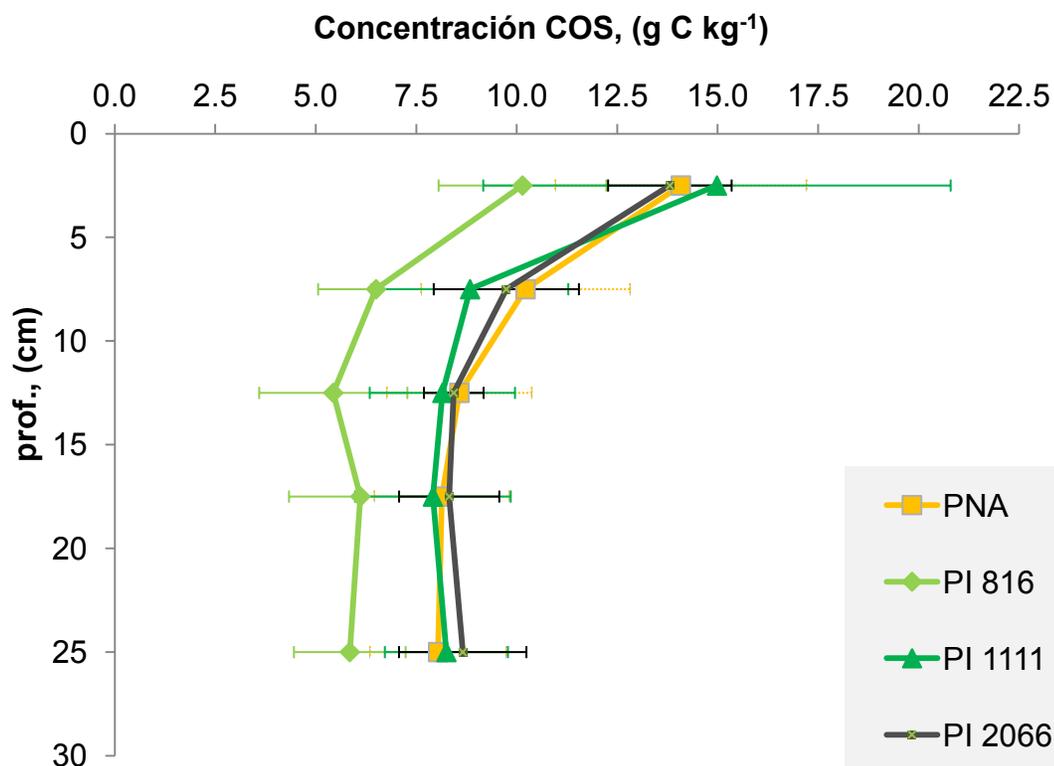


Figura 12. Concentración de COS para PNA y para tres densidades de plantación de *P. taeda*

4.2.3. Relación $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ del COS

4.2.3.1. *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden vs. pasturas

En la figura No. 13 se presentan los gráficos de los datos promediados que describen las curvas de los cambios del $\delta^{13}\text{C}$ en profundidad, comparando cada uso (tratamiento) del suelo para la especie forestal "*E. grandis*" en cada densidad de plantación y con el uso original del suelo pareado.

El promedio más negativo en el estrato de 0 a 5 cm se registró en EU2066 con $\delta^{13}\text{C}$ -21,98 y, el valor menos negativo en PNA con $\delta^{13}\text{C}$ -18,9 (anexo No. 7a).

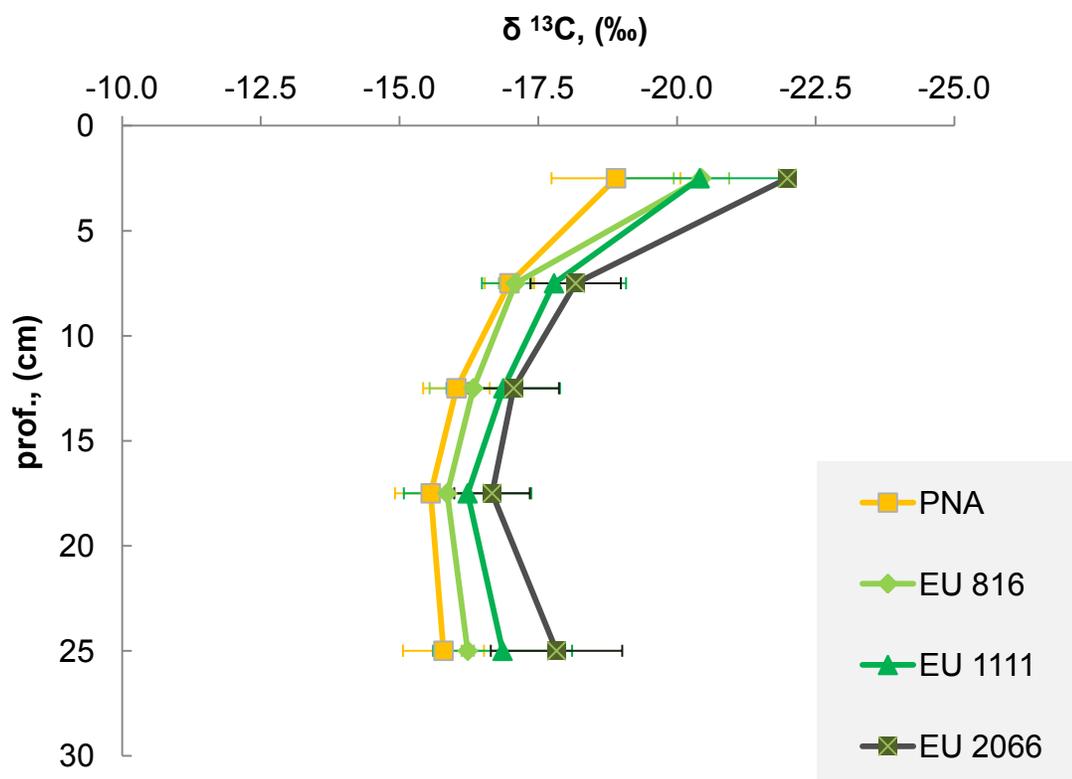


Figura 13. $\delta^{13}\text{C}$ para PNA y para tres densidades de plantación de *E. grandis*

Para esta variable y usos del suelo comparados, solamente se encontraron diferencias en el estrato de 0 a 5 cm de suelo, con $\text{Pr}(> F) 0,03$. El test de Tukey determinó dos clases, *a* y *b*, y una intermedia *ab*, para estos 4 usos del suelo. La diferencia significativa se da entre el uso PNA y EU2066. EU1111 y EU816 son similares entre sí, y están en posición intermedia (*ab*) entre PNA (*a*) y EU2066 (*b*) sin ser diferentes de PNA y EU2066. Al respecto, se puede afirmar que hubo sustitución del tipo de C en el primer estrato, dado que como ya se mencionó no hubo diferencias significativas en cuanto a la concentración de COS en el mismo estrato (0 a 5 cm).

En los siguientes estratos de suelo, si bien las diferencias no resultaron significativas, se observa una tendencia a valores más negativos de $\delta^{13}\text{C}$ en los bosques, lo cual indicaría que a medida que aumenta la densidad de plantación, se estarían incrementando las diferencias en la abundancia de ^{13}C entre PNA y la especie forestal.

4.2.3.2. *Pinus taeda* L. vs. pasturas

A continuación se puede observar el gráfico con las curvas de distribución del $\delta^{13}\text{C}$ del COS en profundidad, comparando cada uso del suelo para la especie *P. taeda* en cada densidad de plantación, frente al uso "Pasturas" del suelo pareado (figura No. 14).

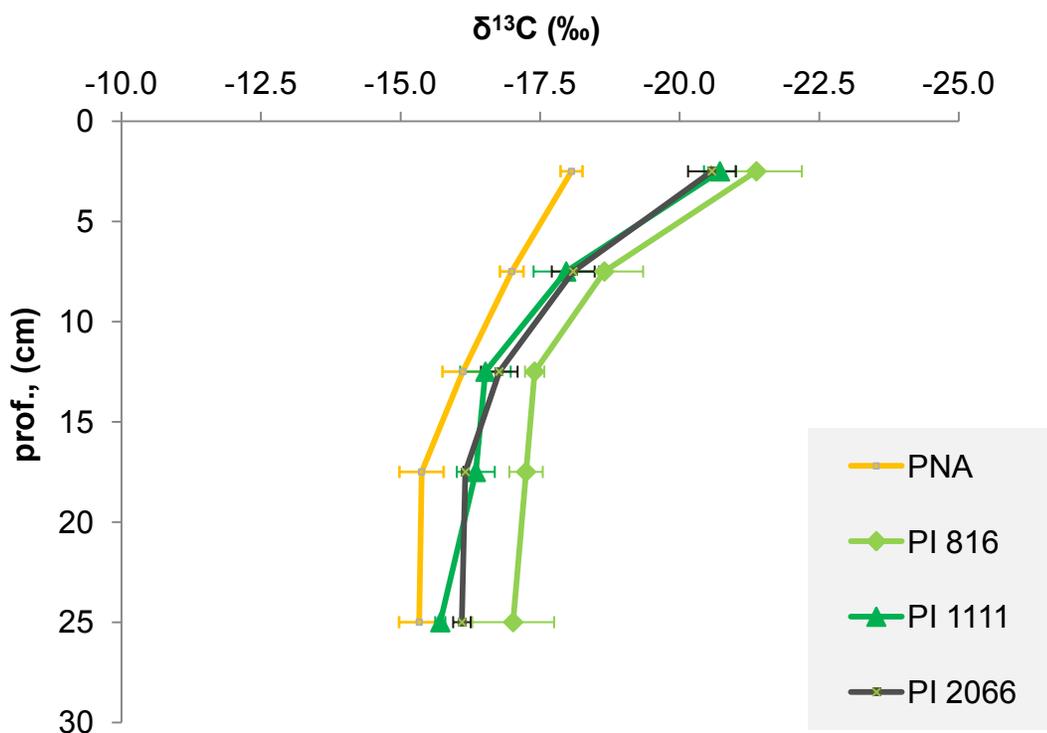


Figura 14. $\delta^{13}\text{C}$ para PNA y para tres densidades de plantación de *P. taeda*

A simple vista, en la figura No. 14 se puede apreciar la clara diferencia entre el uso PNA pareado para los pinos, y el "P.taeda 816". El análisis estadístico para este caso, encontró diferencias significativas en todos los estratos para los diferentes usos (anexo No. 7b). En el estrato de 0-5 cm de profundidad promedio, se rechaza la H_0 con un $\text{Pr}(> F)$ de 0,0002. En el estrato de 5-10 cm, se rechaza la H_0 con $\text{Pr}(> F)$ 0,02. En el estrato de 10-15 cm, se rechaza la H_0 con $\text{Pr}(> F)$ 0,02. En el siguiente estrato de 15-20 cm, la H_0 se rechaza con $\text{Pr}(> F)$ 0,001. Por último, en el estrato de 20-30 cm el rechazo de la H_0 se da con un valor $\text{Pr}(> F)$ de 0,01. Se verificó el cumplimiento de la normalidad y la homocedasticidad de la varianza en todos los casos.

A pesar de que las diferencias varían estrato a estrato para los cuatro usos del suelo, hay una diferencia que se mantiene constante, que es la que se da entre el uso PNA, clasificado como de clase Tukey “a” en todos los estratos, y el uso PI816 clasificado como de clase “b” en todos los estratos. En esta comparación del suelo entre las tres densidades de pino y el suelo originalmente pastoril, la diferencia en los promedios se dio principalmente entre la densidad PI816 y el suelo pastoril (PNA), repitiendo en cada estrato los valores más negativos en PI816 y los menos negativos en PNA. De 0 a 5 cm PNA fue diferente de las tres densidades de pino, confirmando la sustitución del tipo de COS en las tres densidades para esta profundidad del suelo.

En las plantaciones de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden y *Pinus taeda* L., el $\delta^{13}\text{C}$ de los suelos forestales fue más negativo en relación al $\delta^{13}\text{C}$ del suelo de las PNAs (-16.7 ‰), con un promedio general para los 30 cm estudiados en cada caso, de $-17,9\text{‰} \pm 2,0\text{‰}$ en eucalipto, y $-18,1\text{‰} \pm 1,8\text{‰}$ en pino. Estos nuevos valores de $\delta^{13}\text{C}$ relacionados según lo revisado en la bibliografía (Balesdent y Mariotti 1996, Boutton 1996), sugieren la incorporación gradual de restos de descomposición de tejidos de especies C3 al suelo, como el *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden y el *Pinus taeda* L., cuyos valores $\delta^{13}\text{C}$ rondan los $-29,00\text{‰}$ y $-29,40\text{‰}$ en promedio respectivamente.²

4.2.4. Stock de COS en Mg C Ha suelo⁻¹

4.2.4.1. *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden vs. pasturas

En la variable stock de COS, se observó la misma tendencia que para la variable concentración de COS, en cuanto a la diferencia visible graficamente (anexo No. 10a) en los promedios entre el de stock de COS de PNA y el stock de COS de EU2066 en los estratos mas bajas a 5 cm de profundidad.

