

NITRÓGENO MINERALIZADO EN ANAEROBIOSIS: RELACIÓN CON SISTEMAS DE CULTIVO DE AGRICULTURA CONTINUA

GISELA VANESA GARCÍA¹; GUILLERMO ALBERTO STUDDERT^{1*}; MAGALÍ NOÉ DOMINGO¹ & GERMÁN FRANCO DOMÍNGUEZ¹

Recibido: 19-09-15

Recibido con revisiones: 21-12-15

Aceptado: 25-12-15

RESUMEN

El nitrógeno (N) mineralizado en incubación anaeróbica corta (NAN) podría ser utilizado como indicador de salud edáfica. Para ajustar su utilización, es necesario caracterizar y comprender cómo es afectado por distintas prácticas de manejo. Para suelos del Sudeste Bonaerense se hipotetiza que i) mayores aportes de carbono (C) por los residuos de los cultivos se asocian a menores variaciones de NAN en la capa arable, siendo similares para labranza convencional (LC) y siembra directa (SD), y ii) la cantidad y la calidad del residuo del cultivo antecesor afectan el NAN. Los objetivos fueron: i) evaluar la evolución del NAN en 0-20 cm bajo distintas secuencias de cultivos bajo LC y SD, y con y sin fertilización nitrogenada (FN) y, ii) analizar el efecto de distintos residuos sobre el NAN en 0-20 cm. Se determinó NAN en muestras de suelo almacenadas tomadas a 0-5 y 5-20 cm de dos ensayos de sistemas de labranza (SL) (LC y SD): Ensayo 1 con dos niveles de FN (Con y Sin N), y Ensayo 2, con tres secuencias de cultivos (maíz-maíz-trigo, maíz-soja-trigo, soja-soja-trigo). El NAN disminuyó con los años de agricultura en 0-5, 5-20 y 0-20 cm, bajo ambos SL y niveles de FN, con diferencias entre SL sólo en 0-5 cm (LC>SD). En 0-20 cm no hubo diferencias en las disminuciones de NAN ni entre niveles de FN ni entre secuencias de cultivos, es decir, diferentes aportes de C no provocaron variación diferencial de NAN. Distintos cultivos antecesores tampoco afectaron el contenido de NAN. La FN podría haber producido una mayor tasa de mineralización del C orgánico del suelo al disminuir la relación C/N del sistema, enmascarando el efecto del aporte de C sobre el NAN. No obstante, los resultados contribuyen a confirmar la viabilidad del NAN como indicador de salud edáfica.

Palabras clave. Nitrógeno potencialmente mineralizable, secuencias de cultivos, sistemas de labranza, fertilización nitrogenada.

NITROGEN MINERALIZED UNDER ANAEROBIC CONDITIONS: RELATIONSHIP WITH CONTINUOUS CROPPING SYSTEMS

ABSTRACT

Nitrogen (N) mineralization during a short anaerobic incubation (NAN) could be used as a soil health indicator. To adjust its use, it is necessary to characterize and understand how it is affected by different management practices. For soils of the Southeast of the Buenos Aires Province we hypothesized that i) higher carbon (C) inputs through crop residues lead to lower NAN variations in the arable soil layer without difference between conventional tillage (CT) and no tillage (NT), and ii) the amount and quality of the preceding crop residue affects the NAN content. The aims of this work were: i) to evaluate the change in time of NAN at 0-20 cm under different crop sequences, CT and NT, and with and without N fertilization (NF), and ii) to analyze the effect of different crop residues on NAN at 0-20 cm. We determined NAN in stored soil samples taken from the 0-5 and 5-20 cm soil layers in two long term tillage system (TS) experiments (CT and NT): Experiment 1 with two levels of NF (with and without N), and Experiment 2: with three crop sequences (corn-corn-wheat, corn-soybean-wheat, soybean-soybean-wheat). Anaerobic N decreased along years under cropping at 0-5, 5-20 y 0-20 cm, under both TL and levels of NF. Only at 0-5 cm decreases were significantly different between TS (CT>NT). At 0-20 cm there were no differences in NAN decreases neither between levels of NF nor among crop sequences. Hence, different C inputs of different biomass productions did not lead to differential changes in NAN along cropping years. Different preceding crops did neither affect NAN contents. Nitrogen fertilization could have produced higher soil organic C mineralization since it decreases the soil system C/N ratio, masking the expected effects of crop residue characteristics on NAN. However, our results contribute to confirm the feasibility of using NAN as a soil health indicator.

Key words. Potentially mineralizable nitrogen, crop sequence, tillage system, nitrogen fertilization.

