

**DISTRIBUCIÓN Y PROTECCIÓN FÍSICA DE LA MATERIA ORGÁNICA EN UN
MOLISOL DEL SUDESTE BONAERENSE: EFECTO DE SISTEMAS DE CULTIVO**

Santiago Néstor Tourn

Trabajo de tesis para ser presentado como requisito parcial para optar al título de
DOCTOR en CIENCIAS AGRARIAS

PROGRAMA DE DOCTORADO EN CIENCIAS AGRARIAS

**FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
UNIVERSIDAD NACIONAL DE MAR DEL PLATA**

Lugar de realización: Unidad Integrada Balcarce: Facultad de Ciencias Agrarias,
UNMdP – Estación Experimental Agropecuaria Balcarce, INTA

Balcarce, Argentina

Octubre 2020

**DISTRIBUCIÓN Y PROTECCIÓN FÍSICA DE LA MATERIA ORGÁNICA EN UN
MOLISOL DEL SUDESTE BONAERENSE: EFECTO DE SISTEMAS DE CULTIVOS**

Santiago Néstor Tourn

.....
Director de Tesis
Ing. Agr. Guillermo Alberto Studdert, M.Sc., Dr.Ing.Agr.

.....
Co-Directora de Tesis
Ing. Agr. Cecilia del Carmen Videla, M.Sc., Dr.

.....
Asesor de Tesis
Ing. Agr. Carlos Perdomo, PhD.

**DISTRIBUCIÓN Y PROTECCIÓN FÍSICA DE LA MATERIA ORGÁNICA EN UN
MOLISOL DEL SUDESTE BONAERENSE: EFECTO DE SISTEMAS DE CULTIVOS**

Santiago Néstor Tourn

Aprobado por:

.....
Evaluadora Ing. Agr. Ana Beatriz Wingeyer, M.Sc., Ph.D.

.....
Evaluador Ing Agr. Juan Alberto Galantini, Dr.

.....
Evaluador Ing. Agr. Daniel Eduardo Buschiazzo, Dr.

DEDICATORIA

A mi familia y amigos, los que están y los que no.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero agradecer al comité asesor. A mi director y amigo Guillermo, un profesional al que le sobran laureles, investigador y docente con principios para admirar, aprender y predicar con su ejemplo y una persona a la cual los adjetivos calificativos no alcanzan. Gran responsable de mi formación profesional desde hace más de 10 años, que con simpleza y precisión me fue guiando en el camino de la generación, análisis, interpretación y divulgación de información confiable e inédita. A Cecilia, mi co-directora, una profesional que quisiera en mi equipo y una persona con una empatía extraordinaria. Desde el día 1 estuvo presente y a disposición. Carlos, mi asesor, quien me aceptó y recibió muy cordialmente cuando estuve trabajando en Uruguay. Un profesional con grandísimas y reconocidas aptitudes, de quien aprendí mucho sobre como trabajar en un tema difícil como son los isótopos estables.

A German y María, profesionales y personas admirables y a quienes aprecio muchísimo, me formaron, me acompañaron, me ayudaron y me hicieron sentir siempre muy confiado.

A Gisela, Camila y Liliana, que colaboraron con el procesamiento de muestras y realización de técnicas en el laboratorio, realmente su ayuda fue fundamental.

A Florencia, Cristina, y Nicola, grandes profesionales y amigos que conocí e hice en mi estadía en Uruguay, me ayudaron con mis muestras y a que todo fuera más fácil lejos de casa.

A todo el grupo de Poscosecha de Frutas y Hortalizas de INTA, pero principalmente a Alejandra, que sin dudarlo me facilitó sus equipos para las mediciones de respiración.

A la parte más importante de mi vida, mi familia, siempre apoyando y preocupándose por mi desempeño.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN GENERAL	1
Hipótesis	12
Objetivo general	12
Objetivos específicos	12
2. CAPÍTULO 1. MATERIALES Y MÉTODOS	13
2.1. Sitios experimentales	13
2.1.1. Ensayo de rotaciones mixtas y sistemas de labranzas	14
2.1.2. Ensayo de secuencias y cultivos y sistemas de labranza	16
2.2. Determinaciones realizadas en el ensayo de rotaciones mixtas y sistemas de labranzas	16
2.2.1. Densidad aparente del suelo	17
2.2.2. Textura de la masa del suelo	17
2.2.3. Procesamiento de muestras y fraccionamiento por tamaño de agregados	19
2.2.4. Fraccionamiento físico para la obtención de fracciones orgánicas	20
2.2.5. Entrada de carbono orgánico por los cultivos y pasturas	21
2.2.6. Carbono orgánico del suelo	22
2.2.7. Estabilidad de los agregados	24
2.2.8. Mineralización de carbono orgánico	25
2.3. Determinaciones realizadas en el ensayo de secuencias de cultivos y sistemas de labranza	27
2.3.1. Densidad aparente del suelo	27
2.3.2. Procesamiento de muestras y fracciones por tamaño de agregados	28
2.3.3. Fraccionamiento físico para la obtención de fracciones orgánicas	27
2.3.4. Carbono orgánico del suelo	27
2.3.5. Abundancia isotópica de ¹³ C	28
2.4. Análisis estadístico	29
2.4.1. Ensayo de rotaciones mixtas y sistemas de labranza	29
2.4.2. Ensayos de secuencias de cultivos y sistemas de labranzas	30

3. CAPÍTULO 2. IMPACTO DE SISTEMAS DE LABRANZA Y ROTACIONES CON PASTURAS SOBRE LA DISTRIBUCIÓN Y ESTABILIDAD DE LOS AGREGADOS DE UN MOLISOL	31
3.1. Introducción	31
3.2. Materiales y métodos	34
3.3. Resultados y discusión	34
3.3.1. Distribución por tamaño de agregados	34
3.3.2. Estabilidad de los agregados	40
3.3.3. Intensificación ecológica de la agricultura y estabilidad de los agregados	48
3.4. Conclusiones	52
4. CAPÍTULO 3. CARBONO EN LA MASA DEL SUELO Y EN LAS FRACCIONES DE AGREGADOS BAJO SISTEMAS DE LABRANZAS Y ROTACIONES CON PASTURAS	53
4.1. Introducción	53
4.2. Materiales y métodos	56
4.3. Resultados y discusión	56
4.3.1. Carbono orgánico en la masa de suelo	56
4.3.2. Distribución de carbono orgánico en las fracciones de agregados luego del humedecimiento por capilaridad	60
4.3.3. Intensificación de la agricultura y carbono orgánico en masa de suelo	65
4.4. Conclusiones	68
5. CAPÍTULO 4. PROTECCIÓN FÍSICA DE CARBONO ORGÁNICO BAJO SISTEMAS DE LABRANZAS Y ROTACIONES CON PASTURAS	69
5.1. Introducción	69
5.2. Materiales y métodos	70
5.3. Resultados y discusión	71
5.3.1. Carbono mineralizado y potencialmente mineralizable en la masa de suelo	71
5.3.2. Mineralización y protección de carbono en agregados	78
5.3.3. Intensificación ecológica de la agricultura y carbono orgánico protegido en macroagregados.	86
5.4. Conclusiones	88

6. CAPÍTULO 5. DISTRIBUCIÓN EN EL SUELO DEL CARBONO ORGÁNICO DERIVADO DE RESIDUOS DE MAÍZ (<i>Zea mays</i> L.): EFECTO DE LOS SISTEMAS DE LABRANZA	89
6.1. Introducción	89
6.2. Materiales y métodos	91
6.3. Resultados y discusión	91
6.3.1. Contenido y composición del COS en la masa de suelo	91
6.3.2. Contenido y composición del COS en las fracciones de agregados	99
6.3.3. Conclusiones	106
7. SÍNTESIS FINAL	107
8. BIBLIOGRAFÍA	113

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1. Características de los suelos en que se han realizado trabajos sobre dinámica de materia orgánica y agregados en relación al disturbio. T. Suelo: Tipo de Suelo; %MO: porcentaje de materia orgánica; %Ar: porcentaje de arena; %Li: porcentaje de limo; %As: porcentaje de arcilla; Ppa: Precipitación anual; Tma: temperatura media anual; As: arcilloso; Ar: arenoso; Li: limoso; Fr: franco. La caracterización de los suelos es a los 20 cm de profundidad y según descripción de la serie a la que corresponde cada uno.	9
Tabla 2.1. Datos analíticos promedio del horizonte superficial de dos suelos, Argiudol Típico (AT) serie Mar del Plata y Argiudol Petrocálcico (AP) serie Balcarce en el Partido de Balcarce (INTA 1979) (Provincia de Buenos Aires, Argentina).	14
Tabla 2.2. Secuencia de cultivos de cada tratamiento del ensayo “Rotaciones Mixtas y Sistemas de Labranza” desde 1994 y hasta 2014. Los casilleros sombreados indican que ese año los cultivos se implementaron bajo siembra directa (SD). Los casilleros con borde indican los periodos bajo pastura. Pp: pastura, M: maíz, T: trigo y S: soja. IISm: índice de intensificación de la secuencia base mensual (Agostini y Studdert <i>et al.</i> , 2014; Novelli <i>et al.</i> , 2017), SC: sistemas de cultivo: PP: pastura permanente, 100SD: agricultura continua bajo SD, 100LC: agricultura continua bajo labranza convencional (LC), 50SD: rotación 50% del tiempo con agricultura bajo SD y 50% bajo Pp, 50LC: rotación 50% del tiempo con agricultura bajo LC y 50% bajo Pp, 75SD: rotación 75% del tiempo con agricultura bajo SD y 25% bajo Pp, 75LC: rotación 75% del tiempo con agricultura bajo LC y 25% bajo Pp.	15
Tabla 2.3. Secuencia de cultivos en cada bloque del ensayo “Secuencias de Cultivos y Sistemas de Labranzas” desde 2005 y hasta 2015. Cada fase de las secuencias se encuentra representada cada año. T: trigo; M: maíz; M ₁ : primer maíz de la secuencia MMT; M ₂ : segundo maíz de la secuencia MMT; S: soja; S ₁ : primera soja de la secuencia SST; S ₂ : segunda soja de la secuencia SST. Zona sombreada representa la secuencia de cultivos utilizada en el presente trabajo.	16
Tabla 2.4. Textura del suelo de cada sistema de cultivo (SC) (Tabla 1) para dos profundidades (Prof.), 0-5, 5-20 y 0-20 cm. As: arcilla; Li: limo; Ar: arena; MF: muy fina; F: fina; M: media; G: gruesa; MG: muy gruesa. Letras iguales indican que no existen diferencias significativas entre SC a una profundidad determinada ($p>0,05$). Números entre paréntesis indican error estándar de la media.	18
Tabla 3.1. Proporción de macroagregados en la masa del suelo obtenida luego de realizados los re-humedecimientos, violento (HV) y por capilaridad (HC) para cada uno de los sistemas de cultivo (SC) (Tabla 2.2.) y a tres profundidades (Prof.). Pre.: pre-tratamiento. Letras iguales dentro de cada fila indican diferencias no significativas ($p>0,05$) entre SC. Números entre paréntesis debajo de cada valor indican el error estándar de la media.	39
Tabla 4.1. Coeficientes de correlación de Pearson entre el contenido (masa equivalente) de carbono orgánico total (COT) y particulado (COP) en la masa total del suelo (MTS) con el cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP). LC: labranza convencional, SD: siembra directa.	60

- Tabla 4.2.** Concentración absoluta de carbono orgánico total (COT), particulado (COP) y asociado (COA) de tres fracciones de agregados (FA) (MAg: macroagregados grandes, MAc: macroagregados chicos y MI: microagregados) para los sistemas de cultivo (SC) (Tabla 2.2.) y a tres profundidades (P), 0-5 cm ,5-20 cm y 0-20 cm. Letras iguales para cada FA y cada fracción de carbono orgánico a una profundidad determinada indican que no existen diferencias significativas entre SC ($p>0,05$). Números entre paréntesis indican error estándar de la media. . 62
- Tabla 4.3.** Relación carbono orgánico (CO) particulado (COP)/ COcarbono orgánico total (COT) (COP/COT) de tres fracciones de agregados (FA) (MAg: macroagregados grandes, MAc: macroagregados chicos y MI: microagregados), para cada sistema de cultivo (SC) (Tabla 2.2.) y a tres profundidades (P), 0-5 cm ,5-20 cm y 0-20 cm. Letras iguales para cada FA a una profundidad determinada indican que no existen diferencias significativas entre SC ($p>0,05$). Números entre paréntesis indican error estándar de la media. 63
- Tabla 5.1..** Carbono potencialmente mineralizable estimado a los 28 días (Co28) y a los 63 días de incubación (Co63), para cada sistema de cultivo (SC) (Tabla 2.2.) y a tres profundidades (P), 0-5 cm , 5-20 cm y 0-20 cm. Letras iguales para cada variable (Co28 y Co63) a una profundidad determinada indican que no existen diferencias significativas entre SC ($p>0,05$). Dif: diferencia porcentual (%). Números entre paréntesis indican error estándar de la media. 77
- Tabla 5.2.** Coeficientes de correlación de Pearson entre el C potencialmente mineralizable estimado a los 63 días (Co63), el contenido (masa equivalente) de C orgánico total (COT) y particulado (COP) en la masa total del suelo y para cada sistema de labranza, siembra directa (SD) y labranza convencional (LC). 78
- Tabla 5.3.** Carbono mineralizado a 28 días de incubación (C28) en agregados intactos (C28I) y molidos (C28M) de tres fracciones de agregados (MAg: macroagregados grandes, MAc: macroagregados chicos y MI: microagregados) para cada sistema de cultivo (SC) (Tabla 2.2.) y a tres profundidades (P), 0-5 cm ,5-20 cm y 0-20 cm. Letras iguales para cada FA y cada tipo de tratamiento de los agregados a una profundidad determinada indican que no existen diferencias significativas entre SC ($p>0,05$). Números entre paréntesis indican error estándar de la media. 79
- Tabla 5.4.** Carbono mineralizado a 28 días de incubación (C28) en agregados intactos (C28I) y molidos (C28M) de tres fracciones de agregados (MAg: macroagregados grandes, MAc: macroagregados chicos y MI: microagregados) para cada sistema de cultivo (SC) (Tabla 2.2.) y a tres profundidades (P), 0-5 cm , 5-20 cm y 0-20 cm. Letras iguales para cada FA y cada tipo de tratamiento de los agregados a una profundidad determinada indican que no existen diferencias significativas entre SC ($p>0,05$). Números entre paréntesis indican error estándar de la media. 82
- Tabla 6.1.** Carbono orgánico (CO) total (COT), particulado (COP) y asociado (COA) proveniente de los residuos de maíz en tres profundidades evaluadas (P) y para dos sistemas de labranza (SL), siembra directa (SD) y labranza convencional (LC). Letras iguales para cada fracción de CO y profundidad indican que no hay diferencias significativas entre SL ($p>0,05$). Valores entre paréntesis indican error estándar de la media. 97

Tabla 6.2. Entrada de carbono (C) al sistema por los cultivos de maíz desde el 2005 (inicio) hasta el 2015 y porcentaje (%) del C retenido en el C orgánico (CO) total (COT), particulado (COP) y asociado (COA) a 0-20 cm de profundidad para distintos sistemas de labranza (SL), siembra directa (SD) y labranza convencional (LC). Letras iguales indican que no existen diferencias significativas entre SL ($p>0,05$). Valores entre paréntesis indican error estándar de la media. 98

Tabla 6.3. Contenido de carbono orgánico total (COT), particulado (COP) y asociado (COA) de tres fracciones de agregados (FA) (MAG: macroagregados grandes, MAC: macroagregados chicos y MI: microagregados) para cada sistema de labranza (SC), agricultura continua bajo labranza convencional (LC) y siembra directa (SD) y pastura continua (PP), a tres profundidades (P), 0-5 cm , 5-20 cm y 0-20 cm. Letras iguales para cada FA y cada fracción de carbono orgánico a una profundidad determinada indican que no existen diferencias significativas entre SC ($p>0,05$). Números entre paréntesis indican error estándar de la media. 101

Tabla 7.1. Coeficientes de correlación de Pearson entre el índice de intensificación de la secuencia en base mensual (IISm) y el cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP), el contenido (masa equivalente) de carbono (C) orgánico total (COT), particulado (COP) y el C protegido (CP) en la masa total del suelo a dos profundidades en la masa total del suelo. LC: labranza convencional, SD: siembra directa. 111

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Esquema de variaciones en el $\delta^{13}C$ derivadas de cambios en el tipo del material vegetal ingresado al suelo (adaptado de Chenu et al., 2015). $\delta^{13}C_{VegA}$ = $\delta^{13}C$ de vegetación A, $\delta^{13}C_{VegB}$ = $\delta^{13}C$ de vegetación B, $\delta^{13}C_{CA0}$ = $\delta^{13}C$ inicial del carbono orgánico, $\delta^{13}C_{CA}$ = $\delta^{13}C$ del carbono orgánico derivado de vegetación A, $\delta^{13}C_{CB}$ = $\delta^{13}C$ del carbono orgánico derivado de vegetación B, CA= contenido de carbono proveniente de vegetación A y CB= contenido de carbono proveniente de vegetación B.	11
Figura 2.1. Localización de los experimentos.	13
Figura 3.1. Distribución de fracciones de agregados (MAg: macroagregados grandes, MAC: macroagregados chicos, MI: microagregados y FF: fracción fina) respecto a la masa de suelo, para tres profundidades 0-5 cm (a), 5-20 cm (b), 0-20 cm (c) y para los diferentes sistemas de cultivo (Tabla 2.2.), luego del re-humedecimiento por capilaridad. Letras iguales entre las mismas secciones de diferentes columnas indican diferencias no significativas ($p>0,05$). Barras verticales en cada sección de las columnas indican el error estándar estimado de la media.	36
Figura 3.2. Distribución de fracciones de agregados (MAg: macroagregados grandes, MAC: macroagregados chicos, MI: microagregados y FF: fracción fina) respecto a la masa de suelo, para tres profundidades 0-5 cm (a), 5-20 cm (b), 0-20 cm (c) y para los diferentes sistemas de cultivo (Tabla 2.2.), luego del re-humedecimiento violento. Letras iguales entre las mismas secciones de diferentes columnas indican diferencias no significativas ($p>0,05$). Barras verticales en cada sección de las columnas indican el error estándar estimado de la media.	37
Figura 3.3. Cambio de masa (CMF) de las fracciones de agregados entre los dos métodos de re-humedecimiento para los distintos sistemas de cultivo (Tabla 2.2.) y para las tres profundidades analizadas, a) 0-5 cm, b) 5-20 cm y c) 0-20 cm. Las líneas verticales en cada columna indican el error estándar estimado de la media. Letras iguales dentro de cada fracción de agregados indican diferencias no significativas ($p>0,05$) entre sistemas de sistemas de cultivo.	41
Figura 3.4. Cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP) de agregados debido al tamizado de estos con dos métodos de re-humedecimiento (por capilaridad y violento) para distintos sistemas de cultivo (Tabla 2.2.) y a tres profundidades. Las líneas verticales en cada columna indican el error estándar estimado de la media. Letras iguales dentro de cada fracción de agregados indican que las diferencias no son significativas ($p>0,05$) entre sistemas de sistemas de cultivo.	46
Figura 3.5. Cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP) de agregados bajo dos sistemas de labranza (siembra directa: SD y labranza convencional: LC), en función de índice de intensificación suelo (base mensual) (IISm) a las profundidades de 0-5 cm (a), 5-20 cm (b) y 0-20 cm (c). Los círculos llenos negros indican LC, los llenos grises pastura continua (PP) y los vacíos SD.	50

- Figura 4.1.** Contenido de carbono orgánico particulado (COP), asociado (COA) y total (COT) (columnas completas) en la masa total del suelo para los diferentes sistemas de cultivo, a las tres profundidades analizadas 0-5 cm (a), 5-20 cm (b) y 0-20 cm (c) (expresado en masa equivalente). Letras iguales entre las mismas secciones de diferentes columnas indican diferencias no significativas ($p>0,05$). Barras verticales en cada sección de las columnas indican el error estándar estimado de la media. 57
- Figura 4.2.** Aporte de carbono (C) al suelo por diferentes sistemas de cultivo (Capítulo 1, Tabla 2.2). Letras iguales entre las columnas indican diferencias no significativas ($p>0,05$). Barras verticales en cada columna indican el error estándar estimado de la media. 59
- Figura 4.3.** Aporte de carbono al suelo por la biomasa vegetal de los cultivos con diferentes sistemas de labranzas (siembra directa (SD) y labranza convencional (LC) en función del índice de intensificación de la secuencia en base mensual (IISm). 59
- Figura 4.4.** Concentración absoluta de carbono orgánico particulado (COP), asociado (COA) y total (COT) (columnas completas) en macroagregados ($>250 \mu\text{m}$) para los diferentes sistemas de cultivo (SC) (Tabla 2.2.), a las tres profundidades analizadas. Letras iguales entre las mismas secciones de diferentes columnas dentro de cada profundidad indican diferencias no significativas ($p>0,05$). Barras verticales en cada sección de las columnas indican el error estándar estimado de la media. 64
- Figura 4.5.** Contenido de Carbono orgánico total (COT) y particulado (COP) en la masa total del suelo para dos sistemas de labranza, siembra directa (SD) y labranza convencional (LC) en función del índice de intensificación de la secuencia en base mensual (IISm) a tres profundidades, 0-5cm (a y d), 5-20 cm (b y e) y 0-20 cm (c y f). Los círculos llenos negros indican LC, los llenos grises pastura continua (PP) y los vacíos SD.. 67
- Figura 5.1.** Carbono mineralizado (Cmin) acumulado a 28 días de incubación para los distintos SC (Tabla 2.2.) y profundidades analizadas (Prof.). Letras iguales en cada nivel de profundidad indican que no existen diferencias significativas ($p<0,05$) entre SC. Barras verticales en cada columna indican el error estándar de la media. 72
- Figura 5.2.** Carbono mineralizado (Cmin) acumulado promedio ($\text{mg C kg suelo}^{-1}$) a 0, 2, 4, 6, 10, 16, 22 y 28 días en la masa total del suelo a tres profundidades, 0-5 cm (a y d), 5-20 cm (b y e) y 0-20 cm (c y f) para diferentes sistemas de cultivo (SC) (Tabla 2.2.). Pastura continua (PP) y SC bajo labranza convencional (LC) (a, b y c), PP y SC bajo siembra directa (SD) (d, e y f). Barras verticales indican error estándar de la media ($n=3$) para cada tiempo de incubación. 73
- Figura 5.3.** Carbono mineralizado (Cmin) acumulado promedio ($\text{mg C kg suelo}^{-1}$) a 0, 2, 4, 6, 10, 16, 22, 28, 35, 50 y 63 días en la masa total del suelo a tres profundidades, 0-5 cm (a), 5-20 cm (b) y 0-20 cm (c) para diferentes sistemas de cultivo (SC) (Tabla 2.2.). Pastura continua (PP) y agricultura continua bajo siembra directa (100SD) y bajo labranza convencional (100LC) Letras iguales en cada profundidad indican que no existen diferencias significativas a 28 días de incubación. Barras verticales indican error estándar de la media ($n=3$) para cada tiempo de incubación. 74

- Figura 5.4.** Carbono mineralizado acumulado a los 63 días de incubación (Cmin63) en función del mineralizado a los 28 días (Cmin28) para los sistemas de cultivo pastura continua (PP), agricultura continua bajo siembra directa (100SD) y bajo labranza convencional (100LC). 75
- Figura 5.5.** Concentración absoluta de carbono protegido (CP) en cada fracción de agregados a) macroagregados grandes (MAg, >2000 μm), b) macroagregados chicos (MAc, 2000-250 μm) y c) microagregados (MI, 250-53 μm) y para los distintos sistemas de cultivos (SC) y profundidades (Prof.). Letras iguales en cada fracción de agregados y profundidad indican que no existen diferencias significativas ($p>0,05$). Barras verticales en cada columna indican error estándar de la media. 83
- Figura 5.6.** Contenido de carbono protegido (CP) en la masa total de agregados (columna completa) y cada fracción de agregados (macroagregados grandes (MAg)>2000 μm parte superior, macroagregados chicos (MAc) 2000-250 μm , media y microagregados (MI) 250-53 μm , inferior) de la columna para cada sistemas de cultivo (SC) (Tabla 2.2.) y profundidad a) 0-5 (a) c, b) 5-20 cm (b) y c) 0-20 (c) cm. Letras iguales entre las mismas secciones de diferentes columnas indican diferencias no significativas ($p>0,05$). Barras verticales en cada columna indican error estándar de la media. 84
- Figura 5.7.** Contenido de carbono protegido en los macroagregados (>250 μm) (CP-MA) para cada sistema de cultivo (SC) (Tabla 2.2.) y profundidad (Prof.) 0-5 (a), 5-20 (b) y 0-20 (c) cm. Letras iguales en cada Prof. Indican diferencias no significativas ($p>0,05$). Barras verticales en cada columna indican error estándar de la media. 86
- Figura 5.8.** Carbono protegido en macroagregados (>250 μm , CP-MA) bajo dos sistemas de labranza (siembra directa: SD y labranza convencional: LC), en función de índice de intensificación suelo (base mensual) (IISm) a las profundidades de 0-5 cm (a), 5-20 cm (b) y 0-20 cm (c). Los círculos llenos negros indican LC, los llenos grises pastura continua (PP) y los vacíos SD. ... 87
- Figura 6.1.** Carbono orgánico (CO) total (columnas completas), particulado (COP) y asociado (COA) en la masa total del suelo para los diferentes sistemas de labranza (SL), a las tres profundidades analizadas 0-5 cm, 5-20 cm y 0-20 cm (expresado en masa equivalente). Letras iguales entre las mismas secciones de diferentes columnas indican diferencias no significativas ($p>0,05$). Barras verticales en cada sección de las columnas indican el error estándar estimado de la media. 92
- Figura 6.2.** Valores de $\delta^{13}\text{C}$ en el carbono orgánico (CO) particulado (COP) (a) y asociado (COA) (b) a 0-5 cm, 5-20 cm y 0-20 cm de profundidad al inicio del ensayo (Inicio (I), 2005) y al final (2015) luego de tratamientos (T) de agricultura continua bajo siembra directa (SD) y labranza convencional (LC). Letras iguales entre columnas dentro de cada FA indican que no hay diferencias significativas ($p>0,05$). Barras verticales en cada columna indican error estándar de la media. 94

Figura 6.3. Porcentaje (%) del carbono orgánico (CO) particulado (COP) (a) y asociado (COA) (a) que proviene de residuos de cultivos de maíz en tres profundidades (P) evaluadas y para dos sistemas de labranza (SL), siembra directa (SD) y labranza convencional (LC). Letras iguales entre columnas para una P determinada indican que no existen diferencias significativas ($p>0,05$), barras verticales en cada columna indican error estándar de la media. 95

Figura 6.4. Distribución de fracciones de agregados (MAg: macroagregados grandes, MAc: macroagregados chicos, MI: microagregados y FF: fracción fina) respecto a la masa de suelo, para tres profundidades (P) y para los diferentes sistemas de cultivo (SC) agricultura continua bajo labranza convencional (LC) y siembra directa (SD) y pastura permanente (PP), luego del re-humedecimiento por capilaridad. Letras iguales entre las mismas secciones de diferentes columnas indican diferencias no significativas ($p>0,05$). Barras verticales en cada sección de las columnas indican el error estándar estimado de la media. 100

Figura 6.5. Valores de $\delta^{13}C$ en el carbono orgánico particulado en cada fracción de agregados (FA) (MAg: macroagregados grandes, MAc: macroagregados chicos y MI: microagregados) a 0-5 cm (a), 5-20 cm (b) y 0-20 (c) cm (c) de profundidad en la pastura de referencia (PP) y luego de tratamientos de agricultura continua bajo siembra directa (SD) y labranza convencional (LC). Letras iguales entre columnas dentro de cada FA indican que no hay diferencias significativas ($p>0,05$). Barras verticales en cada columna indican error estándar de la media. 102

Figura 6.6. Figura 6.6. Porcentaje (%) (a) y contenido (b) del carbono orgánico particulado (COP) que proviene de residuos de cultivos de maíz en tres fracciones de agregados (FA) (MAg: macroagregados grandes ($>2000 \mu m$), MAc: macroagregados chicos (2000-250 μm) y MI: microagregados (250-53 μm)), tres profundidades (P) evaluadas y para dos sistemas de labranza (SL), siembra directa (SD) y labranza convencional (LC). Letras iguales entre columnas para cada FA y P indican que no existe diferencias significativas ($p<0,05$) entre SL. Barras verticales en cada columna indican error estándar de la media. 103

Figura 6.7. Porcentaje (%) del carbono (C) derivado del maíz retenido en el C orgánico particulado (COP) a 0-20 cm de profundidad para tres fracciones de agregados (FA) (MAg: macroagregados grandes, MAc: macroagregados chicos y MI: microagregados) y distintos sistemas de labranza (SL), siembra directa (SD) y labranza convencional (LC). Letras iguales en cada columna dentro de cada FA indican que no existen diferencias significativas entre SL ($p>0,05$). Barras verticales en cada columna indican error estándar de la media. 105

Figura 7.1. Síntesis esquemática de los efectos observados en las distintas variables determinadas ante cambios en la intensificación ecológica de la agricultura y bajo diferentes sistemas de labranza. El ancho del trapecio indica la magnitud relativa de la variable. IISm= Índice intensificación de la secuencia de cultivos en base mensual..... 112

ABREVIATURAS

50LC	Rotación 50% del tiempo con agricultura bajo labranza convencional y 50% bajo pasturas
50SD	Rotación 50% del tiempo con agricultura bajo siembra directa y 50% bajo pasturas
75LC	Rotación 75% del tiempo con agricultura bajo labranza convencional y 25% bajo pasturas.
75SD	Rotación 75% del tiempo con agricultura bajo siembra directa y 25% bajo pasturas
100LC	Agricultura continua bajo labranza convencional
100SD	Agricultura continua bajo siembra directa
C	Carbono
Co	Carbono potencialmente mineralizable estimado
Co28	Carbono potencialmente mineralizable estimado a los 28 días
Co63	Carbono potencialmente mineralizable estimado a los 63 días
C28	Carbono mineralizado acumulado a 28 días
C28I	Carbono mineralizado acumulado a 28 días en agregados intactos
C28M	Carbono mineralizado acumulado a los 28 días en agregados molidos
C63	Carbono mineralizado acumulado a los 63 días de incubación
CDMP	Cambio en el diámetro medio ponderado de los agregados
CMF	Cambio en la masa de la fracción de agregados
Cmin	Carbono mineralizado
CO	Carbono orgánico
COT	Carbono orgánico total
COP	Carbono orgánico particulado
COA	Carbono orgánico asociado a los minerales
CP	Carbono protegido
CP-MA	Carbono protegido en macroagregados
FA	Fracción de agregados
FF	Fracción fina
HC	Humedecimiento por capilaridad
HV	Humedecimiento violento
IEA	Intensificación ecológica de la agricultura
IISm	Intensificación de la secuencia en base mensual
LC	Labranza convencional
MA	Macroagregados
MAc	Macroagregados chicos

MAg	Macroagregados grandes
MI	Microagregados
MMT	Secuencia maíz-maíz-trigo
MO	Materia orgánica
N	Nitrógeno
PP	Pastura permanente
SEB	Sudeste de Buenos Aires
SC	Sistemas de cultivo
SD	Siembra directa
SL	Sistemas de labranza

RESUMEN

Los suelos del Sudeste Bonaerense (SEB) presentan textura franca y alto contenido de carbono (C) orgánico (CO) total (COT). Sin embargo, han sufrido una pérdida generalizada de COT y, consecuentemente, de su salud, atribuida a secuencias de cultivos simplificadas y al uso no racional de los sistemas de labranza (SL). Resulta crucial explorar prácticas de manejo que permitan mantener y/o aumentar el nivel de COT y para ello es necesario conocer su dinámica y tener herramientas para predecir sus cambios. Las alternativas para secuestrar CO en el suelo y mejorar la cantidad y estabilidad de los agregados (EA) se basan en el uso de siembra directa (SD) y la intensificación ecológica de la agricultura (IEA) (e.g. rotando con periodos de pasturas). Es escasa la información disponible en el SEB referida al efecto de estas prácticas sobre la dinámica del COT en la masa del suelo y en las fracciones de agregados (FA) y su relación con otras propiedades edáficas. Por lo tanto, para las condiciones del SEB se hipotetizó que a) bajo la misma secuencia de cultivos agrícolas de cosecha, la agricultura bajo SD no reduce las pérdidas de COT, pero sí incrementa la protección física de sus fracciones lábiles y b) una mayor IEA aumenta el contenido de COT y la protección física de las fracciones lábiles independientemente del SL, pero su incremento se relaciona con la naturaleza del aporte de C al suelo. Se trabajó con muestras de suelo extraídas de ensayos con distintos niveles de IEA y tipos de SL (SD y labranza convencional (LC)). Los sistemas de cultivo (SC; SL y combinación de cultivos con pasturas) bajo SD presentaron siempre mayor EA que aquéllos bajo LC, pero el incremento más importante de la EA se registró cuando aumentó la IEA. Asimismo, se confirmó la relación entre los contenidos de COT y CO particulado (COP) y la EA y que ésta puede ser explicada por la estabilidad de los macroagregados (>250 µm). Además, se reafirmó que, para los suelos del SEB, la SD no conduce a la ganancia de COT a 0-20 cm y que su nivel se incrementó cuando se aumentó la IEA. Esto confirma el papel clave de las raíces creciendo activamente para restaurar la salud del suelo, incluso bajo labranzas agresivas. No obstante, cuando la proporción de pasturas disminuyó bajo SD se mantuvo la salud del suelo en términos de EA y COT, pero a 0-5 cm. Además, se identificó que los macroagregados, especialmente los mayores a 2000 µm, representan el compartimento del suelo que acumula y protege fracciones lábiles del CO y que la disminución del laboreo favorece este proceso. Por lo tanto, los SC que aumentan la cantidad y estabilidad de los macroagregados y su cantidad de COP, son una herramienta valiosa para mantener o restaurar la salud de los suelos y sus funciones ecosistémicas. Sin embargo, para confirmar los beneficios de la IEA sobre la salud

edáfica, sería necesario evaluar sus efectos en rangos más amplios de textura y/o utilizando otras formas y niveles de IEA.

Palabras clave: intensificación ecológica de la agricultura, laboreo, estabilidad de los agregados, carbono orgánico.

ABSTRACT

The soils of the Southeastern Buenos Aires Province, Argentina (SEB) show loam texture and high total (COT) organic (CO) carbon (C) content. However, they have suffered a generalized loss of COT and, consequently, of soil health due to the simplification of crop sequences and an irrational use of tillage systems (SL). The COT plays a key role in determining soil health given it defines several ecosystem functions of soil. Thus, it becomes crucial to explore management practices that favor COT accrual, to advance knowledge on COT dynamics, and to develop tools to predict its changes. The alternatives to sequester C in soil and to improve aggregation and aggregate stability (EA) are based on the use of no-tillage (SD) and on ecological agriculture intensification (IEA) (e.g. incorporation of pastures to the sequence). The available information in the SEB on the effect of those practices on COT dynamics both in the bulk soil and in aggregate fractions (FA) and on their relationship with other soil properties, is scarce. Therefore, for the conditions of the SEB, it was hypothesized that a) under the same cash crop sequence, cropping under SD does not reduce COT losses, but does increase its labile fractions protection, and b) regardless of SL, IEA increases COT and the physical protection of its labile fractions, but the magnitude of these increases relates to the nature of C input to the soil. Soil samples were taken from experiments with different levels of IEA and two SL (SD and conventional tillage (LC)) and analyzed. Cropping systems (SC) under SD always showed higher EA than those under LC. However, the greatest increase of EA was observed when IEA increased. Likewise, it was confirmed the relationship between EA and COT and particulate CO (COP) contents. Besides, it was also confirmed that EA could be explained by the stability of macroaggregates ($>250 \mu\text{m}$). It was also confirmed that for the studied soils, SD itself does not lead to COT accrual in the arable layer (0-20 cm) and that the greatest COT and COP contents were achieved with increased IEA. This confirms the key role of actively growing roots to restore soil health even under aggressive tillage systems. However, when the proportion of pastures in the SC under SD was low, soil health was maintained but only at 0-5 cm. It was also determined that macroaggregates, especially the greater ones ($>2000 \mu\text{m}$), are the soil compartment that protect the labile fractions of COT and that reducing tillage intensity favors that protection. Therefore, the SC that lead to increasing the amount and the stability of macroaggregates are a valuable tool to maintain or restore the health of the soils under study, preserving their functioning in the agroecosystem. Nevertheless, to confirm the benefits of IEA on soil health it would be

necessary to evaluate its effect in environments with a wider range of textures and/or under other forms and levels of IEA.

Keywords: ecological agriculture intensification, tillage, aggregate stability, organic carbon.

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

La sostenibilidad de las sociedades humanas y del ambiente dependen del uso racional de los recursos naturales (Keesstra *et al.*, 2016). El suelo es uno de ellos, no renovable (en el corto plazo), dinámico y propenso a una rápida degradación por el mal uso. Entre las múltiples funciones del suelo pueden citarse, por un lado, el sostenimiento de la producción de biomasa y de la biodiversidad, incluyendo la preservación y el aumento del reservorio génico. Por otro, es fundamental en la regulación de la calidad del agua y del aire actuando como filtro, amortiguador, y/o desintoxicante. Asimismo, interviene activamente en la regulación de los procesos biogeoquímicos (Lal, 1998, FAO, 2015). La calidad del suelo se entiende como su capacidad para funcionar dentro de los límites de un ecosistema natural o intervenido por el ser humano, sostener la productividad de plantas y animales y mantener o mejorar la calidad del aire y del agua (Karlen *et al.*, 1997). Se refiere, entonces, a la capacidad del suelo de cumplir sus funciones económicas, ecológicas, culturales y estéticas y es el producto del balance entre los procesos que intervienen en su resiliencia y de los de aquéllos que lo conducen a su degradación (Lal, 1998). La calidad del suelo está influenciada por la interacción de factores inherentes (material originario, relieve, clima) y antropogénicos (sistemas de labranza (SL), rotación de cultivos, fertilización, uso de insumos) (Karlen *et al.*, 2013). El consenso respecto al concepto de calidad de suelo ha ayudado a comprender mejor la importancia del suelo, no sólo para asegurar la provisión de alimentos y fibras, sino también para garantizar la prestación de las funciones y servicios esenciales de los ecosistemas en todas las regiones del mundo (FAO, 2015). Intensificar los agroecosistemas actuales surge como la opción más factible para avanzar en la producción de alimentos porque no hay grandes áreas de tierras adicionales que puedan cultivarse (Lal, 2013). Sin embargo, el manejo del suelo debe tender a mantener o mejorar su calidad, permitiendo una producción sustentable que garantice o mejore los rendimientos, la calidad del agua y del aire, mitigando las emisiones de gases de efecto invernadero (Karlen *et al.*, 1997; Panettieri *et al.*, 2017).

El uso generalizado y continuo de prácticas agrícolas, ha dado lugar a fenómenos de degradación del suelo que se manifiestan, entre otras cosas, en balances negativos de nutrientes y de carbono (C) y en la alteración de sus propiedades físicas (Lal, 2013; Franzluebbers *et al.*, 2014). Esto provoca disminución en la calidad del suelo y compromete la sustentabilidad de los sistemas productivos (Lal, 2010). Las consecuencias de este fenómeno incluyen la disminución de la productividad agrícola,

el deterioro de recursos y la pérdida de biodiversidad (Doran *et al.*, 1996; Manuel-Navarrete *et al.*, 2009) poniendo en peligro la seguridad alimentaria y amenazando la calidad del ambiente (Lal, 2010). Para hacer un uso sustentable del suelo, es necesario contar con indicadores que permitan caracterizar su calidad de manera sensible, rápida, sencilla y accesible (Doran y Parkin, 1996).

La Región Pampeana Argentina no escapa a los procesos de degradación de los suelos generados por el uso creciente y continuo para la agricultura. Aquellos procesos se asocian a cambios tecnológicos, exigencias de los mercados, expansión de la frontera agropecuaria hacia áreas con suelos de menor aptitud y mayor vulnerabilidad, y la tendencia de la agricultura hacia el desarrollo de monocultivos (Manuel Navarrete *et al.*, 2009). Como consecuencia, se ha producido una aceleración de los ciclos que naturalmente ocurren en el suelo, exponiendo a los cultivos a crecientes deficiencias de nutrientes, reducción del contenido de materia orgánica (MO) e incremento en la susceptibilidad a procesos de erosión (Manuel-Navarrete *et al.*, 2009; Sainz Rozas *et al.*, 2011, 2019; Sasal *et al.*, 2017). Para revertir estos procesos de degradación del recurso, es necesario el uso criterioso y cauteloso del mismo, a través de la elección de sistemas de manejo adecuados para cada tipo y condición del suelo en el largo plazo, que permitan recuperar sus características a través de mecanismos de restauración (Lal, 1998, 2010; Blanco-Canqui y Lal, 2008).

La MO del suelo puede definirse como todos los materiales orgánicos que se encuentran en el suelo, que son parte o han formado parte de organismos vivos. Es una mezcla continua de materiales carbonados en diversas etapas de transformación-descomposición debido a procesos bióticos y abióticos. Las distintas relaciones de tales materiales con la biota del suelo y con el resto de sus componentes, inciden sobre su exposición al procesamiento biológico (grado de protección de la MO) y, por lo tanto, sobre su susceptibilidad a la incidencia de las prácticas de manejo que se apliquen y de otros aspectos ambientales sobre su dinámica, funcionalidad y contenido (Six *et al.*, 2002, Quiroga y Studdert, 2014). Para su cuantificación y análisis se expresa por su contenido de C orgánico (CO) total (COT). Se ha demostrado que la combinación de prácticas de manejo (Quiroga y Studdert, 2014) y la selección de las más adecuadas para cada ambiente y momento del año, permitiría balancear las ventajas y las desventajas del secuestro y la mineralización del CO sin promover un proceso más que el otro y, con ello, manejar la funcionalidad del suelo (Janzen, 2006).

El contenido de COT es un parámetro edáfico importante debido a su marcado efecto sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Su variación

afecta la dinámica de algunas de dichas propiedades, incidiendo sobre el funcionamiento del suelo (Studdert y Echeverría, 2000; Panettieri *et al.*, 2015, Duval *et al.*, 2016). Influye sobre la estructura, la porosidad y su estabilidad (Golchin *et al.*, 1994, 1995; Chappell *et al.*, 1999; Eiza, Studdert y Fioriti *et al.*, 2006; Roldán *et al.*, 2014) y, con ello, sobre la absorción, la circulación y la retención de agua (Aparicio y Costa, 2007). Asimismo, incide sobre la disponibilidad de macro- y micronutrientes, la capacidad de intercambio catiónico y aniónico, la producción de sustancias inhibitoras y activadoras para el desarrollo de microorganismos, el intercambio gaseoso y otras propiedades edáficas (Álvarez *et al.*, 1998). El conocimiento de la cantidad y la calidad de COT y de cómo varía, contribuye, de manera importante, al diagnóstico de los efectos relacionados con el manejo y el mantenimiento de las funciones del suelo (Studdert *et al.*, 2008).

El contenido de COT depende del balance entre la cantidad y la calidad de los aportes orgánicos que ingresan al suelo y de la tasa con que el COT es mineralizado por la biota edáfica. Por lo tanto, su dinámica puede ser manejada a través de los sistemas de cultivo que se empleen (labranzas, rotación de cultivos, fertilización) (Allmaras *et al.*, 2000; Studdert y Echeverría, 2000). El laboreo incrementa la oxigenación del ambiente edáfico, mejora el contacto de los restos vegetales con el suelo (Balesdent *et al.*, 2000; Bronick y Lal, 2005) y provoca la ruptura de agregados exponiendo el CO protegido en su interior al ataque de microorganismos, lo que promueve su mineralización (Beare *et al.*, 1994; Curtin *et al.*, 2014). La magnitud del efecto de la aplicación del laboreo va a depender del tipo y modo de uso de la herramienta que se utilice, debido a que ello lleva a diferentes grados de remoción y forma de corte (Balbuena *et al.*, 2009). Por otro lado, la combinación de cultivos junto con otras prácticas regula parcialmente la cantidad de C atmosférico que retorna al suelo a través de los residuos de cosecha de los cultivos (Janzen, 2006; Baker *et al.*, 2007). El tiempo bajo agricultura provoca una disminución del COT que es directamente proporcional a la agresividad y al modo de uso de la labranza (Studdert y Echeverría, 2000; Puget y Lal, 2005; Varvel, 2006; Blanco-Canqui y Lal, 2008) e inversamente proporcional a la cantidad de residuos devueltos (Studdert y Echeverría, 2000; Kong *et al.*, 2005; Domínguez *et al.*, 2009). Por ende, la tasa de disminución de COT dependerá del tipo de suelo y el clima (Bronik y Lal, 2005). Existen alternativas para secuestrar C en el suelo de los agroecosistemas. Ellas comprenden, entre otras, el mejoramiento y la intensificación de las combinaciones de cultivos, y/o la rotación con periodos de pasturas (Studdert *et al.*, 1997; Follet, 2001; Alvarez, 2005; Janzen,

2006; Fronning *et al.*, 2008; Ernst y Siri-Prieto, 2009; Caviglia y Andrade, 2010; Franzluebers *et al.*, 2014; Novelli *et al.*, 2017). Asimismo, el incremento de los rendimientos por unidad de superficie y la reducción de la intensidad de laboreo (*e.g.* siembra directa (SD)) (Lal *et al.*, 1994; Franzluebers y Arshad, 1996, Blanco-Canqui y Lal, 2008), son también estrategias generalmente recomendadas.

Si bien el secuestro de C favorece al suelo y a la atmósfera, muchos de los servicios que se esperan del suelo (*e.g.* provisión de nutrientes) dependen de que el CO sea mineralizado (Janzen, 2006). La magnitud de la mineralización del CO dependerá, mayormente, de la proporción de sus fracciones con distintas tasas y tiempos de ciclado y diferentes grados de protección (Six *et al.*, 2002; Oorts *et al.*, 2006). Por lo tanto, el diseño de las prácticas de manejo debe propender a mantener el nivel de COT dentro de límites adecuados para garantizar las funciones del suelo (*i.e.* actividad de la biota edáfica, provisión de nutrientes, dinámica de agua y aire) y el crecimiento de las plantas, como así también, contribuir a reducir los niveles de CO₂ atmosféricos (Janzen, 2006; Lal, 2007). El conocimiento de los flujos y destinos de C dentro de la masa del suelo que afectan su balance y la relación del CO con otros aspectos que hacen a la productividad edáfica, contribuyen a la identificación de variables o parámetros que permitan evaluar el funcionamiento del suelo y puedan ser usados como indicadores (Doran y Parkin, 1996). Mediante el uso de tales indicadores sería posible caracterizar si los sistemas de manejo conducen al mejoramiento, el mantenimiento o la degradación del recurso suelo (Matson *et al.*, 1997; Karlen *et al.*, 2013). Los cambios del contenido de COT relacionados con el uso del suelo no siempre son sensibles para permitir la detección temprana de sus efectos. Sin embargo, la cuantificación del contenido y dinámica de las fracciones más lábiles del COT podría dar una señal precoz de los cambios inducidos por las prácticas de manejo (Wander, 2004).

El suelo puede ser dividido mediante fraccionamiento físico y determinarse fracciones del COT que difieren en estructura y funcionamiento. Por un lado, se puede separar la fracción orgánica que incluye el COT altamente condensado que forma complejos con los minerales del suelo (Galantini *et al.*, 2008). Por otro lado, se puede separar la fracción orgánica de origen reciente que se encuentra libre, no complejada y activa, y está constituida por una mezcla de restos vegetales, animales y microorganismos en descomposición, incluyendo también esporas, granos de polen, y semillas (Cambardella y Elliott, 1992; Christensen, 2001, Wander, 2004) que puede ser separada por distintos métodos físicos (*i.e.* diferencia de densidad, diferencias de

tamaño de partícula). Uno de los métodos de fraccionamiento físico consiste en la separación granulométrica del COT. De este modo, se pueden obtener distintas fracciones del COT asociada a la fracción mineral ($< 50 \mu\text{m}$) (COA) y distintas fracciones del CO particulado ($> 50 \mu\text{m}$) (COP). El COP está asociado a mecanismos de estructuración del suelo y disponibilidad de nutrientes para los cultivos. Interviene, por un lado, en la formación y reciclaje de microagregados (MI) y en la formación y estabilidad de macroagregados (MA) y, por otro, en la mineralización-inmovilización de N (Six *et al.*, 2000). La disminución del COP significa reducción en la capacidad de funcionar del suelo (alteración de propiedades físicas y de fertilidad química), y de su resistencia a la degradación y de su resiliencia (Cambardella y Elliott, 1992). El análisis del COP es particularmente importante debido a que es muy sensible a los cambios producidos por las prácticas de manejo de suelo y cultivo (Cambardella y Elliott, 1992, Janzen *et al.*, 1998; Domínguez, 2004). Asimismo, es también importante porque la dinámica del COP controla la productividad de los agroecosistemas en el corto plazo (Christensen, 2001). Por lo tanto, su variación podría ser un indicador temprano de los efectos producidos por las prácticas de manejo en suelos sometidos a cambios en su uso (Beare *et al.*, 1994; Janzen *et al.*, 1998). La dinámica del COP puede ser orientada a través de la incidencia sobre los mecanismos de formación, destrucción y reciclaje de agregados en el suelo (Six *et al.*, 2002). Esto puede lograrse mediante la elección de los cultivos (calidad y cantidad de los residuos que se devuelven al suelo) y del SL a emplear (Franzluebbers y Arshad, 1997). Los SL conservacionistas tenderían a favorecer la acumulación del COP dentro de los agregados del suelo y con ello el secuestro de C (Six *et al.*, 1998, 2000). Así, el COP podría explicar entre 10 y 60% de la ganancia de CO que genera un sistema de labranza conservacionista con respecto a un sistema más agresivo (Six *et al.*, 1999).

Las prácticas de manejo conservacionista podrían mejorar la agregación del suelo y su estabilidad (Beare *et al.*, 1994), observándose que en suelos bajo SD existe una mayor proporción de MA estables (Six *et al.*, 2000). Esto podría ser debido a la mayor protección del CO en los agregados y, consecuentemente, a la limitada mineralización de las formas ocluidas (Six *et al.*, 1999). La protección física del CO dentro de los agregados es un factor muy importante en el control de su mineralización y emisión/secuestro de C atmosférico (Balesdent *et al.*, 2000). Los agregados del suelo no sólo protegen físicamente el CO, sino que también influyen en la estructura de la población microbiana, limitan la difusión de oxígeno, regulan el flujo de agua, determinan la adsorción y desorción de nutrientes y reducen el escurrimiento y la

erosión (Six *et al.*, 2004). Se ha observado que el COP derivado de las raíces juega un rol importante en la formación de agregados (en mayor medida, de los MI) (Gale *et al.*, 2000; Wander y Yang, 2000) y, con ello, en el almacenamiento y la estabilización del CO del suelo en el largo plazo (Six *et al.*, 1998, 2004; Gale *et al.*, 2000). La dinámica de la formación de agregados en el suelo y del rol del COT y especialmente el del COP en la formación de MI dentro de MA ha sido objeto de diversas investigaciones (Tisdall y Oades, 1982; Oades 1984; Elliott, 1986; Beare *et al.*, 1994; Golchin *et al.*, 1994; Six *et al.*, 1998). Se ha propuesto (Golchin *et al.*, 1994) que, por el efecto de productos de la actividad microbiana durante la descomposición del material vegetal, partículas de arcilla se incrustan alrededor de fragmentos de COP, constituyéndose en núcleos de MI estables. La continuidad del proceso de descomposición lleva a que la frecuencia de dichos núcleos de formación se reduzca en el tiempo por la disminución del COP disponible, resultando en una menor actividad microbiana asociada. Así, la interrupción de la producción de agentes cementantes y la posibilidad de uso de éstos como sustrato, debilita los MI y conduce a su desintegración dentro de los MA. Los complejos órgano-minerales de tamaño limo resultantes de la desintegración, estarán disponibles para formar nuevos MI (Angers *et al.*, 1997). Esta redistribución en el tiempo del COP dentro los MA es indicio de que la formación de los MI ocurre dentro de aquéllos (Six *et al.*, 2004). Los sistemas de labranza menos agresivos tenderían a favorecer la acumulación de COP dentro de los agregados y con ello el secuestro de C en el suelo. Por otro lado, el disturbio induce el aumento del ciclado de MA inhibiendo la formación de MI en su interior y el secuestro de C en el largo plazo. (Six *et al.*, 1998, 1999, 2002). Sin embargo, la disponibilidad de nutrientes (*e.g.* N) para los cultivos asociada con la mineralización del COP, tendrán una alta relación con la medida en que los agregados sean alterados exponiendo las fracciones orgánicas a la acción de los microorganismos (Christensen, 2001; Six *et al.*, 2004).

