



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

**ESTIMACIÓN DE LAS TASAS DE MINERALIZACIÓN Y HUMIFICACIÓN DEL
CARBONO ORGÁNICO EN EL SUELO MEDIANTE MODELOS E ISOTOPOS
DE ^{13}C EN CULTIVOS DE MAÍZ Y SOJA EN SISTEMAS AGRÍCOLAS BAJO
SIEMBRA DIRECTA**

Nicolás Rodrigo CORTAZZO ARACE

Magíster en Ciencias Agrarias
opción Ciencias Vegetales

Julio 2022

Página de aprobación

Tesis aprobada por el tribunal integrado por Dr. Oswaldo Ernst, Dr. Andrés Quincke y Dra. Lucia Salvo, el 1 de junio de 2022.

Autor: Ing. Agr. Nicolás Cortazzo.

Director: Dr. Sebastián Mazzilli.

Co-director: Dr. Gervasio Piñeiro.

Agradecimientos

Quiero agradecer especialmente a mi familia por el apoyo en toda la carrera y todo el esfuerzo que hicieron para poder lograr este objetivo. De la misma manera agradecer a mis amigos: los viejos, que me dio la vida, los que hice durante toda la carrera, y los nuevos que estuvieron presentes en las etapas finales y más difíciles de este largo proceso.

Por otra parte, un especial agradecimiento a Sebastián Mazzilli que me dio la oportunidad de realizar este posgrado, en un tema que era desconocido para mí, pero que sin dudas me interesó desde el principio. Agradecerle por estar siempre disponible y por buscarle la vuelta no solo en lo académico sino en lo económico, que era más que importante en las primeras etapas luego de recibirme.

A Gervasio Piñeiro y a su equipo por la ayuda no solo con el armado de la tesis, sino con el trabajo y procesamiento de las muestras realizado en el IFEVA en la Facultad de Agronomía de Buenos Aires.

De igual manera a los funcionarios de la EEMAC (Estación Experimental Mario Alberto Cassinonni) que me ayudaron en la etapa inicial donde realizamos los muestreos.

Por último, pero sin agradecerme, quiero mencionar la perseverancia que tuve en todo este tiempo, que llevó más de lo pensado, pero que al final, también gracias a Sebastián, logramos armar este trabajo que espero sirva para agregar algo más de conocimiento en este tema que es vital para seguir realizando agricultura de manera sostenible.

TABLA DE CONTENIDO

PÁGINA DE APROBACIÓN	II
AGRADECIMIENTOS	III
RESUMEN	VI
SUMMARY	VII
1. <u>INTRODUCCIÓN GENERAL</u>	1
2. <u>ESTIMACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO BAJO CULTIVOS DE MAÍZ Y SOJA UTILIZANDO UN MODELO DE BALANCE</u>	6
2.1. RESUMEN	6
2.2. INTRODUCCIÓN	7
2.3. MATERIALES Y MÉTODOS.	10
2.3.1. <u>Características del experimento</u>	10
2.3.2. <u>Muestreos y determinaciones</u>	14
2.3.3. <u>Contenido de carbono orgánico del suelo y saturación de carbono</u> ...	16
2.3.4. <u>Balance de carbono y estimación de la tasa de mineralización y humificación</u>	17
2.3.5. <u>Análisis estadístico</u>	19
2.4. RESULTADOS	20
2.4.1. <u>Rendimiento e ingreso de residuos aéreos y subterráneos</u>	20
2.4.2. <u>Contenido de carbono orgánico del suelo y saturación de carbono</u> ...	22
2.4.3. <u>Balance de carbono y estimación de la tasa de humificación y mineralización</u>	26
2.5. DISCUSIÓN	29
2.6. CONCLUSIONES	33
2.7. BIBLIOGRAFÍA	34
2.8. ANEXO	42

3. <u>ESTIMACIÓN MEDIANTE ISOTOPOS DE ¹³C DE LAS TASAS DE MINERALIZACIÓN Y HUMIFICACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO EN EL SUELO BAJO CULTIVOS DE MAÍZ Y SOJA</u>	43
3.1. RESUMEN	43
3.2. INTRODUCCIÓN	44
3.3. MATERIALES Y MÉTODOS	47
3.3.1. <u>Características del experimento</u>	47
3.3.2. <u>Estimación de la tasa de mineralización y humificación</u>	48
3.3.3. <u>Análisis estadístico</u>	51
3.4. RESULTADOS	51
3.5. DISCUSIÓN	56
3.6. CONCLUSIONES	61
3.7. BIBLIOGRAFÍA	62
4. <u>DINÁMICA DEL CARBONO EN SISTEMAS AGRÍCOLAS BAJO SIEMBRA DIRECTA: SÍNTESIS Y CONCLUSIONES GENERALES</u>	71
5. <u>BIBLIOGRAFÍA</u>	83

RESUMEN

El conocimiento de la dinámica del carbono orgánico del suelo (COS) tiene importancia local y mundial, ya que los suelos ofrecen una oportunidad para capturar carbono (C), que depende de su contenido actual respecto de su nivel de saturación. El balance anual de C en una capa de suelo bajo agricultura, en ausencia de erosión, depende de la cantidad y calidad de los residuos de los cultivos que ingresan al suelo, su tasa de humificación (h) y la tasa de mineralización del COS (k), la cual puede ser modificada por el *priming*. Utilizando modelos empíricos e isotopos de ^{13}C se pueden estudiar las transformaciones de los residuos orgánicos frescos en COS. El objetivo principal de la tesis fue estimar el balance de COS en sistemas de agricultura continua en siembra directa, que remplazan pastizales naturales. Los objetivos específicos fueron estimar la k a distintas profundidades de suelo y estimar la h de los residuos de los cultivos bajo situaciones contrastantes de cantidad, calidad y composición isotópica de residuos, utilizando cultivos C_3 y C_4 . Para ello, se realizaron muestreos de suelos en un experimento de larga duración instalado en el año 2007, que se compone de cuatro tratamientos: maíz continuo, soja continua y dos tratamientos de intercambio de rastrojos, C aéreo de soja y subterráneo de maíz y C aéreo de maíz y subterráneo de soja. Los resultados mostraron que luego de 10 años, los contenidos de COS disminuyeron. Las secuencias de cultivos C_4 tuvieron mayores ingresos de residuos al suelo, pero no resultaron en un mejor balance de COS, presuntamente por un aumento de la k ($0,029 \text{ año}^{-1}$) en comparación con residuos de cultivos C_3 con menores ingresos de residuos de mejor calidad donde la k fue de $0,012 \text{ año}^{-1}$ para los primeros 0,30 m. La calidad de los residuos, sumado al concepto de saturación, determinó que en las parcelas bajo maíz se humificara más C proveniente de los residuos ($h: 0,24 \text{ año}^{-1}$) que en las parcelas bajo soja ($h: 0,10 \text{ año}^{-1}$).

Palabras clave: mineralización, humificación, *priming*, soja, maíz

SUMMARY

Understanding soil organic carbon (SOC) dynamics is both locally and globally significant, as soils offer an opportunity to capture carbon (C). The annual C balance in a soil layer under agriculture, in the absence of soil erosion, depends on the quantity and quality of crop residues input to the soil, their humification rate (h) and the SOC mineralization rate (k). This can be modified by the most studied factors (temperature and humidity) and also by an effect known as *priming*. Using empirical models and ^{13}C isotopes, it is possible to study the organic residue transformations into COS. The main objective of the thesis was to estimate the COS balance in a no-till continuous cropping system that replaces a natural grassland. The specific objectives were to estimate k at different soil depths and to estimate crop residue h under contrasting quantity, quality, and isotopic composition of residues, using C3 and C4 crops. For this, soil sampling was carried out in a long-term experiment set up in 2007, composed of four treatments: continuous corn, continuous soybean and two stubble exchange treatments, soybean aboveground C and maize belowground C and *vice versa*. Results indicated that after 10 years of continuous agriculture, SOC stocks decreased. C4-crop sequences had higher residue inputs to the soil, but did not result in a higher COS balance, due to an increase in k (0.029 yr^{-1}) compared to C3 crop residues with lower inputs of better-quality residues (0.012 yr^{-1}) for the first 0.30 m soil depth. Residue quality, combined with the concept of COS saturation, determined that more C from residues was humified in plots under maize (0.24 yr^{-1}) than in plots under soybeans (0.10 yr^{-1}).

Keywords: mineralization, humification, priming, soybean, corn

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

Las actividades humanas han alterado la atmósfera terrestre en cuanto a las cantidades de gases de efecto invernadero (GEI), aerosoles (partículas pequeñas) y la nubosidad. La mayor contribución de GEI conocida proviene de la quema de combustibles fósiles. Los GEI liberados y los aerosoles afectan el clima al alterar la radiación solar entrante y la radiación (térmica) infrarroja saliente, que forman parte del equilibrio energético de la Tierra. La variación de la abundancia en la atmósfera o de las propiedades de estos gases y partículas puede conducir a un calentamiento o enfriamiento del sistema climático (IPCC, 2007).

Los efectos previstos del cambio climático son un aumento y mayor variabilidad de las temperaturas, elevación del nivel del mar, acidificación de los océanos debido al aumento de los niveles de dióxido de carbono (CO₂) en la atmósfera, salinización del agua dulce y aumento de la temperatura del agua. Estos cambios probablemente provoquen la extinción de algunas especies de peces y un cambio en los rangos de hábitat de otras, así como un mayor riesgo de enfermedades. La mayor frecuencia de fenómenos meteorológicos extremos (tormentas, huracanes y ciclones), los cambios en el nivel y la frecuencia de las precipitaciones, la escasez de agua, la degradación de la tierra y la salinización de los terrenos de cultivo lleva a que, en muchas regiones, la producción agrícola se vea afectada negativamente. Estos cambios están conduciendo a la perturbación de los ecosistemas y a importantes pérdidas de la biodiversidad (FAO, 2016).

Las tierras agrícolas (cultivos, pastizales manejados y cultivos permanentes, incluyendo cultivos agroforestales y bioenergéticos) ocupan alrededor del 40-50 % de la superficie terrestre (Smith et al., 2008) lo que determina que su manejo afecte de forma importante el ambiente del planeta. En este marco, las emisiones globales de GEI de la agricultura pasaron de 2.700

millones de toneladas de CO₂ en 1961 a más de 5.300 millones en 2011 (FAO, 2016). Del total de emisiones antropogénicas de GEI en 2010, el dióxido de carbono (CO₂) representa el 76 %, el 16 % proviene del metano (CH₄), el 6 %, del óxido nitroso (N₂O) y el 2 %, de gases fluorados (IPCC, 2014).

La adopción de distintas prácticas de manejo como la siembra directa, la inclusión de cultivos de cobertura y pasturas en la rotación de cultivos, el manejo integrado de nutrientes (incluyendo compost o estiércol) y el uso racional de fertilizantes han contribuido a la reducción de la tasa de enriquecimiento de GEI en la atmósfera (o la disminución del aumento), mediante el secuestro de carbono (C) y nitrógeno (N) en la fracción terrestre que comprende la biomasa del suelo, el humus y los carbonatos biogénicos (Lal, 2004).

La importancia de mejorar los niveles de carbono orgánico del suelo (COS) no solo radica en su impacto directo en la disminución de la cantidad de CO₂ en la atmósfera, sino que tiene impactos indirectos a través de los efectos en las propiedades físicas, químicas y biológicas, en la medida en que aumenta la productividad del sitio (Martínez et al., 2008). El COS favorece la agregación y la distribución del espacio poroso del suelo, afectando la humedad aprovechable, la capacidad de aire y el movimiento de agua y gases en el suelo, lo que está asociado a un incremento en la resistencia a la erosión, una menor compactación y una disminución de la densidad aparente (DAP), resultado de la mejora del estado estructural y de la dilución volumétrica de las partículas minerales (Wischmeier y Smith, 1978, Rawls et al., 1982, Soane, 1990).

Por otra parte, es conocido que el COS interviene en las propiedades químicas y biológicas del suelo, aumentando la capacidad de intercambio catiónico (CIC) al formar coloides con una alta CIC, más elevada que la de los componentes minerales del suelo; en consecuencia, al incrementarse el contenido de COS aumenta la cantidad de nutrientes adsorbidos al complejo de cambio (Krull et al., 2004, Martínez et al., 2008). Afecta la capacidad *buffer* sobre la reacción del suelo, debido a los diversos grupos activos que aportan grados

de acidez, a las bases de cambio y al contenido de nitrógeno presente en los residuos orgánicos aportados al suelo. El COS tiende a aumentar el pH cuando el suelo es ácido y tiende a disminuirlo cuando es alcalino (Aguilera, 2000). Actúa como fuente energética para los organismos heterótrofos (Borie et al., 1999) y producto de su mineralización se liberan nutrientes para las plantas (Martínez et al., 2008).

El C que ingresa al suelo y pasa a formar parte del COS puede estabilizarse mediante una serie de mecanismos y procesos. La forma de estabilización más estudiada es la física, en la cual el C queda inaccesible a los microorganismos dentro de micro y macro agregados (Balesdent et al., 2000, Guggenberger y Kaiser, 2003, Jastrow et al., 2006). Otro mecanismo conocido y funcional es la estabilización química, en la cual el C puede adsorberse fuertemente a las arcillas a través de enlaces químicos que impiden el consumo de ese C por los microorganismos (Krull et al., 2004). Por último, el C puede estabilizarse bioquímicamente, en la medida en que puede ser resintetizado por los microorganismos en estructuras de moléculas complejas que pueden impedir la descomposición (Jastrow et al., 2006). Los tres mecanismos dependen de una serie de factores bióticos, abióticos y de manejo del sistema que determinan la eficacia de estabilización del COS (Six et al., 2002). No obstante, el potencial de secuestro de COS es finito (Lal, 2004), ya que los suelos tienen una capacidad limitada para estabilizar el C y ésta es regulada por las características intrínsecas del suelo, tales como la concentración de arcilla y limo y la composición mineral de los suelos (Hassink y Whitmore, 1997, White et al., 2014). Por lo tanto, la capacidad de secuestro de C de un suelo depende de su nivel de saturación respecto a su potencial (Stewart et al., 2008).

La posibilidad de que el suelo se convierta en sumidero de GEI (especialmente de C) depende de la capacidad de las plantas de capturar CO₂ atmosférico en material orgánico, que luego es incorporado al suelo cuando se humifican los residuos vegetales y exudados, proceso conocido como

humificación (h), realizado por microorganismos heterotróficos (Von Lützow et al., 2007). El *pool* de C del suelo está en equilibrio entre las entradas de material orgánico de la biota, que depende de la vegetación y su productividad y las pérdidas principalmente como respiración heterotrófica, proceso conocido como mineralización (k). A su vez, estos flujos y su equilibrio dependen del clima, de la humedad y de la temperatura (Post et al., 1982).

La k también puede ser modificada por el ingreso de residuos que difieren en cantidad y calidad, proceso conocido como *priming*. Este proceso determina un aumento en k del COS estabilizado, luego del ingreso al sistema de grandes cantidades de residuos de baja calidad (alta C:N), a partir de un aumento en la actividad microbiana (Fontaine et al., 2007, Blagodatskaya y Kuzyakov, 2008, Paterson y Sim, 2013). El rango de valores de k va desde 0,01 a 0,31 año⁻¹, principalmente por su variación según el tipo de suelo y características de la vegetación (Collins, 2000, Céspedes Payret, 2007, Mazzilli et al., 2015, Koritschoner et al., 2019). La calidad de los residuos vegetales es un controlador principal de h , con valores más altos asociados a concentraciones más bajas de sustratos químicamente recalcitrantes (Zhang et al., 2008), debido a que los microorganismos disminuyen su eficiencia cuando consumen residuos con alta relación C:N (maíz) respecto a residuos de baja relación C:N (soja) y, por lo tanto, disminuyen la h (Manzoni et al., 2008, Manzoni et al., 2010, Cotrufo et al., 2013).

Varios autores han documentado pérdidas de COS en sistemas de cultivos anuales en los pastizales del Río de la Plata (Álvarez, 2001, Andriulo et al., 1999). Si bien el laboreo fue introducido con el objetivo de facilitar labores de siembra, controlar malezas y generar una adecuada cama de siembra (Martínez et al., 2008), ha sido señalado como la principal causa de las pérdidas iniciales de COS al implantar cultivos sobre suelos de bosques, sabanas o pastizales naturales (Burke et al., 1989, Moron et al., 1994, Janzen et al., 1998, Álvarez, 2001, Fabrizzi et al., 2003), ya que expone el suelo a los principales agentes erosivos (agua y viento) y facilita el contacto con los organismos heterótrofos del suelo

favoreciendo la mineralización de la materia orgánica. Se esperaba que los niveles de COS aumentaran luego de la incorporación de la siembra directa en la agricultura, al disminuir la exposición del COS. Sin embargo, diversos estudios han demostrado que este aumento no fue el inicialmente esperado y la respuesta a la reducción del laboreo es variable en cuanto al aumento del contenido y porcentaje de COS (De Benito y Sombrero, 2006).

El objetivo principal de la tesis es estimar el balance de COS en un sistema de agricultura continua en siembra directa, luego de la conversión desde un pastizal natural (en ausencia de procesos erosivos) utilizando un modelo de simulación simplificado con un paso de cálculo anual. Los objetivos específicos fueron estimar la tasa de mineralización de COS (k) a distintas profundidades de suelo de forma de conocer la existencia y magnitud del efecto *priming* y estimar la tasa de humificación (h) de los residuos de los cultivos bajo situaciones contrastantes de cantidad, calidad y composición isotópica de residuos, utilizando especies C_3 y C_4 .

2. ESTIMACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO BAJO CULTIVOS DE MAÍZ Y SOJA UTILIZANDO UN MODELO DE BALANCE.

2.1. RESUMEN

Dado el incremento en la concentración de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera, existe interés en utilizar los suelos agrícolas como sumidero de carbono (C). Las mejoras en los niveles de carbono orgánico del suelo (COS) disminuyen la cantidad de dióxido de carbono (CO_2) atmosférico y además mejoran la fertilidad del suelo y la productividad del sitio. En ausencia de erosión y laboreo, los niveles de COS pueden controlarse con la cantidad y calidad de residuos orgánicos que ingresan al suelo, no obstante, la capacidad de secuestro de C de un suelo depende de su contenido actual respecto de su nivel de saturación. La salida más importante en el balance de COS de un sitio (en ausencia de procesos erosivos), es la mineralización del COS (k), cuya tasa es modificada principalmente por la textura del suelo, la temperatura y la humedad, pero también puede ser modificada por el tipo de residuos que ingresan el sistema (cantidad y calidad), proceso conocido como *priming*. Los objetivos de este trabajo fueron: i) estimar el balance de COS en un sistema de agricultura continua en siembra directa, luego de la conversión desde un pastizal natural en ausencia de procesos erosivos y ii) estimar k como consecuencia de cambios en la cantidad y calidad de residuos. Para alcanzar estos objetivos se realizaron muestreos de suelos en un experimento instalado en el año 2007, que se compone de cuatro tratamientos: maíz continuo (Maíz/Maíz), soja continua (Soja/Soja) y dos tratamientos de intercambio de rastrojos, C aéreo de soja y subterráneo de maíz (Soja/Maíz) y C aéreo de maíz y raíces de soja (Maíz/Soja). Los resultados fueron concluyentes en cuanto a que luego de 10 años de agricultura, disminuyeron los contenidos de COS y se aumentó la compactación del suelo en respuesta a los cambios en los ingresos de C al sistema. No

obstante, secuencias de cultivos con mayores ingresos de residuos al suelo no siempre resultaron en un aumento en el balance de COS, presuntamente por un aumento de la k que fue de $0,095 \text{ año}^{-1}$ en los tratamientos de Maíz/Maíz y $0,089 \text{ año}^{-1}$, en los de Maíz/Soja para los primeros $0,05 \text{ m}$. En contraposición los cultivos con menores ingresos de C al suelo vía residuos no determinaron mayores pérdidas de COS, por ser residuos de mejor calidad, lo que provocó una disminución en k , que fue de $0,053 \text{ año}^{-1}$ en el tratamiento de Soja/Maíz y $0,043 \text{ año}^{-1}$ en el de Soja/Soja: para los primeros $0,05 \text{ m}$. La saturación de C no tuvo diferencias entre tratamientos al final del experimento y tampoco entre inicio y fin del experimento, con valores mayores al 80% . Considerar en el análisis de experimentos de secuestro de C, la relación de saturación (C suelo/C saturación) y los cambios que ésta genera sobre k , son necesarios para un mejor entendimiento del balance de carbono orgánico y la capacidad real de secuestro de C.

2.2. INTRODUCCIÓN

El carbono orgánico del suelo (COS) en intercambio activo con la atmósfera es aproximadamente $2/3$ del carbono (C) total en ecosistemas terrestres (Post et al., 1982). El COS puede persistir durante décadas, siglos o incluso milenios en el suelo (Schmidt et al., 2011) y se emite de vuelta a la atmósfera cuando se mineraliza (Keiluweit et al., 2015). Dado el gran tamaño de la fracción de C como COS y el largo tiempo de residencia media (aproximadamente 1200 años) lo hacen un importante sumidero de C. Sin embargo, la perturbación humana ha causado una disminución en el C almacenado (Jenny, 1980), cuando los suelos se convierten de ecosistemas naturales a agroecosistemas, especialmente cuando se manejan bajo sistemas de labranza (Houghton et al., 1983). Las disminuciones en los contenidos de COS se han atribuido a pérdidas por erosión del suelo en sitios con pendientes

pronunciadas (Voroney et al., 1981, García-Prechac et al., 2004), a menores aportes de residuos vegetales de cultivos agrícolas en relación con la vegetación nativa y a aumentos en la tasa de mineralización del carbono orgánico (Buyanovsky y Wagner, 1986), principalmente por el laboreo que ocasiona una mayor rotura de agregados y, por lo tanto, exposición de la materia orgánica a los microorganismos (Balesdent et al., 2000, Kumar et al., 2012). Esto determinó que se crearan expectativas respecto a que los niveles de COS aumentarían luego de la incorporación de la siembra directa en la agricultura (Lal, 2004); sin embargo, varios estudios han demostrado que los aumentos no fueron tan importantes como inicialmente se había previsto. En ese sentido, Luo et al. (2010), a partir de un metaanálisis global de 69 experimentos, no encontraron diferencias significativas entre laboreo convencional y siembra directa en cuanto a las pérdidas de COS en la capa de suelo de 0 a 60 cm.

Un modelo de balance de la dinámica de COS fue planteado originalmente por Hénin y Dupuis (1945), los cuales asumen que el balance anual de carbono en una capa (horizonte) de suelo depende de las entradas de C (biomasa aérea y subterránea) que ingresan como residuos de cultivos y de la tasa de humificación (g C retenido por g de C ingresado) de éstos y de las salidas, las cuales dependen de la tasa de descomposición del COS (g C perdido por g C presente por año). Por lo tanto, a priori, los niveles de almacenamiento de COS en un sitio, en ausencia de erosión, pueden ser controlados por la cantidad y calidad de residuos orgánicos que entran en el suelo y por la reducción de las pérdidas por mineralización de C en el suelo (FAO, 2016). De esta manera se pueden representar las entradas de C al suelo mediante la productividad primaria neta (PPN), resultado de la fotosíntesis menos la respiración autótrofa. La estimación de la PPN comprende dos niveles, referidos a la PPN aérea y a la PPN subterránea; cada nivel se estudia considerando los diversos compartimientos (Salas e Infante, 2006). La PPN está influenciada por la productividad de las pasturas y los cultivos y por la estación de crecimiento, por

lo cual el cambio en los sistemas agrícolas de un cultivo anual a doble cultivo genera aumentos de la PPN (Paruelo et al., 2006).