¹ Fac. Cs. Agrarias, Univ. Nac. Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce

*Autor de contacto: studdert.guillermo@inta.gob.ar

INTRODUCCIÓN

La materia orgánica (MO) del suelo es uno de los componentes edáficos que más incide sobre el funcionamiento del suelo y sobre sus servicios ecosistémicos (Weil & Magdoff, 2004; Lal, 2010). Por otro lado, la MO es el componente del suelo más sensible a la actividad antrópica. La alteración de su contenido tiene incidencia directa sobre la salud del suelo, su capacidad de recuperación ante un disturbio y sobre gran cantidad de procesos que determinan la sustentabilidad del sistema de producción (Quiroga & Studdert, 2015). El logro de una agricultura sustentable está muy ligado a cómo se maneja la MO (Lal, 2010; Reicosky *et al.*, 2011) a través de distintas prácticas (diferentes secuencias de cultivos, intensidad y oportunidad de los laboreos, aplicación de fertilizantes, entre otras) que inciden sobre su dinámica (Quiroga & Studdert, 2015).

El aporte de carbono (C) por los cultivos a través de sus residuos y la forma en que éstos son manejados, por ejemplo mediante los sistemas de labranza (SL), tienen gran influencia sobre el nivel de MO de un suelo, especialmente de las fracciones más jóvenes (Domínguez *et al.*, 2009). La labranza incorpora los residuos al suelo, reduce la cobertura superficial favoreciendo la elevación de la temperatura (Triplett & Dick, 2008), incrementa el flujo de oxígeno dentro del suelo y expone la MO protegida dentro de los agregados a una mineralización más intensa (Six *et al.*, 2004; Wright & Hons, 2005). Por otro lado, bajo siembra directa (SD) los residuos de los cultivos permanecen sobre la superficie del suelo y su transformación ocurre dentro de los primeros centímetros del perfil (Puget & Lal, 2005; Powlson *et al.*, 2014). Se produce así una estratificación de la MO (Franz-luebbers, 2002) y, además, una mejor conservación de la MO protegida dentro de los agregados (Six *et al.*, 2004). Bajo SD, el enriquecimiento en MO es generalmente verificable sólo en la capa más superficial (Puget & Lal, 2005; Domínguez *et al.*, 2009) y, por lo tanto, la generalización del concepto de su capacidad para secuestrar C en la capa arable puede resultar algo exagerada. La manifestación de los beneficios esperados de la SD en cuanto a este aspecto, es altamente dependiente de las condiciones edafo-climáticas de cada sitio, del nivel inicial de MO y de las combinaciones de cultivo. Por ello, podría ser imprudente considerar tales beneficios de manera universal (Puget & Lal, 2005; Powlson *et al.*, 2014).

Sea cual sea el SL, el volumen de residuos aportados es el factor más importante para compensar las pérdidas de MO del suelo asociadas a las prácticas agrícolas (Quiroga & Studdert, 2015). Asimismo, la calidad de los residuos (rela-

ción C/N, contenido de lignina, contenido de carbohidratos solubles) influencia la dinámica del C orgánico (CO) del suelo, afectando las tasas de humificación (Mazzilli *et al.*, 2014; Quiroga & Studdert, 2015) y de mineralización (Casado-Murillo & Abril, 2013; Mazzilli *et al.*, 2014). Rotaciones mejoradas e intensificadas (Reeves, 1997; Studdert *et al.*, 1997) y altos rendimientos (Domínguez *et al.*, 2009), son necesarios para incrementar el aporte de residuos al suelo y definir la calidad del material retornado. La fertilización nitrogenada (FN) contribuiría a incrementar la biomasa producida por los cultivos, pero también afectaría su calidad (Melchiori *et al.*, 2014) e incidiría sobre la actividad biológica del suelo favoreciendo la mineralización (Khan *et al.*, 2007; Poirier *et al.*, 2009).

Los cambios en la MO asociados con el manejo se manifiestan fundamentalmente a través de la variación de sus fracciones lábiles tales como la MO particulada (MOP) (Six *et al.*, 2004; Domínguez *et al.*, 2009). El contenido de MOP ha sido propuesto como un indicador sensible de salud edáfica (Wander & Nissen, 2004). No obstante, la técnica para su separación, si bien es sencilla, requiere elevada cantidad de horas-hombre lo que la hace poco apta para ser implementada como rutina (Diovisalvi *et al.*, 2014).