Entre los estratos estudiados, solamente se encontraron diferencias significativas para el estrato de 5 a 10 cm y para el estrato de 15 a 20 cm de profundidad (tabla No. 5). Se rechazó la H_0 con $\text{Pr}(> F)$ 0,006 para el estrato de 5 a 10 cm, y con $\text{Pr}(> F)$ 0,03 para el estrato 15 a 20 cm. En los estratos en donde se encontraron diferencias significativas entre tratamientos, los contenidos promedio fueron superiores en PNA y EU816 frente a EU2066 y EU1111. En la sumatoria de stock de COS de los 5 estratos estudiados (0 a 30 cm), no se encontraron diferencias significativas entre los cuatro tratamientos de uso del suelo. El valor promedio más alto se registró en el tratamiento PNA con $41,1 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y el promedio más bajo en EU2066 con $32,0 \text{ Mg C ha}^{-1}$.

Se observó una tendencia a mayor stock de COS en PNA y EU816 sin diferencias significativas entre ambos tratamientos en los estratos por debajo de 5 cm de profundidad del perfil del suelo, con relación a EU1111 y EU2066. En el estrato de 0 a 5 cm, si bien no existieron diferencias significativas entre tratamientos, EU2066 fue superior promedialmente a EU816 pero muy similar a PNA, repitiendo lo sucedido para la variable concentración de COS. El promedio de PNA en 0-5 cm fue de 9,8 Mg C ha⁻¹, el de EU2066 fue 8,9 Mg C ha⁻¹, el de EU816 fue de 7,7 Mg C ha⁻¹ y el de EU1111 fue de 7,2 Mg C ha⁻¹.

Tabla 5. Media, desvío estándar, mínimo, máximo y clase Tukey de Mg C ha⁻¹ para PNA, EU816, EU1111 y EU2066

Uso del suelo	Profundidad	Promedio	Desvío Std.
	cm	Mg C ha ⁻¹	
PNA	0 - 5	9.8	0.8
	5 - 10	7.9	0.5
	10 - 15	6.2	1.2
	15 - 20	5.8	1.0
	20 - 30	11.4	1.9
	0 - 30	41.1	2.8
EU 816	0 - 5	7.7	1.2
	5 - 10	6.7	1.1
	10 - 15	6.0	0.7
	15 - 20	5.9	0.2
	20 - 30	12.6	1.5
	0 - 30	38.9	4.2
EU 1111	0 - 5	7.2	1.0
	5 - 10	6.1	0.5
	10 - 15	5.2	0.8
	15 - 20	5.2	0.6
	20 - 30	10.8	1.4
	0 - 30	34.5	4.0
EU 2066	0 - 5	8.9	1.9
	5 - 10	5.2	0.2
	10 - 15	4.2	0.5
	15 - 20	4.2	0.2
	20 - 30	9.5	2.2
	0 - 30	32.0	4.9

4.2.4.2. *Pinus taeda* L. vs. pasturas

En el caso del suelo bajo pino en sus tres densidades frente al uso pastoril, el análisis de varianza no encontró diferencias significativas en ningún estrato entre los tratamientos. Se aceptan todas las H_0 para cada estrato de no diferencias entre tratamientos por estrato.

El promedio más alto para el contenido total del perfil medido e sumatoria de los 5 estratos, se registró en el tratamiento PNA con 40,6 Mg de C ha^{-1} , y el promedio más bajo fue para PI816 con 27,7 Mg C ha^{-1} (tabla No. 6).

Tabla 6. Media, desvío estándar, mínimo, máximo y clase Tukey de Mg C ha^{-1} para PNA, PI816, PI1111 y PI2066

Uso del suelo	Profundidad	Promedio	Desvío Std.
	cm	Mg C ha^{-1}	
PNA	0 - 5	9.1	2.0
	5 - 10	7.6	1.9
	10 - 15	6.5	1.4
	15 - 20	6.1	1.3
	20 - 30	11.3	2.4
	0 - 30	40.6	8.9
PI 816	0 - 5	6.7	1.4
	5 - 10	4.7	1.0
	10 - 15	3.9	1.6
	15 - 20	4.2	1.3
	20 - 30	8.3	1.8
	0 - 30	27.7	6.9
PI 1111	0 - 5	8.9	1.7
	5 - 10	6.2	1.7
	10 - 15	5.7	1.3
	15 - 20	5.5	1.3
	20 - 30	11.8	2.4
	0 - 30	38.2	8.0
PI 2066	0 - 5	9.5	1.2
	5 - 10	6.8	1.3
	10 - 15	5.8	0.9
	15 - 20	5.8	0.8
	20 - 30	12.3	2.4
	0 - 30	40.2	6.1

El stock promedio de PNA en esta comparación fue similar al de la comparación de PNA contra las tres densidades de *E. grandis*. También se observó que fue diferente la dinámica del COS entre las especies forestales, teniendo en cuenta que en eucalipto el valor promedio más bajo para el stock total de COS de 0 a 30 cm se observó en EU2066, y el promedio más alto en EU816, inversamente a lo ocurrido en pino. Además, dadas las diferencias encontradas para dos estratos en la comparación PNA vs densidades de eucalipto, se puede decir que al menos en esos casos hubo pérdida de stock de COS, aunque no se refleje en la comparación del stock total de COS por uso de suelo o tratamiento.

Se observó una tendencia a un menor stock de COS en cada estrato y en la suma total para el tratamiento PI816 respecto los tres restantes (anexo No. 10b), que se cree tenga relación con el cierre de copa más tardío en PI816 y por lo tanto una oxidación más prolongada de la materia orgánica en el suelo, con el efecto del cambio de tipo de C por las mismas razones, es decir, con un efecto de pérdida del COS original algo más marcado en los suelos con PI816 por mayor exposición a los agentes climáticos, y/o por menor aporte de restos de tejidos de PI816 sobre la superficie del suelo, que a diferencia de las otras dos densidades (PI1111 y PI2066), no hubo diferencias en el efecto de la vegetación nueva sobre el tipo de C, pero sin embargo los stocks de PI1111 y PI2066 fueron similares a los del suelo pastoril (PNA).

En base a los resultados para esta variable, se concuerda con Nieder y Benbi (2008) en que es posible que el stock de COS se reduzca en sistemas de drenaje muy profundo (suelos forestados muy bien drenados), o en donde la erosión continúa aún en sistemas forestados, y que se necesitan diferentes tiempos para alcanzar un nuevo equilibrio (entre pérdidas y ganancias de COS) en diferentes ecosistemas. Según los mismos autores, para períodos de tiempo menores a 5 años, el COS generalmente decrece con la forestación, y en sitios forestados con más de 10 años de antigüedad se puede apreciar un aumento del COS en el perfil del suelo, observación que no contradice los resultados observados en este experimento, y más aún si se toma en cuenta los resultados de Caja Bancaria. La explicación según estos autores, es que durante las primeras etapas de crecimiento y desarrollo del rodal, pequeñas cantidades de restos de los árboles son incorporadas al suelo (como MO), de acuerdo a las bajas cantidades de biomasa del rodal y las bajas tasas de descomposición de estos restos. Por ende, la baja en el COS a edades tempranas de los árboles se debe a las pérdidas de C por descomposición y la poca producción de restos a edades tempranas de los árboles, que en este caso varió también según la especie y densidad de plantación.

4.3. COMPARACIÓN ENTRE *E.GRANDIS* EN SUS TRES DENSIDADES Y *P.TAEDA* EN SUS TRES DENSIDADES

Se realizó en análisis de varianza para el modelo de parcelas divididas o “Split-Plot”, planteado en este caso de acuerdo al diseño experimental en el sitio y la limitante de las diferencias entre ambas especies que obligan a su plantación por separado. Las variables tenidas en cuenta son las dos especies forestales *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden y *Pinus taeda* L., y las mismas tres densidades de plantación existentes en cada especie, con sus tres repeticiones.

Las medias comparadas para las tres variables respecto de las interacciones especie-densidad y sus repeticiones, se muestran en anexo No. 8, en donde se le asigna un número L.S.Mean del 1 al 6. Por ejemplo: el número 1 según L.S.Mean corresponde a la combinación entre especie 1 (*E.grandis*) y la densidad 816. Además se presenta para la variable stock de COS, la suma del contenido de los cinco estratos para demostrar las diferencias encontradas en el contenido total, es decir desde 0 a 30 cm independientemente del estrato, para las interacciones mencionadas.

4.3.1. Comparación especies-densidades para concentración de COS

No se encontraron diferencias significativas entre especies (independientemente de la densidad de plantación) o la densidad de plantación (independientemente de la especie) en ninguno de los estratos. Sí se encontraron diferencias para la interacción densidad por especie, salvo en el primer estrato del suelo. El análisis de las interacciones confirma las tendencias comentadas de forma previa para cada especie forestal.

En el estrato de 5 a 10 cm se detectaron diferencias significativas para la interacción, con $Pr > F = 0,001$. En este caso fue diferente EU816 de EU2066 con $Pr > |t| = 0,016$, y PI816 diferente de PI1111 y de PI2066, con $Pr > |t|$ de 0,008 y 0,001 respectivamente. EU816 alcanzó el promedio de $9,2 \text{ g C Kg}^{-1}$ frente a $7,19 \text{ g C Kg}^{-1}$ de EU2066, y PI 816 registró el menor promedio con $6,5 \text{ g C Kg}^{-1}$ frente a $8,83$ y $9,74$ de EU1111 y EU2066 respectivamente.

Igual que en el estrato anterior, en el estrato de 10 a 15 cm se encontraron diferencias significativas solo para la interacción. Se rechazó la H_0 con $Pr > F = 0,0009$. EU816 fue diferente de PI2066 con $Pr > |t| = 0,010$, y PI816 fue diferente de PI1111 y de PI2066 con $Pr > |t| = 0,0019$ y $0,001$ respectivamente. Se repitió la secuencia de los estratos anteriores siendo PI816 menor en promedio que PI2066 y PI1111, y en eucalipto el menor promedio fue para EU2066 y el mayor PI816. Este patrón de diferencias se repitió en los

estratos restantes más bajos (anexo No. 8), por lo que no se vuelve a mencionar cual es mayor o menor entre los promedios con diferencias significativas para esta variable.

En el estrato de 15 a 20 se rechazó la H_0 para la interacción con $Pr>F = 0,0007$, siendo diferente significativamente EU2066 de EU816, y EU1111, con $Pr>|t| = 0,001$ y $0,026$ respectivamente. En pino, PI816 fue diferente de PI1111 con $Pr>|t| = 0,006$, y de PI2066 con $Pr>|t| = 0,002$.

En eucalipto y pino, se rechazó la H_0 para la interacción con $Pr>F = 0,0002$ para el estrato de 20 a 30 cm, siendo EU816 significativamente diferente de EU1111 y EU2066, con $Pr>|t| = 0,037$ y $0,0017$ respectivamente. PI816 fue diferente de PI1111 y de PI2066, siendo $Pr>|t| = 0,0007$ y $0,0003$ respectivamente.

Estos resultados no contradicen los del análisis estadístico anterior, empleado para la comparación entre las densidades de eucalipto o pino contra pastura nativa aledaña. Por el contrario, confirman los resultados anteriores y la existencia de diferencias entre las especies forestales aquí estudiadas. La ventaja de este análisis es poder ver detalladamente y confirmar la interacción especie-densidades. A modo de adelanto y para evitar la reiteración de conceptos, esta observación se cumple en los resultados de las variables tratadas en los ítems 4.3.2. y 4.3.3., sin detrimento de las observaciones planteados en cada variable en particular.

4.3.2. Comparación especies-densidades para $\delta^{13}C$

En esta variable se observa que independientemente de que haya o no diferencias significativas, el patrón de cambio de valor es diferente en pino que eucalipto según la densidad de plantación. En general se observó que en eucalipto la densidad más alta superó en promedio (valores más negativos) a la densidad más baja (valores menos negativos). Contrariamente en pino, la densidad mas baja registró los valores promedio más negativos de las tres densidades, y la densidad más alta (PI2066) los valores menos negativos (anexo No. 8).

No se detectaron diferencias significativas entre especies ni entre densidades de plantación (para el promedio de las especies) dentro del primer estrato (0 a 5 cm), pero se detectó interacción entre especies y densidades con un $Pr>F$ de $0,004$. La prueba LS Mean detectó diferencias significativas entre EU816 y EU2066 con $Pr>|t|$ de $0,011$, y diferencias significativas entre EU1111 y EU2066 con $Pr>|t| = 0,023$.