El C puede estabilizarse mediante tres mecanismos: físico, químico y bioquímico. No obstante, el potencial de secuestro de COS es finito (Lal, 2004), ya que los suelos tienen una capacidad limitada para estabilizar el C y ésta es regulada por las características intrínsecas del suelo, tales como la concentración de arcilla y limo y la composición mineral de los suelos (Hassink y Whitmore, 1997, White et al., 2014). Por lo tanto, la capacidad de secuestro de C de un suelo depende de su nivel de saturación respecto a su potencial (Stewart et al., 2008). En la región habría capacidad de secuestro, ya que los suelos agrícolas en general no están saturados y se han reportado pérdidas entre el 16 y 60 % del COS por efecto de la agricultura (Moron, 2009, Berhongaray et al., 2013). Por otra parte, Díaz et al. (2009) encontraron el COS como la principal variable responsable de las pérdidas en rendimiento de trigo, cebada, girasol y sorgo (75 % de pérdida cuando se redujo 1 % el contenido de C) y, recientemente, Etchegoimberry (2019) reportó el COS como la principal limitante del rendimiento en el 40 % del área estudiada, determinando un valor de 3,4 % COS (0-0,10 m) por encima del cual el rendimiento de soja, cebada y maíz no se vio afectado.

En ausencia de erosión, la salida más importante en el balance de COS en un sitio depende de la tasa de mineralización (k) del COS. La k depende de varios factores como el clima (temperatura y humedad), las propiedades del suelo y las características de la vegetación (Chen et al., 2014), el manejo (Leifeld et al., 2011) y la actividad de los microorganismos (Kuzyakov, 2006). Otras investigaciones proponen que también puede ser modificada por el ingreso de residuos que difieren en cantidad y calidad, proceso conocido como *priming*, que es un aumento de la tasa de mineralización del COS estabilizado, luego del ingreso al sistema de grandes cantidades de residuos de baja calidad (alta C:N), a partir de un aumento en la actividad microbiana (Fontaine et al., 2007, Blagodatskaya y Kuzyakov, 2008, Paterson y Sim, 2013).

El objetivo de este trabajo fue estimar el balance de COS en un sistema de agricultura continua en siembra directa, luego de la conversión desde un pastizal natural, en ausencia de procesos erosivos, utilizando la ecuación de Hénin y Dupuis (1945). Para lograr este objetivo se utilizaron datos históricos y se colectaron muestras nuevas de un experimento de larga duración instalado en la EEMAC (Estación Experimental Mario Alberto Cassinonni). El objetivo específico fue estimar en la secuencia de cultivos del experimento la k como consecuencia de cambios en la cantidad y calidad de residuos. Para esto se plantearon dos hipótesis que guiaron el trabajo: i) el contenido de COS será mayor en secuencias de cultivos con mayores ingresos de C, ya que estos aportes contribuirán con mayores ingresos de carbono al suelo, independientemente de su calidad y ii) la tasa de mineralización del COS será mayor en los sistemas que incorporen mayor cantidad y peor calidad de residuos, ya que el aporte de residuos, sobre todo los de baja calidad, estimulará la descomposición del COS (efecto *priming*) por el aporte de energía y más aún si contienen pocos nutrientes.

2.3. MATERIALES Y MÉTODOS

2.3.1. Características de experimento

El experimento de larga duración utilizado para este análisis se realizó en el noroeste de Uruguay, a 10 km al sur de la ciudad de Paysandú (31°21'S y 58°02'W), 61 m sobre el nivel del mar. El clima es mesotérmico subhúmedo con una media de temperatura diaria de 25 y 13 °C para verano e invierno, respectivamente, y una media de precipitaciones anual de 1.200 mm distribuida de forma uniforme en el año, pero con una gran variación intra e interanual. El sitio de estudio tiene un suelo fértil, clasificado como Argiudol Típico (United States Department of Agriculture, 1999) con una pendiente menor al 1 %. Los datos utilizados en este trabajo son parte de un experimento que comenzó en

abril de 2007 con la preparación del suelo para la posterior siembra de cultivos de maíz y soja en monocultivo en siembra directa y se repitió por 10 años (Figura 2.1.) (Para más información del uso de suelo ver Mazzilli et al., 2014.)

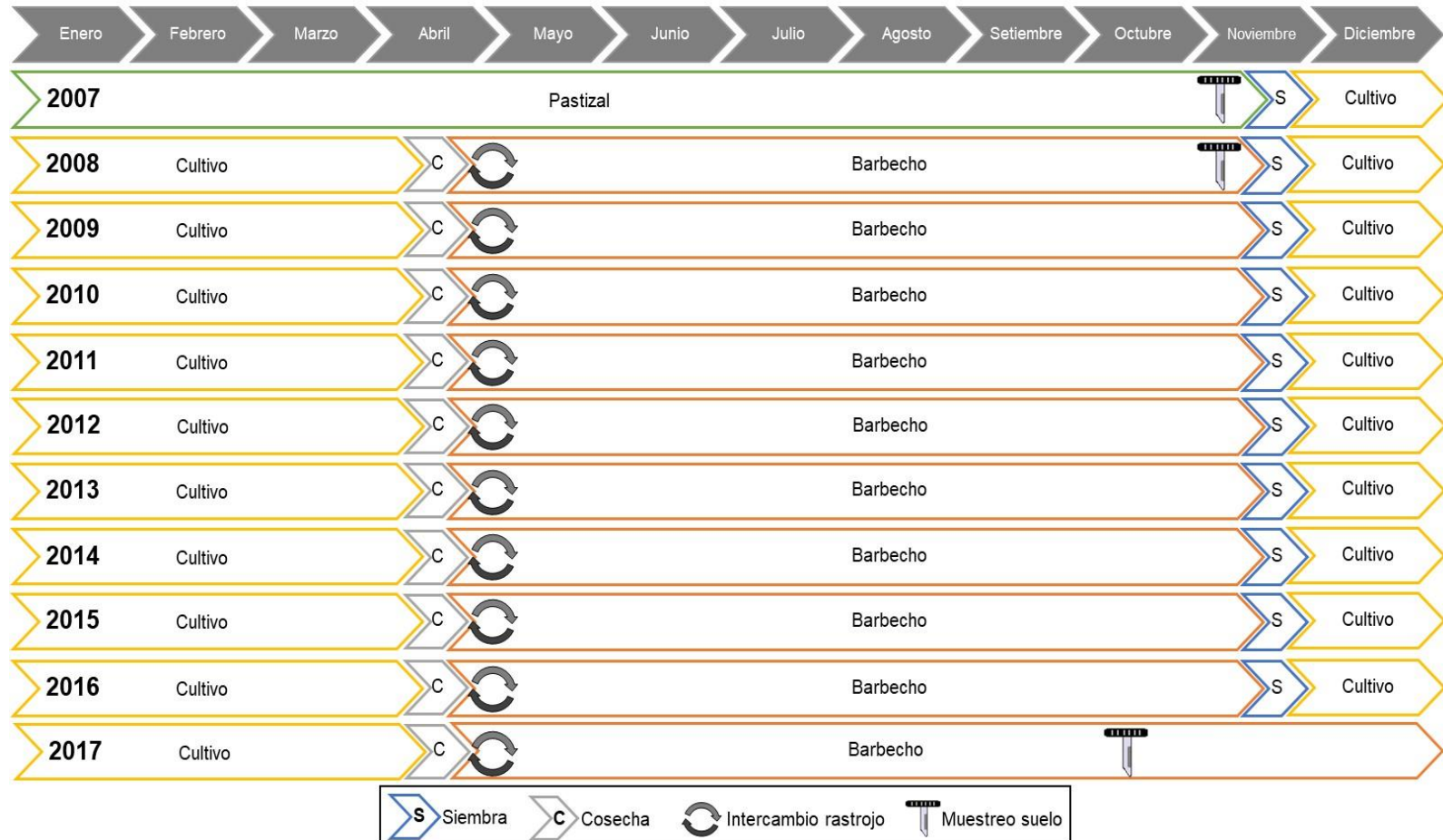


Figura 2.1. Secuencia de 10 zafas realizada en el experimento, partiendo de pastizal natural, indicando momento de muestreo de suelo, siembra y cosecha de cultivos (maíz y soja) e intercambio de rastrojos de éstos.

El experimento fue instalado de manera de tener 4 tratamientos sorteados al azar en un diseño de bloques con 3 repeticiones (12 parcelas). Los tratamientos fueron: maíz continuo (Maíz/Maíz), soja continua (Soja/Soja), e intercambio de rastrojos en el cual la biomasa aérea fue intercambiada luego de la cosecha entre parcelas de soja y maíz, resultando un tratamiento con ingresos de C aéreo de soja y subterráneo de maíz (Soja/Maíz) y un tratamiento complementario con ingresos de C aéreo de maíz y raíces de soja (Maíz/Soja). En las parcelas de intercambio de rastrojos, la biomasa aérea de soja y maíz, cada año fue removida e intercambiada manualmente (Figura 2.2.).

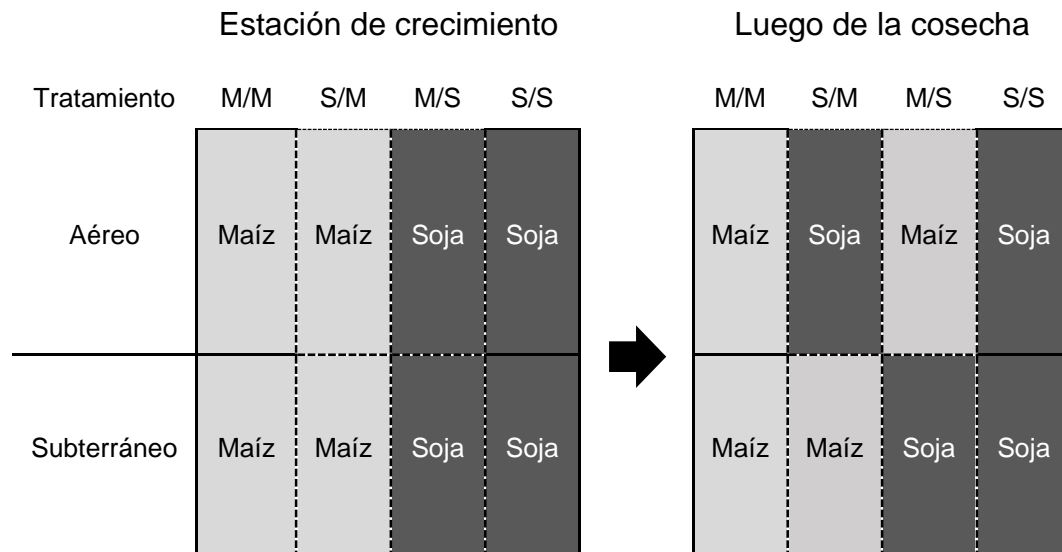


Figura 2.2. Esquema de los tratamientos en la estación de crecimiento y luego del intercambio de rastrojo. Los tratamientos incluyen maíz (M) y soja (S) como parte aérea y subterránea (aéreo/subterráneo).

El área experimental fue inicialmente tratada (abril 2007) con glifosato a una dosis de 3,0 kg i.a. ha⁻¹ y subsecuentemente a dosis de 1,5-2,0 kg i.a. ha⁻¹ dependiendo del nivel de malezas y las condiciones climáticas. Los

cultivos fueron sembrados entre fines de noviembre y principios de diciembre de cada año. Herbicidas pre y posemergentes fueron aplicados en todos los tratamientos para controlar malezas cuando fue necesario y los insectos y enfermedades fueron controlados químicamente a partir del monitoreo regular de poblaciones. Previo a la siembra, cada año, todas las parcelas fueron fertilizadas con 150 kg ha^{-1} de fosfato de di-amónico (27 kg N ha^{-1} y 30 kg P ha^{-1}). Al estadio de 6 hojas (V6) todas las parcelas de maíz fueron aplicadas con 69 kg ha^{-1} de N usando como fuente urea. Todos los cultivos fueron manejados en siembra directa en parcelas de $30,0 \times 5,2 \text{ m}$ con un distanciamiento entre filas de $0,52 \text{ m}$.

2.3.2. Muestreos y determinaciones

Para esta tesis se ordenaron y reanalizaron las determinaciones de biomasa y rendimiento de los cultivos realizadas durante las 10 estaciones de crecimiento que duró el experimento (Mazzilli et al., 2014). En todos los años se evaluó el rendimiento en grano y la biomasa aérea de cada parcela luego de la madurez fisiológica de los cultivos a partir de la cosecha de 2 metros de 2 filas centrales al medio de la parcela ($2,08 \text{ m}^2$), lo que permitió calcular el índice de cosecha (IC) (Cuadro 2.1.). En las zafras 2007-2008 y 2008-2009 se midió la biomasa subterránea obteniendo la proporción de raíces en diferentes estratos ($0,05$, $0,10$, $0,20$ y $0,30 \text{ m}$), lo que permitió calcular la relación aéreo/subterráneo (Mazzilli et al., 2014, Mazzilli et al., 2015) (Cuadro 2.1.).

Cuadro 2.1. Variables productivas de los cultivos y descriptoras del suelo para cada tratamiento del experimento. Los datos de los cultivos son el promedio para toda la duración del experimento (2007-2017). Los valores de suelo son para la profundidad 0-0,30 m.

	Maíz		Soja	
	Maíz/Maíz	Soja/Maíz	Maíz/Soja	Soja/Soja
Rendimiento (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹)	7,8 ± 0,40	8,5 ± 0,40	2,7 ± 0,20	2,6 ± 0,20
Biomasa aérea (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹)	10,5 ± 0,60	4,5 ± 0,60	10,9 ± 0,60	4,5 ± 0,60
Índice cosecha	0,44 ± 0,01	0,46 ± 0,02	0,38 ± 0,01	0,37 ± 0,01
B. subterránea (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹)	2,2 ± 0,01	2,3 ± 0,01	0,9 ± 0,01	0,9 ± 0,01
Relación aéreo/subterráneo	7,0 ± 0,50		6,9 ± 0,50	
Ingreso de C ^a (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹)	5,4 ± 0,30	3,1 ± 0,30	5,2 ± 0,30	2,6 ± 0,30
Arcilla (%)	27 ± 2,70			
Arena (%)	23 ± 2,30			
DAP inicial (T0) (g cm ⁻³)	1,13 ± 0,03			
DAP final (T10) (g cm ⁻³)	1,38 ± 0,04	1,32 ± 0,03	1,29 ± 0,04	1,27 ± 0,04
Carbono inicial (T0) (%)	1,93 ± 0,08			
Carbono final (T10) (%)	1,81 ± 0,12	1,85 ± 0,06	1,86 ± 0,02	1,78 ± 0,07

^a Suma de residuos aéreos y subterráneos, DAP: Densidad aparente, T0: Inicio de experimento, T10: fin de experimento.

Para determinar la biomasa de C de los residuos de los cultivos (Cv) que aportaron los tratamientos (Cuadro 2.1.), primero fue necesario calcular la biomasa de residuos subterráneos para los años donde no se midió a campo (2009-2010 a 2016-2017). Para esto se utilizó la relación aéreo/subterráneo calculada en los primeros dos años. La biomasa de residuos tanto aérea como

subterránea fue transformada a C utilizando las concentraciones de C para la parte aérea y subterránea de maíz, 440 g kg⁻¹ y 372 g kg⁻¹, respectivamente, y para la parte aérea y subterránea de soja, 500 g kg⁻¹ y 385 g kg⁻¹, respectivamente (Mazzilli et al., 2014).

Para estimar la DAP tanto a inicio de experimento (T0 = 2007) como al final del experimento (T10 = 2017) se sacaron muestras de suelo con un calador, de volumen conocido (diámetro = 1,7 cm), que fueron pesadas en fresco y secadas a estufa a una temperatura de 105 °C (el mismo procedimiento que había sido realizado en 2007). El muestreo se realizó a 4 profundidades: 0-0,05; 0,05-0,10; 0,10-0,20 y 0,20-0,30 m, siendo cada muestra compuesta por 20 submuestras dentro de cada parcela. Para estimar el contenido de C y la ¹²C/¹³C, en el año 2007 se analizaron las muestras en un analizador elemental de C-N (Carlo Erba, modelo NA 1500, Milán, Italia) acoplado a un espectrómetro de masas (modelo Fisons Optima; Fisons Middlewich-Cheshire, Reino Unido) en el Laboratorio de Isótopos Ambientales de Duke (DEVIL), Universidad de Duke, Estados Unidos (Mazzilli et al., 2014) y las muestras colectadas para esta tesis en el año 2017 se analizaron con un espectrómetro de masas en la Universidad de California, Davis, EE. UU.

2.3.3. Contenido de carbono orgánico del suelo y saturación de carbono

Para estimar el contenido de COS (Mg ha⁻¹) se utilizaron datos de %C y DAP a inicio de experimento (T0 = 2007) y los datos recabados de las muestras colectadas al final del experimento (T10 = 2017). Este cálculo fue realizado para cuatro profundidades (0-0,05; 0-0,10; 0-0,20 y 0,30 m). El contenido de COS fue ajustado a masa constante de suelo, tomando como referencia el suelo en el T0, por lo que se ajustó la profundidad de la última capa de suelo de manera de que todos los tratamientos se compararan a la misma masa de suelo (Davidson y Ackerman, 1993). Para calcular el

coeficiente de saturación se utilizó la ecuación planteada por Hassink y Whitmore (1997) que calcula el carbono potencial que podría tener un suelo asociado a la fracción mineral según su porcentaje de arcilla (COSS (g C kg suelo⁻¹) = 21,1 + 0,037 x arcilla). Para calcular los cambios en el contenido de C, se restó el carbono final (T10) medido experimentalmente al carbono inicial (T0) medido experimentalmente por Mazzilli et al. (2014).

2.3.4. Balance de carbono y estimación de la tasa de mineralización y humificación

El modelo utilizado para estimar el balance de COS, en ausencia de erosión se puede representar con la siguiente ecuación:

$$d\text{COS} / dt = hC_v - K\text{cos} \quad [\text{Eq. 1}]$$

donde COS es el contenido de carbono orgánico en una capa de suelo, t es tiempo (años), C_v es contenido de carbono en la biomasa de los residuos de los cultivos (Mg de C ha⁻¹), h es la tasa de humificación de los residuos (año⁻¹) y k es la tasa de mineralización de COS (año⁻¹) (Hénin y Dupuis, 1945). De esta manera, partiendo del COS inicial (2007) se realizó en cada parcela un balance de paso anual hasta el año 2017. Cabe aclarar que para los cálculos de la DAP a inicio de experimento (2007) se utilizó el valor promedio (de los cuatro tratamientos) por bloque en cada profundidad y a final de experimento (2017) se utilizó el valor de cada parcela (tratamiento) por profundidad. Sabiendo que en el modelo era conocido el COS inicial, la cantidad que ingresó de C como residuos de cultivos (aéreos + subterráneos) y tomando como máximo un h de 0,18 (White et al., 2014), que se encuentra dentro del rango (0,10-0,25) de otras estimaciones reportadas en la literatura (Rasmussen y Collins, 1991, Huggins et al., 1998, Andriulo et al., 1999, Taghizadeh-Toosi,

2014), se procedió a calcular cuatro tasas de mineralización, una para cada tratamiento (Maíz/Maíz, Soja/Maíz, Maíz/Soja y Soja/Soja). Para esto se utilizó la herramienta Solver (Microsoft Excel) que permite buscar el valor óptimo de una celda objetivo, cambiando los valores de las celdas que se utilizaron para calcular la celda objetivo. Se buscaron valores óptimos de k que disminuyeran la suma de cuadrados entre el valor de COS medido experimentalmente (Sección 2.2.3.) y el valor de COS calculado con el modelo a final del experimento. La humificación (h) no pudo ser optimizada debido a que al desconocerse los dos coeficientes (k y h) en el modelo, la relación entre los valores predichos y observados a campo tendrían una coincidencia perfecta, por tanto al ser más reportados los valores de h en la bibliografía se procedió para cada parcela, en cada año simulado a tomar como restricción que no podría estabilizarse más C en el suelo que el permitido por el potencial de secuestro de éste; para esto se disminuyó el valor de h cuando el valor de COS superó el valor de saturación. Conjuntamente, cuando el valor de saturación calculado mediante la ecuación de Hassink y Whitmore (1997) al inicio del experimento fue menor que el medido experimentalmente, se asumió como saturación el valor de campo.

La evaluación del modelo se realizó comparando la salida generada contra los datos reales, que representan el sistema simulado. Para ello se seleccionaron los siguientes indicadores cuantitativos para medir el rendimiento del modelo: la raíz del cuadrado medio del error (RCME), el cociente entre la RCME y la media observada (ReRCME) y el índice de ajuste (IdA) propuesto por Willmott (1981). Para este último, el valor 1 indica una coincidencia perfecta y 0 indica que no hay acuerdo en absoluto, y se considera como aceptable un valor superior a 0,5.

2.3.5. Análisis estadístico

El efecto de los tratamientos sobre el rendimiento en grano de los cultivos, el ingreso de residuos e ingreso de C de los residuos fue analizado utilizando un ANOVA con medidas repetidas en el tiempo, con los tratamientos de Maíz/Maíz, Soja/Maíz, Maíz/Soja y Soja/Soja como tratamiento principal, realizando análisis para cada tiempo (años) de muestreo. Se compararon los rendimientos de los diez años, según tratamiento, para cada cultivo (maíz y soja). Para esto se construyó una gráfica por cultivo en la que se colocó en el eje de las ordenadas el rendimiento de los tratamientos sin intercambio de rastrojos (Soja/Soja y Maíz/Maíz) y en el eje de las abscisas, el rendimiento de los tratamientos de intercambio (Soja/Maíz y Maíz/Soja), donde los puntos que se ubicaron sobre la línea 1:1 no mostraron diferencias entre tratamientos. Para DAP, contenido de COS, C humificado y h, los cuales fueron obtenidos por parcela, se evaluaron las diferencias entre tratamientos utilizando un análisis de varianza simple y para la separación de medias se utilizó el procedimiento de mínimas diferencias significativas. Para la saturación se analizó la diferencia entre tratamientos utilizando un análisis de varianza simple para cada profundidad a fin de experimento (T10). Además se analizó, para cada tratamiento, la diferencia respecto al inicio del experimento (T0) en cada profundidad. Todos los análisis estadísticos fueron realizados con el software Infostat 2019.

2.4. RESULTADOS

2.4.1. Rendimiento e ingreso de residuos aéreos y subterráneos

El rendimiento del cultivo de maíz fue en promedio un 8 % mayor en el tratamiento mezcla de Soja/Maíz (parte aérea de soja), respecto al tratamiento puro de Maíz/Maíz ($P < 0,0843$), sin observarse una interacción significativa entre año y tratamiento ($P < 0,2588$) (Cuadro 2.1) (Figura 2.3c). En un total de 7 de 10 años, cuando el cultivo de maíz creció sobre parte aérea de soja (Soja/Maíz), los rendimientos fueron mayores en términos absolutos (Figura 2.3a). En contraparte, para el cultivo de soja no se observaron cambios relevantes entre tratamientos ($P < 0,8387$) (Cuadro 2.1; Figura 2.3b) ni interacción entre año y tratamiento ($P < 0,0654$) (Figura 2.3c).