El nitrógeno (N) potencialmente mineralizable (NPM) es una fracción del N orgánico del suelo muy relacionada con los cambios en las fracciones lábiles de la MO, siendo muy afectado por las prácticas de manejo (Gregorich *et al.*, 2006; Soon *et al.*, 2007; Domínguez *et al.*, 2009). El N incubado en anaerobiosis (NAN) ha sido propuesto como una alternativa rápida y precisa para la estimación del NPM, ya que existe una alta correlación entre ellos (Echeverría *et al.*, 2000). Asimismo, se ha informado una estrecha relación del NAN con el contenido de CO total (COT) y más aún con el de CO de la MOP (COP) (Studdert *et al.*, 2006, 2015). El NAN es un parámetro de suelo de muy fácil determinación (Echeverría *et al.*, 2000) y muy sensible a los cambios producidos por las prácticas de manejo (Soon *et al.*, 2007; Reussi Calvo *et al.*, 2014). Además, se ha demostrado su importancia para el diagnóstico de la disponibilidad de N para el maíz (*Zea mays* L.) (Sainz Rozas *et al.*, 2008; Echeverría *et al.*, 2015) y el trigo (*Triticum aestivum* L.) (Reussi Calvo *et al.*, 2013).

Los suelos agrícolas del Sudeste Bonaerense (SEB) poseen altos contenidos de MO de elevada estabilidad (Durán *et al.*, 2011), pero han estado sujetos a un proceso de agriculturización (Manuel-Navarrete *et al.*, 2009) que ha provocado la disminución de la MO (Sainz Rozas *et al.*, 2011)

y del NAN (Reussi Calvo *et al.*, 2013). Estudios previos han reportado mayores contenidos de MO y NAN bajo SD que bajo LC en la capa más superficial del suelo (0-5 cm). No obstante, se han informado evidencias de que las diferencias entre SL contrastantes (LC y SD) en la variación en el tiempo de la MO y del NAN en la capa arable (0-20 cm), serían de escasa magnitud (Domínguez *et al.*, 2009; Studdert *et al.*, 2010).

El incremento de la deficiencia de N asociado a la disminución de los contenidos de MO y, particularmente, de sus fracciones lábiles, hace necesaria la utilización de mayores dosis de fertilizante (Urquieta *et al.*, 2008). El manejo de las dinámicas del C y del N del suelo a través de la regulación de los contenidos de MOP y de NAN mediante rotaciones y labranzas, permitiría hacer un uso más eficiente y seguro de los fertilizantes nitrogenados. Para poder predecir cuánto N estaría en condiciones de mineralizar un suelo, de forma de adecuar la FN para los cultivos, es necesario contar con algún indicador sensible y sencillo (Urquieta *et al.*, 2008). Dada su sensibilidad ante cambios producidos por las prácticas de manejo, su relación con fracciones lábiles de la MO del suelo que intervienen en distintos procesos edáficos, y su sencilla determinación, el NAN podría ser utilizado como indicador de la salud del suelo (Doran & Parkin, 1996). Para mejorar el ajuste de la utilización del NAN como indicador, es necesario caracterizar y comprender cómo es afectado su contenido por distintos aspectos de las prácticas que lo modifican.

Para suelos del SEB se hipotetiza que: i) mayores aportes de C por los residuos de los cultivos se asocian a menores variaciones del NAN en el tiempo en la capa arable (0-20 cm), siendo éstas similares para labranza convencional (LC) y SD y, ii) la cantidad y la calidad del residuo del cultivo antecesor inmediato a la determinación de NAN afectan su contenido. Los objetivos del presente trabajo fueron: i) evaluar la evolución del contenido de NAN en la capa arable de suelo (0-20 cm) bajo secuencias de cultivos con distintos niveles de aporte de residuos bajo LC y SD, y con y sin FN y, ii) analizar el efecto en el corto plazo de cultivos con residuos de distintas características, bajo LC y SD, sobre el contenido de NAN en la capa arable (0-20 cm).

MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se llevó a cabo en la Unidad Integrada Balcarce (37° 45' S; 58° 18' W; 130 m snm) sobre un complejo de Argiudol Típico (Soil Survey Staff, 2014) (serie Mar del Plata,

INTA, 1979) y Argiudol Petrocálcico (Soil Survey Staff, 2014) (serie Balcarce, INTA, 1979) de textura franca con menos de 2% de pendiente (bajo nivel de erosión). Se analizaron muestras de suelo almacenadas (compuestas por 5 submuestras por unidad experimental) que habían sido tomadas con un muestreador tubular de 4,5 cm de diámetro, a dos profundidades (0-5 y 5-20 cm) en dos ensayos de agricultura continua de larga duración.