Ha sido universalmente reconocido que la conversión de sistemas de cultivo bajo labranzas agresivas (labranza convencional, LC) hacia otros con disminución de la intensidad de disturbio (*i.e.* SD), produciría efectos beneficiosos sobre las propiedades del suelo. Esto se manifestaría en aumentos en los contenidos de COT y COP, y mejoras en la estabilidad de agregados (EA), en la dinámica de aire y agua y en el reservorio de nutrientes. Por consiguiente, podría llegar a reflejarse en mayores rendimientos de los cultivos (Doran 1980, 1987; Parmelee *et al.*, 1990; Lal *et al.*, 1994; Franzluebbers y Arshad, 1996; Six *et al.*, 2000, 2002, 2004). Asimismo, se ha documentado que las mejoras por el reemplazo de LC por SD, se verían

incrementadas cuanto más prolongado fuera el período bajo esta última práctica (Franzuebbers y Arshad, 1996; Unger, 1997; Frey *et al.*, 1999; Yang y Wander, 1999; Six *et al.*; 2002; 2004). En la Región Pampeana Argentina, es escasa la información del efecto a mediano y/o largo plazo sobre los parámetros de calidad del suelo. Steinbach y Álvarez (2006), realizando un meta-análisis informaron que en suelos de la Región Pampeana Argentina el incremento del nivel de COT por introducción de SD continua sería más bajo o nulo cuanto mayor fuera el nivel bajo LC. Sin embargo, recientemente se ha demostrado un comportamiento diferencial de los contenidos de COT por inclusión de SD según el ambiente donde se desarrolló el suelo. Esto hace que la SD continua no siempre produzca el efecto habitualmente informado sobre el secuestro de C a 0-20 cm (Luo *et al.*, 2010; Powlson *et al.*, 2014). Esto sería especialmente así en suelos desarrollados en ambientes fríos, húmedos y con alto contenido de COT superficial (Ogle *et al.*, 2012).

En el Sudeste Bonaerense (SEB), el disturbio por uso del suelo para la producción agrícola ha provocado disminuciones en los niveles de COT y sus fracciones (Studdert *et al.*, 2010; Sainz Rozas *et al.*, 2011, 2019). Si tales disminuciones sobrepasaran determinados umbrales, los procesos del suelo, su funcionamiento, los servicios ecosistémicos que presta y su capacidad de recuperación, podrían verse afectados. Los suelos del SEB, se desarrollaron en un clima templado y bajo praderas de gramíneas mezcla de metabolismos C3 y C4 (Videla, 2004), son de textura franca y con muy alto contenido original de COT (Hall *et al.*, 1991; Duran *et al.*, 2011; Sainz Rozas *et al.*, 2011). En estos suelos, que conservan elevados niveles de COT aún luego de uso agrícola prolongado, en los primeros años de implementación de la SD no han registrado mejoras en distintas propiedades del suelo respecto a LC (Domínguez *et al.*, 2008, 2009; Studdert *et al.*, 2010), ni mayores rendimientos de cultivos como maíz (*Zea mays* L.) (Domínguez *et al.*, 2001) y trigo (*Triticum aestivum* L.) (Santamaría *et al.*, 2004). Más aún, se ha reportado (Eiza, Studdert y Domínguez, 2006; Studdert *et al.*, 2010; Divito *et al.*, 2011) que, en general, tanto bajo LC como bajo SD, los contenidos de COT y de COP muestran una tendencia a la disminución con los años de agricultura cuando se parte de contenidos elevados. No obstante, se ha demostrado (Eiza *et al.*, 2005; Videla, 2004; Diovisalvi *et al.*, 2008; Domínguez *et al.*, 2009; Studdert *et al.*, 2010; Divito *et al.*, 2011) que dicha caída ha sido mucho menor o nula bajo SD en los primeros 5 cm del perfil, pero sin diferencias entre SD y LC al considerarse los primeros 20 cm del suelo. Domínguez *et al.* (2009) informaron que, en general, las variaciones del contenido de COT y COP a través de los años

estarían más asociadas a la cantidad de C devuelto al suelo por los cultivos que al SL empleado. En este sentido, Agostini y Studdert *et al.* (2014) han reportado que los niveles de COT, COP y EA a 0-20 cm de profundidad tendían a mejorar cuando se aumentaba la intensificación del sistema por mayor proporción del tiempo ocupado por cultivos vivos (*e.g.* por inclusión de pasturas en la rotación), más que debido al SL utilizado. No obstante, Mandiola *et al.* (2011) y Roldán (2012) observaron que, bajo agricultura continua con SD, el COT y el COP en los MA disminuyeron en menor medida que cuando se utilizó LC. En ambos trabajos se observó que la proporción de MA bajo una situación no disturbada (pseudo-prístina) y bajo SD, fue mayor que bajo LC y que, además, fueron más estables (Mandiola *et al.*, 2011; Roldán *et al.*, 2014). Domínguez *et al.* (2008) demostraron que la tasa de disminución de la EA con los años de agricultura bajo SD fue menor que bajo LC cuando se partió de una situación con bajo disturbio. Sin embargo, el uso continuo de SD no mejoró la EA cuando se aplicó a un suelo con larga historia de disturbio previo (alrededor de 18 años). Asimismo, se ha informado que con labranzas agresivas (*i.e.* LC) los suelos del SEB continúan proveyendo elevadas cantidades de N aún luego de una prolongada historia con dichos laboreos (Domínguez *et al.*, 2001; Santamaría *et al.*, 2004) con menor respuesta a la fertilización (Studdert, 2006). Por lo tanto, la dinámica del COP y la disponibilidad del N asociada con su mineralización podrían tener una alta relación con la alteración de los MA exponiendo las fracciones orgánicas lábiles a la acción de los microorganismos (Cozzoli *et al.*, 2010). Esta información previa generada en los suelos del SEB da indicios de un comportamiento especial de la dinámica del CO y de las propiedades que afecta.

En la actualidad, los modelos conceptuales más difundidos sobre la dinámica del COT y sobre la formación y reciclaje de agregados (Elliott, 1986; Beare *et al.*, 1994, Six *et al.*, 1998, 1999, 2000, Puget y Lal, 2005, Kong y Six, 2010) no han contemplado suelos con las características (clase textural y contenido de COT) como los del SEB (Tabla 1.1.). Por lo tanto, dadas las particularidades observadas, podría inferirse que en los suelos de esta región los mecanismos de protección de las fracciones orgánicas, que determina diferencias en la distribución de éstas dentro de la estructura (*i.e.* diferentes tamaños de agregados) tendrían un sentido y/o tasas diferenciales que es necesario explorar. El conocimiento más preciso de estos mecanismos y de su dinámica con información de usos prolongados del suelo con diferentes manejos permitiría el manejo sustentable mediante la combinación de distintas prácticas para

orientarlos según las necesidades del sistema y los escenarios ambientales (*i.e.* estado del suelo, posición en el relieve, condiciones meteorológicas).

Tabla 1.1. Características de los suelos en que se han realizado trabajos sobre dinámica de materia orgánica y agregados en relación al disturbio. T. Suelo: Tipo de Suelo; %MO: porcentaje de materia orgánica; %Ar: porcentaje de arena; %Li: porcentaje de limo; %As: porcentaje de arcilla; Ppa: Precipitación anual; Tma: temperatura media anual; As: arcilloso; Ar: arenoso; Li: limoso; Fr: franco. La caracterización de los suelos es a los 20 cm de profundidad y según descripción de la serie a la que corresponde cada uno.

Referencias	T. Suelo	%MO	Textura	%Ar	%Li	%As	Ppa (mm)	Tma (°C)
Elliott (1986)	Haplustol Páchico	3,0	As	23,5	33,0	43,5	410	8,0
Beare <i>et al.</i> (1994)	Kanapludul Ródico	4,0-6,0	Fr-As-Ar	66,0	13,0	21,0	1000	11,6
Six <i>et al.</i> (1998)	Haplustol Páchico	2,7-3,0	Fr-As-Li	14,0	52,0	34,0	410	8,0
Six <i>et al.</i> (1999;2000)	Haplustol Páchico	3,2	Fr	40,0	35,0	25,0	440	8,5
	Fragiudalf Oxiácuico	2,5	Fr-Li	25,0	60,0	15,0	905	9,1
	Hapludalf Típico	2,6	Fr-Ar	59,0	23,0	14,0	920	10,0
	Paleudalf Típico	2,8	Fr-As-Li	12,0	53,0	35,0	1127	13,0
Puget y Lal (2005)	Argiacuol Típico	4,1	Fr-As-Li	15,0	55,0	30,0	1016	10,0
Kong y Six (2010)	Xerofluvent Mólico	1,5-3,0	Fr-Li	18,0	62,0	20,0	800	10,0
	Haploxeralf Mólico	2,0	Fr-As-Li	15,0	53,0	32,0	406	12,0
Balcarce	Argiudol Típico	7,1	Fr	39,0	37,0	24,0	970	10,0

En el SEB se ha trabajado en la identificación y caracterización de indicadores sensibles de calidad y salud de los suelos como el COP, el N potencialmente mineralizable y la EA del suelo (Studdert *et al.*, 1997, 2010; Eiza *et al.*, 2005; Aparicio y Costa, 2007; Domínguez *et al.*, 2008, 2009; Reussi Calvo *et al.*, 2014; Roldán *et al.*, 2014; García, 2016, Domínguez *et al.*, 2016). Los trabajos realizados han avanzado en el estudio de cómo cambian los niveles de estas variables con distintos sistemas de cultivo. No obstante, aún no es claro el efecto de las prácticas de manejo sobre los

procesos que intervienen en su dinámica provocando cambios que, como se ha mencionado, no son completamente coincidentes con los modelos conceptuales internacionalmente aceptados. Por lo tanto, es necesario profundizar el estudio de los cambios y de la distribución del COT y COP en la masa de suelos como los del SEB (*i.e.* textura superficial franca y elevado contenido de COT), bajo diferentes sistemas de labranza y con distintos niveles de intensificación que aporten cantidades y calidades de residuos contrastantes. Para ello, es necesario precisar la caracterización de la relación entre tales cambios en la dinámica del COT y el COP en y entre los agregados, y los de las propiedades físicas y su recuperación.

Para mejorar la caracterización y la comprensión de la dinámica del COT entre las distintas fracciones orgánicas del suelo, pueden utilizarse técnicas isotópicas. El análisis de la abundancia natural de ^{13}C a través del tiempo, permite identificar variaciones en el $\delta^{13}\text{C}$ derivadas de cambios en el tipo del material vegetal ingresado al suelo (Figura 1.1.) (Chenu *et al.*, 2015). Esta técnica se puede aplicar cuando se conoce la historia de la vegetación ya que, según su metabolismo (C3 o C4), existe una discriminación isotópica diferencial de las plantas en contra del $^{13}\text{CO}_2$ atmosférico durante la fotosíntesis. Esto hace que el $\delta^{13}\text{C}$ del CO desarrollado a partir de especies con vía fotosintética C3 se encuentre entre -33‰ y -22‰ (en promedio -27‰), mientras que el del CO desarrollada a partir de especies C4, se encuentre entre -17 ‰ y -9 ‰ (en promedio -13 ‰) (Balesdent y Mariotti, 1996). Esa diferencia ($\delta^{13}\text{C}=-14\text{‰}$) es mucho mayor que las variaciones en emisión de $^{13}\text{CO}_2$ y $^{12}\text{CO}_2$ que ocurren durante la mineralización del CO, haciendo que la MO conserve la marca isotópica de los tejidos vegetales que les dieron origen (Amelung *et al.*, 2008).

La discriminación isotópica permite conocer y datar cambios en la vegetación (Balesdent y Mariotti, 1996; Boutton, 1996; Krull *et al.*, 2004, Salvo *et al.*, 2014), caracterizar la dinámica del COT en distintas fracciones del suelo y determinar la tasa de pérdida de C derivado de la vegetación inicial y la de incorporación de C a partir de la nueva vegetación (Amelung *et al.*, 2008). Combinando la técnica de abundancia natural de $\delta^{13}\text{C}$ con los fraccionamientos físicos del COT en la masa total del suelo y en cada jerarquía de agregados, es posible estudiar la distribución y la tasa de recambio de C en las diferentes fracciones del suelo. Existen evidencias de una distribución diferencial de los isótopos del C entre fracciones del COT (Murage *et al.*, 2007) y también, según el sistema de cultivo empleado (Sá *et al.*, 2001; Zhang *et al.*, 2015), indicando dinámicas diferentes que pueden estar asociadas a distintos niveles de protección en los agregados.

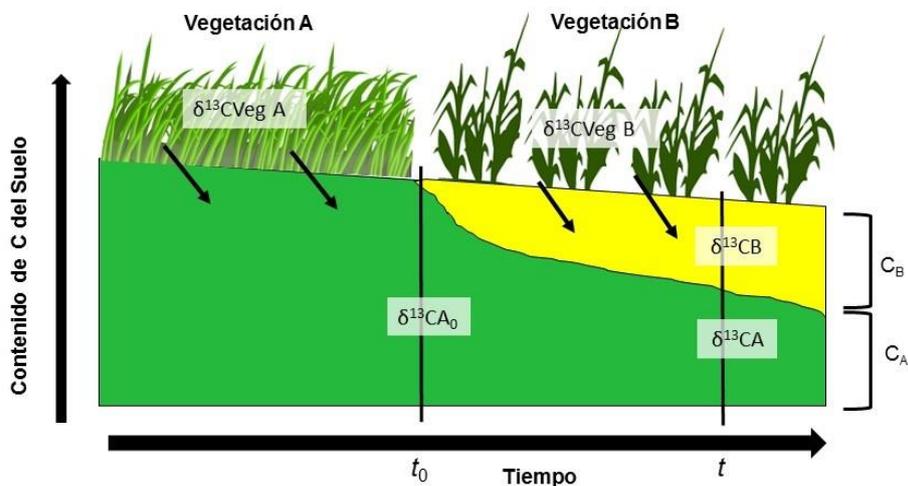


Figura 1.1. Esquema de variaciones en el $\delta^{13}\text{C}$ derivadas de cambios en el tipo del material vegetal ingresado al suelo (adaptado de Chenu *et al.*, 2015). $\delta^{13}\text{C VegA} = \delta^{13}\text{C}$ de vegetación A, $\delta^{13}\text{CVeg B} = \delta^{13}\text{C}$ de vegetación B, $\delta^{13}\text{CA}_0 = \delta^{13}\text{C}$ inicial del carbono orgánico, $\delta^{13}\text{CA} = \delta^{13}\text{C}$ del carbono orgánico derivado de vegetación A, $\delta^{13}\text{CB} = \delta^{13}\text{C}$ del carbono orgánico derivado de vegetación B, $C_A =$ contenido de carbono proveniente de vegetación A y $C_B =$ contenido de carbono proveniente de vegetación B.

La dinámica del COT asociada al manejo no está completamente caracterizada ni comprendida para suelos de textura media, elevado contenido inicial de COT y alta proporción de su fracción resistente a la mineralización como los del SEB. La determinación de la cantidad y la distribución del COP, sus tasas de mineralización y su composición isotópica, permitirían mejorar el conocimiento y la interpretación, como así también la predicción de la dinámica del COT asociado a agregados de diferente tamaño en respuesta a diferentes combinaciones de prácticas de manejo. Esto llevaría a conocer el tamaño, la ubicación, la naturaleza y la dinámica del compartimento fácilmente mineralizable del COT del suelo. Así, se mejoraría el entendimiento de cómo afectan su dinámica los cambios en el manejo que modifican la agregación e inciden sobre la productividad, la estabilidad y la capacidad del suelo de secuestrar C y el uso de algunos insumos (*i.e.* fertilizantes). Esto generaría información que redundaría en beneficio de la toma de decisiones para el manejo eficiente y ambientalmente seguro de los procesos edáficos para regular los flujos de C y el mantenimiento de los servicios ecosistémicos relacionados con el suelo.

Hipótesis

Para suelos agrícolas del SEB se plantean las siguientes hipótesis:

- Bajo la misma secuencia de cultivos agrícolas, la agricultura bajo SD con menor intensidad de disturbio por laboreo que bajo LC no reduce las pérdidas de COT pero sí incrementa la protección física de sus fracciones lábiles.
- La utilización de pasturas en la rotación con cultivos agrícolas aumenta el contenido de COT y la protección física de las fracciones lábiles independientemente del SL.
- La reducción del disturbio por uso de SD y/o rotaciones de cultivos agrícolas con pasturas incrementa la formación de agregados y la estabilidad de agregados de mayor tamaño respecto al laboreo agresivo, pero la magnitud de dicho incremento se relaciona con la naturaleza (cantidad, calidad, continuidad, localización) del aporte de C al suelo.

Objetivo general

- Mejorar el conocimiento y la caracterización de la dinámica de los mecanismos de protección y de la naturaleza de las fracciones orgánicas dentro de la estructura del suelo, permitiendo un manejo sustentable mediante la combinación de distintas prácticas para orientarlos según las necesidades del sistema y del ambiente.

Objetivos específicos

- Determinar la mineralización del CO en agregados de distintos tamaños, provenientes de suelos bajo diferentes sistemas de cultivo con distinta naturaleza de aporte de C y bajo dos sistemas de labranza contrastantes (SD y LC).
- Evaluar la relación del tamaño de la fracción de CO protegido y sin proteger con el contenido de COT y la estabilidad de los MA.
- Caracterizar el cambio en la incorporación del C de residuos vegetales aportado por diferentes secuencias de cultivos (cultivos de cosecha con metabolismos C4 y pasturas) bajo SD y LC, en el COP de agregados de diferente tamaño.

2. CAPÍTULO 1. MATERIALES Y MÉTODOS

En el presente capítulo se detallan los materiales y las metodologías utilizados en los siguientes capítulos en los cuales se presentan y discuten los resultados obtenidos.

2.1. Sitios experimentales

Se tomaron y analizaron muestras de suelo de dos ensayos de larga duración: 1) Rotaciones Mixtas (cultivos y pasturas) y Sistemas de Labranzas (Ensayo 1) y 2) Secuencias Agrícolas y Sistemas de Labranza (Ensayo 2). La utilización de muestras de suelo de estos ensayos permite, por un lado, hacer las evaluaciones en una gran cantidad de situaciones de sistemas de labranza en combinación de rotaciones de cultivos y pasturas (Ensayo 1, ver apartado 2.1.1.) y, por otro, caracterizar el aporte de carbono (C) de los cultivos y su origen y distribución en el suelo (Ensayo 2, ver apartado 2.1.2.). Los ensayos están ubicados en la Unidad Integrada Balcarce (UIB, 37° 45' 09" S; 58° 18' 48" O; 140 msnm, Figura 2.1), sobre un complejo de Argiudol Típico (aproximadamente 75%) (Soil Survey Staff, 2014) serie Mar del Plata (INTA, 1979) y Argiudol Petrocálcico (aproximadamente 25%) (Soil Survey Staff, 2014) serie Balcarce (INTA, 1979) (Tabla 2.1.) con el horizonte petrocálcico por debajo de los 0,7 m de profundidad, con menos de 2% de pendiente y textura superficial franca (Tabla 2.1). El clima es meso-termal subhúmedo húmedo (Thorntwaite, 1948). La mediana de la precipitación anual y el promedio de la temperatura media diaria son 930 mm año⁻¹ y 14,1 °C, respectivamente (INTA, 2017).



Figura 2.1. Localización de los experimentos.

Tabla 2.1. Datos analíticos promedio del horizonte superficial de dos suelos, Argiudol Típico (AT) serie Mar del Plata y Argiudol Petrocálcico (AP) serie Balcarce en el Partido de Balcarce (INTA 1979) (Provincia de Buenos Aires, Argentina). CIC: capacidad de intercambio catiónico.

Variable Edáfica	AT	AP	Complejo AT-AP 0-30 cm
Materia Orgánica (%)	6,5	7,1	6,7
Carbono Orgánico Total (%)	3,8	4,1	3,9
Nitrógeno Total (%)	0,3	0,4	0,3
Relación C/N	12,0	11,0	11,7
Arcilla	22,9	25,7	23,6
Limo	35,2	31,5	34,3
Arena (%)	40,2	43,0	40,8
pH en agua (1:2.5)	5,9	7,0	6,2
Suma de Bases (cmol kg ⁻¹) (S)	16,7	22,2	18,1
CIC (cmol kg ⁻¹) (T)	23,4	29,4	24,9
Saturación de Bases (S/Tx100)	72,0	76,0	73,0

2.1.1. Ensayo de rotaciones mixtas y sistemas de labranzas

Este ensayo fue iniciado en 1976. Desde su inicio y hasta 1993 el sistema de labranza (SL) fue labranza convencional (LC) y se utilizaron distintas combinaciones de cultivos y rotaciones con pasturas con base de gramíneas (ver Studdert *et al.*, 1997). A partir de 1994 y hasta el año de muestreo (2014) hubo tratamientos bajo LC y tratamientos bajo siembra directa (SD). En esta etapa del ensayo existieron distintas combinaciones de periodos bajo cultivo de cosecha y periodos bajo pasturas con base de gramíneas. La secuencia de cultivos establecida para los períodos bajo agricultura fue maíz (*Zea mays* L.) - soja (*Glycine max* L. Merr.) – trigo (*Triticum aestivum* L.). Los cultivos de cosecha recibieron fertilización nitrogenada (Con nitrógeno (N) (60 kg N ha⁻¹, 120 kg N ha⁻¹ y 180 kg N ha⁻¹) y Sin N). Asimismo, se aplicó fertilizante fosfatado a cada cultivo a efectos de evitar deficiencias de fósforo. En el presente trabajo se utilizaron muestras tomadas de las unidades experimentales Con N al nivel de 60 kg N ha⁻¹, ya que se considera una dosis anual común en los sistemas de producción actuales de la región (Martínez y Bodega, 2018). En la Tabla 2.2. se presenta la secuencia de cultivos de cada tratamiento de este ensayo desde 1994 hasta 2014.

Se estimó la intensificación de uso del suelo para los distintos sistemas de cultivo (SC) mediante el índice de intensificación de la secuencia base mensual (IISm; número

de meses con cobertura vegetal viva relativo al número total de meses en un período de veinte años) (Agostini y Studdert *et al.*, 2014; Novelli *et al.*, 2017) (Tabla 2.2.). Para el cálculo del IISm se utilizó un promedio anual de uso de la tierra de seis meses para maíz, trigo y soja (*i.e.* rotación maíz-soja-trigo de 1994 a 2014, 120 meses ocupados de 240 totales, IISm=0,5). Para los momentos bajo pastura se utilizó un periodo de uso de la tierra de doce meses (o los que correspondieran a partir de su siembra y/o hasta su finalización).

Tabla 2.2. Secuencia de cultivos de cada tratamiento del ensayo “Rotaciones Mixtas y Sistemas de Labranza” desde 1994 y hasta 2014. Los casilleros sombreados indican que ese año los cultivos se implementaron bajo siembra directa (SD). Los casilleros con borde indican los periodos bajo pastura. Pp: pastura, M: maíz, T: trigo y S: soja. IISm: índice de intensificación de la secuencia base mensual (Agostini y Studdert *et al.*, 2014a; Novelli *et al.*, 2017), SC: sistemas de cultivo: PP: pastura permanente, 100SD: agricultura continua bajo SD, 100LC: agricultura continua bajo labranza convencional (LC), 50SD: rotación 50% del tiempo con agricultura bajo SD y 50% bajo Pp, 50LC: rotación 50% del tiempo con agricultura bajo LC y 50% bajo Pp, 75SD: rotación 75% del tiempo con agricultura bajo SD y 25% bajo Pp, 75LC: rotación 75% del tiempo con agricultura bajo LC y 25% bajo Pp.

Año	Tratamientos						
	1	2	3	4	5	6	7
1994	Pp	Pp	Pp	Pp	Pp	M	M
1995	Pp	Pp	Pp	Pp	Pp	S	S
1996	Pp	Pp	Pp	Pp	Pp	T	T
1997	Pp	M	M	M	M	M	M
1998	Pp	S	S	S	S	S	S
1999	Pp	T	T	T	T	T	T
2000	Pp	Pp	Pp	M	M	M	M
2001	Pp	Pp	Pp	S	S	S	S
2002	Pp	Pp	Pp	T	T	T	T
2003	Pp	M	M	M	M	M	M
2004	Pp	S	S	S	S	S	S
2005	Pp	T	T	T	T	T	T
2006	Pp	Pp	Pp	Pp	Pp	M	M
2007	Pp	Pp	Pp	Pp	Pp	S	S
2008	Pp	Pp	Pp	Pp	Pp	T	T
2009	Pp	M	M	M	M	M	M
2010	Pp	S	S	S	S	S	S
2011	Pp	T	T	T	T	T	T
2012	Pp	Pp	Pp	M	M	M	M
2013	Pp	Pp	Pp	S	S	S	S
2014*	Pp	Pp	Pp	T	T	T	T
SC	PP	50LC	50SD	75LC	75SD	100LC	100SD
IISm ¹	1,00	0,76	0,76	0,65	0,65	0,50	0,50

* Año de muestreo de suelo

2.1.2. Ensayo de secuencias de cultivos y sistema de labranza

Este ensayo se inició en 2005 y finalizó en 2015. Antes del inicio del ensayo, el sitio había tenido una pastura de más de diez años de duración constituida por gramíneas de metabolismo C3 (mayormente agropiro alargado (*Thinopyrum ponticum* (Podp.) Barkworth et Dewey; = *Elytrigia pontica* (Podp.) Holub.)). Los factores de tratamiento y sus niveles que intervinieron en el ensayo fueron: I) SL: SD y LC, y II) secuencias de cultivos: a) maíz-maíz-trigo (dos cultivos de metabolismo C4 cada tres años), b) soja-soja-trigo (todos los cultivos de metabolismo C3), c) maíz-soja-trigo (un cultivo de metabolismo C4 cada tres años). La particularidad de este ensayo es que cada fase de las secuencias se encontraba representada cada año, pero distribuidas en el tiempo ya que cada fase estuvo presente en uno de los bloques (Tabla 2.3.). Los cultivos de trigo y maíz fueron fertilizados con N (120 kg N ha⁻¹). Desde el año 2005 se ha determinado el rendimiento de los cultivos y se estimó la acumulación de materia seca aérea. Más detalles sobre este ensayo se encuentran en García *et al.* (2016).

Tabla 2.3. Secuencia de cultivos en cada bloque del ensayo “Secuencias de Cultivos y Sistemas de Labranzas” desde 2005 y hasta 2015. Cada fase de las secuencias se encuentra representada cada año. T: trigo; M: maíz; M₁: primer maíz de la secuencia MMT; M₂: segundo maíz de la secuencia MMT; S: soja; S₁: primera soja de la secuencia SST; S₂: segunda soja de la secuencia SST. Zona sombreada representa la secuencia de cultivos utilizada en el presente trabajo, cada secuencia se realizó bajo siembra directa y labranza convencional.

Secuencia de Cultivos	Bloque	Años (2005-2015)										
		05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	15*
MMT	1	M ₁	M ₂	T	M ₁	M ₂	T	M ₁	M ₂	T	M ₁	M ₂
	2	M ₂	T	M ₁	M ₂	T	M ₁	M ₂	T	M ₁	M ₂	T
	3	T	M ₁	M ₂	T	M ₁	M ₂	T	M ₁	M ₂	T	M
MST	1	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M	S
	2	S	T	M	S	T	M	S	T	M	S	T
	3	T	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M
SST	1	S ₁	S ₂	T	S ₁	S ₂	T	S ₁	S ₂	T	S ₁	S ₂
	2	S ₂	T	S ₁	S ₂	T	S ₁	S ₂	T	S ₁	S ₂	T
	3	T	S ₁	S ₂	T	S ₁	S ₂	T	S ₁	S ₂	T	S ₁

*año de muestreo

2.2. Determinaciones realizadas en el ensayo de rotaciones mixtas y sistemas de labranzas

2.2.1. Densidad aparente del suelo

El momento de muestreo fue en el otoño de 2014 y se utilizó un muestreador tubular con diámetro de boca de 4,44 cm (Agostini y Momtarrubbianesi *et al.*, 2014). El muestreador fue introducido al suelo eliminando el material vegetal acumulado sobre su superficie. Una vez retirado el muestreador del suelo, la sub-muestra fue colocada en una bandeja sobre la cual se la cortó con un cuchillo a la profundidad deseada (de 0-5 cm y de 5-20 cm). El volumen total de la muestra colectada (comprendida por 5 sub-muestras) fue de 387,07 cm³ (0-5 cm) y de 1161,22 cm³ (5-20 cm). Las muestras fueron almacenadas en frío hasta su procesamiento. De cada muestra se tomó el peso húmedo y una alícuota para la determinación del contenido de agua por el método gravimétrico (secado en estufa por 48 horas a 105°C y posterior pesado para determinar su masa seca). Con esta información, se calculó el peso seco de cada muestra y, junto con su volumen, se calculó la densidad aparente (DAP) para cada profundidad de muestreo.

2.2.2. Textura de la masa del suelo

La textura (TX) de la masa total del suelo se determinó mediante el método del hidrómetro (Gee y Bauder, 1986) (Tabla 2.4.). La determinación de la TX consistió, primeramente, en la separación de la fracción arena. Se pesaron 50 g de cada muestra de suelo a la que se le generó una dispersión química con una solución de hexametáfosfato de sodio ([Na₂(PO₃)₆]_n) (5 g L⁻¹) y se oxidó el material orgánico con peróxido de hidrógeno (H₂O₂), para luego pasarla por un tamiz de 50 µm (Soil Survey Staff, 2014). En segundo lugar, se estimó la fracción arcilla. Para ello, la muestra de suelo que pasó el tamiz de 50 µm (arcilla y limo) se trasvasó a una probeta de 1 L, se generó una suspensión con agua desionizada y, luego de 6 h, se midió la densidad de la suspensión y se determinó la proporción de arcilla en la masa de suelo. Dicha densidad está relacionada con la concentración de partículas debido a la diferente velocidad de sedimentación entre limos y arcillas (Ley de Stokes). La fracción limo se determinó por diferencia. Conociendo las proporciones de arena, limo y arcilla se definió la clase textural mediante los límites definidos por el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA) (Soil Survey Staff, 2014).

Para la separación de las arenas por tamaño se utilizó la metodología citada por Gee y Bauder (1986). La fracción de arena se transfirió a una batería de tamices de 1000 µm (arenas muy gruesas), 500 µm (arenas gruesas), 250 µm (arenas medias),

100 μm (arenas finas) y 50 μm (arenas muy finas) de apertura de malla (Soil Survey Staff, 2014) y se realizó un tamizado durante 3 min. En este caso se utilizó un agitador mecánico de intensidad constante con el objetivo de disminuir el error que puede generar el agitado manual.

Tabla 2.4. Textura del suelo de cada sistema de cultivo (SC) (Tabla 2.2) para tres profundidades (Prof.), 0-5, 5-20 y 0-20 cm. As: arcilla; Li: limo; Ar: arena; MF: muy fina; F: fina; M: media; G: gruesa; MG: muy gruesa. Letras iguales indican que no existen diferencias significativas entre SC a una profundidad determinada ($p>0,05$). Números entre paréntesis indican error estándar de la media.

SC	Prof. cm	As	Li	Ar					
				Total	MF	F	M	G	MG
-----g (100 g) ⁻¹ -----									
PP	0-5	24,1 b (0,26)	35,5 c (0,39)	40,4 ab (0,60)	38,6 c (0,62)	1,3 c (0,03)	0,2 a (0,02)	0,2 a (0,03)	0,1 a (0,05)
100SD		23,7 b (0,10)	37,1 b (0,09)	39,1 a (0,10)	37,5 a (0,20)	1,0 ab (0,05)	0,2 a (0,01)	0,2 a (0,02)	0,2 a (0,08)
100LC		21,4 a (0,20)	38,8 a (0,38)	39,7 ab (0,55)	37,8 ab (0,56)	1,3 c (0,02)	0,2 a (0,02)	0,2 a (0,01)	0,2 a (0,05)
50SD		23,4 b (0,11)	35,7 ab (0,12)	40,9 b (0,15)	39,3 c (0,10)	1,1 ab (0,01)	0,2 a (0,01)	0,2 a (0,01)	0,1 a (0,02)
50LC		22,3 a (0,11)	37,3 a (0,10)	40,3 ab (0,10)	38,5 bc (0,10)	1,1 b (0,03)	0,2 a (0,02)	0,2 a (0,01)	0,2 a (0,01)
75SD		23,3 b (0,20)	36,7 ab (0,10)	40,0 ab (0,08)	38,3 abc (0,08)	1,1 ab (0,01)	0,2 a (0,01)	0,2 a (0,01)	0,2 a (0,05)
75LC		21,9 a (0,32)	37,9 a (0,32)	40,1 ab (0,30)	38,6 bc (0,10)	1,0 a (0,01)	0,2 a (0,02)	0,2 a (0,01)	0,2 a (0,07)
PP		5-20	23,6 bc (0,50)	36,2 a (0,18)	40,1 b (0,62)	38,3 b (0,63)	1,3 b (0,01)	0,2 a (0,01)	0,2 a (0,01)
100SD	24,6 cd (0,08)		36,8 a (0,11)	38,6 ab (0,12)	37,0 a (0,10)	1,0 a (0,01)	0,2 a (0,02)	0,1 a (0,01)	0,2 a (0,05)
100LC	22,1 ab (0,36)		38,4 b (0,40)	39,5 ab (0,43)	37,8 a (0,38)	1,1 a (0,02)	0,2 a (0,03)	0,2 a (0,01)	0,2 a (0,06)
50SD	25,0 d (0,02)		36,7 a (0,10)	38,3 a (0,10)	36,8 a (0,15)	1,0 a (0,01)	0,2 a (0,01)	0,2 a (0,02)	0,1 a (0,05)
50LC	24,6 cd (0,04)		36,7 a (0,12)	38,6 a (0,10)	37,1 a (0,10)	1,0 a (0,03)	0,2 a (0,01)	0,2 a (0,01)	0,1 a (0,03)
75SD	24,6 cd (0,09)		36,3 a (0,06)	39,1 ab (0,12)	37,5 ab (0,10)	1,1 a (0,02)	0,2 a (0,01)	0,2 a (0,01)	0,1 a (0,02)
75LC	22,0 a (0,05)		37,8 ab (0,10)	40,1 b (0,10)	38,5 b (0,05)	1,0 a (0,01)	0,2 a (0,01)	0,2 a (0,01)	0,2 a (0,03)
PP	0-20		23,7 b (0,44)	36,0 a (0,22)	40,2 b (0,60)	38,4 ab (0,62)	1,3 b (0,01)	0,2 a (0,01)	0,2 a (0,01)
100SD		24,4 b (0,05)	36,9 ab (0,08)	38,7 a (0,08)	37,1 a (0,12)	1,0 a (0,01)	0,2 a (0,01)	0,1 a (0,01)	0,2 a (0,05)
100LC		22,4 a (0,27)	38,0 ab (0,24)	39,5 ab (0,24)	38,1 ab (0,28)	1,1 a (0,01)	0,2 a (0,02)	0,2 a (0,01)	0,2 a (0,05)
50SD		24,6 b (0,03)	36,4 ab (0,06)	38,9 ab (0,06)	37,4 ab (0,10)	1,0 a (0,01)	0,2 a (0,01)	0,2 a (0,02)	0,1 a (0,05)
50LC		24,0 b (0,02)	36,9 ab (0,12)	39,0 ab (0,08)	37,4 ab (0,10)	1,1 a (0,03)	0,2 a (0,01)	0,2 a (0,01)	0,1 a (0,03)
75SD		24,3 b (0,08)	36,4 b (0,10)	39,3 ab (0,10)	37,7 ab (0,10)	1,1 a (0,01)	0,2 a (0,01)	0,2 a (0,01)	0,1 a (0,02)

75LC	22,0 a (0,08)	37,8 ab (0,10)	40,1 ab (0,15)	38,5 b (0,05)	1,0 a (0,01)	0,2 a (0,01)	0,2 a (0,01)	0,2 a (0,03)
------	------------------	-------------------	-------------------	------------------	-----------------	-----------------	-----------------	-----------------

2.2.3. Procesamiento de muestras y fraccionamiento por tamaño de agregados

El momento de muestreo fue en el otoño de 2014. En este periodo las temperaturas son predominantemente bajas y la actividad de la micro-, la meso- y la macro-biota del suelo es menos intensa. Esto disminuye la probabilidad de cambios en el suelo en el corto plazo por demoras en el muestreo, posibilitando la comparación de los resultados entre las situaciones (Studdert *et al.*, 2015).

Las muestras se tomaron con pala de las capas de 0-5 cm y de 5-20 cm, procurando que se generara el mínimo disturbio posible a la estructura del suelo y se pasaron cuidadosamente, en fresco, por un tamiz de 8000 μm de apertura de malla. Posteriormente, se secaron a 40 °C en estufa con circulación forzada de aire. Cada muestra fue sometida a la técnica de fraccionamiento por tamaño de agregados propuesta por Six *et al.* (1998). Esta técnica comprende, en primer lugar, dos formas de re-humedecimiento de los agregados, el violento (HV) y por capilaridad (HC) a alícuotas individuales de cada muestra. Luego de cada forma de re-humedecimiento las alícuotas fueron sometidas por separado a tamizados sucesivos en agua a través de distintas aperturas de malla (2000 μm , 250 μm , 50 μm). Esto permitió la separación de la masa del suelo en macroagregados (MA) (>250 μm) con dos tamaños, > 2000 μm (MA grandes, MAg) y de 2000 μm - 250 μm (MA chicos, MAc), en microagregados (MI), de 250 μm - 50 μm y, por último, la fracción fina (FF) (limo + arcilla) < 50 μm .

Para el HC se colocó papel de filtro en la base de una bandeja plástica y se esparcieron 100 g de suelo seco a 40°C. Luego, sobre el papel de filtro, se aplicó la cantidad de agua desionizada necesaria para llevar el contenido de agua de los agregados secos a niveles cercanos a capacidad de campo (aproximadamente 30 mL de agua desionizada). De acuerdo con Hofman y de Leenheer (1975), la condición de máxima estabilidad de los agregados se logra cuando tienen un contenido de agua \pm 5% del contenido a capacidad de campo. Posteriormente, las bandejas se cubrieron con bolsas de polietileno para evitar la evaporación y se dejaron a temperatura ambiente durante 24 h, aproximadamente. Por su parte, el HV consistió en sumergir directamente 100 g de suelo seco a 40°C en agua desionizada, distribuidos en el primer tamiz (2000 μm), antes de iniciar el tamizado.

El proceso de tamizado se inició 5 min después de haber colocado los agregados secos (HV) o los pre-humedecidos (HC) en el primer tamiz. El tamizado se realizó con movimiento oscilante del tamiz de arriba hacia abajo (50 ciclos durante un periodo de

2 min) con un recorrido de 3 cm, procurando que en el movimiento ascendente la malla del tamiz quedara inmediatamente por encima de la superficie del agua. A efectos de asegurar la igualdad de condiciones de operación entre los distintos tamizados de una muestra y entre muestras, se utilizó un dispositivo diseñado y construido para tal fin (Roberto y Germán Domínguez, construcción *ad hoc*). Una vez finalizado el tiempo de tamizado por 2000 μm , los agregados que quedaron sobre el tamiz fueron recuperados cuidadosamente en un recipiente plástico por retro-lavado con agua desionizada. Para agilizar la floculación, se agregaron 2,0 mL de cloruro de calcio (CaCl_2) 1N. El material orgánico flotante ($> 2000 \mu\text{m}$) se descartó porque este material orgánico grueso, por definición, no se considera parte del C orgánico (CO) total (COT) del suelo (Six *et al.*, 1998).

El agua más los agregados que lograron pasar el tamiz de 2000 μm de apertura de malla se vertieron sobre el tamiz de 250 μm , y se procedió al tamizado y recuperación de los agregados de la misma manera que con el primer tamizado (fracción 2000 μm - 250 μm). Los agregados que pasaron el tamiz de 250 μm se volcaron luego sobre el tamiz de 50 μm , y nuevamente se realizó el tamizado y recuperación correspondientes (fracción 250 μm - 50 μm). Luego de 24 h, se retiró el sobrenadante de todos los recipientes con una bomba de vacío y se los llevó a estufa a 55-60°C con circulación forzada de aire para el secado de los agregados hasta obtener peso constante. Una vez alcanzado éste, las fracciones obtenidas fueron pesadas y almacenadas a temperatura ambiente. El peso de la FF se obtuvo por diferencia entre el peso inicial de la muestra (100 g) y la suma de los pesos de las otras tres fracciones obtenidas. La información de la distribución por tamaño de agregado se expresó en proporción de la masa total del suelo y en relación a una masa equivalente (Mg ha^{-1}) de agregados en la masa total del suelo utilizando una masa de referencia (ver apartado 2.2.6.). Las determinaciones que se hicieron sobre los agregados fueron en la fracción obtenida luego del HC. Este pretratamiento intenta simular una situación de humedecimiento real del suelo por una precipitación lenta, las fracciones de agregados están conformadas por agregados estables e inestables. Las características de las fracciones (e.g. contenido de COT) definirían la proporción de agregados estables e inestables en la masa lograda. Estas proporciones se pondrían de manifiesto al someter a los agregados al HV.

2.2.4. Fraccionamiento físico para la obtención de fracciones orgánicas

Se realizó el fraccionamiento físico a cada muestra de suelo (masa total) y a cada una de las fracciones de distinto tamaño de agregados obtenidas, para separar la

fracción orgánica asociada a limos más arcillas y la fracción orgánica particulada (> 50 μm). Para ello, se utilizó el método descrito por Cambardella y Elliott (1992). Se tomó una muestra de suelo secado al aire y se eliminaron los restos vegetales visibles. Se pesaron 10 g de suelo y se le agregaron 30 mL de solución de hexametáfosfato de sodio ($[\text{Na}_2(\text{PO}_3)]^n$) (5 g L^{-1}) y se agitó en un agitador rotatorio durante 16 h. El sodio produce la dispersión de las partículas necesaria para la separación de las fracciones. El contenido del recipiente de agitación se volcó sobre un tamiz de 50 μm de apertura de malla. Se ayudó a pasar el material a través del tamiz con una corriente de agua desionizada. En el tamiz quedó retenida la fracción arena y el CO particulado (COP). El resto (limo, arcilla y el CO asociado a arcillas y minerales (COA)) fue recogido en un vaso de precipitado de 600 mL. La fracción mayor que 50 μm no fue recuperada. El contenido de COP se obtuvo por diferencia entre el contenido de COT de una muestra de suelo no fraccionada y el contenido de COA (Cambardella y Elliott, 1992). Al vaso de precipitado se le agregaron 5 mL de CaCl_2 1 N para acelerar la floculación (el Cl en esa concentración no interfiere con la determinación de las fracciones de COT). El material se secó en estufa a 50°C y se homogenizó con un mortero para luego realizar análisis de COT (ver apartado 2.2.6.).

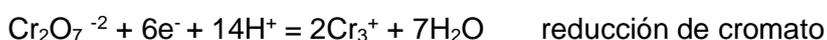
2.2.5. Entrada de carbono orgánico por los cultivos y pasturas

Para calcular el aporte de C por cultivos y las pasturas se utilizó el procedimiento descrito por Moreno *et al.* (2016). Para cultivos de grano se utilizaron el rendimiento en grano y el índice de cosecha (0,45, 0,40 y 0,45 para trigo, soja y maíz, respectivamente) para calcular la biomasa acumulada sobre el suelo. El aporte de C subterráneo (raíces + rizodeposición) a 0-20 cm se estimó asumiendo una relación biomasa de raíces/biomasa aérea para cada cultivo (0,48, 0,38 y 0,35 para trigo, soja y maíz, respectivamente) y, la proporción de raíces en los primeros 20 cm del suelo (0,90, 0,84 y 0,91, respectivamente). Para las pasturas, se estimaron la acumulación de biomasa aérea y la biomasa de la raíz y rizodeposición a 0-20 cm. Debido a que en los ensayos no se determinó la acumulación de materia seca aérea de las pasturas, se recurrió a evaluaciones realizadas en la zona en pasturas de similar conformación (Agnusdei *et al.*, 2001). La relación biomasa de raíces/biomasa aérea de las pasturas fue estimada a partir de lo informado por Bélanger *et al.* (1992). El contenido de carbono de los tejidos de las plantas se asumió como $0,43 \text{ kg C kg}^{-1}$. Así, se estimó la entrada anual de C ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) para cada SC.

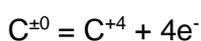
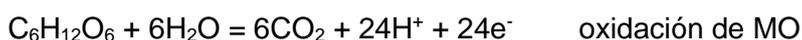
2.2.6. Carbono orgánico del suelo

Se cuantificaron el COT, COA y, por diferencia entre éstos, el COP en la masa total del suelo y en todas las fracciones de los agregados obtenidas luego del HC. Para ello se utilizó el método de oxidación húmeda con dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) en solución de ácido sulfúrico (H_2SO_4) y con mantenimiento de la temperatura de reacción (Schlichting *et al.*, 1995). Esta técnica es una variante del método tradicional (Nelson y Sommers, 1982), con la diferencia de que, debido al mantenimiento de la temperatura de la reacción (120 °C) durante 90 min, se logra la oxidación completa del CO y no es necesario utilizar un coeficiente de corrección para obtener su concentración.

El dicromato de potasio en solución ácida es un oxidante fuerte:



color rojo color verde



Reacción redox completa:



En la reacción redox, el Cr^{+6} es reducido a Cr^{+3} en un medio ácido. La cantidad de Cr^{+3} formada es equivalente a la del C oxidado en la reacción. La concentración del Cr^{+3} de color verde es medida por espectrofotometría y el contenido de C correspondiente es obtenido a partir de una curva de calibración.

Se pesaron 0,25 g de suelo seco a 50 °C molido con mortero en un matraz aforado de 50 mL. Se agregaron 7,5 mL de H_2SO_4 concentrado y 5 mL de una solución de $K_2Cr_2O_7$ 2N y se agitó cuidadosamente. Paralelamente, se realizó un blanco preparado del mismo modo, pero sin colocar suelo. Luego, se colocaron los matraces en estufa a 120 °C y se los mantuvo por 90 min, agitándolos cada 30 min. Una vez que los matraces fueron retirados de la estufa, se los llevó a volumen con agua desionizada. Se dejaron enfriar en agua y se llevaron nuevamente a volumen y luego se procedió a homogeneizar la suspensión. Se trasvasaron 10 mL de ésta a un tubo de ensayo y se centrifugaron a 3000 rpm por 10 min y a continuación se midió la absorbancia del sobrenadante a 578 nm con un espectrofotómetro de luz visible Numak 721 (Pekin, China).

Para obtener la concentración de CO en la muestra, se construyó una curva de calibración para establecer la relación entre la absorbancia medida y la concentración

correspondiente de C. Para tal fin, se midió la absorbancia resultante de la oxidación de una solución estándar de tartrato de sodio 0,05 M ($\text{Na}_2\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). En distintos matraces se colocaron 0, 1, 3, 5, 7, 8 y 10 mL de dicha solución los que representan concentraciones de 0, 30, 90, 150, 210, 240 y 300 mg C L⁻¹, respectivamente. Con esas soluciones se siguió el mismo procedimiento que con las muestras de suelo, una vez cada 100 muestras de suelo. La absorbancia medida se graficó en función de la concentración de COT y se expresó la relación entre ambas por una línea de regresión lineal simple.

Los contenidos de CO en la masa total del suelo se expresaron en cantidad (Mg ha^{-1}) referido a una masa de suelo fija o masa equivalente (Ellert *et al.*, 2007). Esta forma de expresión tiene en cuenta la variación de la DAP con la profundidad entre diferentes tratamientos y se la recomienda para evitar errores de sub o sobreestimación de CO (Balesdent *et al.*, 2000; Toledo *et al.*, 2013). Para este ensayo (Ensayo 1), las diferencias en DAP estuvieron mayormente a 0-5 cm y sólo PP se diferenció del resto de los SC a 0-20 cm (valores entre 1,18 y 1,28 g cm⁻³ para PP y 100LC, respectivamente). Para referir los contenidos de CO en masa equivalente se debe conocer la masa de suelo a una profundidad fija de cada tratamiento y, a partir de ello, elegir el tratamiento con menor masa. De este modo, conociendo la concentración absoluta de CO se puede referir cada tratamiento al de menor masa. Los pasos se describen a continuación:

Primeramente y para todos los tratamientos, se estimó el contenido de CO a las profundidades fijas de 0-5 y 0-20 cm:

$$CO_{pf} = DAP \times C \times Pr \times 100 \quad (1)$$

donde, **CO_{pf}** es el contenido de COT a 0-5 o 0-20 cm (Mg ha^{-1}), **DAP** es la densidad aparente del espesor de suelo analizado (Mg m^{-3}), **C** es la concentración de CO en cada uno de dichos espesores (g C kg^{-1}) y, **Pr** es el espesor de suelo analizado (m).

A continuación, se calculó la masa de suelo:

$$Msuelo = DAP \times Pr \times 10.000 \quad (2)$$

donde **Msuelo** es la masa de suelo (Mg ha^{-1}) estimada para cada tratamiento a las profundidades analizadas. Posteriormente, se seleccionó la masa de referencia a 0-5 y 0-20 cm (**Mref**) considerando como tal a la del tratamiento con la menor masa (en el Ensayo 1, tratamiento PP: 520 y 2356 Mg ha^{-1} para 0-5 y 0-20 cm de profundidad, respectivamente). Luego se estimó la masa de suelo que debería descontarse de cada capa analizada para que la masa resultante sea equivalente en todos los tratamientos:

$$Mex = Msuelo - Mref \quad (3)$$

donde **Mex** es el exceso de masa que debe restarse a la capa analizada.

Luego, para cada tratamiento y profundidad se estimó el contenido de COT del suelo expresado en masa de suelo fija o equivalente:

$$CO_{me} = CO_{pf} - Mex \times \frac{C_{sn}}{100} \quad (4)$$

donde **CO_{me}** (Mg ha⁻¹) es la cantidad de CO para masa equivalente referida a la masa de referencia (**Mref**) y **C_{sn}** es la concentración de COT (g C 100 gr suelo⁻¹) de la capa de suelo inmediatamente inferior a la capa analizada. Para la capa total analizada (0-20 cm) se utilizó la **C_{sn}** de la capa 5-20 cm. Esto es así porque el muestreo de suelo no superó los 20 cm y, dado que el horizonte A del complejo de suelos del sitio experimental supera esa profundidad (Tabla 2.1.), se asumió que la concentración de COT de la capa de suelo inmediatamente inferior a 20 cm no cambiaba. El **CO_{me}** del estrato 5-20 cm de cada tratamiento se estimó por diferencia entre el **CO_{me}** del estrato de 0-5 cm y el de 0-20 cm.

En el caso de las fracciones por tamaño de agregados, los contenidos de CO se expresaron en unidades de concentración referidas a la masa de la fracción de agregados correspondiente (concentración absoluta, g 100 g⁻¹ fracción de agregado).