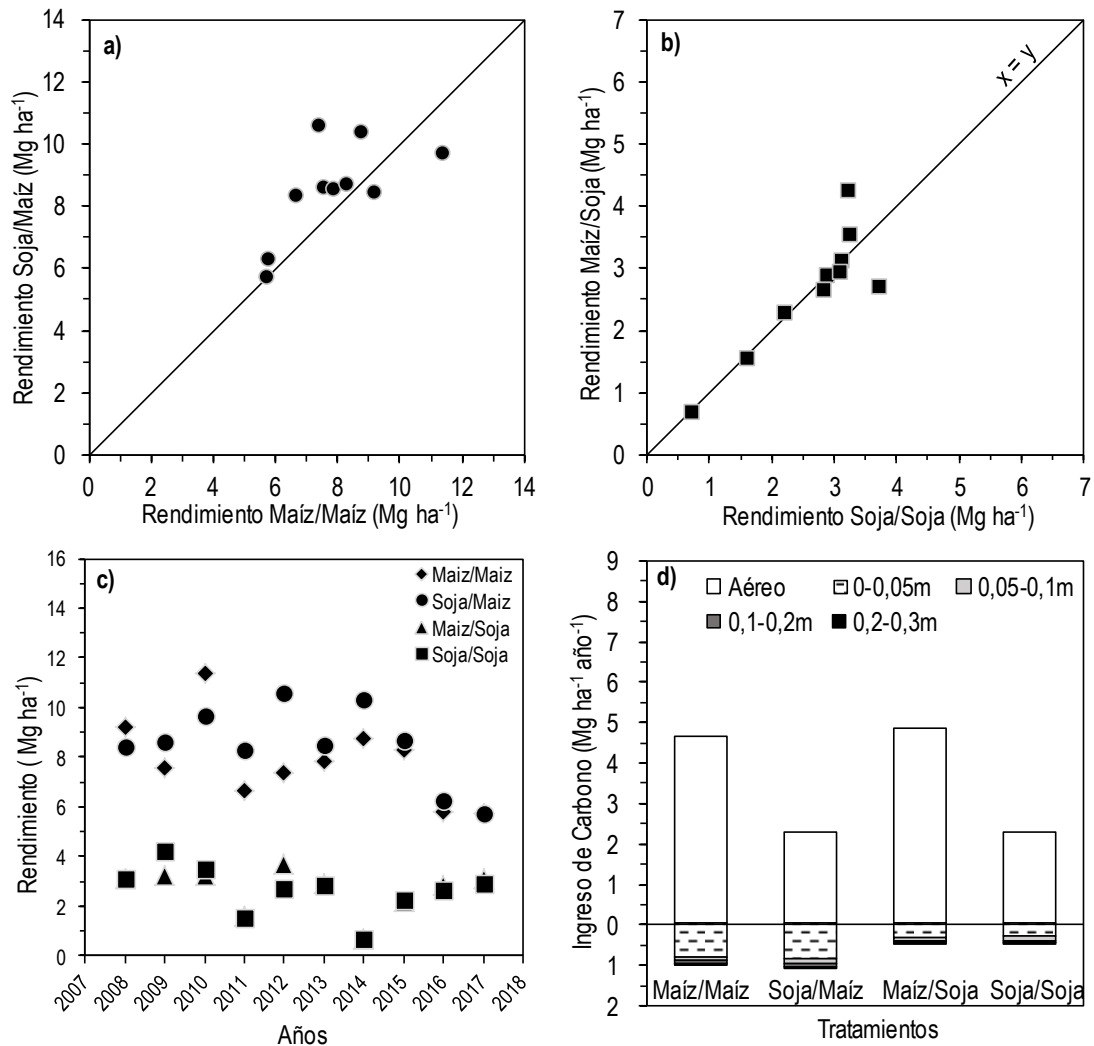


Figura 2.3. a) Relación entre el rendimiento de maíz en los tratamientos de intercambio de rastrojo (eje y) y los tratamientos sin intercambio de rastrojo (eje x) para los 10 años. b) Relación entre el rendimiento de soja en los tratamientos de intercambio de rastrojo (eje y) y los tratamientos sin intercambio de rastrojo (eje x) para los 10 años. c) Rendimiento de maíz y soja para cada año, según tratamiento. d) Ingreso anual de carbono aéreo y subterráneo (0-0,3 m), según tratamiento.

Se encontraron diferencias significativas ($P < 0,0001$) en los ingresos de residuos según el tratamiento. Los tratamientos sin intercambio de rastrojos (Maíz/Maíz y Soja/Soja) presentaron los valores extremos, siendo en términos medios $12,7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para el tratamiento Maíz/Maíz y $5,4 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para Soja/Soja. El ingreso para los tratamientos de intercambio de rastrojo fue de $11,8 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para Maíz/Soja y $6,9 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para Soja/Maíz. Con respecto a los ingresos de carbono, se mantienen las diferencias ($P < 0,0001$) con el mismo orden encontrado para el ingreso de residuos, debido a que la concentración de C en los tejidos vegetales de maíz y soja varía aproximadamente 8 % (408 vs. 442 g kg^{-1}); por tanto, los tratamientos sin intercambio (puros, de acá en adelante) en términos medios tuvieron $5,4 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $2,6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para Maíz/Maíz y Soja/Soja, respectivamente. Los ingresos de carbono para los tratamientos de intercambio fueron de $5,2 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para Maíz/Soja y $3,1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para Soja/Maíz (Figura 2.3d).

2.4.2. Contenido de carbono orgánico del suelo y saturación de carbono

En todos los tratamientos existió una pérdida de COS en los primeros 0,30 m del perfil ($P = 0,0124$), pero no se encontraron diferencias significativas ($P = 0,7614$) en las pérdidas entre los cuatro tratamientos, es decir que el tratamiento no modificó el COS luego de 10 años, aunque éste fue siempre inferior que el inicial (T0). Para las profundidades de 0-0,05, 0-0,10 y 0-0,20 m, no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos con $P < 0,9698$, $P < 0,8756$ y $P < 0,7832$ respectivamente (Figura 2.4). Sin embargo, se observó una tendencia a que los tratamientos de intercambio de rastrojos (Soja/Maíz y Maíz/Soja) perdieran menos carbono que los tratamientos puros (Soja/Soja y Maíz/Maíz) (Figura 2.4). La DAP en el inicio del experimento (T0) fue $1,13 \text{ g cm}^{-3}$ y luego de 10 años se registró un aumento significativo ($P < 0,001$) promedio en la media de todos tratamientos ($1,32 \text{ g cm}^{-3}$), sin

diferencias significativas ($P < 0,0977$) entre tratamientos al final del experimento (T10) (Figura 2.5).

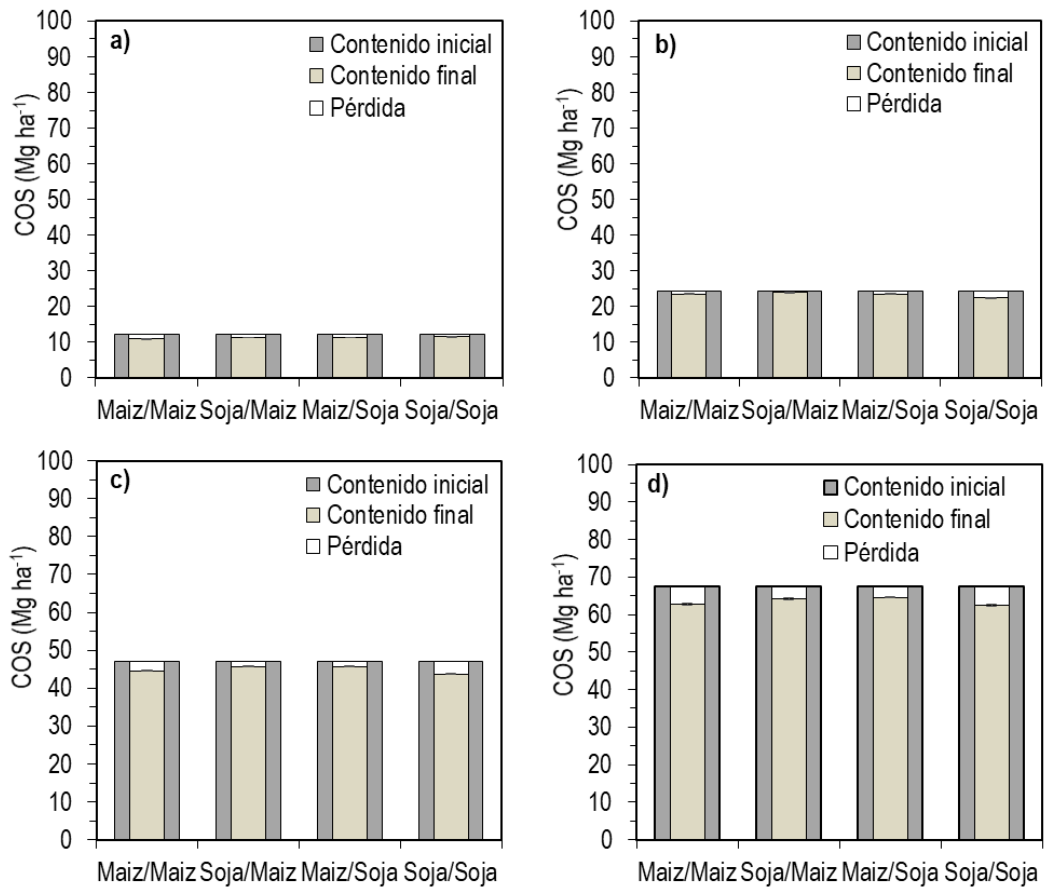


Figura 2.4. Contenido inicial de carbono orgánico del suelo (COS), contenido final de COS y pérdida de COS por tratamiento para las profundidades: a) 0-0,05 m; b) 0-0,10 m; c) 0-0,20 m; d) 0-0,30 m.

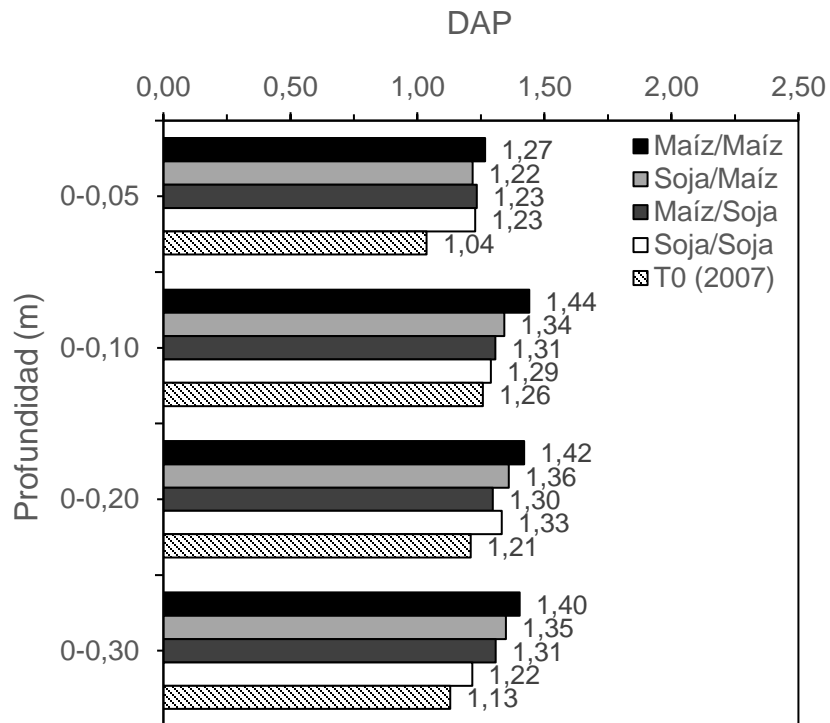


Figura 2.5. Variación en profundidad de la densidad aparente (DAP). La barra con trama corresponde al valor de DAP a inicio del experimento (T0).

Por otro lado, la saturación de C al final del experimento no tuvo diferencias entre tratamientos para las cuatro profundidades analizadas, 0-0,05 m ($P < 0,4360$), 0-0,10 m ($P < 0,3927$), 0-0,20 m ($P < 0,2646$) y 0-0,30 m ($P < 0,2044$) (Figura 2.6a). La diferencia en el nivel de saturación entre el inicio y fin de experimento tampoco tuvo diferencias entre tratamientos para 0-0,05 m ($P < 0,4103$), 0-0,10 m ($P < 0,3922$), 0-0,20 m ($P < 0,2646$) y 0-0,30 m ($P < 0,2202$) (Figura 2.6b).

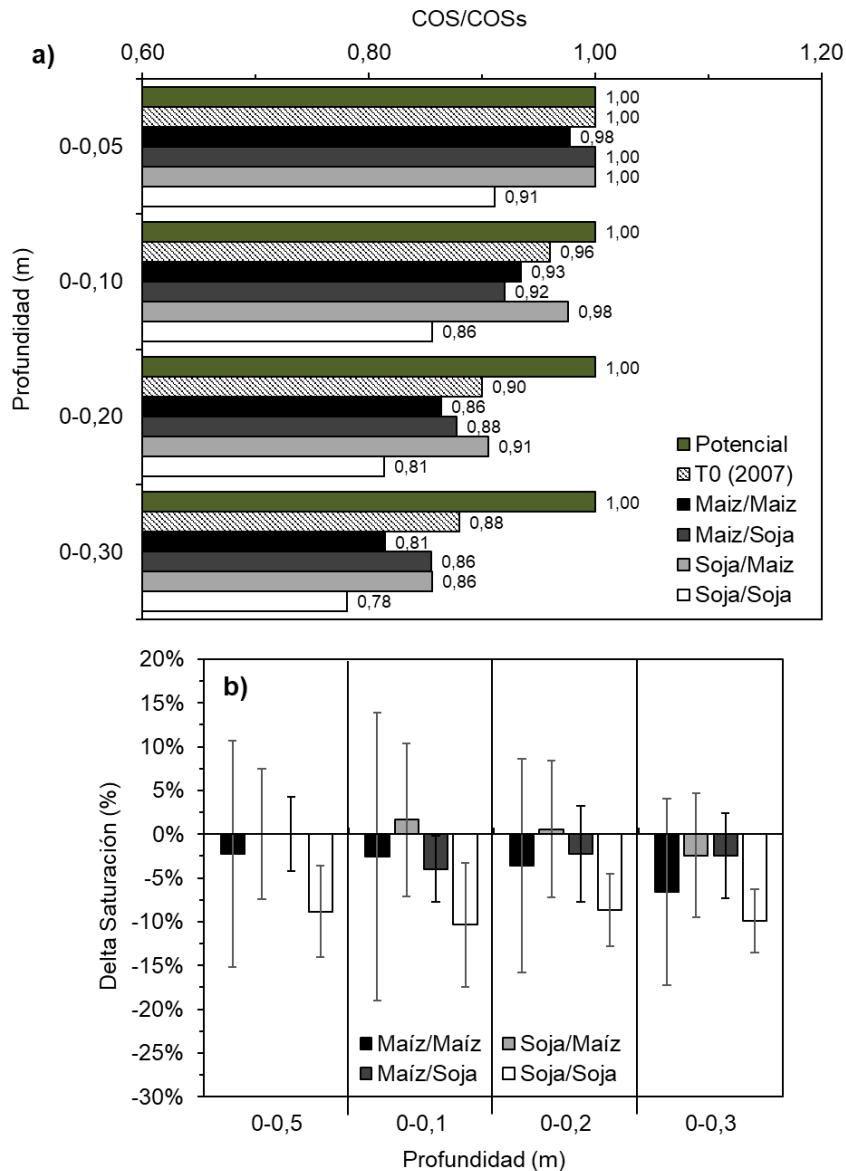


Figura 2.6. a) Variación en profundidad de los contenidos de carbono orgánico del suelo (COS) con respecto a la saturación estimada (COSs). En el panel a) la barra rayada corresponde al valor de COS a inicio del experimento (T0). El valor 1 (barra verde) corresponde al carbono potencial que podría tener el suelo según el porcentaje de arcilla (Hassink y Whitmore, 1997). En el panel b) se muestra la diferencia en el porcentaje de saturación entre cada tratamiento al final del experimento (T10) respecto a la saturación al inicio (T0), para las cuatro profundidades analizadas.

2.4.3. Balance de carbono y estimación de la tasa de humificación y mineralización

Los valores de h estimados según la Eq 1 no variaron entre tratamientos ($P < 0,4490$), con un valor promedio de 0,175 para los primeros 0,05 m. Para las restantes profundidades el valor promedio de h fue 0,18 en todos los tratamientos. En función de estos valores de h , la cantidad de carbono humificado en los primeros 0,30 m de profundidad fue de 954 kg ha⁻¹ año⁻¹ para los tratamientos con parte aérea de maíz y 516 kg ha⁻¹ año⁻¹ para los tratamientos con parte aérea de soja ($P < 0,0003$). El modelo ajustado mostró valores buenos de índice de ajuste (IdA) de 0,47, 0,67, 0,55, 0,55 y valores del cociente entre la raíz del cuadrado medio del error (RCME) y la media observada (RelRCME) de 12, 9, 6 y 7 % para las profundidades 0,05, 0,10, 0,20 y 0,30 m, respectivamente (Figura 2.7).

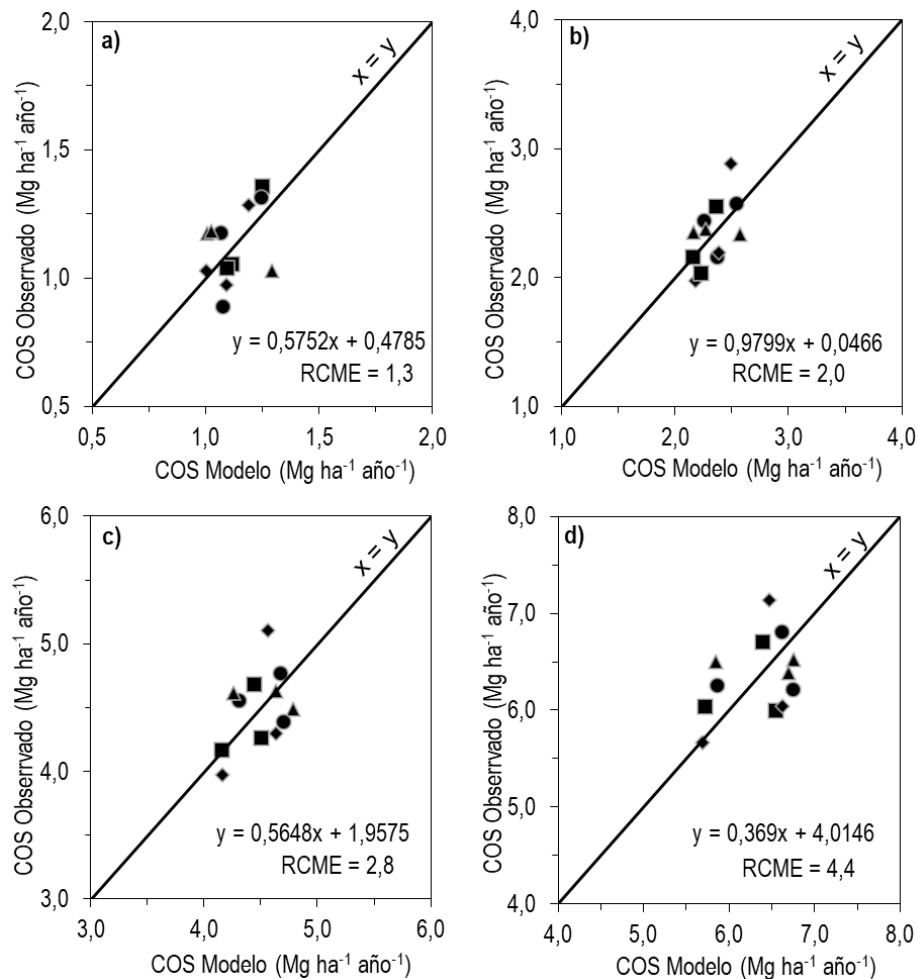


Figura 2.7. Relación entre el contenido de carbono orgánico del suelo (COS) estimado con el modelo y el COS observado, para las profundidades: a) 0-0,05 m; b) 0-0,10 m; c) 0-0,20 m; d) 0-0,30 m. Se pueden observar los distintos tratamientos: \blacklozenge Maíz/Maíz, \bullet Soja/Maíz, \blacktriangle Maíz/Soja y \blacksquare Soja/Soja.

Las k estimadas fueron mayores en los primeros 0,05 m (Figura 2.8a) y además variaron entre los distintos tratamientos, según el aporte de la parte aérea del cultivo, siendo valores mayores cuando la parte aérea fue de maíz y menores cuando fue de soja (Figura 2.8b). Además, en los dos tratamientos con parte aérea de soja se cuantificó, para los primeros 0,05 m, un efecto de la parte subterránea, donde la k fue mayor cuando hubo raíces de maíz (h fue

mayor en soja/maíz que en soja/soja) (Figura 2.8b). Se observó un efecto similar al comparar igual cantidades de residuos subterráneos, es decir al comparar los tratamientos con raíces de soja entre sí o los de raíces de maíz entre sí, en donde se observó que siempre tuvieron mayores valores de k los tratamientos con parte aérea de maíz (Figura 2.8b). Estas diferencias tendieron a desaparecer en la medida que se evaluaron capas de suelo más profundas.

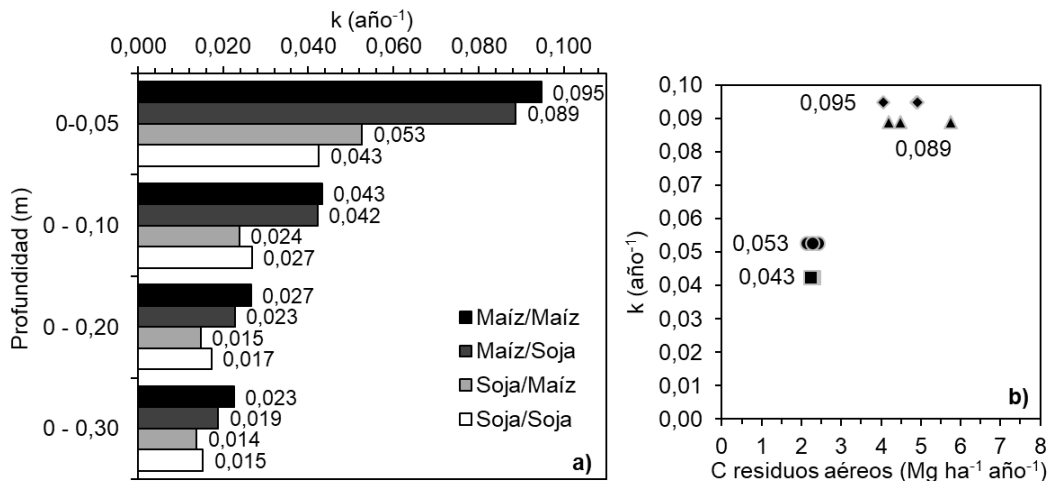


Figura 2.8. a) Tasa de mineralización estimada (k) según tratamiento a distintas profundidades y b) k según tratamiento en función de la cantidad de carbono de los residuos aéreos para los primeros 0,05 m. Se pueden observar los distintos tratamientos: ◆Maíz/Maíz, ●Soja/Maíz, ▲Maíz/Soja y ■Soja/Soja.