El Ensayo 1 fue iniciado en 1997 sobre un suelo que había permanecido bajo pastura con base de gramíneas sin pastoreo entre 1993 y 1996, año en que se realizó un cultivo de girasol (*Helianthus annuus* L.) bajo labranza reducida (herramientas de disco). A partir de 1997 se aplicaron los SL analizados en este trabajo y la secuencia de cultivos maíz – girasol – trigo. El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados con arreglo de tratamientos en parcelas divididas, tres repeticiones y unidades experimentales de 5,0 x 40,0 m (200 m²). Los factores de tratamiento fueron: 1) SL y 2) FN. A las parcelas principales se asignó el SL (SD y LC) y a las subparcelas, la FN (Con N y Sin N). La LC comprendió la utilización de arado de rejas (20 cm de profundidad), rastra de discos y cultivador de campo con la mínima cantidad de operaciones necesarias para obtener una cama de siembra adecuada. Los laboreos para la preparación de la cama de siembra bajo LC o los tratamientos químicos para el control de malezas bajo SD, fueron iniciados no menos de tres meses antes de la fecha de siembra de cada cultivo. La FN se realizó con urea (0-46-0) al voleo en el estadio de 6 hojas (V6) (Ritchie & Hanway, 1982) para maíz, seis a ocho hojas (V6-V8) (Schneider & Miller, 1981) para girasol y en macollaje (estado 30) (Zadoks *et al.*, 1974) para trigo. Las dosis de FN fueron de 0 kg N ha⁻¹ para el tratamiento Sin N y de 90 kg N ha⁻¹ para girasol, 120 kg N ha⁻¹ para trigo, 180 y 120 kg N ha⁻¹ para maíz hasta 2004 y a partir de 2005, respectivamente, para el tratamiento Con N. Se utilizaron las muestras que habían sido tomadas en otoño de 1998, 2000, 2003, 2006, 2009 y 2012. En todos los casos el antecesor inmediato fue trigo.

El Ensayo 2 fue iniciado en 2005 sobre un suelo que había permanecido bajo pastura de gramíneas sin pastoreo durante más de cinco años. El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados con arreglo de tratamientos en parcelas divididas con dos repeticiones y unidades experimentales de 4,5 x 14,0 m (63 m²). Los factores de tratamiento fueron: 1) Serie de cultivos (Serie) y 2) SL. A las parcelas principales se asignó la Serie y a las subparcelas, el SL (LC y SD). Se definieron nueve Series sobre la base de tres secuencias de cultivos: a) maíz (M₁) – maíz (M₂) – trigo (T), b) maíz (M) – soja (*Glycine max* (L) Merr.) (S) – trigo (T), c) soja (S₁) – soja (S₂) – trigo (T). A efecto de que todos los cultivos estuvieran presentes todos los años, cada una de las secuencias fue iniciada con cada uno de los cultivos que

las componen. Es decir, se definieron tres Series por cada secuencia: M_1M_2T , M_2TM_1 , TM_1M_2 , MST, STM, TMS, S_1S_2T , S_2TS_1 , TS_1S_2 . Los cultivos de maíz y trigo fueron fertilizados con 120 kg N ha^{-1} en los mismos estadios descriptos para el Ensayo 1. Se utilizaron las muestras que habían sido tomadas en otoño (luego de la cosecha de los cultivos) de cada año desde 2005 y hasta 2011.

Todas las muestras de suelo utilizadas habían sido secadas en estufa con circulación forzada de aire a 30°C y molidas hasta pasar por tamiz de 2,0 mm de malla, eliminando el material vegetal identificable que quedaba sobre el tamiz y luego almacenadas hasta su análisis. La determinación del NAN en el suelo se realizó con el método de incubación anaeróbica corta a 40°C durante 7 días, según la técnica descrita por Keeney (1982) y las determinaciones de amonio (N-NH_4^+) liberado durante la incubación e inicial, se realizaron por destilación por arrastre con vapor (Keeney & Nelson, 1982). Los valores de NAN fueron expresados en mg kg^{-1} de suelo. Se estimaron los valores de NAN en 0-20 cm calculado a partir del promedio ponderado por espesor de los contenidos de NAN a las profundidades de 0-5 cm y de 5-20 cm.

A partir de los rendimientos en grano de los cultivos en los ensayos, se estimó la producción de biomasa (aérea y de raíces) para cada uno. La producción de biomasa aérea se estimó a partir del rendimiento utilizando los índices de cosecha de materia seca indicados por Domínguez y Studdert (2006). La producción de biomasa de las raíces y rizodeposición hasta 20 cm de profundidad fue estimada de acuerdo con la relación raíz:parte aérea reportada por Buyanosky y Wagner (1997) y la distribución de raíces en el perfil del suelo informada por Buyanosky y Wagner (1986). El contenido de C en el tejido vegetal fue asumido como 43% (Sánchez *et al.*, 1996).