En el estrato de 5 a 10 cm no se encontraron diferencias significativas para ninguno de los factores ni para la interacción, aunque en este último se aceptó la H_0 con $Pr>F = 0,0515$.

Luego de rechazar la H_0 con $Pr>F$ de 0,0024 para la interacción de ambos factores en el estrato de 10 a 15 cm, se comprobó las diferencias entre EU816 con EU1111 y EU2066, con $Pr>|t|$ de 0,035 y 0,009 respectivamente. En pino fue diferente PI816 con PI1111 y PI2066, con $Pr>|t|$ de 0,033 y 0,018 respectivamente.

Con $Pr>F = 0,034$ se rechazó la H_0 para la interacción del estrato de 15 a 20 cm, detectándose diferencias significativas solo para PI816 con PI2066, siendo $Pr>|t| = 0,0319$.

En el estrato de 20 a 30 cm también se encontró interacción, rechazando la H_0 con $Pr>F = 0,0126$. EU816 fue significativamente diferente de EU2066 con $Pr>|t| = 0,006$, y PI816 de PI1111 con $Pr>|t| = 0,043$.

4.3.3. Comparación especies-densidades para stock COS (Mg C ha suelo⁻¹)

En esta variable la tendencia fue hacia valores más altos promedio para la densidad más baja de eucalipto (EU816) y más bajos para densidad más alta (EU2066) excepto en el primer estrato donde ocurre a la inversa (anexo No. 10a). En pino, siempre ocurrió que los valores más bajos promedio se observaron en la densidad más baja (PI816) y los más bajos en la densidad más alta (PI2066) (anexo No. 10b). Como consecuencia, el stock total (0 a 30 cm) en eucalipto fue mayor en la densidad 816 con 38,85 Mg C ha⁻¹, frente a 31,95 de la densidad 2066; y en pino la densidad con mayor stock total fue la 2066 con 40,21 Mg C ha⁻¹ frente a los 27,74 de la densidad 816 (anexo No. 8).

En el estrato de 0 a 5 cm se constató la interacción especie y densidad con $Pr>F = 0,036$. La densidad 1111 en eucalipto fue diferente de la 2066 con una $Pr>|t| = 0,017$. En pino, las diferencias fueron para la densidad 816 vs 1111 con $Pr>|t| = 0,006$, y la densidad 816 vs 2066 con $Pr>|t| = 0,017$.

En el estrato de 5 a 10 cm la H_0 se rechazó con $Pr>F = 0,003$. En base a esto, la prueba LSMean diferenció EU816 de EU2066 con $Pr>|t| = 0,018$, y en pino diferenció PI816 de PI1111 y de PI2066, con $Pr>|t| = 0,014$, y 0,002 respectivamente.

Se rechazó la H_0 para la interacción en el estrato de 10 a 15 cm con $Pr>F = 0,0019$. En la comparación múltiple para la interacción, EU816 fue diferente de EU2066 con $Pr>|t| = 0,005$, y PI816 fue diferente de PI1111 y PI2066, con $Pr>|t| = 0,005$ y $0,004$ respectivamente.

Para el estrato de 15 a 20 cm, se rechazó la H_0 para la interacción con $Pr>F = 0,0007$, y las diferencias significativas se dieron entre EU2066 con EU816 y EU1111, siendo $Pr>|t| = 0,001$ y $0,030$ respectivamente. En pino fue diferente PI816 de PI1111 y PI2066, con $Pr>|t| = 0,008$ y $0,002$ respectivamente.

En el estrato de 20 a 30 se repitió lo observado en los anteriores, encontrándose diferencias significativas solo para la interacción, rechazando la H_0 con $Pr>F < .0001$. En eucalipto hubo diferencias entre las tres densidades, con EU816 diferente de EU1111 con $Pr>|t| = 0,014$, EU816 diferente de EU2066 con $Pr>|t| = 0,0005$, y EU1111 diferente de EU2066 con $Pr>|t| = 0,041$. En pino fue diferente PI816 de PI1111 con $Pr>|t| = 0,0002$, y PI816 de PI2066 con $Pr>|t| < 0,0001$.

También en la sumatoria del stock de CO de los cinco estratos, se observaron diferencias significativas para la interacción especie-densidad, rechazando la H_0 con $Pr>f$ menor a $0,0001$. De acuerdo a el LSMeans se encontraron diferencias entre EU816 y EU1111, siendo $Pr>|t| = 0,028$, y EU816 diferente de EU2066 con $Pr>|t| = 0,003$. PI816 fue significativamente diferente de PI1111 con $Pr>|t| = 0,0002$, y PI816 diferente de PI2066, siendo $Pr>|T| < 0,0001$.

En cuanto a los valores de contenido de COS para las especies forestales en Los Moros, los mismos fueron diferentes para ambas a igual densidad de plantación. En estos resultados se puede observar el comportamiento distinto entre especies según su densidad de plantación, lo cual es importante para determinar un grado de mejor aprovechamiento del espacio físico del suelo, y una mayor reincorporación o secuestro de C dentro del sistema suelo para cada especie, que es lo que nos interesa a futuro.

Si se compara el contenido de C orgánico en términos de MO % en promedio, fue superior el contenido de MO% del suelo pastoril de Caja Bancaria con un 3,29 % en el estrato de 0 a 5 cm, frente al suelo de Los Moros con 2,61 % de MO también en los primeros 5 cm del perfil, con la salvedad de que el número de muestras de Caja Bancaria es = 5 y en Los Moros es = 9. Teniendo en cuenta estos resultados y que los suelos de Caja Bancaria son diferentes a los de Los Moros en especial en cuanto al drenaje y el aporte de mm de lluvia que reciben anualmente (mencionado en "*Materiales y Métodos*"), se podría

decir que el contenido de COS varía lo suficiente con el Orden de suelo y el clima incidente en la zona, como para sacar conclusiones aplicables a todas las situaciones por igual en relación al cambio de uso de pastoril a la especie forestal *E. grandis* Hill ex Maiden. Esto sería válido aún en el caso en que la duración de la rotación forestal en ambos CONEAT fuese la misma. Por lo tanto se advierte que el cambio en el contenido de COS va a ser exclusivo de cada caso de estudio particular, y que la magnitud de los cambios es representativa a cada zona en donde se realizó el estudio.

El aporte promedio para las tres densidades por especie de C joven al COS para los primeros 5 cm en pino fue de 25%, y en eucalipto de 20,2% (tabla No. 7 y anexo No. 9), representando las cantidades de 2,1 y 1,62 Mg C ha⁻¹ respectivamente. Para la suma del stock de los 30 cm de suelo, el pino alcanzó 4,1 Mg C ha⁻¹ de COS joven en promedio, frente al total promedio de 3,5 para eucalipto. Esto guarda relación con los valores obtenidos en el mismo experimento para mantillo, biomasa radicular y biomasa aérea, para las tres densidades de plantación en las dos especies.²

Al observar los promedios de stock de COS en las plantaciones de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden en comparación con los promedios del suelo pastoril, se estaría en condiciones de concordar con lo mencionado por la bibliografía de procedencia extranjera, en cuanto a que las plantaciones forestales necesitan de una edad particular para alcanzar el equilibrio de salidas y entradas de CO al sistema suelo (Polglase et al., 2000), y que las plantaciones o bosques maduros albergan mas C que las jóvenes (Nieder y Benbi 2008, Tyrrell et al. 2012), si se compara el resultado de Caja Bancaria contra Los Moros para la especie *E. grandis* en relación al suelo original. Teniendo en cuenta los promedios del contenido de COS hasta 30 cm en ambos sitios, y la disminución del contenido de COS en profundidad dentro de esos 30 cm, se concuerda con Essington (2004) en que el contenido del COS disminuye en profundidad, y que esta variación es diferente según el tipo de suelo.

En términos de concentración y stock de COS, no hubo diferencias a favor del pino comparado a PNA. Además de las diferencias entre ambos sitios respecto al suelo, el clima (Polglase et al. 2000, Brady y Weil 2002) y diferentes densidades de plantación usadas para una especie forestal (Solomon et al. 2007, Nabuurs et al. 2008, Lorenz y Lal 2010) pueden estar incidiendo a la hora de determinar la edad de equilibrio de entradas y salidas. El porcentaje de C joven más alto se registró en PI816, y fue menor significativamente para la relación $\delta^{13}\text{C}$ que PNA, indicando una mayor pérdida de COS del uso inicial del suelo. El tiempo que transcurrió para el cierre de copa en esta densidad fue mayor, facilitando una mayor pérdida de ¹³C del COS original que PI1111 y

PI2066, en donde el cierre de copas se produjo más rápido. Esto incide en la proporción de COS joven que posee cada densidad, siendo que un % de COS joven más alto no necesariamente se acompañó de un mayor stock de COS joven. En PI816 se registró una tendencia a menores concentraciones y stocks promedio que PI1111, PI2066 y PNA. En donde existieron menores stocks de COS, se reflejó un % de COS joven superior a los demás, sin significar que aportasen más COS joven, más bien indicando que la pérdida de COS original fue mayor en esta especie*densidad, y coincidiendo con valores de concentración de COS menores en la misma.

Tabla 7. % de C joven promedio por especie, densidad de plantación y profundidad media, en relación al stock de COS joven aportado por cada especie

Profundidad	Densidad	%C joven		Mg C joven ha ⁻¹	
		<i>E. grandis</i>	<i>P.taeda</i>	<i>E. grandis</i>	<i>P.taeda</i>
0 - 5	816	23.70	27.74	1.81	1.87
5 - 10	816	4.50	12.57	0.30	0.59
10 - 15	816	7.16	6.74	0.43	0.26
15 - 20	816	6.99	9.45	0.41	0.39
20 - 30	816	8.40	7.88	1.05	0.66
0 - 30	816			4.01	3.76
0 - 5	1111	15.6	24.1	1.12	2.27
5 - 10	1111	6.6	6.9	0.40	0.43
10 - 15	1111	5.1	4.1	0.27	0.23
15 - 20	1111	4.1	9.6	0.21	0.53
20 - 30	1111	8.0	6.2	0.87	0.73
0 - 30	1111			2.87	4.19
0 - 5	2066	21.21	23.05	1.93	2.19
5 - 10	2066	6.52	10.60	0.34	0.72
10 - 15	2066	4.41	6.84	0.18	0.40
15 - 20	2066	4.10	6.86	0.17	0.40
20 - 30	2066	10.50	6.08	0.99	0.75
0 - 30	2066			3.62	4.45

El factor densidad de plantación en interacción con la especie, adquiere relevancia en cuanto al tiempo o velocidad de cierre de copa de cada especie, y esto influye en la cantidad de COS original del suelo que se va a descomponer, incidiendo en la cantidad de COS encontrada en cada caso y el % de COS joven calculado. Para Lorenz y Lal (2010) la disminución de la densidad de plantación afecta el secuestro de C reduciendo la cantidad de biomasa en el

bosque y la MOS, por estimulación de la descomposición microbiana debido al aumento de la radiación solar y contacto de las precipitaciones con el suelo del bosque. Esto también concuerda con Balesdent y Mariotti (1996) respecto a que los agentes climáticos afectan la descomposición del COS.

5. CONCLUSIONES

En el caso de estudio de las forestaciones de *E. grandis* de 17 a 18 años correspondientes a la Caja Bancaria, no se encontraron diferencias significativas para los contenidos de COS entre el manejo pastoril y el manejo forestal. Se verificó una tendencia al aumento en el contenido de COS bajo el manejo forestal para los primeros 5 cm del suelo, lo cual estaría asociado a la presencia del mantillo forestal, el cual en su proceso de descomposición aporta CO al suelo. Este aporte de COS joven, mediante las técnicas isotópicas se estimó como un aumento del 37,3 % en el stock de COS para ese primer estrato, lo que equivale a 5,66 Mg C ha⁻¹. Esto indica que hubo una sustitución y ganancia de COS durante el período de tiempo que los árboles estuvieron creciendo en el suelo. Si se considera la ganancia neta de COS de los primeros 50 cm de suelo, al pasar del uso pastoril al uso forestal la misma fue de 5,43 Mg C ha⁻¹. Mediante las técnicas isotópicas se determinó que el stock total de COS derivado del *Eucalyptus* fue de 8,73 Mg ha⁻¹, dejando claro que una parte del aporte de C fue para compensar las pérdidas de COS ocurridas a posteriori de la instalación del monte, y otra parte fue ganancia neta. El stock total de COS en Monte representó un aumento de un 6,83 % en relación al uso PNA del suelo.