2.2.7. Estabilidad de los agregados

Para cada muestra de suelo, con el peso de los agregados obtenidos en cada tamiz (apartado 2.2.3) se determinó el diámetro medio ponderado (DMP) para cada método de re-humedecimiento (HC y HV), de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$DMP = \sum_{i=1}^n x_i w_i \quad (5)$$

donde *i* identifica a cada fracción de agregados, *n* es el número total de fracciones de agregados, incluyendo la que pasó por el tamiz de 50 μm, *x_i* es el diámetro promedio de la fracción *i* (mm) calculado como la media aritmética de la apertura de malla de dos tamices sucesivos, y *w_i* es la masa de la fracción *i* que quedó sobre cada tamiz. Por diferencia entre los DMP de HC y HV se obtuvo el cambio en DMP (CDMP, mm) como una medida de la EA.

Esta forma de determinación del DMP es una modificación de la técnica propuesta por Six *et al.* (2000). Estos autores indican la necesidad de la corrección de las masas de agregados obtenidos por su contenido de arena. El fundamento de dicha corrección es que la elevada proporción y la variabilidad de contenido de arenas gruesas a muy gruesas de los suelos que utilizaron, podían hacer variar los valores reales de agregados obtenidos. En esta experiencia se realizó el análisis de la textura del suelo

y la separación de arenas por tamaño (Tabla 2.4., apartado 2.2.2.). Se pudo observar que más del 95% de esa fracción mineral corresponde a la categoría muy fina, mientras que las categorías gruesa y muy gruesa representaron, en conjunto, menos del 0,5% (Tabla 2.4.). Por lo tanto, en el presente trabajo el cálculo de determinación del DMP se realizó sin dicha corrección de acuerdo con lo indicado por John *et al.* (2005) y Yamashita *et al.* (2006).

2.2.8. Mineralización del carbono orgánico

Se determinó la mineralización de CO de la masa total de suelo evaluada y en la masa de cada fracción de agregados (luego del tratamiento de HC, representando la condición de mayor estabilidad de los agregados). Para ello se determinó el dióxido de C (CO₂) producido en incubaciones aeróbicas en condiciones controladas de temperatura (25°C) y humedad (70-75% humedad relativa del aire) (Beare *et al.*, 1994; Mikha y Rice, 2004) por 28 días. Se agregaron 3 g de suelo molido o de agregados en recipientes de vidrio de 154 mL de volumen interno a manera de cámaras de incubación. La muestra de suelo fue re-humedecida con agua desionizada hasta capacidad de campo con ayuda de una pipeta automática y, luego, cada cámara fue cerrada herméticamente. En la tapa de ésta se agregó un septo de goma para poder realizar extracciones de gases. Las cámaras se colocaron en una incubadora con condiciones controladas de temperatura a 25°C ± 1 °C. A los días 2, 4, 6, 10, 16, 22 y 28 de iniciado el ensayo se realizaron extracciones con jeringas graduadas de 10 mL. Luego, el contenido de la jeringa se colocó en tubos de vidrio cerrados herméticamente y con vacío (Vacutainer®, Franklin Lakes, Nueva Jersey, Estados Unidos). Luego de cada extracción, las cámaras se dejaron abiertas durante 60 min para que se equilibraran las concentraciones de CO₂ dentro y fuera (atmósfera) de la cámara. Para la determinación de la concentración de CO₂ de cada muestra se extrajo el aire contenido dentro de cada tubo de vidrio con una jeringa de 1 mL y se inyectó en un cromatógrafo de fase gaseosa Shimadzu 720 (Kioto, Prefectura de Kioto, Japón) equipado con un detector de conductividad térmica, usando helio como gas *carrier*. Cada 100 muestras se hizo correr una muestra patrón para ajustar los parámetros de calibración del equipo. El valor absoluto de la concentración de CO₂ (mL CO₂ 100 mL aire⁻¹) arrojado por el equipo se transformó a concentración expresada en mg C kg suelo⁻¹ del siguiente modo:

1) se transformó la concentración de CO₂ arrojada por el equipo de mL CO₂ 100 mL aire⁻¹ a µL CO₂ L aire⁻¹ multiplicando por 10000 el valor de concentración arrojado por

el equipo, y luego se multiplicó tal concentración por un factor para convertir la expresión de la concentración de $\mu\text{L CO}_2 \text{ L aire}^{-1}$ a $\mu\text{g C cm}^{-3} \text{ aire}$:

$$FC = \frac{PMC \times PA \times 1000}{1000000 \times R \times (273,14 + T)} \quad (6)$$

dónde, FC es un factor de conversión de los valores de $\mu\text{L CO}_2 \text{ L aire}^{-1}$ a $\mu\text{g C cm}^{-3} \text{ aire}$, PMC es el peso molecular del C (g), PA es la presión atmosférica a la que se realizaron las incubaciones (atm), R es la constante universal de los gases ($\text{L atm } ^\circ\text{K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$), T es la temperatura a la que se realizó el ensayo ($^\circ\text{C}$) y $273,14$ es la conversión de grados Celsius a grados Kelvin;

2) se estimó la concentración de C mineralizado por unidad de suelo ($\text{mg C kg suelo}^{-1}$) con la siguiente ecuación:

$$CCf = \frac{CC * V \times 1000}{1000 \times mi} \quad (7)$$

donde, CCf es la concentración de C por unidad de masa de suelo ($\text{mg C kg suelo}^{-1}$), CC es la concentración de C por unidad de volumen de aire (obtenido a partir del factor de conversión según ecuación 6) ($\mu\text{g C cm}^{-3} \text{ aire}$) y mi es la masa de la muestra que se colocó a incubar (g).

Los resultados de las incubaciones (ecuación 7) se utilizaron para definir dos formas de CO asociadas a cada tamaño de agregados: "C no-protegido" y "C protegido" (CP) (Beare *et al.*, 1994). Estas dos formas se calcularon según:

$$C_{min}(t) \text{ no protegido} = C_{min}(t) \text{ agregados intactos} \quad (8)$$

$$C_{min}(t) \text{ protegido (CP)} = C_{min}(t) \text{ agregados molidos} - C_{min}(t) \text{ agregados intactos} \quad (9)$$

donde $C_{min}(t)$ es el C mineralizado acumulado al tiempo t en los agregados intactos y molidos.

Los datos de "C_{min} (t) no protegido" y "C_{min} (t) protegido" se usaron para calcular el C potencialmente mineralizable (C_0), y la constante de mineralización (k) del C protegido y sin proteger ajustando una ecuación de primer orden por regresión no lineal (R Development Core Team, 2010):

$$C_{min}(t) = C_0 (1 - e^{-kt}) \quad (10)$$

Por otro lado, un análisis preliminar del comportamiento del C mineralizado acumulado en la masa total del suelo permitió observar un comportamiento generalizado lineal en el último periodo de incubación (22 a 28 días). En la mayoría de los casos las pendientes de los SC no se aproximaron a ser asintóticas a un valor máximo. Es decir, que el C mineralizado podría seguir aumentando más allá de los 28 días de incubación aeróbica. Para comprobar el comportamiento del C mineralizado más allá del periodo establecido por la metodología utilizada (Mikha y Rice, 2004), se

realizó un experimento extendiendo el tiempo de incubación de los tratamientos más contrastantes (PP, 100SD y 100LC) hasta que la diferencia entre momentos de medición de emisión de dióxido de C fuera insignificante (63 días).

El C mineralizado en la masa total del suelo, como se mencionó, se expresó en concentración de C por unidad de masa de suelo ($\text{mg C kg suelo}^{-1}$). En las distintas fracciones de agregados el C mineralizado en agregados intactos y molidos, el C protegido y el C_0 se expresaron en concentración de C absoluta ($\text{mg C kg agregados}^{-1}$) y en concentración relativa a la masa total del suelo (kg C ha^{-1}). Esta última forma de expresión consideró la concentración absoluta de C mineralizado en los agregados y la masa equivalente de cada fracción de agregados (proporción de agregados en masa de suelo referido a la masa de referencia).

2.3. Determinaciones realizadas en el ensayo de secuencia de cultivos y sistemas de labranzas

2.3.1. Densidad aparente del suelo

Para la determinación de la densidad aparente se utilizaron las metodologías y formas de cálculo citados en el apartado 2.1.1. El momento de muestreo fue en junio de 2015.

2.3.2. Procesamiento de muestras y fraccionamiento por tamaño de agregados

El momento de muestreo en el ensayo de larga duración fue en el otoño de 2015, en los tratamientos con la secuencia maíz-maíz-trigo (dos cultivos de metabolismo C4 cada tres años), bajo LC y SD. La metodología de extracción, procesamiento de las muestras y la de fraccionamiento por tamaño de agregados fue la misma que la utilizada para el ensayo de Rotaciones Mixtas y Sistemas de Labranzas (apartado 2.2.3).

2.3.3. Fraccionamiento físico para la obtención de fracciones orgánicas

Se realizó el fraccionamiento físico a cada muestra de suelo (masa total, muestreo año 2005 y 2015) y a cada una de las fracciones de distinto tamaño de agregados (muestreo 2015), para separar la fracción orgánica asociada a limos más arcillas y la fracción orgánica particulada ($> 50 \mu\text{m}$). Para ello, se utilizó el método descrito en el apartado 2.2.4. (Cambardella y Elliott, 1992), con la variante de que se recuperó también la fracción orgánica particulada.

2.3.4. Carbono orgánico del suelo

El CO en la fracción <53µm (COA) y en la fracción >53µm (COP) se determinó con un autoanalizador por combustión Carlo Erba (Waltham, Massachusetts, EEUU) en el mismo momento que la abundancia natural de ^{13}C . Por lo tanto, se obtuvo el COA y el COP y, por suma de éstos, el COT. El contenido de CO se expresó en masa equivalente tanto para la masa de suelo como para cada fracción de agregados (ecuación 4). Para este ensayo (Ensayo 2 y al que se le adicionó el tratamiento PP del Ensayo 1 como referencia, ver apartado siguiente 2.3.5.) las diferencias en DAP estuvieron mayormente a 0-20 cm. El rango de valores estuvo entre 1,16 y 1,25 g cm⁻³ para PP y LC, respectivamente y se utilizó el tratamiento PP para estimar las Mref (520, 1836 y 2356 Mg ha⁻¹ para 0-5, 5-20 y 0-20 cm de profundidad, respectivamente)

2.3.5. Abundancia isotópica de ^{13}C

Se determinó la composición isotópica ($\delta^{13}\text{C}$) de las fracciones COP y COA de las muestras de la masa total del suelo, y sólo de COP a la correspondiente a cada tamaño de agregado y a las muestras archivadas tomadas al inicio del ensayo en 2005 (masa total del suelo). Asimismo, como no fue posible fraccionar por tamaños de agregados las muestras del inicio del ensayo (2005), ya que estaban tamizadas por 2 mm, se determinó la abundancia isotópica de ^{13}C a las fracciones de agregados de las muestras del tratamiento PP del Ensayo 1 (pasturas con metabolismo C3, similar a las presentes en el 2005). Cabe aclarar que el complejo de suelos es el mismo para los dos ensayos y están espacialmente muy próximos.

Para la determinación de la abundancia isotópica de ^{13}C se usó la técnica de espectrometría de masas por ionización de moléculas gaseosas y separación de iones de acuerdo con su relación masa/carga usando campos eléctricos y magnéticos (Barrie y Prosser, 1996). El equipo utilizado fue un espectrómetro de masas Thermo Finnigan Delta Plus (Waltham, Massachusetts, EEUU) acoplado a un autoanalizador Carlo Erba (Waltham, Massachusetts, EEUU), ubicado en el Centro de Aplicaciones de Tecnología Nuclear en Agricultura Sostenible (CATNAS), Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay.

La abundancia natural de ^{13}C fue expresada en unidades delta (δ), que indica la relación isotópica de la muestra comparada con la del estándar Pee Dee Belemnite (PDB). Se determinó de la siguiente manera:

$$\delta^{13}\text{C}(\text{‰}) = \left[\frac{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C}) - (^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{PDB}}}{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{PDB}}} \right] \times 100 \quad (12)$$

donde $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ es la relación isotópica del material en estudio, y $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}_{\text{PDB}}$ la del material de referencia (PDB).

La inclusión en la secuencia de cultivos de mayores proporciones de especies C4 (maíz) afectará la distribución de ^{13}C . A través de esta variable es posible determinar la proporción de CO originado a partir de los residuos de aquellas plantas y cuánto del CO original (proveniente de la pastura previa al inicio, constituida por especies C3) persiste en el suelo (Boutton, 1996, Amelung *et al.*, 2008). La proporción de CO de origen C4 (%CO-C4) para la masa total del suelo y para cada una de las fracciones de agregados se estimó a partir del $\delta^{13}\text{C}$, mediante la ecuación:

$$\%C-C4 = (\delta^{13}\text{C muestra} - \delta^{13}\text{C-inicio}) / (\delta^{13}\text{C C4} - \delta^{13}\text{C-inicio}) \times 100 \quad (13)$$

donde $\delta^{13}\text{C muestra}$ es la composición isotópica de la fracción analizada, $\delta^{13}\text{C-inicio}$ es la composición isotópica del suelo utilizado como punto de inicio o referencia y $\delta^{13}\text{C C4}$ es composición isotópica del maíz.

La proporción de CO de diferentes orígenes en la masa total del suelo y en las fracciones de agregados se expresó referida a masa equivalente (ecuación 4). Por otro lado, se estimó el CO retenido respecto al total de CO aportado por los cultivos de maíz. Para ello se consideró la cantidad de biomasa vegetal aérea y radical aportada por los cultivos de maíz en la secuencia maíz-maíz-trigo (Tabla 2.3.). Los aportes fueron estimados utilizando información del grupo de investigación "Manejo Sustentable del Suelo" y a partir de los parámetros citados en el apartado 2.2.5. El porcentaje (%) de C retenido se estimó de la siguiente forma:

$$CO \text{ retenido } (\%) = \frac{COS - C4}{CO \text{ aportado}} \times 100$$

donde COS-C4 es el CO derivado de la vegetación C4 (maíz) y CO aportado es el derivado de las raíces y biomasa área de los cultivos de la secuencia maíz – maíz – trigo. Todos los parámetros fueron expresados a 0-20 cm de profundidad.

2.4. Análisis estadístico

Para el análisis de los datos se utilizó el paquete Rcmdr del sistema R (R Core Team, 2013). En todas las pruebas de hipótesis y comparación de medias (Tukey) y regresiones lineales y no lineales se consideró un nivel de significación del 5%.

2.4.1. Ensayo de rotaciones mixtas y sistemas de labranzas

Los datos de las diferentes variables respuesta obtenidos para cada profundidad y tamaño de agregado fueron analizados mediante un análisis de varianza para un modelo mixto en el cual los SC fueron considerados como efectos fijos y los bloques fueron considerados aleatorios. El modelo utilizado fue

$$Y_{ij} = \mu + \tau_i + \beta_j + \varepsilon_{ij} \quad i = 1,2,3,4,5,6,7; j = 1,2,3$$

donde

Y_{ij} es el valor de la variable respuesta para el i -ésimo SC en el j -ésimo bloque

μ es la media general de la variable respuesta

τ_i es el efecto del i -ésimo SC

β_j es el efecto del j -ésimo bloque

ε_{ij} es el error aleatorio asociado a la observación del i -ésimo SC en el j -ésimo bloque.

Para realizar comparaciones entre SL se recurrió a contrastes ortogonales con el software INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2018).

2.4.2. Ensayo de secuencias de cultivos y sistemas de labranzas

Los datos de las diferentes variables respuesta obtenidos para cada profundidad y tamaño de agregado fueron analizados mediante un análisis de varianza para un modelo mixto en el cual los SL fueron considerados como efectos fijos y los bloques fueron considerados aleatorios. El modelo utilizado fue

$$Y_{ij} = \mu + \tau_i + \beta_j + \varepsilon_{ij} \quad i = 1,2; j = 1,2,3,4$$

donde

Y_{ij} es el valor de la variable respuesta para el i -ésimo SL en el j -ésimo bloque

μ es la media general de la variable respuesta

τ_i es el efecto del i -ésimo SL

β_j es el efecto del j -ésimo bloque

ε_{ij} es el error aleatorio asociado a la observación del i -ésimo SL en el j -ésimo bloque.

3. CAPÍTULO 2. IMPACTO DE SISTEMAS DE LABRANZAS Y ROTACIONES CON PASTURAS SOBRE LA DISTRIBUCIÓN Y ESTABILIDAD DE LOS AGREGADOS DE UN MOLISOL

3.1. Introducción

El suelo, uno de los principales recursos naturales, contribuye a la satisfacción de las necesidades humanas básicas porque provee alimentos y, además, actúa en la regulación de la calidad del agua y del aire como filtro, amortiguador, y/o desintoxicante (Lal, 1998; Intergovernmental panel on climate change (IPCC), 2013). El uso inadecuado de prácticas agrícolas ha dado lugar a fenómenos de pérdida de salud del suelo que se manifiestan en, entre otras cosas, la alteración de sus propiedades físicas, químicas y biológicas (Lal, 2010). Las regiones productivas de la Argentina no escapan a los procesos de degradación de los suelos generados por un uso continuo para agricultura (Manuel-Navarrete *et al.*, 2009). Estos procesos degradativos se manifestaron en pérdida de salud física del suelo (e.g. menor estabilidad de los agregados, EA). La salud física del suelo está fuertemente relacionada con la agregación y la EA porque éstas determinan algunas otras propiedades físicas (es decir, geometría y estabilidad de los poros, infiltración, drenaje y retención de agua) y están asociadas a varios procesos de degradación (*i.e.* erosión, desertificación, compactación) (Denef *et al.*, 2002; Aparicio y Costa, 2007; Wingeyer *et al.*, 2015). Si bien, la EA de la masa total del suelo es un buen indicador de su salud física, se ha documentado que la estabilidad de la fracción de los agregados más grandes (fracción >250 μm , macroagregados, MA), presentaría mayor sensibilidad a los cambios en el uso del suelo (Franzluebbbers y Arshad, 1997, Six *et al.*, 1998, Puget *et al.*, 2000; Panettieri *et al.*, 2013).

Ha sido universalmente reconocido que la conversión de sistemas de cultivo bajo labranzas agresivas (labranza convencional, LC) hacia otros con disminución de la intensidad de disturbio (e.g. siembra directa, SD) y/o la inclusión de pasturas en las rotaciones, produce efectos beneficiosos sobre las propiedades del suelo. Esto se manifiesta en aumentos en la EA, en la dinámica de aire y agua, y en el reservorio de nutrientes y carbono orgánico (CO) del suelo. Por consiguiente, dichos cambios podrían llegar a reflejarse en mayores rendimientos de los cultivos (Doran, 1980, 1987; Parmelee *et al.*, 1990; Lal *et al.*, 1994; Franzluebbbers y Arshad, 1996; Six *et al.*, 2000, 2002, 2004). Los sistemas de labranza menos agresivos tenderían a favorecer la EA en asociación con una mayor proporción de MA estables (Beare *et al.*, 1994; Six *et al.*,

2000). Esto podría estar relacionado con más cantidad de fracciones lábiles del CO que juegan un rol importante en la formación de agregados (Gale *et al.*, 2000; Wander y Yang, 2000). Sin embargo, las mejoras en la EA del suelo por uso de SD no siempre se asocian directamente por aumentos en los niveles de CO en los primeros centímetros (0-20 cm) del suelo (Luo *et al.*, 2010; Ogle *et al.*, 2012; Powlson *et al.*, 2014). En este sentido, John *et al.* (2005) sugirieron que cuando se reduce el disturbio, se facilita la formación de agregados sin que necesariamente signifique un secuestro neto de CO. Por otro lado, el disturbio induce el aumento del ciclado de MA inhibiendo la formación de microagregados (<250 μm , MI) en su interior (Six *et al.*, 1998, 1999, 2002).

La intensificación ecológica de la agricultura (IEA), involucra el aumento en el tiempo ocupado por cultivos y raíces vivas y es una alternativa para restablecer la salud del suelo que fuera disminuida por secuencias de cultivos anuales simplificadas de bajo aporte de C (Caviglia y Andrade, 2010; Novelli *et al.*, 2017). Una mayor IEA aumentaría los procesos de exudación y descomposición radical y la cantidad y frecuencia de aportes de restos de raíces (Franzluebbers *et al.*, 2014). Consecuentemente, se estimularían la actividad de organismos y la producción de subproductos intervinientes en la estabilización de los agregados más pequeños y su aglutinamiento en agregados de mayor tamaño. Por lo tanto, la inclusión de periodos de pasturas en un sistema de agricultura continua sería una opción viable para aumentar la intensificación del sistema y mejorar o mantener la salud del suelo (Matson *et al.*, 1997; Studdert *et al.*, 1997). Haynes *et al.* (1991) y Ernst y Siri Prieto (2009), informaron que la EA y el CO aumentan rápidamente durante la fase de pasturas con base de gramíneas, tanto por la ausencia de remoción como por su característico sistema de raíces densas y fibrosas. Sin embargo, este efecto se mantuvo durante el periodo bajo pasturas, pero se perdió rápidamente cuando el suelo fue cultivado nuevamente. Agostini y Momtarrubbianesi *et al.* (2014) observaron que la EA a 0-20 cm tendió a mejorar cuando se aumentaba el índice de intensificación de la secuencia base mensual (IISm) por inclusión de pasturas en la rotación.

En el Sudeste Bonaerense (SEB), el disturbio por uso del suelo para la producción agrícola ha provocado disminuciones en los niveles de CO (Studdert *et al.*, 2010; Sainz Rozas *et al.*, 2011, 2019) y la EA (Aparicio y Costa, 2007). De este modo se está comprometiendo el funcionamiento del suelo, los servicios ecosistémicos que presta y su capacidad de recuperación. En esta región, el uso de SD no ha provocado mejoras en distintas propiedades del suelo respecto a LC (Domínguez *et al.*, 2008, 2009;

Studdert *et al.*, 2010), ni mayores rendimientos de los principales cultivos agrícolas de grano (Domínguez *et al.*, 2001; Santamaría *et al.*, 2004). Por su parte, Mandiola *et al.* (2011) y Roldán (2012) observaron que bajo agricultura continua con SD, la proporción de MA bajo una situación no disturbada (pseudo-prístina) y bajo SD, fue mayor que bajo LC y que, además, fueron más estables (Mandiola *et al.*, 2011; Roldán *et al.*, 2014). En el SEB, el aumento en la intensificación de uso del suelo, por la inclusión de periodos cortos (3 años) de pasturas en sistemas agrícolas, provocó importantes mejoras en la EA, independientemente del sistema de labranza (SL) utilizado (Studdert *et al.*, 1997; Domínguez *et al.*, 2008). Estas mejoras se percibieron especialmente en la capa superficial del suelo (0-5 cm) (Eiza, Studdert y Fioriti *et al.*, 2006; Domínguez *et al.*, 2009).

En los suelos del SEB, de textura franca y altos contenidos de CO, es escasa la información disponible referida al efecto de periodos largos (>20 años) de agricultura bajo SD y LC y del aumento del IISm intercalando ciclos cortos de pasturas, sobre la cantidad y estabilización de MA y su potencialidad de secuestro de CO. Por lo tanto, para las condiciones edafo-climáticas del SEB se plantean las siguientes hipótesis:

- La inclusión de pasturas en la rotación con cultivos agrícolas mejora la cantidad y la estabilización de MA en los primeros 20 cm del suelo, independientemente del SL utilizado en el periodo agrícola.
- La reducción del disturbio a partir del uso de SD durante el periodo agrícola permite aumentar los periodos bajo agricultura sin que se vea afectada la EA en los primeros 20 cm del suelo. .

Para poner a prueba estas hipótesis se plantea el siguiente objetivo:

- Evaluar el efecto de distintos sistemas de cultivo (labranzas y rotaciones, SC) sobre la cantidad y estabilidad de MA en comparación con la EA de la masa total (0-20 cm) de suelos del SEB.

3.2. Materiales y métodos

Los materiales y métodos utilizados fueron desarrollados en los apartados 2.1.1, 2.2.1, 2.2.2, 2.2.3, 2.2.7. y 2.4.1. del Capítulo 1 de este trabajo.

3.3. Resultados y discusión

3.3.1. Distribución por tamaño de agregados

En las Figuras 3.1. y 3.2. se presentan las distribuciones de los agregados en la masa del suelo para los dos métodos de re-humedecimiento, humidificación por

capilaridad (HC) y violento (HV), respectivamente, los que generaron distinta distribución de los agregados en la masa total del suelo. Luego del HC y en todas las profundidades analizadas, la mayor proporción de la masa total del suelo para los distintos SC estuvo representada por la fracción de MA (MA grandes (MAg) + MA chicos (MAc)), que fue explicada mayormente por la masa remanente de MAg (Figura 3.1.). En promedio, los MA representaron $80,3 \pm 10,2$, $78,4 \pm 8,1$ y $78,9 \pm 8,5\%$ en las profundidades de 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente y, los MI, $12,9 \pm 6,8$, $14,8 \pm 5,8$ y $14,3 \pm 5,9\%$, respectivamente. En cambio, luego del HV, la distribución de los agregados fue diferente a la del HC y, los MA representaron sólo $52,5 \pm 19,5$, $45,8 \pm 16,3$, y $47,4 \pm 17,0\%$, de la masa del suelo para 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente y, los MI, $38,2 \pm 16,9$, $44,2 \pm 12,7$ y $42,7 \pm 13,6\%$, respectivamente. Es decir, este re-humedecimiento generó una abrupta disminución de la masa de MA, un incremento de la de MI y escasa variación de la fracción fina (FF) (Figura 3.2.). El HV no sólo generó distinta distribución de los MA respecto al HC (Figuras 3.1. y 3.2.), sino que también hizo que se manifestara una mayor variabilidad entre SC, lo que indica un efecto de éstos sobre la EA.. Cambardella y Elliott (1993), sugirieron que los MA que no fueron alterados luego del HV, presentarían mayor estabilidad estructural que los MA remanentes luego del HC. Por lo tanto, la fracción de MA obtenidos luego del HC podrían contener MA estables e inestables, mientras que la fracción de MA que se obtuvo luego del HV, sólo contiene MA estables (Golchin *et al.*, 1995). Asimismo, se ha propuesto que los MA más estables presentan mayor cantidad de CO en su masa (Tisdall y Oades, 1980), y que su inestabilidad podría estar directa o indirectamente relacionada con la pérdida de CO, sobre todo de sus fracciones lábiles (Six *et al.*, 1998; Li *et al.*, 2016).

Por su parte, el incremento de los MI entre re-humedecimientos estuvo dada mayormente por la contribución asociada con la disrupción de los MA y la escasa ruptura de los MI. Esto último se observa a partir de la escasa variación de la FF. Se ha documentado que, independientemente del método de re-humedecimiento, la alta estabilidad de los MI podría deberse a las fuertes uniones presentes entre las partículas minerales y el CO altamente estabilizado que los conforman (Golchin *et al.*, 1994; Six *et al.*, 1998; Deneff *et al.*, 2004).

La diferencia en la distribución de los MA luego del HV respecto al HC es consecuencia del modo e intensidad de la incorporación del agua en la masa de suelo. Por un lado, el HC, al permitir el ingreso paulatino de agua, generó que el aire que se encontraba atrapado dentro de los agregados se liberara lentamente y ocasionara un

mínimo disturbio. Por el otro, con HV, la velocidad de ingreso del agua en los poros del suelo generó fuerzas internas por compresión del aire dentro de los mismos, ocasionando un mayor disturbio que el HC a los agregados con menor estabilidad (Kemper y Rosenau, 1986; Elliott, 1986; Cambardella y Elliott, 1993).

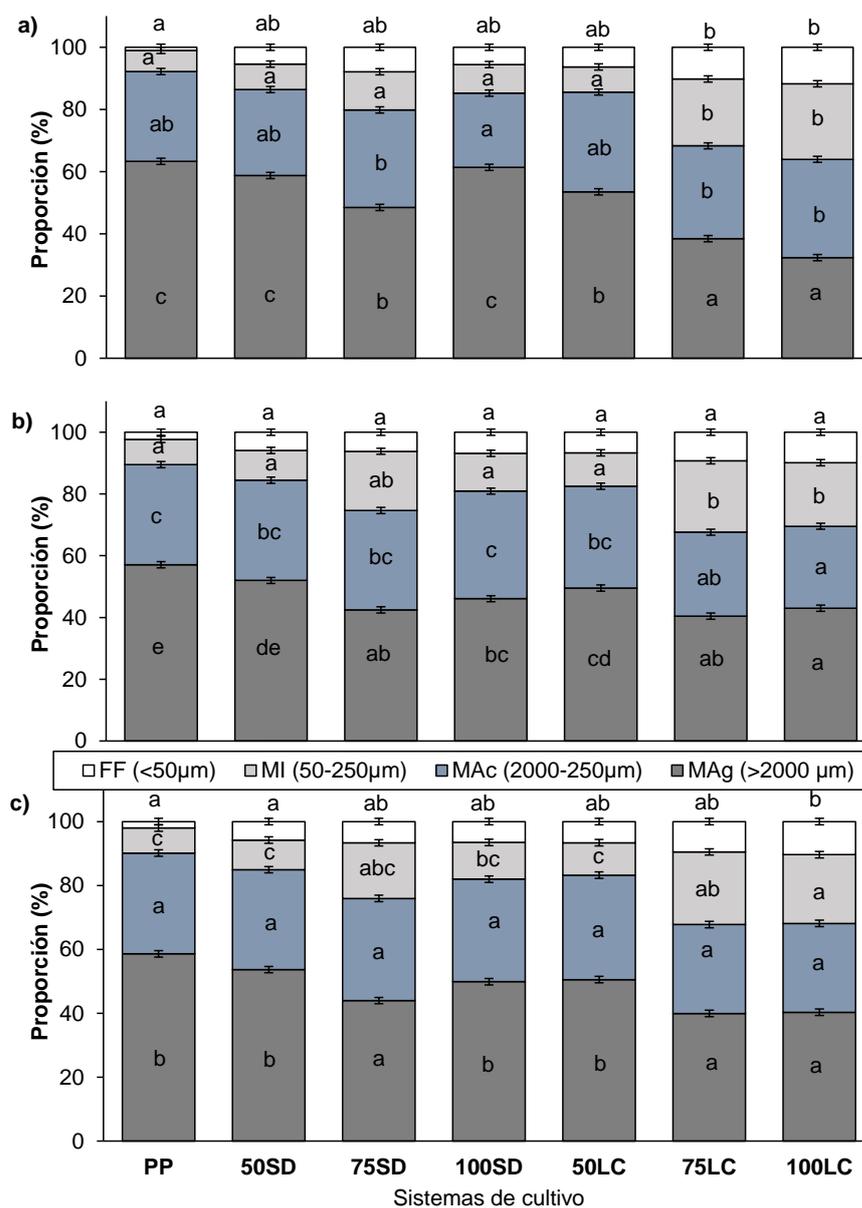


Figura 3.1. Distribución de fracciones de agregados (MAg: macroagregados grandes, MAc: macroagregados chicos, MI: microagregados y FF: fracción fina) respecto a la masa de suelo, para tres profundidades 0-5 cm (a), 5-20 cm (b), 0-20 cm (c) y para los diferentes sistemas de cultivo (Tabla 2.2.), luego del rehumedecimiento por capilaridad. Letras iguales entre las mismas secciones de diferentes columnas indican diferencias no significativas ($p>0,05$). Barras verticales en cada sección de las columnas indican el error estándar estimado de la media.

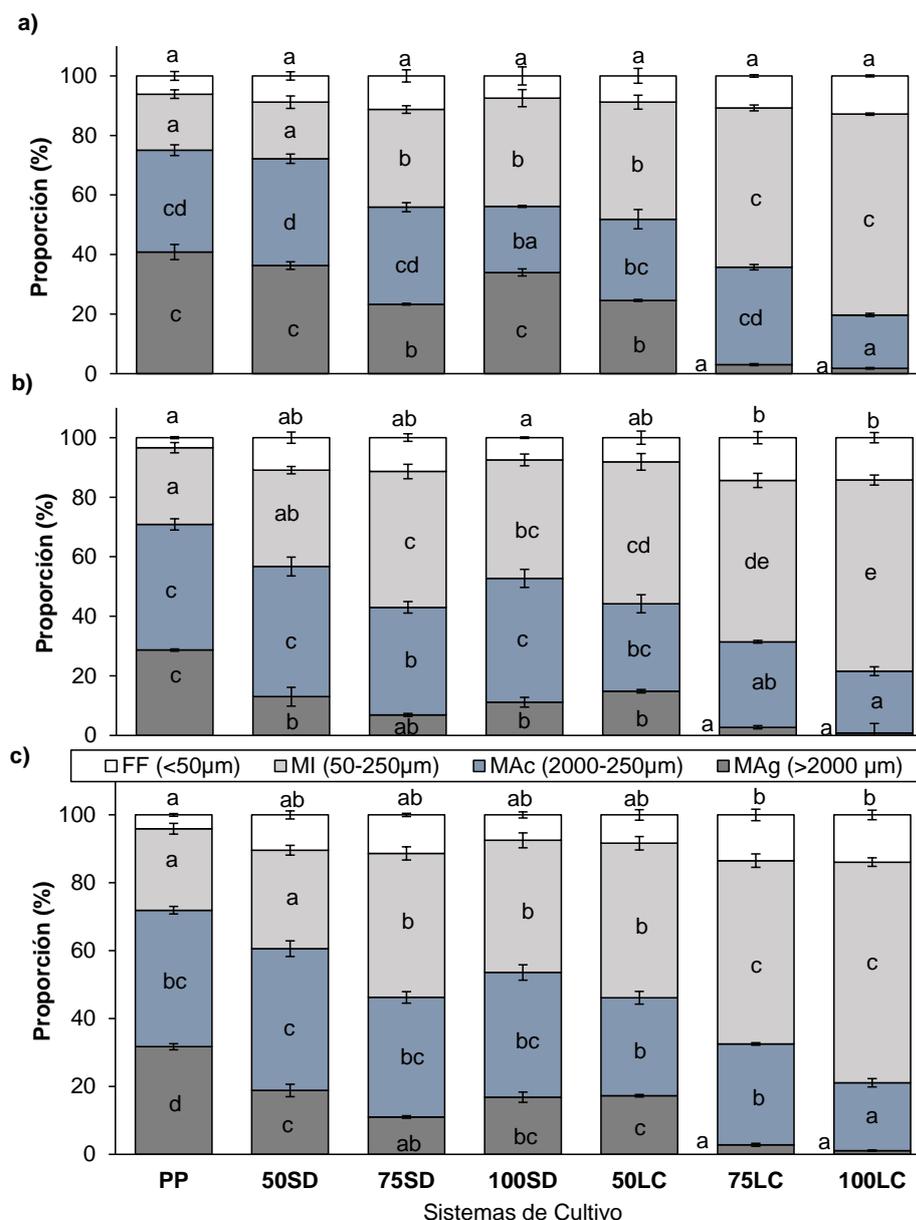


Figura 3.2. Distribución de fracciones de agregados (MAg: macroagregados grandes, MAC: macroagregados chicos, MI: microagregados y FF: fracción fina) respecto a la masa de suelo, para tres profundidades 0-5 cm (a), 5-20 cm (b), 0-20 cm (c) y para los diferentes sistemas de cultivo (Tabla 2.2.), luego del re-humedecimiento violento. Letras iguales entre las mismas secciones de diferentes columnas indican diferencias no significativas ($p>0,05$). Barras verticales en cada sección de las columnas indican el error estándar estimado de la media.

Independientemente del método de re-humedecimiento, la distribución de tamaño de agregados estuvo muy influenciada por los SC. Hubo una marcada diferencia entre re-humedecimientos de las fracciones de MAg y MAC entre SC (Figuras 3.1. y 3.2.). Luego del HC, PP, 100SD y 50SD no presentaron diferencias en la proporción de MAg

para la capa superficial del suelo (Figura 3.1.a), pero las proporciones de agregados de ese tamaño fueron mayores que bajo 50LC y 75SD, que no presentaron diferencias significativas entre sí. Asimismo, en esa capa de suelo, la menor masa de MAg se observó en los tratamientos 100LC y 75LC. Sin embargo, a 5-20 cm de profundidad (Figura 3.1.b) la proporción de MAg fue mayor bajo PP y 50SD y el tratamiento 100SD no se diferenció de 75SD ni de los tratamientos con LC, salvo 75LC, que presentó la menor masa remanente de MAg. En el total de la capa de suelo analizada (0-20 cm), el orden de masa remanente de MAg entre SC fue $PP=50SD=100SD=50LC>75SD=75LC=100LC$ (Figura 3.1.c).

Por otro lado, luego del HV, las diferencias en la proporción de MAg entre tratamientos aumentaron marcadamente. En la superficie del suelo (0-5 cm), su ordenamiento fue $PP=50SD=100SD>75SD=50LC>75LC=100LC$ (Figura 3.2a). Sin embargo, en las capas de 5-20 cm y 0-20 cm, la mayor ($p<0.05$) masa remanente de MAg se observó en el tratamiento PP y, la menor, en el tratamiento 100LC y en aquéllos con historia agrícola más prolongada (75SD y 75LC). Los demás tratamientos presentaron una masa remanente de MAg intermedia. Por otro lado, la masa remanente de los MAc no mostró diferencias de importancia entre SC luego de ambas formas re-humedecimiento, aunque entre algunos SC, las diferencias fueron significativas.

Los cambios de masa remanente entre pre-tratamientos en MAc no fueron tan notorios como los observados en MAg. En los procesos de tamizado, los MAc reciben masa de agregados proveniente de la disrupción de los MAg y proveen masa a los MI originada en su propia disrupción. Por lo tanto, se dificulta reconocer cuál es la masa remanente de MAc luego de HV respecto a la presente en el suelo luego de HC, ya que la fracción de MAc luego del HV se ve enriquecida por el aporte desde la categoría de agregados más grande y disminuida por la ruptura de MAc (Roldán *et al.*, 2014).

En las Figuras 3.1. y 3.2., se observa que las proporciones de MAg y MAc dentro de los MA fueron las que más cambiaron entre re-humedecimientos comparando los distintos SC. Por ejemplo, luego del HC, los MAg representaron $62,4 \pm 7,4$, $63,6 \pm 8,5$ y $63,0 \pm 5,6\%$ de los MA para 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente y, luego del HV, $38,9 \pm 21,5$, $20,1 \pm 12,7$ y $25,1 \pm 14,2\%$ de los MA, respectivamente. Por otro lado, la disminución promedio general (entre SC y profundidades) de la proporción de MA en la masa del suelo debida al HV fue $36,4 \pm 18,4\%$. Por ello, la variación de los cambios de masa de los agregados $>250 \mu\text{m}$ podría evaluarse en una sola categoría: MA (suma de masas MAg y MAc). El análisis del efecto de los SC sobre la distribución de los MA

permitió separar más claramente las situaciones (Tabla 3.1.) que el análisis de sus fracciones (MAg y MAc, Figuras 3.1. y 3.2.) y redujo la variabilidad dentro de cada SC.

Tabla 3.1. Proporción de macroagregados en la masa del suelo obtenida luego de realizados los re-humedecimientos, violento (HV) y por capilaridad (HC) para cada uno de los sistemas de cultivo (SC) (Tabla 2.2.) y a tres profundidades (Prof.). Pre.: pre-tratamiento. Letras iguales dentro de cada fila indican diferencias no significativas ($p>0,05$) entre SC. Números entre paréntesis debajo de cada valor indican el error estándar de la media.

Pre.	Prof.	SC						
		PP	50SD	75SD	100SD	50LC	75LC	100LC
	-cm-	g (100 g) ⁻¹						
HC	0-5	92,2 d (0,8)	86,4 c (0,5)	79,9 b (0,5)	85,2 c (0,8)	85,6 c (1,0)	68,3 a (1,1)	64,6 A (1,0)
HV		75,1 d (1,5)	72,2 d (2,8)	55,9 c (1,5)	66,8 c (2,1)	51,9 c (2,9)	35,7 b (0,8)	19,7 A (0,5)
HC	5-20	89,5 d (0,8)	84,5 c (0,4)	74,6 b (1,1)	80,9 c (1,0)	82,5 c (0,6)	67,6 a (0,6)	69,5 A (2,2)
HV		70,9 d (1,9)	56,7 c (2,7)	43,0 b (1,5)	52,7 bc (1,9)	44,1 b (3,1)	31,4 a (0,3)	21,5 A (1,6)
HC	0-20	90,2 d (0,9)	84,9 c (0,4)	75,9 b (0,9)	82,0 c (0,9)	83,2 c (0,3)	67,8 a (0,2)	68,3 A (1,6)
HV		71,9 e (1,3)	60,6 d (2,4)	46,2 c (1,4)	53,8 cd (1,5)	46,0 c (2,1)	32,5 b (0,4)	21,1 A (1,3)

Luego del HC y en las capas analizadas, los MA de 100LC y 75LC presentaron la menor masa respecto a los otros tratamientos ($p<0,05$). Sin embargo, aún en la situación de historia de disturbio más prolongada (100LC), en la capa de 0-20 cm, los MA representaron el $68,3 \pm 2,7\%$ de la masa de suelo (Tabla 3.1.). En cambio, bajo PP se observó la mayor masa de MA en todas las profundidades analizadas. La masa de MA en 50SD, no presentó diferencias significativas ($p>0,05$) con 50LC. Por su parte, el tratamiento 75SD presentó menor masa de MA que los anteriormente mencionados ($p<0,05$) y, a su vez, fue mayor que bajo 75LC y 100LC. Por lo tanto, en las capas del suelo analizadas, luego de HC, la masa de MA de los tratamientos se ordenó de la siguiente manera: PP>50SD=50LC=100SD>75SD> 100LC=75LC. Por otro lado, bajo HC, la mayor ($p<0,05$) cantidad de masa remanente de MI se observó en los tratamientos 100LC y 75LC (Figura 3.1.), sin diferencias significativas entre ellos. Las masas de MI de los restantes tratamientos no se diferenciaron entre sí. Por su parte, la FF presentó escasa variación entre SC y muy baja proporción de la masa del suelo (Figura 3.1.). Sólo se diferenciaron estadísticamente de PP los tratamientos 100LC y 75LC.

Por otro lado, luego del HV y en todas las capas del suelo, la masa de MA de 75LC y 100LC disminuyó notoriamente respecto al HC, especialmente en el tratamiento 100LC (69,5, 69,1 y 69,2% de disminución para 0-5 , 5-20 y 0-20 cm, respectivamente). Esta mayor disrupción de los MA en 100LC generó que, luego del HV, en la capa superficial del suelo (0-5 cm) y en la capa total (0-20 cm) se observara la menor masa de esta fracción de agregados respecto a los otros SC ($p < 0,05$) (Figura 3.2.). En la capa superficial del suelo, las masas de MA bajo PP y 50SD luego de HV no se diferenciaron y fueron mayores que las del resto de los tratamientos (Tabla 3.1.). Asimismo, al igual que luego del HC, las masas de MA de 75SD, 100SD y 50LC no presentaron diferencias significativas entre sí, en ninguna de las profundidades analizadas (Tabla 3.1.). Por otra parte, la masa de MI se vio incrementada luego del HV en todas las profundidades analizadas respecto al HC (Figura 3.2). La mayor masa remanente se observó en los tratamientos 100LC y 75LC en todos los estratos analizados. La FF, si bien manifestó una tendencia similar que luego de HC, en la superficie del suelo no mostró diferencias significativas entre SC (Figura 3.2.a), pero sí en las demás capas analizadas, dónde 100LC y 75LC se diferenciaron de PP.

3.3.2. Estabilidad de los Agregados

A partir de la información presentada, se analizó la variación de la masa de las fracciones de agregados entre re-humedecimientos (HV-HC) para obtener el cambio en la masa de cada fracción de agregados (CMF) (Figura 3.3.). El CMF pone de manifiesto el grado de estabilidad de los agregados por tamaño. Un cambio menor (menor valor absoluto de CMF) representa mayor estabilidad de los agregados frente a la acción del agua. Las masas remanentes de MA de los tratamientos PP y 50SD fueron las que menos ($p < 0,05$) variaron entre re-humedecimientos en todas las profundidades analizadas (menor CMF de MA). Por lo tanto, los MA de PP y 50SD fueron los que presentaron mayor estabilidad respecto a los demás SC (Figura 3.3.). En cambio, el tratamiento 100LC fue el que presentó mayor CMF de MA, es decir menor estabilidad, en todas las profundidades analizadas. En los SC bajo rotación con pasturas y LC se observó un menor CMF de los MA respecto a 100LC en las profundidades analizadas. Asimismo, presentaron menor estabilidad que los tratamientos con SD, siendo más notorias las diferencias en la capa superficial del suelo. Por su parte, los CMF de los MA de 75SD y 100SD no se diferenciaron entre sí en ninguna de las capas analizadas y, sus CMF se ubicaron entre los tratamientos con LC y aquéllos bajo PP y 50SD.

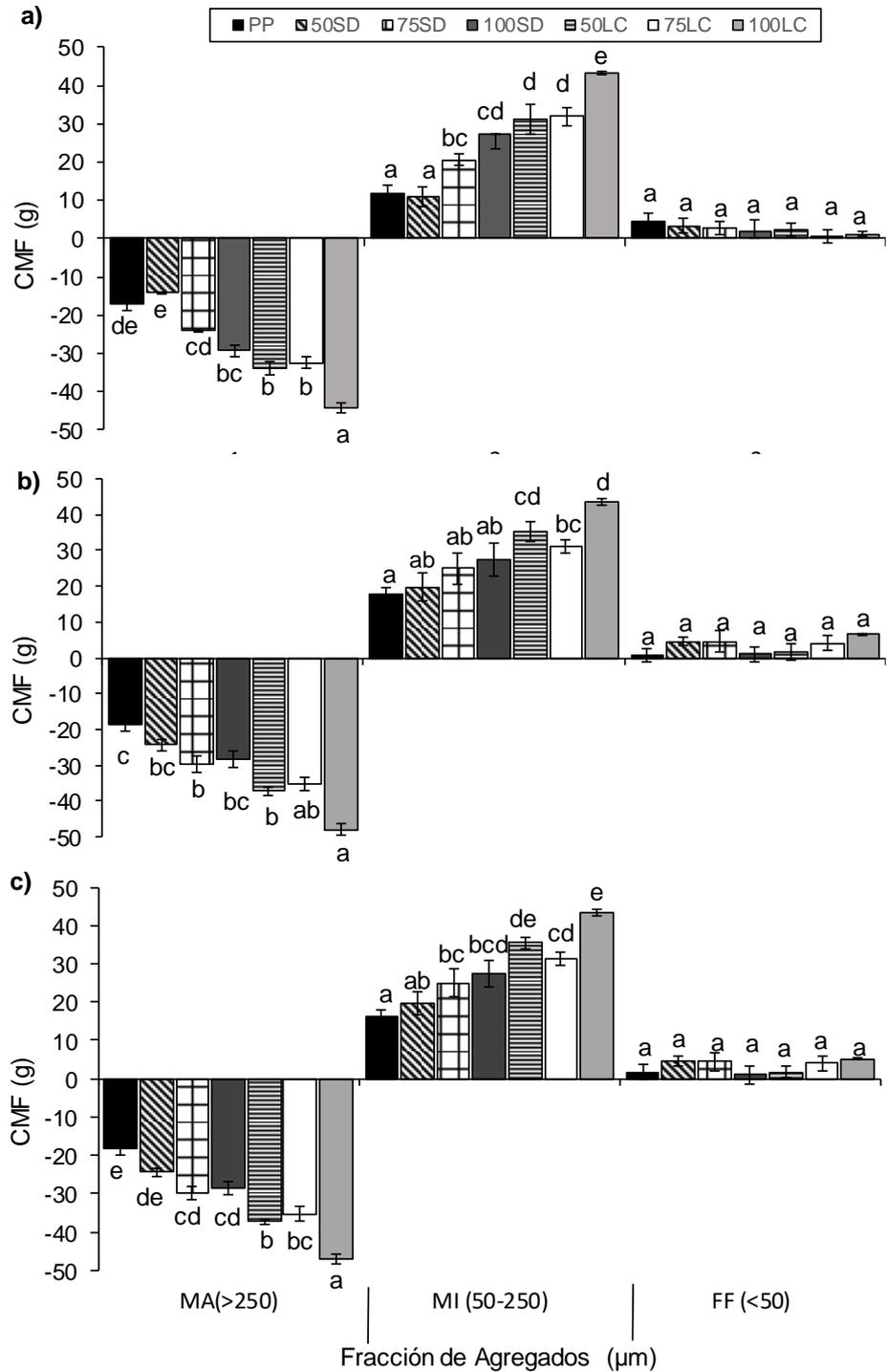


Figura 3.3. Cambio de masa (CMF) de las fracciones de agregados entre los dos métodos de re-humedecimiento para los distintos sistemas de cultivo (Tabla 2.2.) y para las tres profundidades analizadas, a) 0-5 cm, b) 5-20 cm y c) 0-20 cm. Las líneas verticales en cada columna indican el error estándar estimado de la media. Letras iguales dentro de cada fracción de agregados indican diferencias no significativas ($p>0,05$) entre sistemas de sistemas de cultivo.

La mayor estabilidad de los MA bajo PP respecto a un sistema con agricultura continua ha sido reportada por Haynes y Beare, (1997) y Haynes, (1999). Estos autores concluyeron que la permanencia de pasturas con alta proporción de gramíneas provoca la estabilización de los agregados, sobre todo de los MA, por el CO lábil derivado de las raíces. Por su parte, Six *et al.* (2004) sugirieron que el efecto estabilizante de la permanencia de raíces sobre los MA está dado principalmente por procesos de exudación y descomposición radical y la consecuente estimulación de la actividad de organismos fúngicos, como los hongos formadores de micorrizas. Éstos generan subproductos aglutinantes persistentes, las glomalinas, que intervienen en la estabilización de MI, que se unen dentro de MA por hifas de hongos, raicillas y exudados radicales de rápida degradación como los polisacáridos (Denef *et al.*, 2004, Cates *et al.*, 2016). Sin embargo, se ha citado que la magnitud de la estabilización dependerá de la cantidad, la permanencia y la degradabilidad del material aportado, que está relacionado con el tipo y nutrición de la pastura cultivada (Studdert *et al.*, 2010; Rumpel *et al.*, 2015). Todos estos factores intervienen en el comportamiento de PP respecto a la estabilidad de los MA, que puede estar relacionado con su tendencia a un mayor contenido de CO respecto a SC con agricultura.

Por otro lado, como se mostró, la menor estabilidad de los MA se observó bajo manejos con labranzas agresivas, respecto a los demás SC. El laboreo agresivo interviene en los ciclos de estabilización/desestabilización de los MA provocando que se generen menos cantidad de MA y con menor estabilidad. Esto puede estar relacionado a la pérdida de los agentes cementantes (Beare *et al.*, 1994, Six *et al.*, 1999, 2004, Bronik y Lal, 2005). Por lo tanto, la menor estabilidad de los MA bajo LC podría estar asociada a los menores contenidos de CO del suelo bajo este SL, respecto a situaciones con menos disturbio (Six *et al.*, 2002). Sin embargo, el efecto físico del laboreo tendría un impacto diferencial sobre la pérdida de estabilidad de los agregados, respecto a la disminución de CO del suelo (Studdert *et al.*, 1997).