Los resultados fueron analizados mediante análisis de varianza con un modelo lineal mixto (Litell *et al.*, 2006) en que bloque fue el factor aleatorio y SL, FN, Año y Serie según correspondiera a cada ensayo, fueron los factores fijos. En el modelo mixto se incorporó la consideración de medidas repetidas en el tiempo a efectos de tener en cuenta las correlaciones para los errores surgidas de medidas realizadas sobre la misma unidad experimental durante los años. Se utilizó el procedimiento PROC MIXED del Statistical Analysis System (SAS, 2004) con sus opciones RANDOM y REPEATED (Litell *et al.*, 2006). Se realizaron análisis de regresión lineal simple mediante el procedimiento PROC REG (SAS, 2004) para determinar las pendientes de variación de NAN en el tiempo y la relación de éstas con los aportes de C por los cultivos. Para determinar la significancia de las diferencias se consideró un valor P de 0,05. El efecto de los residuos de los cultivos antecesores inmediatos sobre el NAN fue evaluado sólo para el Ensayo 2 dado que es el que presentó tres cultivos antecesores diferentes (trigo, maíz y soja) previo a cada muestreo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En ambos ensayos se observó una disminución en el contenido de NAN con los años de agricultura a las tres profundidades analizadas (Fig. 1). En ambos ensayos hubo interacción significativa SL * Año a la profundidad de 0-5 cm (Figs. 1a y d). El contenido de NAN bajo SD fue significativamente mayor que bajo LC en la mayoría de los años analizados. Se observó una mayor disminución de NAN bajo LC que bajo SD ($25,4 \text{ mg kg}^{-1}$ vs. $10,0 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente, para el Ensayo 1, y $65,8 \text{ mg kg}^{-1}$ vs. $44,7 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente, para el Ensayo 2), aunque bajo SD en el Ensayo 1, no fue significativa (Fig. 1a). Hubo interacción significativa FN * Año a 0-20 cm en el Ensayo 1 (Fig. 1c), y SL * Año a las profundidades 5-20 cm y 0-20 cm en el Ensayo 2 (Figs. 1e y f). No obstante, en ninguno de estos casos se observaron tendencias de variación diferencial a través de los años asociadas al SL (Figs. 1e y f) o a la FN (Fig. 1c), según correspondiera. Por otro lado, hubo efecto significativo del Año sobre el contenido de NAN a 5-20 cm, con disminuciones de $38,5 \text{ mg kg}^{-1}$ en el Ensayo 1 (Fig. 1b) y de $27,5 \text{ mg kg}^{-1}$ en el Ensayo 2. Asimismo, en la capa 0-20 cm, se hallaron disminuciones significativas de NAN con los años de agricultura con valores de $35,4 \text{ mg kg}^{-1}$ y de $34,5 \text{ mg kg}^{-1}$ para los Ensayos 1 y 2, respectivamente. Las disminuciones de NAN observadas de 0-20 cm son coincidentes con lo informado por otros autores para suelos del SEB bajo distintos manejos (Urquieta *et al.*, 2008; Genovese *et al.*, 2009; Reussi Calvo *et al.*, 2013). Si bien sólo significativamente, en el Ensayo 1, el NAN en la capa de 0-20 cm fue mayor bajo SD ($92,7 \pm 2,21 \text{ mg kg}^{-1}$ y $85,5 \pm 1,69 \text{ mg kg}^{-1}$ para los Ensayos 1 y 2, respectivamente) que bajo LC ($79,2 \pm 2,82 \text{ mg kg}^{-1}$ y $81,4 \pm 1,86 \text{ mg kg}^{-1}$ para los Ensayos 1 y 2, respectivamente).

Se ha informado de la existencia de una estrecha relación entre el NAN y el COT y más estrechamente entre el NAN y el COP (Fabrizzi *et al.*, 2003; Studdert *et al.*, 2006, 2015; Urquieta *et al.*, 2008). La capacidad del suelo para mineralizar N está muy ligada a las fracciones lábiles del CO del suelo (Gregorich *et al.*, 2006). Por lo tanto, la dinámica del NAN podría ser explicada a través de la del CO del suelo y, particularmente, la de sus fracciones lábiles. En general, la labranza se asocia a una intensificación del ciclado de la CO del suelo. La ruptura de los macroagregados deja expuestas fracciones lábiles del CO protegidas dentro de ellos. Además, incorpora los residuos a la masa del suelo, introduciendo sustrato carbonado distribuido más homogéneamente en la capa arable, reduciendo cobertura y favoreciendo la incidencia directa de la radiación solar sobre

el suelo y la elevación de la temperatura superficial (Triplett & Dick, 2008). Esto conduce al incremento de las tasas de mineralización del CO del suelo y, si los aportes de material carbonado no la compensan, a su rápida disminución, particularmente de las fracciones lábiles. Bajo SD, en cambio, la ausencia de remoción tiende a preservar mejor los mecanismos de protección del CO del suelo (Six *et al.*, 2004).