En las plantaciones de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden y *Pinus taeda* L. de Los Moros, el $\delta^{13}\text{C}$ de los suelos forestales fue más negativo en relación al $\delta^{13}\text{C}$ del suelo de las PNA, sugiriendo la incorporación gradual de restos de descomposición de tejidos de especies C3 al suelo, que puede ser variable en función de la especie, y la densidad de plantación dentro de cada especie.

Para la comparación entre PNA y las tres densidades de eucalipto se encontraron cambios en los $\delta^{13}\text{C}$ solo en el primer estrato y entre PNA y EU2066. Estas diferencias significativas entre el uso EU2066 y el PNA para el $\delta^{13}\text{C}$, demostraron la sustitución del tipo de C (aumento de la proporción de ¹²C respecto a la de ¹³C). Es decir, que la densidad de plantación más alta en la especie de eucalipto incidió más rápidamente en el cambio del tipo de COS en los primeros 5 cm del perfil.

En las tres densidades de *P. taeda*, dentro del primer estrato se dieron valores $\delta^{13}\text{C}$ significativamente más negativos respecto al uso original del suelo, indicando un reemplazo de parte del COS del suelo pastoril, por COS proveniente de la nueva vegetación integrado al suelo luego de la descomposición de los restos de la especie forestal. Este resultado demuestra un patrón de cambio en función de la densidad de pino comparada con PNA, siendo que PI816 fue significativamente menor que PNA en los 5 estratos medidos. Por lo tanto, se comprobó la sustitución en los primeros 5 cm

independientemente de la densidad de plantación. PI816 fue menor a las otras dos densidades en los dos últimos estratos. La densidad es fuerte determinante del cambio en esta especie.

En cuanto al stock de COS en Los Moros, se observó que no hay diferencias significativas para la comparación entre suelo pastoril y las tres densidades de pino. En eucalipto, solo en algunos estratos se encontraron diferencias significativas para esta variable. Por todo lo expuesto anteriormente, en cuanto a la ganancia o pérdida de COS en términos absolutos, al cambiar de un suelo con pasturas nativas de uso pastoril hacia el uso forestal, se observó que la ganancia o pérdida del COS dependerá de varios factores como la profundidad de muestreo y la estratificación del muestreo, el tipo de suelo estudiado, especie forestal utilizada, el tiempo de la rotación forestal o la edad del muestreo en comparación con el muestreo del suelo original y la densidad de la plantación.

En las combinaciones especie-densidad comparadas a igual profundidad, donde se detectaron menores stocks de COS, se vieron % de COS joven mayores sin significar que aportasen más COS joven, indicando que la pérdida de COS procedente del uso del suelo original fue mayor en esos casos que en donde se registraron menores % de COS joven (tabla No. 7). El factor densidad de plantación en interacción con la especie, adquiere relevancia en cuanto al tiempo de cierre de copa y esto influye en la cantidad de COS original del suelo que se va a descomponer, incidiendo en la cantidad de COS encontrada en cada caso y, el % de COS joven calculado.

Se comprobó la sustitución del tipo de COS en suelos forestales en los casos donde se encontraron diferencias significativas para el $\delta^{13}\text{C}$, independientemente de la concentración de COS y el stock dentro del mismo estrato. Se observó una tendencia a la sustitución de COS aún en los casos donde no hubo diferencias significativas en $\delta^{13}\text{C}$ dado que los valores de % C joven demuestran el reemplazo del tipo de COS, con una tendencia a una sustitución mayor (más rápida) en los estratos superficiales. En particular para el *E. grandis*, se comprobó que la sustitución en los primeros 5 cm o capa superior del suelo están influenciadas por la densidad de plantación, y sujeta a el tiempo que dure la rotación.

6. RESUMEN

La preocupación mundial por el aumento de los GEI causantes del calentamiento global de la atmósfera ha enfocado el interés en el estudio de los sistemas forestales. Existe escasa información acerca de la capacidad de las plantaciones comerciales forestales del Uruguay de secuestrar C en la MOS. A los efectos de evaluar dichos cambios, se realizaron dos estudios: i) en cinco plantaciones de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden de 17 a 18 años de edad en suelos del litoral oeste en Caja Bancaria; y ii) en un experimento de densidad de plantación (816, 1111 y 2066 plantas ha⁻¹) de *E. grandis* y *Pinus taeda* L. de 8 años de edad, en suelos del noreste del establecimiento Los Moros. En cada sitio se muestreó en estratos de suelo de 0-5, 5-10, 10-15, 15-20 y 20-30 cm en la plantación forestal y en el suelo aledaño con pastura nativa. Además se muestreó de 30 a 50 cm en el sitio Caja Bancaria. Se realizó la determinación del COS y las relaciones isotópicas ¹³C/¹²C ($\delta^{13}\text{C}$). Se calculó la concentración de COS (g C kg⁻¹) y el stock total de COS (Mg C ha⁻¹) de cada manejo de suelos y en cada estrato de suelo. En base a las relaciones ¹³C/¹²C, se calculó la proporción del COS proveniente de la vegetación forestal. En Caja Bancaria no hubo diferencias significativas entre el manejo forestal y el manejo pastoril en concentración de COS ni en stock de COS. No obstante, para los estratos de 0 a 5 y de 30 a 50 cm se observó una tendencia hacia valores superiores de COS bajo manejo forestal. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ del suelo forestal fueron significativamente más negativos a las profundidades de en 0 a 5 y 5 a 10 cm, indicando un aporte del mantillo de eucalipto (C3) al COS del suelo original. Los valores de α (%) del mismo sitio mostraron una contribución de la vegetación de *E. grandis* al COS del 37,3 % en los primeros 5 cm (5,66 Mg C ha⁻¹), habiendo sustitución y ganancia en el COS total. En Los Moros hubo una tendencia hacia menores concentraciones de COS bajo monte que bajo pastura. En cuanto al aporte de COS de la nueva vegetación ($\delta^{13}\text{C}$), se obtuvieron resultados significativos para el primer estrato en la densidad más alta de *E. grandis*, y para todos los estratos en *P. taeda* a la menor densidad. No hubo diferencias significativas para stock total de COS entre el manejo forestal y pastoril. Luego de 17 años la vegetación de *E. grandis* compensa las pérdidas de COS ocurridas durante los primeros años de instalación de las plantaciones. Dado que en el experimento de densidades de pino y eucalipto se encontraron diferencias entre los suelos forestales con *E. grandis* a diferentes densidades de plantación a diferentes profundidades y el suelo originalmente pastoril para el stock de COS, se puede concluir que el nivel de equilibrio de este parámetro dependerá del tiempo de la rotación forestal, la densidad de plantación y especie forestal utilizada.

Palabras clave: Carbono Orgánico del Suelo; Secuestro de carbono; Análisis isotópico del COS; Suelos forestados.

7. SUMMARY

The global concern about the increase of greenhouse gases blamed for global warming has focused interest in the study of forest systems. There's few information about the ability of forest plantations in Uruguay to sequester carbon in soil organic matter (SOM). In order to assess such changes, two studies were performed: i) in five plantations of *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden of 17-18 years old at the west coast soils, at Caja Bancaria's field; and ii) a planting density experiment (816, 1111 and 2066 plants ha⁻¹) of *E. grandis* Hill ex Maiden and *Pinus taeda* L. 8 years old, in northeastern soils at Los Moros's field. At each site a stratified sampling soil 0-5, 5-10, 10-15, 15-20 and 20-30 cm was performed in forest plantation and in the ground with native grass. It also was sampled from 30 to 50 cm in Caja Bancaria's site. Soil organic carbon (SOC) isotopic ratios ¹³C/¹²C was performed. SOC concentration (g C kg⁻¹) and total SOC stock (Mg C ha⁻¹) of each soil management and soil sampled stratum was calculated. Based on the relationships ¹³C/¹²C the proportion of SOC from forest vegetation was calculated. There were no significant differences between afforested soils and native pasture soils managements in SOC concentrations or stocks at Caja Bancaria's site. However, at 0-5 and 30-50 soil stratum, a trend toward higher values of SOC under forest management was observed. δ¹³C values of afforested soil at Caja Bancaria's place were significantly more negative at the depths of 0-5 and 5-10 cm, showing the contribution of *E. grandis* mulch (C3) to SOC from pasture soils. α(%) values showed a contribution from *E. grandis* vegetation to SOC of 37,3 % in the first 5 cm (5,66 Mg C ha⁻¹), having replacement and gain on the total SOC. At Los Moros there was a trend to minor concentrations of SOC on afforested soils than under native pasture soils. As to the C input of new vegetation (δ¹³C) in the layer of 0 to 5 cm, there were significant differences for EU2066, but PI816 was different at all depths. No significant differences between afforested and grazing management for total SOC stock were found. For comparison between the three pine and eucalyptus densities at the three measured variables, significant differences for *E. grandis* with different planting densities (tree spacing) were found at different depths. After 17 years the new vegetation (*E. grandis*) compensates the loss of SOC from the original vegetation of the site, occurred during the early years of the plantation system. As in the experiment of plantation densities of pine and eucalyptus, statistical differences between *E. grandis* forest soils at different plantation densities and the originally pastoral land for the SOC stock were found, it can be concluded that the equilibrium level of this parameter will depend upon the afforested soil rotation time, the planting density, and the tree species.

Keywords: Soil Organic Carbon; Carbon sequestration; Isotopic analysis of SOC; Afforested soils.

8. BIBLIOGRAFÍA

1. AVILÉS, H. V.; VELÁZQUEZ, M. A.; ÁNGELES, P. G.; ETCHEVERS, B. J.; DE LOS SANTOS, P. H.; LLANDERAL, T. 2009. Variación en almacenes de carbono en suelos de una toposecuencia. *Agrociencia* (México). 43: 457 - 464.
2. AWETO, A. O. 1981. Secondary succession and soil fertility restoration in south-western Nigeria; II. Soil fertility restoration. *Journal of Ecology*. 69: 609 - 614.
3. BAETHGEN, W. E.; GIMÉNEZ, A. 2004. La variabilidad climática, el cambio del clima y el sector agropecuario. In: Jornada de Clima y Restricciones Hídricas de Pasturas en Zonas Ganaderas (2004, Tacuarembó, UY). Memorias. Montevideo, INIA . pp. 2-9.
4. BAKER, J. B.; GORDON-LANGDON, O. s.f. *Pinus taeda* L. Loblolly Pine. (en línea). In: Silvics manual. s.n.t. v.1. pp. 1018 - 1051. Consultado 9 set. 2014. Disponible en http://www.na.fs.fed.us/pubs/silvics_manual/Volume_1/pinus/taeda.htm
5. BALESIDENT, J.; MARIOTTI, A. 1996. Measurement of soil organic matter turnover using ¹³C natural abundance. In: Boutton, T. W.; Yamasaki, S. eds. Mass spectrometry of soils. New York, Marcel Decker. pp. 47 - 82.
6. BINKLEY, D.; RESH, S. C. 1999. Rapid changes in soils following *Eucalyptus* afforestation in Hawaii. *Soil Science Society of America Journal*. 63: 222 – 225.
7. _____; KAYE, J.; BARRY, M.; RYAN, M. G. 2004. First rotation changes in soil carbon and nitrogen in an *Eucalyptus* plantation in Hawaii. *Soil Science Society of America Journal*. 68: 1713 - 1719.
8. BIRDSEY, R. A.; JENKINS, J. C.; JOHNSTON, M.; HUBER-SANWALD, E. 2007. Principles of forest management for enhancing carbon sequestration. In: King, A. W.; Dilling, L.; Zimmerman, G. P.; Fairman, D. M.; Houghton, R. A.; Marland, G.; Rose, A. Z.; Wilbanks, T. J. eds. The first state of the carbon cycle report (SOCCR) – the North American carbon budget and implications for the global carbon cycle.

- Washington, D.C., Global Change Research Information Office. pp. 175 - 176.
9. BOSSI, J.; FERRANDO, L. 2001. Carta geológica del Uruguay; versión 2.0. Montevideo, Uruguay, Facultad de Agronomía. Escala 1:500.000. 1 disco compacto.
 10. _____. 2010. Regiones geológicas; para aplicación agronómica. 2ª. reimpr. Montevideo, Facultad de Agronomía. 86 p.
 11. BOUTTON, T. W. 1996. Stable carbon isotope ratios of soil organic matter and their use as indicators of vegetation and climate change. *In*: Boutton, T. W.; Yamasaki, S. eds. Mass spectrometry of soils. New York, Marcel Decker. pp. 47 - 82.
 12. BOWMAN, D. M. J. S.; COOK, G. D. 2002. Can stable carbon isotopes ($\delta^{13}\text{C}$) in soil carbon be used to describe the dynamics of Eucalyptus savanna–rainforest boundaries in the Australian monsoon tropics? *Austral Ecology*. 27 (1): 94-102.
 13. BRADY, N. C.; WEIL, R. R. 2002. The nature and properties of soils. 13th ed. New Jersey, NY, Prentice Hall. 960 p.
 14. BEEDLOW, P. A.; TINGEY, D. A.; PHILLIPS, D. L.; HOGSETT, W. E.; OLSZYK, D. M. 2004. Rising atmospheric CO₂ and carbon sequestration in forests. (en línea). *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2: 315 – 322. http://www.epa.gov/wed/pages/projects/globalclimatechange/315-322_ESA_Aug04.pdf
 15. CABRERA, G. M.; CAL, A. 2007. Cambios en propiedades físicas y químicas de suelos de la unidad Rivera al pasar de uso pastoril a forestal con *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden y *Pinus taeda* L. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. 96 p.
 16. CALIFRA, A.; RUIZ, A.; ALLIAUME, F.; DURÁN, A. 2007. Contribución al estudio de los suelos “Algorta”. *Agrociencia* (Montevideo). 11 (1): 35 - 46.
 17. CANADELL, J. G.; RAUPACH, M. R. 2008. Managing forests for climate change mitigation. *Science*. 320: 1456 – 1457.