2.5. DISCUSIÓN

Los tratamientos de intercambio de rastrojos no generaron cambios mayores en el rendimiento de soja (Figura 2.1b), pero sí afectaron los rendimientos de maíz (Figura 2.1a). Para este cultivo, los mayores rendimientos fueron obtenidos en el tratamiento de intercambio de rastrojo, en el cual el cultivo fue sembrado en parcelas con parte aérea de soja. Este efecto puede atribuírsele al aporte de nitrógeno (N) de los residuos aéreos de soja, ya que al ser de alta calidad (baja relación C:N) tiene una descomposición más rápida que el rastrojo de maíz debido a un aumento de la actividad biológica del suelo (Andrade et al., 2000). La fertilización en el experimento fue la misma para maíz en los dos tratamientos (Maíz/Maíz y Soja/Maíz), generando una entrada como fertilizante de $96 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y la salida mediante extracción del cultivo fue, en términos medios, $118 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, lo que arroja un balance aparente de $-22 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (IPNI, 2007). Por otra parte, considerando la cantidad de residuos de los dos tratamientos (Cuadro 2.1), el aporte medio de nitrógeno en forma de rastrojo, sin considerar pérdidas, fue de $129 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para Soja/Maíz y $59 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para Maíz/Maíz; por tanto, es razonable considerar que el mayor rendimiento de maíz en el tratamiento Soja/Maíz es consecuencia de un mayor aporte de nitrógeno. Sumado a esto, el tratamiento puro (Maíz/Maíz) tuvo mayor cantidad de rastrojo de baja calidad, lo que pudo estar favoreciendo la inmovilización de N en el suelo, disminuyendo su disponibilidad para las plantas (Quemada y Cabrera, 1995, Myers et al., 1997).

La agricultura modifica la PPN respecto a las pasturas perennes y, por ende, el ingreso potencial de C al suelo, ya que a esta PPN se le debe restar lo que se va del sitio en el grano producto de la cosecha (Janzen, 2004). Esto explica la pérdida de COS en los primeros 0,30 m, disminuyendo el contenido, en un sistema de conversión de pastizales a agricultura continua a pesar de

haber sido manejado en siembra directa por 10 años. Este efecto se ve agravado en este experimento, ya que las secuencias planteadas fueron monocultivos, tanto de maíz como de soja, pasando el invierno bajo barbecho, disminuyendo así la PPN por una menor longitud de la estación de crecimiento. En 7 meses del año no hubo vegetación que fijara CO₂; desaprovechando 784 mm año⁻¹ de agua de lluvia y no se capturaron potencialmente unos 2.964 MJ m⁻² año⁻¹. En ausencia de erosión los ingresos de C de los residuos de cosecha no fueron suficientes para mantener los niveles iniciales de COS, lo que llevaría a pérdidas en la fertilidad del suelo si tomamos el COS como indicador de esta propiedad, que traería consigo nuevas disminuciones en productividad de los cultivos y nuevas pérdidas de niveles de COS (Galantini et al., 2007, West et al., 2010, De Paepe y Álvarez, 2016, Ernst et al., 2016). Sin embargo, en los 10 años del experimento no se observó una pérdida paulatina del rendimiento en ninguno de los cultivos, ya que la variación en rendimiento entre años estuvo asociada principalmente al clima de cada año. La PPN también difiere según el cultivo que estemos considerando, aérea o subterránea (Bolinder et al., 2007); por este motivo es que respecto al tratamiento Soja/Soja, que fue el de menores ingresos de residuos de biomasa y carbono (sin grano), el tratamiento soja/maíz fue 1,26 veces mayor, el tratamiento maíz/soja, 2,2 veces y el tratamiento puro de maíz, 2,4 veces, siendo el maíz el cultivo que presentó mayores niveles de PPN tanto aérea como subterránea.

A pesar de las diferencias en la PPN, la DAP no se diferenció estadísticamente entre tratamientos al final del experimento, pero sí se observó una compactación luego de 10 años en todos los tratamientos en comparación con la situación inicial de pastizales, posiblemente por el menor aporte de C que hacen los cultivos anuales de masa de raíces, que es de tres a siete veces menor que las de especies perennes (García-Prechac, 1992, Mapfumo et al., 2002). Por este motivo es importante remarcar que los cálculos

del contenido de carbono se realizaron a masa constante para evitar sobreestimaciones en el contenido de cada parcela (Davidson y Ackerman, 1993). Si bien esta compactación influye directamente sobre la PPN, generando una disminución en el largo plazo, debido a que está estrechamente relacionada con propiedades del suelo como el ingreso, movimiento y almacenamiento de agua, la aireación y la profundidad de arraigamiento, en el experimento no se observó una disminución en la PPN, probablemente porque la duración de aquel no fue lo suficientemente larga como para que sean detectados.

Los cambios observados en la PPN entre tratamientos tampoco generaron modificaciones detectables, entre ellos, en las pérdidas de C, las cuales equivalen a entre un 0,4 y 0,7 % por año del COS medido al inicio del experimento ($67,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ en promedio) a 0,30 m de profundidad. Con las k estimadas, sería necesario entre 33 a 53 años para que disminuyera un 1 % la concentración del COS en ese estrato. Si bien para este trabajo se estratificó el perfil del suelo y los muestreos fueron emparejados en el tiempo tratando de reducir la incertidumbre en la estimación del contenido de carbono (Heim et al., 2009), los valores antes mencionados dan una pauta del tiempo que llevan los procesos ocurridos en el suelo y la dificultad que esto trae para poder detectar cambios. No obstante, esas pérdidas anuales de C en los cuatro tratamientos equivaldrían a entre 1 y $1,7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de CO_2 , lo cual es importante en términos de almacenaje de carbono en el suelo y de emisiones de GEI.

Las diferencias entre tratamientos respecto a la PPN no generaron cambios en el contenido de COS, ya que ese mayor aporte de carbono estuvo acompañado de mayores valores de k . Se observó un efecto *priming* (Fontaine et al., 2007, Blagodatskaya y Kuzyakov, 2008, Paterson y Sim, 2013) en el experimento en los primeros 0,05 m en donde la k fue mayor para los tratamientos que tuvieron residuos aéreos de maíz (alta C:N). Este efecto se

fue perdiendo en las capas más profundas del suelo, algo esperable, ya que las condiciones que favorecen la actividad microbiana van empeorando a medida que aumenta la profundidad. Sumado a esto, en los primeros centímetros también es donde se acumulan la mayor cantidad de residuos (aéreos + subterráneos). Estos valores están en línea con los reportados previamente por Mazzilli et al., (2015) en este sitio, que encontró que la mineralización del COS fue el doble bajo maíz ($0,06 \text{ año}^{-1}$) que bajo soja ($0,03 \text{ año}^{-1}$) para la fracción MOAM (materia orgánica asociada a minerales) en los primeros 0,05 m. No obstante, luego de determinado punto, el aumento en la mineralización por aumento en la cantidad de C es cada vez menor (Figura 2.8.b) (Blagodatskaya y Kuzyakov, 2008).

Los niveles de saturación fueron altos al final del experimento y eran aún más altos al inicio del experimento (T0), lo que es resultado de un período de 15 años de pastizales, en el que es esperable que el aporte de carbono al sistema fuera alto (Mapfumo et al., 2002, Dupont et al., 2014). Según Pravia et al. (2019), cuando el suelo se acerca al valor de saturación (Hassink y Whitmore, 1997) disminuye h y aumenta k , efecto que pudo manifestarse en los tratamientos puros, donde el suelo está más saturado para Maíz/Maíz que para Soja/Soja, sobre todo en las primeras capas analizadas, en las cuales se da que la k es mayor en las parcelas de maíz.

Finalmente, se logró un buen ajuste del modelo para estimar el balance de COS a lo largo del tiempo, con un IdA de 0,55 y una $ReIRCME$ de 8 %, en promedio, para las cuatro profundidades, lo cual se considera aceptable para el uso de un modelo relativamente simple. Se considera que fue correcto realizar el balance hasta 0,30 m, ya que a esa profundidad se encuentra la mayor proporción de COS con el menor coeficiente de variación para distintos tipos de suelos (Grünenberg et al., 2010) y la mayor proporción de raíces de los cultivos, entre 60 y 95% de la biomasa total de raíces, dependiendo de la profundidad total del perfil del suelo (Bolinder et al., 2007). En adición a esto,

el modelo ajustó mejor a esta profundidad que a 0,05 m, posiblemente por el efecto que tiene el *priming* sobre la mineralización. Podemos afirmar, entonces, que este modelo simple permitió predecir de manera adecuada la dinámica del COS, aportando información sobre las tasas de k y h, siendo razonable haber encontrado valores de k más variables respecto a los valores de h. Tener un modelo de este tipo ayuda a comprender los procesos ocurridos en el suelo, ya que los parámetros generados permitirán estimar el balance de COS en otros sistemas, lo que de otra manera llevaría tiempo debido a la lentitud con la que ocurren los cambios en el suelo y los costos que esto trae aparejado.

2.6. CONCLUSIONES

Los resultados son concluyentes en cuanto a una disminución del stock de carbono orgánico del suelo en sistemas en los que se convierten pastizales naturales a agricultura continua bajo siembra directa. Estos resultados parecen ser explicados por los menores ingresos de residuos al sistema, derivados de una menor PPN subterránea. Secuencias de cultivos con mayores ingresos de carbono por un mayor aporte de residuos al sistema pueden ser contrarrestadas por un aumento de la tasa de mineralización del COS (k) en las capas superficiales del suelo si se trata de residuos de baja calidad (alta C:N, como en el caso del Maíz). En contraposición, cultivos con menores ingresos a través de residuos no siempre suponen mayores pérdidas de COS, principalmente si son residuos de mejor calidad (baja C:N, como la soja), lo que provoca una disminución en k. En este experimento los cultivos de maíz con altos aportes de biomasa de baja calidad mantuvieron la humificación de los residuos en niveles similares a la soja y, por lo tanto, ingresaron mayores cantidades de C al suelo, pero aumentaron la mineralización del C y las salidas de C desde el suelo. Por otro lado, los cultivos de soja tuvieron humificaciones

similares al maíz, lo cual provocó ingresos menores de C al suelo (por su bajo aporte de residuos), pero presentaron menores tasas de descomposición (k) que los cultivos de maíz, disminuyendo así las salidas de C desde el suelo. En definitiva, tanto la calidad como la cantidad de los ingresos de residuos de cultivos al suelo determinaron la acumulación de COS.

La saturación tiene un papel importante en el secuestro de C, operando tanto sobre la h como en la k , en la medida en que suelos más alejados de su nivel de saturación tienen más posibilidades de secuestrar C y, por lo tanto, contribuir a la disminución de GEI. Por último, es importante señalar que realizar experimentos que tengan en cuenta la relación de saturación (COS suelo actual/COS saturación) y los cambios que ésta genera sobre la h y la k , así como determinar valores de h de residuos para los distintos cultivos, serían necesarios para continuar agregando información que ayude a un mejor entendimiento del balance de carbono orgánico del suelo y de los procesos que ocurren en él.

2.7. BIBLIOGRAFÍA

- Andrade FH, Aguirrezábal LAN, Rizzalli RH. 2000. Crecimiento y rendimiento comparados. In: Andrade FH, Sadras FO. eds. Bases para el manejo del maíz, girasol y la soja. Balcarce, INTA. pp. 61-90.
- Andriulo A, Guerif J, Mary B. 1999. Evolution of soil carbon with various cropping sequences on the rolling pampas. Determination of carbon origin using variations in natural ^{13}C abundances. *Agronomie*, 19: 349-364.
- Balesdent J, Chenu C, Balabane M. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Tillage Reserch*, 53, 215-230.

- Berhongaray G, Álvarez R, De Paepe J, Caride C, Cantet R. 2013. Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. *Geoderma*, 192, 97–110. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.07.016>
- Blagodatskaya E, Kuzyakov Y. 2008. Mechanisms of real and apparent priming effects and their dependence on soil microbial biomass and community structure: critical review. *Biology Fertility Soils*, 45, 115–131. <https://doi.org/10.1007/s00374-008-0334-y>
- Bolinder MA, Janzen HH, Gregorich EG, Angers DA, VandenBygaart AJ. 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agricultural Ecosystem Environment*, 118, 29–42.
- Buyanovsky G, Wagner G. 1986. Post-harvest residue input to cropland. *Plant and Soil*, 93: 57-65.
- Chen S, Zou J, Hu Z, Chen H, Lu Y. 2014. Global annual soil respiration in relation to climate, soil properties and vegetation characteristics: Summary of available data. *Agricultural and Forest Meteorology*, 198-199, 335–346. <https://doi:10.1016/j.agrformet.2014.08.020>
- Davidson EA, Ackerman IL. 1993. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry*, 20, 161–193.
- De Paepe JL, Álvarez R. 2016. Brecha de rendimiento de trigo en la pampa: modelando el impacto de factores ambientales. *Diario de agronomía*, 108(4), 1367. <https://doi:10.2134/agronj2015.0482>
- Díaz R, Quincke A, Morón A, Sawchik J, Ibáñez V, Balzarini M. 2009. Efecto de la degradación del carbono orgánico del suelo en la productividad potencial de los cultivos. Simposio: efectos de la agricultura, la lechería y la ganadería en el recurso natural suelo: impactos y propuestas. Montevideo. 69-76.

- DuPont ST, Beniston J, Glover JD, Hodson A, Culman SW, Lal R, Ferris H. 2014. Root traits and soil properties in harvested perennial grassland, annual wheat, and never-tilled annual wheat. *Plant and Soil*, 381,405-420.
- Ernst OR, Kemanian AR, Mazzilli SR, Cadenazzi M, Dogliotti S. 2016. Depressed attainable wheat yields under continuous annual no-till agriculture suggest declining soil productivity. *Field Crops Research*, 186, 107-116. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2015.11.005>
- Etchegoimberry P. 2019. Identificación de factores limitantes del rendimiento de una secuencia de cultivos. Tesis MSC. Montevideo, Uruguay. Universidad de la República. Facultad de Agronomía.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2016. Estado Mundial del Recurso Suelo. Resumen Técnico. p. 1.
- Fontaine S, Barot S, Barre P, Bdioui N, Mary B, Rumpel C. 2007. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 450, 277-280. https://doi.org/http://www.nature.com/nature/journal/v450/n7167/supinfo/nature06275_S1.html
- Galantini J, Landriscini MR, Hevia C. 2007. Contenido y Calidad de la materia orgánica particulada del suelo; Aapresid; Revista Técnica Especial en Siembra Directa; 36-40.
- García-Prechac F, Ernst O, Siri-Prieto G, Terra JA. 2004. Integrating no-till into crop-pasture rotations in Uruguay. *Soil Tillage Research*, 77, 1.

- García-Prechac F. 1992. Propiedades físicas y erosión en rotaciones de cultivos y pasturas Revista INIA de Investigaciones Agronómicas, 1992, n.º 1:1, p. 127-140. Revista INIA de Investigaciones Agronómicas; v. 1(1) Resúmenes presentados en la Serie Técnica n.º 11 "Simposio Sustentabilidad de las rotaciones cultivo-pastura, 8-9 Agosto 1991, Paysandú, Uruguay. Montevideo (Uruguay): INIA, 1991.
- Grünenberg E, Schöning I, Kalko EKV, Weisser WW. 2010. Variabilidad regional de las existencias de carbono orgánico: una comparación entre los incrementos de profundidad y los horizontes del suelo. Geoderma, 155(3-4), 426–433. <https://doi:10.1016/j.geoderma.2010.01.00>
- Hassink J, Whitmore AP. 1997. A model of the physical protection of organic matter in soils. Soil Science Society of America Journal, 61, 131-139. <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010020x>
- Heim A, Wehrli L, Eugster W, Schmidt MWI. 2009. Efectos del diseño de muestreo sobre la probabilidad de detectar cambios en las reservas de carbono del suelo en el sitio suizo de Carbo Europe Lägeren. Geoderma, 149(3-4), 347-354. <https://doi:10.1016/j.geoderma.2008.12.01>
- Hénin S, Dupuis M. 1945. Essai de bilan de la matière organique du sol. Annales Agronomiques, 15, 17-29. <https://doi:10.1016/j.soilbio.2010.03.017>
- Houghton RA, Hobbie JE, Melillo JM, Moore B, Peterson BJ, Shaver GR, Woodwell GM. 1983. Changes in the carbon content of terrestrial biota and soils between 1860 and 1980: A net release of CO₂ to the atmosphere. Ecological monographs, 53(3), 235–262. <https://doi:10.2307/1942531>
- Huggins DR, Clapp CE, Allmaras RR, Lamb JA, Layese MF. 1998. Carbon dynamics in corn-soybean sequences as estimated from natural carbon-13 abundance. Soil Sciences Society of America Journal, 62, 195-203. <https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200010026x>

- Janzen HH. 2004. El ciclo del carbono en los sistemas terrestres: una perspectiva de la ciencia del suelo. *Agricultura, ecosistemas y medio ambiente*, 104(3), 399–417. <https://doi:10.1016/j.agee.2004.01.040>
- Jenny H. 1980. *The soil resource: origin and behavior*. Springer-Verlag, New York. p. 1.
- Keiluweit M, Bougoure JJ, Nico PS, Pett-Ridge J, Weber PK, Kleber M. 2015. Mineral protection of soil carbon counteracted by root exudates. *Nature Climate Change*, 5(6), 588–595. <https://doi:10.1038/nclimate2580>
- Kumar S, Kadono A, Lal R, Dick W. 2012. Long-term no-till impacts on organic carbon and properties of two contrasting soils and corn yields in Ohio. *Soil Science Society of America Journal*, 76, 1798-1809. <https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0055>
- Kuzyakov Y. 2006. Sources of CO₂ efflux from soil and review of partitioning methods. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(3), 425-448. <https://doi:10.1016/j.soilbio.2005.08.020>
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123, 1-22.
- Leifeld J, Ammann C, Neftel A, Fuhrer J. 2011. A comparison of repeated soil inventory and carbon flux budget to detect soil carbon stock changes after conversion from cropland to grasslands. *Global Change Biology*, 17(11), 3366-3375. <https://doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02471.x>
- Luo Z, Wang E, Sun OJ. 2010. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agricultural Ecosystem and Environment*, 139, 224-231. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.08.006>
- Mapfumo E, Naeth MA, Baron VS, Dick AC, Chanasyk DS. 2002. Impactos del pastoreo en la hojarasca y las raíces: pastos perennes versus anuales. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 55 (1), 16-22

- Mazzilli SR, Kemanian AR, Ernst OR, Jackson RB, Piñeiro G. 2014. Priming of soil organic carbon decomposition induced by corn compared to soybean crops. *Soil Biology Biochemistry*, 75, 273-281. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.04.005>
- Mazzilli SR, Kemanian AR, Ernst OR, Jackson RB, Piñeiro G. 2015. Greater humification of belowground than aboveground biomass carbon into particulate soil organic matter in no-till corn and soybean crops. *Soil Biology Biochemistry*, 85, 22-30. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.02.014>
- Moron A. 2009. Effect of dairy production on soil organic carbon in main regions of Uruguay. In: *Soil Organic Matters*. Rothamsted Research, Harpenden, UK. p. 19
- Myers RJK, Noordwijk M, Van and Vitakon P. 1997. Synchrony of nutrient release and plant demand: plant litter quality, soil environment and farmer management options. En: Cadisch, G.; Giller, K.E. *Driven by Nature*. p. 215-229. CAB international, Wallingford, U.K.
- Paruelo JM, Guerschman JP, Piñeiro G, Jobbágy EG, Verón SR, Baldi G, Baeza S. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia* 10, 47-61. <https://doi.org/10.2307/2577037>
- Paterson E, Sim A. 2013. Soil-specific response functions of organic matter mineralization to the availability of labile carbon. *Global Change Biology*, 19, 1562-1571. <https://doi.org/10.1111/gcb.12140>
- Post WM, Emanuel WR, Zinke PJ, Stangenberger AG. 1982. Soil carbon pools and world life zones. *Nature*, 298, 156-159.
- Pravia MV, Kemanian AR, Terra JA, Shi Y, Macedo I, Goslee S. 2019. Soil carbon saturation, productivity, and carbon and nitrogen cycling in crop-pasture rotations. *Agricultural Systems*, 171, 13-22. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2018.11.001>

- Quemada M, Cabrera ML. 1995. Carbono y nitrógeno mineralizado de hojas y tallos de cuatro cultivos de cobertura. *Soil Science Society of America Journal*, 59(2), 471. <https://doi:10.2136/sssaj1995.03615995005>
- Rasmussen PE, Collins HP. 1991. Long-term impacts of tillage, fertilizer, and crop residue on soil organic matter in temperate semiarid regions, in: Nyle, C.B. (Ed.). *Advances in agronomy*. Academic press, pp. 93-134. [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60039-5](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60039-5)
- Salas R, Infante A. 2006. Producción primaria neta aérea en algunos ecosistemas y estimaciones de biomasa en plantaciones forestales. *Revista Forestal Latinoamericana*, 40: 47-70.
- Schmidt MWI, Torn MS, Abiven S, Dittmar T, Guggenberger G, Janssens IA, Kleber M, Kogel-Knabner I, Lehmann J, Manning DAC, Nannipieri P, Rasse DP, Weiner S, Trumbore SE. 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, 478, 49-56.
- United State Department of Agriculture. 1999. *Soil Taxonomy*. Soil Survey Staff. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. 2nd edition. Natural Resources Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook. p. 436.
- Stewart CE, Plante AF, Paustian K, Conant RT, Six J. 2008. Soil carbon saturation: linking concept and measurable carbon pools. *Soil Science Society of America Journal*, 72, 379-392. <https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0104>
- Taghizadeh-Toosi A, Olesen JE, Kristensen K, Elsgaard L, Østergaard HS, Laegdsmand M, Christensen BT. 2014. Changes in carbon stocks of Danish agricultural mineral soils between 1986 and 2009. *European Journal of Soil Science*, 65(5), 730-740. <https://doi:10.1111/ejss.12169>

- Voroney RP, Veen JAV, Paul EA. 1981. Organic C dynamics in grassland soils. 2. Model validation and simulation of the long-term effects of cultivation and rainfall erosion. *Canadian Journal of Soil Science*, 61(2), 211-224. <https://doi:10.4141/cjss81-026>
- West PC, Gibbs HK, Monfreda C, Wagner J, Barford CC, Carpenter SR, Foley JA. 2010. Comercio de carbono por alimentos: Comparación global de las reservas de carbono frente a los rendimientos de los cultivos en tierras agrícolas. *Actas de la Academia Nacional de Ciencias*, 107(46), 19645-19648. <https://doi:10.1073/pnas.1011078107>
- White CM, Kemanian AR, Kaye JP. 2014. Implications of carbon 0 saturation model structure for simulated nitrogen mineralization dynamics. *Biogeosciences Discussions*, 11, 9667-9695. <https://doi.org/10.5194/bgd-11-9667-2014>
- Willmott CJ. 1981. On the validation of models. *Physical Geography*, 2(2), 184-194. <https://doi:10.1080/02723646.1981.1064221>

2.8. ANEXOS

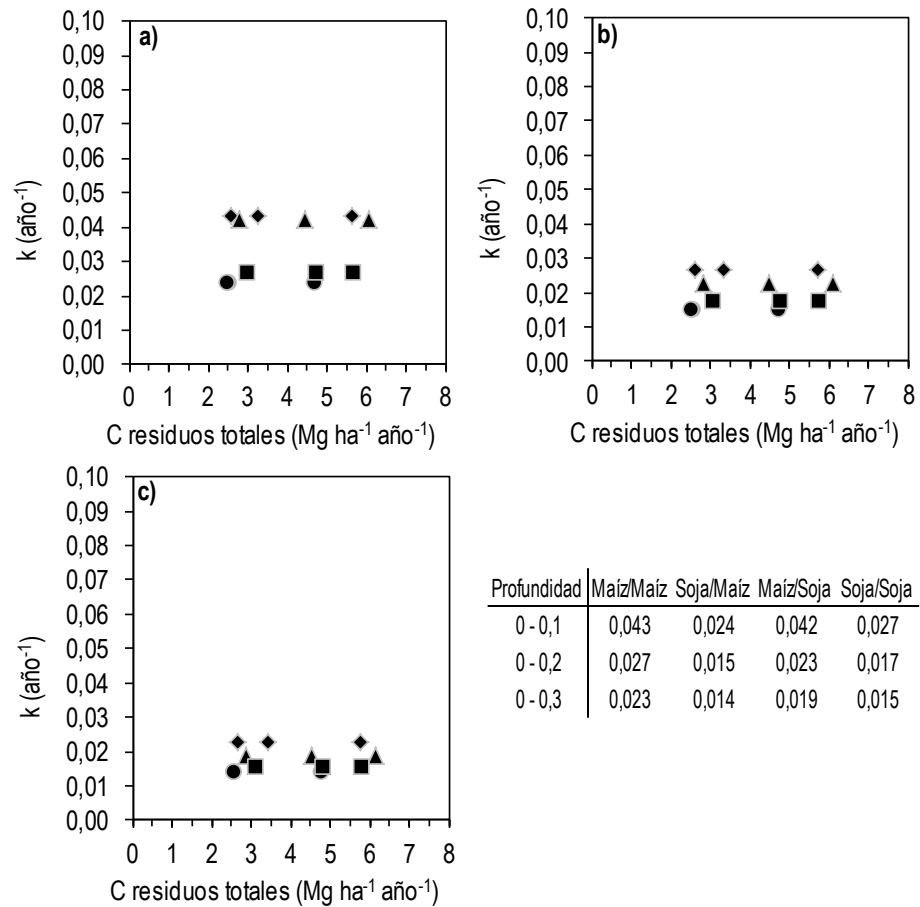


Figura 2.9. a) Tasa de mineralización del COS según tratamiento en función de la cantidad de carbono de los residuos totales (aéreos + subterráneos) para los primeros 0,10 m. b) Tasa de mineralización del COS según tratamiento en función de la cantidad de carbono de los residuos totales (aéreos + subterráneos) para los primeros 0,20 m. c) Tasa de mineralización del COS según tratamiento en función de la cantidad de carbono de los residuos totales (aéreos + subterráneos) para los primeros 0,30 m. Se pueden observar los distintos tratamientos: ♦Maíz/Maíz, ●Soja/Maíz, ▲Maíz/Soja y ■Soja/Soja.

