

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA

FACULTAD DE AGRONOMÍA

**USO DE ISÓTOPOS ESTABLES PARA LA CUANTIFICACIÓN DE LA
INCORPORACIÓN DE CARBONO ORGÁNICO AL SUELO EN PLANTACIONES
DE SEGUNDA ROTACIÓN DE *EUCALYPTUS DUNNII***

por

Ignacio CÁNEPA PENADÉS

Ignacio José MUÑOZ XIMÉNEZ

Lusmila Evelyn LUZARDO GONZÁLEZ

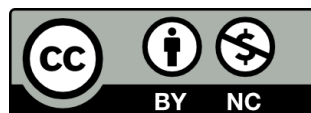
**Trabajo final de grado
presentado como uno de los
requisitos para obtener el
título de Ingeniero Agrónomo**

MONTEVIDEO

URUGUAY

2025

Este Trabajo Final de Grado se distribuye bajo licencia
“Creative Commons **Reconocimiento – No Comercial**”.



PÁGINA DE APROBACIÓN

Trabajo final de grado aprobado por:

Director/a:

Ing. Agr. (Mag.) Andrés Baietto

Codirector/a

Ing. Agr. Matías Mañana

Tribunal:

Ing. Agr. Matías Mañana

Ing. Agr. (Dr. Mag.) Alejandro González

Ing. Agr. Isabel Pereira

Fecha:

16 de diciembre 2025

Estudiantes:

Ignacio Cánepa Penadés

Ignacio José Muñoz Ximénez

Lusmila Evelyn Luzardo González

AGRADECIMIENTOS

Queremos expresar nuestro profundo agradecimiento a nuestras familias y amigos, así como a nuestros compañeros de carrera y a todos los docentes que fueron un apoyo fundamental a lo largo de estos años.

En especial, queremos agradecer a nuestros tutores, Andrés Baietto y Matías Mañana, por su compromiso, disposición y acompañamiento constante durante todo el proceso de investigación. Su guía fue clave para nuestro aprendizaje y para el desarrollo de este trabajo.

Agradecemos también a la empresa UPM por permitirnos llevar adelante la investigación en sus predios y por colaborar con personal y recursos durante las distintas etapas del trabajo.

A la Facultad de Agronomía de la Universidad de la República, gracias por brindarnos las herramientas necesarias para nuestra formación profesional. Asimismo, al Departamento Forestal, por gestionar los recursos que hicieron posible concretar este proyecto final.

TABLA DE CONTENIDO

PÁGINA DE APROBACIÓN.....	3
AGRADECIMIENTOS	4
TABLA DE CONTENIDO	5
LISTA DE TABLAS Y FIGURAS	7
RESUMEN.....	8
ABSTRACT	10
1 INTRODUCCIÓN	11
2 OBJETIVOS	13
2.1 OBJETIVO GENERAL.....	13
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	13
3 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	14
3.1 PRODUCCIÓN FORESTAL EN URUGUAY	14
3.2 IMPACTO DEL ESTABLECIMIENTO DE PLANTACIONES EN EL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO	16
3.3 TÉCNICAS ISOTÓPICAS DE ANÁLISIS PARA LA ESTIMACIÓN DE LA INCORPORACIÓN DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN SISTEMAS FORESTALES.....	20
4 MATERIALES Y MÉTODOS.....	23
4.1 CARACTERIZACIÓN ÁREA DE ESTUDIO.....	23
4.2 DISEÑO DE MUESTREO	24
4.3 ANÁLISIS DE LABORATORIO.....	28
4.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	30
5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	31

5.1	CONCETRACIÓN DE CARBONO	31
5.2	COMPOSICIÓN ISOTÓPICA	32
5.3	STOCK DE CARBONO	33
6	CONCLUSIONES	36
7	BIBLIOGRAFÍA	38
8	ANEXO	45

LISTA DE TABLAS Y FIGURAS

Tabla N°	Página
Tabla 1 Características promedio de las parcelas de inventario correspondientes al rodal de segunda rotación	23
Tabla 2 Caracterización de suelos del sitio de segunda rotación.....	26
Figura N°	Página
Figura 1 Muestras obtenidas con calador a diferentes profundidades	27
Figura 2 Análisis de laboratorio	29
Figura 3 Contenido de carbono promedio (g kg^{-1}) en profundidad en cobertura forestal	31
Figura 4 Contenido de $\delta^{13}\text{C}$ para campo natural y forestal medido a profundidad	33
Figura 5 Stock de carbono (Mg ha^{-1}) en suelos de uso forestal y campo natural	34

RESUMEN

En las últimas décadas, la producción forestal en Uruguay ha crecido de forma sostenida, consolidándose como un pilar relevante de la economía nacional. Este desarrollo ha implicado una expansión significativa de la superficie ocupada por plantaciones de especies exóticas, principalmente del género *Eucalyptus*, en detrimento de coberturas de pastizales naturales. El área forestada no solo ha aumentado, sino que se ha consolidado con el paso del tiempo, mediante la reforestación. Este cambio en el uso del suelo puede afectar las propiedades fisicoquímicas del mismo, en particular el stock de carbono orgánico del suelo (COS), un componente fundamental para la fertilidad, la calidad ambiental y la resiliencia de los ecosistemas.

El presente trabajo se desarrolló en plantaciones comerciales de *Eucalyptus dunnii* (*E. dunnii*) de segunda rotación pertenecientes a la empresa UPM Forestal Oriental S.A., ubicadas en el departamento de Paysandú. El objetivo general fue cuantificar el aporte de COS realizado por dichas plantaciones, mediante el uso de técnicas de fraccionamiento isotópico. A su vez, se compararon los contenidos de COS con los de áreas adyacentes con cobertura de pastizales naturales, con el fin de identificar procesos de ganancia o pérdida de carbono vinculados al cambio de uso del suelo.

La metodología empleada se centró en la medición de la relación de isótopos estables de carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$), la cual permite identificar el origen del carbono en función del tipo de metabolismo fotosintético predominante en la vegetación (C_3 o C_4).

Los resultados evidenciaron una contribución significativa de la cobertura forestal al COS. Sin embargo, se observó que la concentración de COS en los primeros 10 cm del suelo fue mayor en los pastizales naturales que en las áreas forestadas, lo que sugiere pérdidas de carbono tras la conversión de pasturas a sistemas forestales. El análisis isotópico mostró valores de $\delta^{13}\text{C}$ más negativos bajo cobertura forestal, lo que indica una mayor proporción de carbono derivado de especies C_3 (*Eucalyptus spp.*). Estos hallazgos confirman el nuevo origen del carbono en el suelo y sugieren que, aunque los niveles de COS aún no alcanzan los de los pastizales nativos, podrían estabilizarse en rangos similares con el tiempo.

Palabras claves: segunda rotación, carbono orgánico del suelo (COS), *Eucalyptus dunnii* (*E. dunnii*), pastizales naturales

ABSTRACT

In recent decades, forestry production in Uruguay has grown steadily, establishing itself as an important pillar of the national economy. This development has led to a significant expansion of the area occupied by plantations of exotic species, mainly of the genus *Eucalyptus*, to the detriment of natural grassland cover. Not only has the forested area increased, but it has also been consolidated over time through second-rotation plantations. This change in land use can affect the physicochemical properties of the soil, particularly soil organic carbon (SOC) stock, a fundamental component of fertility, environmental quality, and ecosystem resilience.

This study was conducted in commercial plantations of second-rotation *Eucalyptus dunnii* (*E. dunnii*) belonging to the company UPM Forestal Oriental S.A., located in the department of Paysandú. The overall objective was to quantify the SOC contribution generated by these plantations using isotopic fractionation techniques. Also, SOC contents were compared with those of adjacent areas covered by natural grasslands in order to identify carbon gain or loss processes linked to land use change.

The methodology employed focused on measuring the ratio of stable carbon isotopes ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$), which allows the origin of carbon to be identified based on the type of photosynthetic metabolism predominant in the vegetation (C_3 or C_4). This isotopic technique revealed a significant contribution of forest cover to SOC.

The results showed that forest cover made a significant contribution to SOC. However, SOC concentrations in the top 10 cm of soil were higher in natural grasslands than in forested areas, suggesting carbon losses following the conversion of grasslands to forest systems. Isotopic analysis showed more negative $\delta^{13}\text{C}$ values under forest cover, indicating a higher proportion of carbon derived from C_3 species (*Eucalyptus spp.*). These findings confirm the new origin of carbon in the soil and suggest that, although COS levels do not yet reach those of native grasslands, they could stabilize at similar ranges over time.