18. CAPRIEL, P.; HARTER, P.; STEPHENSON, D. 1992. Influence of management on the organic matter of a mineral soil. *Soil Science*. 153 (2): 122 – 128.
19. CARRASCO-LETHELIER, L.; EGUREN, G.; CASTIÑEIRA, C.; PARRA, O.; PANARIO, D. 2004. Preliminary study of prairies forested with *Eucalyptus* sp. at the northwestern Uruguayan soils. *Environmental Pollution*. 127: 49-55.
20. CÉSPEDES PAYRET, 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). Thèse docteur: Sciences Agronomiques. Toulouse, France. Institut National Polytechnique de Toulouse. 287 p.
21. COLLINS, H. P.; RASMUSSEN, P. E.; DOUGLAS, C. L. JR. 1992. Crop rotation and residue management effects on soil carbon and microbial dynamics. *Soil Science Society of America Journal*. 56: 783 – 788.
22. CONTEH, A.; BLAIR, G. J.; MACLEOD, D. A.; LEFROY, R. D. B. 1997. Soil organic carbon changes in cracking clay soils under cotton production as studied by carbon fractionation. *Australian Journal of Agriculture Research*. 48: 1049 – 1058.
23. CUEVAS, E.; BROWN, S.; LUGO, A. E. 1991. Above and belowground organic matter storage and production in a tropical pine and a paired broadleaf secondary forest. *Plant and Soil*. 135: 257 – 268.
24. DAVIDSON, E. A.; ACKERMAN, I. L. 1993. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry*. 20: 161 – 193.
25. DE LA LAMA GUTIÉRREZ, G. 1976. Atlas del Eucalipto. Sevilla, Ministerio de Agricultura. v.1, s.p.
26. DELGADO, S.; ALLIAUME, F.; GARCÍA PRÉCHAC, F.; HERNÁNDEZ, J. 2006. Efecto de las plantaciones de *Eucalyptus* sp. sobre el recurso suelo en Uruguay. *Agrociencia (Montevideo)*. 10 (2): 95-107.
27. DENMAN, K. L.; BRASSEUR, G.; CHIDTHAISONG, A.; CIAIS, P.; COX, P. M.; DICKINSON, R. E.; HAUGLUSTAINE, C.; HEINZE, E.; HOLLAND, D.; JACOB, U.; LOHMANN, S.; RAMACHANDRAN, P. L.; DA SILVA DIAS, D.; WOFSY, S. C.; ZHANG, X. 2007. Couplings

between changes in the climate system and biogeochemistry. In: Solomon, S.; Qin, D.; Manning, M.; Chen, Z.; Marquis, M.; Averyt, K. B.; Tignorand, M.; Miller, H. L. eds. *Climate Change 2007; the physical science basis*. Cambridge, UK, Cambridge University Press. pp. 541 - 584.

28. 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.
29. DURÁN, A. 1998. Contenido y distribución geográfica de carbono orgánico en suelos del Uruguay. *Agrociencia* (Montevideo). 2 (1): 37-47.
30. _____.; CALIFRA, A.; MOLFINO, J. H.; LYNN, W. 2005. Keys to soil taxonomy for Uruguay. Washington, D. C., United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. 77 p.
31. _____.; GARCÍA PRÉCHAC, F. 2007. Suelos del Uruguay; origen, clasificación, manejo y conservación. Montevideo, Uruguay, Hemisferio Sur. v.2, 358 p.
32. ESSINGTON, M. E. 2004. *Soil and water chemistry; an integrative approach*. Boca Raton, FI, CRC. 552 p.
33. FAO (FOOD AND AGRICULTURAL ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS) 2006. Global planted forests thematic study; results and analysis. (en línea). Rome. 168 p. (Planted forests and trees working paper no. 38). Consultado 6 oct. 2014. Disponible en <http://www.fao.org/forestry/12139-03441d093f070ea7d7c4e3ec3f306507.pdf>
34. EVANS, J. L.; FERNÁNDEZ, I. J.; RUSTAD, L. E.; NORTON, S. A. 2001. Methods for evaluating carbon fractions in forest soils; a review. Maine agricultural and forest experimentation station. The University of Maine. Technical Bulletin no. 178. 42 p.
35. GALLO, L. 2008. Sistemas silvopastoriles en Uruguay. (en línea). In: Reunión del Grupo Técnico en Forrajeras de Cono Sur Grupo Campos; Bioma Campos (22^{a.}, 2008, Minas, Lavalleja). Innovando para mantener su sustentabilidad y competitividad. s.n.t. pp.101-108. Consultado 11 set. 2014. Disponible en

<http://www.inia.uy/Publicaciones/Documentos%20compartidos/18429090512095530.pdf>

36. GIARDINA, C. P.; RYAN, M. G. 2002. Total belowground carbon allocation in a fast-growing *Eucalyptus* plantation estimated using a carbon balance approach. *Ecosystems*. 5: 487- 499.
37. GLEIXNER, G.; TEFS, C.; JORDAN, A.; HAMMER, M.; WIRTH, C.; NUESKE, A.; TELZ, A.; SCHMIDT, U. E.; GLATZEL, S. 2009. Soil carbon accumulation in old-growth forests. In: Wirth, C.; Gleixner, G.; Heimann, M. eds. *Old-growth forests; function, fate and value*. Berlin, Springer-Verlag. pp. 231-266 (Ecological Studies no. 207).
38. GRIGAL, D. F.; BERGUSON, W. E. 1998. Soil carbon changes associated with short-rotation systems. *Biomass and Bioenergy*. 14: 371 - 377.
39. GRUPO ARRAYANES. INNOVACIÓN Y SOLUCIONES SUSTENTABLES. 2006. Mitigación del cambio climático mediante la captura del carbono; informe final. Buenos Aires, Argentina. 168 p.
40. GUO, L. B.; WANG, M.; GIFFORD, R. M. 2007. The change of soil carbon stocks and fine root dynamics after land use change from a native pasture to a pine plantation. *Plant Soil*. 299 (2): 251-262.
41. _____.; COWIE, A. L.; MONTAGU, K. D.; GIFFORD, R. M. 2008. Carbon and nitrogen stocks in a native pasture and an adjacent 16-year-old *Pinus radiata* D. Don plantation in Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 124: 205-218.
42. HALL, A. D.; ROBINSON, G. W. 1956. Estudio científico del suelo; una introducción al estudio del crecimiento de las cosechas. 3th. ed. Madrid, Aguilar. 340 p.
43. HAWLEY, R. C.; SMITH, D. M. 1982. *Silvicultura práctica*. 2a. ed. Barcelona, Omega. 544 p.
44. HELMS, J. A. 1999. Change in the forestry profession and its implications for terminology revision. (en línea). *Forest Snow and Landscape Research* (Suiza). 74 (2):165 – 170. Consultado 6 oct. 2014. Disponible en <http://www.wsl.ch/dienstleistungen/publikationen/pdf/3765.pdf>

45. 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*: Lazzari, M. A.; del Carmen-Videla, C. eds. *Isótopos estables en agroecosistemas 1*. Buenos Aires, Universidad Nacional del Sur. pp. 119 - 124.
46. HOSNER, J. F.; GRANEY, D. L. 1970. The relative growth of three forest tree species on soils associated with different successional stages in Virginia. *The American Midland Naturalist*. 84 (2): 418 – 427.
47. HOUGHTON, R. A.; GOODALE, C. L. 2004. Effects of land-use change on the carbon balance of terrestrial ecosystems. *In*: Defries, R. S.; Asner, G. P.; Houghton, R. A. eds. *Ecosystems and land use change*. Washington, D. C., The American Geophysical Union. pp. 95-98 (Monograph Series no. 153).
48. _____. 2007. Balancing the global carbon budget. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*. 35: 313 – 347.
49. HUDIBURG, T.; LAW, B.; TURNER, D. P.; CAMPBELL, J.; DONATO, D.; DUANE, M. 2009. Carbon dynamics of Oregon and Northern California forests and potential land-based carbon storage. *Ecological Applications*. 19 (1): 163 -180.
50. HUNTINGTON, T. G. 1995. Carbon sequestration in an aggrading forest ecosystem in the southeastern USA. *Soil Science Society of America Journal*. 59: 1459 - 1467.
51. INGERSON, A.; LOYA, W. 2008. Measuring forest carbon; strengths and weaknesses of available tools. Washington, D. C., The Wilderness Society. pp. 1 – 20 (Science and Policy Brief. no. 1).
52. INSTITUTO NACIONAL DE INVESTIGACIONES AGROPECUARIAS (INIA). 2006. Forestación. (en línea). *Revista INIA*. no. 189: s.p. Consultado 12 set. 2014. Disponible en http://www.inia.org.uy/publicaciones/documentos/ara/ara_189.pdf
53. INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). 2001. Anexo B. Glosario de términos. (en línea). *In*: Tercer Informe de evaluación de cambio climático; informe de síntesis. Ginebra, Suiza. pp. 173-199. Consultado 11 sep. 2014. Disponible en <http://www.ipcc.ch/pdf/glossary/tar-ipcc-terms-sp.pdf>

54. _____. 2007. Cambio climático 2007; informe de síntesis. In: Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el cambio climático. Ginebra, Suiza. 104 p.
55. JENKINSON, D. S. 1988. Soil organic matter and its dynamics. In: Wild, A. ed. Russell's soil conditions and plant growth. 11th. ed. New York, Longman. pp. 564 – 607.
56. JIMÉNEZ, M. G.; ANTOLÍN, C.; DE PAZ, J. M.; SÁNCHEZ, J. 2009. El suelo como sistema secuestrador de CO₂; estrategias para minimizar las pérdidas del carbono orgánico del suelo. In: Simposio sobre Control de la Degradación de los Suelos y Cambio Global (4th., 2009, Sevilla, Universitat de Valencia, España). Libro de actas. Valencia, Collado Oliver. pp. 233-234.
57. JOBBAGY, E. G.; JACKSON, R. B. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*. 10 (2): 423-436.
58. JOSE, S.; BARDHAN, S. 2012. Agroforestry for biomass production and carbon sequestration; an overview. *Agroforestry Systems*. 86: 105-111.
59. KINDERMANN, G. E.; MCCALLUM, I.; FRITZ, S.; OBERSTEINER, M. 2008. A global forest growing stock, biomass and carbon map based on FAO statistics. *Silva Fennica*. 42 (3):387–396.
60. KOCH, P. 1972. Utilization of the southern Pines. Washington, D.C., USDA. Forest Service. 1663 p. (Agriculture Handbook no. 420).
61. KOSKELA, J.; NYGREN, P.; BERNINGER, F.; LUUKKANEN, O. 2000. Implications of the Kyoto Protocol for tropical forest managementvan land use; prospects and pitfalls. University of Helsinki. Department of Forest Ecology. Tropical Forestry Reports no. 22. 103 p.
62. KRALL, J. 1970. Fundamentos para nuevas introducciones de *Eucalyptus* en el Uruguay. Facultad de Agronomía (Montevideo). Boletín no. 113. 22 p.
63. LADD, J. N.; AMATO, M.; OADES, J. M. 1985. Decomposition of plant material in Australian soils. III. Residual organic and microbial biomass C and N from isotope-labelled legume material and soil

organic matter, decomposing under field conditions. *Australian Journal of Soil Research*. 23: 603-611.