Por su parte, si bien el CMF de los MA bajo 75LC se diferenció estadísticamente de 100LC en todas las capas analizadas, no lo hizo con el tratamiento con 50% del tiempo bajo agricultura con LC. Al momento de muestreo, el tratamiento 75LC había tenido cinco años de agricultura desde la salida de la pastura y 50LC estaba en el segundo año de una pastura (Tabla 2.2.). Esta situación podría dar indicios de que el efecto de un periodo corto de pasturas cuando el SL utilizado durante el periodo agrícola se basa en una intensa remoción del suelo (años 2009 a 2012 en 50LC, Tabla 2.2.) no sería suficiente para lograr una adecuada estabilización de los MA. Esto puede verse en el

comportamiento del CMF de 75LC y 50LC respecto a agricultura continua bajo SD (100SD), ya que presentaron un CMF mayor (Figura 3.3.). Sin embargo, bajo 50LC pudo observarse una mayor proporción de MAg en la masa del suelo luego de HC, respecto a 75LC y 100LC (Figura 3.1.), especialmente en la capa superficial (53,5, 38,5 y 33,5% para 50LC, 75LC y 100LC, respectivamente). No obstante, luego del HV (Figura 3.2.), la masa remanente de MAg disminuyó notablemente en estos SC, pero más marcadamente bajo 50LC, provocando un CMF de -29,0 y -35,5 y -31,7 g para 50LC, 75LC y 100LC, respectivamente. Es decir, por un lado, si bien durante los dos años bajo pastura (50LC) pudieron haberse generado más MAg respecto a la situación con agricultura continua bajo LC (100LC) y con cinco años de LC luego de un periodo de pastura (75LC) (Figuras 3.1. y 3.2.), los MAg no recuperaron la estabilidad de las situaciones con menos remoción (bajo SD y PP). Por el otro, los cinco años de agricultura bajo LC luego de un periodo de pastura de tres años (75LC, Tabla 2.2.), habrían llevado a la pérdida del posible efecto del ciclo de pasturas en la formación de agregados más estables (Studdert *et al.*, 1997) acercándose a la situación de 100LC (Figura 3.1.).

En diferentes tipos y condiciones de suelo bajo LC, ha sido reportada una importante mejora en la estabilidad de los agregados, sobre todo los MA, cuando se realiza una corta rotación con pasturas de gramíneas perennes (Haynes *et al.*, 1991, Li *et al.*, 2016). Sin embargo, Chan y Hennan (1999) afirmaron que la estabilidad de los MA es transitoria y extremadamente susceptible a las prácticas de manejo debido a la fragilidad de los agentes cementantes estabilizadores que están involucrados. No obstante, Studdert *et al.* (1997), informaron que eran suficientes tres años de pastura con base gramíneas luego de siete años de agricultura bajo LC, para recuperar la EA. La pérdida de aquellos agentes cementantes durante los periodos de agricultura sería más rápida bajo LC que bajo SD, es decir, la estabilidad de los MA se vería fuertemente afectada cuando se realiza agricultura con laboreo luego de un periodo de pastura (Ernst y Siri Prieto, 2009).

En la situación con agricultura continua bajo SD (100SD), se observaron CMF de MA notablemente menores y, por ende, mayor estabilidad de esta fracción (Figura 3.3.) que podría estar asociado a mayor cantidad de CO total (COT) en su interior que bajo LC (Beare *et al.*, 1994). Con el laboreo, los MA están expuestos a periodos de interrupción en su ciclo de formación por la acción mecánica directa de los órganos activos de las herramientas de labranza. Estas interrupciones aceleran los procesos de formación de los MA reduciendo la generación de MI en su interior y la estabilización

de fracciones lábiles del CO que estaban protegidas en el interior de los MA. (Six *et al.*, 2002). Sin embargo, la mayor estabilidad de los MA bajo SD, especialmente a 0-5 cm, no sería sólo función directa de la reducción del laboreo, también podría estar asociado a una acentuada actividad biológica por la acumulación de material vegetal en la superficie del suelo que aumentan la generación de agentes aglutinantes (Six *et al.*, 2002). En dos trabajos realizados en suelos similares a los del presente se observó que la proporción de MA bajo SD fue mayor que bajo LC y que, además, fueron más estables, pero no existieron diferencias de importancia agronómica en las concentraciones de COT en la masa total del suelo (Mandiola *et al.*, 2011; Roldán *et al.*, 2014).

La ausencia de diferencias en la estabilidad de los MA entre 100SD y 75SD en todas las profundidades analizadas reflejada en su CMF, puede ser debida al tiempo de agricultura luego de la salida de la pastura en 75SD. Los cinco años de agricultura bajo SD desde el fin del periodo de pastura (75SD, Tabla 2.2.) habrían generado la pérdida de la estabilización de los MA lograda durante el periodo sin agricultura (Haynes, 1999; Eiza, Studdert y Fioriti *et al.*, 2006; Panettieri *et al.*, 2017). Esto se ve reflejado en el mayor CMF de 75SD respecto a las situaciones bajo PP y 50SD. Sin embargo, el CMF bajo 75SD fue menor que bajo 75LC ($p < 0,05$), lo que indica una mayor estabilidad de los MA cuando el SL es SD.

Por otro lado, a diferencia de 50LC, bajo 50SD se observó un efecto notorio en la mejora de la estabilidad de los MA (menor CMF), por la inclusión de un periodo de pastura, especialmente en la superficie del suelo (0-5 cm). Bajo este SC no se registraron diferencias en el CMF de los MA respecto a PP en la superficie y a 0-20 cm ($p > 0,05$), pero sí las hubo en la capa subsuperficial, donde PP presentó el menor CMF de los MA (Figura 3.3.). Asimismo, en la capa subsuperficial 50SD no se diferenció de los demás SC con SD y, si bien tendió a presentar menor CMF a 0-20 cm, tampoco fue diferente de 100SD y 75SD (Figura 3.3.b y c). El comportamiento de los MA bajo 50SD respecto a su estabilidad (CMF), podría estar relacionado con la mejora notoria en la superficie del suelo por la presencia de raíces creciendo activamente en ese estrato desde su implantación (Haynes, 1999; Franzluebbers *et al.*, 2014). Por lo tanto, esto estaría indicando que, en una situación de agricultura bajo SD, la incorporación de un periodo de pasturas con dominancia de gramíneas podría recomponer la estabilidad perdida durante el periodo agrícola, en los primeros centímetros del suelo. La mayor estabilidad de los MA cuando se incluye pastura en la rotación ha sido reportada por Ernst y Siri-Prieto (2009). Estos autores detectaron una importante

mejora en la estabilidad de los MA en los primeros centímetros del suelo cuando se incluían tres años de pasturas en la rotación de agricultura con SD. Asimismo, Haynes (1999), luego de cinco años de pastura continua, registró mejoras en la estabilidad de los MA, pero principalmente en la superficie del suelo (2,5 cm).

Por otro lado, pudieron observarse diferencias significativas entre los sistemas de cultivo en el CMF de los MI, para las tres profundidades evaluadas (Figura 3.3.). Los tratamientos PP y 50SD presentaron el menor CMF y 100LC, el mayor, tanto en la superficie (0-5 cm) como a 0-20 cm.. El CMF de los MI de 50SD no se diferenció de 100SD, 75SD y 75LC en la capa subsuperficial y 100LC tampoco lo hizo con 50LC. Esto estaría indicando que bajo el laboreo agresivo hubo una mayor ruptura de MA y, mientras que, bajo PP y SC con alta frecuencia de pastura y agricultura bajo SD, esta ruptura fue menor. Por otro lado, la muy baja proporción de la FF y su leve cambio de masa entre métodos de re-humedecimiento para todos los SC y para las tres profundidades (Figura 3.3.), confirma que los MI fueron más estables que los MA (Tisdall y Oades, 1982; Elliott, 1986; Cambardella y Elliott, 1993, Six *et al.*, 2002; Roldán *et al.*, 2014). El gran cambio en la distribución relativa del tamaño de agregados y la baja cantidad de material acumulado de FF en el suelo sometido al HV (Figura 3.2.) permite inferir que en estos suelos (con textura superficial franca, Tabla 2.2. y altos contenidos de COT) se confirmaría el modelo de formación de estructura de suelo de Tisdall y Oades (1982), en el cual los MA están compuestos de una red de ensamblajes de MI. Según Tisdall y Oades (1982) las labranzas generalmente reducen la estabilidad de los agregados, especialmente la de los MA, permaneciendo sin cambios la de los MI. Cuando los MA se desagregan por efecto de las labranzas, la proporción de MI incrementa, dado que éstos no son destruidos.

El cambio en el diámetro medio ponderado de los agregados (CDMP) se relaciona inversamente con el grado de EA. La Figura 3.4. muestra el CDMP para todos los SC y profundidades analizadas. En la capa superficial del suelo, los tratamientos PP y 50SD presentaron el menor ($p < 0,05$) CDMP respecto a los otros SC y, por lo tanto, la mayor EA. Asimismo, no se diferenciaron estadísticamente del tratamiento 75SD. Por otra parte, 75SD no presentó diferencias significativas con 100SD y 50LC. Los tratamientos 100LC y 75LC presentaron el mayor CDMP, sin diferenciarse de 50LC. Para la capa de 5-20 cm de profundidad, el tratamiento PP presentó el menor CDMP y las diferencias entre el resto de los tratamientos fueron menos marcadas, ya que 100SD, 50SD, 50LC, 75SD y 75LC no se diferenciaron entre sí. El tratamiento 100LC presentó la menor EA sin diferenciarse estadísticamente de 75LC y 50LC. Al

considerar toda la capa analizada del suelo (0-20 cm), el SC con PP presentó el menor CDMP y los CDMP de los SC con SD (100SD, 75SD y 50SD) no fueron diferentes entre sí. Los tratamientos con 50LC y 75LC tendieron a un mayor CDMP respecto a los anteriores, aunque no se diferenciaron de aquéllos bajo SD ($p>0,05$). El tratamiento de agricultura continua bajo LC (100LC) presentó el mayor CDMP aunque sin diferencias estadísticas respecto a 75LC.

En general, el menor CDMP (tendencia a mayor grado de estabilidad) se observó en el tratamiento PP, a las tres profundidades analizadas. Este resultado podría explicarse por un mejor nivel de agregación y una mayor cantidad de MA estables (Figura 3.3., Tabla 3.1.). El crecimiento y desarrollo de sistemas radicales fibrosos y extensos producidos durante el crecimiento de una pastura (dominada por gramíneas) provoca la formación de agregados y contribuye a su estabilización (Haynes *et al.*, 1991; Chan y Heenan, 1999; Franzluebbers *et al.*, 2014). Studdert *et al.* (1997), Eiza, Studdert y Fioriti *et al.* (2006) y Domínguez, *et al.*, (2008) afirmaron que el uso de pasturas en la rotación permite una rápida recuperación de la estabilidad estructural. Este efecto pudo observarse en el tratamiento 50SD a 0-5 cm, el cual, si bien tendió a un CDMP mayor que 100SD, no se diferenció estadísticamente.

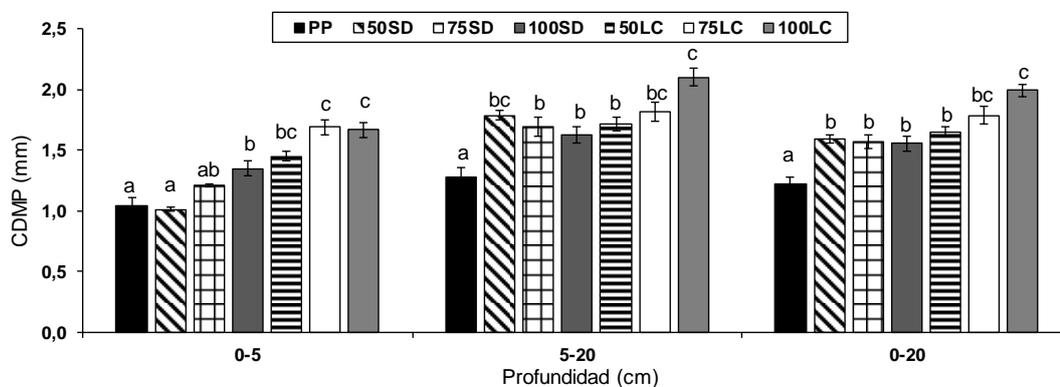


Figura 3.4. Cambio en el diámetro medio ponderado de agregados (CDMP) debido al tamizado de estos con dos métodos de re-humedecimiento (por capilaridad y violento) para distintos sistemas de cultivo (Tabla 2.2.) y a tres profundidades. Las líneas verticales en cada columna indican el error estándar estimado de la media. Letras iguales dentro de cada fracción de agregados indican que las diferencias no son significativas ($p>0,05$) entre sistemas de sistemas de cultivo.

Los cinco años de agricultura transcurridos desde la última pastura en 75SD (Tabla 2.2.) hicieron que la estabilidad de los agregados se redujera respecto a PP y que no se diferenciara de 100SD. De manera similar ocurrió con el tratamiento 75LC, que junto con 100LC presentaron los valores de CDMP más altos en todas las profundidades analizadas. Esto coincide con lo informado por Domínguez *et al.* (2008) a partir de

determinaciones en el mismo ensayo que este trabajo. Evaluando un conjunto de años previos (2000-2003-2006), estos autores concluyeron que, a pesar de la no remoción del suelo, bajo SD la estabilidad de los agregados iba disminuyendo con los años de agricultura y que, si el SL era con laboreo, la caída era más pronunciada. Asimismo, Domínguez *et al.* (2008) mostraron que, aunque bajo SD la caída fue a menor tasa respecto a LC, varios años de agricultura continua llevaban a valores de estabilidad similares para los dos sistemas de labranza. Estos resultados fueron confirmados por Agostini *et al.* (2012), quienes no observaron diferencias en la EA entre SD y LC luego de varios años de agricultura continua en molisoles similares a los del presente trabajo. De todas formas, los mayores valores de EA que observaron Domínguez *et al.* (2008) y Agostini *et al.* (2012) se observaron bajo SD. Sin embargo, en el presente trabajo, el CDMP bajo 100SD (20 años bajo SD, Tabla 2.2.) fue menor (mayor EA) que el observado bajo 100LC en todas las profundidades ($p < 0,05$). Es importante aclarar que la metodología utilizada para la determinación de la EA por aquellos autores fue diferente a la utilizada en este trabajo. La técnica empleada en este trabajo (Six *et al.*, 1998) somete a los agregados a un disturbio diferente que la técnica de de Leenher y de Boodt (Tourn *et al.*, 2020) utilizada por Domínguez *et al.* (2008) y Agostini *et al.* (2012). Roldán *et al.* (2014) quienes trabajaron con dos suelos de diferente textura, pero con la misma metodología que en este trabajo, observaron menores valores de CDMP en situaciones pseudo-prístina (similar a PP) que bajo LC y SD que, a su vez, se diferenciaron entre sí (CDMP: SD < LC), coincidiendo con los resultados de este trabajo.

La menor EA bajo 100LC respecto a 100SD podría ser explicada por el hecho de que la LC, por acción directa de los órganos activos intervinientes, genera una compresión y rotura en los planos de debilidad de los MA llevando a la pérdida de su estabilidad (Figura 3.3.). Como ya se mencionó, estas acciones físicas directas producida por el laboreo conducen a la exposición de fracciones que se hallaban protegidas dentro de la estructura (Studdert *et al.*, 1997). Además, dicha ruptura interfiere en el reciclaje de los agregados limitando la posibilidad de estabilizarse (Six *et al.*, 2004). Por su parte, Studdert *et al.* (1997) reportaron que las caídas y recuperaciones en la estabilidad estructural, son coincidentes con las variaciones observadas en el contenido de una fracción lábil del CO. Es importante remarcar que, si bien el análisis de la EA del suelo comprende el comportamiento de todas las categorías de los agregados del suelo, el análisis de la estabilidad de los MA, mediante su CMF entre re-humedecimientos, permitió separar más claramente las situaciones.

La relación entre el CDMP del suelo y los CMF de MA a las tres profundidades y para los SC analizados confirman la relación existente entre las variables (0-5 cm R^2 0,78 $p < 0,01$; 5-20 cm R^2 0,62 $p < 0,01$ y 0-20 cm R^2 0,73 $p < 0,01$). Esto confirma que la EA del suelo puede ser explicada a través de los cambios en los MA. Aquellos agentes que contribuyen a la formación y estabilización de los MA son más susceptibles a ser afectados por las prácticas de manejo (Six *et al.*, 2004) y, por ello, la ruptura de estos agregados es fuertemente influenciada por el efecto de los SC.

3.3.3 Intensificación ecológica de la agricultura y estabilidad de los agregados

En la Figura 3.5. se presenta el comportamiento del CDMP ante cambios en el IISm (Tabla 2.2.). El CDMP se comportó diferencialmente entre SL ante incrementos del IISm (Figura 3.5.) en todas las profundidades analizadas. En la capa de 0-5 cm bajo SD, la disminución de IISm (es decir, la reducción de la frecuencia de pasturas) por debajo de 0,76 produjo una caída altamente significativa ($p < 0,01$) de la EA (mayor CDMP) y a la misma tasa que bajo LC ($p > 0,05$). Sin embargo, el CDMP bajo SD fue significativamente menor que bajo LC (Figura 3.4.). En el mismo sentido, Agostini y Studdert *et al.* (2014), reportaron caídas mayores de la EA bajo LC ante aumentos del IISm. La exposición y disminución de las fracciones del CO protegidas en los MA bajo LC (Six *et al.*, 2004) podría ser la causa de la caída en la EA (aumento del CDMP) que, adicionalmente al efecto físico directo producido por el laboreo, lleva a una disminución más pronunciada de la EA. Por otro lado, cuando el IISm bajo SD fue mayor o igual a 0,76, en la capa 0-5 cm se observó un CDMP igual a PP (Figura 3.5a). Novelli *et al.* (2017) informaron que el aumento del IISm bajo SD llevó a un aumento notable en la cantidad y la estabilidad de MA a 0-5 cm de profundidad debido a una mayor concentración de COT en su interior. La alta EA en la capa superior del suelo es esencial para mejorar el suministro de nutrientes y la infiltración de agua y para controlar la erosión y compactación del suelo (Powlson *et al.*, 2014; Studdert *et al.*, 2017). De acuerdo con la Figura 3.4a, no sería posible obtener la misma salud del suelo de la capa superficial bajo LC que bajo SD, a menos que se alcanzara un IISm cercano a 1.00 (vegetación viva permanente).

Por otro lado, a las profundidades de 5-20 cm (Figura 3.5b) y 0-20 cm (Figura 3.5c), el comportamiento del CDMP hasta un IISm de 0,76 fue muy diferente entre SD y LC. Se ha informado que bajo SD se genera una menor incorporación de residuos de cultivos por debajo de la capa 0-5 cm y llevó a una reducción significativa del COT (Dominguez *et al.*, 2009; Studdert *et al.*, 2017). Sin embargo, el CDMP bajo SD se mantuvo constante y fue inferior que bajo LC cuando el IISm aumentó hasta 0,76. La

ausencia de agresión física por las herramientas de labranza en SD permite que el ciclo de formación/desagregación de agregados se genere sin interrupciones y, por lo tanto, se produzcan agregados más estables (Six *et al.*, 2000, 2004). Resultados similares fueron reportados por Sheehy *et al.* (2015), quienes concluyeron que, aunque las diferencias en COT entre SD y LC no fueron significativas, la acumulación diferente de COT en MA bajo SD aumentó la EA y la protección del CO. Por otro lado, en la capa subsuperficial y total del suelo, cuando el IISm fue mayor que 0,76, las diferencias de EA entre SD y LC desaparecieron (Figura 3.4; Figura 3.5b,c). Esto confirma el papel clave de las raíces en crecimiento para restaurar la salud del suelo incluso bajo un régimen de labranzas agresivas.

Los resultados mostrados en la Figura 3.5. confirman que, bajo SD, los cambios en la EA asociados a diferentes SC son menos pronunciados que bajo LC (Figura 3.4.). El mantenimiento de la EA bajo SD incluso cuando la IISm disminuyó, confirma que, para este tipo de suelos, el efecto diferencial de la ausencia de labranza con respecto a LC se da sobre la EA (Figura 3.4. y 3.5.), especialmente sobre MA (Figura 3.3.). Esto sugiere que los períodos de cultivo bajo SD podrían extenderse (<IISm) con un menor compromiso de la salud del suelo (a pesar de la reducción de la EA a 0-5 cm (Figura 3.5a)). Por el contrario, el mantenimiento de la salud del suelo bajo LC en un esquema de rotación de cultivos con pasturas requeriría de un mayor IISm a través de la alternancia de períodos de cultivo cortos con períodos de pasturas cortos (Studdert *et al.*, 1997; Haynes, 1999; Franzluebbbers *et al.*, 2014; Lemaire *et al.*, 2014; Cates *et al.*, 2016) o combinando cultivos con períodos de pasturas más largos.

Por otro lado, a pesar de las ventajas evidentes para la salud del suelo y la sostenibilidad ambiental (Lemaire *et al.*, 2014), la rotación de cultivos con pasturas no es la única forma de lograr distintos IISm. Este aumento también se podría conseguir mediante el aumento del número de cultivos por año a través de cultivos dobles y el uso de cultivos puente verde (cultivos de cobertura, abonos verdes, cultivos de servicio). Esto incrementaría la entrada de C y el tiempo con plantas vivas creciendo (Novelli *et al.*, 2017). Con esto, los períodos de cultivo bajo SD podrían extenderse no sólo para mantener la EA, sino también para secuestrar CO. Del mismo modo, las rotaciones de cultivos con pasturas con periodos de cultivo intensificados y más largos bajo LC también permitirían lograr una mejor salud del suelo.

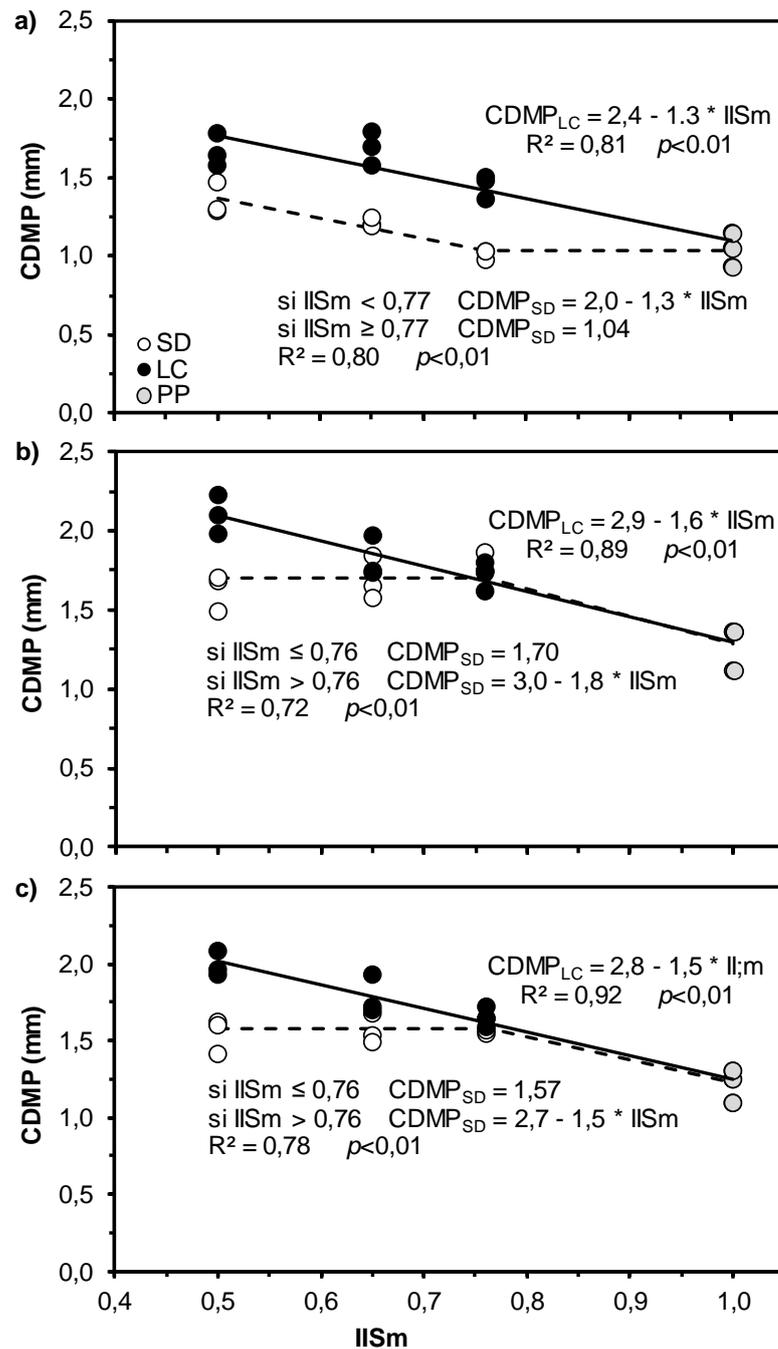


Figura 3.5. Cambio en el diámetro medio ponderado de agregados (CDMP) bajo dos sistemas de labranza (siembra directa: SD y labranza convencional: LC), en función de índice de intensificación suelo (base mensual) (IISm) a las profundidades de 0-5 cm (a), 5-20 cm (b) y 0-20 cm (c). Los círculos llenos negros indican LC, los llenos grises pastura continua (PP) y los vacíos SD.

El comportamiento diferencial entre las distribuciones de las fracciones de agregados logradas luego de cada uno de los métodos de re-humedecimiento, puso en evidencia que su estabilidad fue fuertemente influenciada por el SC. La masa de MA fue menos estable que las masas de MI en todas las profundidades analizadas. No obstante, si se compara la proporción de la masa de suelo que forma MA estables entre los distintos SC, se puede observar que los MA fueron más estables cuanto mayor fuera el tiempo ocupado por pasturas en la rotación y cuando el SL era SD. Asimismo, se observó que los MA fueron siempre más estables bajo SD que bajo LC a las profundidades estudiadas. Además, con un periodo corto de pasturas luego de agricultura bajo SD, la estabilidad de los MA aumentó notablemente hasta alcanzar el nivel de PP, pero sólo en la capa superficial del suelo. Por su parte, la intensificación de la secuencia agrícola implicó una mejora de la EA bajos ambos SL, pero tuvo un fuerte impacto bajo LC. El análisis de la relación entre el IISm y el CDMP permitió determinar que para poder mantener la salud del suelo (a partir de mejor estructuración, mayor EA), los periodos bajo agricultura en un sistema de rotaciones mixtas podrían ser mayores bajo SD que bajo LC o deberían intensificarse. Por lo tanto, aumentar la intensificación es un objetivo que debe perseguirse y estimularse para reducir el impacto de la agricultura en el suelo y el resto del medio ambiente mediante el mantenimiento y la restauración de la salud del suelo

Por su parte, si bien el análisis de la EA por medio del CDMP de los agregados permitió separar los distintos SC, no lo hizo tan notoriamente como el análisis de la fracción de MA (>250 μm) estables. Así, la proporción de MA estables podría ser un buen indicador de salud del suelo dada la relativa facilidad para su determinación y su relación con diversos aspectos que la definen. El aumento del tiempo ocupado con vegetales vivos a través de la inclusión de pasturas en las rotaciones juntamente con una mínima roturación del suelo se presenta como una estrategia valiosa y eficiente para mejorar la salud del suelo afectada durante los períodos bajo cultivos de cosecha. Sin embargo, es necesario profundizar en el estudio de la distribución del CO y sus fracciones lábiles en las distintas fracciones de agregados y qué relación existe con su estabilidad. De este modo, se podrá comprender mejor cómo los cambios en el manejo afectan la dinámica del CO modifican la agregación e inciden sobre la productividad, la estabilidad y la capacidad del suelo de secuestrar CO.

3.4. Conclusiones

En función de los resultados obtenidos no se reunieron evidencias suficientes para rechazar las hipótesis planteadas, que se refieren a 1) que la inclusión de pasturas en la rotación incrementa la cantidad y la estabilización de MA a 0-20 cm de profundidad independientemente del SL utilizado y 2) que el uso de SD durante el periodo agrícola permitiría reducir la frecuencia de pasturas en la rotación, respecto a LC, sin que se vieran afectadas la cantidad y la estabilización de MA en los primeros 20 cm del suelo.

4. CAPÍTULO 3. CARBONO EN LA MASA DE SUELO Y EN LAS FRACCIONES DE AGREGADOS BAJO SISTEMAS DE LABRANZAS Y ROTACIONES CON PASTURAS

4.1. Introducción

Los suelos bajo agricultura de la Región Pampeana Argentina están sufriendo procesos de degradación muy importantes que disminuyen su salud y la capacidad de proporcionar servicios ecosistémicos. En la última década, en el Sudeste Bonaerense (SEB) se han reportado tasas crecientes de pérdida de nutrientes y carbono (C) orgánico (CO) total (COT), siendo las de este último las más marcadas (pérdidas de hasta un 50% del COT) (Sainz Rozas *et al.*, 2011, 2019). La disminución del COT incrementa la susceptibilidad a la erosión (Quiroga y Studdert, 2014) ya que está asociado con la dinámica de propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Studdert y Echeverría, 2000; Panettieri *et al.*, 2015). En cuanto a las propiedades físicas, el COT desempeña un papel clave en la definición de la agregación y la estabilidad de los agregados (EA) en la mayoría de los suelos agrícolas (Six *et al.*, 2002) las que afectan en gran medida la salud física de los suelos (Aparicio y Costa, 2007). El contenido de COT depende del balance entre la cantidad y la calidad de los aportes orgánicos que ingresan al suelo y de la tasa con que el COT es mineralizado por la biota edáfica. Por lo tanto, su dinámica puede ser manejada a través de los sistemas de cultivos (SC) que se empleen (labranzas, rotación de cultivos, fertilización) (Allmaras *et al.*, 2000; Studdert y Echeverría, 2000; Quiroga y Studdert, 2014).

Al fraccionarse físicamente la masa total del suelo en la que se determinó el COT, pueden obtenerse el CO particulado (COP) y el asociado a la fracción mineral (COA). El COA es la fracción más estabilizada y menos vinculada a los cambios provocados por las prácticas de manejo en el corto plazo. En cambio, el COP es la fracción más lábil y se asocia a mecanismos de estructuración del suelo y disponibilidad de nutrientes para los cultivos. Asimismo, interviene en la formación y reciclaje de microagregados (MI) y en la formación y estabilidad de macroagregados (MA) y puede controlar gran parte de la productividad de los agroecosistemas en el corto plazo (Christensen, 2001). Por lo tanto, su variación podría ser un indicador temprano de los efectos producidos por las prácticas de manejo en suelos sometidos a cambios en su uso (Beare *et al.*, 1994; Janzen *et al.*, 1998).

Se han propuesto alternativas para mitigar la pérdida de la salud del suelo como la reducción de la intensidad de las labranzas (e.g. siembra directa (SD)) y la

intensificación ecológica de la agricultura (IEA) (Caviglia y Andrade, 2010). Las labranzas agresivas (e.g. labranza convencional (LC)) aumentan el ciclado de MA y reducen su estabilidad y la de la masa total del suelo. Asimismo, la labranza inhibe la formación de MI dentro de MA y reduce el secuestro de COT a largo plazo (Six *et al.*, 2004, Panettieri *et al.*, 2015). Esto lleva a la necesidad de aportes muy altos de C para compensar las altas tasas de mineralización (Janzen, 2006; Quiroga y Studdert, 2014). Sin embargo, el suministro de gran parte de los nutrientes del suelo a los cultivos aumenta cuando se laborea el suelo, debido a la exposición de las fracciones orgánicas protegidas de los microorganismos (Six *et al.*, 2004; Janzen, 2006) y, en consecuencia, se reduce la necesidad de fertilización. Asimismo, la labranza contribuye a controlar las malezas, enfermedades o plagas y/o a mitigar la compactación del suelo (Hamza y Anderson, 2005). La conversión de SC bajo LC a otros con menor intensidad o frecuencia de disturbio del suelo, como la SD, podría beneficiar algunos aspectos del funcionamiento y la integridad del suelo (Triplett y Dick, 2008; Blanco-Canqui y Lal, 2008). La SD puede favorecer la acumulación de COT, pero mayormente de COP dentro de los agregados y, por lo tanto, podría conducir a un mayor secuestro. Sin embargo, se ha reportado que la reducción del disturbio del suelo facilita la formación de agregados, pero no necesariamente el secuestro de COT y COP (John *et al.*, 2005; Sheehy *et al.*, 2015), especialmente en suelos en ambientes húmedos, fríos y con alto contenido de COT (Ogle *et al.*, 2012). La agricultura continua bajo SD no siempre conduce a un mayor secuestro de COT a 20 cm de profundidad (Ogle *et al.*, 2012; Powlson *et al.*, 2014), aunque sí podría esperarse cuando el contenido inicial de COT es bajo (Puget y Lal, 2005; Steinbach y Álvarez, 2006). De todos modos, los suelos bajo SD muestran generalmente mayor EA y una mayor proporción de MA estables atribuidas a una mayor protección y estabilización de COP dentro de los agregados que bajo LC (Capítulo 2; Roldán *et al.*, 2014; Sheehy *et al.*, 2015). En consecuencia, se podría esperar una menor mineralización de los compuestos orgánicos y un menor suministro de nutrientes, lo que haría necesaria la fertilización (Balesdent *et al.*, 2000; Six *et al.*, 2004). Por otro lado, la IEA contribuiría a mejorar o resolver los problemas de salud del suelo asociados a la agricultura continua al aumentar el tiempo que el suelo es colonizado por raíces vivas (Matson *et al.*, 1997; Novelli *et al.*, 2017). En este sentido, la rotación de cultivos de cosecha con pasturas sería una forma de aumentar la intensificación del uso del suelo beneficiando su funcionamiento (Franzluebbbers *et al.*, 2014). La mejora en el funcionamiento del suelo estaría asociada a una mayor capacidad de suministro de nutrientes y COP,

mayor EA, y mejoras en la dinámica del agua y el aire (Haynes *et al.*, 1991; Studdert *et al.*, 1997; Ernst y Siri Prieto, 2009; Agostini y Studdert *et al.*, 2014; Franzluebbbers *et al.*, 2014; Panettieri *et al.*, 2017). Así, las rotaciones con pasturas pueden ser una excelente herramienta para combinar con otras prácticas de manejo del suelo (e.g. sistemas de labranza (SL)) para mantener o mejorar la salud del suelo sin reducir los rendimientos de los cultivos y con el mantenimiento de los servicios ecosistémicos del suelo.

En el SEB, el uso de SD no ha provocado mejoras en distintas propiedades del suelo respecto a LC a 0-20 cm de profundidad (Domínguez *et al.*, 2008, 2009). Más aún, se ha reportado que, en general, tanto bajo LC como bajo SD, la EA y los contenidos de COT muestran que, cuando se parte de contenidos elevados de COT, se verifica una tendencia a la disminución con los años de agricultura (Eiza *et al.*, 2005; Domínguez *et al.*, 2016; Studdert *et al.*, 2017). No obstante, Roldán (2012) observó que, bajo agricultura continua con SD, el COP en los MA disminuyó en menor medida que cuando se utilizó LC. Asimismo, se observó que la proporción de MA bajo una situación no disturbada (pseudo-prístina) y bajo SD, fue mayor que bajo LC y que, además, los MA fueron más estables (Roldán *et al.*, 2014). En el SEB, la IEA por la inclusión de periodos cortos de pasturas en sistemas agrícolas, provocó importantes mejoras en los contenidos de COT y COP (Eiza *et al.*, 2005) y en la EA (Studdert *et al.*, 1997, Domínguez *et al.*, 2008). Sin embargo, existe muy poca información disponible acerca de cómo diferentes niveles de IEA generada por rotaciones de cultivos con pasturas se podría combinar con los SL y así mantener o mejorar la salud del suelo para que cumpla las funciones que se esperan de él. Para ello, es necesario precisar la caracterización de la distribución (dinámica) del COT y el COP en y entre los agregados, y la de las propiedades físicas y su recuperación.

Por lo tanto, para las condiciones edafo-climáticas del SEB se plantean las siguientes hipótesis:

- Bajo la misma secuencia de cultivos agrícolas, la reducción del laboreo por uso de SD no provoca secuestro de COT en la masa total del suelo.
- El incremento de la frecuencia de pasturas en la rotación (mayor IEA) mejora el contenido de COT en los primeros 20 cm del suelo independientemente del SL utilizado.
- La reducción del laboreo por uso de SD genera preferencialmente acumulación de CO en los agregados de mayor tamaño.

- La IEA por inclusión de pasturas en la rotación con cultivos agrícolas mejora el contenido de COT de los agregados más grandes independientemente del SL, pero la magnitud de la mejora es mayor bajo agricultura con laboreo agresivo.

4.2. Materiales y métodos

Los materiales y métodos utilizados fueron desarrollados en los apartados 2.1.1, 2.2.1, 2.2.2, 2.2.3, 2.2.4, 2.2.5, 2.2.6. y 2.4.1. del Capítulo 1 de este trabajo.

4.3. Resultados y discusión

4.3.1. Carbono orgánico en la masa de suelo

Los contenidos de COT y COP estuvieron muy influenciados por la aplicación de los diferentes tratamientos, no así el de COA (Figura 4.1.). Por lo tanto, las variaciones entre sistemas de cultivo (SC) se debieron mayormente a los contenidos diferenciales de COP (Diovisalvi *et al.*, 2014). Los niveles de COT y COP del tratamiento PP fueron los más altos ($p < 0,05$) en las capas analizadas, en coincidencia con lo informado por Ernst y Siri-Prieto (2009) y Franzluebbbers *et al.* (2014). Asimismo, dos años de pastura después de tres años de cultivos (50SD y 50LC) condujeron también a mayor contenido de COT y COP a 0-20 cm (Figura 4.1c), pero con una mayor estratificación bajo SD (Figura 4.1.a). Esta estratificación también se registró en los contenidos de COT y COP de los tratamientos con más frecuencia de agricultura bajo SD (100SD y 75SD). En 100SD y 75SD los contenidos de COT y COP a 0-5 cm fueron, a su vez, superiores que aquéllos bajo LC (100LC y 75LC), que no se diferenciaron significativamente entre sí. A 0-20 cm, se mantuvo la misma tendencia, pero sólo con el contenido de COP.

A la profundidad de 5-20 cm, las diferencias entre tratamientos fueron menos marcadas que a 0-5 cm. Los tratamientos con agricultura continua presentaron los menores contenidos de COT y COP. Los contenidos de COT de los tratamientos con alternancia de pasturas y agricultura no se diferenciaron entre sí, salvo el COT bajo 50LC que fue mayor que 75LC. Cuando el SL fue SD, el efecto de la inclusión de pasturas sobre el COP fue menos marcado que bajo LC. Por lo tanto, los resultados observados confirman que para estos suelos la SD no conduce a la ganancia de COT. Sin embargo, como se mencionó, se observó una notoria estratificación de COT y COP bajo SD respecto a los SC bajo LC (Figura 4.1.), que podría estar relacionado a una mayor EA (Capítulo 2, Figura 3.4.) y estabilidad de los MA (Capítulo 2, Figura 3.3.).

Esto coincide con lo reportado por otras investigaciones que informaron que el uso de SD resultó en una mayor macro agregación y retención de COT en los primeros centímetros del suelo que bajo labranzas agresivas (Six *et al.* 2000).

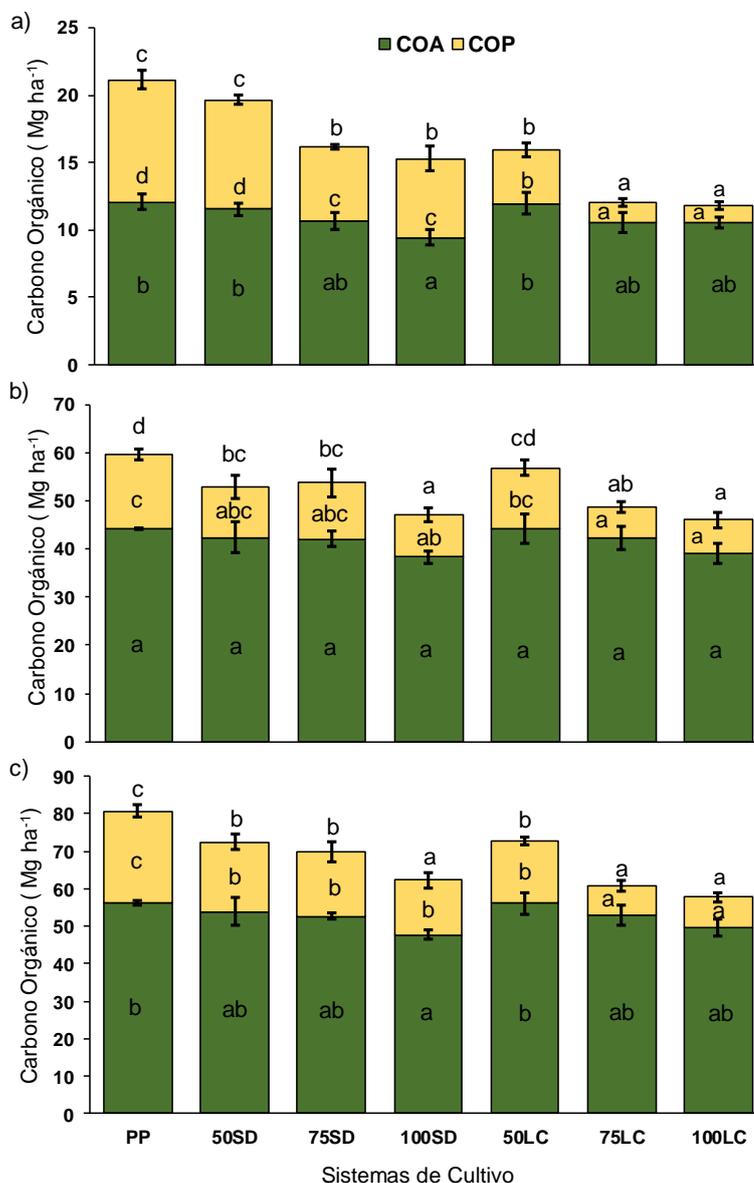


Figura 4.1. Contenido de carbono orgánico particulado (COP), asociado (COA) y total (COT) (columnas completas) en la masa total del suelo para los diferentes sistemas de cultivo (Tabla 2.2.), a las tres profundidades analizadas 0-5 cm (a), 5-20 cm (b) y 0-20 cm (c) (expresado en masa equivalente). Letras iguales entre las mismas secciones de diferentes columnas indican diferencias no significativas ($p > 0,05$). Barras verticales en cada sección de las columnas indican el error estándar estimado de la media.

Se ha reportado que, en general, tanto bajo LC como bajo SD, los contenidos de COT y COP muestran una tendencia a la disminución con los años de agricultura

cuando se parte de contenidos elevados (Puget y Lal, 2005; Eiza, Studdert y Domínguez, 2006; Studdert *et al.*, 2010; Divito *et al.*, 2011). En este trabajo, el COT a 0-20 cm en 1994 (inicio de este experimento después de 18 años de agricultura bajo LC (Capítulo 1, Tabla 2.2.) fue de aproximadamente 71,3 Mg ha⁻¹ (Studdert *et al.*, 1997), mientras que en 2014 fue de 72,6 ± 1,4, 69,9 ± 1,5 y 62,3 ± 1,1 Mg ha⁻¹, para 50SD, 75SD y 100SD, respectivamente (Figura 4.1c) y 72,7 ± 1,2, 60,8 ± 1,9 y 57,7 ± 1,2 Mg ha⁻¹, para 50LC, 75LC y 100LC, respectivamente (Figura 4.1c). Por lo tanto, los resultados muestran que bajo SD no se produjo secuestro de CO en los primeros 20 cm del suelo incluso cuando el contenido inicial del período bajo análisis fue bajo (el nivel inicial de COT en el ensayo en 1976 había sido de 92,9 Mg ha⁻¹ a 0-20 cm, Studdert *et al.*, 1997) (Puget y Lal, 2005) y ni siquiera cuando se rotó con pasturas (Ernst *et al.*, 2018). No obstante, la tasa de disminución en agricultura continua bajo SD tendió a ser menor (0,45 Mg ha⁻¹ año) que bajo LC (0,68 Mg ha⁻¹ año).

Se ha informado que las variaciones de COT entre SC a través de los años pueden estar muy asociadas a la cantidad de C aportado al suelo por los cultivos (Domínguez *et al.*, 2009; Cates *et al.*, 2016; Studdert *et al.*, 2017). Al analizar la entrada anual de C para los diferentes SC, la entrada de C más alta ($p < 0,05$) se observó en PP (Figura 4.2.). Uno de los efectos esperados por la inclusión de pasturas es el incremento en la incorporación de C de residuos al suelo (Haynes, 1999; Franzluebbers *et al.*, 2014, Cates *et al.*, 2016) que conduciría al aumento del COT (Novelli *et al.*, 2017). En este trabajo, la mayor frecuencia de pasturas en la rotación (*i.e.* mayor índice de intensificación de la secuencia en base mensual (IISm), mayor IEA) provocó un aumento en la entrada de C (Figura 4.3) y, en general, se manifestó en mayores niveles de COT y COP en los estratos evaluados, pero mayormente en la superficie del suelo (0-5 cm) (Figura 4.1.) (el coeficiente de correlación de Pearson entre COT y el aporte de C fue de 0,78, $p < 0,01$). En el mismo sentido, Haynes (1999) y Ernst y Siri-Prieto (2009), utilizando pasturas de composición y con frecuencia similares a las de este trabajo, reportaron mejoras notables del COT, pero aún más superficiales. Por su parte, el uso de pasturas luego de un periodo agrícola pero bajo LC (50LC), no tuvo el mismo efecto de recomposición superficial del COT como el logrado en 50SD (Figura 4.1.). No obstante, a 0-20 cm 50LC presentó valores de COT y COP mayores que los otros SC con el mismo SL (75LC y 100LC). Por otro lado, aunque la entrada de C bajo SD fue ligeramente menor que bajo LC (Figura 4.2.), las diferencias entre SC (es decir, 50SD vs. 50LC y 75SD vs. 75LC) no fueron significativas, excepto bajo agricultura continua (100SD vs. 100LC). A pesar de la menor entrada de C con 100SD, la tasa de

disminución del COT desde 1994 fue menor que con 100LC, lo que indicaría que bajo SD existe algún mecanismo que conduce a mayor protección del CO que bajo LC.

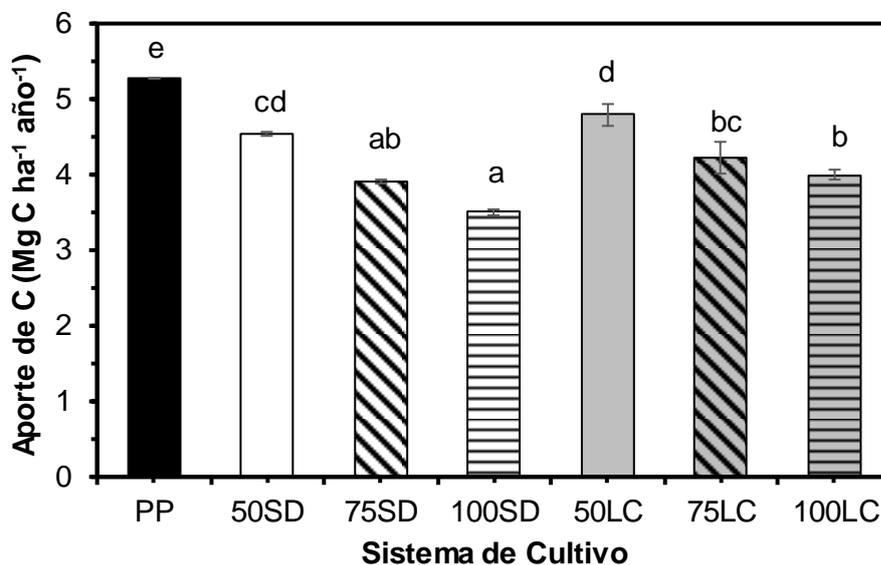


Figura 4.2. Cantidad de carbono (C) aportado al suelo por la biomasa vegetal de los diferentes sistemas de cultivo (Tabla 2.2). Letras iguales entre las columnas indican diferencias no significativas ($p > 0,05$). Barras verticales en cada columna indican el error estándar estimado de la media.

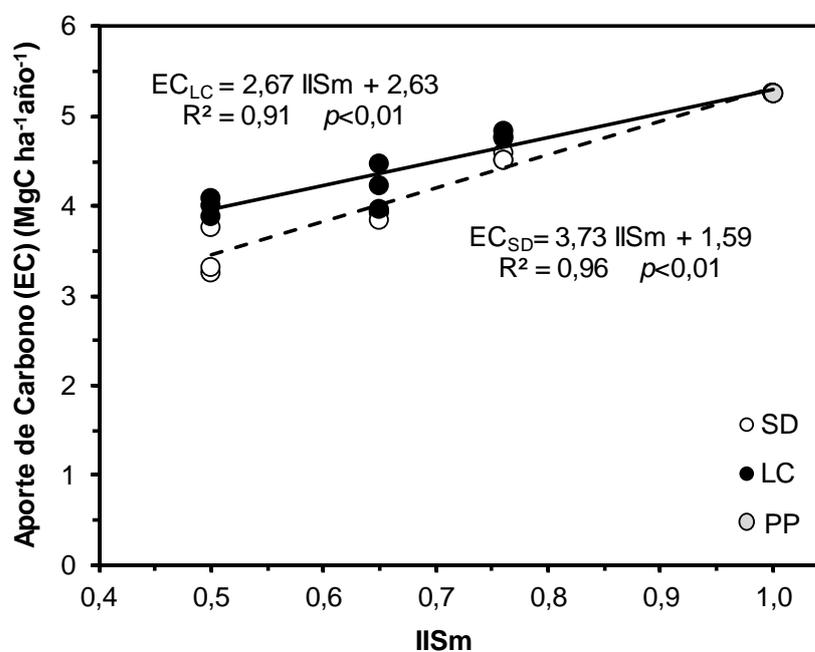


Figura 4.3. Aporte de carbono al suelo por la biomasa vegetal de los diferentes sistemas de labranzas (siembra directa (SD) y labranza convencional (LC) en función del índice de intensificación de la secuencia en base mensual (IISm)

Se observaron coeficientes de correlación negativos y significativos entre COT y COP y el cambio en el diámetro medio de los agregados (CDMP: a mayor CDMP menor EA) en la masa total del suelo (Tabla 4.1.). Esto confirma la fuerte relación entre los contenidos de COT y COP y la EA (Tisdall y Oades, 1982; Six *et al.*, 2004). Sin embargo, al analizar estas relaciones para cada SL, los coeficientes de correlación difirieron (Tabla 4.1). Bajo LC los coeficientes de correlación fueron altamente significativos ($p < 0.01$) a 0-5 cm y 0-20 cm, mientras que aquéllos bajo SD fueron significativos sólo a la profundidad de 0-5 cm (Tabla 4.1.). Este fenómeno se atribuye a la fuerte estratificación del COT y del COP (Figura 4.1a) mencionada anteriormente y, además, a la escasa diferencia en EA entre SC bajo SD a 0-20 cm (Capítulo 2, Figura 3.4) a pesar de las diferencias en COT y en COP (Figura 4.1c). La correlación observada cuando el SL fue LC puede estar asociada con el efecto mecánico de la labranza (Studdert *et al.*, 1997) que limita el reciclaje natural de los agregados provocando la reducción de la EA (Six *et al.*, 2004). Por otro lado, si bien la agricultura continua bajo SD no mostró la capacidad de promover el secuestro de COT (Figura 4.1.), sí mostró un efecto importante sobre la EA (Capítulo 2, Figura 3.4), especialmente a 0-5 cm, que estaría asociado a una mayor protección de la fracción orgánica lábil dentro de los agregados lo que favorecería su estabilización (Balesdent *et al.*, 2000; Six *et al.*, 2004).

Tabla 4.1. Coeficientes de correlación de Pearson entre el contenido (masa equivalente) de carbono orgánico total (COT) y particulado (COP) en la masa total del suelo (MTS) con el cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP). LC: labranza convencional, SD: siembra directa.