Keywords: second rotation, soil organic carbon (SOC), *Eucalyptus dunnii* (*E. dunnii*), natural grasslands

1 INTRODUCCIÓN

En los últimos años, la producción forestal en Uruguay ha experimentado un crecimiento significativo, el cual se ha reflejado en el aumento exponencial de la superficie ocupada por las plantaciones de especies exóticas, como también por la instalación de nuevos centros de industrialización de madera. Al año 2024, las plantaciones forestales alcanzaron un área total de 1.161.851 hectáreas (ha) (Dirección General Forestal [DGF], 2024). Además, ha mostrado un crecimiento sostenido en las últimas décadas, impulsado por las reforestaciones. En el 2022, la forestación tuvo un impacto estimado de 2.500 millones de dólares, representando un 4% del PBI nacional (DGF, 2024)

El aumento en el área se ha producido mediante la sustitución de pastizales naturales por plantaciones forestales de especies exóticas de interés económico de los géneros *Eucalyptus sp.* y *Pinus sp.* Este cambio de uso y manejo del suelo genera impactos en el stock de COS. Varios estudios describen dicho impacto en las primeras rotaciones, y las consecuencias, detallando diversos factores que influyen en la evolución del COS en el territorio nacional. Sin embargo, no existe demasiada evidencia sobre la evolución en la segunda y sucesivas rotaciones forestales en Uruguay, lo cual importa ya que hoy en día el número de plantaciones que superan la primera rotación va en aumento constante.

El presente trabajo se desarrolló en los establecimientos forestales de la empresa UPM Forestal Oriental S.A. en el departamento de Paysandú, Uruguay. El objetivo principal fue analizar el comportamiento de COS en suelos con plantaciones de *Eucalyptus dunnii* (*E. dunnii*) de 10 años de edad de segunda rotación y en áreas adyacentes de campo natural, con el fin de determinar si la forestación genera un efecto directo en el contenido de COS. El mismo se midió mediante técnicas isotópicas de análisis las cuales permiten discriminar el origen de carbono y así cuantificar la contribución de la cubierta forestal (Baietto et al., 2021).

Este análisis busca generar información relevante en relación con la evolución de COS en plantaciones del género *Eucalyptus sp.* de segunda rotación en el país. El conocimiento sobre las variaciones del carbono en el suelo resulta clave para evaluar el potencial de secuestro de carbono de los sistemas forestales y su contribución a la mitigación

de emisiones de gases de efecto invernadero, así como para la toma de decisiones en políticas de manejo sostenible del territorio.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GENERAL

El objetivo general de este trabajo final de grado es cuantificar el aporte realizado de COS por parte de plantaciones comerciales de *E. dunnii* de segunda rotación, mediante el uso de técnicas de fraccionamiento isotópico.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Los objetivos específicos de este trabajo son: (a) identificar procesos de ganancia o pérdida de carbono en el suelo tras el cambio de uso de suelo pastoril a forestal, mediante la cuantificación de la relación de isótopos estables del carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$), y (b) obtener indicios sobre el efecto que tienen las segundas rotaciones forestales en el contenido de COS.

3 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

3.1 PRODUCCIÓN FORESTAL EN URUGUAY

En los últimos años, la producción forestal en Uruguay ha experimentado un crecimiento significativo, el cual se ha reflejado en el aumento de la superficie ocupada por las plantaciones de especies exóticas, como también por la instalación de centros de industrialización de madera. Al año 2024, las plantaciones forestales de especies exóticas alcanzaron un área total de 1.161.851 hectáreas (ha) (DGF, 2024). Esto corresponde a un aumento del 85% en el área a partir de la promulgación de la segunda Ley Forestal N° 15.939 en 1987. Dicha regulación tuvo su sustento en cuatro incentivos, brindar un subsidio a la plantación, exoneración de tributos fiscales a la superficie bajo uso forestal, creación de líneas y sistemas de créditos blandos para inversiones, y exoneración de aranceles a la importación de bienes de capital e insumos (Carámbula & Piñeiro, 2006). Estos instrumentos aplicados fomentaron el establecimiento de plantaciones comerciales de *Eucalyptus* sp. y *Pinus* sp., lo que explica parte del rápido crecimiento que ha tenido el sector forestal en el medio rural uruguayo. En la actualidad dichas plantaciones ocupan una superficie efectiva aproximada de 594.471 ha y 145.000 ha respectivamente (DGF, 2024)

Las plantaciones forestales en Uruguay tienen diversos destinos, siendo los más importantes la producción de pulpa de celulosa a partir de madera de especies del género *Eucalyptus* sp. y aserrío tanto para madera de *Pinus* sp. como *Eucalyptus* sp. (Uruguay XXI, 2025). Las especies mayormente utilizadas en el país según el género son *Eucalyptus grandis* (*E. grandis*) y *Pinus taeda* (*P. taeda*) (DGF, 2024). No obstante, durante los últimos años *E. dunnii* ha cobrado gran relevancia, pasando de un área de 3.800 ha en el año 1992, a ser la segunda especie con mayor área de plantación del país en la actualidad (225.096 ha) (DGF, 2024). Este aumento en el área plantada se debe a una reducción significativa en el área ocupada por *Eucalyptus globulus* (*E. globulus*), el cual a partir del año 2007 fue muy afectado por *Teratospaheria nubilosa* (Balmelli, 2014). El hongo afecta al follaje juvenil, produciendo manchas foliares y posterior defoliación, llegando a provocar pérdidas superiores al 80% (Balmelli et al., 2014). Esto ha provocado un reemplazo de esta especie por *E. dunnii* y *E. grandis* en los últimos años (Balmelli et al., 2014).

E. dunnii es una especie forestal originaria de una pequeña región del centro-este de Australia, con clima templado y temperaturas promedio de 27-30 °C, con mínimas de 0-3 °C, con hasta 60 heladas anuales y altos niveles de humedad (Boland et al., como se cita en Brussa, 1994). La especie crece en suelos de alta fertilidad, buena capacidad de retención de agua y adecuada aireación, pero es sensible al mal drenaje (Boland et al., como se cita en Brussa, 1994).

En el contexto forestal uruguayo, *E. dunnii* destaca por su alta productividad, reflejada en un elevado incremento medio anual (IMA), y mayor tolerancia a las heladas en comparación con otras especies, lo cual se traduce en un índice de supervivencia elevado (Balmelli & Resquin, 2006). Su principal destino es la producción de pulpa de celulosa (Uruguay XXI, 2025).

A pesar del aumento en el área de plantación forestal en Uruguay, tanto para el género *Eucalyptus* sp. como *Pinus* sp., es una excepción en el contexto general del continente de América del Sur. En el período 2010-2020 en América del Sur se han deforestado 2,6 millones de ha de cobertura de bosques (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO], 2020), causado fundamentalmente por la expansión de tierras de cultivos agrícolas para consumo humano y animal, producción de palma para aceite, praderas para ganadería, entre otros (Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO], 2022). Uno de los principales países en el cual se presenta el cambio de uso de suelo de coberturas forestales a coberturas pastoriles o de cultivo es Brasil (Fearnside & Barbosa, 1998). Este cambio de uso de suelo genera impactos en los stocks de COS (Fujisaki et al., 2015). El COS es el mayor sumidero de carbono de la biosfera terrestre, el cual juega un papel crucial en la fertilidad y productividad de los ecosistemas, teniendo efectos en la calidad del suelo, filtración del agua, control de la erosión, así como en el ciclo de los nutrientes (Fujisaki et al., 2015). Los suelos de la región amazónica en Brasil contienen alrededor de 136 Gt de carbono hasta una profundidad de 8 metros, de los cuales 47 Gt se encuentran en el primer metro de suelo (Fearnside & Barbosa, 1998). Sin embargo, cuando estos suelos se destinan a la agricultura, se produce una importante liberación de carbono, lo que impacta los niveles de su almacenamiento y contribuye significativamente a las emisiones de gases de efecto invernadero (FAO, 2017).

Estas pérdidas están asociadas con el cambio de uso de suelo, el cual genera una alteración en el contenido de carbono que resulta en la emisión de CO₂, un gas de efecto invernadero (Fearnside & Barbosa, 1998). Este cambio en la cobertura a nivel regional conlleva a una modificación de la biomasa en cobertura de bosques a pastizales, mientras que en la región pampeana de América del Sur ocurre una sustitución distinta, pasando de una cobertura de pastizales nativos a la plantación de especies leñosas perennes para la producción de madera (Baietto et al., 2021). Estos sistemas suelen estar diseñados para la producción de pulpa de celulosa o de madera para aserrío o debobinado en rotaciones cortas, con replantación y en suelos de baja fertilidad natural (Hernández et al., 2009).

Estos cambios en la cobertura del suelo refieren a una modificación en la zona de acumulación de biomasa, ya que los pastizales nativos lo hacen en los primeros centímetros del suelo, donde se encuentran sus raíces, mientras que, en bosques, se da mediante la hojarasca (hoja, ramas y corteza) depositada sobre el mismo y las raíces (Foth, 1990). Durante la descomposición una parte del carbono absorbido regresa al suelo, cuya disponibilidad dependerá fundamentalmente de la movilidad de este, la calidad del material en descomposición y las condiciones ambientales (Baietto, 2021).