64. LORENZ, K.; LAL, R. 2010. Carbon sequestration in forest ecosystems. Dordrecht, Springer. 279 p.
65. MAYMÓ, A. C.; RUBIO, J. L. 2009. Efecto de las variaciones estacionales de factores ambientales en la emisión de CO₂ de un suelo mediterráneo. *In*: Simposio sobre Control de la Degradación de los Suelos y Cambio Global (4th., 2009, Sevilla, Universitat de Valencia, España). Libro de actas. Valencia, Collado Oliver. pp. 237-238.
66. MILLARD, P.; SOMMERKORN, M.; GRELET, G-A. 2007. Environmental change and carbon limitation in trees: a biochemical, ecophysiological and ecosystem appraisal. *New Phytologist*. 175: 11 - 28.
67. MILLER, J. M.; WILLIAMS, R. J.; FARQUHAR, G. D. 2001. Carbon isotope discrimination by a sequence of *Eucalyptus* species along a subcontinental rainfall gradient in Australia. *Functional Ecology*. 15: 222-232.
68. MOLFINO, J. H. 2009. Estimación del agua disponible en los grupos CONEAT; metodología empleada. (en línea). s.n.t. s.p. Consultado 10 sep. 2014. Disponible en http://www.cebra.com.uy/renare/wp-content/files_mf/1341437011estimaciondelaguadisponibleenlosgruposconeat.pdf
69. MONTAGNINI, F.; NAIR, P. K. R. 2004. Carbon sequestration; an underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agroforestry Systems*. 61: 281-295.
70. NABUURS, G. J.; THURIG, E.; HEIDEMA, N.; ARMOLAITIS, K.; BIBER, P.; CIENCIALA, E.; KAUFMANN, E.; MAKIPAA, R.; NILSEN, P.; PETRITSCH, R.; PRISTOVA, T.; ROCK, J.; SCHELHAAS, M. J.; SIEVANEN, R.; SOMOGYI, Z.; VALLET, P. 2008. Hotspots of the European forests carbon cycle. *Forest Ecology and Management*. 256: 194 – 200.
71. NIEDER, R.; BENBI, D. K. 2008. Carbon and nitrogen in the terrestrial environment. s.l., Springer. 430 p.
72. OADES, J. M.; WATERS, A. G.; VASSALLO, A. M.; WILSON, M. A.; JONES, G. P. 1988. Influence of management on the composition of

organic matter in a red-brown earth as shown by ^{13}C nuclear magnetic resonance. *Australian Journal of Soil Research*. 26: 289-299.

73. O' CONNELL, A. M.; SANKARAN, K. V. 1997. Organic matter accretion, decomposition and mineralization. *In*: Nambiar, E. K. S.; Brown, A. G. eds. *Management of soil, nutrients and water in tropical plantation forests*. Canberra, ACIAR. pp. 443-480.
74. OREN, R.; ELLSWORTH, D. S.; JOHNSEN, K. H.; PHILLIPS, N.; EWERS, B. E.; MAIER, C.; SCHAFER, K. V.; MC CARTHY, H.; HENDREY, G.; MC NULTY, S. G.; KATUL, G. G. 2001. Soil fertility limits carbon sequestration by forest ecosystems in a CO_2 -enriched atmosphere. (en línea). *Nature*. 411 (6836): 469-472. Consultado sep. 2014. Disponible en <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11373677>
75. PARTON, W. J.; STEWART, J. W. B.; COLE, C. V. 1988. Dynamics of C, N, P and S in grassland soils; a model. *Biogeochemistry*. 5 (1): 109-131.
76. PAUL, K. I.; POLGLASE, P. J.; NYAKUENGAMA, J. G.; KHANNA, P. H. 2002. Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management*. 168: 241 - 257.
77. POLGLASE, P. J.; PAUL, K. I.; KHANNA, P. K.; NYAKUENGAMA, J. G.; O' CONNELL, A. M.; GROVE, T. S.; BATTAGLIA, M. 2000. Change in soil carbon following afforestation or reforestation; review of experimental evidence and development of a conceptual framework. Canberra, Australian Greenhouse Office. National Carbon Accounting System. 117 p. (Technical report no. 20).
78. POST, W. M.; EMANUEL, W. R.; ZINKE, P. J.; STANGENBERGER, A. G. 1982. Soil carbon pools and world life zones. (en línea). *Nature*. 298: 156-159. Consultado 12 sep. 2014. Disponible en <http://www.nature.com/nature/journal/v298/n5870/abs/298156a0.html>
79. _____.; MANN, L. K. 1990. Changes in soil organic carbon and nitrogen as a result of cultivation. *In*: International Conference Soils and the Greenhouse Effect (1989, Wageningen, The Netherlands). *Soils and the greenhouse effect; the present status and future trends concerning the effect of soils and their cover on the fluxes of greenhouse gases, the surface energy balance and the water balance*. Chichester, Wiley. pp. 401-406.

80. _____.; KWON, K. C. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*. 6: 317-328.
81. PRICE, S. P.; BRADFORD, M. A.; ASHTON, M. S. 2012. Characterizing organic carbon stocks and flows in forest soils. In: Ashton, M. S.; Tyrrell, M. L.; Spalding, D.; Gentry, B. eds. *Managing forest carbon in a changing climate*. Dordrecht, Springer. pp. 7-30.
82. PURVES, D.; PACALA, S. 2008. Predictive models of forest dynamics. *Science*. 320: 1452 – 1453.
83. RASMUSSEN, P. E.; PARTON, W. J. 1994. Long-term effects of residue management in wheat-fallow: I. Inputs, yield, and soil organic matter. *Soil Science Society of America Journal*. 58: 523 – 530.
84. SAGE, R. F. 2001. Environmental and evolutionary preconditions for the origin and diversification of the C4 photosynthetic syndrome. *Plant Biology*. 3: 202 – 213.
85. SCHULZE, E. D.; BECK, E.; MÜLLER-HOHESTEIN, K. 2005. *Plant ecology*. Berlín, Springer. 702 p.
86. _____. 2006. Biological control of the terrestrial carbon sink. *Biogeosciences*. 3: 147-166.
87. SENYSZYN, P.; SORIA, L. 1978. Aptitud del *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden como materia prima para la obtención de pastas celulósicas. In: Reunión Técnica de la Facultad de Agronomía (1ª., 1978, Montevideo, UY). Trabajos presentados. Montevideo, Facultad de Agronomía. t.1, pp. 1-4.
88. SHARROW, S. H.; ISMAIL, S. 2004. Carbon and nitrogen storage in agroforests, tree plantations, and pastures in westwern Oregon, USA. *Agroforestry Systems*. 60: 123-130.
89. SIX, J.; CONANT, R. T.; PAUL, E. A.; PAUSTIAN, K. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter; implications for C-saturation of soils. (en línea). *Plant and Soil*. 241 (2): 155 -176. Consultado 12 sep. 2014. Disponible en <http://link.springer.com/article/10.1023/A:1016125726789>
90. SMITH, P.; POWLSON, D. S.; GLENDINING, M. J.; SMITH, J. O. 1997. Potential for carbon sequestration in European soils; preliminary

estimates for five scenarios using results from long-term experiments. *Global Change Biology*. 3: 67-79.

91. SOIL SURVEY STAFF. 2010. Claves para la taxonomía de suelos. 11th ed. Washington, D. C., USDA. Natural Resources Conservation Service. 365 p.
92. _____. 2014. Keys to soil taxonomy. 12th ed. Washington, D.C., USDA. Natural Resources Conservation Service. 372 p.
93. SOLOMON, A. M.; FREER-SMITH, P. H. 2007. Forest responses to global change in North América: interacting forces define a research agenda. In: Freer-Smith, P. H.; Broadmeadow, M. S. J.; Lynch, J. M. eds. Forest and climate change; forest research. Wallingford, CABI. pp. 151 – 159.
94. SORENSEN, L. H. 1981. Carbon-nitrogen relationships during the humification of cellulose in soils containing different amounts of clay. *Soil Biology and Biochemistry*. 13 (4): 313–322.
95. SPAIN, A. V. 1990. Influence of environmental conditions and some soil chemical properties on the carbon and nitrogen contents of some tropical Australian rainforest soils. *Australian Journal of Soil Research*. 28 (6): 825–839.
96. STEEL, R. G. D.; TORRIE, J. H. 1985. Bioestadística; principios y procedimientos. Bogotá, Mc Graw-Hill. 622 p.
97. TABARI, M.; SALEHI, A. 2008. Soil carbon sequestration potential of Eldar pine and Black Locust afforestation in a semi-arid zone of Iran. *Research Journal of Environmental Sciences*. 2 (6): 483-490.
98. TAKIMOTO, A.; NAIR, V. D.; RAMAKANDRAN-NAIR, P. K. 2009. Contribution of trees to soil carbon sequestration under agroforestry systems in the West African Sahel. *Agroforestry Systems*. 76: 11-25.
99. TERZHAGHI, A. 2004. Estudio de espaciamiento en pinos y eucaliptos. In: Jornada Forestal (2a., 2005, Tacuarembó). Visita a ensayos de silvicultura y mejoramiento de pinos y eucaliptos. Montevideo, INIA. p. 18.
100. TROUVE, C.; DISNAR, J-R.; MARIOTTI, A.; GUILLET, B. 1996. Changes in the amount and distribution of neutral monosaccharides of savanna

- soils after plantation of *Pinus* and *Eucalyptus* in the Congo. *European Journal of Soil Science*. 47: 51-59.
101. TURNER, J.; LAMBERT, M. 2000. Change in organic carbon forest plantation soils in eastern Australia. *Forest Ecology and Management*. 133: 231-247.
 102. TYRRELL, M. L.; ROSS, J.; KELTY, M. 2012. Carbon dynamics in Temperate Forest. In: Ashton, M. S.; Tyrrell, M. L.; Spalding, D.; Gentry, B. eds. *Managing forest carbon in a changing climate*. Dordrecht, Springer. pp. 77-108.
 103. URUGUAY. MINISTERIO DE AGRICULTURA Y PESCA. DIRECCIÓN DE SUELOS Y FERTILIZANTES. 1979. Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay; clasificación de suelos. Montevideo. t.3, 452 p.
 104. _____. MINISTERIO DE DEFENSA NACIONAL. DIRECCIÓN NACIONAL DE METEOROLOGÍA. s.f. Mapas climáticos. (en línea). Montevideo. s.p. Consultado ene. 2014. Disponible en <http://meteorologia.gub.uy/index.php/mapas-climaticos>
 105. _____. MINISTERIO DE GANADERÍA, AGRICULTURA Y PESCA. DIRECCIÓN GENERAL DE RECURSOS NATURALES RENOVABLES. 1994. Índice de productividad grupos CONEAT. Montevideo. 182 p.
 106. _____. _____. _____. 2010. Índice de productividad grupos CONEAT. Montevideo. s. p.
 107. _____. MINISTERIO DE VIVIENDA, ORDENAMIENTO TERRITORIAL Y MEDIO AMBIENTE. 2010. Plan Nacional de Respuesta al Cambio Climático; diagnóstico y lineamientos estratégicos. Sistema Nacional de Respuesta al Cambio Climático y la Variabilidad. Montevideo. 99 p.
 108. USELMAN, S. M.; QUALLS, R. G.; LILIENFEIN, J. 2007. Contribution of root vs. leaf litter to dissolved organic carbon leaching through soil. *Soil Science Society of America Journal*. 71 (5): 1555-1563.
 109. VALENTINI, R.; MATTEUCCI, G.; DOLMAN, A. J.; SCHULZE, E.-D.; REBMANN, C.; MOORS, E. J.; GRANIER, A.; GROSS, P.; JENSEN, N. O.; PILEGAARD, K.; LINDROTH, A.; GRELE, A.; BERNHOFER, C.; GRÜNWARD, T.; AUBINET, M.; CEULEMANS, R.; KOWALSKI, A.

- S.; VESALA, T.; RANNIK, Ü.; BERBIGIER, P.; LOUSTAU, D.; GUDMUNDSSON, J.; THORGEIRSSON, H.; IBROM, A.; MORGENSTERN, K.; CLEMENT, R.; MONCRIEFF, J.; MONTAGNANI, L.; MINERBI, S.; JARVIS, P. G. 2000. Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests. *Nature*. 404: 861–865.
110. ZHOU, G.; LIU, S.; LI, Z.; ZHANG, D.; TANG, X.; ZHOU, C.; YAN, J.; MO, J. 2006. Old-growth forests can accumulate carbon in soils. *Science*. 314: 1417.

9. ANEXOS

Anexo No. 1. Descripción a campo de la textura de perfiles de suelos de Caja Bancaria en Monte y PNA

Punto 1 (CB T1):

Posición topográfica: loma convexa.

- Horizonte A – 0 a 20 cm: Fr Ar.
- Horizonte B (R en PNA) - 20 a + cm.

Punto 2 (CB T2):

Posición topográfica: ladera alta.

- Horizonte A – 0 a 20 cm: Fr Ar.
- Horizonte AB – 20 a 30 cm: Fr Ac-Ar.
- Horizonte B – 30 a 50 cm: Ac.

Punto 3 (CB T3):

Posición topográfica: ladera media.