Variable	CDMP (mm)		
	0-5 cm	5-20 cm	0-20 cm
COT _{MTS}	-0,91**	-0,68**	-0,80**
COP _{MTS}	-0,83**	-0,68**	-0,83**
COT _{MTS-LC}	-0,82**	-0,79**	-0,83**
COP _{MTS-LC}	-0,75**	-0,57 ^{NS}	-0,72**
COT _{MTS-SD}	-0,86**	0,18 ^{NS}	0,06 ^{NS}
COP _{MTS-SD}	-0,69**	0,08 ^{NS}	0,18 ^{NS}

** altamente significativo ($p < 0,01$)

^{NS} no significativo ($p > 0,05$)

4.3.2. Distribución de carbono orgánico en las fracciones de agregados luego del humedecimiento por capilaridad

El efecto de los SC sobre la cantidad de CO en la masa total del suelo puede comprenderse mejor al estudiar su distribución en las fracciones de agregados (FA) (Sheehy *et al.*, 2015). En general, para las profundidades evaluadas, los efectos de los SC fueron más claramente mostrados por las diferencias en el COP en las FA (Tabla 4.2.). Se observaron diferencias en COA, pero sólo en los MI y a 0-5 cm y en menor medida a 5-20 cm de profundidad. Por lo tanto, se analizó cómo los diferentes SC afectaron las concentraciones de COP en las FA y profundidades analizadas. En la capa superficial del suelo (0-5 cm), las concentraciones de COP en todas las FA fueron mayores ($p < 0,05$) cuando se usaron pasturas en la rotación con cultivos anuales y SD como SL. Luego de 5 años desde la última pastura (75SD y 75LC), en general, se observó que el contenido de COP en las FA fue similar a la agricultura continua (100SD y 100LC), pero con tendencia a mayor contenido de COP bajo SD. Al igual que en la masa total del suelo (Figura 4.1.), los SC bajo SD y con pasturas, presentaron una estratificación del COP muy marcada y en todas las FA (Tabla 4.2.). A 5-20 cm y 0-20 cm, los mayores contenidos de COP se observaron más claramente bajo PP o con alta frecuencia de pasturas en la rotación (50SD y 50LC). Asimismo, a 5-20 cm y 0-20 cm el COP de las FA no fue diferente entre SL. Sin embargo, al analizar los pares de tratamientos con pasturas en la rotación (50SD vs. 50LC y 75SD vs. 75LC), las concentraciones de COP cuando el SL fue SD tendieron a ser mayores en todas las profundidades analizadas y FA (Tabla 4.2).

El tratamiento PP no sólo presentó los niveles más altos de COP en las FA y profundidades evaluadas, sino también la mayor cantidad de COP respecto a COT (COP/COT) (Tabla 4.3.) y más aún en los MI. En el mismo sentido, los tratamientos bajo SD tuvieron, en general, una relación COP/COT a 0-5 cm mayor que aquéllos bajo LC y esta tendencia también pudo observarse a 0-20 cm. En la capa 5-20 el efecto de las pasturas y la SD sobre la relación COP/COT no fue tan marcado y sólo con la pastura continua se logró mayor proporción de COP. Una relación COP/COT alta podría relacionarse con una mayor cantidad de agregados y mayor EA, ya que el COP favorece la actividad microbiana y la generación de compuestos aglutinantes que intervienen en la formación de MI dentro de MA, en la unión entre MI y en la estabilización de MA (Golchin *et al.*, 1994).

Tabla 4.2. Concentración absoluta de carbono orgánico total (COT), particulado (COP) y asociado (COA) de tres fracciones de agregados (FA) (MAg: macroagregados grandes, MAC: macroagregados chicos y MI: microagregados) para los sistemas de cultivo (SC) (Tabla 2.2.) y a tres profundidades (P), 0-5 cm ,5-20 cm y 0-20 cm. Letras iguales para cada FA y cada fracción de carbono orgánico a una profundidad determinada indican que no existen diferencias significativas entre SC ($p>0,05$). Números entre paréntesis indican error estándar de la media.

SC	P	Fracción de agregados								
		MAg (>2000 μm)			MAc (2000-250 μm)			MI (250-53 μm)		
		COT	COP	COA	COT	COP	COA	COT	COP	COA
g C. 100 g FA ⁻¹										
PP		3,9 d (0,06)	1,6 c (0,09)	2,3 a (0,10)	4,2d (0,10)	2,0 d (0,07)	2,2 a (0,05)	3,2 c (0,29)	2,8 d (0,27)	0,4 a (0,01)
50SD	0-5 cm	3,5 c (0,02)	1,3 bc (0,07)	2,2 a (0,05)	4,0 cd (0,10)	1,7 cd (0,15)	2,3 a (0,05)	3,2 c (0,26)	2,2 cd (0,34)	1,0 c (0,14)
75SD		3,1 b (0,05)	0,9 a (0,03)	2,3 a (0,07)	3,6 bc (0,08)	1,3 ab (0,06)	2,3 a (0,13)	2,9 bc (0,15)	1,9 bc (0,13)	1,0 cd (0,02)
100SD		3,2 b (0,07)	0,9 a (0,05)	2,2 a (0,03)	3,6 bc (0,09)	1,6 bc (0,05)	2,0 a (0,05)	2,5 abc (0,11)	2,0 cd (0,06)	0,5 ab (0,09)
50LC		3,3 b (0,04)	1,1 ab (0,04)	2,2 b (0,01)	3,4 ab (0,12)	1,1 a (0,06)	2,3 a (0,06)	2,5 abc (0,20)	1,8 abc (0,25)	0,7 bc (0,06)
75LC		2,8 a (0,20)	0,7 a (0,09)	2,0 a (0,17)	2,9 a (0,14)	0,9 a (0,23)	1,9 a (0,14)	2,2 ab (0,10)	0,9 ab (0,08)	1,3 d (0,04)
100LC		2,8 a (0,06)	0,7 a (0,06)	2,1 a (0,08)	3,0 a (0,05)	1,1 a (0,05)	1,9 a (0,08)	2,0 a (0,09)	0,9 a (0,12)	1,0 cd (0,05)
PP		3,2 b (0,04)	1,2 c (0,05)	2,0 a (0,05)	3,2 a (0,13)	1,2 b (0,14)	2,0 a (0,04)	2,3 a (0,08)	1,9 b (0,14)	0,4 a (0,07)
50SD	5-20 cm	2,9 ab (0,04)	0,9 bc (0,04)	2,0 a (0,03)	2,9 a (0,11)	0,8 ab (0,12)	2,1 a (0,02)	2,1 a (0,12)	1,0 ab (0,14)	1,0 b (0,11)
75SD		3,0 ab (0,24)	1,0 c (0,13)	1,9 a (0,11)	2,8 a (0,10)	0,6 a (0,15)	2,2 a (0,18)	2,1 a (0,17)	1,1 ab (0,24)	1,0 b (0,10)
100SD		2,7 ab (0,06)	0,8 ab (0,06)	1,9 a (0,05)	2,9 a (0,06)	0,9 ab (0,08)	2,0 a (0,03)	1,8 a (0,08)	1,4 ab (0,11)	0,4 a (0,03)
50LC		2,9 ab (0,08)	0,8 ab (0,03)	2,1 a (0,10)	3,1 a (0,14)	0,9 ab (0,12)	2,2 a (0,02)	2,2 a (0,10)	0,8 a (0,18)	1,4 b (0,09)
75LC		2,7 a (0,14)	0,6 a (0,02)	2,0 a (0,12)	2,9 a (0,16)	0,7 ab (0,13)	2,2 a (0,18)	2,1 a (0,18)	0,8 a (0,16)	1,3 b (0,12)
100LC		2,7 ab (0,08)	0,6 a (0,09)	2,2 a (0,01)	2,8 a (0,03)	0,8 a (0,14)	2,0 a (0,15)	1,7 a (0,21)	0,6 a (0,29)	1,1 b (0,08)
PP		3,4 c (0,04)	1,3 e (0,05)	2,1 a (0,01)	3,4 b (0,12)	1,4 b (0,12)	2,0 a (0,04)	2,5 b (0,13)	2,1 b (0,17)	0,4 a (0,05)
50SD	0-20 cm	3,1 b (0,03)	1,0 cd (0,03)	2,0 a (0,04)	3,2 ab (0,10)	1,1 a (0,11)	2,1 a (0,01)	2,4 ab (0,07)	1,3 ab (0,16)	1,1 b (0,11)
75SD		3,0 b (0,18)	1,1 de (0,09)	1,9 a (0,09)	3,0 ab (0,09)	0,7 a (0,13)	2,2 a (0,17)	2,3 ab (0,15)	1,3 ab (0,21)	1,0 b (0,07)
100SD		2,8 ab (0,06)	0,9 abc (0,05)	2,0 a (0,04)	3,0 ab (0,03)	1,0 a (0,05)	2,0 a (0,03)	2,0 ab (0,04)	1,5 ab (0,08)	0,5 a (0,04)
50LC		3,0 ab (0,07)	0,9 bc (0,02)	2,2 a (0,07)	3,2 ab (0,13)	0,9 a (0,11)	2,3 a (0,03)	2,3 ab (0,12)	1,0 a (0,19)	1,3 b (0,07)
75LC		2,8 a (0,15)	0,6 ab (0,04)	2,0 a (0,13)	2,9 a (0,15)	0,7 a (0,15)	2,1 a (0,15)	2,1 ab (0,16)	0,8 a (0,14)	1,3 b (0,10)
100LC		2,7 a (0,07)	0,6 a (0,07)	2,1 a (0,02)	2,9 a (0,04)	0,9 a (0,10)	2,0 a (0,12)	1,8 a (0,18)	0,7 a (0,24)	1,1 b (0,07)

Tabla 4.3. Relación carbono orgánico (CO) particulado (COP)/CO total (COT) (COP/COT) de tres fracciones de agregados (FA) (MAg: macroagregados grandes, MAc: macroagregados chicos y MI: microagregados), para cada sistema de cultivo (SC) (Tabla 2.2.) y a tres profundidades (P), 0-5 cm, 5-20 cm y 0-20 cm. Letras iguales para cada FA a una profundidad determinada indican que no existen diferencias significativas entre SC ($p>0,05$). Números entre paréntesis indican error estándar de la media.

SC	P	Fracción de agregados		
		MAg (>2000 μm)	MAc (2000-250 μm)	MI (250-53 μm)
		COP/COT		
PP	-----0-5 cm-----	0,41 c (0,01)	0,48 b (0,01)	0,90 d (0,03)
50SD		0,37 bc (0,02)	0,43 b (0,03)	0,69 c (0,02)
75SD		0,30 abc (0,02)	0,35 a (0,02)	0,64 bc (0,01)
100SD		0,28 ab (0,01)	0,44 b (0,01)	0,80 cd (0,03)
50LC		0,31 abc (0,01)	0,33 a (0,02)	0,69 c (0,02)
75LC		0,27 a (0,01)	0,31 a (0,01)	0,40 a (0,01)
100LC		0,25 a (0,02)	0,35 a (0,02)	0,47 ab (0,02)
PP		-----5-20 cm-----	0,38 c (0,01)	0,38 b (0,01)
50SD	0,32 bc (0,02)		0,28 ab (0,01)	0,49 ab (0,01)
75SD	0,38 c (0,01)		0,21 a (0,02)	0,53 ab (0,02)
100SD	0,29 abc (0,02)		0,31 ab (0,01)	0,77 b (0,03)
50LC	0,28 ab (0,01)		0,28 ab (0,02)	0,35 a (0,02)
75LC	0,26 ab (0,02)		0,30 ab (0,01)	0,38 a (0,01)
100LC	0,20 a (0,01)		0,25 ab (0,02)	0,31 a (0,02)
PP	-----0-20 cm-----		0,38 d (0,01)	0,41 c (0,02)
50SD		0,34 cd (0,01)	0,33 abc (0,01)	0,56 ab (0,02)
75SD		0,36 d (0,02)	0,25 a (0,01)	0,57 abc (0,01)
100SD		0,29 bc (0,02)	0,35 bc (0,01)	0,78 bc (0,03)
50LC		0,29 bc (0,01)	0,29 ab (0,02)	0,44 a (0,02)
75LC		0,26 ab (0,01)	0,30 ab (0,01)	0,38 a (0,01)
100LC		0,22 a (0,01)	0,28 ab (0,02)	0,36 a (0,02)

El COP en los MA (MA grandes (MAg) + MA chicos (MAc)) (Figura 4.4.) presentó tendencias similares a las de cada una de sus fracciones (Tabla 4.2.), pero permitió distinguir mejor el efecto de los diferentes SC. A diferencia del análisis de MAg y MAc

por separado, se observó que los niveles de COP en los MA de 100SD fueron mayores que los de 100LC ($p < 0,05$), no sólo a 0-5 cm sino también a 0-20 cm (Figura 4.4.). Por otro lado, los mayores contenidos de COP por efecto de la inclusión de pasturas (50SD, 50LC, 75SD y 75LC) también se observaron más claramente al analizar los MA (Figura 4.4.) y fueron más altos cuando el SL fue SD. Una mayor cantidad de MA ricos en COP y una tasa reducida de reciclaje de MA (Six *et al.*, 2000) podría explicar la acumulación de CO en la superficie del suelo cuando se usa SD como SL y/o pasturas en la rotación. Adicionalmente a la no roturación del suelo, en los periodos bajo pastura existe una mayor colonización del suelo con raíces activas y por periodos más prolongados que en los cultivos anuales. Esto aumenta los procesos de exudación y descomposición y el aporte de COP (Figura 4.2.) y estimula la actividad de hongos micorrízicos contribuyendo a la estabilización de los agregados. Así, los MI se aglutinan dentro de la MA por influencia de, entre otras cosas, el efecto de hifas de hongos, raicillas y subproductos de la degradación de los exudados radicales y la descomposición de raíces muertas (Denef *et al.*, 2004; Six *et al.*, 2004; Cates *et al.*, 2016), todos ellos integrantes del COP (Wander; 2004; Christensen, 2001). En cambio, al laborear el suelo se generan condiciones de desagregación que provocan un mayor reciclaje de los MA disminuyendo el secuestro de COP, y las tasas de formación de los MI y, por lo tanto, la estabilización de los MA (Capítulo 2, Figura 3.3.) (Beare *et al.*, 1994, Six *et al.*, 1999, 2004, Bronik y Lal, 2005).

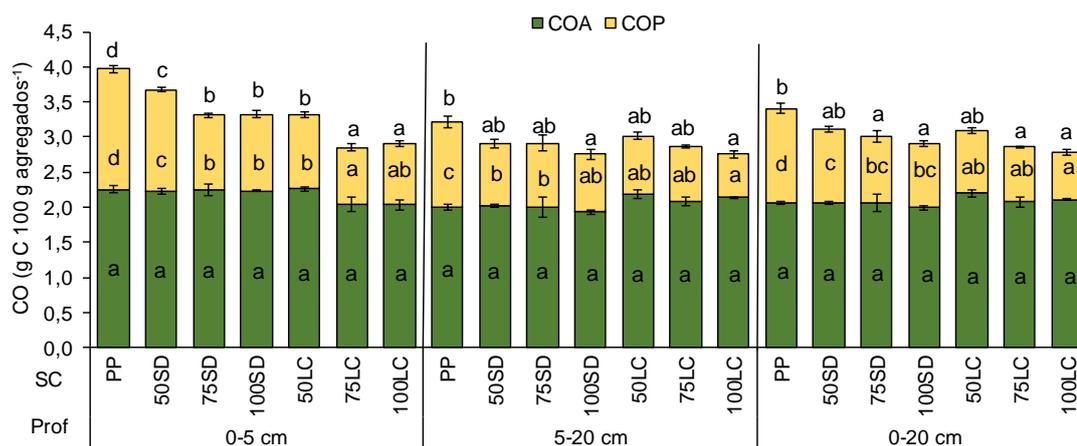


Figura 4.4. Concentración absoluta de carbono orgánico particulado (COP), asociado (COA) y total (COT) (columnas completas) en macroagregados (>250 μm) para los diferentes sistemas de cultivo (SC) (Tabla 2.2.), a las tres profundidades analizadas. Letras iguales entre las mismas secciones de diferentes columnas dentro de cada profundidad indican diferencias no significativas ($p > 0,05$). Barras verticales en cada sección de las columnas indican el error estándar estimado de la media.

En el Capítulo 2 se demostró que los SC bajo SD presentaron siempre mayor EA que aquéllos bajo LC en todas las profundidades (Capítulo 2, Figura 3.4.). No obstante, el aumento considerable de la EA se registró cuando se incrementaba la frecuencia de periodos cortos de pasturas en la rotación. Asimismo, cuando se analizó la estabilidad de las FA, la de los MA fue la que explicó gran parte de las diferencias (Capítulo 2, Figura 3.3.) y la alta estabilidad de los MA estaría asociada con sus mayores niveles de COP (Tabla 4.2., Figura 4.4.) (Six *et al.*, 2002). Los contenidos de COT y de COP en los MA se correlacionaron significativamente con los de la masa total del suelo. Los coeficientes de correlación de Pearson entre COT en la masa total del suelo y en MA fueron 0,94, 0,78 y 0,85 para 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente. Los de COP en masa total del suelo y en MA fueron 0,92, 0,62 y 0,82, respectivamente. Esto confirma que, al igual que para la EA, los cambios de CO en el suelo pueden explicarse mayormente por los cambios ocurridos en los MA. El COP es fundamental en la formación y estabilización de los MA y es más susceptible a ser modificado por las prácticas de manejo y puede ser un indicador de los cambios en el COP de la masa total del suelo (Six *et al.*, 2004).

4.3.2. Intensificación ecológica de la agricultura y carbono orgánico en la masa total del suelo

En el Capítulo 2 se informó que el aumento de la IEA a través de las rotaciones con pasturas mejoró la EA (Capítulo 2, Figura 3.5.) especialmente la de MA (Capítulo 2, Figura 3.3.). Asimismo, se informó que este efecto resultó más importante en los primeros 5 cm del suelo. Al analizar el comportamiento de los contenidos de COT y COP en función del IISm, se pudo observar que el aumento de éste (*i.e.* mayor IEA) provocó incrementos significativos de los contenidos de COP en todas las profundidades analizadas (Figura 4.5.). Sin embargo, el comportamiento fue diferencial entre SL y con un efecto más notorio en la superficie del suelo (Figura 4.5). En esa capa (0-5 cm, Figura 4.5a,d), las pendientes de incremento en el COT y COP bajo SD fueron de 12,5 y 7,4 Mg ha⁻¹ por unidad de IISm, respectivamente. Por otro lado, bajo LC las pendientes fueron de 20,0 y 16,6 Mg ha⁻¹ por unidad de IISm para COT y COP, respectivamente. Al considerar la capa de 0-20 cm (Figura 4.5c,f), la diferencia de incremento entre SL fue más notoria en COP que en COT, que presentó similar tasa de incremento entre SL. Por su parte, la fuerte estratificación de COT y COP observada bajo SD en la masa total (Figura 4.1) y en los MA (Figura 4.4.) debido a la acumulación de residuos de los cultivos en la superficie del suelo y la reducción de la intensidad de la labranza, condujo a una mayor EA (Capítulo 2, Figura 3.4.) (Studdert *et al.*, 2017).

Sin embargo, a diferencia del comportamiento de la EA, un IISm de 0,76 (50SD, Tabla 2.2.) no fue suficiente para restaurar los niveles de COT y COP a 0-5 cm respecto a un IISm de 1 (PP). Esta situación permite inferir que bajo SD existe una alta protección del CO a dicha profundidad, mayormente en los MA (Figura 4.4.) que se traduce en una EA similar a la de PP aunque no llegue a su mismo contenido de CO. Esto es esencial para mejorar el suministro de nutrientes y la infiltración de agua, y para controlar la erosión y la compactación del suelo (Powlson *et al.*, 2014; Studdert *et al.*, 2017). De acuerdo con las Figuras 4.5.a, 4.5.d y 3.5.a, en la capa superficial del suelo, no sería posible lograr la misma salud del suelo bajo LC que bajo SD a menos que se alcanzara un IISm cercano a 1,00.

A 0-20 cm no hubo diferencias significativas entre SL en las pendientes de las relaciones entre COT y el IISm (Figura 4.5.c). Ya ha sido documentado para los suelos de la región que la menor incorporación de residuos por debajo de la capa superficial del suelo bajo SD lleva a una reducción o ausencia de diferencias en el COT entre SD y LC en 5-20 y 0-20 cm (Domínguez *et al.*, 2009; Studdert *et al.*, 2017). Esto es más marcado en suelos de regiones templadas o frías (Sheehy *et al.*, 2015). Sin embargo, también a 0-20 cm, la EA bajo SD se mantuvo constante y fue mayor que bajo LC cuando la IEA varió entre 0,50 y 0,76 (Capítulo 2, Figura 3.5c.), este comportamiento podría explicarse por la concentración de COP bajo SD (Figura 4.5.g). La ausencia de agresión física por las herramientas de labranza en SD permite que el ciclado de los agregados se produzca sin interrupciones y, por lo tanto, se logre formar agregados más estables y con mayor concentración de COP (Figura 4.4.) (Six *et al.*, 2000, 2004). La acumulación preferencial de COP en MA bajo SD (Figura 4.4.) permitiría aumentar la protección del CO y la EA (Sheehy *et al.*, 2015). Un mayor IISm (es decir, IISm de 0.76 o superior) condujo a la desaparición de las diferencias en COT entre SD y LC a 5-20 y 0-20 cm (Figura 4.5b y c) en coincidencia con la ausencia de diferencias en EA (Capítulo 2, Figura 3.4.). Esto confirma el papel clave de las raíces vivas creciendo activamente para restaurar la salud del suelo incluso bajo labranza agresiva.

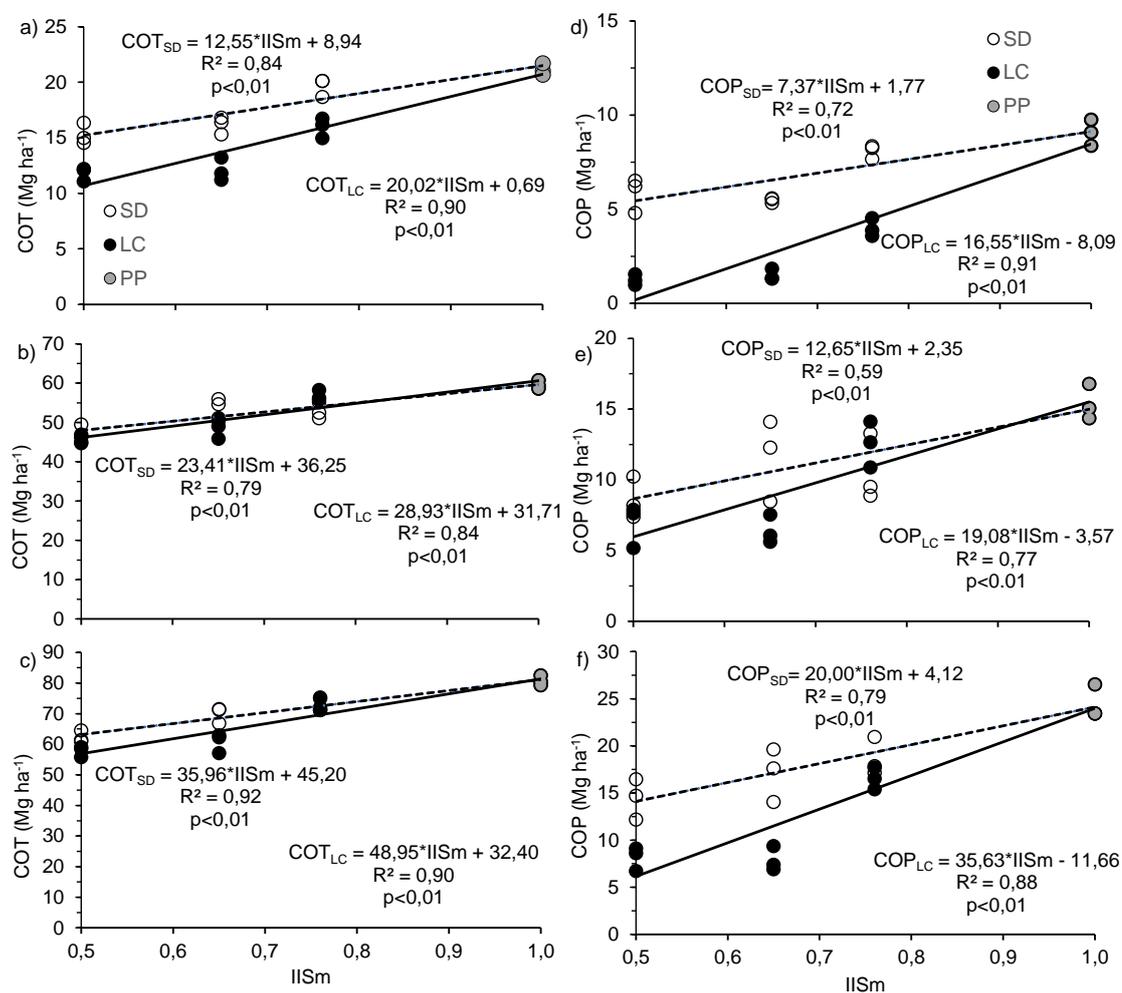


Figura 4.5. Contenido de Carbono orgánico total (COT) y particulado (COP) en la masa total del suelo para dos sistemas de labranza, siembra directa (SD) y labranza convencional (LC) en función del índice de intensificación de la secuencia en base mensual (IISm) a tres profundidades, 0-5cm (a y d), 5-20 cm (b y e) y 0-20 cm (c y f). Los círculos llenos negros indican LC, los llenos grises pastura continua (PP) y los vacíos SD.

Estos resultados permiten afirmar que es posible extender los periodos agrícolas bajo SD manteniendo MA estables y con mayor COP y menor compromiso de la salud del suelo que bajo LC, aunque sin diferencias en la masa total del suelo a 0-20 cm entre SL (Figura 4.1.c). Por el contrario, el mantenimiento de la salud del suelo bajo LC en un esquema de rotación de cultivos con pasturas requeriría una IEA mayor a través de la alternancia de periodos cortos de cultivo y de pasturas (Studdert *et al.*, 1997; Haynes, 1999; Franzluebbbers *et al.*, 2014; Lemaire *et al.*, 2014; Cates *et al.*, 2016) o combinando cultivos con periodos de pasturas más largos. Como se mencionó en el Capítulo 2 y fue posible demostrar con los resultados de este capítulo, aumentar

la IEA es un objetivo prioritario para reducir el impacto de la agricultura sobre el suelo y el ambiente mediante el mantenimiento y la restauración de la salud edáfica (es decir, la EA, la proporción, estabilidad y contenido de COT en MA). Sin embargo, es necesario conocer la magnitud de la protección del CO en los agregados y su potencial de mineralización para comprender cómo los SC afectan su formación y estabilización en estos tipos de suelos con el objetivo de mejorar la toma de decisiones.

4.4. Conclusiones

En función de los resultados y su análisis, no se reunieron evidencias suficientes para rechazar las hipótesis planteadas, que se refieren a 1) bajo la misma secuencia de cultivos agrícolas, la reducción del laboreo por uso de SD no provoca secuestro de COT en la masa total del suelo, 2) la inclusión de pasturas en la rotación mejora el contenido de COT en los primeros 20 cm de profundidad del suelo independientemente del SL utilizado, 3) La reducción del laboreo por uso de SD genera acumulación preferencial de COT en los agregados de mayor tamaño y 4) la inclusión de pasturas en la rotación con cultivos agrícolas mejora el contenido de COT de los agregados más grandes independientemente del SL, pero la magnitud de la mejora es mayor bajo agricultura con laboreo agresivo.

5. CAPÍTULO 4. PROTECCIÓN FÍSICA DE CARBONO ORGÁNICO BAJO SISTEMAS DE LABRANZAS Y ROTACIONES CON PASTURAS

5.1. Introducción

La conservación de niveles altos de carbono (C) orgánico (CO) en el suelo es fundamental para su funcionamiento en el agroecosistema (Six *et al.*, 2002). Se ha reportado que el contenido de CO está muy relacionado con la cantidad y estabilidad de los agregados (EA) (Six *et al.*, 2004). Así, el nivel de agregación del suelo (cantidad y estabilidad de agregados) juega un rol fundamental en su capacidad de secuestro y en su protección física (Balesdent *et al.*, 2000). Los agregados, especialmente los macroagregados (MA), protegen al CO al formar una barrera física entre los microorganismos y el sustrato (CO intra e inter microagregados (MI), MI dentro de MA), controlando su interacción y consecuente mineralización (Six *et al.*, 2002). El grado de protección de CO se puede estimar midiendo la diferencia de CO mineralizado de agregados intactos y molidos (Beare *et al.*, 1994). Así, las pérdidas de las fracciones lábiles del CO pueden estar asociadas a cuánto se exponen estas fracciones protegidas de CO en los agregados (Curtin *et al.*, 2014). En consecuencia, es fundamental la elección de más y mejores prácticas agrícolas que permitan aumentar o mantener los niveles de agregación (más agregados y más estables) y de CO en el suelo. Para poder elegir y aplicar las prácticas de manejo adecuadas para cada situación, es necesario comprender los cambios que éstas generan sobre las propiedades que definen la salud del suelo y cuáles son los procesos involucrados (Lal, 2013).

Existe evidencia de que las prácticas de manejo conservacionista basadas en la baja remoción del suelo, como la siembra directa (SD), incrementan la EA (Sheehy *et al.*, 2015; Capítulo 2), explicada mayormente por la de los MA (Roldán *et al.*, 2014; Capítulo 2). Sin embargo, no siempre se traduce en aumentos netos de CO (Ogle *et al.*, 2012; Studdert *et al.*, 2017; Capítulo 3), y no se logra una recomposición de la salud del suelo si aquellas prácticas no son complementadas con un eficiente uso de fertilizantes, rotaciones de cultivos y aumento de la intensificación del uso del suelo (más raíces vivas durante más tiempo) (Novelli *et al.*, 2017). En este sentido, la intensificación ecológica de la agricultura (IEA) se muestra como una herramienta clave para revertir y mejorar los problemas de salud del suelo asociados a la agricultura continua, aún bajo SD. Así, el aumento del tiempo con raíces vivas explorando el suelo, juntamente con la ausencia de laboreo, permite incrementar el CO del suelo y la cantidad y estabilización de los agregados (Matson *et al.*, 1997; Franzluebbers *et al.*,

2014). Con ello, se lograría que se expresaran en mayor medida los mecanismos de protección física del CO y su potencial secuestro (Beare *et al.*, 1994).

En los suelos del Sudeste Bonaerense (SEB) el uso de SD ha provocado mejoras en la cantidad y estabilidad de los agregados del suelo respecto a labranza convencional (LC) en la capa de 0-5 cm. Sin embargo, los efectos fueron menos notorios al analizar la capa de 0-20 cm (Roldán *et al.*, 2014; Capítulo 2). También se ha mencionado que, en general, tanto bajo LC como bajo SD, la EA y los contenidos de CO muestran una tendencia a la disminución con los años de agricultura, pero con menor tasa bajo SD (Eiza *et al.*, 2005; Domínguez *et al.*, 2016; Studdert *et al.*, 2017; Capítulo 3). Esto sugiere que bajo SD existiría un importante mecanismo de protección física de algunas fracciones de CO que podrían estar perdiéndose con prácticas de laboreo agresivo como LC. Por su parte, en esta región, la IEA por la inclusión de periodos cortos de pasturas en sistemas agrícolas, provocó mejoras en los contenidos de CO (Eiza *et al.*, 2005; Capítulo 3) y en la EA (Studdert *et al.*, 1997; Domínguez *et al.*, 2008; Capítulo 2). Sin embargo, existe muy poca información sobre cómo la IEA a través de las rotaciones de cultivos con pasturas y en combinación con diferentes sistemas de labranza (SL), pueden afectar la capacidad de mineralización del suelo y la protección de CO. Comprender estos mecanismos y conocer su magnitud en la masa del suelo y en los agregados de diferente tamaño permitiría conocer cuáles serían los compartimentos que protegen el CO y cómo los cambios en el manejo que modifican la agregación y el contenido de CO pueden o no conducir a su secuestro.

Por lo tanto, para las condiciones edafo-climáticas del SEB se plantean las siguientes hipótesis:

- La inclusión de pasturas en la rotación con cultivos agrícolas aumenta la protección del CO en la capa de 0-20 cm del suelo, independientemente del SL utilizado
- Bajo la misma secuencia de cultivos agrícolas, la reducción del laboreo provoca mayor protección del CO, y en mayor medida en los agregados más grandes.

5.2. Materiales y Métodos

Los materiales y métodos utilizados fueron desarrollados en los apartados 2.1.1, 2.2.1, 2.2.3, 2.2.8. y 2.4. del Capítulo 1 de este trabajo.

5.3. Resultados y Discusión

5.3.1. **Carbono mineralizado y potencialmente mineralizable en la masa de suelo**

En la Figura 5.1. se presenta el C mineralizado acumulado durante la incubación de 28 días (C28) para los sistemas de cultivo (SC) (Tabla 2.2.) y las profundidades evaluadas (0-5, 5-20 y 0-20 cm). La intensificación de la secuencia a partir del uso de pasturas (Tabla 2.2.) provocó un notable aumento ($p < 0,05$) en la cantidad de C28, que se vio maximizada en el SC pastura permanente (PP). En este caso y para todas las profundidades, se observó el mayor C28 (Figura 5.1.). Asimismo, los valores de C28 también fueron elevados en los tratamientos con 50% del tiempo ocupado por pasturas y 50% por agricultura bajo SD y LC (50SD y 50LC, respectivamente). Sin embargo, cuando el tiempo de ocupación de pasturas bajó a 25% (75LC y 75SD), el C28 no se diferenció de los SC con agricultura continua (100SD y 100LC). El mayor efecto sobre el C mineralizado por la inclusión de pasturas estuvo dado en la superficie del suelo (0-5 cm) coincidiendo con Curtin *et al.* (2014) (Figuras 5.1.). Esto pudo ser debido a la gran acumulación de material parcialmente descompuesto que presentaron las situaciones con pastura continua y aquéllas bajo pastura al momento de muestreo (50SD y 50LC). Asimismo, el prolongado y continuo crecimiento de las raíces de pasturas de gramíneas es mayor cerca de la superficie del suelo (Haynes, 1999) y conduciría a una gran producción de compuestos carbonados lábiles que son los que primeramente se mineralizan al disgregar el suelo (Ernst y Siri Prieto, 2009; Curtin *et al.*, 2014).

Por su parte, cuando el SL fue SD, los niveles de C28 fueron similares entre sí, a todas las profundidades e independientemente de la proporción de pasturas en la rotación (Figura 5.1.). Esto no fue así bajo LC, donde se observaron diferencias en C28 mayormente dadas por la proporción de pasturas en la rotación (Figura 5.1.). La ausencia de diferencias significativas de C28 en los SC bajo SD (Figura 5.1.) podría dar un indicio de que existe un mayor grado de protección de fracciones lábiles de C, respecto a las situaciones bajo laboreo. Este efecto, si bien es estratificado (asociado a la acumulación del C en la superficie del suelo dado por la biomasa de residuos de los cultivos y la reducción de la intensidad de la labranza) (Studdert *et al.*, 2017), se percibió también a 0-20 cm. (Figura 5.1.).

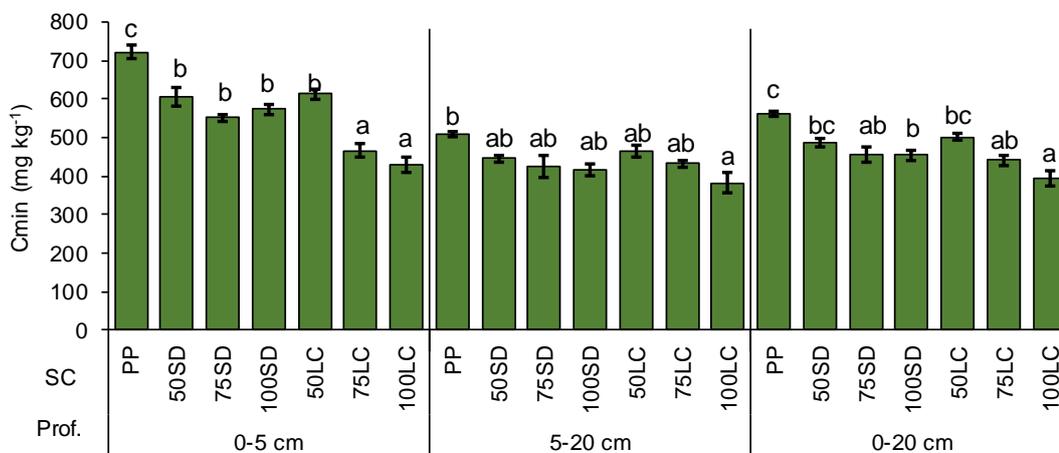


Figura 5.1. Carbono mineralizado (C_{min}) acumulado a 28 días de incubación para los distintos SC (Tabla 2.2.) y profundidades analizadas (Prof.). Letras iguales en cada nivel de profundidad indican que no existen diferencias significativas ($p < 0,05$) entre SC. Barras verticales en cada columna indican el error estándar de la media.

Por otro lado, al analizar las curvas del C mineralizado acumulado (Figura 5.2.), se observó un comportamiento lineal a partir de, aproximadamente, los 10 días de incubación. Las pendientes tendieron a diferenciarse entre SC (datos no mostrados) y en la mayoría de los casos no se aproximaron a ser asintóticas a un valor máximo. Es decir, que el C mineralizado podría seguir aumentando más allá de los 28 días de incubación aeróbica y esto podría generar estimaciones poco confiables del potencial de mineralización de estos suelos. Para comprobar el comportamiento del C mineralizado más allá del periodo establecido por la metodología utilizada (Beare *et al.*, 1994; Mikha y Rice, 2004), se extendió el tiempo de incubación de los tratamientos más contrastantes (PP, 100SD y 100LC) hasta que la diferencia de emisión de dióxido de C entre momentos de medición fuera insignificante (Capítulo 2, apartado 2.2.8.)

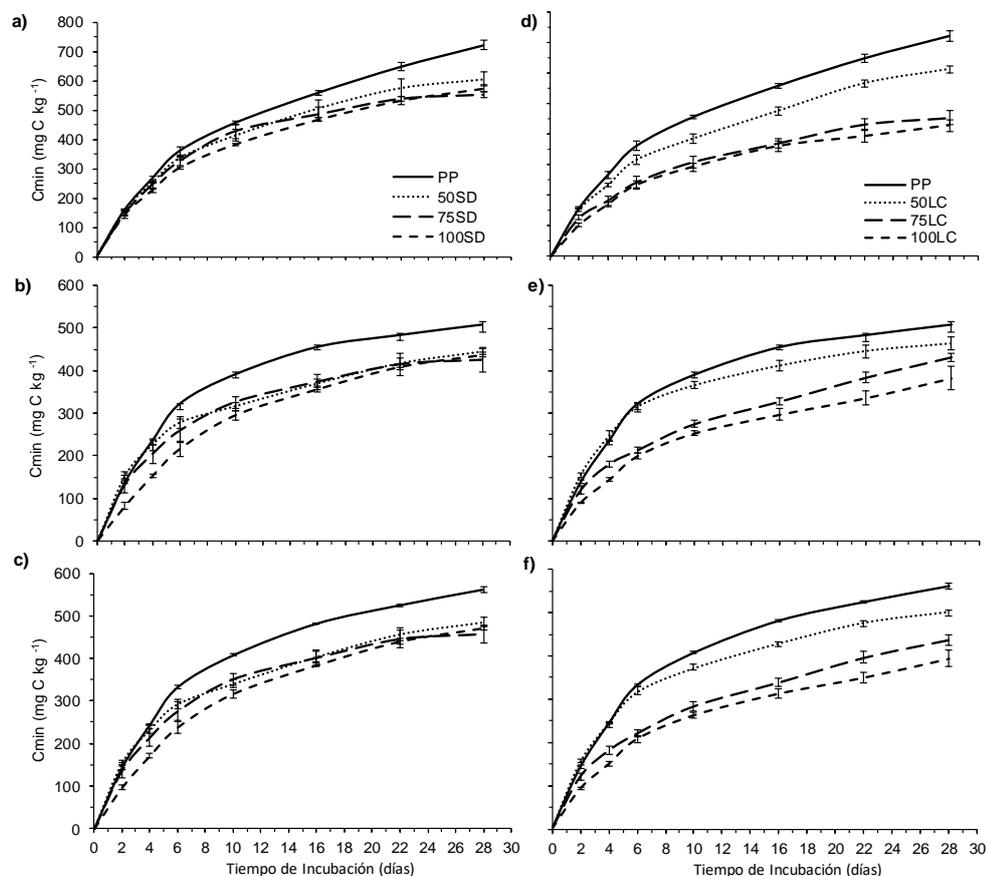


Figura 5.2. Dinámica de acumulación de Carbono mineralizado (C_{min}) en la masa total del suelo por incubación a 25 °C y a capacidad de campo a tres profundidades, 0-5 cm (a y d), 5-20 cm (b y e) y 0-20 cm (c y f) para diferentes sistemas de cultivo (SC) (Tabla 2.2.). Pastura continua (PP) y SC bajo labranza convencional (LC) (a, b y c), PP y SC bajo siembra directa (SD) (d, e y f). Barras verticales indican error estándar de la media ($n=3$) para cada tiempo de incubación.

En la Figura 5.3. se muestran los niveles de C mineralizado hasta los 63 días (C_{63}) para los SC evaluados. Efectivamente, la cantidad de C mineralizado acumulado aumentó con la prolongación del tiempo de incubación y se mantuvo por más tiempo en la capa 0-5 cm y para PP. Para el caso de 100LC y 100SD, con sólo siete días más de incubación se estabilizaron los valores de C mineralizado, salvo para la profundidad 0-5 cm en 100SD, en la que el C mineralizado siguió aumentando hasta los 50 días. Para PP, los aumentos de C_{63} respecto a C_{28} fueron de aproximadamente 49,0, 12,4 y 27,7% para 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente. En cambio, para 100SD y 100LC, los aumentos del C_{63} respecto a C_{28} fueron más bajos (para SD, 30,0, 15,2 y 18,6% y para LC, 15,6, 10,8 y 15,1%, respectivamente). Por su parte, se observaron diferencias significativas del C_{63} entre PP y los SC con agricultura continua en las profundidades evaluadas (Figura 5.3.). Bajo PP el C_{63} fue, en promedio para las

profundidades, 1,3 y 1,7 veces mayor que para 100SD y 100LC, respectivamente. Estas relaciones entre tratamientos no fueron muy diferentes de las registradas en C28 (Figura 5.2.). Incrementos similares de C mineralizado en situaciones con pasturas permanentes han sido reportadas por Curtin *et al.* (2014). Estos autores registraron aumentos de hasta 2,5 veces de C mineralizado bajo pasturas respecto a agricultura continua, independientemente del SL utilizado. Este comportamiento lo asociaron a que los aportes de C bajo pastura son mayores que bajo agricultura. Además, el C derivado de las raíces y la rizodeposición tiene una mayor contribución al C del suelo que los aportes de la misma cantidad de C por la biomasa aérea (Katterer *et al.*, 2011), por lo cual podría esperarse que, bajo condiciones de campo, las diferencias en mineralización fueran aún mayores.

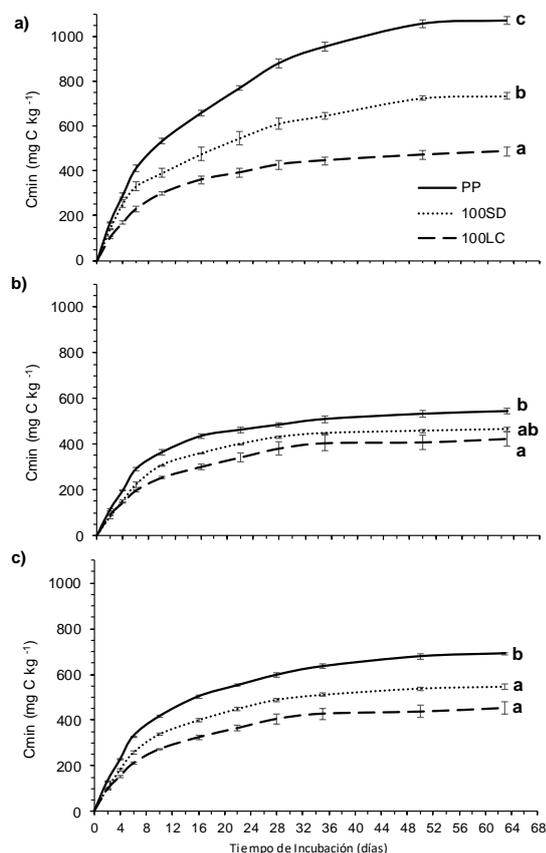


Figura 5.3. Carbono mineralizado (C_{min}) acumulado (mg C kg suelo⁻¹) a 0, 2, 4, 6, 10, 16, 22, 28, 35, 50 y 63 días de incubación a 25 °C y a capacidad de campo en la masa total del suelo a tres profundidades, 0-5 (a), 5-20 (b) y 0-20 cm (c) para diferentes sistemas de cultivo (SC) (Tabla 2.2.). Pastura continua (PP) y agricultura continua bajo siembra directa (100SD) y bajo labranza convencional (100LC) Letras iguales en cada profundidad indican que no existen diferencias significativas a 63 días de incubación. Barras verticales indican error estándar de la media (n=3) para cada tiempo de incubación.

Por otro lado, como se mencionó anteriormente, los tratamientos bajo agricultura continua alcanzaron el valor máximo de C mineralizado antes que PP, pero a valores menores (Figura 5.3.), y bajo 100SD se registró un mayor aumento de C mineralizado que 100LC, pero sólo a 0-5 cm (Figura 5.3.a). La estratificación del C bajo SD fue más marcada al extender el periodo de incubación.

A partir de los resultados obtenidos, se analizó el C63 en función del C28 para 100SD, 100LC y PP a las tres profundidades evaluadas (Figura 5.4.). Un modelo polinómico de segundo orden ajustó significativamente ($p < 0,05$) y se obtuvieron elevados valores de R^2 para las tres profundidades. Esto indica, que, para el suelo utilizado en este trabajo, el C28 es un buen estimador del C63. Adicionalmente, las ecuaciones generadas para cada profundidad permitieron calcular el C63 de los tratamientos intermedios (75SD, 75LC, 50SD y 50LC) y estimar el C potencialmente mineralizable (C_o) a los 63 días de incubación (C_{o63}) y compararlo con el C_o a los 28 días de incubación (C_{o28}). Los resultados se presentan en la Tabla 5.1.

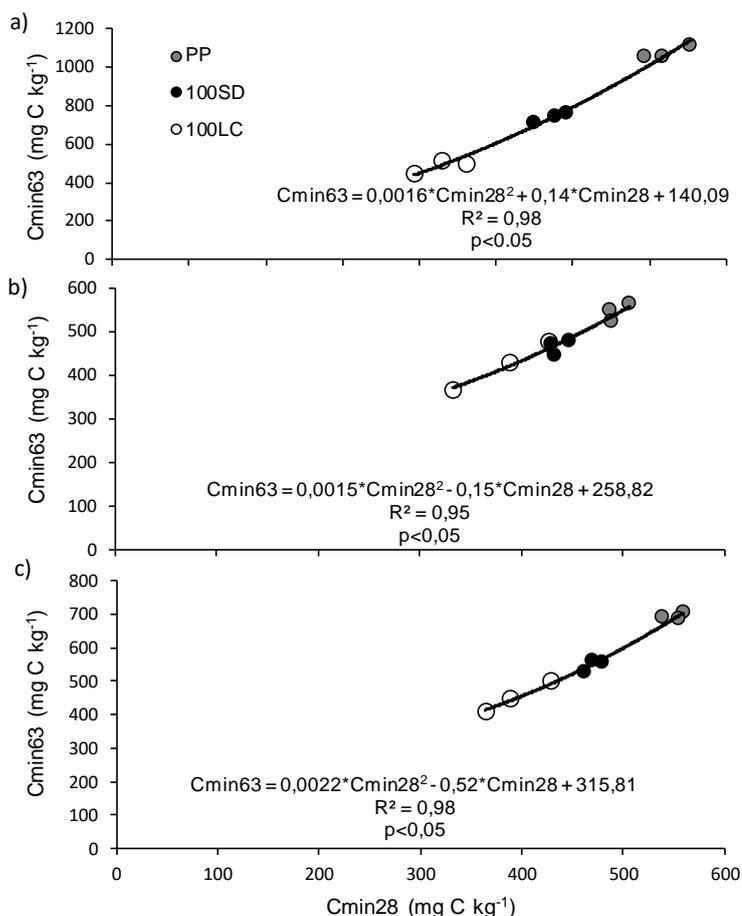


Figura 5.4. Carbono mineralizado acumulado a los 63 días de incubación (C_{min63}) en función del mineralizado a los 28 días (C_{min28}) para los sistemas de cultivo pastura continua (PP), agricultura continua bajo siembra directa (100SD) y bajo labranza convencional (100LC).

La estimación del Co63 mejoró la estimación del valor real de C mineralizado, respecto al estimado por Co28. Las diferencias en relación con la estimación a 28 días (Co28) estuvieron mayormente explicadas por la mineralización en los primeros cm del suelo (0-5 cm) (en promedio $21,7 \pm 4,8\%$) y fueron mayores en los tratamientos con pasturas y bajo SD (Tabla 5.1.). En la capa subsuperficial, el aumento promedio fue de $5,2 \pm 0,9\%$ y para 0-20 cm fue $10,8 \pm 1,4\%$. Sin embargo, la comparación de medias de Co63 entre tratamientos arrojó similar distribución entre tratamientos que para Co28 (Tabla 5.1.). Por lo tanto, si se quisiera conocer el potencial de mineralización de C de suelos como los utilizados en este trabajo, sería necesario prolongar el tiempo de incubación respecto al utilizado en este trabajo (Mikha y Rice, 2004). Sin embargo, es válido realizar las estimaciones a partir de incubaciones de 28 días (Figura 5.4.) ya que el Co63 se relacionó muy estrechamente con el Co28 (coeficientes de correlación de Pearson 0,97, 0,96 y 0,97 para 0-5, 5-20 y 0,20, respectivamente), y de esta forma se reduce sensiblemente el tiempo y número de análisis de laboratorio.

Por otro lado, el comportamiento del Co63 fue similar al observado para C63. La inclusión de pasturas en la rotación aumentó notablemente el potencial de mineralización de C de los suelos, sobre todo, a 0-5 cm. Por su parte, la combinación de SD con la utilización de pasturas (50SD y 75SD) llevó a que los tratamientos no se diferenciaron estadísticamente. Esto no fue así bajo LC (Co63 de $50LC \geq 75LC$) (Tabla 5.1.). Asimismo, el Co63 se relacionó significativamente con el CO total (COT) y el particulado (COP) (Tabla 5.2.). Sin embargo, cuando se analizó la correlación de Co63 con las fracciones de CO para cada SL, sólo fue significativa bajo LC. Bajo SD, sólo fue significativa la relación Co63 y COP a 0-5 cm. En la Figura 3.3. (Capítulo 2) se mostró que, bajo SD, especialmente a 0-5 cm y 0-20 cm, se registró mayor cantidad y estabilización de los macroagregados (MA) ($>250 \mu\text{m}$). Todo esto permite inferir que bajo SD existiría mayor nivel de protección física de algunas fracciones de CO que se perderían bajo LC. (Beare *et al.*, 1994). Para poder comprender estos mecanismos y conocer su magnitud es necesario estimar el C mineralizado en las distintas fracciones de agregados (FA) y relacionarlo con su estabilidad y contenido de otras fracciones de C.

Tabla 5.1. Carbono potencialmente mineralizable estimado a los 28 días (Co28) y a los 63 días de incubación (Co63), para cada sistema de cultivo (SC) (Tabla 2.2.) y a tres profundidades (P), 0-5, 5-20 y 0-20 cm. Letras iguales para cada variable (Co28 y Co63) a una profundidad determinada indican que no existen diferencias significativas entre SC ($p>0,05$). Dif: diferencia porcentual (%). Números entre paréntesis indican error estándar de la media.