3.2 IMPACTO DEL ESTABLECIMIENTO DE PLANTACIONES EN EL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO

El establecimiento de plantaciones forestales es comúnmente presentado como una herramienta viable para mitigar los efectos del cambio climático a partir de su capacidad de secuestro de carbono (Sandoval et al., 2012). Debido a esto, cada vez es mayor el interés en determinar el impacto de estos sistemas forestales en el ambiente. En términos generales, en los sistemas forestales, el balance total neto de carbono es generalmente positivo, capturándose el mismo en diferentes niveles (Lal, 2005; Watson et al., 2000). Sin embargo, se observa que existen discrepancias sobre si el efecto en el suelo y su contenido de carbono es positivo, negativo o neutro. De hecho, se ha demostrado que la introducción de sistemas forestales puede tener efectos negativos sobre el COS (Turner & Lambert, 2000). El COS es un factor de gran importancia a la hora de analizar la calidad del suelo, ya que además de

tener efectos significativos sobre las propiedades físicas e hidrológicas del suelo, es sustrato de la biología edáfica (Binkley & Fisher, 2013).

Siguiendo esta línea, Gonçalves et al. (1997) manifiestan que el uso forestal continuo puede reducir de forma significativa la calidad del sitio y la productividad, principalmente en suelos de textura arenosa, debido a la exportación de nutrientes provocada por la cosecha. Por su parte, Delgado et al. (2006), también encontraron una tendencia a la disminución del carbono orgánico en la parte superior del horizonte A en diferentes suelos con plantaciones de *Eucalyptus* sp. en Uruguay. Adicionalmente, Carrasco-Letelier et al. (2004) detectaron una disminución de las reservas de COS en plantaciones de *Eucalyptus* sp. con rotaciones de 20 años con respecto a praderas naturales reemplazadas en la cuenca del Río Queguay.

Sin embargo, no toda la bibliografía consultada concluye en disminuciones del COS. En un estudio en 10 sitios para diferentes tipos de suelo y clima en Australia, la sustitución de pastizales por plantaciones forestales de *E. globulus* no arrojó diferencias significativas en términos de la evolución del COS luego del cambio de sistema (Mendham et al., 2003). El mismo resultado se obtuvo en el reemplazo de pastizales por plantaciones de álamo en el Bajo Delta del Río Paraná (Ceballos, 2011) y en la sustitución de pastizales nativos por plantaciones de *E. grandis* en Entre Ríos, también en Argentina (García & Bachmeier, 2010). En cuanto a los estudios realizados localmente, en suelos arenosos de Rivera no se encontraron diferencias en la concentración de COS entre coberturas de *P. taeda* y de *E. grandis* en comparación con los pastizales nativos (Baietto et al., 2021), ni en los primeros centímetros de suelo (0 cm - 30 cm) para el mismo cambio de cobertura (Hernández et al., 2016).

Si bien la forestación puede aumentar la captura de carbono en los suelos, existe amplia variación en los resultados (Hernández et al., 2016). Estas variaciones dependen de las condiciones previas del sitio, de las prácticas de manejo, del uso previo del suelo, entre otras variables (Laganière et al., 2010). Según Laganière et al. (2010) los efectos positivos de la forestación sobre el COS en sitios agrícolas tienden a ser más pronunciados que en pastizales nativos. Se ha verificado que los resultados sobre la evolución del COS dependen mayormente del uso anterior, ya que no son los mismos si se parte de pasturas bien

manejadas, con mayores contenidos de COS estable, que si se parte de sistemas más degradados con pérdidas de COS (Lima et al., 2006).

La fracción orgánica del suelo es de vital importancia, aquellos suelos con mayor proporción de arcilla y limo tienen mejor estructura, por lo que suelen retener más carbono que los suelos arenosos (Weil & Brady, 2016). Los stocks de COS asociados a las fracciones de arcilla y limo más arcilla pueden aumentar luego de sustituir pasturas degradadas por plantaciones de *Eucalyptus sp.*, mientras que aquellos asociados a fracciones de arena pueden disminuir (Lima et al., 2006). Si bien la evolución del COS es resultado de una interacción de varios factores, es muy común encontrar descensos mayores en el COS en suelos con texturas finas que en aquellos con texturas gruesas en los primeros 20 cm del suelo (Sandoval et al., 2012). Cabe destacar que los suelos de prioridad forestal en Uruguay son mayormente suelos arenosos y livianos, dichos sitios son susceptibles a la erosión y a la perturbación, por lo que el manejo silvícola toma relevancia (Weil & Brady, 2016).

Por lo tanto, no solo el sitio y el tipo de suelo son factores determinantes, sino que las decisiones de manejo como el laboreo, tiene un impacto durante la reforestación (Paul et al., 2002). Al analizar distintos métodos de manejo entre rotaciones, Sandoval et al. (2012) concluyó que los rodales repoblados mediante manejo de rebrote presentaron contenidos de COS relativamente más altos que las plantaciones y replantaciones, donde el mayor impacto en el contenido de COS se produjo en el momento de la conversión de pastizal a plantación, afectada por el laboreo, que generalmente produce una rápida oxidación del C (Nouvellon et al., 2008; Weil & Brady, 2016). Otro aspecto que influye en la evolución del COS es el método de cosecha (Hernández et al., 2009), o la densidad de plantación, dado que se ha observado menores concentraciones de COS en densidades de plantación más altas (Hernández et al., 2016). Así mismo, el destino final de la madera tiene influencia directa en el manejo productivo, y por ende sobre el efecto de los sistemas forestales en el COS.

Otro factor que influye directamente en el COS es el largo del ciclo, ya que las dinámicas de carbono a corto plazo tras la forestación no son necesariamente indicativas de tendencias a largo plazo, y puede existir una acumulación de COS en plantaciones de 20-50 años (Hernández et al., 2016). Trouve et al. (1994) destacan que el contenido de COS en

rodiales comerciales de *Eucalyptus* sp. que reemplazaron las praderas de sabana en el Congo aumentó ligeramente con la edad de la plantación. En otro estudio realizado en Australia, se estimó que el COS para los primeros centímetros del suelo (0-10 cm) disminuye hasta 15 años después de la forestación de sitios originalmente ocupados con pasturas, con una recuperación completa del COS sólo después de 20 años (Turner & Lambert, 2000). Lo mismo afirman varios autores, al mencionar que la sustitución de pastizales por plantaciones forestales implica un aumento progresivo del COS producto del incremento de la biomasa de las plantaciones (Jandl et al., 2007; Jobbágy & Jackson, 2000; Li et al., 2012; Vassallo et al., 2013). Esto provoca la acumulación de residuos, como hojas y ramas, así como el crecimiento de raíces profundas que aportan COS a mayor profundidad (Hernández et al., 2016).

La incorporación de sistemas forestales no solo afecta el balance de carbono en el suelo, sino que también provoca un cambio en el perfil de distribución de este. En una pastura, la acumulación de biomasa ocurre en los primeros centímetros del suelo debido a la acumulación de residuos de raíces, mientras que en un sistema forestal la acumulación se da a partir de la hojarasca que cae sobre la superficie del suelo (Baietto, 2021). Un aspecto relevante sobre la descomposición de las raíces de ambas coberturas es que las pasturas asignan entre 30% y 50% del carbono fijado a la formación y mantenimiento de un sistema radicular voluminoso, fino y profundo (Pausch & Kuzyakov, 2018), con un recambio rápido, mientras que la mayoría de las raíces de los árboles son de larga vida (Lima et al., 2006). Además, las especies arbóreas depositan los residuos en la superficie del suelo, donde las condiciones son más favorables para su descomposición (Post & Kwon, 2000). Estos residuos depositados sobre la superficie del suelo constituyen el mantillo forestal, que es resultado del balance dinámico entre la tasa de caída de hojarasca y su velocidad de descomposición (Goma-Tchimbakala & Bernhard-Reversat, 2006). El aumento en la acumulación de materia orgánica proveniente del mantillo forestal en la superficie eventualmente se incorpora al perfil del suelo (Lima et al., 2006).

Al sustituir un sistema de praderas por uno forestal, no solo se modifica el perfil de distribución del COS, sino que además se lleva a cabo una sustitución del COS, dada por la contribución de la nueva vegetación (Severo et al., 2017). Las pasturas nativas uruguayas son mezclas de especies de gramíneas C₃ y C₄, mientras que el *Eucalyptus* sp. tiene un

metabolismo fotosintético C₃ (Hernández et al., 2016). Considerando el cambio de cobertura de pastoril a forestal, es posible estimar el origen del aporte de COS de la nueva vegetación mediante las técnicas isotópicas del carbono (Andreux et al., 1990; Hernández et al., 2016), donde las plantas con metabolismo fotosintético C₃ tienen relaciones $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ más bajas en sus tejidos que las plantas de metabolismo C₄ (Hernández et al., 2016). Resultados similares se observan en el estudio de Lima et al. (2006), donde el análisis de la incorporación del COS refleja una disminución casi lineal del aporte proveniente de las pasturas (mayormente C₄) frente al aumento del COS aportado por las plantaciones de *Eucalyptus* sp. (metabolismo C₃).