3. ESTIMACIÓN MEDIANTE ISOTOPOS DE ^{13}C DE LAS TASAS DE MINERALIZACIÓN Y HUMIFICACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO EN EL SUELO BAJO CULTIVOS DE MAÍZ Y SOJA.

3.1. RESUMEN

El conocimiento de la dinámica del carbono orgánico del suelo (COS) tiene importancia local y mundial, ya que los suelos ofrecen una oportunidad para capturar carbono (C). El balance anual de C en una capa de suelo bajo agricultura, en ausencia de erosión, depende de la cantidad y calidad de los residuos de los cultivos que ingresan al suelo y su tasa de humificación (h) y de la tasa de mineralización del COS (k). Utilizando isótopos de ^{13}C como marcador molecular es posible estudiar las transformaciones de los residuos orgánicos frescos en COS, debido a la diferencia en la abundancia natural de ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$) en los tejidos de las plantas C_3 y C_4 , basado en la discriminación que hacen éstas en la asimilación de CO_2 (fotosíntesis). El objetivo de este trabajo fue estimar k y h luego de la conversión desde un pastizal natural a un sistema de agricultura continua bajo siembra directa en ausencia de procesos erosivos utilizando el ^{13}C como marcador. Se utilizaron dos tratamientos: maíz continuo (Maíz/Maíz) y soja continua (Soja/Soja) de un experimento de larga duración instalado en el año 2007. Los resultados permitieron detectar cambios en la señal isotópica del COS luego de 10 años, donde los valores fueron más positivos para el C derivado de residuos de maíz (-16,4 ‰) y más negativos para el C derivado de residuos de soja (-18,0 ‰) partiendo de una situación inicial con el COS con valores de $\delta^{13}\text{C}$ de -17,5 ‰ (mezcla especies C_3 y C_4) para los primeros 0,30 m de suelo. Los cultivos C_4 presentaron los mayores ingresos de residuos y de peor calidad (alta C:N) al suelo, lo que produjo un aumento de la k del COS, que fue de $0,029 \text{ año}^{-1}$, en comparación con los residuos de los cultivos C_3 . Estos últimos tuvieron menores ingresos

de residuos pero de mejor calidad (baja C:N), y su k fue de $0,012 \text{ año}^{-1}$ para los primeros $0,30 \text{ m}$. La calidad de los residuos, sumado al concepto de saturación, donde suelos más alejados de su nivel de saturación tienen más posibilidades de secuestrar C, determinó que en las parcelas bajo maíz se humificara más C proveniente de los residuos ($h: 0,24 \text{ año}^{-1}$) que en las parcelas bajo soja ($h: 0,10 \text{ año}^{-1}$). Las diferencias en estas tasas no significaron diferencias en la disminución de los niveles de COS entre tratamientos a final del experimento, donde se perdieron en promedio $0,6 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para agricultura continua de maíz y soja a $0,30 \text{ m}$ de profundidad. Sin embargo, estas diferencias de humificación determinaron que al final del experimento el C en el suelo fuera 21% proveniente de residuos de maíz y solo 3% de residuos de soja. Estos datos permiten un mejor entendimiento del balance de carbono orgánico y la capacidad real de secuestro de C, además de su posible aplicación en modelos de balance que permitan simular el contenido de COS para diferentes secuencias de cultivos.

3.2. INTRODUCCIÓN

El conocimiento de la dinámica del carbono orgánico del suelo (COS) tiene importancia local y mundial, ya que los suelos representan una oportunidad para disminuir los niveles de dióxido de carbono (CO_2) en la atmósfera. Existen desarrollos metodológicos que permiten esta cuantificación si se cuenta con un adecuado diseño experimental y tiempo para que se acumulen los efectos. En este sentido, Hénin y Dupuis (1945) propusieron un modelo simple para representar la dinámica del COS, donde el balance anual de carbono (C) en una capa de suelo, en ausencia de erosión, depende de la cantidad y calidad de los residuos que entran al suelo, la tasa de humificación de éstos (h) y de la tasa de mineralización del COS (k). Por tanto, la productividad primaria neta (PPN) es una de las principales determinantes del

almacenamiento de COS en un sitio y ésta está influenciada por la productividad de pasturas y cultivos y la estación de crecimiento (Salas e Infante, 2006, Paruelo et al., 2006).

El entendimiento de los procesos involucrados en la formación del COS todavía es limitado, debido a los diversos procesos que ocurren en el suelo. Una metodología para estudiar las transformaciones de los residuos orgánicos frescos en COS y sus distintas fracciones son los isótopos de C, como el ^{13}C estable y ^{14}C radiactivo. La diferencia en la abundancia natural de ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$) en los tejidos de las plantas C_3 y C_4 se ha utilizado como un marcador del COS para estudios *in situ* (Layese et al., 2002). El método se basa en la discriminación diferencial del isótopo ^{13}C , más pesado, durante la asimilación de CO_2 por plantas con diferentes tipos de fotosíntesis. La enzima rubisco (plantas C_3) conduce a una disminución del ^{13}C de aproximadamente -19 ‰ en comparación con el CO_2 atmosférico, dando como resultado valores de $\delta^{13}\text{C}$ de tejidos vegetales de aproximadamente -27 ‰ ($-35 \text{ ‰} \leq \delta^{13}\text{C} \leq -20 \text{ ‰}$). La fosfoenol piruvato carboxilasa (la enzima carboxilante primaria en las plantas C_4) da como resultado un agotamiento más pequeño y, por lo tanto, los valores $\delta^{13}\text{C}$ de las plantas C_4 son aproximadamente -12 ‰ ($-15 \text{ ‰} \leq \delta^{13}\text{C} \leq -7 \text{ ‰}$) (Farquhar et al., 1989, Boutton et al., 1998, Ehleringer y Cerling, 2002).

Los suelos desarrollados bajo vegetación C_3 o C_4 contienen COS con $\delta^{13}\text{C}$ de -27 o -12 ‰, respectivamente (Cheng, 1996). El supuesto básico de los estudios con ^{13}C es que el COS proviene de residuos de plantas y, de esta forma, los cambios en la vegetación (C_3 o C_4) resultan en las correspondientes diferencias de ^{13}C en el COS (Balesdent et al., 1987). El método tiene algunas limitaciones, como son la existencia de sitios con pares suelo-planta de plantas C_3 que crecen en un suelo C_4 , o viceversa, y que la discriminación de ^{13}C por las plantas depende también de las condiciones ambientales (Kuzyakov, 2006). No obstante, el método de abundancia de ^{13}C tiene ventajas importantes sobre otras técnicas, ya que todo el *pool* de C en la planta está

marcado, es un método no invasivo, no implica el manejo de material radiactivo y puede usarse fácilmente bajo condiciones de campo (Rochette et al., 1999). Los efectos de la humificación y otros procesos microbianos, durante la incorporación del C derivado de las plantas en el COS, sobre la señal isotópica de ^{13}C son generalmente menores de 2 ‰ y se cree que son insignificantes en la mayoría de los estudios (Kuzyakov, 2006). Estas características, combinadas con métodos para medir $\delta^{13}\text{C}$ de CO_2 como la espectrometría de masas, promueven el uso del enfoque de abundancia natural de ^{13}C (Desjardins et al., 2006).

Tanto k como h son afectadas o controladas por la temperatura del suelo, el contenido de agua (por su efecto sobre la actividad microbiana), las propiedades del suelo, las características de la vegetación (Chen et al., 2014), el manejo (Leifeld et al., 2011), la composición de la comunidad microbiana (relación bacterias-hongos) que puede influenciar la descomposición preferente de ciertos compuestos (Marschner et al., 2008, Thévenot et al., 2010) y la actividad de estos microorganismos (Kuzyakov, 2006). Otros trabajos muestran que la k también puede ser modificada por el ingreso de residuos que difieren en cantidad y calidad, proceso conocido como *priming*. Este proceso determina un aumento en k del COS estabilizado, luego del ingreso al sistema de grandes cantidades de residuos de baja calidad (alta C:N), a partir de un aumento en la actividad microbiana (Fontaine et al., 2007, Blagodatskaya y Kuzyakov, 2008, Paterson y Sim, 2013). El rango de valores de k va desde 0,01 a 0,31 año^{-1} , principalmente por su variación según el tipo de suelo y características de la vegetación (Collins, 2000, Céspedes Payret, 2007, Mazzilli et al., 2015, Koritschoner et al., 2019).

Si bien la concentración de C no cambia significativamente entre los residuos de los cultivos, la asignación relativa de C frente al N puede controlar su humificación (Hattenschwiler y Jorgensen, 2010). La calidad de los residuos vegetales es un controlador principal de h , con valores más altos asociados a

concentraciones más bajas de sustratos químicamente recalcitrantes (Zhang et al., 2008), debido a que los microorganismos disminuyen su eficiencia cuando consumen residuos con alta relación C:N (maíz) respecto a residuos de baja relación C:N (soja) y, por lo tanto, disminuyen la h (Manzoni et al., 2008, Manzoni et al., 2010, Cotrufo et al., 2013). El valor medio de h utilizado en los modelos que simulan COS es 0,18 (White et al., 2014), que se encuentra dentro del rango (0,10-0,25 año⁻¹) de otras estimaciones reportadas en la literatura (Rasmussen y Collins, 1991, Huggins et al., 1998, Andriulo et al., 1999, Taghizadeh-Toosi, 2014, Mazzilli et al., 2015, Aguilera et al., 2018). Para Uruguay y la región son escasos los trabajos que reportan valores para estas tasas, y menos aun los que lo hacen para dos cultivos contrastantes, como maíz y soja, en experimentos a campo.

El objetivo de este trabajo fue estimar la tasa de mineralización (k) del carbono orgánico del suelo y la tasa de humificación (h) de los residuos luego de la conversión desde un pastizal natural a un sistema de agricultura continua en siembra directa en ausencia de procesos erosivos, utilizando el ¹³C como marcador. Las hipótesis de trabajo fueron: i) se espera un aumento de la tasa de mineralización del COS (k) en las primeras capas de suelo en la medida en que aumenta la cantidad y disminuye la calidad (mayor relación C:N) de los residuos (maíz vs. soja) y ii) los residuos de soja (menor relación C:N) tendrán mayor tasa de humificación (h) comparado con los residuos de maíz (mayor relación C:N).

3.3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.3.1. Características del experimento

Se utilizó un experimento de larga duración en el noroeste de Uruguay, a 10 km al sur de la ciudad de Paysandú (31°21'S y 58°02'W) a 61 m sobre el nivel del mar. El clima es mesotérmico subhúmedo con una media de

temperatura diaria de 25 y 13 °C para verano e invierno, respectivamente, y una media de precipitaciones anual de 1200 mm distribuida de forma uniforme en el año, pero con una gran variación intra e interanual. El sitio de estudio tiene un suelo fértil, clasificado como Argiudol Típico (United State Department of Agriculture, 1999) con una pendiente menor al 1 %. El experimento comenzó en abril de 2007 con la preparación del suelo para la posterior siembra de cultivos de maíz y soja en monocultivo en siembra directa y se repitió por 10 años.

El experimento tenía 4 tratamientos sorteados al azar en un diseño de bloques con 3 repeticiones (12 parcelas). Los tratamientos fueron maíz continuo (Maíz/Maíz), soja continua (Soja/Soja) e intercambio de rastrojos en el cual la biomasa aérea fue intercambiada luego de la cosecha entre parcelas de soja y maíz, resultando un tratamiento con ingresos de C aéreo de soja y subterráneo de maíz (Soja/Maíz) y un tratamiento complementario con ingresos de C aéreo de maíz y raíces de soja (Maíz/Soja). En las parcelas de intercambio de rastrojos la biomasa aérea de soja y maíz cada año fue removida e intercambiada manualmente (para más información del uso de suelo, manejo y determinaciones de los cultivos ver Mazzilli et al., 2014, sección 2.3.1. de esta tesis). Para este trabajo se realizaron muestreos de suelos al año 10 del experimento, como se detalló en la sección anterior, y en esta sección solo se presentan cálculos y resultados para los tratamientos de maíz (Maíz/Maíz) y soja (Soja/Soja) continuos, es decir, solo aquellos tratamientos con aportes de residuos aéreos y subterráneos del mismo cultivo.

3.3.2. Estimación de la tasa de mineralización y humificación

Para estimar la DAP tanto a inicio de experimento (T0 = 2007) como al final del experimento (T10 = 2017) se sacaron muestras de suelo con un calador, de volumen conocido (diámetro = 1,7 cm), que fueron pesadas en

fresco y secadas a estufa a una temperatura de 105 °C (el mismo procedimiento que había sido realizado en 2007). El muestreo se realizó a 4 profundidades: 0-0,05; 0,05-0,10; 0,10-0,20 y 0,20-0,30 m, siendo cada muestra compuesta por 20 submuestras dentro de cada parcela. Para estimar el contenido de C y $^{12}\text{C}/^{13}\text{C}$, en el año 2007 se analizaron las muestras en un analizador elemental de C-N (Carlo Erba, modelo NA 1500, Milán, Italia) acoplado a un espectrómetro de masas (modelo Fisons Optima; Fisons Middlewich-Cheshire, Reino Unido) en el Laboratorio de Isótopos Ambientales de Duke (DEVIL), Universidad de Duke, Estados Unidos (Mazzilli et al., 2014), mientras que las muestras tomadas para esta tesis en el año 2017 se analizaron con un espectrómetro de masas en la Universidad de California, Davis, USA. Las muestras de suelo para cada profundidad fueron molidas y analizadas para C y la relación $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$. A su vez, a inicio (2007) se midió la señal isotópica de los residuos de los cultivos (maíz y soja). La relación isotópica del C es expresada como valores de $\delta^{13}\text{C}$:

$$\delta^{13}\text{C} (\text{‰}) = [(R_m / R_{\text{est.}}) - 1] \times 1.000 \quad [\text{Eq. 1}]$$

donde R_m es la relación $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ de la muestra y $R_{\text{est.}}$ es la relación $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ del estándar Pee Dee Belemnite.

Utilizando la ecuación de mezclado isotópico propuesta por Balesdent et al. (1987) se calculó la proporción de C derivado de maíz o de soja (C nuevo) y el C viejo (C original o nativo, es decir, presente al inicio del experimento):

$$\text{COS}_{\text{fn}} = \frac{(\delta_f - \delta_i)}{(\delta_v - \delta_i)} \quad [\text{Eq. 2}]$$

$$\text{COS}_n = \text{COS}_{\text{fn}} \times \text{COS}_f \quad [\text{Eq. 3}]$$

$$\text{COS}_o = (1 - \text{COS}_{\text{fn}}) \times \text{COS}_f \quad [\text{Eq. 4}]$$

donde COS_{fn} es la fracción del C derivada de C_v (soja o maíz); δ_f es el $\delta^{13}C$ del suelo luego de diez años de crecimiento de los cultivos; δ_i es el $\delta^{13}C$ del suelo al inicio del experimento; δ_v es el $\delta^{13}C$ de los residuos de cultivos; COS_n ($Mg\ ha^{-1}$) es la masa de C derivada de C_v ; COS_f es el contenido de COS al final del período de diez años y COS_o es el contenido de COS original o nativo aún presente al final del período considerado.

Se estimó la tasa de mineralización del COS (k) utilizando la ecuación propuesta por Hénin y Dupuis (1945) y resolviendo k para ingresos de C de residuos = 0:

$$k = -\frac{1}{t} \times \ln\left(\frac{COS_o}{COS_i}\right) \quad [Eq. 5]$$

donde COS_o representa COS original o nativo a fin de experimento, COS_i es la cantidad inicial de COS y t es el tiempo en años (10 años en este experimento).

La tasa de humificación de residuos a COS (h) se resolvió aplicando la ecuación de Hénin y Dupuis (1945) para cada cultivo y tomando en conjunto los ingresos de C aéreos y subterráneos:

$$h = (COS_f - COS_o) / C_v \quad [Eq. 6]$$

donde COS_f es el COS al final del período, COS_o representa COS original o nativo a fin de experimento y C_v es la biomasa de C de los residuos de los cultivos.

3.3.3. Análisis estadístico

El efecto de los tratamientos sobre las variables de respuesta fue analizado utilizando un diseño de parcelas divididas con los tratamientos (Maíz/Maíz y Soja/Soja) como parcela principal, con medidas repetidas en el tiempo. El análisis se centró en la diferencia en COS y $\delta^{13}\text{C}$ del COS entre momentos de muestreo y las interacciones entre momento de muestreo y tratamientos. Para las tasas de mineralización y humificación, las cuales fueron obtenidas por parcela, se evaluaron las diferencias entre tratamientos utilizando un análisis de varianza simple y para la separación de medias se utilizó el procedimiento de mínimas diferencias significativas. Se realizó este análisis estadístico para cada profundidad analizada (0,05; 0,10; 0,20 y 0,30 m). Todos los análisis estadísticos fueron realizados con el software Infostat 2019.

3.4. RESULTADOS

El cultivo de maíz produjo significativamente más residuos que la soja (más de 2 veces), lo cual es esperable por las diferencias entre las plantas C_4 y C_3 (Cuadro 3.1). Por tanto, los ingresos medios de C al sistema fueron mayores en parcelas bajo maíz respecto a parcelas sembradas con soja (5,4 vs. 2,6 $\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). La señal de ^{13}C al inicio del experimento fue $-17,5 \text{ ‰}$ para los 0,30 m, intermedia para vegetación mezcla C_4 y C_3 , siendo la $\delta^{13}\text{C}$ de los residuos de los cultivos (promedio aéreo + subterráneo) más positiva para el maíz ($-13,3 \text{ ‰}$) y más negativa para la soja ($-26,1 \text{ ‰}$) (Cuadro 3.1).

Cuadro 3.1. Caracterización del sitio experimental. Los datos de los cultivos son el promedio para toda la duración del experimento (2007-2017). Los datos de suelo son para los primeros 0,30 m.

	Maíz (Maíz/Maíz)	Soja (Soja/Soja)
Rendimiento (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹)	7,8 ± 0,40	2,6 ± 0,20
Índice cosecha	0,44 ± 0,01	0,37 ± 0,01
Biomasa aérea (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹)	10,5 ± 0,60	4,5 ± 0,60
Biomasa subterránea (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹)	2,2 ± 0,01	0,9 ± 0,01
¹³ C residuos (‰)	-13,3 ± 0,20	-26,1 ± 0,20
Ingreso de C ^a (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹)	5,4 ± 0,30	2,6 ± 0,30
COS inicial (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹)	67,5 ± 0,30	
¹³ C - COS inicial (‰)	-17,5 ± 0,20	

^a Suma de residuos aéreos y subterráneos.

Los cambios en la señal isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ luego de realizar agricultura continua en siembra directa fueron más positivos para el C que derivó de residuos de maíz y más negativos para el C que derivó de los residuos de soja ($P < 0,005$, $P < 0,0009$, $P < 0,0004$, $P < 0,0005$) para las cuatro profundidades analizadas (0,05; 0,10; 0,20 y 0,30 m, respectivamente). Luego de 10 años desde la instalación del experimento, la señal de $\delta^{13}\text{C}$ para el C derivado de monocultivo de maíz fue de -16,4 ‰ para 0,30 m y la señal derivada de monocultivo de soja fue de -18,0 ‰ a los 0,30 m de profundidad. Este cambio en la señal de ^{13}C es más fuerte en los primeros 0,05 m, donde el valor para el C derivado de maíz fue de -16,5 ‰ y el C derivado de soja, -19,3 ‰ (Figura 3.1).