- Horizonte A – 0 a 20 cm: Fr Ar.
- Horizonte B – 20 a 30 cm: Fr Ac Ar con gravillas.
- R – 30 a + cm.

Punto 4 (CB 93-3 (2)):

Posición topográfica: ladera alta.

- Horizonte A – 0 a 30 cm: Fr Ac-Ar.
- Horizonte B – 30 a 50 cm: Ac.

Punto 5 (CB 94-1):

Posición topográfica: loma convexa.

- Horizonte A – 0 a 30 cm. Fr Ac-Ar.
- Horizonte B – 30 a 70 cm. Ac.
- Horizonte BC (C) – 70 a + cm.

Anexo No. 2. Mineralogía estrato 0 a 5 cm Caja Bancaria

Si- tio	Tratami- ento	Profun- didad (cm)	Arena Total 2 a 0.05 μ (%)	Limo total 50 a 2 μ (%)	Arci- lla (%)	Clase Textural
4	PNA	0-5	66.6	11.8	21.6	Franco arcillo arenoso - Franco arenoso
4	MONTE	0-5	62.6	15.2	22.2	Franco arcillo arenoso
5	PNA	0-5	68.3	11.7	20.0	Franco arcillo arenoso
5	MONTE	0-5	68.8	10.8	20.4	Franco arcillo arenoso - Franco arenoso
1	PNA	0-5	78.7	7.4	13.9	Franco arenoso
1	MONTE	0-5	73.3	10.5	16.2	Franco arenoso
2	PNA	0-5	75.1	9.2	15.7	Franco arenoso
2	MONTE	0-5	71.9	11.4	16.7	Franco arenoso
3	PNA	0-5	68.8	10.4	20.8	Franco arcillo arenoso - Franco arenoso
3	MONTE	0-5	67.4	13.3	19.3	Franco arenoso - Franco arcillo arenoso

Anexo No. 3a. Calicata realizada en PNA (equivalente a la parcela EU 1111 II) en Los Moros

- ladera media
- colinas sedimentarias
- pendiente 15%



A₁. 0 – 20 cm. Color de matriz 5 YR 3/3 (húmedo) con depleciones de colores mas claros; textura Ar F; estructura en bloques subangulares, débiles a masivos; raíces abundantes, finas; transición gradual.

A₂. 20 – 45 cm Color de matriz 5 YR 2.5/2 (húmedo); textura Ar F; estructura en bloques subangulares, débiles a masivos; raíces comunes, finas; transición difusa.

AB. 45 – 68 cm. Color de matriz.5 YR 2.5/2 (húmedo); textura F Ar Ac; estructura en bloques angulares, débiles; raíces comunes; transición clara.

Bt. 68 – 117 cm. Color de matriz 2.5 YR 3/3 (húmedo); textura Ac Ar; estructura en bloques angulares, moderados a débiles, medios; películas delgadas, discontinuas, de color 2.5YR 3/2; raíces pocas.

BC. 117 a más 130 cm. Color de matriz 2.5 YR 3/4 (húmedo)

Anexo No. 3b. Calicata realizada en PNA (equivalente a la parcela PI- 1111 III³)
en Los Moros

- ladera media
- colinas sedimentarias
- pendiente 15%



A₁. 0 – 20 cm. Color de matriz 10 YR 4/3 (seco), 7.5 YR 4/3 (húmedo); textura Ar F; estructura en bloques subangulares, muy débiles, pequeños, rompen a masivo, grano simple; raíces abundantes, finas; transición clara (por color).

A₂. 20 – 63 cm Color de matriz 7.5 YR 3/3 (húmedo); textura Ar F; estructura en bloques subangulares medios, débiles, rompen a masivos, grano simple; raíces abundantes, finas; transición clara (por color).

E. 63 – 95 cm. Color de matriz 7.5 YR 4/4 (húmedo), con depleciones de color mas claro; textura Ar F; estructura masiva; moteados pocos, tenues, difusos;

³ Califra, A. 2014. Com. personal.

concreciones de FeMn, pocas, duras y friables; raíces comunes; transición abrupta.

Bt. 95 – 122 cm. Color de matriz 10 YR 4/4 (húmedo); textura Ac Ar; estructura en bloques angulares fuertes; películas débiles, discontinuas, de color 10 YR 4/1, aumentan hacia la base, más gruesas y continuas; moteados abundantes, tenues, difusos, color 7.5 YR 5/6 , enmascaran el color de matriz; moteados comunes, grandes, sobresalientes, netos, de color 2.5 YR 4/8; concreciones de FeMn, pocas, duras; raíces pocas; transición ondulante.

C. 122 a más 140 cm. Color de la roca 2.5 Y 7/2.5, hacia los bordes 2.5 YR 4/6. el Bt se profundiza en las zonas de mayor vulnerabilidad de la arenisca que se está edafizando.

Anexo No. 4a. Medias, desvíos, mínimos, máximos y clase Tukey para g C Kg⁻¹ para Caja Bancaria

Prof. Media (cm)	Uso suelo	media	desvío	min	máx.	Clase Tukey
2,5	PNA	19.08	4.56	13.14	23.81	a
	Monte	23.40	7.46	14.54	30.34	a
7,5	PNA	13.65	3.12	9.61	17.57	a
	Monte	13.47	2.96	10.94	18.10	a
12,5	PNA	11.29	2.49	8.05	13.94	a
	Monte	11.56	2.00	8.73	13.35	a
17,5	PNA	11.90	3.44	7.93	15.28	a
	Monte	11.22	2.30	8.58	13.67	a
25	PNA	11.43	2.39	7.88	13.11	a
	Monte	11.52	1.45	9.72	13.26	a
40	PNA	9.96	2.21	7.04	11.99	a
	Monte	11.22	1.51	9.56	13.16	a

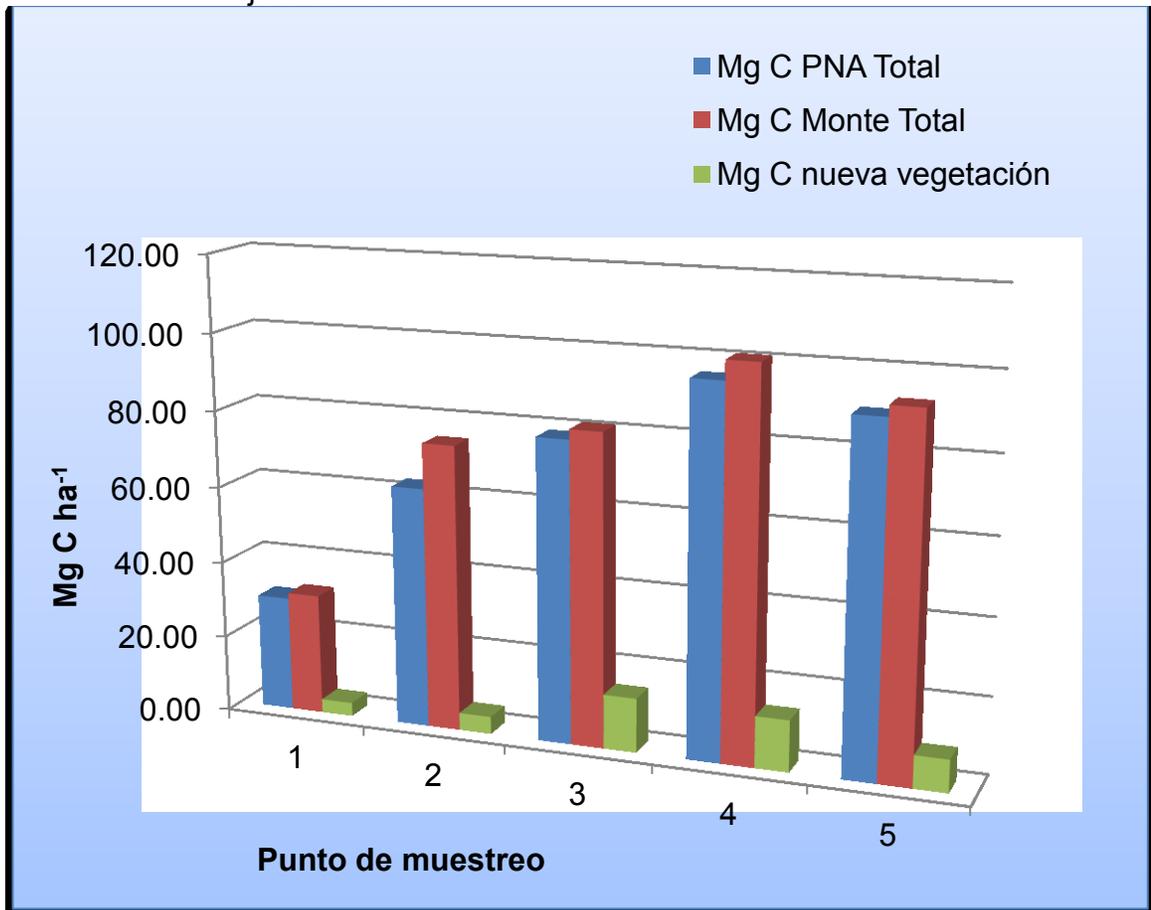
Anexo No. 4b. Medias, desvíos, mínimos, máximos y clase Tukey para $\delta^{13}\text{C}$ para Caja Bancaria

Prof. Media (cm)	Uso suelo	media	desvío	mín.	máx.	Clase Tukey
2,5	PNA	-17.46	1.09	-19.25	-16.28	a
	Monte	-21.97	0.67	-22.52	-20.85	b
7,5	PNA	-16.36	0.40	-16.73	-15.75	a
	Monte	-17.52	0.93	-18.94	-16.65	b
12,5	PNA	-15.41	0.72	-16.09	-14.23	a
	Monte	-15.94	0.24	-16.32	-15.67	a
17,5	PNA	-15.23	0.45	-15.87	-14.70	a
	Monte	-15.74	0.48	-16.25	-15.18	a
25	PNA	-14.96	0.36	-15.38	-14.53	a
	Monte	-15.32	0.61	-15.85	-14.50	a
40	PNA	-14.80	1.14	-16.50	-14.11	a
	Monte	-15.00	0.61	-15.69	-14.21	a

Anexo No. 5a. Stock COS total por punto de muestreo, para uso del suelo y el aporte por *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden en Caja Bancaria

Punto	Total Mg C ha ⁻¹ C PNA	Total Mg C ha ⁻¹ Monte	Total Mg C ha ⁻¹ <i>E. grandis</i>
1	30.02	31.52	3.43
2	62.71	74.53	4.47
3	78.47	81.05	14.14
4	95.73	100.70	13.39
5	89.92	92.70	8.46

Anexo No. 5b. Gráfico stock COS total por punto de muestreo, para PNA, Monte y C aportado por *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden al Monte en Caja Bancaria



Anexo No. 6a. Tabla de promedios, desvíos, mínimos, máximos y clase Tukey para g C Kg⁻¹ en PNA, EU816, EU1111 y EU2066 en Los Moros

Profundidad	Uso suelo	media	desvío	min	max	ClaseTukey
2.5	PNA	15.2	1.269	14.25	16.61	a
2.5	EU-816	13.1	1.727	11.51	14.95	a
2.5	EU-1111	12.2	1.676	10.58	13.93	a
2.5	EU-2066	14.8	4.432	11.22	19.73	a
7.5	PNA	10.7	0.699	10.17	11.52	a
7.5	EU-816	9.2	0.716	8.59	9.99	ab
7.5	EU-1111	8.5	0.862	7.61	9.32	bc
7.5	EU-2066	7.2	0.689	6.65	7.97	c
12.5	PNA	8.1	1.542	6.36	9.07	a
12.5	EU-816	8.3	0.577	7.67	8.81	a
12.5	EU-1111	7.3	1.231	5.88	8.15	a
12.5	EU-2066	6.3	0.694	5.87	7.11	a
17.5	PNA	7.7	1.380	6.14	8.57	a
17.5	EU-816	8.1	0.421	7.63	8.40	a
17.5	EU-1111	7.2	1.102	5.94	8.02	a
17.5	EU-2066	5.9	0.765	5.08	6.61	a
25	PNA	8.1	1.350	6.50	8.94	a
25	EU-816	8.6	0.774	7.91	9.43	a
25	EU-1111	7.5	1.254	6.02	8.28	a
25	EU-2066	6.5	1.451	5.59	8.18	a

Anexo No. 6b. Tabla de promedios, desvíos, mínimos, máximos y clase Tukey para g C Kg⁻¹ en PNA, PI816, PI1111 y PI2066 en Los Moros