3.3 TÉCNICAS ISOTÓPICAS DE ANÁLISIS PARA LA ESTIMACIÓN DE LA INCORPORACIÓN DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN SISTEMAS FORESTALES

Con el propósito de estimar la incorporación de COS realizada por parte de especies forestales, como es el caso de *Eucalyptus* sp., se emplean técnicas de análisis y fraccionamiento isotópico para estudiar la abundancia natural de ^{13}C en las especies nativas de pastizales y bosques. Esta técnica permite cuantificar la contribución de la cubierta forestal al COS (Baietto, 2021).

Los isótopos son átomos de un elemento químico con diferente número másico. Según el número de neutrones presentes en el núcleo se pueden clasificar como livianos, aquellos con un menor número de neutrones y pesados, aquellos que presentan un mayor número de neutrones (Fry, 2008; Vander Zanden & Rasmussen, 2001). Esta diferencia genera que durante las reacciones químicas y los procesos físicos los isótopos estables pesados sean concentrados de forma diferente, proceso denominado fraccionamiento. Los isótopos estables (Fry, 2008; Vander Zanden & Rasmussen, 2001) ^{13}C y ^{12}C son denominados como pesados y livianos, respectivamente).

La composición isotópica del carbono en las plantas difiere de la presente en el reservorio atmosférico de CO₂, donde el registro de $\delta^{13}\text{C}$ es equivalente a aproximadamente -7.8‰ (Nier, 1939). Este fraccionamiento surge de la incorporación preferencial del isótopo estable más liviano durante la etapa de carboxilación del ciclo fotosintético (Park & Epstein, 1961). Sin embargo, los metabolismos fotosintéticos (C₃ y C₄) producen diferentes relaciones

de isótopos estables de carbono en las plantas. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de las plantas C_3 , como los árboles y la mayoría de las plantas herbáceas templadas, se sitúan entre -24‰ y -34‰, mientras que los valores de $\delta^{13}\text{C}$ para las plantas C_4 , como las gramíneas tropicales, varían de -9‰ a -16‰ (Deines, 1980; Smith & Epstein, 1971).

Los valores más negativos de $\delta^{13}\text{C}$ presentes en las especies C_3 indican un empobrecimiento en ^{13}C , lo que se refleja en una menor proporción $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ del COS bajo la plantación forestal, siendo esta relación aproximadamente igual a la presente en los restos vegetales (Balesdent et al., 1987; Jones & Donnelly, 2004).

La abundancia natural de ^{13}C permite caracterizar el COS y está vinculada con la vía fotosintética de fijación del isótopo estable de carbono de la vegetación predominante. Las plantas tipo C_3 (por ejemplo, *Eucalyptus sp.*) discriminan parte del ^{13}C en comparación con el ^{12}C , resultando en niveles más bajos de ^{13}C en el suelo. En cambio, las plantas tipo C_4 (la mayoría de las gramíneas fijan ^{13}C en proporciones más altas que las plantas C_3 , creando diferencias en la abundancia natural de ^{13}C (Martinelli et al., 1999).

En este contexto, la vegetación de Uruguay está compuesta por pastizales naturales con una combinación de especies C_3 y C_4 (Lezama et al., 2010). Al ser sustituidas por especies forestales de tipo C_3 , es posible determinar la proporción de carbono incorporado al suelo por parte de la biomasa forestal (Hernández et al., 2016; Trouve et al., 1994). La abundancia específica de los isótopos estables se expresa en unidades de partes por mil (‰), simbolizado con letra δ a partir de la siguiente expresión (Trouve et al., 1994):

$$\delta^{13}\square = \left(\frac{\square\square\square\square\square\square\square\square}{\square\square\square\square\square\square\square\square} - 1 \right) \times 1000$$

dónde R_{muestra} es la relación entre los isótopos estables pesados (^{13}C) y livianos (^{12}C) de la muestra y $R_{\text{estándar}}$ es la proporción estándar internacional del carbonato de calcio Pee Dee Belemnite (PDB) que tiene valor de 0,0112372.

Un valor de δ o proporción isotópica mayor indica que la muestra es más pesada, siendo entonces menos negativo el valor Notade δ relativo al material estándar (Vander

Zanden et al., 1999). La incorporación de COS por parte de los residuos de la nueva vegetación entonces puede ser calculada de la siguiente manera (Hernández et al., 2016):

$$\alpha (\%) = \left[\frac{(\alpha - \delta_0)}{(\alpha_I - \delta_0)} \right] \times 100$$

dónde α (%) es la proporción de COS que fue incorporado por la nueva vegetación (plantaciones forestales); δ es el $\delta^{13}\text{C}$ del COS bajo la nueva vegetación; δ_0 es el $\delta^{13}\text{C}$ bajo la vegetación original (pasturas naturales), y δ_I es el $\delta^{13}\text{C}$ de los residuos forestales.

4 MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 CARACTERIZACIÓN ÁREA DE ESTUDIO

El estudio fue realizado en un establecimiento forestal ubicado en el departamento de Paysandú, Uruguay, próximo a la Ruta 3, cercano a la localidad de Quebracho. El establecimiento pertenece a la empresa UPM Forestal Oriental S.A., la cual tiene como objetivo el manejo de plantaciones de *Eucalyptus* sp. en rotaciones cortas (10 años en promedio) para la producción de pulpa de celulosa. Se seleccionó un rodal de *E. dunnii* de segunda rotación de 10 años (31° 56.544' S, 57°42.414' O), el cual cuenta con un área efectiva total de 1.70 ha (Tabla 1). Su cobertura original era de pastizales naturales.

Tabla 1

Características promedio de las parcelas de inventario correspondientes al rodal de segunda rotación

Variables	DAP (cm)	H (m)	VOL (m ³)	N ha ⁻¹
Min	16,38	16,66	209,89	900
Media	17,26	19,28	241,46	1140
Max	18,25	21,41	393,37	1333
Desvío	0,59	1,49	58,52	125,5

Nota. Datos promedios del rodal de segunda rotación.

Como criterio general se estableció que el rodal, así como las áreas aledañas de pastizales, se encontrara en el mismo grupo de suelos según la Comisión Nacional de Estudio Agroeconómico de la Tierra (CONEAT) y unidad millón. Las zonas de estudio están comprendidas en el grupo de suelos CONEAT 9.3. Los suelos presentes en este grupo son considerados de prioridad forestal, con un índice de productividad de 88 (Altamirano et al., 1979). El material geológico del grupo corresponde a areniscas con cemento arcilloso, las cuales presentan tonalidades rosadas, a veces rojizos o blancos grisáceos. El relieve general es suavemente ondulado con pendientes de 1 a 3 %. Son suelos de color pardo muy oscuro, textura franco arenosa, fertilidad media y drenaje moderadamente bueno a imperfecto (Altamirano et al., 1976). Los tipos de suelos dominantes, asociados a laderas fuertes son Argisoles Dúricos Ócricos a veces Melánicos Típicos o Abrúpticos. Por otro lado, los suelos

dominantes ubicados en las laderas más suaves son Brunosoles Subéutricos Típicos y Lúvicos.

En cuanto a la unidad millón, las zonas de estudio se ubicaron sobre la Unidad Algorta, la cual abarca un área total de aproximadamente 135.000 ha entre los departamentos de Río Negro y Paysandú (Califra et al., 2007). Según la Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay a escala 1:1.000.000 (Altamirano et al., 1976) la unidad cuenta como material generador de sedimentos arcillo-arenosos / Areniscas Cretácicas, con relieve de lomadas suaves y fuertes escarpas. Las áreas son no inundables, con ligera erosión, así como pedregosidad y rocosidad nula. Sus suelos dominantes son Argisoles Dútricos Ócricos Abrúpticos Ar h y Planosoles Dútricos Ócricos Ar h, con Brunosoles Subéutricos Típicos Ar como suelos asociados.

En cuanto al clima, según la clasificación de Kottke et al. (2006), Uruguay se encuentra dentro del grupo C, perteneciendo a un clima de latitudes media que se caracterizan por ser húmedos con una temperatura media del mes más frío que oscila entre -3°C y 18°C y temperaturas del mes más cálido superiores a 10°C. Dentro del grupo C, Uruguay corresponde al grupo Cfa de subtropical húmedo. El área de estudio cuenta con una temperatura media anual de 18,4 °C, siendo la región más caliente la zona noroeste del país (Castaño et al., 2011). Tiene un régimen de precipitaciones medias acumuladas de 1.238,6 mm al año y una ocurrencia de heladas de 3, 9 días en promedio para los meses entre junio y octubre (Castaño et al., 2011).

4.2 DISEÑO DE MUESTREO

Los sitios de muestreo fueron seleccionados de forma aleatoria, estableciéndose tres parcelas de 15 x 20 m (300 m² cada una) dentro del rodal. Adicionalmente, fueron instaladas tres parcelas más, con las mismas dimensiones, en sectores de campo natural contiguos a la forestación, con el fin de realizar un muestreo pareado entre ambas coberturas. Este diseño de muestreo permite realizar comparaciones entre áreas forestadas y de campo natural, permitiendo identificar las variaciones del COS como también la abundancia natural de ¹³C y ¹²C de cada vegetación.