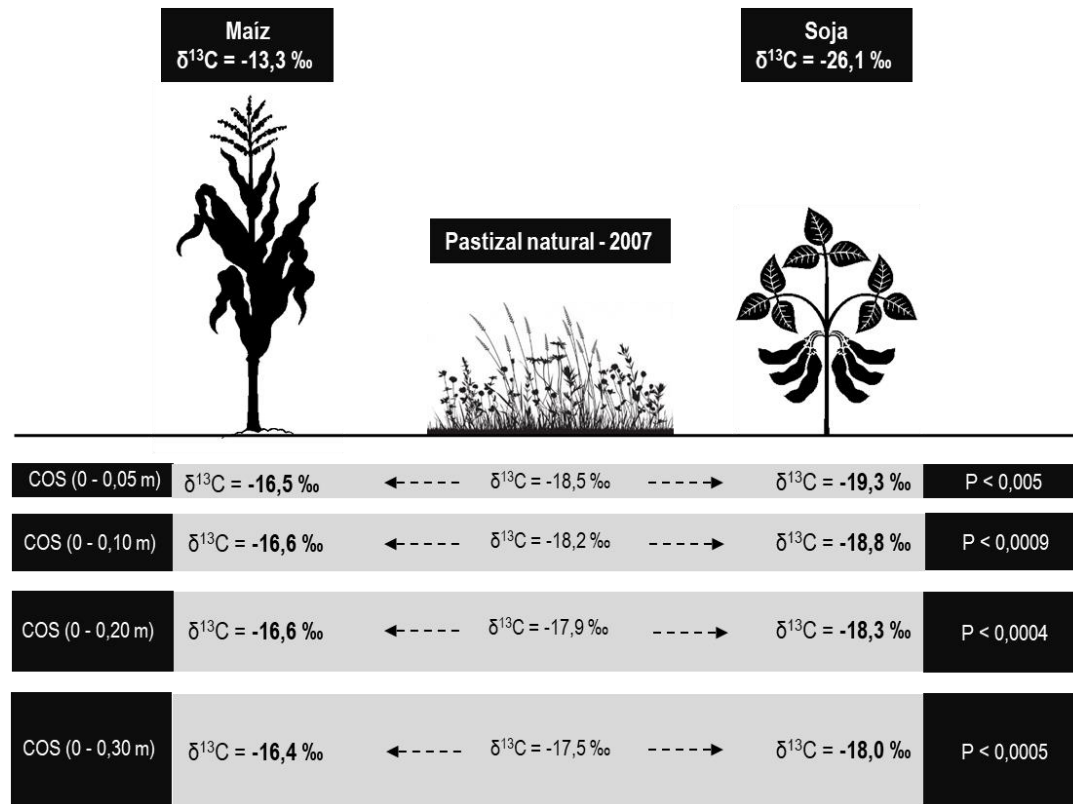


Figura 3.1. Esquema de los cambios en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ al inicio del experimento (2007) y para los tratamientos de Maíz (Maíz/Maíz) y Soja (Soja/Soja) al final del experimento (2017), para cada profundidad analizada. Valores de P indican diferencias significativas entre cultivos al final del experimento (2017) para cada profundidad.

Si bien no se encontraron diferencias ($P = 0,562$) en los niveles de COS entre Maíz/Maíz y Soja/Soja al final del experimento, existió una pérdida de C en los primeros 0,30 m del perfil ($P = 0,0124$) sin diferencias significativas entre los dos tratamientos ($P = 0,7614$). En promedio se perdieron 6 Mg C ha^{-1} (0,30 m), lo que implica un 9 % del COS inicial ($67,5 \text{ Mg C ha}^{-1}$), llevando a que luego de 10 años el C disminuyera de 1,93 % a 1,83 % en los primeros 0,30 m. En las profundidades restantes tampoco se encontraron diferencias en las pérdidas entre tratamientos ($P < 0,9698$, $P < 0,8756$ y $P < 0,7832$ para 0,05, 0,10 y 0,20 m, respectivamente). La proporción de C nuevo (derivado de cada

cultivo) en el COS final luego de 10 años fue mayor para el cultivo de maíz, donde se renovaron, en promedio, 4 Mg C ha⁻¹ respecto a 1 Mg C ha⁻¹ bajo el cultivo de soja, en los primeros 0,05 m (Cuadro 3.2). El C nuevo disminuyó con la profundidad para ambos cultivos, siendo 7 veces más para el cultivo de maíz respecto a soja para los 0-0,30 m, donde se renovaron 13 Mg C ha⁻¹ para maíz y 1,8 Mg C ha⁻¹ para soja (Cuadro 3.2).

Cuadro 3.2. Media y error estándar de la proporción del COS nuevo derivado de la biomasa de los cultivos en el COS total al final del experimento para las parcelas de maíz y soja, para cada profundidad.

Profundidad m	COS total		COS total		COS nuevo	
	(2007) Mg ha ⁻¹	Cultivo	(2017) Mg ha ⁻¹	p-valor ^a	(2017) %	p-valor ^a
0-0,05	12	Maíz	11	0,650	36	0,040
		Soja	11		9	
0-0,10	24	Maíz	23	0,446	30	0,032
		Soja	22		4	
0-0,20	47	Maíz	44	0,404	27	0,005
		Soja	42		2	
0-0,30	67	Maíz	62	0,562	21	0,012
		Soja	60		3	

^a Valores de P indican diferencias significativas entre cultivos para cada profundidad.

Los cambios en $\delta^{13}\text{C}$ del COS permitieron la estimación de la tasa mineralización del COS (k) y humificación de los residuos (h). El valor de k se diferenció entre los tratamientos de maíz y soja ($P < 0,007$, $P < 0,004$, $P < 0,003$, $P < 0,005$, para las profundidades 0,05, 0,10, 0,20 y 0,30 m, respectivamente), con mayor k en los primeros horizontes para ambos cultivos (Figura 3.2a). La k en superficie (0,05 m) para las parcelas de maíz fue 0,056 año⁻¹, mientras

que en los primeros 0,30 m fue $0,029 \text{ año}^{-1}$ y para la soja, con menor variación en profundidad, la k en los primeros 0,05 m fue $0,022 \text{ año}^{-1}$ y para todo el perfil analizado (0,30 m) fue $0,012 \text{ año}^{-1}$ (Figura 3.2a).

La h también fue diferente entre los tratamientos de maíz y soja para todas las profundidades analizadas ($P < 0,069$, $P < 0,016$, $P < 0,052$ para las profundidades 0,10, 0,20 y 0,30 m, respectivamente), con excepción de la capa más superficial ($P \leq 0,184$ para los primeros 0,05 m). Los valores de h aumentaron en profundidad para ambos cultivos (Figura 3.2b). La h en superficie (0,05 m) para el maíz fue de $0,08 \text{ año}^{-1}$, mientras que en los 0,30 m aumentó 3 veces ($0,24 \text{ año}^{-1}$) y para la soja, con menor variación en profundidad, la h en los primeros 0,05 m fue $0,04 \text{ año}^{-1}$ y para todo el perfil analizado (0,30 m) fue $0,10 \text{ año}^{-1}$, aumentando poco más de 2 veces (Figura 3.2b).

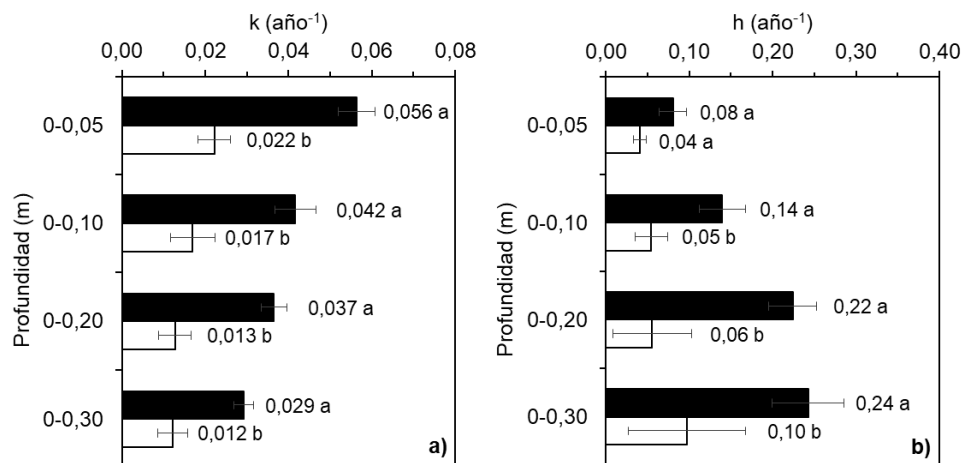


Figura 3.2. a) Tasa de mineralización del COS (k) estimada con la señal de ^{13}C para los tratamientos puros (Maíz/Maíz y Soja/Soja) al final del experimento (2017), para cada profundidad y b) tasa de humificación del COS (h) calculada con la señal de ^{13}C para los tratamientos puros (Maíz/Maíz y Soja/Soja) al final del experimento (2017), para cada profundidad. Los valores de k y h al final del experimento se señalan con barra negra para Maíz/Maíz y barra blanca para Soja/Soja

3.5. DISCUSIÓN

Luego de 10 años de agricultura en siembra directa, se observaron disminuciones en los niveles de COS con una tasa de pérdida media de 0,6 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ para los primeros 0,30 m en un sistema que convirtió un pastizal natural en un sistema de agricultura continua en siembra directa (SD), con monocultivos estivales. Esta pérdida, cercana al 10 % del C presente al inicio (67,5 Mg C ha⁻¹ inicial), fue igual para secuencias de monocultivo de maíz y de soja, a pesar de que el maíz casi duplicó los ingresos de residuos al sistema (5,4 y 2,6 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ para maíz y soja, respectivamente) por sus diferencias fisiológicas (Cárcova et al., 2003, Giménez, 2017). Las pérdidas de COS cuando se convierten sistemas naturales a sistemas agrícolas intensivos han sido reportadas previamente y suponen una amenaza para la sustentabilidad de los sistemas de producción (Yang et al., 2017).

A escala global, varios autores reportan pérdidas mayores a las encontradas en este trabajo, con rangos de entre 1,2 y 2,5 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ para los primeros 0,20/0,30 m en sistemas de conversión de pastizales a agricultura continua (Guo y Gifford, 2002, Van den Bygaart et al., 2003, Soussana et al., 2004, Breuer et al., 2006, Popleau et al., 2013). En la región, Koritko et al. (2019) reportaron pérdidas de hasta 3,0 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (0,20 m) en sitios provenientes de bosque nativo luego de realizar 10 años de agricultura continua en siembra directa, datos que están en concordancia con los reportados por Álvarez (2006) que observó pérdidas de COS mayores a 2,0 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (0,20 m) en suelos agrícolas con SD en relación con la vegetación nativa. La magnitud del cambio en el contenido de COS por realizar agricultura en SD después de la conversión en el uso del suelo varía ampliamente y se atribuye al tipo de suelo, la posición topográfica, el clima, la productividad de los ecosistemas, las especies de plantas y la intensidad de manejo (Albanesi et al., 2003, Poeplau et al., 2013). Otros factores que pueden

influir en la pérdida de COS a nivel de experimento son la estratificación del perfil del suelo y el emparejamiento de los sitios de muestreo en el tiempo (Heim et al., 2009), así como el tener en cuenta o no la erosión del suelo (Govaerts et al., 2009)

El método de abundancia natural de ^{13}C utilizado permitió estimar las tasas de humificación de los residuos (h) y mineralización del COS (k). Al inicio del experimento se contaba con una $\delta^{13}\text{C}$ de $-17,5 \text{ ‰}$ (0-0,30 m) por tratarse de una situación de vegetación mezcla entre plantas C_4 y C_3 (Balesdent et al., 1988, Boutton et al., 1998), detectándose cambios esperados en la señal luego de realizar agricultura continua de maíz (C_4) y soja (C_3). La señal de ^{13}C del COS presentó valores más positivos para el C derivado de maíz ($-16,4 \text{ ‰}$) y más negativos para el derivado de soja ($-18,0 \text{ ‰}$) para los 0,30 m, reflejando la señal isotópica de los residuos ($-13,3 \text{ ‰}$ y $-26,1 \text{ ‰}$ para maíz y soja, respectivamente) (Boutton et al., 1998, Andriulo et al., 1999, Bayala et al., 2006, Desjardins et al., 2006, Céspedes Payret, 2007). Estos cambios en la $\delta^{13}\text{C}$ son similares a los encontrados en los primeros 2 años de este experimento para la materia orgánica particulada (MOP), cuando para el tratamiento de maíz (Maíz/Maíz) la señal se hizo $1,5 \text{ ‰}$ más positiva y para el tratamiento de soja (Soja/Soja) $0,5 \text{ ‰}$, más negativa, respecto a una situación inicial de $-21,5 \text{ ‰}$ en los primeros 0,10 m (Mazzilli et al., 2015). Luego de 10 años, en este experimento, la señal para el COS total (aproximadamente 10 % MOP y 90 % MOAM) fue $1,6 \text{ ‰}$ más positiva para el tratamiento Maíz/Maíz y $0,6 \text{ ‰}$ más negativa para el tratamiento Soja/Soja, respecto a una situación inicial de $-18,2 \text{ ‰}$ en los primeros 0,10 m, lo que indica el tiempo necesario para utilizar el método de abundancia de ^{13}C , debido al lento reciclaje del COS.

Sin bien los ingresos de C de maíz y soja fueron significativamente diferentes, los niveles de COS al final del experimento para ambos tratamientos (Maíz/Maíz y Soja/Soja) fueron iguales (61 Mg C ha^{-1}), explicado por distintas k y h. La tasa de mineralización del COS estimada en este

experimento mediante la $\delta^{13}\text{C}$ fue más de dos veces mayor para maíz que para soja (0,056 y 0,022 año^{-1} para maíz y soja, respectivamente, para los 0,05 m). Similares resultados fueron reportados por Mazzilli et al., en el 2015 en este sitio, cuando la mineralización del COS fue el doble bajo maíz (0,060 año^{-1}) que bajo soja (0,030 año^{-1}) para la fracción MOAM (materia orgánica asociada a minerales) en los primeros 0,05 m, luego de 2 años de iniciado el experimento. De la poca información en la literatura sobre tasas de mineralización estimadas a campo, Ecclesia et al. (2012) reportan k de 0,007 y 0,014 año^{-1} para pastizales y plantaciones forestales, respectivamente. En este trabajo, en ambos casos (Maíz/Maíz y Soja/Soja) la descomposición del COS fue disminuyendo con la profundidad, siendo para el maíz 0,029 año^{-1} y para la soja, 0,012 año^{-1} para los 0,30 m, algo esperable debido a que las condiciones para la actividad microbiana se van haciendo limitantes; además, con la profundidad disminuye el contenido de C orgánico y aumenta el C inorgánico, porque disminuyen los aportes de los residuos vegetales (Álvarez y Lavado, 1998).

Las diferencias en k observadas en las primeras capas del suelo sugieren que en estos 10 años de experimento estuvo operando un efecto conocido como *priming* (Fontaine et al., 2007, Blagodatskaya y Kuzyakov, 2008, Paterson y Sim, 2013). Este efecto es probable que ocurra en condiciones de siembra directa de cultivos anuales, donde los residuos aéreos y subterráneos se acumulan en los primeros horizontes del suelo. Es posible que las mayores cantidades y peor calidad (mayor C:N) de los residuos de maíz determinaran que la biomasa microbiana necesitara más nitrógeno (N) para descomponer esos residuos, utilizando el N presente en el C del suelo con menor C:N que los residuos de las especies C_4 , a diferencia de las parcelas bajo soja, donde los residuos de especies C_3 tienen una relación C:N menor y más cercana a la del suelo (Fontaine et al., 2003, Kuzyakov y Schneckengerber, 2004). Esto implica que la mineralización de N del suelo fue

2,5 veces mayor en las parcelas de maíz que en las parcelas soja, en las que para los primeros 0,05 m cada año se mineralizaron aproximadamente 65,4 y 26,1 kg N ha⁻¹ del COS en las parcelas de maíz y soja, respectivamente. Estos resultados confirman la primera hipótesis planteada para esta sección.

El aumento de k en las parcelas que tuvieron maíz respecto a las parcelas bajo soja, resultó en un mayor flujo de CO₂ fuera del sistema, pero dado que no existieron cambios en el COS al final del período experimental entre ambos tratamientos, la mayor salida de C en las parcelas de maíz fue contrarrestado con una mayor entrada de C, debido a una mayor tasa de humificación de residuos (h), lo que permitió que ambas especies (C₃ y C₄) llegaran a valores similares de equilibrio en el COS. La h estimada en este experimento fue mayor en todas las profundidades analizadas para el cultivo de maíz (0,24 año⁻¹ vs. 0,10 año⁻¹ para maíz y soja, respectivamente, en los primeros 0,30 m de profundidad), por tanto, debemos rechazar la segunda hipótesis planteada en esta sección.

Los resultados no son coincidentes con lo que se ha propuesto en la bibliografía respecto a la calidad de los residuos, donde los ingresos de C de la biomasa de soja (C₃) tendrían mayor h que los residuos de maíz (C₄) por su menor relación C:N, más cercana a la del COS (C:N = 12) (Manzoni et al., 2008, Manzoni et al., 2010, Cotrufo et al., 2013). Por lo tanto, la h o estabilización del C en el COS no solo estaría controlada por la calidad de los residuos, sino que otros factores (por ejemplo, características del suelo y relaciones entre los flujos de CO₂) podrían afectarla (Huggins et al., 1998; Huggins et al., 2007).

Uno de los factores que podría estar explicando la mayor h de maíz sería el nivel de saturación de C del suelo (Hassink y Whitmore, 1997): un suelo que está cerca de su nivel de saturación (COS/COS_s = 0,88), probablemente al inicio del experimento donde se venía de un pastizal natural, tendería a aumentar los flujos de CO₂ fuera del sistema (mayor k) (Mapfumo

et al., 2002; Dupont et al., 2014; Pravia et al., 2019), resultando en más cantidad de sitios de estabilización de C en el suelo; en otras palabras, para que pueda entrar C al sistema, es necesario que salga C del sistema. Otro factor podría ser la mayor influencia, en la dinámica del COS, de la biomasa subterránea en relación con la biomasa aérea (Broadbent y Nakashima, 1974), sobre todo por la mayor h de las raíces respecto a la biomasa aérea (Gale y Cambardella, 2000, Wander y Yang, 2000, Puget y Drinkwater, 2001). La diferencia entre cultivos en ingresos de C proveniente de las raíces (0,90 y 0,35 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ para maíz y soja, respectivamente) puede, entonces, estar explicando parte de las diferencias encontradas en h , así como su aumento para ambas especies conforme aumenta la profundidad.

Como fue expuesto, los contenidos de COS al final del experimento fueron similares para ambas especies por un equilibrio entre los procesos dominantes en el suelo (h y k); sin embargo, la proporción de C nuevo derivado de los residuos de los cultivos fue mayor para el maíz, donde para los primeros 0,30 m el C proveniente de residuos de maíz fue 21 %, siete veces más que para soja (3 %). Esto indica que el maíz permitió una mayor renovación de la materia orgánica presente en el suelo y, posiblemente, un mayor reciclaje de nutrientes. La tasa de recambio o vida media del COS (inverso de k) fue, en términos medios, de 34 años para maíz y 83 años para soja. Así, realizar monocultivo de soja durante 10 años, si bien no generó mayores pérdidas en el contenido de COS, significó menores necesidades de ingresos de residuos al sistema, lo que estaría empeorando la calidad del suelo, siendo el C presente al final del experimento casi en su totalidad el C nativo u original, presente desde el inicio del experimento.

3.6. CONCLUSIONES

Pasados diez años podemos decir que las parcelas bajo maíz tuvieron mayores ingresos de C al sistema, pero valores altos de k respecto a las parcelas bajo soja, lo que hizo que al final del experimento el balance de COS fuese negativo para ambos sistemas, algo que es esperable haya ocurrido en la región cuando se transformaron los pastizales naturales en secuencias de cultivos en agricultura continua por más que esta fuese realizada en siembra directa.

La influencia que tienen la calidad (C:N) de los residuos sobre ambos procesos microbianos, así como la cantidad que ingresa al sistema (2 veces más para el maíz vs. soja), determinó al final del experimento un balance de COS similar en ambos cultivos, pero en soja ocurrió con bajas entradas y salidas de C en el suelo, mientras que en el maíz sucedió con entradas y salidas elevadas y mayores que en soja, aumentando la velocidad de ciclado del C.

De esto concluimos la importancia de estimar tasas para cada cultivo (h y k), datos que no son abundantes en la literatura, sobre todo para la región, de manera de tener herramientas más precisas a la hora de utilizar modelos que simulen el balance de COS. Seguramente, distinto hubiesen sido el resultado y las consideraciones de haberse aplicado a un modelo la misma h y k para especies contrastantes, como maíz (C₄) y soja (C₃). Sumado a esto, se pudieron incorporar los conceptos de saturación y *priming* y su influencia en la dinámica del COS, necesarios para realizar un mejor modelaje del COS.

3.7. BIBLIOGRAFÍA

- Aguilera E, Guzmán GI, Álvaro-Fuentes J, Infante-Amate J, García-Ruiz R, Carranza-Gallego G, González de Molina M. 2018. A historical perspective on soil organic carbon in Mediterranean cropland (Spain, 1900-2008). *Science of the Total Environment*, 621, 634-648. <https://doi:10.1016/j.scitotenv.2017.11.243>
- Albanesi A, Anrique A, Polo Sanchez A. 2003. Efectos de la agricultura convencional sobre algunas formas del C en una toposecuencia de la Región Chaqueña, Argentina. *Agriscientia*, 20: 9-17.
- Álvarez R, Lavado R. 1998. Climate, organic matter and clay content relationships in the Pampa and Chaco soils, Argentina. *Geoderma*, 83 (1-2), 127–141. [https://doi:10.1016/s0016-7061\(97\)00141-9](https://doi:10.1016/s0016-7061(97)00141-9)
- Álvarez R. 2006. Efecto de la agricultura sobre el nivel de materia orgánica. En: *Materia orgánica. Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos*. R. Álvarez (Ed). Editorial Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires, Argentina. pp. 41-52.
- Andriulo A, Guerif J, Mary B. 1999. Evolution of soil carbon with various cropping sequences on the rolling pampas. Determination of carbon origin using variations in natural ^{13}C abundances. *Agronomie*, 19: 349-364.
- Balesdent J, Mariotti A, Guille B. 1987. Natural ^{13}C abundance as a tracer for studies of soil organic matter dynamics. *Soil Biology and Biochemistry*, 19:25-30.
- Balesdent J, Wagner GH, Mariotti A. 1988. Soil organic matter turnover in long-term field experiments as revealed by Carbon-13 Natural Abundance. *Soil Science Society of America Journal*, 52: 118-124.

- Bayala J, Balesdent J, Marol C, Zapata F, Teklehaimanot Z, Ouedraogo SJ. 2006. Relative contribution of trees and crops to soil carbon content in a parkland system in Burkina Faso using variations in natural ^{13}C abundance. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 76(2-3), 193–201. <https://doi:10.1007/s10705-005-1547-1>
- Blagodatskaya E, Kuzyakov Y. 2008. Mechanisms of real and apparent priming effects and their dependence on soil microbial biomass and community structure: critical review. *Biology Fertility Soils*, 45, 115–131. <https://doi.org/10.1007/s00374-008-0334-y>
- Boutton TW, Archer SR, Midwood AJ, Zitzer SF, Bol R. 1998. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ del carbono orgánico del suelo y su uso para documentar el cambio de vegetación en un ecosistema de sabana subtropical. *Geoderma*, 82 (1-3), 541. [https://doi:10.1016/s00167061\(97\)00095-5](https://doi:10.1016/s00167061(97)00095-5)
- Breuer L, Huisman JA, Keller T, Frede HG. 2006. Impact of a conversion from cropland to grassland on C and N storage and related soil properties: analysis of a 60-year chronosequence. *Geoderma*, 133 (1-2), 6-18.
- Broadbent FE, Nakashima T. 1974. Mineralization of carbon and nitrogen in soil amended with carbon-13 and nitrogen-15 labeled plant material. *Soil Science Society of America Journal*, 38: 313-315.
- Cárcova J, Abeledo LQ, López Pereira M. 2003. Análisis de la generación del rendimiento: Crecimiento, partición y componentes. En: Satorre EHB, Arnold RL, Slafer, GA, de la Fuente EB, Miralles DJ, Otegui ME, Savin R. (Eds.). *Producción de granos. Bases funcionales para su manejo*. Editorial Facultad de Agronomía, UBA., Bs. As. pp. 83-85.
- Céspedes Payret, C. 2007. Dinámica de la materia orgánica y de algunos parámetros fisicoquímicos en molisoles, en la conversión de una pradera a cultivo forestal en la región de Piedras Coloradas-Algorta (Uruguay). Tesis de maestría, Institut National Polytechnique de Toulouse, 170-174.