Junto con ello, la presencia de residuos en superficie, produce una estratificación del C en el perfil y, por lo tanto, una mayor acumulación en los primeros centímetros (Franzluebbers, 2002). La estratificación del NAN bajo SD en la capa de 0-5 cm (Figs. 1a y d) y la escasa diferencia entre SL y niveles de FN observada en la capa arable (Figs. 1c y f), coinciden con lo informado por otros autores para COT

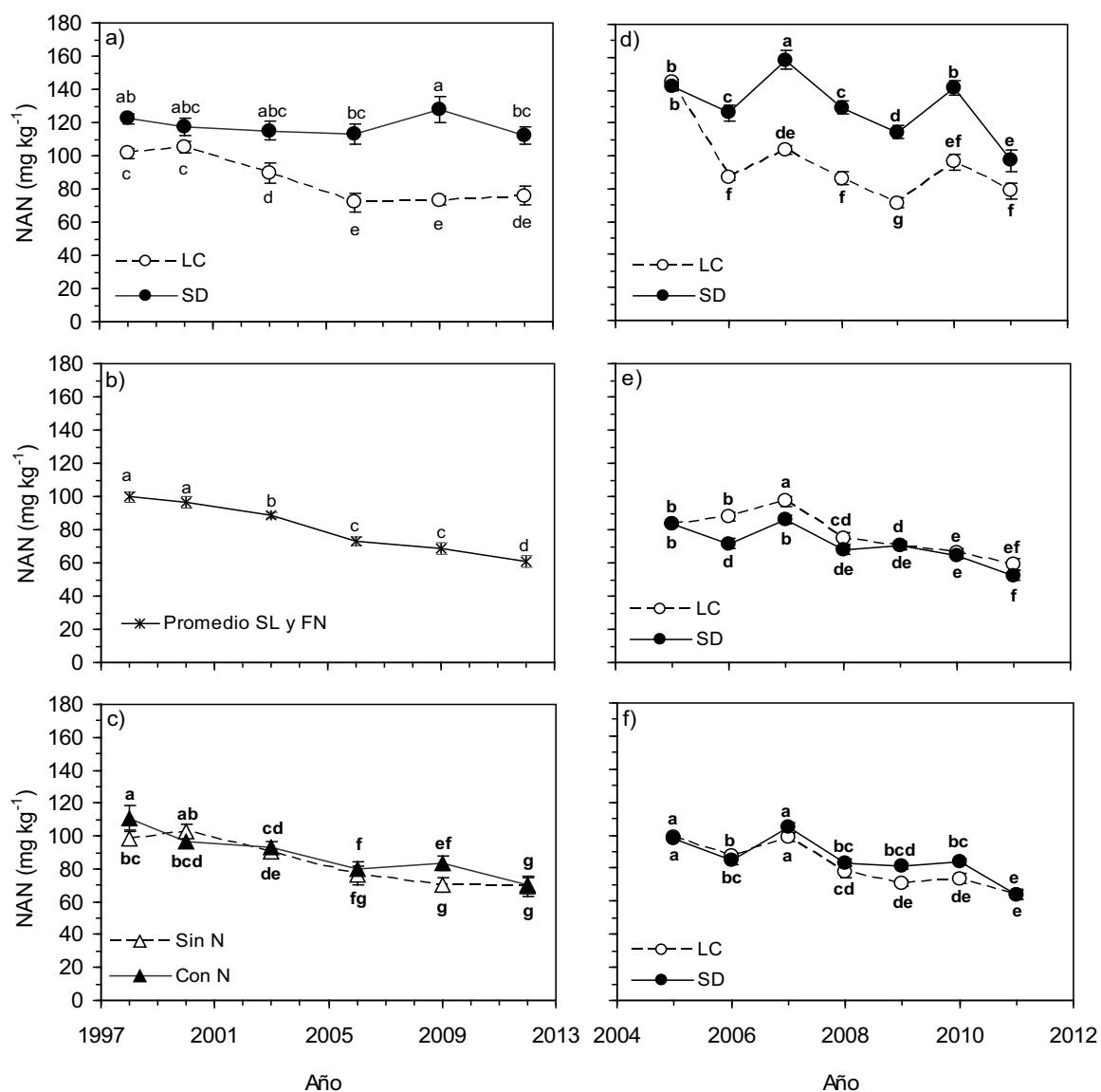


Figura 1. Evolución en el tiempo de nitrógeno incubado anaeróbicamente (NAN) en el Ensayo 1 (a, b, c) y en el Ensayo 2 (d, e, f) a las tres profundidades: 0-5 cm (a, d), 5-20 cm (b, e) y 0-20 cm (c, f). SL: sistema de labranza, SD: siembra directa, LC: labranza convencional, FN: fertilización nitrogenada, N: nitrógeno. Letras iguales indican diferencias no significativas ($P > 0,05$). Las barras verticales en cada punto indican el error estándar de la media.
Figure 1. Variation of anaerobically incubated nitrogen (NAN) along cropping years in Experiment 1 (a, b, c) and in Experiment 2 (d, e, f) at three depths: 0-5 cm (a, d), 5-20 cm (b, e) and 0-20 cm (c, f). SL: Tillage system, SD: no tillage, LC: conventional tillage, FN: nitrogen fertilization, N: nitrogen. Equal letters indicate non significant differences ($P > 0,05$). Vertical bars in each dot indicate standard error of the mean.

y COP, tanto a nivel internacional (Puget & Lal, 2005; Powlson *et al.*, 2014) cuanto en suelos similares a los estudiados en este trabajo (Fabrizzi *et al.*, 2003; Diovisalvi *et al.*, 2008; Domínguez *et al.*, 2009; Studdert *et al.*, 2010). Estos resultados confirman que el efecto de la SD sobre la fracción orgánica del suelo es verificable sólo en sus primeros centímetros (Puget & Lal, 2005; Domínguez *et al.*, 2009), a pesar de las profundas diferencias entre los SL evaluados en cuanto a remoción y a ubicación y mezcla del sustrato carbonado.

La entrada de C al suelo es regulada principalmente a través del aporte de los residuos de los cultivos. Mediante las combinaciones de cultivos en el tiempo se realizan aportes de C que difieren en cantidad y calidad. Esto afecta la dinámica del cambio del CO del suelo. Combinaciones de cultivos con alta frecuencia de aquéllos que dejan grandes cantidades de residuos en el sistema (p.e. maíz y trigo, y/u otros cultivos con altos rendimientos), se asocian a menores disminuciones de la MO (Studdert & Echeverría, 2000). Esto es debido a que el aporte anual estaría compensando mejor las salidas producidas por los mecanismos de pérdida, que aquéllas combinaciones con mayor frecuencia de cultivos con menor aporte (p.e. soja y girasol). Un efecto similar podría ser logrado con el incremento de la acumulación de biomasa por los cultivos mediante prácticas que mejoren los rendimientos o una mayor intensificación de la agricultura (*i.e.* uso más completo y eficiente de los recursos disponibles a través del aumento del tiempo ocupado por cultivos) (Quiroga & Studdert, 2015).