Una vez establecidas las parcelas, se realizó la descripción del perfil del suelo para comparar los tipos de suelo entre áreas forestadas y de campo natural. Esta metodología permitió verificar la correspondencia entre los suelos bajo plantaciones forestales y los del campo natural adyacente, utilizando como referencia la *Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay, Tomo I* (Altamirano et al., 1976). De esta manera, se aseguró que las comparaciones del COS y la abundancia natural de ^{13}C y ^{12}C se realizarán en condiciones edáficas equivalentes. Los resultados de esta caracterización de los perfiles de suelo se presentan en la Tabla 2 como un promedio de las características fisicoquímicas de los perfiles de suelo en el área de estudio.

Tabla 2*Caracterización de suelos del sitio de segunda rotación*

Hor.	Prof.	Arcilla	Limo	Arena	COS	pH (H ₂ O)	Ca	Mg	K	Na	CIC _{pH = 7}	SB _{pH = 7}
	(cm)		(%)						(cmol _c kg ⁻¹)			(%)
A ₁	25	13	13	74	2,5	6,1	6,21	1,28	0,24	0,10	10,08	77
A ₂	15	13	11	76	2,3	6,0	8,92	1,56	0,21	0,13	13,44	78
B _{t1}	30	27	10	63	1,1	6,2	18,01	2,29	0,44	0,18	22,25	94
B _{t2}	45+	28	9	63	0,8	6,3	19,80	2,28	0,52	0,19	23,43	97

Nota. Resultados para el promedio de un perfil bajo campo natural y otro bajo la cobertura forestal.

Descripción del suelo: Brunosol Subéutrico Lúvico. Horizonte superficial: Melánico. Horizonte subsuperficial: Argilúvico.

Una vez establecidas las parcelas se procedió a extraer 20 muestras al azar en cada una de ellas utilizando un calador, para formar una muestra compuesta. Estas muestras se fraccionaron en diferentes profundidades (0-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm y 15-20 cm) (Figura 1), con el propósito de evaluar el contenido de COS y las relaciones isotópicas (^{13}C y ^{12}C) en suelos con actividad forestal de segunda rotación y campo natural. Adicionalmente, se recolectaron tres muestras de suelo por parcela en cada profundidad para determinar la densidad aparente, utilizando un muestreador de densidad aparente de anillos con cilindros de volumen conocido. En todos los casos las muestras se tomaron evitando la línea de plantación actual y de la rotación pasada. Esto se realizó con el fin de evaluar el efecto del cambio de cobertura en sí mismo aislando la interferencia producida por los laboreos.

Figura 1

Muestras obtenidas con calador a diferentes profundidades



Finalmente, se extrajeron muestras de los residuos forestales sobre el suelo en tres subparcelas de 0.50 x 0.50 m, establecidas dentro de cada una de las parcelas de muestreo. Esto tuvo como objetivo caracterizar la composición isotópica de los materiales aportados por la vegetación en las áreas forestadas.

4.3 ANÁLISIS DE LABORATORIO

Las muestras extraídas con calador, así como las correspondientes a los horizontes de los perfiles de suelo, se secaron en estufa de circulación forzada a una temperatura de 40 °C hasta peso constante. En el caso de las muestras de restos vegetales, las mismas fueron secadas en estufa de circulación forzada a 60 °C hasta alcanzar peso constante. Las muestras secas de suelo y restos vegetales se molieron con molino y fueron tamizadas hasta obtener un tamaño de partícula menor a 0.149 mm. A partir de ellas, se determinó su contenido de C y la relación isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ mediante un analizador elemental acoplado a un espectrómetro de masas.

Las muestras para la densidad aparente se saturaron con agua durante 24 horas, se secaron a 105 °C durante 48 horas y se pesaron. Con la concentración de C y la densidad aparente del suelo equivalente, se calculó el stock de C para cada profundidad (Lee et al., 2009).

Posteriormente, para las muestras obtenidas de cada horizonte de suelo se llevó a cabo el método del hidrómetro, técnica utilizada para analizar el tamaño de partículas en una muestra de suelo y determinar la textura de cada horizonte del perfil. Este método se basa en la ley de Stokes, que relaciona la velocidad de sedimentación de las partículas en un medio líquido con su tamaño. La densidad del líquido cambia, conforme las partículas de suelo se sedimentan y eso se mide con un hidrómetro. Este método se realiza con el objetivo de conocer la proporción de arena, limo y arcilla presente en el suelo. La solución dispersante utilizada consistió en 25 gramos de Hexametafosfato (NaPO_3)₆ disueltos en 1 litro de agua desionizada (Figura 2).

Figura 2
Análisis de laboratorio



Nota. A) Muestra 50g de suelo. B) Muestra con solución dispersante hasta 200ml. C) Muestra en probeta, contenido total 1 litro. D) Registro de temperatura y densímetro.

4.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Se evaluaron un total de 3 variables continuas las cuales son las siguientes: concentración de carbono (C, g kg⁻¹), proporción de ¹³C (¹³C, ‰) y el stock total de carbono (SC, Mg ha⁻¹). Las variables consideradas se ajustaron a un modelo lineal general mediante la realización de análisis de varianza. La cobertura (campo natural - forestación), profundidad (0-5, 5-10, 10-15 y 15-20 cm) y la interacción entre ellas (cobertura × profundidad) se consideraron efectos fijos. El supuesto de normalidad de los residuales fue comprobado mediante el análisis de Shapiro-Wilk. En el caso de la homogeneidad de varianza, fue testeada mediante la prueba de Levene. Finalmente, el supuesto de independencia sobre los residuales fue probado mediante el test de Durbin Watson.

Para la comparación de las diferentes variables se realizaron contrastes entre las diferentes coberturas para cada profundidad considerada. Estas comparaciones fueron representadas en gráficos para facilitar la visualización. En orden de comparar el stock de carbono total entre coberturas para ambas rotaciones de forma individual, se realizó una prueba t para el contraste de medias provenientes de muestras independientes. Se consideró como significativo un p-valor < 0,05 para todos los análisis estadísticos realizados. Dichos análisis fueron realizados mediante el software R 4.3.0 a través de la interfase de RStudio versión 2023.03.0 (ver anexo).

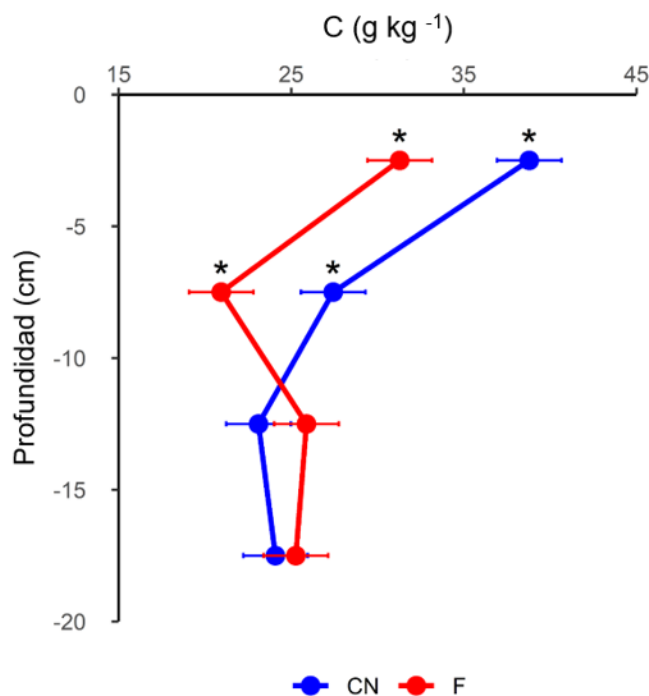
5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 CONCENTRACIÓN DE CARBONO

En los análisis estadísticos realizados, se observó un efecto significativo de la variable profundidad ($p = 2,22\text{e-}05$) y de la interacción entre las variables profundidad y cobertura ($p = 0,0116$) en la concentración de COS. En los primeros 5 cm de suelo, la concentración de COS fue significativamente mayor bajo campo natural con respecto a la forestación. Se observa lo mismo para el estrato de 5 a 10 cm de profundidad (Figura 3). Para profundidades mayores, no se evidenciaron diferencias significativas entre las coberturas.

Figura 3

Contenido de carbono promedio (g kg^{-1}) en profundidad en cobertura forestal



Nota. CN: campo natural; F: forestación.

El efecto del cambio de uso de suelo puede tener este tipo de resultados, tal como lo reportan Turner y Lambert (2000), quienes describen pérdidas de COS tras la conversión de pasturas a sistemas forestales, así como también Carrasco-Letelier et al. (2004) que destacan

una disminución significativa de COS en la conversión sobre suelos Argisoles en el departamento de Paysandú.