- Chen S, Zou J, Hu Z, Chen H, Lu Y. 2014. Global annual soil respiration in relation to climate, soil properties and vegetation characteristics: Summary of available data. *Agricultural and Forest Meteorology*, 198-199, 335–346. <https://doi:10.1016/j.agrformet.2014.08.020>
- Cheng, W. 1996. Measurement of rhizosphere respiration and organic matter decomposition using natural ^{13}C . *Plant and Soil*, 183(2), 263–268. <https://doi:10.1007/bf00011441>
- Collins, H. 2000. Soil carbon pools and fluxes in long-term corn belt agroecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(2), 157-168. [https://doi:10.1016/s0038-0717\(99\)00136-4](https://doi:10.1016/s0038-0717(99)00136-4)
- Cotrufo MF, Wallenstein MD, Boot CM, Deneff K, Paul, E. 2013. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biology*, 19: 988-995.
- Davidson EA, Ackerman IL. 1993. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry*, 20, 161–193.
- Desjardins T, Folgarait PJ, Pando-Bahuon A, Girardin C, Lavelle P. 2006. Soil organic matter dynamics along a rice chronosequence in north-eastern Argentina: Evidence from natural ^{13}C abundance and particle size fractionation. *Soil Biology and Biochemistry*, 38: 2753-2761.
- DuPont ST, Beniston J, Glover JD, Hodson A, Culman SW, Lal R, Ferris H. 2014. Root traits and soil properties in harvested perennial grassland, annual wheat, and never-tilled annual wheat. *Plant and Soil*, 381, 405-420.
- Eclesia RP, Jobbagy EG, Jackson RB, Biganzoli F, Piñeiro G. 2012. Shifts in soil organic carbon for plantation and pasture establishment in native forests and grasslands of South America. *Global Change Biology*, 18(10), 3237–3251. <https://doi:10.1111/j.13652486.2012.02761.x>

- Ehleringer JR, Cerling TE. 2002. Atmospheric CO₂ as a global change driver influencing plant-animal interactions. *Integrative and comparative biology*. 42(3), 424-430. <https://doi:10.1093/icb/42.3.424>
- Farquhar GD, Ehleringer ER, Hubick, KT. 1989. Carbon isotope discrimination and photosynthesis. *Annual review of plant physiology and plant molecular biology*. 40:1, 503-537.
- Fontaine S, Barot S, Barre P, Bdioui N, Mary B, Rumpel C. 2007. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 450, 277-280. https://doi.org/http://www.nature.com/nature/journal/v450/n7167/suppinf/nature06275_S1.html
- Fontaine S, Mariotti A, Abbadie L. 2003. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? *Soil Biology and Biochemistry*, 35: 837-843.
- Gale WJ, Cambardella CA. 2000. Carbon Dynamics of Surface Residue- and Root-derived Organic Matter under Simulated No-till. *Soil Science Society of America Journal*, 64, 190-195.
- Giménez L. 2017. Deficiencias hídricas en distintas etapas fenológicas de maíz y soja y evaluación del modelo Aquacrop [en línea] Tesis de maestría. Montevideo. Udelar. 179-184. Último acceso: 18 de abril de 2022. Disponible en <https://hdl.handle.net/20.500.12008/29819>
- Govaerts B, Verhulst N, Castellanos-Navarrete A, Sayre KD, Dixon J. 2009. Conservation Agriculture and Soil Carbon Sequestration: Between Myth and Farmer Reality. *CRC. Critical Reviews Plant Sciences*, 28(3): 97–122. <http://10.0.4.56/07352680902776358>.
- Guo LB, Gifford RM. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 8(4), 345-360. <https://doi:10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>

- Hassink J, Whitmore AP. 1997. A model of the physical protection of organic matter in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 61, 131-139. <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010020x>
- Hattenschwiler S, Jorgensen HB. 2010. Carbon quality rather than stoichiometry controls litter decomposition in a tropical rain forest. *Journal of Ecology*, 98, 754-763.
- Heim A, Wehrli L, Eugster W, Schmidt MWI. 2009. Efectos del diseño de muestreo sobre la probabilidad de detectar cambios en las reservas de carbono del suelo en el sitio suizo de Carbo Europe Lägeren. *Geoderma*, 149(3-4), 347-354. <https://doi:10.1016/j.geoderma.2008.12.01>
- Hénin S, Dupuis M. 1945. Essai de bilan de la matière organique du sol. *Annales Agronomiques*, 15, 17-29. <https://doi:10.1016/j.soilbio.2010.03.017>
- Huggins DR, Allmaras RR, Clapp CE, Lamb JA, Randall GW. 2007. Corn-soybean sequence and tillage effects on soil carbon dynamics and storage. *Soil Science Society of America Journal*, 71:145-154.
- Huggins DR, Clapp CE, Allmaras RR, Lamb JA, Layese MF. 1998. Carbon dynamics in corn-soybean sequences as estimated from natural carbon-13 abundance. *Soil Science Society of America Journal*, 62, 195-203. <https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200010026x>
- Koritko LM, Suárez RA, Anriquez AL, Pece M, Albanesi AS. 2019. Efecto de la siembra directa en la estabilización del carbono orgánico del suelo a escala de sitio en Santiago del Estero, Argentina. *Revista Agronómica del Noroeste Argentino*, 39(1), 9-18. Último acceso: 18 de abril de 2022. Disponible en http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2314-369X2019000100001&lng=es&tlng=es

- Koritschner JJ, Rampoldi EA, Hang S. 2019. Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Departamento de Recursos Naturales. CC 509, 5000, Córdoba, Argentina. 15-23. <https://doi.org/10.31047/1668.298x.v36.n1.21927>
- Kuzyakov Y, Schneckenberger K. 2004. Review of estimation of plant rhizodeposition and their contribution to soil organic matter formation. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 50: 115-132.
- Kuzyakov Y. 2006. Sources of CO₂ efflux from soil and review of partitioning methods. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(3), 425-448. <https://doi:10.1016/j.soilbio.2005.08.020>
- Layese MF, Clapp CE, Allmaras RR, Linden DR, Copeland SM, Molina JAE, Dowdy RH. 2002. Current and relic carbon using natural abundance carbon -13. *Soil and Science*, 167, 315-326.
- Leifeld J, Ammann C, Neftel A, Fuhrer J. 2011. A comparison of repeated soil inventory and carbon flux budget to detect soil carbon stock changes after conversion from cropland to grasslands. *Global Change Biology*, 17(11), 3366-3375. <https://doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02471.x>
- Manzoni S, Jackson RB, Trofymow JA, Porporato A. 2008. The global stoichiometry of litter nitrogen mineralization. *Science*, 321, 684-686.
- Manzoni S, Trofymow JA, Jackson RB, Porporato, A. 2010. Stoichiometric controls on carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics in decomposing litter. *Ecological Monographs*, 80, 89-106.
- Mapfumo E, Naeth MA, Baron VS, Dick AC, Chanasyk DS. 2002. Impactos del pastoreo en la hojarasca y las raíces: pastos perennes versus anuales. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 55 (1), 16-22.

- Marschner B, Brodowski S, Dreves A, Gleixner G, Gude A, Grootes PM, Wiesenberg GLB. 2008. How relevant is recalcitrance for the stabilization of organic matter in soils? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171(1), 91-110. <https://doi:10.1002/jpln.200700049>
- Mazzilli SR, Kemanian AR, Ernst OR, Jackson RB, Piñeiro G. 2014. Priming of soil organic carbon decomposition induced by corn compared to soybean crops. *Soil Biology Biochemistry*, 75, 273-281. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.04.005>
- Mazzilli SR, Kemanian AR, Ernst OR, Jackson RB, Piñeiro G. 2015. Greater humification of belowground than aboveground biomass carbon into particulate soil organic matter in no-till corn and soybean crops. *Soil Biology Biochemistry*, 85, 22-30. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.02.014>
- Paruelo JM, Guerschman JP, Piñeiro G, Jobbágy EG, Verón SR, Baldi G, Baeza S. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia* 10, 47-61. <https://doi.org/10.2307/2577037>
- Paterson E, Sim A. 2013. Soil-specific response functions of organic matter mineralization to the availability of labile carbon. *Global Change Biology*, 19, 1562-1571. <https://doi.org/10.1111/gcb.12140>
- Poepflau C, Don A. 2013. Sensitivity of soil organic carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe. *Geoderma*, 192, 189-201. <https://doi:10.1016/j.geoderma.2012.08.003>
- Pravia MV, Kemanian AR, Terra JA, Shi Y, Macedo I, Goslee S. 2019. Soil carbon saturation, productivity, and carbon and nitrogen cycling in crop-pasture rotations. *Agricultural Systems*, 171, 13-22. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.11.001>

- Puget P, Drinkwater LE. 2001. Short-term dynamics of root- and shoot-derived carbon from a leguminous green manure. *Soil Science Society of America Journal*, 65: 771-779.
- Rasmussen PE, Collins HP. 1991. Long-term impacts of tillage, fertilizer, and crop residue on soil organic matter in temperate semiarid regions, in: Nyle, C.B. (Ed.). *Advances in agronomy*. Academic press, pp. 93-134. [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60039-5](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60039-5)
- Rochette P, Flanagan LB, Gregorich EG. 1999. Separating soil respiration into plant and soil components using analyses of the natural abundance of Carbon-13. *Soil Science Society of America Journal*, 63(5), 1207. <https://doi:10.2136/sssaj1999.6351207x>
- Salas R, Infante A. 2006. Producción primaria neta aérea en algunos ecosistemas y estimaciones de biomasa en plantaciones forestales. *Revista Forestal Latinoamericana*, 40: 47-70.
- Sawchik J, Ceretta S. 2005. Consumo de agua por sojas de distinto grupo de madurez en diferentes ambientes de producción. En: *Jornada Técnica de cultivos: Trabajos presentados*. Montevideo: INIA. (Actividades de Difusión; 417). pp. 41-45.
- United State Department of Agriculture. 1999. *Soil Taxonomy*. Soil Survey Staff. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. 2nd edition. Natural Resources Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook. p. 436.
- Soussana J-F, Loiseau P, Vuichard N, Ceschia E, Balesdent J, Chevallier T, Arrouays D. 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management*, 20, 219-230.
- Taghizadeh-Toosi A, Olesen JE, Kristensen K, Elsgaard L, Østergaard HS, Laegdsmand M, Christensen BT. 2014. Changes in carbon stocks of Danish agricultural mineral soils between 1986 and 2009. *European Journal of Soil Science*, 65(5), 730-740. <https://doi:10.1111/ejss.12169>

- Thevenot M, Dignac MF, Rumpel C. 2010. Fate of lignins in soils: A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(8), 1200-1211.
- Van den Bygaart AJ, Gregorich EG, Angers DA. 2003. Influence of agricultural management on soil organic carbon: a compendium and assessment of Canadian studies. *Canadian Journal of Soil Science*, 83, 363-380.
- Wander MM, Yang X. 2000. Influence of tillage on the dynamics of loose- and occluded-particulate and humified organic matter fractions. *Soil Biology and Biochemistry*, 32: 1151-1160.
- White CM, Kemanian AR, Kaye JP. 2014. Implications of carbon 0 saturation model structure for simulated nitrogen mineralization dynamics. *Biogeosciences Discussions*, 11, 9667-9695.
<https://doi.org/10.5194/bgd-11-9667-2014>
- Yang F, Liao D, Wu X, Gao R, Fan Y, Raza MA, Wang X, Yong T, Liu W, Liu J, Du J, Shu K, Yang W. 2017. Effect of aboveground and belowground interactions on the intercrop yields in maize-soybean relay intercropping systems. *Field Crops Research*, 203, 16-23.
- Zhang DQ, Hui DF, Luo YQ, Zhou GY. 2008. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *Journal of Plant Ecology-UK*, 1, 85-93.

4. DINÁMICA DEL CARBONO EN SISTEMAS AGRÍCOLAS BAJO SIEMBRA DIRECTA: SÍNTESIS Y CONCLUSIONES GENERALES

En esta tesis se analizaron varios aspectos del ciclo del carbono orgánico del suelo (COS) en un sistema agrícola bajo siembra directa (SD) que provenía de un pastizal natural. En la primera sección se realizó una revisión de antecedentes que demuestran la importancia del COS en los ecosistemas, describiendo los principales procesos que intervienen en el balance y flujos de carbono (C). En la sección 2 se estudió la importancia de los residuos de cosecha sobre el rendimiento de los cultivos siguientes y el balance de COS. Además, se logró ajustar un modelo simple para estimar el balance de COS. En la sección 3 se analizó el efecto de los residuos de distintas especies de plantas (C₃ y C₄) sobre la tasa de humificación de los residuos de los cultivos (h) y la tasa de mineralización del COS (k), utilizando el ¹³C como marcador molecular. Por último, en esta sección se resumen los principales resultados de la tesis respecto a la dinámica del C en los sistemas agrícolas y se discuten las posibles aplicaciones de los resultados.

Luego de 10 años fue posible detectar pérdidas en el contenido de COS en sistemas donde se realizó agricultura continua bajo siembra directa, inmediatamente después de un pastizal natural. Estas pérdidas fueron entre 0,55 y 0,75 Mg C ha⁻¹ año⁻¹, sin diferencias entre los tratamientos evaluados en los primeros 0,30 m de suelo. Contrario a lo propuesto en la hipótesis de este trabajo, no fue posible detectar mayores contenidos de COS en secuencias de cultivos con mayores ingresos de residuos, en este caso una especie C₄ como el maíz, en relación con las especies con menores ingresos de residuos de cosecha (en este caso, soja, una planta C₃). No obstante, las secuencias evaluadas no incluían cultivos invernales, lo cual determinó un menor aporte de C al sistema del que potencialmente se puede lograr en sistemas con mayor intensidad de uso del suelo incorporando cultivo de renta

o cultivos de servicios en invierno (Andrade y Satorre, 2015, Andrade et al., 2015). No solo la masa de residuos es responsable de los aumentos o disminuciones del contenido de COS, sino que es importante la calidad (C:N) de esos residuos y su influencia sobre la actividad microbiana (Fontaine et al., 2007, Zhang et al., 2008, Manzoni et al., 2010, Paterson y Sim, 2013), además de características específicas del suelo determinadas por su textura y composición mineral, que afectan los principales procesos que determinan los flujos de C en un sistema, como son h y k (Hassink y Whitmore, 1997, Lal, 2004, Chen et al., 2014, White et al., 2014).

En nuestro trabajo es probable que los cambios en la productividad primaria neta (PPN) y en la producción de raíces que ocurren al convertir un pastizal natural en un sistema de agricultura continua en SD hayan llevado a las pérdidas observadas en el contenido de COS. El sistema sustituido tenía ingresos de residuos totales estimados entre 3,3 y 4,7 Mg C ha⁻¹ (Mazzilli et al., 2015) con una alta proporción de raíces (aéreo:subterráneo = 1 a 2) con relación a cultivos anuales (maíz = 7,0; soja = 6,9; trigo = 4,9; cultivo cobertura = 4,4) (Bolinder et al., 2002, Redin et al., 2018, sección 2 de esta tesis). También es importante resaltar las diferencias en PPN que hay entre los cultivos estudiados (maíz y soja) y la calidad de ésta (Cuadro 4.1). El maíz devuelve más biomasa aérea que los pastizales y la soja, menos; pero ambos cultivos anuales devuelven menos raíces. La calidad de lo devuelto es peor en maíz (más C/N) que en campo natural y en soja con menor C/N.

Contrario a lo esperado, estos ingresos diferenciales de C al sistema no disminuyeron el rendimiento de los cultivos, seguramente porque el tiempo para que estas pérdidas ocurrieran no ha sido el suficiente o por la característica especial de este experimento en donde se comenzó a realizar agricultura bajo siembra directa sin períodos de laboreo del suelo, donde es probable que las pérdidas de COS hubiesen sido mayores y, por consiguiente, se afectara la productividad del sitio. La disminución de 6,5 Mg C ha⁻¹, en

promedio, para el período evaluado (10 años) significó una pérdida de 0,1 % de C al final del experimento (1,93 vs. 1,83 %), diez veces menos la pérdida reportada por Díaz et al. (2009), que encontraron el COS como la principal variable responsable de las pérdidas en rendimiento de trigo, cebada, girasol y sorgo (75 % de pérdida cuando se redujo en un 1 % el contenido de C). Recientemente, Rubio et al. (2021) reportaron pérdidas de rendimiento para cereales de invierno de hasta 1,0 Mg ha⁻¹ asociadas a una disminución de 1,4 % del contenido de COS.

Este tipo de experimentos en donde al comienzo se contaba con un pastizal natural con vegetación mezcla de especies C₃ y C₄, utilizando el ¹³C como marcador isotópico, permitió estimar la cantidad de C nuevo (derivado de los residuos de los cultivos) en el COS total al final del experimento para dos sistemas contrastantes de agricultura continua (maíz y soja). La proporción de C nuevo con origen en la biomasa de maíz fue un 21 %, mientras que para la soja fue de 3 %. Por tanto, agregar 5,4 Mg ha⁻¹ año⁻¹ de C como residuos (aéreos + subterráneos) de maíz con alta relación C:N y mayor humificación (24 %), comparado con la inclusión de los residuos de soja (2,6 Mg ha⁻¹ año⁻¹) con baja relación C:N y menor humificación (10 %), si bien no disminuyó las pérdidas de C del sistema, aumentó la tasa de ciclado del COS y la mineralización de nutrientes. Es probable, entonces, que el monocultivo de soja, aunque no perdiera más C que el de maíz, haya empeorado otras propiedades del suelo no analizadas en este trabajo, asociadas al reciclaje de la materia orgánica y al aporte de nutrientes (Bolinder et al., 2007).

Cuadro 4.1. Resumen de las principales variables estimadas para maíz (C4) y soja (C3) para el experimento luego de 10 años. Las variables del suelo fueron estimadas para los primeros 0,30 m de profundidad.

Variable	Maíz	Soja
Rendimiento en grano ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)	7,8	2,6
Índice de cosecha	0,44	0,37
Residuos totales ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) ^a	5,4	2,6
Contenido de COS inicial (Mg ha^{-1})	67,5	
Contenido COS final (Mg ha^{-1})	61,0	
Coefficiente de saturación inicial (COS/COSs)	0,88	
Coefficiente de saturación final (COS/COSs)	0,79	
Señal ^{13}C inicial del COS (‰)	-17,5	
Señal ^{13}C final del COS (‰)	-16,4	-18,0
h (año^{-1})	0,24	0,10
k (año^{-1})	0,03	0,01
Proporción COS nuevo en el COS final (%)	21	3
Proporción COS original en el COS final (%)	79	97

^a Residuos aéreos y subterráneos.

La obtención de un mismo contenido de COS final para estos dos cultivos contrastantes, uno con alta cantidad de residuos de peor calidad (maíz) y otro con menores cantidades de residuos de mayor calidad (soja), sugiere que la biomasa microbiana presente en el suelo en las parcelas de soja continua se alimentó principalmente de los residuos de soja y no del COS, como ocurrió para el caso del maíz. El aumento en la mineralización del COS en el tratamiento de maíz estaría gobernado por el efecto *priming*, en el que la cantidad y calidad de los residuos que ingresan al sistema operan de manera que residuos con alta relación C:N aceleran la k comparado con residuos de baja relación C:N, sobre todo en las capas superficiales del suelo (Fontaine et

al., 2007, Blagodatskaya y Kuzyakov, 2008, Paterson y Sim, 2013). Este efecto posiblemente determinó que la k para los primeros 0,10 m fuera $0,042 \text{ año}^{-1}$ para maíz, casi 2,5 veces más que para las parcelas de soja ($0,017 \text{ año}^{-1}$). Fontaine et al. (2003) proponen que los hongos (K-estrategas) son estimulados por residuos frescos con alta relación C:N (maíz), que degradarían la celulosa, la hemicelulosa y la lignina presentes en el COS. En contraparte, las bacterias (r-estrategas) son estimuladas por los residuos de soja de baja relación C:N, que degradarían la fracción soluble de los residuos y otros compuestos orgánicos; éstas crecen rápido y ganan la competencia a los microorganismos K-estrategas y por esto la mineralización del COS en las parcelas bajo soja es menor que en las parcelas bajo maíz (Fontaine et al., 2003).

Como fue previamente reportado por Mazzilli et al. (2015) para este sitio, pasados dos años de agricultura continua luego de un pastizal natural, la k fue el doble bajo maíz que bajo soja para los primeros 0,05 m en la fracción MOAM (materia orgánica asociada a minerales). La principal interrogante planteada en ese trabajo respecto a este proceso fue si se mantendría a lo largo del tiempo (Mazzilli et al., 2014). Pasados 8 años desde ese trabajo y 10 desde instalado el ensayo, se puede decir que la menor k en soja hizo que se necesitaran menores cantidades de ingreso C al sistema para mantener los niveles de COS, pero es posible que el aporte de N (y otros nutrientes) del suelo a los cultivos haya sido menor, debido a que se mineralizó menos COS cada año. Si bien el *priming* es un proceso relevante para los flujos de C en el suelo, su importancia va disminuyendo a medida que aumenta la profundidad, por lo que su alcance ocurre mayormente en los primeros horizontes del suelo.

Un aporte importante de esta tesis fue, mediante el uso de herramientas informáticas sencillas, ajustar un modelo de balance que permitió predecir la dinámica del COS. Si bien estos modelos no son exactos, cuando comparamos los coeficientes de mineralización del COS en las parcelas bajo

maíz y bajo soja estimados con la señal de ^{13}C y con el modelo propuesto en la sección 2, observamos que, en las profundidades de 0,10, 0,20 y 0,30 m se logró un buen ajuste, siendo poca la variación entre ambos pares de valores (Figura 4.1). En la capa superficial (0,05 m), y sobre todo para las parcelas de maíz, el modelo simple sobreestimó la k , seguramente por el efecto que tiene el *priming* en esta profundidad donde se da el ingreso de la mayor cantidad de residuos de los cultivos.

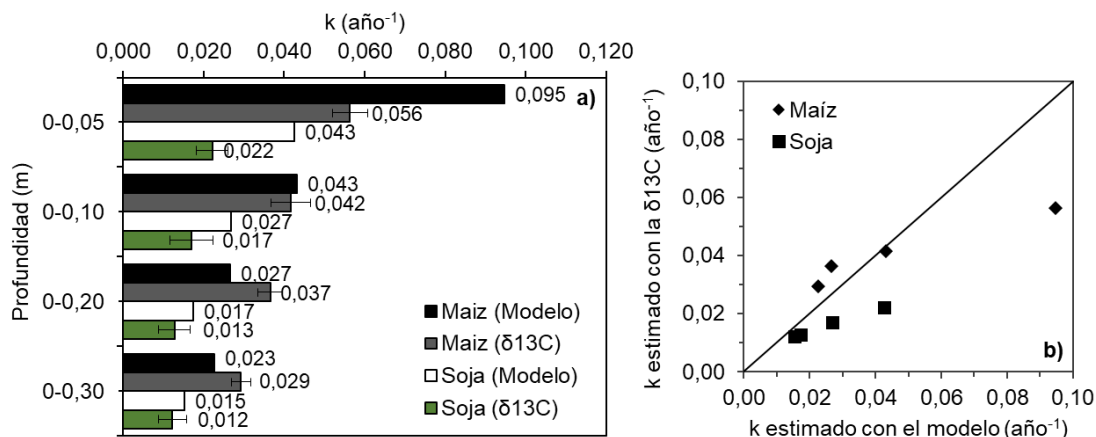


Figura 4.1. a) Comparación entre valores de la tasa de mineralización del COS estimados a partir de un ajuste matemático (modelo) y con la $\delta^{13}\text{C}$, para maíz y soja, para las cuatro profundidades analizadas. b) Relación entre la tasa de mineralización del COS estimados a partir de un ajuste matemático (modelo) y estimados con la $\delta^{13}\text{C}$ para maíz y soja. Los valores de k se señalan con ♦Maíz y ■Soja.