SC	P	Co28	Co63	Dif.
		-----mg C kg suelo ⁻¹ -----		%
PP	0-5 cm	730,0 d (10,4)	1067,8 d (16,7)	46,3
50SD		607,3 c (35,5)	754,3 c (50,5)	24,2
75SD		560,7 bc (11,6)	642,7 bc (28,7)	14,7
100SD		577,7 c (18,5)	707,0 c (8,5)	22,4
50LC		605,7 c (6,7)	763,8 c (26,4)	26,1
75LC		457,3 ab (15,2)	505,1 ab (28,6)	10,4
100LC		430,3 a (33,1)	464,1 a (22,6)	7,8
PP		5-20 cm	502,3 b (7,0)	519,5 b (13,4)
50SD	421,0 ab (7,8)		449,0 ab (7,5)	6,7
75SD	420,0 ab (20,4)		439,9 ab (24,8)	4,7
100SD	448,0 ab (16,4)		457,8 ab (8,3)	2,2
50LC	448,7 ab (13,7)		471,1 ab (15,7)	5,0
75LC	419,3 ab (8,1)		453,9 ab (8,8)	8,2
100LC	378,0 a (31,2)		413,0 a (35,8)	9,3
PP	0-20 cm	553,7 c (4,5)	648,3 c (8,8)	17,1
50SD		466,3 b (14,4)	522,8 b (16,5)	12,1
75SD		455,0 ab (17,6)	492,6 ab (24,1)	8,3
100SD		490,7 bc (12,4)	517,3 b (9,7)	5,4
50LC		485,0 bc (9,1)	537,1 b (11,5)	10,8
75LC		428,7 ab (9,7)	480,8 ab (13,6)	12,2
100LC		388,7 a (20,3)	425,8 a (26,7)	9,5

Tabla 5.2. Coeficientes de correlación de Pearson entre el C potencialmente mineralizable estimado a los 63 días (Co63), el contenido (masa equivalente) de C orgánico total (COT) y particulado (COP) en la masa total del suelo y para cada sistema de labranza, siembra directa (SD) y labranza convencional (LC).

Variable	Co63		
	0-5 cm	5-20 cm	0-20 cm
COT	0,88**	0,58*	0,82**
COP	0,84**	0,48*	0,79**
COT _{LC}	0,89**	0,47*	0,77**
COP _{LC}	0,90**	0,26 _{NS}	0,70**
COT _{SD}	0,47 _{NS}	0,01 _{NS}	0,16 _{NS}
COP _{SD}	0,62**	0,05 _{NS}	0,09 _{NS}

** altamente significativo ($p < 0,01$)

* significativo ($p < 0,05$)

_{NS} no significativo ($p > 0,05$)

5.3.2. Mineralización y protección de carbono en agregados

El análisis de C28 en cada estado de los agregados (intactos y molidos, C28I y C28M, respectivamente) permitió estimar diferentes formas de protección del C. La cantidad de C28I representa el C mineralizado no protegido físicamente o C desprotegido y la diferencia con el C28M (C28M - C28I), el C mineralizado protegido (CP) físicamente en los agregados (Beare *et al.*, 1994) (Ecuación 9, Capítulo 1). En la Tabla 5.3. se presentan los niveles de C28I y C28M en concentración absoluta (*i.e.* referido a la masa de agregados) y en las distintas FA. En todas las profundidades y FA, la cantidad de C28 aumentó cuando los agregados fueron molidos (Tabla 5.3). Sin embargo, las tendencias entre tratamientos para C28I y C28M fueron similares. Independientemente del estado de los agregados, los SC con mayor proporción de pasturas en la rotación y menor remoción mecánica (PP y 50SD) fueron los que, en general, presentaron mayores niveles de C28 en todas las profundidades y FA. Los menores niveles se observaron en aquellos SC bajo LC y con baja proporción de pasturas en la rotación (75LC y 100LC). La misma tendencia se mantuvo a 5-20 cm y 0-20 cm (Tabla 5.3). El resto de los tratamientos (50LC, 75SD y 100SD) presentaron niveles intermedios de C28 en todos los casos (profundidades, FA y estado de los agregados).

Tabla 5.3. Carbono mineralizado a 28 días de incubación (C28) en agregados intactos (C28I) y molidos (C28M) de tres fracciones de agregados (MAg: macroagregados grandes, MAc: macroagregados chicos y MI: microagregados) para cada sistema de cultivo (SC) (Tabla 2.2.) y a tres profundidades (P), 0-5,5-20 y 0-20 cm. Letras iguales para cada FA y cada tipo de tratamiento de los agregados a una profundidad determinada indican que no existen diferencias significativas entre SC ($p>0,05$). Números entre paréntesis indican error estándar de la media.

SC	P	Fracción de agregados						
		MAg (>2000 μm)		MAc (2000-250 μm)		MI (250-53 μm)		
		C28I	C28M	C28I	C28M	C28I	C28M	
mg C kg FA ⁻¹								
PP		560,8 c (13,4)	722,6 c (8,8)	650,5 c (43,0)	870,6 d (32,0)	704,0 c (9,0)	771,2 c (13,7)	
50SD	0-5 cm	389,5 b (3,3)	545,4 b (7,7)	641,6 c (27,3)	718,0 c (28,0)	359,7 ab (21,0)	498,4 b (17,3)	
75SD		323,5 ab (24,0)	487,0 b (12,5)	515,0 b (14,7)	579,1 b (16,6)	399,8 b (26,7)	514,0 b (40,0)	
100SD		385,4 b (11,7)	522,0 b (4,2)	428,0 ab (18,3)	510,9 ab (24,8)	317,4 ab (22,9)	389,1 ab (27,3)	
50LC		339,4 b (19,2)	504,1 b (23,7)	412,7 ab (12,4)	484,1 ab (16,1)	334,1 ab (23,1)	410,0 ab (18,6)	
75LC		351,2 b (25,2)	511,0 b (21,0)	432,0 b (27,6)	508,5 ab (26,2)	335,2 ab (9,2)	408,8 ab (4,1)	
100LC		237,1 a (20,8)	351,0 a (15,9)	379,0 a (5,9)	404,0 a (5,1)	284,3 a (25,6)	324,5 a (16,5)	
PP			505,9 b (16,7)	614,2 b (10,3)	446,4 b (31,3)	615,2 b (39,3)	428,0 c (26,7)	502,3 b (39,3)
50SD		5-20 cm	374,0 a (12,0)	448,8 a (24,6)	394,5 ab (7,4)	446,1 a (7,1)	298,8 a (6,1)	384,6 a (19,7)
75SD	414,1 a (28,2)		458,5 a (12,8)	346,1 a (14,1)	439,6 a (6,1)	351,3 ab (10,1)	414,1 ab (13,2)	
100SD	380,0 a (7,2)		419,8 a (15,6)	402,0 ab (6,1)	461,4 a (13,2)	355,4 ab (3,5)	394,0 ab (17,3)	
50LC	364,6 a (18,3)		441,4 a (5,6)	368,0 a (2,7)	412,6 a (8,5)	351,7 ab (5,8)	405,4 ab (22,2)	
75LC	358,7 a (21,6)		393,5 a (12,4)	381,0 a (8,7)	472,2 a (16,0)	373,3 bc (7,6)	391,9 a (5,0)	
100LC	401,0 a (12,9)		446,0 a (3,6)	356,9 a (7,3)	435,6 a (7,0)	383,1 bc (4,3)	405,3 ab (7,5)	
PP			519,6 b (15,7)	641,3 b (8,4)	467,4 c (29,5)	679,0 c (26,6)	497,0 c (22,2)	569,5 b (32,7)
50SD	0-20 cm		377,9 a (9,2)	472,9 a (16,5)	456,2 bc (12,2)	514,1 b (2,0)	314,1 a (5,8)	413,0 a (10,6)
75SD		391,5 a (24,1)	465,6 a (10,5)	388,3 a (9,1)	474,5 ab (2,4)	363,4 b (6,6)	439,1 a (19,8)	
100SD		328,8 a (6,1)	445,4 a (12,1)	408,5 ab (3,0)	473,8 ab (10,6)	345,9 ab (8,3)	392,8 a (12,7)	
50LC		358,3 a (18,2)	457,0 a (2,1)	379,3 a (4,2)	430,5 a (16,2)	347,3 ab (9,0)	406,6 a (21,3)	
75LC		356,8 a (21,0)	422,8 a (14,5)	393,7 a (11,0)	475,3 ab (13,4)	363,8 b (5,1)	396,1 a (3,8)	
100LC		360,0 a (10,4)	422,3 a (6,1)	362,4 a (5,0)	427,7 a (6,5)	358,4 ab (3,3)	385,1 a (2,6)	

El C28I de los SC en cada FA presentó similar tendencia que para COP en concentración absoluta (Tabla 4.2.) y, además, la correlación entre ambas variables fue significativa ($p < 0,05$) a todas las profundidades y FA y más aún para los MAg y MAc a 0-5 y 0-20 cm (0,80 y 0,86 para 0-5 y 0-20 cm, aproximadamente). Por lo tanto, es probable que el C mineralizado desprotegido (C28I) en las FA forme parte de la fracción del COP que se encuentra libre, no acomplejada y activa (Christensen, 2001; Wander, 2004). Si bien la relación entre COP y C28I en las FA fue muy alta, no lo fue aún más, probablemente, porque el COP también forma parte de núcleos de formación de MI estables y/o está protegido físicamente dentro de MA (Six *et al.*, 2004). Sin embargo, la relación entre C28I y COP en los MA no sólo fue altamente significativa ($p < 0,01$) sino que también presentó coeficientes de correlación más altos ($r = 0,88, 0,76$ y $0,84$ para 0-5 cm, 5-20 cm y 0-20 cm, respectivamente). Es así que mayores niveles de C28I en los MA están asociados con más cantidad de COP y, como se reportó en el Capítulo 2 de este trabajo, a una mayor cantidad de MA (Tabla 3.1.) más estables (que explicaron el 80% de la EA total) (Figura 3.3.). Por otro lado, la correlación de C28M con el COP en los MA también fue alta (coeficiente de correlación de 0,90, 0,70 y 0,82 para 0-5 cm, 5-20 cm y 0-20 cm, respectivamente). Esto estaría explicado por la exposición de formas de COP protegidas físicamente al moler los MA.

Por lo tanto, los SC PP y 50SD, que presentaron más C28I y C28M (Tabla 5.3.), COP (Tabla 4.2.) y estabilidad de MA (Figura 3.3.), presentarían un mayor potencial de protección de CO que aquéllos con niveles menores de estas propiedades. Diversos autores han reportado que la transición de agricultura continua a una rotación con pasturas provoca mayor cantidad de C mineralizado absoluto en agregados, independientemente del estado del agregado (Pulleman y Marinissen, 2004, Yoo *et al.*, 2006; Curtin *et al.*, 2014), especialmente en situaciones de agricultura continua bajo SD (Six *et al.*, 2002). Esto lo atribuyeron, principalmente, al enriquecimiento de fracciones lábiles del CO (*e.g.* COP) en los agregados generado por las raíces de pasturas en activo crecimiento y a la baja tasa de reciclo de los agregados.

Por otro lado, en la Tabla 5.4. se presenta la cantidad de C28I y C28M en los agregados relativa a la masa de suelo ($\text{kg C mineralizado ha}^{-1}$). A diferencia de los mostrado en Tabla 5.3., esta forma de análisis considera los efectos de los SC sobre la cantidad y estabilización de las FA (Figuras 3.1. y 3.3.) y su distribución en la masa total de suelo. Por ello, las diferencias de C28I y C28M entre SC y FA fueron más marcadas que las presentadas en la Tabla 5.3. Los MA grandes ($>2000 \mu\text{m}$, MAg) y los MA chicos ($2000-250 \mu\text{m}$, MAc) de todos los SC presentaron los mayores C28I y

C28M en todas las profundidades evaluadas (Tabla 5.4.). Asimismo, el C28I y el C28M en los MA (MAg + MAc) representaron el $85,6 \pm 1,6$ y el $86,2 \pm 1,4$ % del C28I y del C28M en la masa total del suelo, respectivamente. Los SC con pasturas y bajo SD fueron los que tuvieron la proporción más alta de C28I y C28M en MA ($91,1 \pm 1,5$ y $91,2 \pm 1,6$ % respectivamente) y, la más baja, se observó en el tratamiento 100LC ($78,1 \pm 1,0$ y $77,4 \pm 1,2$ %, respectivamente). A 0-20 cm, sólo PP tuvo mayor C28I y C28M, aunque en los tratamientos bajo SD tendieron a ser más altos que en aquéllos bajo LC (Tabla 5.4.). Por lo tanto, las mayores estabilidad y cantidad de MA (Figura 3.3. y Tabla 3.1.), concentración de COP (Figura 4.4.) y C28I y C28M (Tabla 5.3.) que se lograron con periodos de pasturas en rotación con cultivos bajo SD, son indicio de un importante mecanismo de protección del CO en los MA.

La protección física del CO dentro de los agregados es uno de los factores más importantes que intervienen en su estabilización y posibilidad de secuestro de C atmosférico (Balesdent *et al.*, 2000; Six *et al.*, 2002). La magnitud de la diferencia entre C28M y C28I permite estimar la protección física del C en los agregados (C protegido, CP) (Beare *et al.*, 1994). En los capítulos anteriores de este trabajo se demostró que el aumento del índice de intensificación de la secuencia en base mensual (IISm) por el uso de pasturas en la rotación y, por lo tanto, mayor tiempo de colonización del suelo con raíces vivas, se reflejó en incrementos de la EA (Figura 3.5., Capítulo 2). Asimismo, en el Capítulo 3 se reportó que la alta estabilidad de los MA estuvo muy asociada con sus mayores niveles de COP (Tabla 4.2., Figura 4.4.). Además, se mostró que una mayor cantidad de MA ricos en COP y una tasa reducida de reciclaje de MA (Six *et al.*, 2000), podría explicar la acumulación de CO en la superficie del suelo cuando se usó SD como SL y/o pasturas en la rotación. Por lo tanto, como se mencionó, se podría esperar que las combinaciones de SL y periodos de pasturas que produjeran más agregados estables (Figura 3.5.) y con más COP (Tabla 4.2.), condujeran a una mayor protección de CO (Six *et al.*, 2004).

Tabla 5.4. Carbono mineralizado a 28 días de incubación (C28) en agregados intactos (C28I) y molidos (C28M) de tres fracciones de agregados (MAg: macroagregados grandes, MAc: macroagregados chicos y MI: microagregados) para cada sistema de cultivo (SC) (Tabla 2.2.) y a tres profundidades (P), 0-5, 5-20 y 0-20 cm. Letras iguales para cada FA y cada tipo de tratamiento de los agregados a una profundidad determinada indican que no existen diferencias significativas entre SC ($p>0,05$). Números entre paréntesis indican error estándar de la media.

SC	P	Fracción de agregados					
		MAg (>2000 μm)		MAc (2000-250 μm)		MI (250-53 μm)	
		C28I	C28M	C28I	C28M	C28I	C28M
kg C ha^{-1}							
PP		185,0 c (26,0)	238,0 c (16,9)	98,2 c (27,3)	131,6 d (36,1)	24,7 c (10,0)	27,1 c (11,4)
50SD	0-5 cm	119,0 b (6,0)	166,5 b (3,0)	92,1 c (9,6)	102,9 c (7,2)	15,4 ab (2,4)	21,3 b (2,4)
75SD		103,4 b (15,3)	155,5 b (9,7)	68,7 ab (2,0)	71,7 ab (2,3)	19,2 b (2,6)	24,7 b (4,8)
100SD		107,1 b (4,2)	145,1 b (4,2)	71,5 b (9,0)	85,4 b (11,5)	13,3 ab (3,0)	16,2 ab (2,8)
50LC		85,5 b (8,6)	127,1 b (23,7)	67,1 ab (4,4)	78,9 ab (4,7)	21,1 ab (0,2)	25,9 ab (1,3)
75LC		70,0 b (7,8)	102,1 b (5,3)	66,4 ab (2,3)	74,6 ab (3,5)	37,4 ab (1,0)	45,7 ab (4,1)
100LC		40,0 a (7,0)	59,1 a (4,9)	62,3 a (0,9)	66,4 a (1,4)	36,1 a (7,0)	41,1 a (6,1)
PP			529,7 b (13,2)	643,3 b (17,7)	268,1 b (32,7)	369,0 b (39,3)	63,6 b (56,0)
50SD	5-20 cm	352,0 a (8,1)	422,9 a (30,9)	231,9 ab (29,2)	263,2 a (19,4)	52,2 a (16,8)	67,5 a (7,2)
75SD		335,6 a (17,32)	371,9 a (6,9)	219,0 a (34,2)	269,6 a (10,4)	75,8 ab (29,9)	89,5 ab (4,2)
100SD		333,9 a (12,7)	368,4 a (15,6)	234,6 ab (21,1)	269,6 a (13,2)	68,1 ab (12,1)	75,7 ab (5,8)
50LC		293,2 a (12,7)	352,5 a (14,9)	222,5 a (54,4)	249,7 a (21,6)	126,7 ab (29,5)	146,4 ab (12,5)
75LC		246,6 a (6,4)	290,3 a (7,0)	189,6 a (25,1)	234,8 a (18,5)	158,1 bc (26,9)	166,0 a (3,4)
100LC		298,3 a (8,8)	332,4 a (12,1)	164,3 a (10,5)	200,4 a (2,9)	137,0 bc (10,2)	145,1 ab (7,5)
PP			714,6 b (8,3)	881,3 b (23,2)	366,3 c (65,1)	500,6 c (26,6)	88,3 c (54,1)
50SD	0-20 cm	471,0 a (5,2)	589,4 a (31,9)	324,0 bc (16,1)	366,1 b (18,3)	67,5 a (35,8)	88,8 a (6,1)
75SD		439,1 a (10,5)	527,4 a (11,6)	282,7 a (60,7)	336,5 ab (12,9)	94,9 b (43,4)	114,2 a (19,8)
100SD		440,9 a (10,6)	513,1 a (10,6)	306,1 ab (23,8)	354,9 ab (16,0)	81,4 ab (24,5)	91,9 a (4,8)
50LC		378,7 a (18,2)	479,5 a (20,4)	289,6 a (39,9)	328,7 a (24,3)	147,8 ab (63,5)	172,4 a (12,0)
75LC		334,2 a (2,0)	392,4 a (10,4)	256,0 a (11,0)	309,3 ab (20,3)	195,5 b (23,1)	211,8 a (2,9)
100LC		338,3 a (22,4)	391,5 a (14,6)	226,6 a (15,0)	266,7 a (3,6)	173,1 ab (20,1)	186,2 a (13,1)

En las Figuras 5.5. y 5.6. se muestra el CP en las distintas FA en concentración absoluta y en contenido relativo a la masa total del suelo, respectivamente. En general, se observó más protección en concentración absoluta del CO en los agregados más grandes (MA) y, especialmente en los MAg (>2000 μm), para los SC con pasturas en la rotación y a 0-5 cm y 0-20 cm (Figura 5.6). Los niveles más bajos de CP en concentración absoluta los presentó 100LC en todas las FA y profundidades. Sin embargo, no fueron diferentes ($p < 0,05$) de 100SD en ninguna de ellas aunque con tendencia a ser mayor bajo SD en la capa de 0-5 cm.

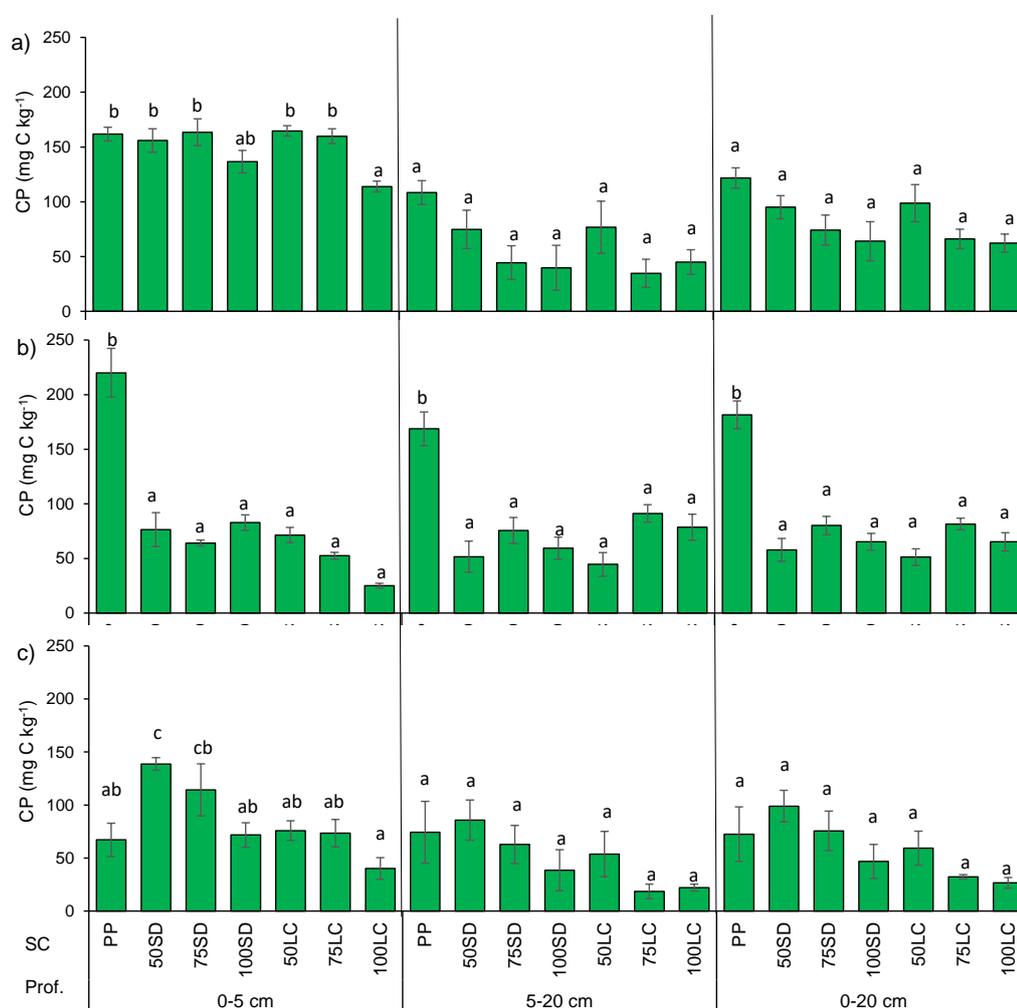


Figura 5.5. Concentración absoluta de carbono protegido (CP) en cada fracción de agregados a) macroagregados grandes (MAg, >2000 μm), b) macroagregados chicos (MAC, 2000-250 μm) y c) microagregados (MI, 250-53 μm) y para los distintos sistemas de cultivo (SC) y profundidades (Prof.). Letras iguales en cada fracción de agregados y profundidad indican que no existen diferencias significativas ($p > 0,05$). Barras verticales en cada columna indican error estándar de la media.

Por otro lado, al analizar el CP relativo a la masa de suelo (Figura 5.6.), se pudo observar un mayor impacto de los SC sobre la magnitud de la protección de CO en cada FA, que estuvo explicado mayormente por el CP en MAg. No obstante, el CP en los MA totales (MAg + MAc) se relacionó muy significativamente el CP total ($p < 0,01$) (coeficientes de correlación de Pearson 0,99, 0,98 y 0,99 para 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente).

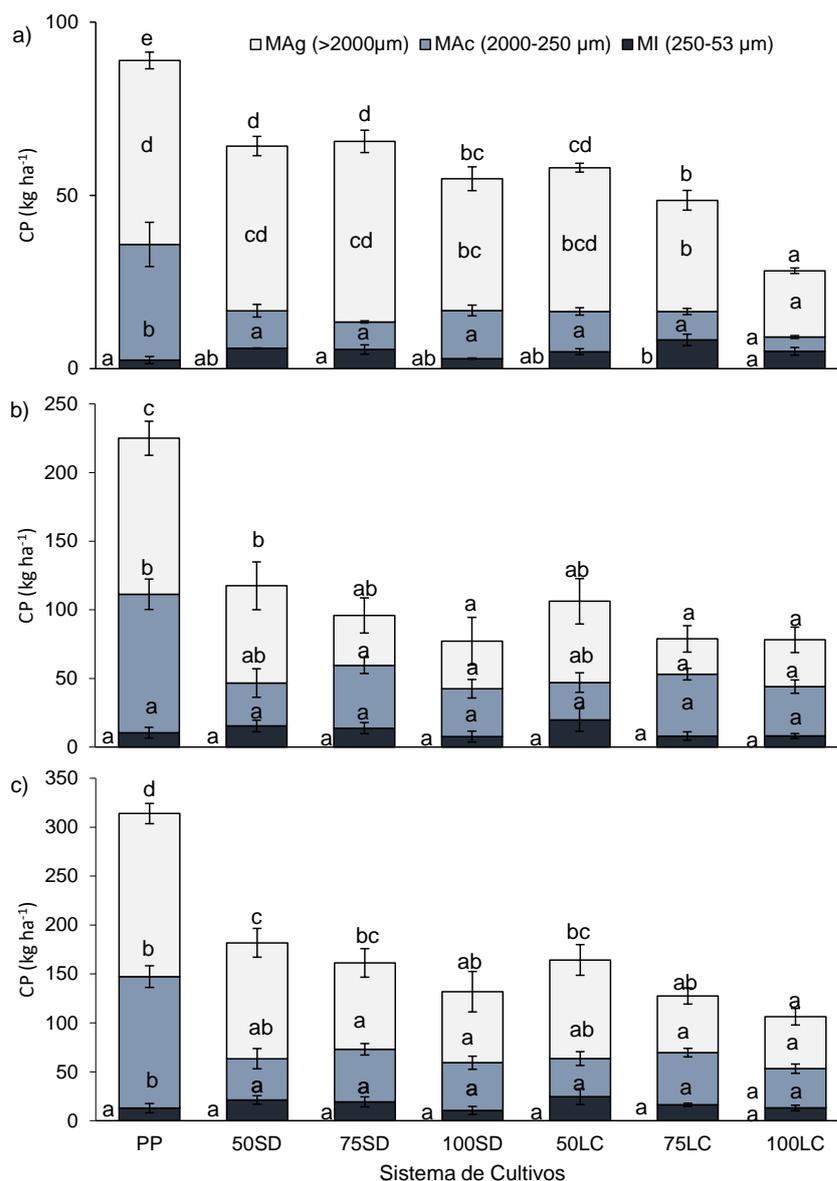


Figura 5.6. Contenido de carbono protegido (CP) en la masa total de agregados (columna completa) y cada fracción de agregados (macroagregados grandes (MAg) parte superior, macroagregados chicos (MAc), media y microagregados (MI), inferior) de la columna para cada sistema de cultivo (SC) (Tabla 2.2.) y profundidad 0-5 (a), 5-20 (b) y 0-20 (c) cm. Letras iguales entre las mismas secciones de diferentes columnas indican diferencias no significativas ($p > 0,05$). Barras verticales en cada columna indican error estándar de la media.

El nivel más alto de protección del CO en PP se explica por la mayor cantidad de MA estables (Tabla 3.1.) y con más COP (Figura 4.4.).

Por otro lado, se hubiese esperado que, independientemente del SL, una alta proporción de pasturas en rotación con cultivos agrícolas (50SD y 50LC) registrara más CP que los demás SC. No obstante, no fue así, excepto al compararlos con 75LC y 100LC a 0-5 cm. El análisis del CP en los MA (Figura 5.7.) permitió distinguir mejor el efecto de los diferentes SC. En la capa superficial del suelo (0-5 cm) el CP en los MA de los SC con pasturas y bajo SD no se diferenciaron entre sí y tampoco de 50LC, pero sí de 75LC y 100LC. Esto indicaría la importancia de la no remoción y/o el aumento del tiempo con raíces creciendo en los primeros centímetros del suelo en la protección del CO (Six *et al.*, 2002). Esto es consecuencia de la mayor capacidad de acumulación de COP (Figura 4.4.) y, por lo tanto, de una mayor cantidad de MA más estables (Figura 3.2. y 3.3.). Además, la combinación de una alta proporción de pasturas en la rotación con la no remoción del suelo (50SD), permitió generar más CP en MA a 5-20 y 0-20 cm (Figura 5.7.) que los demás SC (salvo PP). Esto coincide con lo reportado por algunos autores que observaron más protección del CO y, especialmente en los MA y a 0-5 cm, por uso de pasturas (Gupta y Germida, 1998; Balesdent *et al.*, 2000) y SD (Beare *et al.*, 1994). A 0-20 cm, 100LC presentó el menor CP en MA pero sin diferencias con 100SD, 75SD y 75LC que tampoco se diferenciaron de 50LC (Figura 5.5.).

En los capítulos anteriores se infirió que el aumento de la intensificación de la secuencia por uso de alta frecuencia de pasturas (PP, 50SD y 50LC), provocaría una mayor capacidad del suelo de proteger CO, independientemente del SL. Esto se confirmó parcialmente con los resultados mostrados en las Figuras 5.6. y 5.7., dado que con 50LC no se alcanzó el mismo nivel de CP que con 50SD a 5-20 y 0-20 cm. Esto se explicaría porque la capacidad de proteger CO por los MA depende fundamentalmente de la cantidad de MI dentro de MA y de lo estabilizado que esté el COP en el interior de los MI (Six *et al.*, 1999). Por lo tanto, aportes constantes de COP y de agentes aglutinantes generados por los microorganismos, junto a una baja remoción del suelo (ciclado natural del agregado), generan MA con alta capacidad de proteger CO que puede verse disminuida si se interrumpe el ciclado con laboreo (Six *et al.*, 2002).

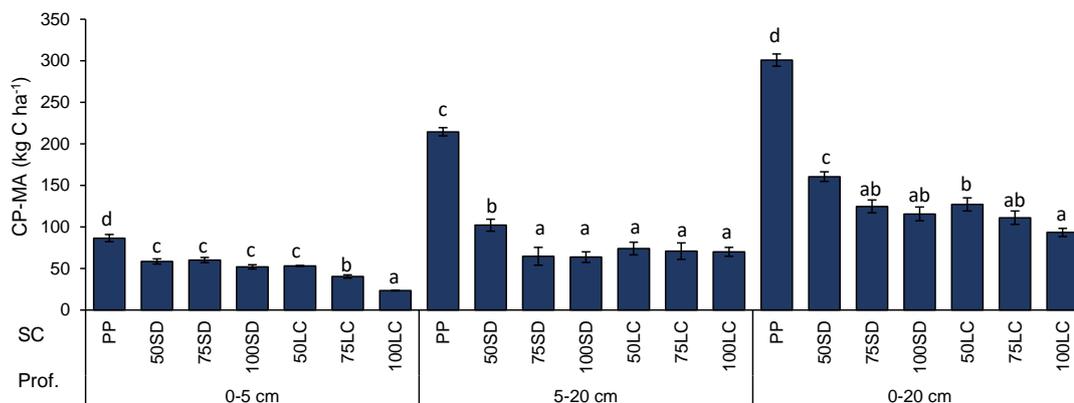


Figura 5.7. Contenido de carbono protegido en los macroagregados (>250 μm) (CP-MA) para cada sistema de cultivo (SC) (Tabla 2.2.) y profundidad (Prof.) 0-5 (a), 5-20 (b) y 0-20 (c) cm. Letras iguales en cada Prof. Indican diferencias no significativas ($p > 0,05$). Barras verticales en cada columna indican error estándar de la media.

5.3.3. Intensificación ecológica de la agricultura y carbono orgánico protegido en macroagregados

Hasta aquí se ha demostrado que el aumento de la IEA provocó mejoras notables en la salud del suelo. En los Capítulos 2 y 3 se informó que el incremento de la IEA a partir de rotaciones con pasturas aumentó la EA y la de los MA, así como los contenidos de COT y COP independientemente del SL (Figuras 3.3., 3.5. y 4.5.). Sin embargo, el aumento de la IEA generó efectos más importantes cuando el SL fue LC, sobre todo en la EA (Figura 3.5.), lo que estaría asociado a un mayor tiempo de ocupación del suelo por raíces vivas. Todo esto da indicios de que el aumento de la IEA por una alta frecuencia de pasturas (PP, 50SD y 50LC), provocaría una mayor capacidad del suelo de proteger CO, independientemente del SL, sin embargo, no fue así para 50LC (Figura 5.7.). En la Figura 5.8. se presenta el comportamiento del CP en MA ante cambios en el IISm (Tabla 2.2.).

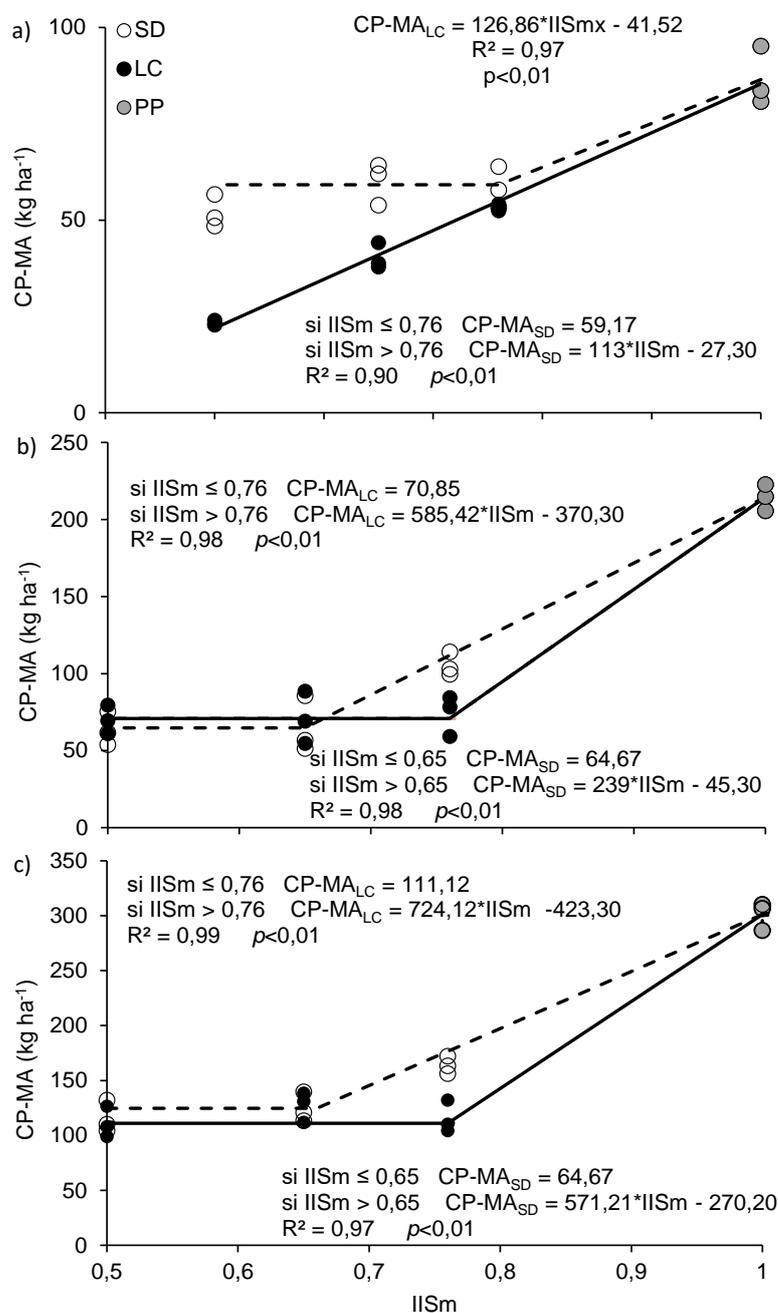


Figura 5.8. Carbono protegido en macroagregados (>250 μ m, CP-MA) bajo dos sistemas de labranza (siembra directa: SD y labranza convencional: LC), en función de índice de intensificación suelo (base mensual) (IISm) a las profundidades de 0-5 cm (a), 5-20 cm (b) y 0-20 cm (c). Los círculos llenos negros indican LC, los llenos grises pastura continua (PP) y los vacíos SD.

El CP en MA se comportó diferencialmente entre SL ante incrementos del IISm (Figura 5.8.) especialmente a 0-5 cm de profundidad. En esa capa, el aumento de la frecuencia de pasturas (>IISm) bajo LC, produjo un incremento altamente significativo

($p < 0.01$) del CP en MA. Por otro lado, bajo SD, cuando el IISm aumentó, el CP se mantuvo constante hasta un IISm de 0,76, por encima de ese IISm se incrementó linealmente ($p < 0,01$) (Figura 5.8a.). Por lo tanto, de acuerdo con la Figura 5.8a., no sería posible obtener la misma protección del CO en la capa superficial bajo LC que bajo SD, a menos que se alcanzara un IISm de 0,76. Como se mencionó, la ausencia de una acción física por herramientas de labranza y la estratificación del COP en MA bajo SD (Figura 4.4.) permite que el ciclo de formación/desagregación de MA se genere sin interrupciones y, por lo tanto, se produzcan más MA con más MI estabilizados en su interior y en consecuencia, mayor protección del CO (Six et al., 2000, 2004).

Por otro lado, a las profundidades de 5-20 cm (Figura 5.8b.) y 0-20 cm (Figura 5.8c.), el aumento del IISm bajo LC generó un incremento en el CP en MA sólo a partir de un IISm de 0,76 (Figuras 5.8b y c). En cambio, bajo SD el aumento lineal del CP en MA fue a partir de un IISm de 0,65. Para un IISm de 0,76 bajo SD hubo mayor protección de CO en MA que bajo LC ($p < 0,05$) (Figura 5.7.). Por lo tanto, para la capa total analizada, la utilización de una alta frecuencia de pasturas en combinación con agricultura bajo SD juega un rol preponderante en la mejora de la protección de CO y, en consecuencia, en el aumento del potencial de secuestro de C en el suelo a mediano plazo. No obstante, es necesario seguir profundizando en el estudio de la acumulación y la naturaleza del CO en las FA y así favorecer al entendimiento de los procesos involucrados para una buena toma de decisiones de manejo de suelo y cultivos.

5.4. Conclusiones

Según los resultados obtenidos, el incremento de la frecuencia de pasturas en la rotación aumentó la protección del CO en la capa de 0-20 cm del suelo pero sólo cuando el SL fue SD, por lo tanto, existen evidencias suficientes para rechazar la primera hipótesis. Asimismo, se mostró que, bajo la misma secuencia de cultivos agrícolas, la reducción del laboreo provocó mayor protección del CO y se dio en mayor medida en los agregados más grandes, pero solo a 0-5 cm de profundidad y, es así, que se reunieron evidencias suficientes para rechazar parcialmente la segunda hipótesis.

6. CAPÍTULO 5. DISTRIBUCIÓN EN EL SUELO DEL CARBONO ORGÁNICO DERIVADO DE RESIDUOS DE MAÍZ (*Zea mays* L.): EFECTO DE LOS SISTEMAS DE LABRANZA

6.1. Introducción

El contenido de carbono (C) orgánico (CO) total (COT) del suelo juega un rol fundamental en la definición de la salud del suelo y su contenido está muy relacionado con el suministro nutrientes, con la circulación de aire y agua, la porosidad y la estabilidad de los agregados (EA) (Panettieri *et al.*, 2015; Roldán *et al.*, 2014). Por lo tanto, la disminución de los contenidos COT incrementa la susceptibilidad a la degradación, afectándose así la salud del suelo y la capacidad de prestar servicios ecosistémicos (Quiroga y Studdert, 2014). El contenido de COT depende del balance entre la cantidad y la calidad (naturaleza) de los aportes de C que ingresan al suelo y de la tasa con que el COT es mineralizado por la biota edáfica. Por lo tanto, su dinámica puede ser manejada a través de los sistemas de cultivo que se empleen (sistemas de labranza (SL), rotación de cultivos, fertilización) (Allmaras *et al.*, 2000; Studdert y Echeverría, 2000). Una forma de caracterizar la dinámica del COT es a través del estudio del comportamiento de sus fracciones. El COT puede dividirse físicamente en el CO particulado (COP) que representa una fracción libre, poco complejada y muy reactiva a los cambios en el manejo del suelo y en el CO asociado a los minerales (arcilla y limo) (COA). Esta última es una fracción menos activa, recalcitrante y que reacciona más lentamente que el COP ante cambios en el manejo de los suelos. El COP está asociado a mecanismos de estructuración del suelo y disponibilidad de nutrientes para los cultivos. Interviene, por un lado, en la formación y reciclaje de microagregados (MI) y en la formación y estabilidad de macroagregados (MA) (Cambardella y Elliott, 1992, Janzen *et al.*, 1998; Domínguez, 2004).

El estudio de las fracciones del COT (COP y COA) permite caracterizar su dinámica ante cambios en el manejo y cómo afectan a propiedades químicas y físicas del suelo. Sin embargo, para mejorar la caracterización y la comprensión de la dinámica del COT en las distintas fracciones también puede recurrirse al estudio de la distribución de isótopos estables del C. Estos estudios permiten cuantificar específicamente la contribución de los restos de cultivos incorporados al COT (Hernández y Salvo, 2007). Es así que el análisis de la abundancia natural de ^{13}C en un momento determinado permite identificar variaciones en el delta (δ) ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$) derivadas de cambios en el tipo del material vegetal ingresado al suelo cuando se conoce la historia de la vegetación (Chenu *et al.*, 2015).

La base teórica de este tipo de estudios radica en que existe una discriminación isotópica diferencial de las plantas en contra del $^{13}\text{CO}_2$ atmosférico durante la fotosíntesis, según cuál sea su metabolismo (C3 o C4). En consecuencia, el $\delta^{13}\text{C}$ de plantas con vía fotosintética C3 se encuentra entre -33‰ y -22‰ (en promedio -27‰), mientras que el de especies C4 se encuentra entre -16‰ y -8‰ (en promedio -12‰) (Balesdent y Mariotti, 1996). Esta diferencia es mucho mayor que los pequeños cambios que ocurren durante la descomposición de los residuos vegetales en el suelo, por lo que el C orgánico del suelo retiene la marcación de la vegetación que le dio origen. De esta manera se puede conocer y datar cambios en la vegetación (Balesdent y Mariotti, 1996, 1996; Boutton, 1996; Krull *et al.*, 2004, Salvo *et al.*, 2014), caracterizar la dinámica del COT en distintas fracciones del suelo y determinar la tasa de pérdida de C derivado de la vegetación inicial y la de incorporación de C a partir de la nueva vegetación (Amelung *et al.*, 2008).

Existen evidencias de una distribución diferencial de los isótopos del C entre fracciones del CO (Balesdent, 1996; Murage *et al.*, 2007) según el sistema de cultivo empleado (Sá *et al.*, 2001; Zhang *et al.*, 2015), indicando dinámicas diferentes que pueden estar asociadas a distintos niveles de protección de CO en los agregados. Por otro lado, se ha reportado que el tipo de cultivo empleado puede afectar la distribución del C aportado en las distintas fracciones de COT y de los agregados (Bolinder *et al.*, 1999). Huggins *et al.* (1998) y Lattanzi *et al.* (2007) observaron que, luego de un monocultivo de soja (*Glycine max* Merr. L.), una mayor proporción del C en residuos pasó a formar parte del COT respecto a uno de maíz. Por otro lado, se ha evaluado el efecto de los SL sobre la distribución y la naturaleza del C en la masa de suelos similares a los del Sudeste Bonaerense (SEB) (Salvo *et al.*, 2014). Estos autores no observaron un efecto diferencial de los SL sobre la distribución del C recientemente incorporado.

Los suelos del SEB se desarrollaron en un clima templado y bajo praderas con predominio de gramíneas mezcla de metabolismos C3 y C4 (Videla, 2004) con un $\delta^{13}\text{C}$ del COT de aproximadamente $-21,9\text{‰}$ a 0-20 cm (Murray, 2011, Di Gerónimo *et al.*, 2016). Estos suelos son de textura franca y con alto contenido original de CO (Hall *et al.*, 1991; Duran *et al.*, 2011; Sainz Rozas *et al.*, 2011). Sin embargo, los niveles de COT disminuyeron notablemente en las últimas dos décadas, aún con el 90% del área agrícola bajo siembra directa (SD) (Sainz Rozas *et al.*, 2019). En estos suelos, la agricultura bajo SD ha provocado mejoras en la EA y mayor cantidad y protección del CO en los macroagregados (MA) respecto a LC, pero sólo a 0-5 cm de profundidad

(Domínguez *et al.*, 2008, 2009; Studdert *et al.*, 2010, Capítulos 2 y 3). Sin embargo, no se han registrado mayores rendimientos de cultivos como maíz (Domínguez *et al.*, 2001) y trigo (*Triticum aestivum* L.) (Santamaría *et al.*, 2004). Más aún, se ha reportado (Eiza, Studdert y Domínguez, 2006; Studdert *et al.*, 2010; Divito *et al.*, 2011) que, en general, tanto bajo labranza convencional (LC) como bajo SD, los contenidos de COT y de COP muestran una tendencia a la disminución con los años de agricultura cuando se parte de contenidos elevados. Domínguez *et al.* (2009) informaron que, en general, las variaciones del contenido de COT y COP a través de los años estarían más asociadas a la cantidad de C devuelto al suelo por los cultivos que al SL. Sin embargo, no se ha trabajado sobre la caracterización del C aportado por los residuos en relación con los SL y su distribución en los agregados. Es así como, combinando la técnica de abundancia natural de ^{13}C con los fraccionamientos físicos del COT en la masa total del suelo y en cada jerarquía de agregados, se podría comprender mejor la distribución y la naturaleza del CO en las diferentes fracciones del suelo. Esta información contribuiría a entender la dinámica del COT en los suelos de la región y precisar la caracterización de la relación entre ella y otras propiedades del suelo (protección del CO, EA, entre otras). Por lo tanto, para las condiciones edafo-climáticas del SEB se plantean las siguientes hipótesis:

- El COT generado por los aportes de residuos en secuencias con una alta frecuencia de maíz se acumula en el COP, independientemente del SL.
El COP proveniente de los aportes de residuos en secuencias con una alta frecuencia de maíz se acumula en los agregados de mayor tamaño (>250 μm) y, mayormente bajo SD.

6.2. Materiales y Métodos

Los materiales y métodos utilizados fueron desarrollados en los apartados 2.1.1., 2.1.2., 2.3. y 2.4.2. del Capítulo 1 de este trabajo.

6.3. Resultados y Discusión

6.3.1. Contenido y composición del COS en la masa total del suelo

En la Figura 6.1. se presentan los contenidos en masa equivalente de COT, COP y COA luego de 10 años de una secuencia de maíz, maíz y trigo (MMT) bajo SD y LC. Los contenidos de COT y sobre todo de COP, estuvieron influenciados por el SL (Figura 6.1.). Las diferencias más importantes entre SL estuvieron dadas por los contenidos de COP en todas las profundidades analizadas ($p < 0,05$). En COT, las

diferencias significativas estuvieron a 0-5 cm y 0-20 cm. En el Capítulo 3 y en otros trabajos realizado en la región se ha reportado que, independientemente del SL, los contenidos de COT y COP muestran una tendencia a la disminución con los años de agricultura cuando se parte de contenidos elevados (Eiza, Studdert y Domínguez., 2006; Studdert *et al.*, 2010). En este ensayo, el COT a 0-20 cm en 2005 (Capítulo 1, Tabla 2.3.) era de $66,0 \pm 1,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ mientras que en 2015 fue de $64,1 \pm 0,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ y $56,8 \pm 1,4 \text{ Mg ha}^{-1}$, para SD y LC, respectivamente (Figura 6.1). Por lo tanto, aún bajo SD, no se produjo ganancia de COT a 0-20 cm (Roldan *et al.*, 2012). Sin embargo, la tasa de disminución en agricultura continua bajo SD fue menor ($0,20 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}$) que bajo LC ($0,90 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}$). Por su parte y coincidiendo con lo reportado en el Capítulo 3 (Figura 4.1.), se observó una notoria estratificación de COT y COP bajo SD respecto a LC (Figura 6.1.), que podría estar relacionada a mayor EA (Capítulo 2, Figura 3.4.) y estabilidad de los MA (Capítulo 2, Figura 3.3.) y mayor protección del CO (Figura 5.7.).

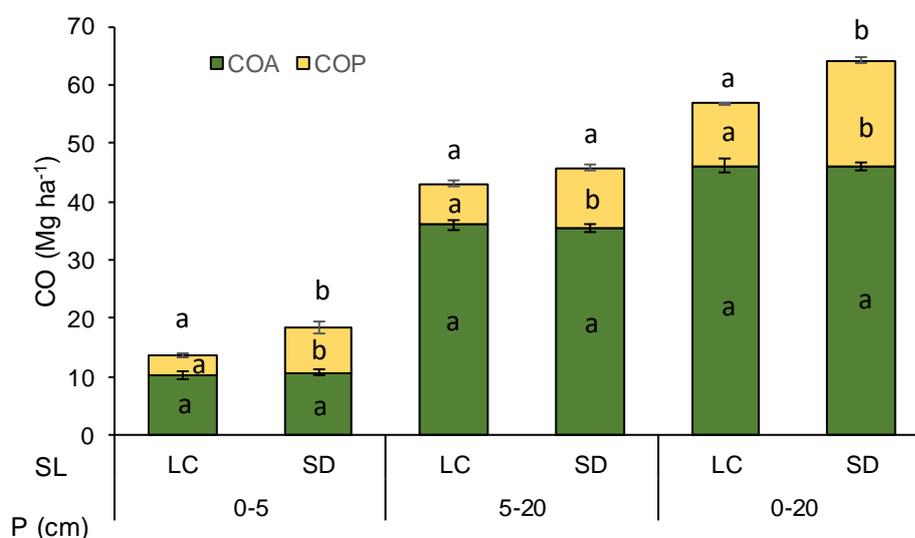


Figura 6.1. Carbono orgánico (CO) total (columnas completas), particulado (COP) y asociado (COA) en la masa total del suelo para los diferentes sistemas de labranza (SL), a las tres profundidades analizadas 0-5 cm, 5-20 cm y 0-20 cm (expresado en masa equivalente). Letras iguales entre las mismas secciones de diferentes columnas indican diferencias no significativas ($p > 0,05$). Barras verticales en cada sección de las columnas indican el error estándar estimado de la media.

En el Capítulo 3 se informó que las variaciones de COT entre SL a través de los años pueden estar muy asociadas a la cantidad de C aportado al suelo por los cultivos (Domínguez *et al.*, 2009; Studdert *et al.*, 2017). El aporte anual de C vía residuos de cultivos no fue diferente entre SL, siendo de $5,57$ y $5,78 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para LC y SD, respectivamente. A pesar de que los ingresos de C al suelo no fueron diferentes, la

tasa de disminución del COT desde 2005 fue menor bajo SD que con LC, lo que indica que bajo SD existiría mayor protección del CO (Beare *et al.*, 1994), tal como fue reportado en el Capítulo 4 (Figura 5.7.) pero a 0-5 cm de profundidad. Es conocido que el laboreo agresivo interviene en los ciclos de estabilización/desestabilización de los agregados provocando una mayor exposición de las fracciones del COT y su mayor disminución respecto a SD (Capítulo 3, Figura 4.1.; Six *et al.*, 1999, 2004; Bronik y Lal, 2005).

En la Figura 6.2. se presentan los valores de $\delta^{13}\text{C}$ al inicio del ensayo y al momento de muestreo (2015) para el COP y el COA. En 2005, considerado como referencia (año de inicio del ensayo), los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en COP fueron de $-24,7 \pm 0,1$ y $-23,4 \pm 0,3$ y de COA $-21,9 \pm 0,3$ y $-21,6 \pm 0,2\text{‰}$, para 0-5 y 5-20 cm, respectivamente. Estos valores, y especialmente los del COP, indican que hubo aporte de residuos de especies C3 ($-27,0\text{‰}$). Estos valores de $\delta^{13}\text{C}$ para COP son menores que los reportados para los suelos de la región en condición pseudo-prístina (COP: $-20,53$ y $-21,03$, COA: $-21,53$ y $-21,18\text{‰}$, para 0-5 y 5-20 cm de profundidad) (Di Gerónimo *et al.*, 2016.). Si bien se desconoce el detalle de las especies usadas en las rotaciones en el lote del ensayo, se conoce que durante aproximadamente 10 años previos a su inicio, el suelo había estado con una pastura de agropiro (especie C3, (*Thinopyrum ponticum* (Podp.) Barkworth et Dewey = *Elytrigia pontica* (Podp.) Holub.)), lo que justifica los valores de $\delta^{13}\text{C}$ del COP más negativos respecto a las condiciones pseudo-prístinas.