Por otro lado, los estudios demuestran que los contenidos de COS disminuyen en los primeros centímetros en las primeras rotaciones, recuperándose con el tiempo (Carrasco-Letelier et al., 2004; Delgado et al., 2006), justificando esta tendencia. Esta dinámica puede explicarse por el cambio en la cobertura, que modifica el aporte de materia orgánica tanto en superficie como en los primeros centímetros del suelo. En sistemas agrícolas, predomina la oferta derivada de la rápida descomposición de raíces finas (Pausch & Kuzyakov, 2018). En cambio, en sistemas forestales, la materia orgánica proviene de la descomposición más lenta del mantillo en superficie (Baietto, 2021) y, en mayor profundidad, de raíces más longevas y profundas (Lima et al., 2006).

5.2 COMPOSICIÓN ISOTÓPICA

Para la variable contenido de $\delta^{13}\text{C}$ expresado en unidades de partes por mil (‰), se observó efecto significativo de la cobertura ($p=0,000541$), la profundidad ($p=2,36\text{e-}08$) y de la interacción entre variables cobertura y profundidad ($p=0,003620$).

En los primeros 5 cm de suelo, el contenido de $\delta^{13}\text{C}$ fue significativamente mayor bajo la cobertura de campo natural en comparación con la plantación forestal (Figura 4). Se observa el mismo efecto en el estrato de 5 a 10 cm de profundidad. Para mayores profundidades no se evidenciaron diferencias significativas entre las coberturas.

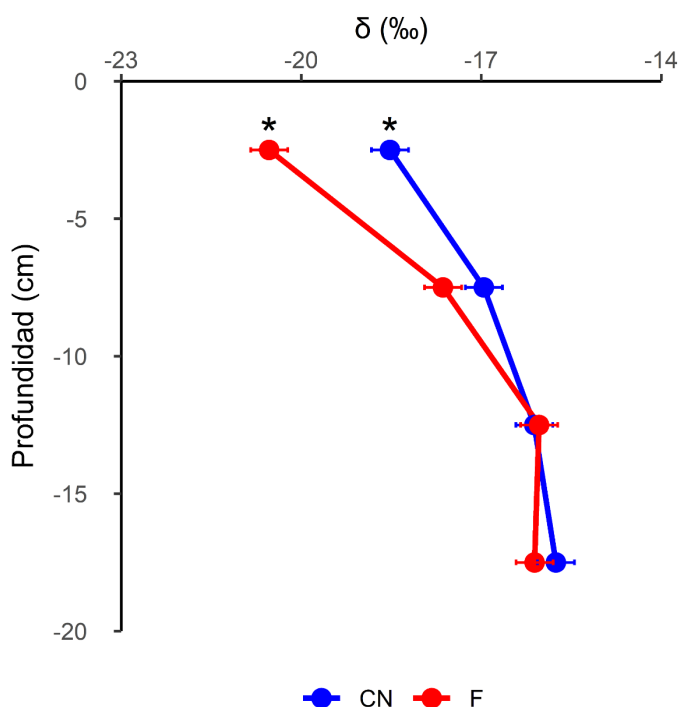
Los resultados del análisis isotópico arrojaron valores de $\delta^{13}\text{C}$ más negativos (-25‰ aprox.) en los primeros 10 cm bajo cobertura forestal, comparándola con los suelos de campo natural, demostrando que hay una mayor proporción de carbono derivado de especies C_3 (*Eucalyptus* sp.). Las plantas C_3 presentan una mayor discriminación contra el isótopo ^{13}C , provocando valores más negativos del mismo en sus tejidos y consecuentemente en los suelos asociados (Hernández et al., 2016; Smith & Epstein, 1971). Los valores más negativos de $\delta^{13}\text{C}$ encontrados en los primeros centímetros del suelo bajo cobertura forestal podría explicarse, por un lado, por la descomposición del mantillo forestal (Baietto, 2021) y, por

otro, por la pérdida progresiva del carbono aportado por las pasturas, caracterizado por valores de $\delta^{13}\text{C}$ menos negativos.

De esta manera se demuestra la incorporación del nuevo carbono de origen forestal en el perfil de suelo, y los resultados permiten afirmar que, si bien la concentración de COS en los primeros centímetros es menor, existe un reemplazo progresivo del carbono aportado por pasturas por el derivado de la biomasa forestal, confirmando la disminución lineal del aporte de C_4 y el incremento del C_3 con el tiempo tras la forestación mencionada por Lima et al. (2006).

Figura 4

Contenido de $\delta^{13}\text{C}$ para campo natural y forestal medido a profundidad



Nota. CN: campo natural; F: forestación.

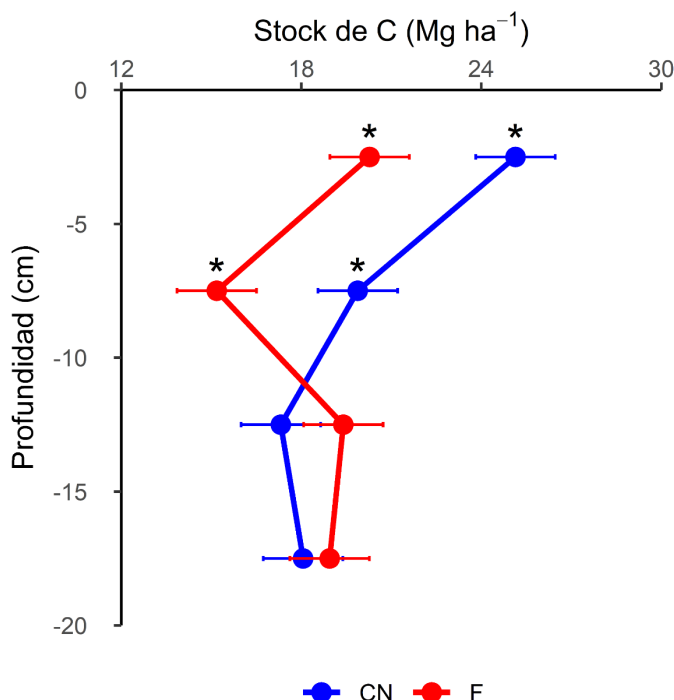
5.3 STOCK DE CARBONO

Para la variable stock de carbono, se observó efecto significativo en profundidad ($p = 0,00252$) y en la interacción entre la variable profundidad y cobertura ($p = 0,01310$) (Figura 5). En los primeros 5 cm de suelo, el stock de carbono fue significativamente mayor en la

cobertura del campo natural en comparación con la plantación forestal (18,6%). Se observa el mismo efecto en el estrato de 5 a 10 cm (5,5%). Para mayores profundidades no se evidenciaron diferencias significativas entre las coberturas.

Figura 5

Stock de carbono (Mg ha^{-1}) en suelos de uso forestal y campo natural



Nota. CN: campo natural; F: forestación.

Por último, se analizó la variable stock de carbono para los 20 cm de suelos en cada cobertura. Para el campo natural la media del stock de carbono es de $80,45 \text{ Mg ha}^{-1}$ y la media de la plantación forestal es de $73,80 \text{ Mg ha}^{-1}$. El p-valor fue de 0,1781, lo que indica que no se evidenciaron diferencias significativas entre la media de stock de carbono entre las coberturas. Finalmente, bajo la cobertura forestal un 26% en promedio del stock de carbono del suelo ha sido incorporado por la nueva vegetación.

En los estratos de 0-5 cm y 5-10 cm el stock total de COS fue menor bajo la cobertura forestal. La diferencia encontrada en la profundidad de 0-5 cm entre el campo natural y la forestación es de $4,86 \text{ Mg ha}^{-1}$ dando una pérdida anual de COS de $0,243 \text{ Mg ha}^{-1}$ bajo forestación. En el estrato de 5-10 cm la diferencia fue de $4,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ dando una pérdida anual

de COS de 0,235 Mg ha⁻¹ bajo forestación. En los siguientes estratos de profundidad no se observaron diferencias significativas. Sin embargo, podría esperarse que con el correr del tiempo se incorpore mayor carbono en superficie y que la actividad de un sistema radicular más maduro aporte a la deposición de carbono en estratos inferiores. Probablemente este nuevo origen de C tenga características diferentes y sea mas lábil que el original. Cabe señalar que, si bien el cálculo se realiza considerando un período de 20 años, en el año 10 se efectuó cosecha y laboreo, lo que implica dos momentos de pérdidas de C: el año 0 de cada plantación y el año 10.

El trabajo confirma el nuevo origen del carbono en el suelo, lo que significa que, si bien aún no ha superado el nivel que mantenían las pasturas nativas, podría estabilizarse en niveles similares. Esto es congruente con lo planteado por los autores Turner y Lambert (2000), Trouve et al. (1994), Delgado et al. (2006), Carrasco-Letelier et al. (2004), que observaron una recuperación y estabilización del COS a largo plazo, a partir de los 20 años, alcanzando valores similares a los de las pasturas.