Para evaluar el desvío que supone usar las tasas estimadas por el modelo simple (sección 2) en relación con las tasas obtenidas mediante la técnica de ^{13}C (sección 3) se realizó un balance aparente para ambas secuencias de monocultivo utilizando entradas fijas para maíz ($5,7 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y soja ($2,6 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y partiendo de la misma situación inicial de COS ($67,5 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Se evaluó luego de 10 años los cambios en el contenido

de C (0-0,30 m). Los valores de pérdidas de COS fueron similares entre las dos estimaciones, información que reafirma el buen ajuste que se obtuvo con el modelo simple utilizado (Cuadro 4.2).

Cuadro 4.2. Efecto de las tasas estimadas a partir del modelo de balance y de las estimadas con $\delta^{13}\text{C}$ en el balance de COS a 10 años para los primeros 0,30 m.

	Secuencia	Balance COS (Mg C ha ⁻¹)
h y k - modelo	BQ/Maíz	- 4,5
	BQ/Soja	-4,9
h y k - $\delta^{13}\text{C}$	BQ/Maíz	-4,8
	BQ/Soja	-5,1

Utilizando el modelo con las tasas calculadas mediante la $\delta^{13}\text{C}$ fue posible estimar que para mantener el contenido de COS (balance neutro) en este sitio con los cultivos sembrados se necesitarían ingresos de carbono de 8,1 y 8,2 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ para maíz y soja, respectivamente. Esto equivaldría, en el caso del maíz, a 15,7 Mg ha⁻¹ año⁻¹ de residuos y en soja, a 13,9 Mg ha⁻¹ año⁻¹; utilizando los IC calculados sería necesario lograr rendimientos medios de 12,4 Mg ha⁻¹ y 8,2 Mg ha⁻¹ para maíz y soja, respectivamente. De estos valores surge la pregunta: ¿con qué cultivo sería más probable mantener el balance neutro? Si bien es un caso hipotético, sería más factible obtener los rendimientos de maíz, que es un valor que está por debajo de los potenciales de rendimiento reportados para Uruguay de 17,6 Mg ha⁻¹ (Hayashi y Dogliotti, 2021), que obtener ese rendimiento de soja, que está por encima de los potenciales reportados para nuestras condiciones, los cuales están alrededor de 6,6 Mg ha⁻¹ (Rizzo et al., 2021). Sin embargo, sería más lógico incorporar cultivos de servicio o de renta en invierno para lograr los ingresos de C necesarios al suelo.

Contar con valores de tasas de mineralización, para correr un modelo de balance como el propuesto en este trabajo, ayuda a comprender los procesos ocurridos en el suelo, ya que los parámetros generados permitirán estimar el balance de COS en otros sistemas de manera simple. A modo de ejemplo, usando estas tasas se evaluó la importancia de la productividad en una secuencia de cultivos, realizando una simulación a 9 años (3 veces la secuencia) para una secuencia de Trigo/Soja 2.^a – BQ/Maíz 1.^a – Cobertura/Soja 1.^a, con niveles de productividad alta y media (Cuadro 4.3). Con esta información se estimó el balance aparente partiendo de dos situaciones de contenido de COS contrastantes: un pastizal natural igual que el inicio de este trabajo (67,5 Mg C ha⁻¹) y una situación de 10 años de agricultura continua bajo siembra directa igual que el final de este trabajo (61,0 Mg C ha⁻¹).

Para realizar estos cálculos, la k y h fueron ponderadas para los cultivos no analizados en este trabajo (trigo y cultivo de cobertura) mediante la relación C:N respecto a los cultivos de maíz y soja, utilizando la ecuación:

$$k, h_{\text{cultivo}} = ((C:N_{\text{cultivo}} \times k, h_{\text{maíz, soja}}) \div C:N_{\text{maíz, soja}}) \quad [\text{Eq. 1}]$$

donde $C:N_{\text{cultivo}}$ es la relación carbono nitrógeno de cualquier cultivo, $k, h_{\text{maíz, soja}}$ son los coeficientes de mineralización del COS y humificación de los residuos de maíz y soja y $C:N_{\text{maíz, soja}}$ es la relación carbono nitrógeno de maíz y soja.

Luego se ponderaron ambas tasas para cada par de componentes de la secuencia con un paso anual, según la proporción de ingresos de carbono al sistema, utilizando la ecuación:

$$k, h_{\text{anual}} = ((k, h_{\text{cultivo1}} \times (\text{Ingreso de } C_{\text{cultivo1}} \div \text{Ingreso de } C_{\text{cultivos1y2}})) \div ((k, h_{\text{cultivo2}} \times (\text{Ingreso de } C_{\text{cultivo2}} \div \text{Ingreso de } C_{\text{cultivos1y2}}))) \quad [\text{Eq. 2}]$$

donde k, h_{cultivo1} son los coeficientes de mineralización del COS y humificación de los residuos del cultivo 1, Ingreso de C_{cultivo1} es el ingreso de C al sistema del cultivo 1, Ingreso de $C_{\text{cultivos1y2}}$ es la suma de los ingresos de C al sistema del cultivo 1 y cultivo 2, k, h_{cultivo2} son los coeficientes de mineralización del COS y humificación de los residuos del cultivo 2 e Ingreso de C_{cultivo2} es el ingreso de C al sistema del cultivo 2.

Luego se hicieron variar en función de la productividad de la secuencia (alta y media) con datos suministrados por Unicampo Uruguay en base a la Red agrícola (RauGis). Para la situación de pastizal natural, en cada año simulado se tomó como restricción que no podría estabilizarse más C en el suelo que el permitido por el potencial de secuestro de este; para esto se hizo variar la tasa de humificación cuando el valor de COS superó el valor de saturación.

Cuadro 4.3. Datos utilizados para la secuencia simulada, con valores para productividad alta (P90) y productividad media (P50).

	Trigo	Soja 2. ^a	BQ	Maíz 1. ^a	C.Cobertura	Soja 1. ^a
Productividad alta (P90)						
Rendimiento (Mg ha ⁻¹) ^a	5,4	3,5	-	11,5	1,5	3,9
IC	0,40	0,37	-	0,44	0,40	0,37
Biomasa aérea (Mg ha ⁻¹)	8,1	5,9	-	14,6	3,5	6,6
Biomasa subterránea (Mg ha ⁻¹)	1,7	0,9	-	2,1	1,8	1,0
<i>Input</i> total de C (Mg C ha ⁻¹) ^b	4,1	2,9	-	7,0	2,2	3,2
h (año ⁻¹)	0,170	0,100	-	0,240	0,170	0,100
k (año ⁻¹)	0,017	0,012	-	0,029	0,010	0,012
Productividad media (P50)						
Rendimiento (Mg ha ⁻¹) ^a	3,4	1,9	-	7,1	1,0	2,4
IC	0,40	0,37	-	0,44	0,40	0,37
Biomasa aérea (Mg ha ⁻¹)	5,1	3,3	-	9,1	2,5	4,0
Biomasa subterránea (Mg ha ⁻¹)	1,0	0,5	-	1,3	1,3	0,6
<i>Input</i> total de C (Mg C ha ⁻¹) ^b	2,6	1,5	-	4,4	1,6	1,9
h (año ⁻¹)	0,170	0,100	-	0,240	0,170	0,100
k (año ⁻¹)	0,017	0,012	-	0,029	0,010	0,012

^a Datos de rendimiento suministrados por Unicampo Uruguay en base a la Red agrícola (RauGis).

^b Aéreo + subterráneo.

El efecto más importante de la productividad de los cultivos se observa cuando partimos de agricultura continua bajo SD, o sea, un suelo con pérdidas de C anteriores, donde la secuencia de alta productividad logró un balance neutro, manteniendo el COS en un nuevo nivel de equilibrio, más bajo respecto a un pastizal natural (Cuadro 4.4). La duda es qué tan viable es que un sistema que perdió C pueda lograr altos niveles de productividad, ya que fueron discutidas en este trabajo las pérdidas de rendimiento que están asociadas a pérdidas de COS (Díaz et al., 2009, Etchegoimberry, 2019, Rubio et al., 2021), sobre todo por cambios en la mineralización de N y otros factores del suelo, incluso cuando los cultivos anuales se manejan con SD (Ernst et al., 2016). En contraparte, secuencias con productividades medias no serían suficientes para lograr este efecto y se seguiría perdiendo C, seguramente hasta un nuevo nivel de equilibrio con menores niveles de COS.

Cuadro 4.4. Efecto de la productividad de una secuencia en el balance del COS para los primeros 0,30 m, partiendo de dos situaciones contrastantes de COS inicial. Resultados de cambios en los niveles de COS para los 9 años.

	Productividad alta (P90)	Productividad media (P50)
Pastizal natural	-0,45 Mg C ha ⁻¹	-1,10 Mg C ha ⁻¹
Agricultura continua	0,01 Mg C ha ⁻¹	-1,20 Mg C ha ⁻¹

Para la situación de pastizal natural, donde el suelo se encontraría más cercano a su nivel de saturación (COS/COSs = 0,88 para los primeros 0,30 m), las pérdidas fueron 2 veces más para el caso de productividades medias, aunque de igual manera la secuencia de productividad alta pierde C (Cuadro 4.4), siendo razonable, ya que en un suelo con niveles de COS cercanos a la

saturación los valores de humificación disminuyen (no puede humificarse más C que el nivel de saturación), donde más cantidad de residuos son respirados como CO₂ y no ingresan al suelo (Pravia et al., 2019). La pregunta que surge es por qué cuando partimos de agricultura continua, con un suelo con menos COS (COS/COSs = 0,79 para los 0,30 m) no obtenemos un balance de COS más positivo (por aumento de h) al simular una secuencia de productividades alta. Una hipótesis es que el nivel de saturación sigue siendo alto, dentro del rango observado por Pravia et al. (2019) de 0,67-0,87, donde la reducción en h impidió mayor acumulación de COS y todavía no se manifiesta el efecto que tiene la disminución en la saturación sobre la humificación de los residuos. Por lo tanto, para ser concluyentes en este punto, deberíamos trabajar en un suelo que haya perdido aún más C respecto a su valor de saturación.

Aumentar y mantener un alto nivel de productividad es un gran desafío: además de adoptar nuevas tecnologías, se necesitan rediseñar los sistemas agrícolas para que sean más productivos, estables y sostenibles. Por lo tanto, se deben implementar nuevas secuencias de cultivos para mejorar estas características (Andrade et al., 2017). La agricultura continua bajo SD no es suficiente para mantener la productividad del suelo; en adición, la SD y la intensificación sostenibles requerirán reequilibrar la secuencia de cultivos (Ernst et al., 2020). “La cantidad de nutrientes producidos y de C secuestrado anualmente para un suelo dado depende principalmente de los cultivos utilizados, las condiciones ambientales y las prácticas de manejo. La elección de cultivos y rotaciones de cultivos tiene múltiples efectos, determinando el patrón de suelo cubierto por la biomasa vegetal viva o muerta, la producción total de biomasa, la cantidad y calidad de las biomásas recicladas, la posterior acumulación de C y nutrientes, y su potencial de reciclaje en los suelos. Este último efecto es de primordial importancia, ya que la biomasa vegetal es la fuente principal para la renovación de la materia orgánica del suelo y la rizodeposición de las plantas” (Bolinder et al., 2007). La simpleza del modelo

ajustado en este trabajo lo hace viable para usar en la práctica y, sumado a las tasas estimadas para ambos cultivos (maíz y soja), así como el efecto que tienen el *priming* y la saturación sobre estos, permiten tener otra herramienta a la hora de definir sistemas de rotaciones de cultivos que tengan en cuenta el secuestro de C, que de otra manera llevaría tiempo debido a la lentitud con la que ocurren los cambios en el suelo y los costos que esto trae aparejado.

5. BIBLIOGRAFÍA

Aguilera SS. 2000. Importancia de la protección de la materia orgánica en suelos. 77-83. Último acceso: 18 de abril de 2022. Disponible en <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/121065>

Álvarez R. 2001. Estimation of carbon losses by cultivation from soils of the Argentine Pampa using the Century model. *Soil Use and Management*, 17: 62-66.

Andrade JF, Poggio SL, Ermácora M, Satorre EH. 2015. Productivity and resource use in intensified cropping systems in the Rolling Pampa, Argentina. *European Journal of Agronomy*, 67, 37–51. <https://doi:10.1016/j.eja.2015.03.001>

Andrade JF, Poggio SL, Ermácora M, Satorre EH. 2017. Land use intensification in the Rolling Pampa, Argentina: Diversifying crop sequences to increase yields and resource use. *European Journal of Agronomy*, 82, 1-10. <https://doi:10.1016/j.eja.2016.09.013>

Andrade JF, Satorre EH. 2015. Single and double crop systems in the Argentine Pampas: Environmental determinants of annual grain yield. *Field Crops Research*, 177, 137–147. <https://doi:10.1016/j.fcr.2015.03.008>

Andriulo A, Guerif J, Mary B. 1999. Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas. *Agronomie*, 19, 365-377.

- Balesdent J, Chenu C, Balabane M. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Tillage Reserch*, 53, 215-230.
- Blagodatskaya E, Kuzyakov Y. 2008. Mechanisms of real and apparent priming effects and their dependence on soil microbial biomass and community structure: critical review. *Biology Fertility Soils*, 45, 115–131. <https://doi.org/10.1007/s00374-008-0334-y>
- Bolinder MA, Angers DA, Bélanger G, Michaud R, Laverdière MR. 2002. Root biomass and shoot to root ratios of perennial forage crops in eastern Canada. *Canadian Journal of Plant Science*, 82(4), 731–737.
- Bolinder MA, Janzen HH, Gregorich EG, Angers DA, VandenBygaart AJ. 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agricultural Ecosystem Environment*, 118, 29–42.
- Bolinder MA, Janzen HH, Gregorich EG, Angers DA, VandenBygaart AJ. 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agricultural Ecosystem Environment*, 118, 29–42.
- Borie G, Aguilera SM, Peirano P. 1999. Actividad biológica en suelos. *Frontera Agrícola*, 5, 29-32.
- Burke IC, Yonker CM, Parton WJ, Cole CV, Flach K, Schimel DS. 1989. Texture, climate, and cultivation effects on soil organic content in U.S. grassland soils. *Soil Science Society of America Journal*, 53: 800-805.
- Chen S, Zou J, Hu Z, Chen H, Lu Y. 2014. Global annual soil respiration in relation to climate, soil properties and vegetation characteristics: Summary of available data. *Agricultural and Forest Meteorology*, 198-199, 335–346. <https://doi:10.1016/j.agrformet.2014.08.020>

- De Benito A, Sombrero A. 2006. Changes in soil chemical properties under three tillage systems in a long-term experiment. In: Mediterranean Options, Serie A n.º 69 pp. 155-159. CIHEAM.
- Díaz R, Quincke A, Morón A, Sawchik J, Ibáñez V, Balzarini M. 2009. Efecto de la degradación del carbono orgánico del suelo en la productividad potencial de los cultivos. Simposio: efectos de la agricultura, la lechería y la ganadería en el recurso natural suelo: impactos y propuestas. Montevideo. 69-76.
- Ernst OR, Kemanian AR, Mazzilli SR, Cadenazzi M, Dogliotti S. 2016. Depressed attainable wheat yields under continuous annual no-till agriculture suggest declining soil productivity. *Field Crops Research*, 186, 107-116. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2015.11.005>
- Ernst OR, Kemanian AR, Mazzilli SR, Siri-Prieto G, Dogliotti S. 2020. The dos and don'ts of no-till continuous cropping Evidence from wheat yield and nitrogen use efficiency. *Field Crops Research*, 257, 107-934. <https://doi:10.1016/j.fcr.2020.107934>
- Etchegoimberry P. 2019. Identificación de factores limitantes del rendimiento de una secuencia de cultivos. Tesis MSC. Montevideo, Uruguay. Universidad de la República. Facultad de Agronomía.
- Fabrizzi KP, Morón A, García FO. 2003. Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. non-degraded Mollisols in Argentina. *Soil Science Society of America Journal*, 67: 1831-1841.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2016. Estado Mundial del Recurso Suelo. Resumen Técnico. p. 1.

- Fontaine S, Barot S, Barre P, Bdioui N, Mary B, Rumpel C. 2007. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 450, 277-280.
https://doi.org/http://www.nature.com/nature/journal/v450/n7167/suppinf/nature06275_S1.html
- Fontaine S, Mariotti A, Abbadie L. 2003. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? *Soil Biology and Biochemistry*, 35: 837-843.
- Guggenberger G, Kaiser K. 2003. Materia orgánica disuelta en el suelo: desafiando el paradigma de la conservación por sorción. *Geoderma*, 113(3-4), 293–310. [https://doi:10.1016/s0016-7061\(02\)00366-x](https://doi:10.1016/s0016-7061(02)00366-x)
- Hassink J, Whitmore AP. 1997. A model of the physical protection of organic matter in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 61, 131-139.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010020x>
- Hayashi R, Dogliotti S. 2021. Water productivity in maize, at different levels of deficit irrigation in humid climate. *Agrociencia Uruguay*, 25(1), e390. Epub. <https://dx.doi.org/10.31285/agro.25.390>
- IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático). 2007. Cambio climático 2007: Informe de síntesis contribución de los grupos de trabajo i, ii y iii al cuarto informe de evaluación del grupo intergubernamental de expertos sobre el cambio climático. 6-8.
- IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático). 2014. Climate change 2014: synthesis report. Contribution of working groups i, ii and iii to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. 23-27.
- Janzen HH, Campbell CA, Izaurralde RC, Ellert BH, Juma N, McGill WB, Zentner RP. 1998. Management effects on soil C storage on the Canadian prairies. *Soil and Tillage Research*, 47: 181-195.

- Jastrow JD, Amonette JE, Bailey VL. 2006. Mecanismos que controlan la renovación del carbono en el suelo y su posible aplicación para mejorar la captura de carbono. *Cambio Climático*, 80(1-2), 523. <https://doi:10.1007/s10584-006-9178-3>
- Krull ES, Skjemstad JO, Baldock JA. 2004. Functions of soil organic matter and the effect on soil properties (p. 129). Canberra: Cooperative Research Centre for Greenhouse Accounting.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123, 1-22.
- Manzoni S, Trofymow JA, Jackson RB, Porporato, A. 2010. Stoichiometric controls on carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics in decomposing litter. *Ecological Monographs*, 80, 89-106.
- Martínez E, Fuentes JP, Acevedo E. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, 68-96. <https://doi:10.4067/s0718-2791200800010000>
- Mazzilli SR, Kemanian AR, Ernst OR, Jackson RB, Piñeiro G. 2014. Priming of soil organic carbon decomposition induced by corn compared to soybean crops. *Soil Biology Biochemistry*, 75, 273-281. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.04.005>
- Mazzilli SR, Kemanian AR, Ernst OR, Jackson RB, Piñeiro G. 2015. Greater humification of belowground than aboveground biomass carbon into particulate soil organic matter in no-till corn and soybean crops. *Soil Biology Biochemistry*, 85, 22-30. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.02.014>
- Moron A, Baethgen W, Díaz Rossello RM. 1994. Materia orgánica en la rotación cultivo-pastura. Serie Técnica INIA La Estanzuela 41, 1-16.
- Paterson E, Sim A. 2013. Soil-specific response functions of organic matter mineralization to the availability of labile carbon. *Global Change Biology*, 19, 1562-1571. <https://doi.org/10.1111/gcb.12140>

- Post WM, Emanuel WR, Zinke PJ, Stangenberger AG. 1982. Soil carbon pools and world life zones. *Nature*, 298, 156-159.
- Pravia MV, Kemanian AR, Terra JA, Shi Y, Macedo I, Goslee S. 2019. Soil carbon saturation, productivity, and carbon and nitrogen cycling in crop-pasture rotations. *Agricultural Systems*, 171, 13-22. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2018.11.001>
- Rawls WJ, Brakensiek DL, Saxtonn, KE. 1982. Estimation of soil water properties. *Transactions of the ASAE*, 25(5), 1316-1320. <https://doi:10.13031/2013.33720>
- Redin M, Recous S, Aita C, Chaves B, Pfeifer IC, Bastos LM, Giacomini SJ. 2018. Root and Shoot Contribution to Carbon and Nitrogen Inputs in the Topsoil Layer in No-Tillage Crop Systems under Subtropical Conditions. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 42(0). 6-7. <https://doi:10.1590/18069657rbcs20170355>
- Rizzo G, Monzon JP, Ernst O. 2021. Cropping system-imposed yield gap: Proof of concept on soybean cropping systems in Uruguay. *Field Crops Research*, 260, 107-944. <https://doi:10.1016/j.fcr.2020.107944>
- Rubio V, Diaz-Rossello R, Quincke JA, van Es HM. 2021. Quantifying soil organic carbon's critical role in cereal productivity losses under annualized crop rotations. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 321, 107-607. <https://doi:10.1016/j.agee.2021.107607>
- Six J, Conant RT, Paul EA, Paustian K. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241, 155-176.

- Smith P, Martino D, Cai Z, Gwary D, Janzen H, Kumar P, McCarl B, Ogle S, O'Mara F, Rice C, Scholes B, Sirotenko O, Howden M, McAllister T, Pan G, Romanenkov V, Schneider U, Towprayoon S, Wattenbach M, Smith J. 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture, *Philosophical Transactions of the Royal Society. Royal Society Biological*, 363: 789-813.
- Soane BD. 1990. El papel de la materia orgánica en la compactibilidad del suelo: Una revisión de algunos aspectos prácticos. *Investigación de suelos y labranza*, 16(1-2), 179-201. [https://doi:10.1016/01671987\(90\)90029-d](https://doi:10.1016/01671987(90)90029-d)
- Thevenot M, Dignac MF, Rumpel C. 2010. Fate of lignins in soils: A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(8), 1200-1211.
- Von Lützw M, Kögel-Knabner I, Ekschmitt K, Flessa H, Guggenberger G, Matzner E, Marschner B. 2007. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(9), 2183-2207. <https://doi:10.1016/j.soilbio.2007.03.00>
- White CM, Kemanian AR, Kaye JP. 2014. Implications of carbon 0 saturation model structure for simulated nitrogen mineralization dynamics. *Biogeosciences Discussions*, 11, 9667-9695. <https://doi.org/10.5194/bgd-11-9667-2014>
- Wischmeier WH, Smith DD. 1978. Predicción de pérdidas por erosión de lluvia: una guía para la planificación de la conservación (n.º 537). Departamento de Agricultura, Administración de Ciencias y Educación. p. 58.
- Zhang DQ, Hui DF, Luo YQ, Zhou GY. 2008. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *Journal of Plant Ecology-UK*, 1, 85-93.