En el Ensayo 1, no hubo diferencias significativas entre SL en los aportes de C, pero sí entre niveles de FN, siendo mayor Con N que Sin N (Tabla 1). Por otro lado, en el Ensayo

2, no hubo efecto principal significativo del SL ($3,96 \pm 0,25$ Mg ha⁻¹ año⁻¹ para LC vs. $3,86 \pm 0,29$ Mg ha⁻¹ año⁻¹ para SD) ni interacción significativa SL * Serie sobre los aportes de C, pero sí hubo efecto principal significativo de la Serie (Tabla 2). Las tres Series con mayor frecuencia de maíz (M₁M₂T, M₂TM₁, TM₁M₂) tuvieron mayor aporte de C que las tres con mayor frecuencia de soja (S₁S₂T, S₂TS₁, TS₁S₂), mientras que las tres de la secuencia MST (MST, STM, TMS) presentaron, en general, valores intermedios (Tabla 2).

En la Tabla 3, se muestran las disminuciones de NAN para el Ensayo 1 y el Ensayo 2. Dichas disminuciones son las pendientes de las regresiones lineales de NAN vs. Año, a las cuales se les cambió el signo para expresarlas como disminución. Dada la estrecha relación entre NAN y COT y entre NAN y COP reportada por distintos autores (Fabrizzi *et al.*, 2003; Studdert *et al.*, 2006, 2015; Urquieta *et al.*, 2008), podría esperarse que las disminuciones de NAN en el tiempo fuesen menores cuanto más elevados fueran los aportes de C por los residuos de los cultivos. En el Ensayo 1, tanto bajo LC como bajo SD, la disminución de NAN fue algo menor en las situaciones con aplicación de N que en aquéllas Sin N (Tabla 3), aunque tales diferencias entre niveles de FN fueron mínimas y no significativas. Es decir que, a pesar de que en los tratamientos Con N los aportes de C fueron significativamente mayores (Tabla 1), la disminución de NAN fue sólo levemente inferior que en las situaciones Sin N (Tabla 3). Sin embargo, las disminuciones bajo SD fueron significativamente menores que bajo LC. Por otro lado, en el Ensayo 2, la relación entre el aporte de C por los residuos de los cultivos y la disminución de NAN (Fig. 2), no fue significativa para ninguno de los SL. Por lo tanto, en este ensayo, los mayores aportes de C por los

Tabla 1. Aportes de carbono por los residuos de los cultivos (media \pm error estándar) a la profundidad de 0-20 cm en el Ensayo 1. SL: sistema de labranza, LC: labranza convencional, SD: siembra directa, FN: fertilización nitrogenada, N: nitrógeno. Letras iguales indican diferencias no significativas ($P > 0,05$) entre promedios de SL y de FN.