6 CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en este estudio evidencian que las plantaciones de *E. dunnii* de segunda rotación contribuyen al aporte de carbono de origen forestal al suelo. Esta afirmación se respalda en los valores más negativos de $\delta^{13}\text{C}$ registrados en los primeros 10 cm de profundidad

No obstante, los suelos bajo campo natural presentan una mayor concentración y reserva de carbono orgánico en las capas superficiales (0–10 cm), lo que indica que, a pesar del aporte proveniente de las plantaciones forestales, los niveles de carbono aún no han alcanzado una recuperación completa tras el cambio en el uso del suelo. Sin embargo, a los 20 cm de profundidad, las diferencias entre ambos sistemas ya no resultan significativas, lo que sugiere una tendencia hacia la estabilización o una recuperación parcial del COS con el paso del tiempo.

Estos resultados refuerzan la idea de que el impacto de la forestación sobre el carbono del suelo depende fuertemente del manejo, la cobertura original y el tiempo transcurrido desde el establecimiento. No obstante, aún queda margen para potenciar el secuestro de carbono mediante prácticas silvícolas más sostenibles como la minimización del laboreo, el manejo adecuado del mantillo, densidad de plantación, entre otros, con el fin de favorecer la acumulación y estabilidad del COS.

La forestación con especies como *E. dunnii* puede contribuir al secuestro de carbono en el suelo, pero su eficacia dependerá de decisiones de manejo sustentables que aseguren no solo la productividad del sistema, sino también la conservación de la calidad edáfica a largo plazo.

A futuro, será clave profundizar en estudios que comparen distintos manejos silvícolas y sus efectos sobre el COS, especialmente en contextos de segunda y sucesivas rotaciones. En particular, evaluar comparativamente el impacto del laboreo frente a sistemas sin laboreo o con manejo de rebrote, dado que prácticas como el laboreo intensivo han sido asociadas con pérdidas importantes de COS en la etapa de plantación (Nouvellon et al., 2008). Asimismo, los sistemas que promueven el rebrote podrían presentar ventajas en

términos de conservación del carbono, al evitar disturbios en el suelo y reducir la mineralización acelerada de la materia orgánica. Estas líneas de investigación permitirán afinar las recomendaciones de manejo forestal con foco en la sostenibilidad y la mitigación del cambio climático.

7 BIBLIOGRAFÍA

- Altamirano, A., da Silva, H., Duran, A., Echevarria, A., Panario, D., & Puentes, R. (1976). *Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay. Tomo I: Clasificación de suelos*. MAP.
https://descargas.mgap.gub.uy/DGRN/Comunicaciones/carta_de_reconocimiento_de_suelos_Tomo_I.pdf
- Altamirano, A., da Silva, H., Duran, A., Echevarria, A., Panario, D., & Puentes, R. (1979). *Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay. Tomo II: Descripción de unidades cartográficas*. MAP.
- Andreux, F., Cerri, C. C., Vose, P. B., & Vitorello, V. A. (1990). Potential of stable isotope ^{15}N and ^{13}C , methods for determining input and turnover in soils. En A. F. Harrison, P. Ineson & O. W. Heal (Eds.), *Nutrient Cycling in Terrestrial Ecosystems: Field methods, application and interpretation* (pp. 259-275). Elsevier.
<https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/19901949168>
- Baietto, A. (2021). *Cuantificación y Dinámica del Mantillo Forestal como aporte de Carbono Orgánico del Suelo* [Tesis de maestría]. Universidad de la República.
- Baietto, A., Hernández, J., & del Pino, A. (2021). Comparative dynamics of above-ground litter production and decomposition from *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden and *Pinus taeda* L., and their contribution to soil organic carbon. *Forests*, 12(3), Artículo e349. <https://doi.org/10.3390/f12030349>
- Balesdent, J., Mariotti, A., & Guillet, B. (1987). Natural ^{13}C abundance as a tracer for studies of soil organic matter dynamics. *Soil Biology and Biochemistry*, 19(1), 25-30. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90120-9](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90120-9)
- Balmelli, G. (2014). *Impacto de Mycosphaerella en Uruguay y variabilidad genética para resistencia a la enfermedad en Eucalyptus globulus y Eucalyptus maidenii* [Disertación doctoral, Universidad de Valladolid]. Ainfo.
<https://ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/3550/1/TESIS-DOCTORAL-Gustavo-Balmelli.pdf>
- Balmelli, G., & Resquin, F. (2006). Productividad de diferentes especies de *Eucalyptus* sobre areniscas de Tacuarembó-Rivera. En M. Bemhaja & O. Pittaluga (Eds.), *30 Años de investigación en suelos de areniscas INIA Tacuarembó* (pp. 305-312). INIA. <https://ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/3008/1/18429250309101451.pdf>

- Balmelli, G., Simeto, S., Torres-Dini, D., Castillo, A., Altier, N., Núñez, P., Rodríguez, F., González, W., Pérez, P., & Diez, J. J. (2014). Efecto de *Teratosphaeria nubilosa* sobre el crecimiento de *Eucalyptus globulus* y *E. maidenii* al año de iniciada la infección. En G. Balmelli, S. Simeto, G. Martínez & D. Gómez (Eds.), *VI Jornada Técnica de Protección Forestal* (pp. 73-84). INIA.
<https://inia.uy/sites/default/files/publications/2024-06/st-213-2014.pdf>
- Binkley, D., & Fisher, R. F. (2013). *Ecology and management of forest soils* (4th ed.). Wiley - Blackwell. <https://download.e-bookshelf.de/download/0000/7527/79/L-G-0000752779-0002367645.pdf>
- Brussa, C. (1994). *Eucalyptus: Especies de cultivo más frecuente en Uruguay y regiones de clima templado*. Hemisferio Sur.
- Califra, A., Ruiz, A., Alliaume, F., & Durán, A. (2007). Contribución al estudio de los suelos “Algorta”. *Agrociencia (Uruguay)*, 11(1), 35-46.
<https://www.acuedi.org/ddata/5752.pdf>
- Carámbula, M., & Piñeiro, D. (2006). La Forestación en Uruguay: Cambio demográfico y empleo en tres localidades. *Agrociencia (Uruguay)*, 10(2), 63-73
- Carrasco-Letelier, 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(1), 49-55.
[https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(03\)00258-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00258-6)
- Castaño, J. P., Giménez, A., Ceroni, M., Furest, J., & Aunchayna, R. (2011). *Caracterización agroclimática del Uruguay: 1980-2009*. INIA.
<https://ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/2538/1/18429021211104157.pdf>
- Ceballos, D. S. (2011). *El reemplazo de pastizales anegadizos por plantaciones de álamos con suelos drenados en el Bajo Delta del río Paraná: Cambios físicos y biogeoquímicos en el suelo y el ecosistema* [Tesis de maestría, Universidad de Morón]. INTA Digital.
https://repositorio.inta.gob.ar/xmlui/bitstream/handle/20.500.12123/7135/INTA_CR_BsAsNorte_EEADeltadelParana_Ceballos_DS_El_reemplazo_de_pastizales_anegadizos.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Deines, P. (1980). The isotopic composition of reduced organic carbon. En P. Fritz & J. ch. Fontes (Eds.), *The terrestrial environment, Volume 1: Handbook of Environmental Isotope Geochemistry* (pp. 329-406). Elsevier.
<https://www.sciencedirect.com/book/9780444417800/the-terrestrial-environment-a>
- Delgado, S., Alliaume, F., García Préchac, F., & Hernández, J. (2006). Efectos de las plantaciones de *Eucalyptus* sp. Sobre el recurso suelo en Uruguay. *Agrociencia (Uruguay)*, 10(2), 95-107. <https://doi.org/10.31285/AGRO.10.932>

- Dirección General Forestal. (2024). *Resultados de la Cartografía Forestal Nacional 2024*. MGAP. <https://descargas.mgap.gub.uy/Documentos%20compartidos/CARTOGRAFIA%202024/Informe%20de%20resultados%202025.pdf>
- Fearnside, P. M., & Barbosa, R. I. (1998). Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 108(1-2), 147-166. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00222-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00222-9)
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2017). *Unlocking the potential of soil organic carbon: Outcome Document of the Global Symposium on Soil Organic Carbon*. <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/584567aa-d89d-4d9a-82d8-1fad58266364/content>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2022). *The State of the World's Forests 2022: Forest pathways for green recovery and building inclusive, resilient and sustainable economies*. <https://doi.org/10.4060/cb9360en>
- Foth, H. D. (1990). *Fundamentals of soil science* (8th ed.). Wiley. https://ftp.idu.ac.id/wp-content/uploads/ebook/tdg/TERRAMECHANICS%20AND%20MOBILITY/epdf/pub_fundamentals-of-soil-science.pdf
- Fry, B. (2008). *Stable Isotope Ecology*. Springer. <https://www.jlakes.org/ch/web/0-387-33745-8.pdf>
- Fujisaki, K., Perrin, A. S., Desjardins, T., Bernoux, M., Balbino, L. C., & Brossard, M. (2015). From forest to cropland and pasture systems: A critical review of soil organic carbon stock changes in Amazonia. *Global Change Biology*, 21(7), 2773-2786. <https://doi.org/10.1111/gcb.12906>
- García, M. A., & Bachmeier, O. A. (2010). *Fijación de carbono en la biomasa arbórea, la necromasa y el suelo de plantaciones de "Eucayptus grandis" con diferentes manejos en vertisoles de la provincia de Entre Ríos* [Tesis de maestría, Universidad de Córdoba]. SIDALC. <https://sidalc.net/search/Record/KOHA-OAI-FCF:13584/Versions>
- Goma-Tchimbakala, J., & Bernhard-Reversat, F. (2006). Comparison of litter dynamics in three plantations of an indigenous timber-tree species (*Terminalia superba*) and a natural tropical forest in Mayombe, Congo. *Forest Ecology and Management*, 229(1-3), 304-313. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.04.009>