Profundidad	Uso suelo	media	desvío	min	max	ClaseTukey
2.5	PNA	14.1	3.13	11.45	17.54	a
2.5	PI-816	10.1	2.09	8.71	12.54	a
2.5	PI-1111	15.0	5.81	9.98	21.36	a
2.5	PI-2066	13.8	1.53	12.56	15.52	a
7.5	PNA	10.2	2.60	7.44	12.59	a
7.5	PI-816	9.2	0.72	8.59	9.99	a
7.5	PI-1111	8.5	0.86	7.61	9.32	a
7.5	PI-2066	7.2	0.69	6.65	7.97	a
12.5	PNA	8.6	1.80	6.64	10.2	a
12.5	PI-816	5.4	1.84	4.11	7.54	a
12.5	PI-1111	8.2	1.81	6.89	10.22	a
12.5	PI-2066	8.4	0.74	7.58	8.9	a
17.5	PNA	8.1	1.68	6.38	9.73	a
17.5	PI-816	6.1	1.77	4.86	8.14	a
17.5	PI-1111	7.9	1.94	6.53	10.13	a
17.5	PI-2066	8.3	1.25	6.98	9.45	a
25	PNA	8.0	1.70	6.27	9.65	a
25	PI-816	5.8	1.39	4.54	7.3	a
25	PI-1111	8.3	1.53	7.21	10.01	a
25	PI-2066	8.7	1.58	7.36	10.42	a

Anexo No. 7a. Tabla de promedios, desvíos, mínimos, máximos, clase Tukey para $\delta^{13}\text{C}$ en PNA, EU816, EU1111 y EU2066

Profundidad	Uso suelo	media	desvío	min	max	ClaseTukey
2.5	PNA	-18.9	1.16	-20.1	-17.78	a
2.5	EU-816	-20.4	0.50	-20.94	-19.94	ab
2.5	EU-1111	-20.4	1.53	-21.79	-18.76	ab
2.5	EU-2066	-22.0	0.10	-22.08	-21.89	b
7.5	PNA	-17.0	0.45	-17.42	-16.53	a
7.5	EU-816	-17.1	0.30	-17.42	-16.84	a
7.5	EU-1111	-17.8	1.30	-19.24	-16.74	a
7.5	EU-2066	-18.2	0.82	-19.09	-17.53	a
12.5	PNA	-16.0	0.60	-16.5	-15.35	a
12.5	EU-1111	-16.9	1.02	-18.0	-16.10	a
12.5	EU-2066	-17.1	0.82	-17.94	-16.33	a
12.5	EU-816	-16.3	0.79	-17.24	-15.87	a
17.5	PNA	-15.6	0.64	-16.14	-14.87	a
17.5	EU-816	-15.9	0.41	-16.32	-15.53	a
17.5	EU-1111	-16.2	1.15	-17.55	-15.48	a
17.5	EU-2066	-16.7	0.68	-17.43	-16.12	a
25	PNA	-15.8	0.73	-16.52	-15.06	a
25	EU-816	-16.2	0.11	-16.34	-16.12	a
25	EU-1111	-16.9	1.25	-18.3	-16.11	a
25	EU-2066	-17.8	1.18	-18.92	-16.57	a

Anexo No. 7b. Tabla de promedios, desvíos, mínimos, máximos, clase Tukey para $\delta^{13}\text{C}$ en PNA, PI816, PI1111 y PI2066

Profundidad	Uso suelo	media	desvío	min	max	Clase Tukey
2.5	PNA	-18.1	0.20	-18.29	-17.94	a
2.5	PI-816	-21.4	0.81	-22.07	-20.48	b
2.5	PI-1111	-20.7	0.29	-20.89	-20.39	b
2.5	PI-2066	-20.6	0.43	-21.07	-20.33	b
7.5	PNA	-17.0	0.21	-17.12	-16.75	a
7.5	PI-816	-18.7	0.69	-19.16	-17.86	b
7.5	PI-1111	-17.9	0.46	-18.20	-17.30	ab
7.5	PI-2066	-18.1	0.38	-18.33	-17.65	ab
12.5	PNA	-16.3	0.36	-16.53	-15.84	a
12.5	PI-816	-17.4	0.17	-17.54	-17.21	b
12.5	PI-1111	-16.5	0.45	-17.03	-16.16	ab
12.5	PI-2066	-16.8	0.33	-17.07	-16.42	ab
17.5	PNA	-15.6	0.40	-15.98	-15.19	a
17.5	PI-816	-17.2	0.30	-17.59	-17.04	b
17.5	PI-1111	-16.4	0.34	-16.69	-16.01	a
17.5	PI-2066	-16.2	0.03	-16.18	-16.12	a
25	PNA	-15.6	0.361	-15.96	-15.24	a
25	PI-816	-17.0	0.734	-17.68	-16.23	b
25	PI-1111	-15.7	0.091	-15.78	-15.61	a
25	PI-2066	-16.1	0.157	-16.21	-15.92	ab

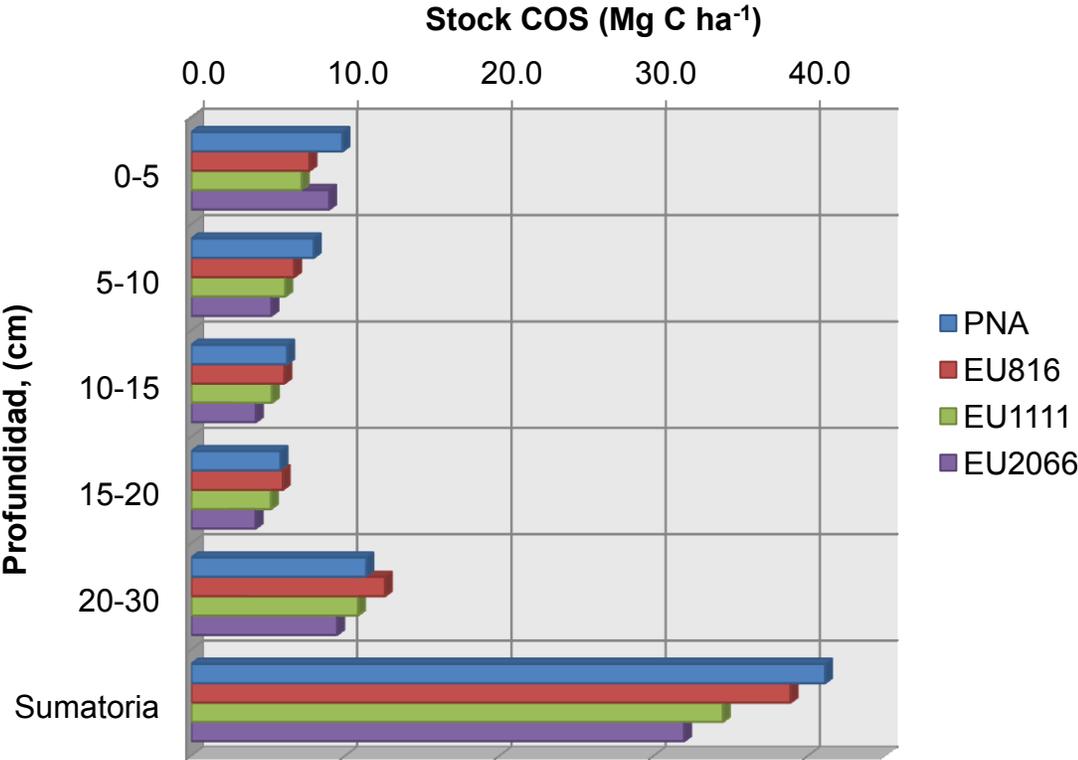
Anexo No. 8. Medias aritméticas para las variables concentración de COS, $\delta^{13}\text{C}$ y Mg C ha⁻¹(stock COS) en relación a L.S.Mean para la interacción especie-densidad

Especie	No. esp.	Dens.	L.S. Mean	Prof.	gCkg ⁻¹	$\delta^{13}\text{C}$	Mg C ha ⁻¹
E. grandis	1	816	1	0 a 5	13.14	-19.49	7.66
E. grandis	1	1111	2	0 a 5	12.22	-20.41	7.16
E. grandis	1	2066	3	0 a 5	14.76	-21.59	8.94
P.taeda	2	816	4	0 a 5	10.14	-21.37	6.73
P.taeda	2	1111	5	0 a 5	14.98	-20.72	8.93
P.taeda	2	2066	6	0 a 5	13.81	-20.57	9.50
E. grandis	1	816	1	5 a 10	9.20	-17.09	6.66
E. grandis	1	1111	2	5 a 10	8.53	-17.78	6.09
E. grandis	1	2066	3	5 a 10	7.19	-18.17	5.13
P.taeda	2	816	4	5 a 10	6.50	-18.65	4.66
P.taeda	2	1111	5	5 a 10	8.83	-17.97	6.23
P.taeda	2	2066	6	5 a 10	9.74	-18.09	6.79
E. grandis	1	816	1	10 a 15	8.29	-16.33	6.03
E. grandis	1	1111	2	10 a 15	7.29	-16.87	5.23
E. grandis	1	2066	3	10 a 15	6.31	-17.05	4.19
P.taeda	2	816	4	10 a 15	5.43	-17.4	3.88
P.taeda	2	1111	5	10 a 15	8.15	-16.52	5.73
P.taeda	2	2066	6	10 a 15	8.43	-16.77	5.80
E. grandis	1	816	1	15 a 20	8.11	-15.85	5.93
E. grandis	1	1111	2	15 a 20	7.19	-16.22	5.16
E. grandis	1	2066	3	15 a 20	5.85	-16.66	4.17
P.taeda	2	816	4	15 a 20	6.11	-17.24	4.18
P.taeda	2	1111	5	15 a 20	7.91	-16.35	5.49
P.taeda	2	2066	6	15 a 20	8.31	-16.16	5.82
E. grandis	1	816	1	20 a 30	8.58	-15.84	12.55
E. grandis	1	1111	2	20 a 30	7.46	-16.85	10.81
E. grandis	1	2066	3	20 a 30	6.50	-17.83	9.45
P.taeda	2	816	4	20 a 30	5.84	-17.02	8.29
P.taeda	2	1111	5	20 a 30	8.25	-15.71	11.81
P.taeda	2	2066	6	20 a 30	8.65	-16.1	12.28
E. grandis	1	816	1	Suma	Nc	Nc	38.85
E. grandis	1	1111	2	Suma	Nc	Nc	34.46
E. grandis	1	2066	3	Suma	Nc	Nc	31.95
P.taeda	2	816	4	Suma	Nc	Nc	27.74
P.taeda	2	1111	5	Suma	Nc	Nc	38.20
P.taeda	2	2066	6	Suma	Nc	Nc	40.21

Anexo No. 9. % de C joven promedio por especie, densidad de plantación y profundidad media, en relación a la concentración de COS y $\delta^{13}\text{C}$ promedios por estrato

Var. Dependiente		Prof. media	PROMEDIOS		
ESPECIE	Densidad		g C kg ⁻¹	$\delta^{13}\text{C}$	%C joven
PI	816	2.5	10.14	-21.37	27.5
PI	816	7.5	6.50	-18.65	12.6
PI	816	12.5	5.44	-17.40	6.7
PI	816	17.5	6.11	-17.25	9.4
PI	816	25	5.85	-17.02	7.8
PI	1111	2.5	14.98	-20.72	23.9
PI	1111	7.5	8.84	-17.97	6.6
PI	1111	12.5	8.15	-16.52	4.1
PI	1111	17.5	7.91	-16.35	9.6
PI	1111	25	8.25	-15.71	6.2
PI	2066	2.5	13.81	-20.58	22.8
PI	2066	7.5	9.74	-18.09	10.5
PI	2066	12.5	8.43	-16.77	6.8
PI	2066	17.5	8.32	-16.16	6.7
PI	2066	25	8.66	-16.10	6.0
EU	816	2.5	13.14	-20.44	23.7
EU	816	7.5	9.21	-17.09	4.4
EU	816	12.5	8.29	-16.33	7.2
EU	816	17.5	8.11	-15.86	7.0
EU	816	25	8.58	-16.23	8.4
EU	1111	2.5	12.22	-20.41	15.2
EU	1111	7.5	8.53	-17.78	6.7
EU	1111	12.5	7.29	-16.87	5.1
EU	1111	17.5	7.19	-16.23	4.0
EU	1111	25	7.46	-16.86	8.0
EU	2066	2.5	14.76	-21.99	19.4
EU	2066	7.5	7.19	-18.17	6.5
EU	2066	12.5	6.31	-17.06	4.4
EU	2066	17.5	5.85	-16.67	4.0
EU	2066	25	6.51	-17.83	10.2

Anexo No. 10a. Gráfico de barras de stock de COS en CN, EU816, EU1111 y EU2066 en los cinco estratos y para la sumatoria de los cinco estratos



Anexo No. 10b. Gráfico de barras de stock de COS para CN, PI816, PI1111 y PI2066 en los cinco estratos y para la sumatoria de los cinco estratos