Independientemente del SL, las variaciones de $\delta^{13}\text{C}$ luego del cambio de vegetación (10 años de pasturas C3 por 10 años de rotación con 70% de cultivos C4, maíz y 30% C3, trigo) se vieron mayormente en el COP (Figura 6.2.). En esta fracción del COT y a todas las profundidades, los valores de $\delta^{13}\text{C}$ tanto bajo SD como LC, fueron diferentes a los del inicio ($p < 0,05$), influenciados por el aporte de C proveniente de especies C4 (-12‰) (Balesdent y Mariotti, 1996). El COP es una fracción activa y está compuesta, entre otras cosas, por restos vegetales poco descompuestos recién incorporados al suelo (Cambardella y Elliott, 1992), por lo que es de esperarse que la diferencia de $\delta^{13}\text{C}$ respecto al inicio es mayor que en las fracciones más estables. Por su parte, las diferencias en $\delta^{13}\text{C}$ en el COA del año 2015 bajo SD y LC respecto al inicio fueron significativas sólo a 0-5 cm. A 5-20 cm de profundidad el $\delta^{13}\text{C}$ en SD no se diferenció del inicio, pero sí bajo LC. Por lo tanto, bajo SD ocurrió una menor incorporación de los restos de maíz a esta fracción, respecto a LC. Esto difiere de lo reportado por Salvo *et al.* (2014) quienes, bajo una situación de 10 años de cultivos C3 (festuca (*Festuca arundinacea* L.), soja y trigo) en un suelo con un $\delta^{13}\text{C}$ inicial de -18‰ , no observaron

diferencias entre SD y LC en el $\delta^{13}\text{C}$ del COA respecto a la situación inicial, por debajo de los 6 cm de profundidad. Las diferencias con el presente trabajo puede estar dado a diferencias de tipo y condiciones de suelos, intensidad y tipo de laboreo y niveles de aportes de C de los cultivos.

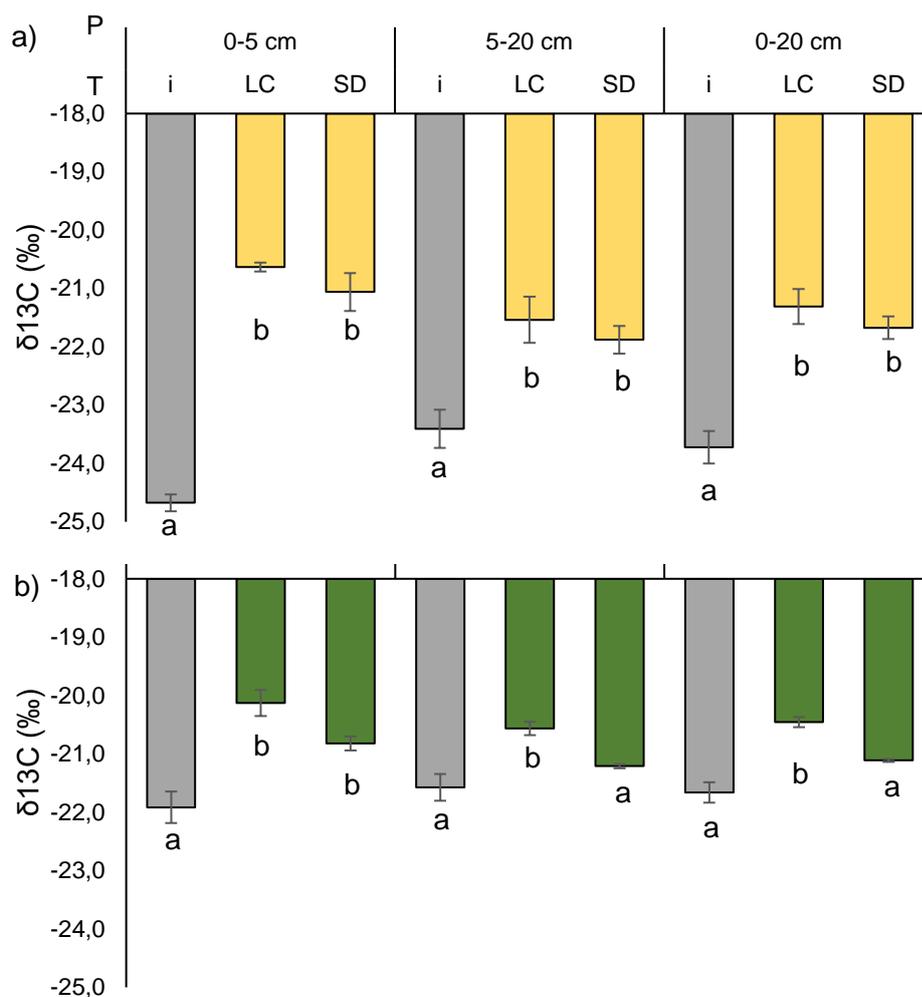


Figura 6.2. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ en el carbono orgánico (CO) particulado (COP) (a) y asociado (COA) (b) a 0-5 cm, 5-20 cm y 0-20 cm de profundidad al inicio del ensayo (Inicio (I), 2005) y al final (2015) luego de tratamientos (T) de agricultura continua bajo siembra directa (SD) y labranza convencional (LC). Letras iguales entre columnas dentro de cada profundidad indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$). Barras verticales en cada columna indican error estándar de la media

A partir de la información de $\delta^{13}\text{C}$ del año tomado como referencia y los datos de $\delta^{13}\text{C}$ luego de 10 años de una secuencia MMT, se calculó la proporción del COP y COA derivados de los residuos aportados por los cultivos de maíz (Figura 6.3.). La proporción de COP derivado de los residuos de maíz no fue diferente entre SL en las

profundidades analizadas ($p > 0,05$) (Figura 6.3.a). En la superficie del suelo (0-5 cm), en promedio para los SL, aproximadamente el 28,0% del COP provino de los residuos de maíz, mientras que a 5-20 cm, la proporción bajó a 15,0% y, a 0-20 cm, representó el 19,0% del COP. Estos valores coinciden con lo informado por Kristiansen *et al.* (2005), quienes reportaron niveles de entre 17 y 40% del COP derivado del maíz luego de 11 años continuos.

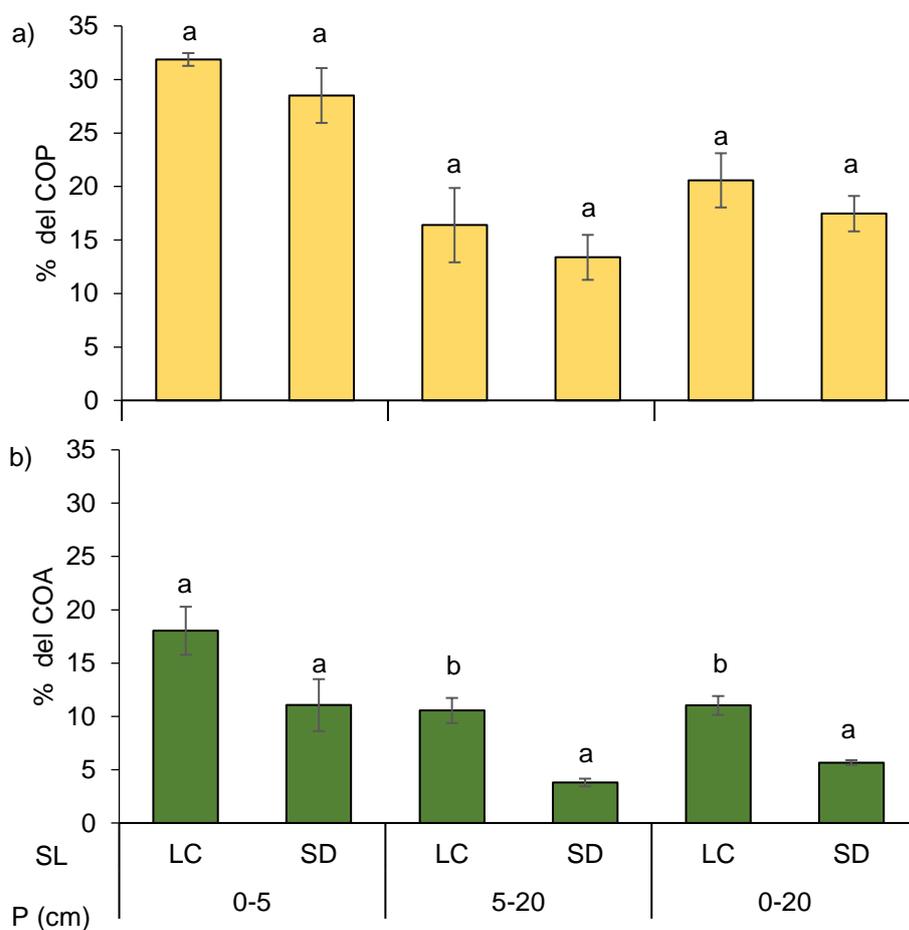


Figura 6.3. Porcentaje (%) del carbono orgánico (CO) particulado (COP) (a) y asociado (COA) (a) que proviene de residuos de cultivos de maíz en tres profundidades (P) evaluadas y para dos sistemas de labranza (SL), siembra directa (SD) y labranza convencional (LC). Letras iguales entre columnas para una P determinada indican que no existen diferencias significativas ($p > 0,05$), barras verticales en cada columna indican error estándar de la media.

Por su parte, la proporción del COA que provino de la vegetación C4 (maíz) tuvo una tendencia a ser menor que en COP (Figura 6.3.) (Li *et al.*, 2016). Para la capa de 0-20 cm, la proporción de COP derivado del maíz fue 2,9 y 1,7 veces más grande que en el COA para SD y LC, respectivamente. Asimismo, se observó una tendencia a

mayor incorporación de COA derivado del maíz en todas las profundidades analizadas cuando el SL fue LC. El laboreo, a diferencia de la SD, provoca mezclado de los residuos en superficie, generando mayor contacto con los organismos descomponedores y aumentando la mineralización del N y del CO (Studdert *et al.*, 1997, Domínguez *et al.*, 2016). Esto generaría una disminución de la relación C/N del sistema sustrato – solución del suelo incrementando el crecimiento microbiano y, en consecuencia, la posterior cantidad de productos microbianos que puedan asociarse a los minerales, induciendo así, la formación de COA (Cotrufo *et al.*, 2013; Castellano *et al.*, 2015) y confirmando que esta fracción proviene mayormente de la interacción de los minerales con los productos de la descomposición de la biomasa microbiana (Six *et al.*, 2002, Cotrufo *et al.*, 2013). Este proceso se ve limitado bajo SD por el aporte de N edáfico, al no incorporarse los residuos. Por lo tanto, se espera que la mayor parte de éstos se encuentren parcialmente descompuestos formando parte del COP (Cambardella y Elliott, 1992; Balesdent *et al.*, 2000). Sin embargo, a pesar de la mayor estabilización del COA bajo LC respecto a SD, luego de 10 años de agricultura continua se registró una pérdida de COT y COP respecto al inicio en ambos SL, con menor tasa bajo SD (Figura 6.1.).

A partir de la proporción de COP y COA derivada de los residuos de maíz (Figura 6.3.) y los contenidos de COT, COP y COA (Figura 6.1.), se estimó la cantidad de COT generado por los residuos de maíz (Tabla 6.1.). A pesar de la similar proporción de COP derivado del maíz entre los SL en cada profundidad (Figura 6.3.), a 0-5 cm y 0-20 cm se incorporó mayor cantidad de COP bajo SD que bajo LC (bajo SD la cantidad de COP derivado del maíz a 0-5 cm fue 2,0 veces más grande que bajo LC y, 1,6 veces a 0-20 cm, Tabla 6.1.). Como se mencionó, la acumulación de material vegetal con alta relación C/N sobre la superficie del suelo y la baja remoción que ocurre bajo SD explicarían la acumulación de COP en los primeros 5 cm del suelo (Figura 6.1., Figura 4.1.), y puede estar relacionado con la tendencia a mayor incorporación de residuos de maíz a esa fracción respecto a COA (Tabla 6.1.). Mazzili *et al.* (2015) trabajando en suelos molisoles franco arcillosos bajo SD reportaron que, además del material aéreo ubicado en superficie, el mayor de aporte al COP en la capa superficial (0-5 cm) proviene de las raíces del maíz en ese estrato.

Tabla 6.1. Carbono orgánico (CO) total (COT), particulado (COP) y asociado (COA) proveniente de los residuos de maíz en tres profundidades evaluadas (P) y para dos sistemas de labranza (SL), siembra directa (SD) y labranza convencional (LC). Letras iguales para cada fracción de CO y profundidad indican que no hay diferencias significativas entre SL ($p>0,05$). Valores entre paréntesis indican error estándar de la media.

SL	P	COP	COA	COT
-----Mg ha ⁻¹ -----				
LC	0-5 cm	1,1 a (0,1)	1,7 a (0,4)	2,8 a (0,3)
SD		2,2 b (0,3)	1,2 a (0,3)	3,4 a (0,3)
LC	5-20 cm	1,1 a (0,1)	3,8 b (0,1)	4,9 b (0,5)
SD		1,4 a (0,4)	1,4 a (0,4)	2,8 a (0,3)
LC	0-20 cm	2,2 a (0,1)	5,6 b (0,1)	7,8 a (0,3)
SD		3,6 b (0,1)	2,5 a (0,1)	6,1 b (0,3)

Mayores niveles de COP están relacionados con más cantidad de MA y más estables (Tabla 3.1. y Figura 3.1., Six *et al.*, 1998) y un mayor potencial de protección del CO en la superficie del suelo (Figuras 5.6. y 5.7.), lo que explicaría la menor tasa de disminución del CO bajo SD. Por su parte, el COA incorporado por residuos de maíz bajo LC, fue mayor que bajo SD, a todas las profundidades, aunque sin diferencias entre sí en la capa de 0-5 cm (Tabla 6.1). Esto generó que bajo LC se haya incorporado más cantidad de COT derivado de residuos de maíz a 0-20 cm (Tabla 6.1.) aún con menores cantidades totales de COT que bajo SD (Figura 6.1.).

Los valores registrados de COT derivado de los cultivos de maíz presentaron similar magnitud a los reportados por Salvo *et al.* (2014). Sin embargo, estos autores no registraron diferencias significativas entre SD y LC. Lo mencionado se puede comprender mejor al considerar el aporte de C al sistema por los cultivos de maíz (biomasa área y radical) desde 2005 a 2015 (Tabla 6.2.). Éstos alcanzaron niveles similares para SD y LC (Tabla 6.2.). Sin embargo, bajo LC hubo una mayor retención del C derivado del maíz en el COT que bajo SD. Este comportamiento se explica principalmente por la cantidad del C retenido en el COA (Tabla 6.2.), que fue 2,3 veces más grande que bajo SD. Por su parte, bajo SD, hubo más COP derivado de los residuos de maíz (Figura 6.3.) y mayor retención del C aportado (Tabla 6.2.). Esto se puede asociar a la permanencia de mayor cantidad de residuos aéreos en la superficie

del suelo (0-5 cm) respecto a LC y que fue allí donde se acumuló más COP (Tabla 6.1.).

Por su parte, los niveles de retención del C aportado por los residuos fueron similares a los reportados por Kristiansen *et al.* (2005) quienes informaron que, luego de 14 años de maíz continuo, hubo entre 11,0 y 15,0 % de retención del C de sus residuos. En el mismo sentido, Andriulo *et al.* (1999), observaron porcentajes de retención entre 10,0 y 17,0% bajo LC con distintas secuencias de cultivos y Salvo *et al.* (2014), informaron que no hubo diferencias de retención de C entre SD y LC, con un promedio de 17,0%. Asimismo, Flessa *et al.* (2000), luego de 37 años de maíz continuo bajo LC observaron un 15% de retención del C del maíz en el COT a 0-20 cm, pero que disminuyó a un 3% en la capa de suelo inmediatamente inferior.

Tabla 6.2. Entrada de carbono (C) al sistema por los cultivos de maíz desde el 2005 (inicio) hasta el 2015 y porcentaje (%) del C retenido en el C orgánico (CO) total (COT), particulado (COP) y asociado (COA) a 0-20 cm de profundidad para distintos sistemas de labranza (SL), siembra directa (SD) y labranza convencional (LC). Letras iguales indican que no existen diferencias significativas entre SL ($p>0,05$). Valores entre paréntesis indican error estándar de la media.

SL	Entrada de C por maíz (0-20 cm) -----Mg ha ⁻¹ -----	% C retenido en el suelo		
		COT	COP	COA
LC	47,1 a (1,6)	17,8 a (0,4)	5,2 a (0,3)	12,6 b (0,6)
SD	44,1 a (1,8)	12,9 b (1,0)	7,5 b (0,7)	5,4 a (0,3)

Por otro lado, a pesar de que bajo LC hubo mayor retención de C derivado del maíz en el COT, los contenidos de COT y COP totales fueron menores que bajo SD (Figura 6.1.), indicando una mayor mineralización del CO bajo LC.

En síntesis, luego de 10 años de agricultura continua bajo SD y LC y una rotación de MMT, los niveles de COT y COP disminuyeron respecto al inicio del ensayo. Sin embargo, la tasa de disminución fue menor cuando el SL fue SD y los contenidos de COT fueron mayores bajo SD que bajo LC en la superficie del suelo (Figura 6.1.), principalmente relacionado al COP. Al analizar la composición del COT se pudo determinar que fue la proporción de CO derivado del maíz se acumuló en el COP independiente del SL en coincidencia con lo reportado por Six *et al.* (2002) y Gregorich *et al.* (2006) (Figura 6.2.). Respecto al COA, el uso de LC generó mayor proporción de CO derivado del maíz en las profundidades analizadas (Figura 6.2.) lo que puede estar asociado a un cambio en la relación C/N del sistema sustrato – solución del suelo (Wyngeyer, 2011) por la incorporación del residuo a la matriz del suelo. Al relativizar

la proporción de C derivada de maíz al contenido de CO, bajo SD se registró mayor cantidad de COP derivado del maíz en todas las profundidades y, bajo LC, más cantidad de COA. Esto indica una descomposición y humificación de los residuos diferencial entre SL por distintos grados de exposición de los residuos a los microorganismos, mineralización del CO y del N y crecimiento de biomasa microbiana. Por su parte, el % de C aportado por el maíz retenido en el COT bajo LC fue mayor que bajo SD, pero los niveles de COT y COP fueron menores (Figura 6.1.). Esto estaría asociado a mecanismos de protección del COT en agricultura continua bajo SD que se perderían utilizando LC. Así, para comprender mejor la dinámica del COT entre los SL es necesario analizar su cantidad y composición en las distintas jerarquías de agregados.

6.3.2. Contenido y composición del COP en las fracciones de agregados

En la Figura 6.4 se presenta la masa remanente de cada FA luego del humedecimiento por capilaridad (HC) (Capítulo 1) para cada SL de la secuencia MMT y para PP (Tabla 2.2.). Luego de este pretratamiento, las FA están compuestas por agregados estables e inestables (Six *et al.*, 1998; Roldán *et al.*, 2014). En todas las profundidades analizadas, la mayor proporción de la masa total del suelo para los distintos SC estuvo representada por la fracción de MA grandes (MAg) (Figura 6.4.). Asimismo, fue en esta FA en la que se observaron diferencias ($p < 0,05$) entre los SC evaluados. Los MA, suma de las masas remanentes de MAg y MA chicos (MAc) representaron la mayor parte de la masa del suelo (datos nos mostrados). Por su parte, como era de esperarse, a 0-5 cm, la agricultura continua bajo SD generó más cantidad de MAg que bajo LC y esto se relaciona con mayor EA (Figura 3.3.) y con un mayor potencial de protección del CO (Figura 5.6.).

A partir de la masa de cada FA relativa a la masa del suelo y la concentración de CO se estimó el contenido de COT, COP y COA (Tabla 6.3.). Si bien no se analizó estadísticamente entre FA, la fracción de MAg tendió a presentar mayor cantidad de COT y COP en todos los tratamientos. En esta FA a 0-5 cm y bajo LC se registró la menor ($p < 0,05$) cantidad de COT y COP y no hubo diferencias entre SD y PP. En los MAc, las tendencias fueron similares a la de los MAg, pero no hubo diferencias entre SL, y PP presentó los mayores contenidos. En cambio, en los microagregados libres (MI, 250-53 μm), PP presentó la menor cantidad de COT y COP ($p < 0,05$), explicada por la baja cantidad de MI remanentes (Figura 6.4.).

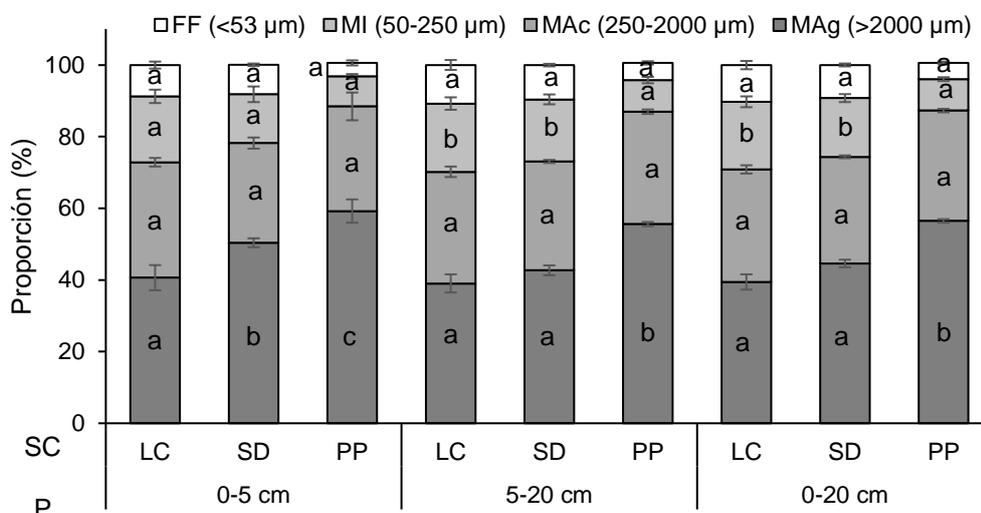


Figura 6.4. Distribución de fracciones de agregados (MAg: macroagregados grandes, MAc: macroagregados chicos, MI: microagregados y FF: fracción fina) respecto a la masa de suelo, para tres profundidades (P) y para los diferentes sistemas de cultivo (SC) agricultura continua bajo labranza convencional (LC) y siembra directa (SD) y pastura permanente (PP), luego del re-humedecimiento por capilaridad. Letras iguales entre las mismas secciones de diferentes columnas indican diferencias no significativas ($p>0,05$). Barras verticales en cada sección de las columnas indican el error estándar estimado de la media.

La acumulación de COP en la superficie del suelo cuando se usó SD y/o pasturas estuvo explicada por la mayor cantidad de MAg ricos en COP y a su baja tasa de reciclaje (Six *et al.*, 2000). Adicionalmente a la no roturación del suelo, bajo pastura existe una mayor colonización con raíces vivas durante periodos prolongados que bajo agricultura continua. El aumento de los procesos de exudación y descomposición asociados provocaría mayor aporte de COP que se observó en la capa de 0-20 cm (Tabla 6.4.). La mayor cantidad de COP en los agregados más grandes está asociada a una mayor cantidad de éstos y a que son más estables (Six *et al.*, 2004). Los MI se aglutinan dentro de los MA por influencia, entre otras cosas, del COP, formado por restos de residuos descompuestos, hifas de hongos, raicillas y subproductos de la degradación de los exudados de la raíz y la descomposición de raíces muertas (Denef *et al.*, 2004; Six *et al.*, 2004; Cates *et al.*, 2016). En cambio, el laboreo del suelo genera condiciones de desagregación con un mayor reciclaje de los MA y disminución del secuestro de COP y, por lo tanto, de la estabilidad de los MA (Figura 3.3.)

Tabla 6.3. Contenido de carbono orgánico total (COT), particulado (COP) y asociado (COA) de tres fracciones de agregados (FA) (MAg: macroagregados grandes, MAc: macroagregados chicos y MI: microagregados) para cada sistema de labranza (SC), agricultura continua bajo labranza convencional (LC) y siembra directa (SD) y pastura continua (PP), a tres profundidades (P), 0-5, 5-20 y 0-20 cm. Letras iguales para cada FA y cada fracción de carbono orgánico a una profundidad determinada indican que no existen diferencias significativas entre SC ($p>0,05$). Números entre paréntesis indican error estándar de la media.

SC	P	FA								
		MAg (>2000 μm)			MAc (2000-250 μm)			MI (250-53 μm)		
		COT	COP	COA	COT	COP	COA	COT	COP	COA
-----Mg C ha ⁻¹ -----										
LC	0-5 cm	5,3 a	1,3 a	4,0 a	4,3 a	1,2 a	3,1 a	2,3 a	1,2 a	1,1 b
		(0,3)	(0,2)	(0,4)	(0,2)	(0,1)	(0,2)	(0,3)	(0,1)	(0,2)
SD		9,5 b	4,0 b	5,5 ab	4,8 a	1,8 a	2,9 ab	2,3 a	1,5 a	0,8 ab
	(0,6)	(0,2)	(0,2)	(0,2)	(0,1)	(0,1)	(0,3)	(0,1)	(0,1)	
PP		11,6 b	4,7 b	6,9 b	6,7 b	3,2 b	3,5 b	1,4 a	1,3 a	0,1 a
	(0,1)	(0,3)	(0,4)	(0,3)	(0,1)	(0,2)	(0,2)	(0,3)	(0,2)	
LC	5-20 cm	16,3 a	3,1 a	13,2 a	13,1 a	2,8 a	10,2 a	5,9 b	2,3 a	3,6 b
		(1,2)	(0,4)	(0,8)	(0,4)	(0,1)	(0,4)	(0,1)	(0,2)	(0,2)
SD		19,5 a	5,1 a	14,5 a	13,6 a	3,2 a	10,4 a	7,2 b	4,3 b	2,9 b
	(0,7)	(0,3)	(0,4)	(0,4)	(0,1)	(0,4)	(0,1)	(0,2)	(0,3)	
PP		35,5 b	12,9 b	22,6 b	17,4 a	6,1 b	11,3 a	3,8 a	3,2 ab	0,6 a
	(3,4)	(0,7)	(2,7)	(2,1)	(0,4)	(1,8)	(0,2)	(0,1)	(0,2)	
LC	0-20 cm	21,6 a	4,7 a	17,2 a	17,4 a	4,0 a	13,3 a	8,2 b	3,5 a	4,7 b
		(1,3)	(0,4)	(0,9)	(0,4)	(0,1)	(0,4)	(0,6)	(0,2)	(0,4)
SD		29,0 a	9,1 b	20,0 a	18,4 a	5,0 a	13,3 a	9,8 b	5,8 b	3,7 b
	(0,7)	(0,3)	(0,6)	(0,5)	(0,2)	(0,3)	(0,5)	(0,2)	(0,4)	
PP		47,1 b	17,6 c	29,5 b	24,1 b	9,3 b	14,8 a	5,2 a	4,5 ab	0,7 a
	(3,4)	(1,3)	(2,0)	(1,9)	(0,4)	(0,5)	(0,1)	(0,3)	(0,1)	

En la Figura 6.5. se presenta la composición isotópica del COP en PP y agricultura continua bajo MMT con SD y LC en las distintas FA y profundidades. En el tratamiento PP considerado como de referencia (20 años de pasturas de gramíneas C3) los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en COP al igual que la referencia utilizada para la masa total del suelo (de $-24,7 \pm 0,1\text{‰}$ y $-23,4 \pm 0,3\text{‰}$ para 0-5 y 0-20 cm, respectivamente), estuvieron cercanos a los valores característicos de las especies C3 ($-27,0\text{‰}$). En este tratamiento, el $\delta^{13}\text{C}$ en el COP tendió a ser muy similar entre profundidades para una misma FA (Figura 6.5.) y entre FA, indicando un ingreso de C muy estable del C proveniente de las pasturas de especies C3 en la masa total del suelo. Este comportamiento también se observó en los tratamientos bajo SD y LC luego de 10 años de MMT, sólo que, en este caso, los años de cultivos de maíz (C4), se reflejan en valores menos negativos de $\delta^{13}\text{C}$, y se corresponde con lo observado en la masa total del suelo, dónde no hubo diferencias en el $\delta^{13}\text{C}$ del COP entre SL en las profundidades evaluadas. Esto reafirma la alta influencia de los residuos recientemente incorporados en la composición del COP (Cambardella y Elliott, 1992).

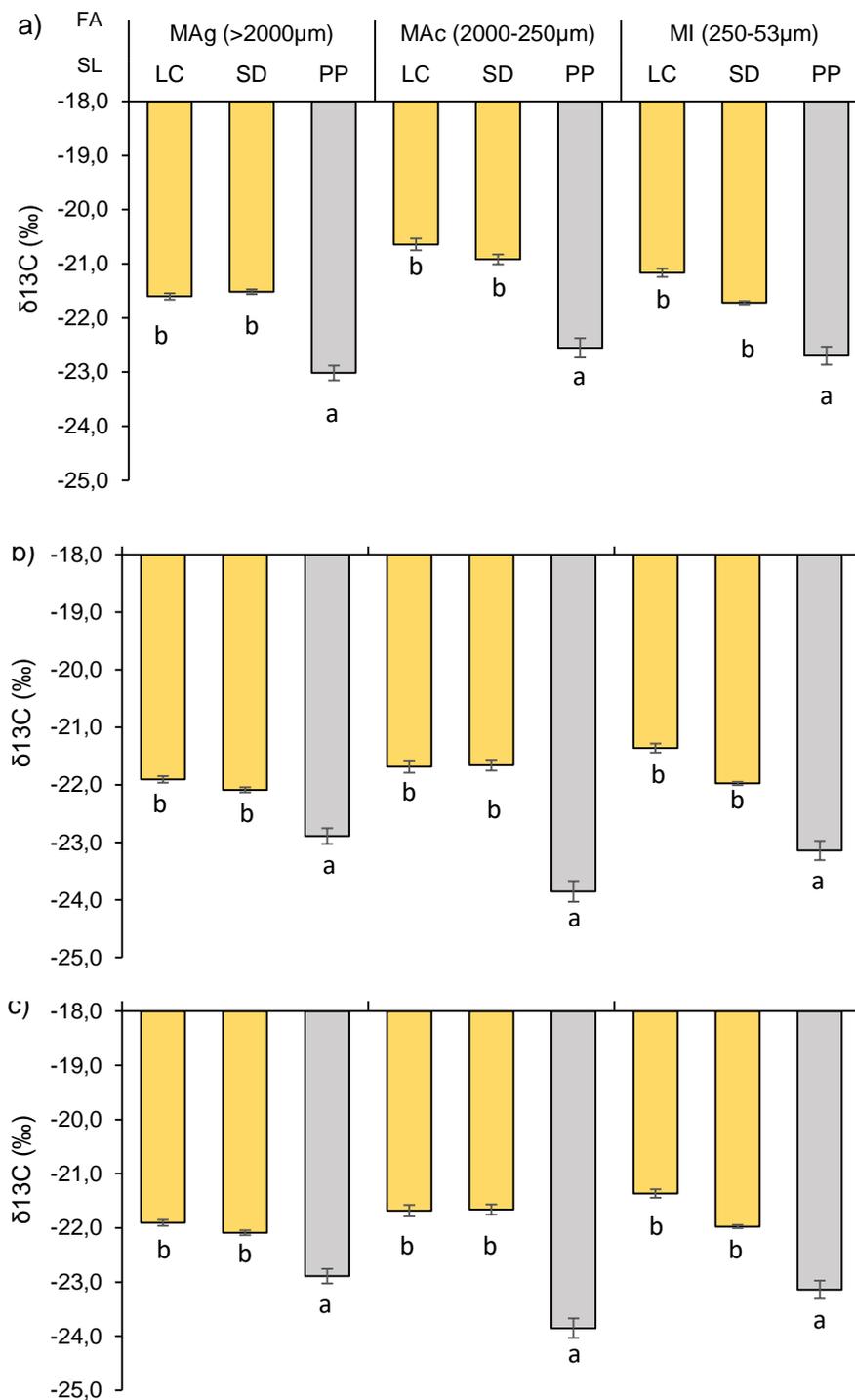


Figura 6.5. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ en el carbono orgánico particulado en cada fracción de agregados (FA) (MAg: macroagregados grandes, MAc: macroagregados chicos y MI: microagregados) a 0-5 (a), 5-20 (b) y 0-20 (c) cm de profundidad en la pastura de referencia (PP) y luego de tratamientos de agricultura continua bajo siembra directa (SD) y labranza convencional (LC). Letras iguales entre columnas dentro de cada FA indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$). Barras verticales en cada columna indican error estándar de la media.

A partir de la información de $\delta^{13}\text{C}$ del año tomado como referencia y los datos de $\delta^{13}\text{C}$ luego de 10 años de una secuencia MMT, se calculó la proporción del COP que correspondía a los residuos aportados por los cultivos de maíz (Figura 6.6.a.). En general, no hubo diferencias significativas entre SL en la proporción de COP derivado de los residuos de maíz para ninguna de las profundidades ni FA, salvo en los MAc, en los que LC presentó mayor proporción que SD ($p < 0,05$).

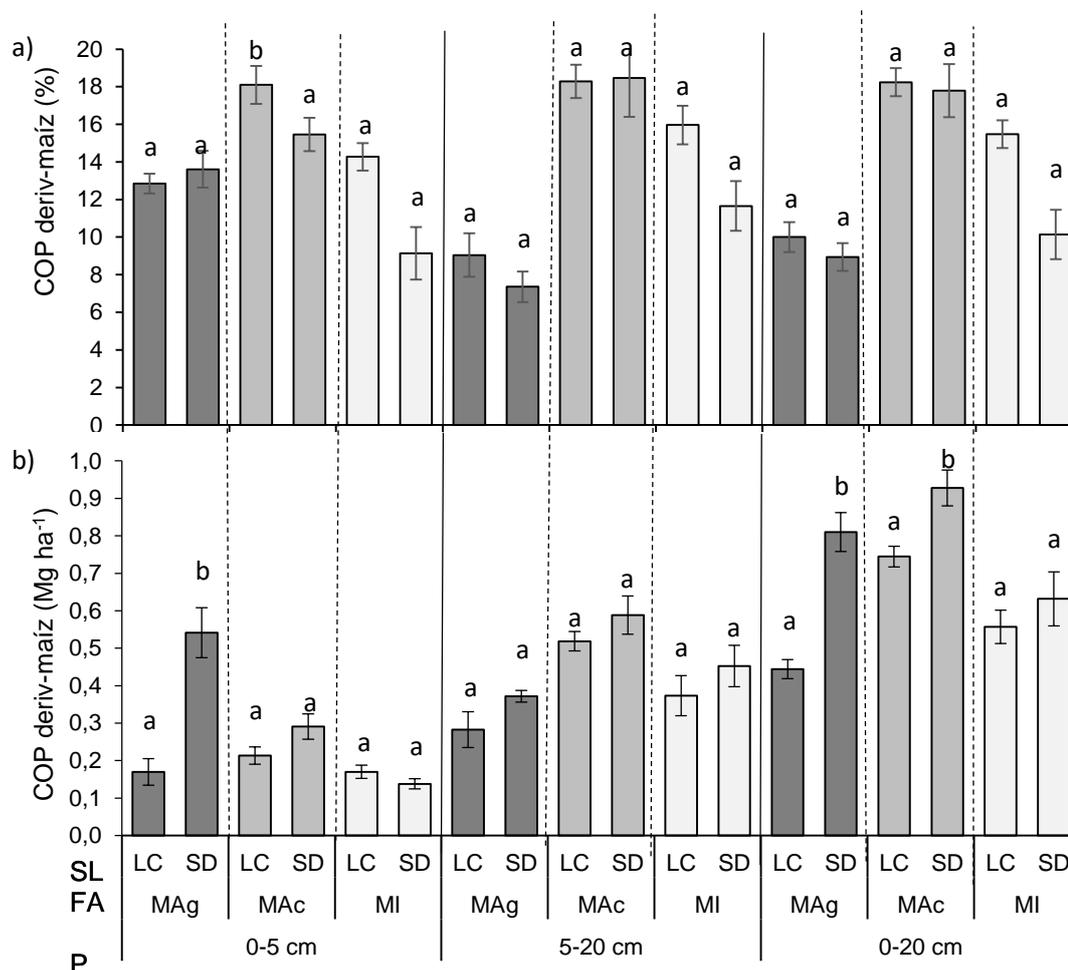


Figura 6.6. Porcentaje (%) (a) y contenido (b) del carbono orgánico particulado (COP) que proviene de residuos de cultivos de maíz en tres fracciones de agregados (FA) (MAg: macroagregados grandes (>2000 μm), MAc: macroagregados chicos (2000-250 μm) y MI: microagregados (250-53 μm)), tres profundidades (P) evaluadas y para dos sistemas de labranza (SL), siembra directa (SD) y labranza convencional (LC). Letras iguales entre columnas en FA y P indican que no existe diferencias significativas ($p < 0,05$) entre SL. Barras verticales en cada columna indican error estándar de la media.

En promedio para los SL y a 0-20 cm, la proporción de COP derivado del maíz en los MAc fue 78,0% más grande que en los MAg, y la diferencia con los MI fue menor.

Li *et al.* (2016) reportaron que la proporción de COP derivada del maíz en MAc (aproximadamente 15,0%) fue similar a lo mostrado en la Figura 6.6.a (aproximadamente 17,0%).

Por otro lado, la cantidad de COP que provino del maíz en cada FA relativo a la masa del total suelo (Figura 6.6.b.) mostró, en general, una tendencia a mayor COP derivado de maíz en MAg y en MAc respecto a los MI libres (en promedio, aproximadamente 70% en MA (suma MAg y MAc) y 30% en MI). Esto fue consecuencia de que la masa de los MI libres representa una pequeña proporción de la masa total del suelo (Figura 6.4.). Asimismo, en los MAg y los MAc a 0-5 cm, la cantidad de COP derivado del maíz bajo SD fue mayor que bajo LC, pero las diferencias fueron significativas sólo en los MAg. En esa capa, gran parte de la masa total del suelo bajo SD estuvo representada por la fracción de MAg (Figura 6.4.) y, por ello, a pesar de la menor proporción de COP derivado del maíz (Figura 6.6.a), su masa fue mayor (Figura 6.6.b). A 0-20 cm, tanto los MAg como los MAc tuvieron más cantidad de COP derivado del maíz bajo SD que bajo LC ($p < 0,05$). Asimismo, a 0-20 cm, al considerar el aporte de C al sistema por los cultivos de maíz, la proporción del C retenida en el COP de las FA presentó una tendencia similar (Figura 6.7.). Esto indica que el C de los residuos de los cultivos que fueron incorporados al suelo se acumula en el COP diferencialmente entre SL. Es así que la disminución de la intensidad del laboreo favorece que el C recientemente incorporado se retenga en especial en el COP y en los agregados de mayor tamaño (MAg y MAc). En coincidencia, Steffens *et al.* (2010), trabajando en suelos con un amplio rango de texturas y niveles de CO más bajos que los de este trabajo, reportaron que el C de los residuos recientemente incorporados al suelo se acumuló preferentemente en los MA formando parte del COP.

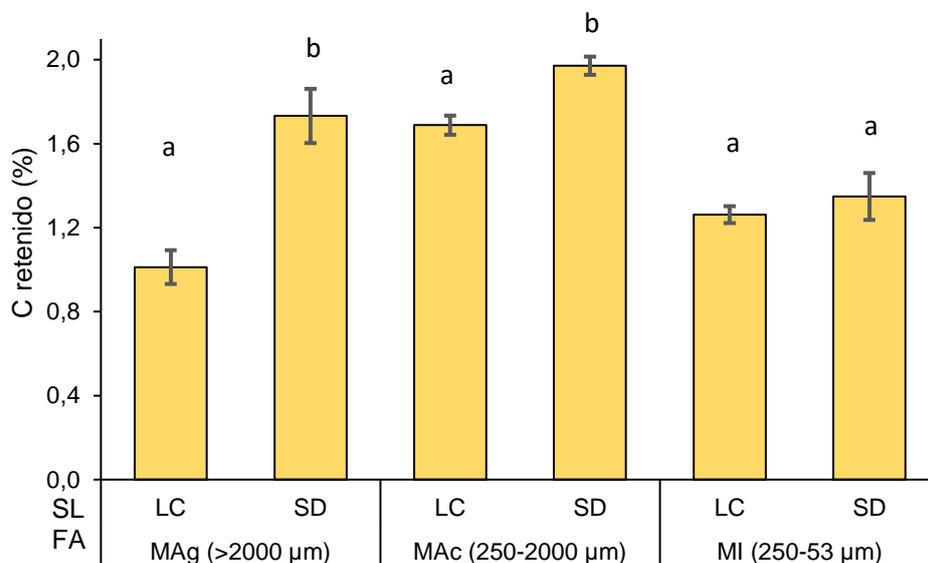


Figura 6.7. Porcentaje (%) del carbono (C) derivado del maíz retenido en el C orgánico particulado (COP) a 0-20 cm de profundidad para tres fracciones de agregados (FA) (MAg: macroagregados grandes, MAc: macroagregados chicos y MI: microagregados) y distintos sistemas de labranza (SL), siembra directa (SD) y labranza convencional (LC). Letras iguales en cada columna dentro de cada FA indican que no existen diferencias significativas entre SL ($p > 0,05$). Barras verticales en cada columna indican error estándar de la media.

En síntesis, independientemente del SL, luego de 10 años de agricultura continua, la proporción más importante de la masa total del suelo en las profundidades analizadas estuvo representada por la fracción de MA, especialmente la de los MAg (Figura 6.4.). Asimismo, en esta FA se observaron las mayores cantidades de COP siendo mayor bajo SD que bajo LC tanto a 0-5 como a 0-20 cm (Tabla 6.3.). Por otra parte, independientemente del SL, 10 años de una secuencia dominada por maíz (MMT) generó en el COP una composición isotópica parecida entre FA, enriquecido en C derivado de plantas de metabolismo C4 respecto a lo observado en la situación de referencia (Figura 6.5.). Esto y la proporción del C de los residuos retenida en el COP (Tabla 6.2. y Figura 6.7.) confirman que los aportes recientes de C de los residuos son asignados en gran medida al COP. No obstante, la cantidad de COP derivado del maíz (Figura 6.6.b) y la retención del C aportado en los MAg y MAc fue mayor bajo SD que bajo LC (Figura 6.7.). La condición observada en este trabajo no sólo confirma la mayor estabilización de los MA y la más elevada capacidad de protección de CO bajo SD (Figura 3.3. y Figura 5.6., respectivamente), sino que, además, contribuye a explicar la descomposición y estabilización del C de los residuos en el suelo entre SL, proceso que lleva a dicha situación.

6.4. Conclusiones

En función de los resultados y su análisis, se reunieron evidencias suficientes para rechazar la primera hipótesis planteada, dado que la acumulación del C aportado por los residuos se dio en el COP y en mayor medida bajo SD. Por otro lado, no se reunieron evidencias suficientes para rechazar la segunda hipótesis planteada ya que el COP provenientes de los aportes de residuos en secuencias con una alta frecuencia de maíz se acumuló en los agregados de mayor tamaño ($>250 \mu\text{m}$) y, especialmente bajo SD.

7. SÍNTESIS FINAL

Los suelos de la Región Pampeana Argentina presentan una pérdida generalizada de su salud que está provocando que no cumplan con las funciones ecosistémicas esperadas (Manuel-Navarrete *et al.*, 2009). Esto hace necesario mayores esfuerzos para lograr un equilibrio sostenible entre la maximización de la producción agropecuaria y la protección del medioambiente, basándose en la búsqueda de prácticas de manejo de los agroecosistemas que permitan mantener o mejorar la salud de los suelos (Panettieri *et al.*, 2017). Ha sido ampliamente reportado que el carbono (C) orgánico (CO) total (COT) del suelo juega un rol fundamental en la determinación de su salud. Su contenido define, entre otras cosas, gran parte de la formación y estabilización de agregados, la provisión de nutrientes a los cultivos y la circulación de agua y aire (Golchin *et al.*, 1994; Lal, 1998). La región del Sudeste Bonaerense (SEB), con suelos de textura franca y altos contenidos originales de COT, no escapa a los procesos de degradación y se ha reportado que en los últimos 30 años perdió aproximadamente el 50% del COT original de sus suelos (Sainz Rozas *et al.*, 2019). Este fenómeno es atribuido a la simplificación de las secuencias de cultivos y a un uso no racional del laboreo (Quiroga y Studdert, 2014). Por lo tanto, resulta crucial trabajar en la generación de prácticas de manejo que permitan aumentar el nivel de COT en los suelos con degradación o mantenerlo en aquellos con buena salud. Para ello es necesario conocer los procesos involucrados y la dinámica para tener más herramientas o más información que permitan entender sus cambios. Se han propuesto alternativas para secuestrar C en el suelo de los agroecosistemas basados en la protección física del CO por mejoras en la agregación y la estabilidad de los agregados (EA). Dichas alternativas se basan en la reducción de la intensidad de laboreo del suelo (*e.g.* siembra directa (SD)) (Beare *et al.*, 1994; Six *et al.*, 1998) y la intensificación ecológica de la agricultura (IEA) por medio de combinaciones de cultivos y/o la rotación con periodos de pasturas (Studdert *et al.*, 1997, Caviglia y Andrade, 2010, Franzluebbbers *et al.*, 2014, Novelli *et al.*, 2017). Sin embargo, es escasa la información disponible en los suelos del SEB referida al efecto de estas prácticas de manejo sobre la dinámica del CO en la masa del suelo y su relación con otras propiedades edáficas. Conocer de forma más precisa los mecanismos asociados al CO y su dinámica, permitiría el manejo sustentable del suelo mediante la combinación de distintas prácticas para orientarlos según las necesidades del sistema. Por ello, el objetivo principal de este trabajo fue mejorar el conocimiento y la caracterización de los cambios y de la distribución del CO y sus fracciones bajo

diferentes sistemas de labranza (SL) y con distintos niveles de intensificación que aporten cantidades y calidades de residuos contrastantes. Fue necesario, entonces, precisar la caracterización de la relación entre tales cambios en la dinámica del CO y sus fracciones en y entre los agregados, y los de las propiedades físicas y su recuperación.

En el Capítulo 2 se analizó el efecto de periodos de agricultura continua bajo SD y LC y del aumento de la IEA intercalando ciclos cortos de pasturas, sobre la cantidad y estabilización los agregados. Se hipotetizó, que el incremento de la IEA por la inclusión de pasturas en la rotación mejora la cantidad y la estabilización de los agregados independientemente del SL utilizado. También se hipotetizó que el uso de SD permite alargar los periodos de agricultura respecto a LC, por generar mayor estabilización de los agregados. Para probar estas hipótesis se analizó la cantidad y la estabilidad de las fracciones de agregados (FA) evidenciando una fuerte influencia de los sistemas de cultivos (SC) sobre dichas propiedades edáficas (Figuras 3.1., 3.2. y 3.4.). Se demostró que los SC bajo SD presentaron siempre mayor EA (expresada como cambio en el diámetro medio ponderado, CDMP, inversa de la EA) que aquéllos bajo LC, siendo más evidente el efecto en la capa superficial del suelo (0-5 cm) (Figura 3.5.). Sin embargo, la EA aumentó considerablemente cuando se incrementó la frecuencia de periodos cortos de pasturas en la rotación (Figura 3.5.) y el impacto más fuerte se observó en los SC bajo LC. Asimismo, el análisis de la relación entre la IEA y la EA llevó a inferir que el mantenimiento de la salud del suelo (a partir de mejor estructuración, mayor EA) sobre todo en la superficie (0-5 cm), podría lograrse con periodos más largos con agricultura bajo SD o con mayores niveles de IEA bajo LC (Figura 3.5.). Por otra parte, la estabilidad de los MA fue la variable que explicó la mayor parte de las diferencias entre SC (Figura 3.3.). Así, la proporción de MA estables podría ser un buen indicador de salud del suelo dada la relativa facilidad para su determinación y su relación con diversos aspectos que la definen.

En el Capítulo 3 se caracterizó la dinámica del COT y el COP en y entre los agregados, y sus relaciones con la EA y su recuperación. Se hipotetizó que el uso de SD no provoca secuestro de COT en la masa total del suelo y que la inclusión de pasturas en la rotación mejora su contenido. El COP fue la fracción del COT que permitió separar más claramente las situaciones y más aún en los MA (Figuras 4.1. y 4.4., respectivamente). Por su parte, los resultados observados confirmaron que, para los suelos del SEB, la SD no conduce a la ganancia de COT en la capa de 0-20 cm (Figura 4.1.). Asimismo, se reafirmó que las variaciones de COT entre SC están muy

asociadas a la cantidad de C aportado al suelo por los cultivos (Figuras 4.2. y 4.3.). Sin embargo, a pesar de que con agricultura continua bajo SD se registró el menor aporte de C al suelo, la tasa de disminución del COT fue menor que bajo LC, dando indicios de que bajo SD existe mayor protección del CO. Los mecanismos involucrados ocurren principalmente en la superficie del suelo (0-5 cm), llevando a la estratificación de COT y de COP bajo ese SL (Figura 4.1.). Además, estas variables estuvieron relacionadas con mayor EA (Tabla 4.1.) y estabilidad de los MA. Por otro lado, como sucedió con la EA, una mayor IEA generó una mejora notoria en los contenidos de COT y COP independientemente del SL (Figura 4.5.). Esto confirma el papel clave de la permanencia de raíces vivas creciendo activamente para restaurar la salud del suelo, incluso bajo labranzas agresivas. No obstante, cuando la proporción de pasturas disminuyó respecto a la de cultivos agrícolas, el SL jugó un rol fundamental en la mantención de la salud del suelo, sobre todo en su capa superficial (0-5 cm) (Figuras 4.5.a,d). Bajo SD, la ausencia de agresión física por las herramientas de labranza, permite que el ciclado de los agregados se produzca sin interrupciones y, por lo tanto, se logre formar agregados más estables y con mayor concentración de COP. Estos resultados permiten confirmar que la utilización de periodos cortos de pasturas en la rotación y/u otra forma de IEA permitirían mantener o mejorar la salud del suelo dependiendo el grado de IEA. Asimismo, si la agricultura fuera bajo SD sería posible extender los periodos agrícolas manteniendo agregados más estables, con mayor concentración de COP y generando un menor compromiso de la salud del suelo que bajo LC. Por el contrario, el mantenimiento de la salud del suelo bajo LC en un esquema de rotación de cultivos con pasturas requeriría una IEA mayor a través de periodos de pasturas más largos o mayor IEA durante los periodos agrícolas (e.g. utilizando cultivos puente verde) (Novelli *et al.*, 2017).