- Gonçalves, J. L. M., Barros, N. F., Nambiar, E. K. S., & Novais, R. F. (1997). Soil and stand management for short-rotation plantations. En E. K. Sadanandan Nambiar & A. G. Brown (Eds.), *Management of soil, nutrients and water in tropical plantation forests* (pp. 379-417). ACIAR.
https://www.aciar.gov.au/sites/default/files/legacy/node/2204/mn43_pdf_55201.pdf
- Hernández, J., del Pino, A., Salvo, L., & Arrarte, G. (2009). Nutrient export and harvest residue decomposition patterns of a *Eucalyptus dunnii* Maiden plantation in temperate climate of Uruguay. *Forest Ecology and Management*, 258(2), 92-99.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.03.050>
- Hernández, J., del Pino, A., Vance, E. D., Califra, A., Del Giorgio, F., Martínez, L., & González-Barrios, P. (2016). Eucalyptus and Pinus stand density effects on soil carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 368(1), 28-38.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.03.007>
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D., Minkinen, K., & Byrne, K (2007). How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137(3-4), 253-268.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.09.003>
- Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2000). The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Society of America*, 10(2), 423-436. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0423:TVDOSO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0423:TVDOSO]2.0.CO;2)
- Jones, M. B., & Donnelly, A. (2004). Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂. *New Phytologist*, 164(3), 423-439. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01201.x>
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., & Rubel, F. (2006). World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15(3), 259-263. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>
- Laganière, J., Angers, D. A., & Paré, D. (2010). Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 16(1), 439-453.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01930.x>
- Lal, R. (2005). Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology Management*, 220(1-3), 242-258. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.015>
- Lee, J., Hopmans, J. W., Rolston, D. E., Baer, S. G., & Six, J. (2009). Determining soil carbon stock changes: Simple bulk density corrections fail. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 134(3-4), 251-256. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.07.006>
- Ley N. ° 15.939: *Ley Forestal: Fondo Forestal: Recursos Naturales* (1987). IMPO.
<https://www.impo.com.uy/bases/leyes/15939-1987>

- Lezama, F., Pereira, M., Altesor, A., & Paruelo, J. M. (2010). ¿Cuán heterogéneos son los pastizales naturales en Uruguay? En A. Altesor, López-Marisco, L. & J. M. Paruelo (Eds.), *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales II: Proyecto FPTA-175 «Caracterización de estados del campo natural en sistemas ganaderos de Uruguay: definición y uso de indicadores de condición como herramientas de manejo» (2014-2017)* (pp. 15-26). INIA
- Li, D., Niu, S., & Luo, Y. (2012) Global patterns of the dynamics of soil carbon and nitrogen stocks following afforestation: a meta-analysis. *New Phytologist*, 195(1), 172-181. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04150.x>
- Lima, A. M. N., Silva, I. R., Neves, J. C. L., Novais, R. F., Barros, N. F., Mendonça, E.S., Smyth, T. J., Moreira, M. S., & Leite, F. P. (2006). Soil organic carbon dynamics following afforestation of degraded pastures with Eucalyptus in southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*, 235(1-3), 219-231. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.08.331>
- Martinelli, J., Piccolo, M., Townsend, A., Vitousek, P., Cuevas, E., McDowell, W., Robertson, G. P., Santos, O. C., & Treseder, K. (1999). Nitrogen stable isotopic composition of leaves and soil: Tropical versus temperate forests. *Biogeochemistry*, 46(1), 45-65. <https://doi.org/10.1023/A:1006100128782>
- Mendham, D. S., O'Connell, A. M., Grove, T. S., & Rance, S. J. (2003). Residue management effects on soil carbon and nutrient contents and growth of second-rotation eucalypts. *Forest Ecology and Management*, 181(3), 357-372. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00007-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00007-0)
- Nier, A. O. (1939). The isotopic constitution of uranium and the half-lives of the uranium isotopes. I. *Physical Review*, 55(2), 150-153. <https://doi.org/10.1103/PhysRev.55.150>
- Nouvellon, Y., Epron, D., Kinana, A., Hamel, O., Mabilia, A., D'Annunzio, R., Deleporte, P., Saint-André, L., Madsen, C., Roupsard, O., Bouillet, J. P., & Laclau, J. P. (2008) Soil CO₂ effluxes, soil carbon balance, and early tree growth following savannah afforestation in Congo: Comparison of two site preparation treatments. *Forest Ecology and Management*, 255(5-6), 1926-1936. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.12.026>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2020). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020: Principales resultados*. <https://doi.org/10.4060/ca8753es>
- Park, R., & Epstein, S. (1961). Metabolic fractionation of ¹³C and ¹²C in plants. *Plant Physiology*, 36(2), 133-138. <https://doi.org/10.1104/pp.36.2.133>

- Paul, K., Polglase, P., Nyakuengama, J., & Khanna, P. (2002). Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management*, 168(1-3), 241-257. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00740-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00740-X)
- Pausch, J., & Kuzyakov, Y. (2018). Carbon input by roots into the soil: Quantification of rhizodeposition from root to ecosystem scale. *Global Change Biology*, 24(1), 1-12. <https://doi.org/10.1111/gcb.13850>
- Post, W. M., & Kwon, K. C. (2000). Soil carbon sequestration and land-use change: Processes and potential. *Global Change Biology*, 6(3), 317-327. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00308.x>
- Sandoval, D. M., Goya, J., Arturi, M., Burns, S., & Pérez, C. (2012, 7- 9 de junio). *Efecto de plantaciones de Eucalyptus grandis (Hill ex Maiden) sobre el contenido de carbono en suelos en el NE de la provincia de Entre Ríos* [Contribución]. 15as Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales, Misiones. https://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/41257/Documento_completo.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Severo, F. F., Aita, N. T., Marques, L. G., & Silva, L. S. da. (2017). Isotopic abundance of ^{13}C and contribution of eucalyptus biomass to soil organic matter conversion. *Ciencia Rural*, 47(4), Artículo e20150900. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20150900>
- Smith, B. N., & Epstein, S. (1971). Two Categories of $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ Ratios for Higher Plants. *Plant Physiology*, 47(3), 380-384. <http://dx.doi.org/10.1104/pp.47.3.380>
- Trouve, C., Mariotti, A., Schwartz, D., & Guillet, B. (1994). Soil organic carbon dynamics under *Eucalyptus* and *Pinus* planted on savannas in the Congo. *Soil Biology & Biochemistry*, 26(2), 287-295. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0038071794901694>
- Turner, J., & Lambert, M. (2000). Change in organic carbon in forest plantation soils in eastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 133(3), 231-247. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00236-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00236-4)
- Uruguay XXI. (2025). *Sector Forestal en Uruguay*. <https://www.uruguayxxi.gub.uy/uploads/informacion/360c13a465dd9ee9bdc985fef09c5d1eff4c7bce.pdf>
- Vander Zanden, M., Casselman, J., & Rasmussen, J. (1999). Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lake. *Nature*, 401, 464-467. <https://doi.org/10.1038/46762>
- Vander Zanden, M, J., & Rasmussen, J.B. (2001). Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: Implications for aquatic food web studies. *Limnology and Oceanography*, 46(8), 2061-2066. <https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.8.2061>

- Vassallo, M. M., Dieguez, H. D., Garbulsky, M. F., Jobbágy, E. G., & Paruelo, J. M. (2013). Grassland afforestation impact on primary productivity: A remote sensing approach. *Applied Vegetation Science*, 16(3), 390-403.
<https://doi.org/10.1111/avsc.12016>
- Watson, R. T., Noble, I. R., Bolin, B., Ravindranath, N. H., Verardo, D. J., & Dokken, D. J. (Eds.). (2000). *Land Use, Land-Use Change and Forestry*. Cambridge University Press. https://www.researchgate.net/publication/253201133_Land_Use_Land-Use_Change_and_Forestry
- Weil, R. R., & Brady, N. C. (2016). *The Nature and Properties of Soils* (15th ed.). Pearson.

8 ANEXO**Tabla A1***p-valor del análisis de varianza de segunda rotación*

Fuente de Variación	Contenido de Carbono	Proporción de C¹³	Stock de Carbono
	%	‰	Mg ha ⁻¹
Cobertura	0,0757	0,00361	0,09754
Profundidad	4,33e-05	7,92e-09	0,00544
Cobertura x Profundidad	0,0279	0,02119	0,03134

Nota. Valores en negrita indican significancia.