En el Capítulo 4 se estudió cómo el aumento de la IEA a través de las rotaciones de cultivos con pasturas y la combinación con diferentes SL afectan los potenciales de mineralización y protección de C de los suelos. De este modo, se intentó conocer cuáles serían las FA que protegen el CO y cómo los cambios en el manejo que afectan la agregación y el contenido de COT pueden o no conducir a su secuestro. Se hipotetizó que una mayor IEA aumenta la capacidad de protección del CO en la capa de 0-20 cm del suelo independientemente del SL y que la reducción del laboreo por uso de SD provoca mayor protección del CO, en mayor medida en los agregados más grandes. En primer lugar, en la masa total del suelo se pudo observar que la inclusión de pasturas en la rotación aumentó notablemente el potencial de mineralización de C

de los suelos (Figura 5.1.). Sin embargo, cuando el SL fue SD no hubo diferencias entre tratamientos (IEA), aunque sí las hubo en aquéllos bajo LC (Figura 5.1.). Esto indicó un mayor grado de protección de fracciones lábiles del CO bajo SD, que se pudo confirmar al analizar el C protegido (CP) en los MA pero sólo a 0-5 cm (Figuras 5.7). En la superficie del suelo y en agricultura continua bajo SD, se observó mayor protección del CO que bajo LC, pero no en la capa total analizada. Por su parte, el mayor impacto de los SC sobre la magnitud de la protección de CO estuvo explicado por la FA >2000 μm (MA grandes, MAg). No obstante, los MA (MAg + MA chicos, (MAc)) explicaron casi la totalidad del CP en el suelo (Figura 5.6.) y permitieron separar mejor los SC (Figura 5.7). Esto se asoció con la mayor cantidad de MA estables con mayor concentración de COP cuando la IEA fue más alta, especialmente bajo SD. En la superficie del suelo, el aumento de la IEA provocó un incremento significativo del CP en MA cuando el SL fue LC, pero no se observó bajo SD (Figura 6.8.). Esto puso de manifiesto la importancia de disminuir la remoción del suelo y de la estratificación de C sobre la estabilización y, en consecuencia, la mayor protección del CO en MA. Sin embargo, en la capa de 0-20 cm, el aumento de la IEA no provocó mayor CP salvo cuando los periodos de pastura y agricultura fueron iguales yero sólo bajo SD (50SD) (Figura 6.8.). De esta manera se confirma que el aumento del tiempo con vegetales vivos a través de la inclusión de pasturas u otro modo de intensificación (e.g. cultivos puente verde) y la reducción de la intensidad de laboreo (i.e. SD), son estrategias valiosas y eficientes para mejorar la cantidad y estabilidad de MA y la protección del CO en su interior.

En el Capítulo 5 se trabajó sobre la caracterización del C aportado por los residuos en relación con los SL y su distribución en los agregados para conocer cómo se acumula el COT derivado de los residuos en las FA. Esto permitiría generar más información para entender la dinámica del COT en los suelos estudiados y precisar la caracterización de su relación con la protección del COT y la EA. Se hipotetizó que el COT generado por los aportes de residuos de una alta frecuencia de maíz (*Zea mays* L.) se acumula en el COP de los agregados de mayor tamaño, independientemente del SL. Tanto bajo SD como bajo LC, el COP mostró una mayor proporción de C derivado del maíz que el CO asociado a los minerales (COA) (Figura 6.3.). Asimismo, hubo una mayor proporción del COA que derivó del maíz cuando el SL fue LC, mientras que la diferencia entre SL fue escasa en la proporción de COP derivado del maíz. No obstante, siendo que el contenido de COP bajo SD fue mayor que bajo LC (Figura 6.1.), la cantidad de COP derivado del maíz fue más elevada bajo SD, mientras que

bajo LC hubo más cantidad de COA derivado del maíz (Tabla 6.2.). Esto indica acumulaciones diferenciales del C aportado por los residuos entre los SL provocados por distintos grados de exposición del residuo a los microorganismos, mineralización de CO y de N y crecimiento de biomasa microbiana que llevan a una descomposición y estabilización del CO diferente. Por otro lado, independientemente del SL, 10 años de una secuencia dominada por maíz generó una composición isotópica en el COP similar entre FA (Figura 6.5.). No obstante, la cantidad de COP derivado del maíz y la proporción del C aportado retenido en los MAg y los MAc bajo SD fue mayor que bajo LC (Figuras 6.6. y 6.7.). Estos resultados contribuyen a explicar el proceso que lleva a que bajo SD se observe más protección del CO recientemente incorporado (Figura 5.6.) y mayor estabilización de los MA (Figura 3.3.) y, en consecuencia, una EA más elevada (Figura 3.4.).

En la Figura 7.1. se integran los resultados obtenidos en este trabajo. En síntesis, esta tesis contribuyó a una mejor comprensión de la dinámica del COT, COP y COA en el suelo manejado con dos SL y cuatro niveles de intensificación de la secuencia de cultivos. Se confirmó la fuerte relación que existe entre los contenidos de COT y COP y la EA en la masa total del suelo y que la EA puede ser explicada por la estabilidad de los MA. Asimismo, se reafirmó el efecto de la IEA sobre la salud del suelo, independientemente del SL. Sin embargo, se comprobó que el aumento de la IEA logró menor impacto en la EA (CDMP) de los SC bajo SD respecto a aquéllos bajo LC (Figura 3.4. y 7.1. y Tabla 7.1.). Por otro lado, se determinó que, bajo SD, el C incorporado se distribuye mayormente en forma de COP en los MA, aumentando su estabilidad y protección. Por lo tanto, los SC que permiten aumentar la cantidad y estabilidad de las FA más grandes, se presentan como una herramienta valiosa para mantener o restaurar la salud de los suelos estudiados, asegurando que se cumplan sus funciones ecosistémicas. Sin embargo, para confirmar los beneficios de la IEA sobre la salud del suelo, sería necesario evaluar sus efectos en rangos más amplios de textura y/o utilizando otras formas y niveles de intensificación de la secuencia de cultivos.

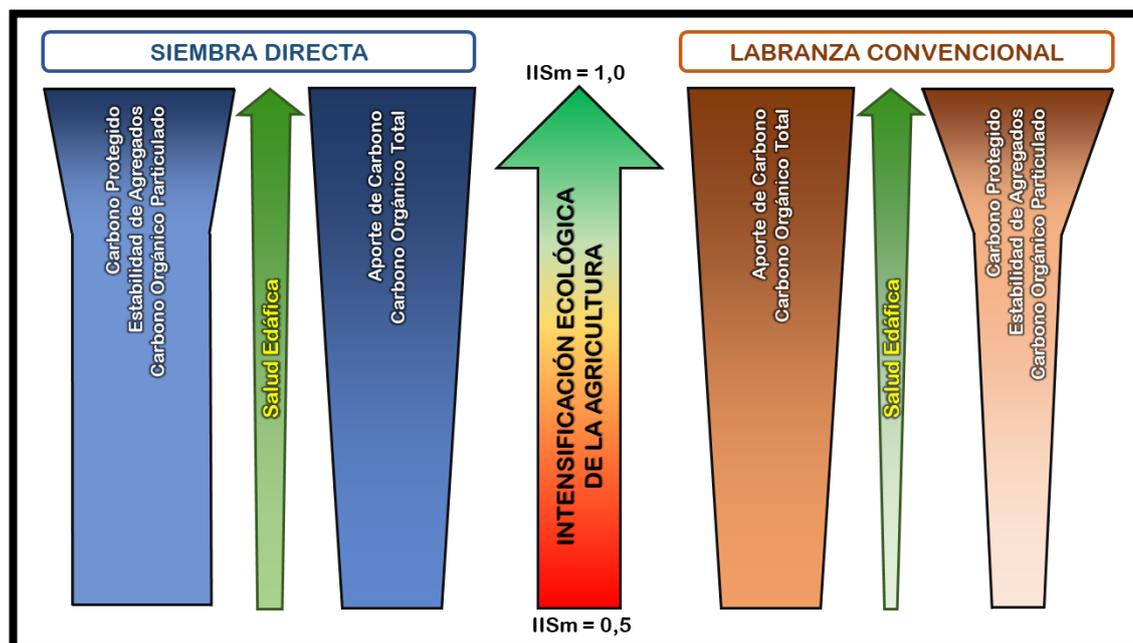


Figura 7.1. Síntesis esquemática de los efectos observados en las distintas variables determinadas ante cambios en la intensificación ecológica de la agricultura y bajo diferentes sistemas de labranza. El ancho del trapecio indica la magnitud relativa de la variable. IISm= Índice intensificación de la secuencia de cultivos en base mensual.

Tabla 7.1. Coeficientes de correlación de Pearson entre el índice de intensificación de la secuencia en base mensual (IISm) y el cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP), el contenido (masa equivalente) de carbono orgánico total (COT), el particulado (COP) y el CP protegido en la masa total del suelo a dos profundidades. LC: labranza convencional, SD: siembra directa.

Variable	IISm	
	0-5 cm	0-20 cm
CDMP _{SD}	-0,76*	-0,72*
COT _{SD}	0,92**	0,96**
COP _{SD}	0,85**	0,89**
CP _{SD}	0,90**	0,93**
CDMP _{LC}	-0,90**	-0,96**
COT _{LC}	0,95**	0,95**
COP _{LC}	0,95**	0,94**
CP _{LC}	0,97**	0,95**

** altamente significativo ($p < 0,01$)

* significativo ($p < 0,05$)

Dadas las condiciones edafoclimáticas del SEB, investigaciones previas (Studdert *et al.*, 1997, Eiza *et al.*, 2005, Domínguez *et al.*, 2009, Roldan *et al.*, 2014) dieron indicios de que los suelos de la región presentarían diferencias en cuanto a la dinámica

del COT y la formación y estabilización de los agregados respecto a los modelos conceptuales más difundidos (Tabla 1.1.; Elliott, 1986; Beare *et al.*, 1994, Six *et al.*, 1998, 1999, 2000, Puget y Lal, 2005, Kong y Six, 2010). A diferencia de lo reportado por estos autores, salvo a 0-5 cm, la reducción del laboreo por uso de SD no condujo a una mejora en los niveles de COT en la capa de 0-20 cm. Más aún, en los dos ensayos utilizados para este trabajo (niveles de iniciales de COT entre 71,0 y 66,0 Mg ha⁻¹ a 0-20 cm) el COT cayó con los años de agricultura, aunque a una tasa menor que bajo LC. Se ha reportado recientemente que, en suelos formados en ambientes templados, secos y subhúmedos como los del SEB, la ausencia de diferencias en los contenidos de COT entre SD y LC estaría asociada a que no se registran grandes diferencias en los niveles de aporte de C por los residuos de los cultivos (Domínguez *et al.*, 2009; Luo *et al.*, 2010; Ogle *et al.*, 2012, 2019; Figura 4.3.). No obstante, en coincidencia con los modelos más difundidos, se demostró que la reducción de la intensidad de labranza provocó que mayor cantidad del C aportado por los residuos se acumule en el COP de los MA (Figura 6.6.), mejorando la cantidad y la estabilidad de los MA (Figuras 3.1., 3.2. y 3.3.) y, en consecuencia, conduciendo a mayor EA (Figura 3.4.) y protección del CO (Figura 5.7. y 6.7.). Estas condiciones contribuyen a mejorar la circulación del agua y del aire en el suelo, efectos que, si la SD se aplica correctamente, pueden obtenerse en los primeros años de implementación. Asimismo, el mejoramiento de las condiciones superficiales del suelo por uso de SD y el mantenimiento de los residuos en superficie son importantes para la reducción de los procesos de erosión hídrica (Sun *et al.*, 2020) a los que están expuestos gran parte de los suelos del SEB (Elorrieta, 2006). Sin embargo, es probable que la mejora superficial del COT y la EA por uso de SD (Figuras 4.1. y 3.4.) pueda expresarse a mayor profundidad en el largo plazo, a medida que los productos microbianos de la descomposición de la materia orgánica se lixivien desde la capa superficial y se estabilicen en el COA (Ogle *et al.*, 2019). Por lo tanto, resulta esencial que se integre la agricultura bajo SD a un sistema basado en la IEA para mejorar los parámetros que definen la salud de los suelos, garantizando su funcionamiento y cumplimiento de las funciones ecosistémicas (Figura 7.1.).

8. BIBLIOGRAFÍA

- AGNUSDEI, M.; COLABELLI, M.; FERNÁNDEZ GRECCO, R. 2001. Crecimiento estacional de forraje de pasturas y pastizales naturales del Sudeste Bonaerense. INTA, EEA Balcarce, Balcarce, Argentina. Boletín Técnico N° 152. 31p.
- AGOSTINI, M.; STUDDERT, G.; DOMINGUEZ, G. 2012. Relación entre el cambio en el diámetro medio de agregados y el carbono orgánico y sus fracciones. Actas 23° Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. Abril 2012.
- AGOSTINI, M.; DOMÍNGUEZ, G.; STUDDERT, G.; TOURN, S. 2014. Intensificación del uso del suelo en el Sudeste Bonaerense: impacto sobre algunas variables edáficas. Actas 24° Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo y 2a Reunión Nacional de Materia Orgánica y Sustancias Húmicas, Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina, mayo 2014.
- AGOSTINI, M.A.; MOMTERUBBIANESI, M.G.; STUDDERT, G.A.; MAURETTE, S. 2014. Un método simple y práctico para la determinación de densidad aparente. *Cienc. Suelo* 32(2):171-176.
- ALLMARAS, R.R.; SCHOMBERG, H.H.; DOUGLAS, J.C.L.; DAO, T.H. 2000. Soil organic carbon sequestration potential of adopting conservation tillage in U.S. croplands. *J. Soil Water Cons.* 55(3):365-373.
- ÁLVAREZ, C.R.; ÁLVAREZ, R.; GRIGERA, M.S.; LAVADO, R.S. 1998. Associations between organic matter fractions and the active soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 30(6):767-773.
- ÁLVAREZ, R. 2005. Balance de carbono en suelos de la Pampa Ondulada: efecto de la rotación de cultivos y la fertilización nitrogenada.. Actas Simposio Fertilidad 2005. Nutrición, Producción y Ambiente. Rosario, Santa Fe, Argentina, pp. 61-70.
- AMELUNG, W.; BRODOWSKI, S.; SANDHAGE-HOFMANN, A.; BOL, R. 2008. Combining biomarker with stable isotope analyses for assessing the transformation and turnover of soil organic matter. *Adv. Agron.* 100:155–250.
- ANDRIULO, A.; GUE´RIF, J.; MARY, B. 1999. Evolution of soil carbon with various cropping sequences on the rolling pampas determination of carbon origin using variations in natural ¹³C abundance. *Agronomie* 19:349–364.
- ANGERS, D.A.; RECOUS, S.; AITA, C. 1997. Fate of carbon and nitrogen in water-stable aggregates during decomposition of ¹³C¹⁵C labelled wheat straw in situ. *Eur. J. Soil Sci.* 48(2): 295-300.
- APARICIO, V.; COSTA, J. 2007. Soil quality indicators under continuous cropping systems in the Argentinean Pampas. *Soil Till. Res.* 96(1-2):155-165.
- BAKER, J.M.; OCHSNER, T.E.; VENTEREA, R.T.; GRIFFIS, T.J. 2007. Tillage and soil carbon sequestration—what do we really know? *Agric. Ecosyst. Environ.* 118(1):1–5.
- BALBUENA, R.H.; BOTTA, G.; RIVERO, E. 2009. Descompactación mecánica del suelo. En: Balbuena, R.H.; Botta, G.; Rivero, E. (eds.) Herramientas de labranza para descompactación del suelo agrícola. Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina, pp 75-131

- BALESDENT, J.; MARIOTTI, A. 1996. Measurement of soil organic matter turnover using ^{13}C natural abundance. In: Boutton, T.W.; Yamasaki, S.I. (eds.) Mass spectrometry of soils. Marcel Dekker, New York, EEUU, pp. 83-111.
- BALESDENT, J.; CHENU, C.; BALABANE, M. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Till. Res.* 53(3-4):215-230.
- BARRIE, A.; PROSSER, S.J. 1996. Automated analysis of light-element stable isotope by isotope ratio mass spectrometry. In: Boutton, T.W.; Yamashi, S. (eds.) Mass spectrometry of soils. Marcel Dekker, New York, EEUU, pp. 1-46.
- BEARE, M.; CABRERA, M.; HENDRIX, P.; COLEMAN, D. 1994. Aggregate-protected and unprotected organic matter pool in conventional and no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58(3):787-795.
- BÉLANGER, G.; GASTAL, F.; WAREMBOURG, F. 1992. The effects of nitrogen fertilization and the growing season on carbon partitioning in a sward of tall fescue (*Festuca arundinacea* Scherb.). *Ann. Bot.* 70(3):239-244.
- BLANCO-CANQUI, H.; LAL, R. 2008. No-tillage and soil-profile carbon sequestration: an on-farm assessment. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72(3):693-701.
- BOLINDER, M.; ANGERS, D.; DUBUC, J. 1997. Estimating shoot to root ratios and annual carbon inputs in soils for cereal crops. *Agric. Ecos. Environ.* 63(2):61-66.
- BOUTTON, T. 1996. Stable carbon isotope ratios of soil organic matter and their use as indicators of vegetation and climate change. In: Boutton, T.W.; Yamashi, S. (eds.) Mass spectrometry of soils. Marcel Dekker, New York, EEUU, pp. 47-82
- BRONICK, C.; LAL, R. 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124(1-2):3-22.
- CAMBARDELLA, C.; ELLIOTT, E. 1992. Particulate soil organic matter. Changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56(3):777-783.
- CAMBARDELLA, C.; ELLIOTT, E. 1993. Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57(4):1071-1076.
- CATES, A.; RUARK, M.; HEDTCKE, J.; POSNER, J. 2016. Long-term tillage, rotation and perennialization effects on particulate and aggregate soil organic matter. *Soil Till. Res.* 155(2):371-380.
- CAVIGLIA, O.; ANDRADE, F. 2010. Sustainable intensification of agriculture in the Argentinean Pampas: capture and use efficiency of environmental resources. *Am. J. Plant Sci. Biotech.* 3(1): 1-8.
- CHAN, K.; HEENAN, D. 1999. Microbial-induced soil aggregate stability under different crop rotations. *Biol. Fertil. Soils* 30(1):29-32.
- CHAPPELL, N.A.; TERNAN, J.L.; BIDIN, K. 1999. Correlation of physicochemical properties and sub-erosional landforms with aggregate stability variations in a tropical Ultisol disturbed by forestry operations. *Soil Till. Res.* 50(1):55-71.
- CHENU, C.; RUMPEL, C.; LEHMANN, N. 2015. Methods for studying soil organic matter: nature, dynamics, spatial accessibility, and interactions with minerals. In: Paul, E. (ed.). *Soil microbiology, ecology, and biochemistry*. 4th ed. Academic Press. London, UK, pp. 383-419.

- CHRISTENSEN, B. 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *Eur. J. Soil Sci.* 52(3):345-353.
- COTRUFFO, F.; WALLENSTEIN, M.; BOOT, C.; DENEFF, C.; ELDOR, P. 2013. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biol.* 19(1):988-995.
- COTRUFFO, F.; SOONG, J.; HORTON, A.; CAMPBELL, E.; HADDIX, M.; WALL, D.; PARTON, W. 2015. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. *Nat. Geosci.* 8(1): 776-779.
- COZZOLI, M.V.; FIORITI, N.; STUDDERT, G.A.; DOMÍNGUEZ, G.F., EIZA, M.J. 2010. Nitrógeno incubado anaeróbico y fracciones de carbono en macro- y microagregados bajo distintos sistemas de cultivo. *Cienc. Suelo* 28(2):155-167.
- CURTIN, D.; BEARE, M.H.; SCOTT, C.L.; HERNANDEZ-RAMIREZ, G.; MEENKEN, E.D. 2014. Mineralization of soil carbon and nitrogen following physical disturbance: a laboratory assessment. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 78(4):925-935.
- DENEFF, K.; SIX, J.; MERCKX, R.; PAUSTIAN, K. 2004. Carbon sequestration in micro-aggregates of no-tillage soils with different clay mineralogy. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68(6):1935-1944.
- DEXTER, A. 2002. Soil structure: the key to soil function. *Adv. Geocol.* 35(1):57-69.
- DI GERÓNIMO, P.; VIDELA, C.; LACLAU, P.; FERNÁNDEZ, M. 2016. Cambios en propiedades químicas y bioquímicas del suelo asociados al reemplazo de pastizales naturales por *Pinus Radiata* D. Don y rotaciones agrícolas. *Actas 25° Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Río Cuarto, Córdoba, Argentina, mayo 2016.*
- DI RIENZO J.; CASANOVES, F.; BALZARINI, M.; GONZALEZ, L.; TABLADA, M.; ROBLEDO, C. 2018. INFOSTAT [Software]. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Recuperado de: www.infostat.com.ar
- DIOVISALVI, N.V.; STUDDERT, G.A.; DOMÍNGUEZ, G.F.; EIZA, M.J. 2008. Fracciones de carbono y nitrógeno orgánicos y nitrógeno anaeróbico bajo agricultura continua. *Cienc. Suelo* 26 (1):1-11.
- DIVITO, G.A.; SAINZ ROZAS, H.R.; ECHEVERRÍA, H.E.; STUDDERT, G.A.; WYNGAARD, N. 2011. Long term nitrogen fertilization: soil property changes in an Argentinean pampas soil under no tillage. *Soil Till. Res.* 114(2):117-126.
- DOMÍNGUEZ, G. 2004. *Materia orgánica particulada: su relación con dos sistemas de labranza y con el rendimiento de maíz en un molisol de Balcarce. Tesis de Magister Scientiae. Área de Post-grado en Producción Vegetal, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Balcarce, Buenos Aires, Argentina. 49 p*
- DOMÍNGUEZ, G.; STUDDERT, G.; ECHEVERRÍA, H.; ANDRADE, F. 2001. Sistemas de cultivo y nutrición nitrogenada en maíz. *Cienc. Suelo.* 19(1):47-56.
- DOMÍNGUEZ, G.; ANDERSEN, A.; STUDDERT, G. 2008. Cambios en la estabilidad de agregados en distintos sistemas de cultivo bajo siembra directa y labranza convencional. *Actas 21° Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Potrero de los Funes, San Luis, Argentina, mayo 2008.*

- DOMÍNGUEZ, G.; DIOVISALVI, N.; STUDDERT, G.; MONTERUBBIANESI, M. 2009. Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on Mollisols of the southeastern pampas. *Soil Till. Res.* 102(1):93-100.
- DOMÍNGUEZ, G.; GARCÍA, G.; STUDDERT, G.; AGOSTINI, M.; TOURN, S.; DOMINGO, M. 2016. Is anaerobic mineralizable nitrogen suitable as soil quality/health indicator? *Spanish J. Soil Sci.* 6:82-97.
- DORAN, J. 1980. Soil microbial and biochemical changes associated with reduced tillage, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44(1):765-771.
- DORAN, J.W. 1987. Microbial biomass and mineralizable nitrogen distributions in no-tillage and plowed soils. *Biol. Fert. Soils* 5(1):68-75.
- DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. 1996. Quantitative Indicators of Soil Quality: A minimum Data Set. In: Doran, J.W.; Jones, A.J. (eds.) *Methods for Assessing Soil Quality*. SSSA, Madison, Wisconsin, Special Publication N° 49, pp. 25-37
- DORAN, J.W.; SARRANTONIO, M.; LIEBIG, M.A. 1996. Soil health and sustainability. In: Sparks, D.L. (ed.) *Advances in Agronomy*. Academic Press Inc., San Diego, California, EEUU, pp.1-54.
- DURAN, A.; MORRAS, H. STUDDERT, G.A; XIAOBING, L. 2011. Distribution, properties, land use and management of Mollisols in South America. *Chin. Geogra. Sci.* 2011 21(5) 511-530
- DUVAL, M.E.; GALANTINI, J.A.; MARTÍNEZ, J.M.; IGLESIAS, J.O. 2016. Comparación de índices de calidad de suelos agrícolas y naturales basados en el carbono orgánico. *Cienc. Suelo.* 34(2): 197-209
- EIZA, M.J.; FIORITI, N.; STUDDERT, G.A.; ECHEVERRÍA, H. 2005. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efecto de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. *Cienc. Suelo* 23(1):59-68.
- EIZA, M.J.; STUDDERT, G.A.; DOMÍNGUEZ, G.F. 2006. Dinámica de la materia orgánica del suelo bajo agricultura continua: I. Materia orgánica total. *Actas 20° Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Salta-Jujuy, Argentina, septiembre 2006. En CD.
- EIZA, M.J.; STUDDERT, G.A.; FIORITI, N.; DOMÍNGUEZ, G.F. 2006. Estabilidad de agregados y materia orgánica total y particulada en molisoles de Balcarce. *Actas 20° Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Salta-Jujuy, Argentina, septiembre 2006.
- ELLERT, B.; JANZEN, H.; VANDENBYGAART, A.; BREMER, E. 2007. Measuring change in soil organic carbon storage. In: Carter, M.; Gregorich, E (eds.), *Soil Sampling Methods of analysis*. 2ª ed. CRC Press. Boca Raton, Florida, EEUU, pp. 25-38.
- ELLIOTT, E. 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50(3):627-633.
- ELORIETA, B. 2006. Determinación de la tasa de erosión mediante un sistema de información geográfica en suelos del partido de Balcarce (Argentina). Tesis de grado, Universidad Nacional de Mar del Plata; Facultad de Ciencias Agrarias: Balcarce, Buenos Aires, Argentina. 59 p

- ERNST, O.; SIRI PRIETO, G. 2009. Impact of perennial pasture and tillage systems on carbon input and soil quality indicators. *Soil Till. Res.* 105(2):260-268.
- ERNST, O.; DOGLIOTTI, S.; CADENAZZI, M.; KEMANIAN, A. 2018. Shifting crop-pasture rotations to no-till annual cropping reduces soil quality and wheat yield. *Field Crops Res.* 217, 180–187.
- FLESSA, H.; LUDWIG, B.; MERBACH, W. 2000. The origin of soil organic, C, dissolved organic C and respiration in a long-term maize experiment in Halle, Germany, determined by ^{13}C natural abundance. *Plant Nutr. Soil Sci.* 163(1): 157-163
- FOLLET, R.F. 2001. Soil management concepts and carbon sequestration in cropland soils. *Soil Till. Res.* 61(2):77-92.
- RANZLUEBBERS A.; ARSHAD, M. 1996. Soil organic matter pools with conventional and zero tillage in a cold, semiarid climate. *Soil Till. Res.* 39(1-2):1–11.
- FRANZLUEBBERS, A.; ARSHAD, M. 1997. Particulate organic carbon content and potential mineralization as affected by tillage and texture. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61(5):1382-1386.
- FRANLUEBBERS, A.; SAWCHIK, J.; TABOADA, M. 2014. Agronomic and environmental impacts of pasture-crop rotation in temperate North and South America. *Agric. Ecosyst. Environ.* 190(1):18-26.
- FREY, S.; ELLIOTT, E.; PAUSTIAN, K. 1999. Bacterial and fungal abundance and biomass in conventional and no-tillage agroecosystems along two climatic gradients. *Soil Biol. Biochem.* 31(4):573–585.
- FRONNING, B.; THELEN, K.; MIN, D. 2008. Use of manure, compost, and cover crops to supplant crop residue carbon in corn stover removed cropping systems. *Agron. J.* 100(4):1703-1710.
- GALANTINI, J.A.; IGLESIAS, J.; LANDRISCINI, M.; SUÑER, L.; MINOLDO, G. 2008. Calidad y dinámica de las fracciones orgánicas en sistemas naturales y cultivados. En: Galantini, J.A. (ed.) *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina*. UNS Bahía Blanca, Argentina. pp.71-95.
- GALE, W.; CAMBARDELLA, C.; BAILEY, T. 2000. Root-derived carbon and the formation and stabilization of aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64(1):201-207.
- GARCÍA, G.V. 2016. Nitrógeno mineralizado en anaerobiosis: relación con sistemas de cultivo de agricultura continua. Tesis de grado, Universidad Nacional de Mar del Plata, Facultad de Ciencias Agrarias, Balcarce, Argentina. 51p.
- GEE, W.; BAUDER, J. 1986. Particle-size analysis. In: Klute, A. (ed.) *Method of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods*. 2nd ed. ASA, SSSA. Madison, Wisconsin, pp. 383-410.
- GOLCHIN, A.; OADES, J.; SKJEMSTAD, J.; CLARKE, P. 1994. Soil structure and carbon cycling. *Aust. J. Soil Res.* 32(5):1043-1068.
- GOLCHIN, A.; CLARKE, P.; OADES, J.; SKJEMSTAD, J. 1995. The effects of cultivation on the composition of organic matter and structural stability of soil. *Aust. J. Soil Res.* 33(6):975-993.

- GREGORICH, E.; BEARE, M.; MCKIM, U.; SJKEMTAD, O. 2006. Chemical and Biological Characteristics of Physically Uncomplexed Organic Matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70(2):975-985.
- GUPTA, V; GERMIDA, J. 1988. Distribution of microbial biomass and its activity in different soil aggregate size classes as affected by cultivation. *Soil Biol. Biochem.* 20(2), 777–786.
- HALL, A.J.; REBELLA, C.; GHERSA, C.; CULOT, J. 1991. Field crop systems of the Pampas. In: Pearson, C.J. (ed.) *Field Crop Ecosystems, Ecosystems of the World.* Elsevier, Amsterdam, Holanda. 19:413-450.
- HAMZA, M.; ANDERSON, W. 2005. Soil compaction in cropping systems. A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil Till. Res.* 82(2):121-145.
- HAYNES, R. 1999. Labile organic matter fractions and aggregate stability under short-term, grass-based leys. *Soil. Biol. Biochem.* 31(1):1821-1830.
- HAYNES, R.; BEARE, M. 1997. Influence of six crop species on aggregate stability and some labile organic matter fractions. *Soil. Biol. Biochem.* 29(11-12):1647-1653.
- HAYNES, R.; SWIFT, R.; STEPHEN, R. 1991. Influence of mixed cropping rotations (pasture-arable) on organic matter content, water stable aggregation and clod porosity in a group of soils. *Soil Till. Res.* 19(1):77-87.
- HERNÁNDEZ, J.; SALVO, L. 2007. Contribución de rotaciones de cultivos y pasturas sin laboreo, y sistemas forestales al carbono orgánico del suelo mediante el uso de la técnica isotópica de ^{13}C . En: Lazzari, M.; Videla, C. (eds.) *Isótopos estables en agroecosistemas.* EdiUNS, Bahía Blanca, pp. 119-124
- HOFMAN, G.; DE LEENHEER, L. 1975. Influence of soil prewetting on aggregate stability. *Pedologie* 25(3):190-198.
- HUGGINS, D.; CLAPP, C.; ALLMARAS, R.; LAMB, J.; LAYESE, M. 1998. Carbon dynamics in corn soybean sequences as estimated from natural Carbon-13 abundance. *Soil Sc. Soc. Am. J.* 62(1):195-203.
- INSTITUTO NACIONAL DE TECNOLOGIA AGROPECUARIA. 1979. Cartas de suelo de la República Argentina. Hoja 3757-31 Balcarce. Recuperado de: <http://anterior.inta.gov.ar/suelos/cartas/3757/Balcarce/index.htm>
- INSTITUTO NACIONAL DE TECNOLOGIA AGROPECUARIA.(10 de junio de 2017). Registro de datos de la Estación Meteorológica de Unidad Integrada Balcarce. Periodo 1971-2020. INTA. EEA Balcarce. Recuperado de: <http://anterior.inta.gov.ar/balcarce/info/meteorologia/meteoro2.htm>
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. 2013. Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the IPCC. Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp 1-30.
- JANZEN, H. 2006. The soil carbon dilemma: shall we hoard it or use it? *Soil Biol. Biochem.* 38(3):419-424.
- JANZEN, H.; CAMPBELL, C.; IZAURRALDE, R.; ELLERT, B.; JUMA, N.; MCGILL, W.; ZENTNER, R. 1998. Management effects on soil C storage on the Canadian Prairies. *Soil Till. Res.* 47(3-4):181-195.

- JOHN, B.; YAMASHITA, T.; LUDWIG, B.; FLESSA, H. 2005. Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use. *Geoderma* 128(1): 63-79
- KARLEN, D.; MAUSBACH, M.; DORAN, J.; CLINE, R.; HARRIS, R.; SCHUMAN, G. 1997. Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61(1):4-10.
- KARLEN, D.; CAMBARDELLA, C.; KOVAR, J.; COLVIN, T. 2013. Soil quality response to long-term tillage and crop rotation practices. *Soil Till. Res.* 133:54-64.
- KATTERER, T.; BOLINDER, M.; ANDREN, O.; KIRCHMANN, H.; MENICHETTI, L. 2011. Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agric. Ecosyst. Environ.* 141:184–192.
- KESSTRA, S.; BOUMA, J.; WALLINGA, J.; TITTONELL, P.; SMITH, P.; CERDÀ, A.; MONTANARELLA, L.; QUINTON, J.; PACHEPSKY, Y.; VAN DER PUTTEN, W.; BARDGETT, R.; MOOLENAAR, S.; MOL, G.; JANSEN, B.; FRESCO, L. 2016. The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations Sustainable Development Goals. *Soil J.* (2):111–128.
- KEMPER, W.; ROSENAU, R. 1986. Aggregate stability and size distribution. In: Klute, A. (ed.) *Methods of soil analysis. Part 1.* 2nd ed. ASA, SSSA. Madison, Wisconsin. Agronomy Monograph; 9. pp. 425-442.
- KONG, A.; SIX, J.; BRYANT, C.; DENISON, R.; VAN KESSEL, C. 2005. The relationship between carbon input, aggregation, and soil organic carbon stabilization in sustainable cropping systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69(4):1078–1085.
- KONG, A.; SIX, J. 2010. Tracing root vs. residue carbon into soils from conventional and alternative cropping systems. *Soil Biol. Biochem.* 42(4):1201-1210.
- KRISTIANSEN, S.; HANSEN, E. JENSEN, L.; CHRISTENSEN, B. 2005. Natural ¹³C abundance and carbon storage in Danish soils under continuous silage maize. *Europ. J. Agron.* 22(1): 107–117
- KRULL, E., SKJEMSTAD, J., BALDOCK, J. 2004. Functions of soil organic matter and the effect on soil properties. Grains Research & Development Corporation report Project No CSO 00029. Recuperado de: https://grdc.com.au/data/assets/pdf_file/0012/212034/functions-of-soil-organic-matter-and-the-effect-on-soil-properties.pdf.pdf
- LAL, R. 1998. Soil Quality and Sustainability. In: Lal, R.; Blum, W.; Valentine, C.; Stewart, B.A. (eds.), *Methods for Assessment of Soil Degradation.* CRC Press, Boca Raton, Florida, EEUU. pp. 17-30.
- LAL, R. 2007. Farming Carbon. *Soil Till. Res.* 96(1):1-5.
- LAL, R. 2010. Enhancing eco-efficiency in agro-ecosystems through soil carbon sequestration. *Crop Sci.* 50(1):120-131.
- LAL, R. 2013. Intensive agriculture and the soil carbon pool. *J. Crop Improv.* 27(1):735–751.
- LAL, R.; MAHBOUBI, A.; FAUSEY, N. 1994. Long-term tillage and rotation effects on properties of a Central Ohio soil, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58(2) :517–522.

- LATTANZI, A.; ARCE, J.; MARELLI, H.; LATTANZI, F. 2007. Efecto de la secuencia de cultivos sobre el stock de carbono en el suelo después de 30 años de siembra directa. En: Lázari, M.A.; Videla, C. (eds.) Isótopos estables en agroecosistemas. EdiUNS, Bahía Blanca, pp. 133-136
- LEMAIRE, G.; FRANZLUEBBERS, A.; CARVALHO, P.; DEDIEU, B. 2014. Integrated cro livestock systems: strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agric. Ecosyst. Environ.* 190, 4–8
- LI, S.; GU, W.; ZHUANG, J.; AN, T.; PEI, J.; XIE, H.; LI, H.; FU, S.; WANG, J. 2016. Distribution and storage of crop residue carbon in aggregates and its contribution to organic carbon of soil with low fertility. *Soil Till. Res.* 155(2):199-206.
- LUO, Z.; WANG, E.; SUN, O. 2010. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments *Agric. Ecosyst. Environ.* 139(1-2): 224–231
- MANDIOLA, M.; STUDDERT, G.; DOMÍNGUEZ, G.; VIDELA, C. 2011. Organic matter fraction distribution in aggregate sizes of a Mollisol under contrasting managements. *J. Soil Sci. Plant Nut.* 11(4):41-57.
- MANUEL-NAVARRETE, D.; GALLOPÍN, G.; BLANCO, M.; DÍAZ-ZORITA, M.; FERRARO, D.; HERZER, H.; LATERRA, P.; MURMIS, M.; PODESTÁ, G.; RABINOVICH, J.; SATORRE, E.; TORRES, F.; VIGLIZZO, E. 2009. Multi-causal and integrated assessment of sustainability: the case of agriculturization in the Argentine Pampas. *Environ. Dev. Sustain.* 11(3):621-638.
- MARTÍNEZ, R.; BODEGA, J. 2018. Tecnología en el cultivo de maíz. *Rev. Téc. Asoc. Argent. Product. Siembra Directa* 162:50-59.
- MATSON, P.; PARTON, W.; POWER, A.; SWIFT, M. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Sci.* 277(5325):504-509.
- MAZZILI, S.; KEMANIAN, A.; ERNST, O.; JACKSON, R.; PIÑEIRO G. 2015. Greater humification of belowground than aboveground biomass carbon into particulate soil organic matter in no-till corn and soybean crops. *Soil. Biol. Biochem.* 85(2):22-30
- MIKHA, M.; RICE, C. 2004. Tillage and manure effects on soil and aggregate-associated carbon and nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am J.* 68(3):809-816.
- MORENO, R.; STUDDERT, G.; MONTERUBBIANESI, G.; IRIGOYEN, A. 2016. Soil organic carbon changes simulated with the AMG model in a high-organic-matter Mollisol. *Spanish J. Soil Sci.* 6, 195–212
- MURAGE, E.; VORONEY, P.; BEYAERT, R. 2007. Turnover of carbon in the free light fraction with and without charcoal as determined using the ¹³C natural abundance method. *Geoderma* 138(1-2):133-143.
- MURRAY, F. 2011. Balance entre Especies C3 y C4 y algunos Aspectos del Ciclado de Nitrógeno en pastizales Naturales. Tesis de *Magister Scientiae*. Área de Postgrado en Producción Animal. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Balcarce, Argentina. 44 p.
- NELSON, D.; SOMMERS, L. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Page, A.L.; Miller, R.H.; Keeney, D.R. (eds.) *Methods of soil analysis*. Part 2. 2nd ed. ASA, SSSA, Madison, Wisconsin. Agronomy Monograph; 9. pp. 539-579.

- NOVELLI, L.; CAVIGLIA, O.; PIÑEIRO, G. 2017. Increased cropping intensity improves crop residue inputs to the soil and aggregate-associated soil organic carbon stock. *Soil Till. Res.* 165(2):168-128-136.
- OADES, J. 1984. Soil Organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant Soil* 76(1-2):319-337.
- OGLE, S.; SWAM, A.; PAUSTIAN, K. 2012. No-till management impacts on crop productivity, carbon input and soil carbon sequestration. *Agric. Ecosyst. Environ.* 149(4):37– 49.
- OGLE, S.; ALSAKER, C; BALDOCK, J.; BERNOUX, M.; BREIDT, F.; McCONKEY B., Regina, K.; VÁQUEZ-AMABILE, G. 2019. Climate and soil characteristics determine where no-till management can store carbon in soils and mitigate greenhouse gas emissions. *Scientific Reports* 9:11665
- OORTS, K.; NICOLARDOT, B.; MERCKX, R.; RICHARD, G.; BOIZARD, H. 2006. C and N mineralization of undisrupted and disrupted soil from different structural zones of conventional tillage and no-tillage systems in northern France. *Soil Biol. Biochem.* 38(10):2573-2586.
- ORGANIZACIÓN de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 2015. El estado mundial de la agricultura y la alimentación 2015. FAO, Roma, IT. 165 p.
- PANETTIERI, M.; KNICKER, H.; BERNS, A.; MURILLO, J.; MADEJÓN, E. 2013. Moldboard plowing effects on soil aggregation and soil organic matter quality assessed by ¹³C CPMAS NMR and biochemical analyses. *Agric. Ecosyst. Environ.* 177(2):48–57.
- PANETTIERI, M.; BERNS, A.; KNICKER, B.; MURILLO, J.; MADEJÓN, E. 2015. Evaluation of seasonal variability of soil biogeochemical properties in aggregate-size fractionated soil under different tillages. *Soil Till. Res.* 151(2):39-49.
- PANETTIERI, M.; RUMPEL, C.; DIGNAC, M.; CHABBI, A. 2017. Does grassland introduction into cropping cycles affect carbon dynamics through changes of allocation of soil organic matter within aggregate fractions? *Sci. Total Environ.* 576 (2): 251-256.
- PARMELEE, R.; BEARE, M.; CHENG, W.; HENDRIX, P.; RIDER, S.; CROSSLEY, D.; COLEMAN, D. 1990. Earthworms and enchytraeids in conventional and no-tillage agroecosystems: a biocide approach to assess their role in organic matter breakdown. *Biol. Fert. Soils* 10(1):1–10.
- POWLSON, D.; STIRLING, C.; JAT, M.; GERARD, B.; PALM, C.; SANCHEZ, P.; CASSMAN, K. 2014. Limited Potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nature Climate Change.* 4(3):678-673.
- PUGET, P.; LAL, R. 2005. Soil organic carbon and nitrogen in a mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. *Soil Till. Res.* 80(1-2):201-213.
- PUGET, P.; CHENU, C.; BALESDENT, J. 2000. Dynamics of soil organic matter associated with particle-size fractions of water-stable aggregates. *Eur. J. Soil Sci.* 51(2):595–605.
- PULLEMAN, M.; MARINISSEN, J. 2004. Physical protection of mineralizable C in aggregates from long-term pasture and arable soil. *Geoderma.* 120(2): 273-282

- QUIROGA, R.; STUDDERT, G. 2014. Manejo del suelo e intensificación agrícola: agua y materia orgánica, dos aspectos clave. En: Echeverría H. y García F. (eds.) Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. 2ª ed. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina. pp. 73-100.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2010. R: A language and environment for statistical computing (3.0.3). [software]. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>
- REUSSI CALVO, N.; STUDDERT, G.; CALANDRONI, M.; DIOVISALVI, N.; CABRIA, F.; BERARDO, A. 2014. Nitrógeno incubado en anaerobiosis y carbono orgánico en suelos agrícolas de Buenos Aires. *Cienc. Suelo* 32(2):189-196.
- ROLDÁN, M. 2012. Distribución del carbono orgánico particulado por tamaño de agregados bajo distintos sistemas de labranza. Tesis de *Magister Scientiae*. Área de Post-grado en Producción Vegetal, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Balcarce, Buenos Aires, Argentina. 71 p.
- ROLDÁN, M.; STUDDERT, G.; VIDELA, C.; SAN MARTINO, S; PICONE, L. 2014. Distribución de tamaño y estabilidad de agregados en molisoles bajo labranzas contrastantes. *Cienc. Suelo* 32(2):247-257.
- RUMPEL, C.; BAUMANN, K.; REMUSAT, L.; DIGNAC, M.; BARRÉ, P.; DELDICQUE, D.; GLASSER, G.; LIEBERWIRTH, I.; CHABBI, A. 2015. Nanoscale evidence of contrasted processes for root-derived organic matter stabilization by mineral interactions depending on soil depth. *Soil Biol. Biochem.* 85(1):82–88.
- SÁ, J.; CERRI, C.; DICK, W.; LAL, R; VENSKE, S.; PICCOLO, M.; FEIGL, B. 2001. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a brazilian oxisol. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65(5):1486-1499.
- SAINZ ROZAS, H.; ECHEVERRÍA, H.; ANGELINI, H. 2011. Niveles de materia orgánica y pH en suelos agrícolas de la región pampeana y extra pampeana argentina. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica* 2:6-12.
- SAINZ ROZAS, H.; EYHERABIDE, M.; LARREA, G., MARTÍNEZ CUESTA, N.; ANGELINI, H.; REUSSI CALVO, N.; WYNGAARD, N. 2019. Relevamiento y determinación de propiedades químicas en suelos de aptitud agrícola del a región pampeana. *Actas Simposio Fertilidad 2019. Conocer más, crecer mejor.* Rosario, Santa Fe, Argentina. pp. 141-158.
- SALVO, L.; HERNANDEZ, J.; ERNST, O. 2014. Soil organic carbon dynamics under different tillage systems in rotations with perennial pastures. *Soil. Till. Res.* 135:41-48.
- SANTAMARÍA, S.; STUDDERT, G.; ECHEVERRÍA H. 2004. Sistemas de labranza y fertilización nitrogenada en trigo bajo distintas historias agrícolas. *RIA* 33(3):51-71.
- SASAL, C.; LÉONARD, J.; ANDRIULO, A.; BOIZARD, H. 2017. A contribution to understanding the origin of platy structure in silty soils under no tillage. *Soil Till. Res.* 173(2):42-48.
- SCHLICHTING, E.; BLUME, H.; STAHR, K. 1995. *Bodenkundliches Praktikum.* Paul Parey. Hamburg, Berlin. 209 p.

- SHEEHY, J.; REGINA, K.; ALAKUKKU, L.; SIX, J. 2015. Impact of no-till and reduced tillage on aggregation and aggregate-associated carbon in Northern European agroecosystems *Soil Till. Res.* 150(1):107-113.
- SIX, J.; ELLIOTT, E.; PAUSTIAN, K.; DORAN, J. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62(5):1367-1377.
- SIX, J.; ELLIOTT, E.; PAUSTIAN, K. 1999. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63(5):1350-1358.
- SIX, J.; ELLIOTT, E.; PAUSTIAN, K. 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biol. Biochem.* 32(10):2099-2103.
- SIX, J.; CONANT, R.; PAUL, E.; PAUSTIAN, K. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant Soil* 241(2):155-176.
- SIX, J.; BOSSUYT, H.; DEGRYZE, S.; DENEFF, K. 2004. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Till. Res.* 79(1):7-31.
- SOIL SURVEY STAFF. 2014. Keys to soil taxonomy. 12th ed. USDA, Natural Resources Conservation Service. Washington, DC. pp 211-257.
- STEFFENS, M.; KÖLBL, A.; SCHÖRK, E.; GSCHREY, B.; KÖGEL-KNABNER, I. 2010. Distribution of soil organic matter between fractions and aggregate size classes in grazed semiarid steppe soil profiles. *Plant Soil.* 338(1-2):63-81.
- STEINBACH, H.; ÁLVAREZ, R. 2006. Changes in soil organic carbon contents and nitrous oxide emissions after introduction of no-till in Pampean Agroecosystems. *J. Environ. Qual.* 35(1):3-13.
- STUDDERT, G. 2006. Ensayos de larga duración de rotaciones y labranzas: la experiencia de la Unidad Integrada Balcarce. Taller "Sustentabilidad Agrícola: el rol de los Ensayos de Larga Duración". Actas Jornada "30° Aniversario Ensayo de Rotaciones Mixtas y Laboratorio de Servicio de Suelo", Balcarce, Buenos Aires, Argentina.
- STUDDERT, G.; ECHEVERRÍA, H. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64(4):1496-1503.
- STUDDERT, G.; ECHEVERRÍA, H.; CASANOVAS, E. 1997. Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a typic argiudoll. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61(5):1466-1472.
- STUDDERT, G.; DOMINGUEZ, G.; EIZA, M.; VIDELA, C.; ECHEVERRÍA, H. 2008. Materia orgánica particulada y su relación con la fertilidad nitrogenada en el Sudeste Bonaerense. En: Galantini, J.A. (ed.) Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina. EdiUNS, Bahía Blanca, Argentina. pp. 53-69.
- STUDDERT, G.; DOMÍNGUEZ, G.; AGOSTINI M.; MONTERUBBIANESI, M. 2010. Cropping systems to manage Southeastern Pampas´ Mollisol health. I. Organic C and mineralizable N. In: Liu, X.; et al (eds.) New Advances in Research and Management of World Mollisols, Proc. Int. Sym. on Soil Quality and Management. of World Mollisols, Harbin, Heilongjiang, R.P. China, julio 2010. pp. 199-200.

- STUDDERT, G.; DOMÍNGUEZ, G.; ZAGAME, M.; CARABACA, J. 2015. Variación estacional del carbono orgánico particulado y nitrógeno anaeróbico. *Cienc. Suelo* 33(1):65-77.
- STUDDERT, G.; DOMINGO, M.; GARCÍA, G.; MONTERUBBIANESI, M.; DOMÍNGUEZ, G. 2017. Carbono orgánico del suelo bajo sistemas de cultivo contrastantes y su relación con la capacidad de proveer nitrógeno. *Cienc. Suelo* 35:285-300.
- SUN, W.; CANADEL, J.; YU, L.; YU, L.; ZHANG, W.; SMITH, P.; FISCHER, T.; HUANG, Y. 2020. Climate drives global soil carbon sequestration and crop yield changes under conservation agriculture. *Global Change Biol.*, 26(6): 3325-3335.
- THORNTHWAITE, C. 1984. An approach toward a rational classification of climate. *Geogr. Rev.* 38(1):55-94.
- TISDALL, J.; OADES, J. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33(1):141-163.
- TOLEDO, D.M.; GALANTINI, J.A.; DALURZO, H.C. VAZQUEZ, S.; BOLLERO G. 2013. Methods for assessing the effects of land-use changes on soil carbon stocks. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 77 (5) 1542-1552.
- TOURN, S.; AGOSTINI, M.; DOMÍNGUEZ, G.; STUDDERT, S. 2020. Evaluación de métodos para la determinación de estabilidad de agregados en un molisol del sudeste bonaerense. *Cienc. Suelo.* 38(2). En prensa.
- TRIPLETT, G.; DICK, W. 2008. No-Tillage Crop Production: A Revolution in Agriculture *Agron. J.* 100:153-165.
- UNGER, P. 1997. Aggregate and organic carbon concentration interrelationships of a Torricic Paleustoll. *Soil Till. Res.* 42(1-2):95-113.
- VARVEL, G. 2006. Soil organic carbon changes in diversified rotations of the western Corn Belt. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70(2):426-433.
- VIDELA, 2004. Mineralização bruta de nitrogênio em um Molisol do sudeste da Província de Buenos Aires (Argentina). Tesis de Doctorado. CENA, Universidad de São Paulo. Piracicaba, San Pablo, Brasil. 124 p
- WANDER, M. 2004. Soil organic matter and their relevance to the soil function. In: Magdoff, K.; Weil, R.R. (eds.) *Soil organic matter in sustainable agriculture*. CRC Press, Boca Raton, Florida, EEUU. pp. 67-102.
- WANDER, M.; YANG, X. 2000. Influence of tillage on the dynamics of loose-and occluded particulate and humified organic matter fractions. *Soil Biol. Biochem.* 32(8-9):1151-1160.
- WINGEYER, A. 2011. Impact of crop and residue management on the physical and chemical stabilization of soil organic matter at farm level. Theses, Dissertations, and Student Research in Agronomy and Horticulture. University of Nebraska – Lincoln, Nebraska, EEUU. 214p.
- WINGEYER, A.; AMADO, T.; PÉREZ-BIDEGAIN, M.; STUDDERT, G.; PERDOMO VARELA, C.; GARCÍA, F.; KARLEN, D. 2015. Soil quality impacts of current South American agricultural practices. *Sustainability* 7(1):2213-2242.

- YAMASHITA, T.; FLESSA, H.; JOHN, B.; HELFRICH, M.; LUDWIG, B. 2006. Organic matter in density fractions of water-stable aggregates in silty soils: Effect of land use. *Soil Biol. Biochem.* 38(11):3222-3234.
- YANG, X.; WANDER, M. 1999. Tillage effects on soil organic C distribution and storage in a silt loam soil in Illinois, *Soil Till. Res.* 52(1-2):1-9.
- YOO, G.; SPOMER, L.; WANDER, M. 2006. Regulation of carbon mineralization rates by soil structure and water in an agricultural field and a prairie-like soil. *Geoderma*, 135(1):16-25
- ZHANG, H.; DING, W.; LUO, J.; BOLAN, N.; YU, H. 2015. The dynamics of glucose-derived ¹³C incorporation into aggregates of a sandy loam soil following two-decade compost or inorganic fertilizer amendments. *Soil Till. Res.* 148(1):14-19.