Table 1. Carbon input through crop residues (mean \pm standard error) at 0-20 cm in Experiment 1. SL: Tillage system, LC: conventional tillage, SD: no tillage, FN: nitrogen fertilization, N: nitrogen. Equal letters indicate non significant differences ($P > 0.05$) between SL and FN means.

Variable		FN		Promedio SL
		Sin N	Con N	
Mg ha ⁻¹ año ⁻¹				
SL	LC	3,39 \pm 0,21	4,20 \pm 0,10	3,79 \pm 0,21 a
	SD	3,22 \pm 0,13	4,47 \pm 0,10	3,84 \pm 0,29 a
Promedio FN		3,30 \pm 0,12 b	4,33 \pm 0,09 a	

Tabla 2. Aportes de carbono (C) por los residuos de los cultivos (media \pm error estándar) a la profundidad de 0-20 cm, para cada una de las Series en el Ensayo 2. M₁, M₂ y M: maíz, S₁, S₂, y S: soja, T: trigo. Letras iguales indican diferencias no significativas ($P > 0,05$).

Table 2. Carbon input through crop residues (mean \pm standard error) at 0-20 cm for each crop Series in Experiment 2. M₁, M₂ y M: corn, S₁, S₂, y S: soybean, T: wheat. Equal letters indicate non significant differences ($P > 0,05$).

Serie	Aporte de C
	Mg ha ⁻¹ año ⁻¹
M ₁ M ₂ T	4,53 \pm 0,31 b
M ₂ TM ₁	5,38 \pm 0,18 a
TM ₁ M ₂	5,52 \pm 0,14 a
MST	3,82 \pm 0,26 c
STM	4,30 \pm 0,13 b
TMS	3,80 \pm 0,15 c
S ₁ S ₂ T	2,32 \pm 0,08 e
S ₂ TS ₁	2,65 \pm 0,05 de
TS ₁ S ₂	2,88 \pm 0,01 d

Tabla 3. Tasas de disminución de nitrógeno incubado anaeróbico en 0-20 cm, para cada uno de los tratamientos del Ensayo 1 y el Ensayo 2. LC: labranza convencional, SD: siembra directa, N: nitrógeno, M₁, M₂ y M: maíz, S₁, S₂, y S: soja, T: trigo. Letras iguales indican diferencias no significativas ($P > 0,05$) dentro de cada ensayo.

Table 3. Rates of decrease of anaerobically incubated nitrogen at 0-20 cm in Experiment 1 and Experiment 2. LC: conventional tillage, SD: no tillage, N: nitrogen, M₁, M₂ y M: corn, S₁, S₂, y S: soybean, T: wheat. Equal letters indicate not significant differences ($P > 0,05$) within each experiment.

Tratamiento	Sistema de labranza	
	LC	SD
Ensayo 1		
mg kg ⁻¹ año ⁻¹		
Sin N	3,04 a	2,21 b
Con N	2,87 a	2,05 b
Ensayo 2		
mg kg ⁻¹ año ⁻¹		
M ₁ M ₂ T	7,55 a	5,75 a
M ₂ TM ₁	5,78 a	4,90 a
TM ₁ M ₂	5,32 a	5,58 a
MST	3,74 a	2,39 a
STM	5,80 a	4,13 a
TMS	5,17 a	5,19 a
S ₁ S ₂ T	5,56 a	3,24 a
S ₁ TS ₁	5,34 a	4,80 a
TS ₁ S ₂	6,70 a	4,50 a

residuos de los cultivos tampoco se asociaron a menores disminuciones de NAN.

Los resultados obtenidos en los dos ensayos podrían ser atribuidos al efecto de la FN continuada y con elevadas dosis aplicadas a todos los cultivos en las unidades experimentales Con N del Ensayo 1, y al maíz y al trigo de todos los tratamientos del Ensayo 2. La FN puede incidir sobre la variación de CO del suelo a través de la magnitud del incremento del C aportado por los residuos (Studdert & Echeverría, 2000; Domínguez *et al.*, 2009). No obstante, se ha informado que el agregado de N de manera continuada y con dosis elevadas podría producir una aceleración de la tasa de mineralización del CO del suelo por los microorganismos, al disminuir la relación C/N del sistema (Khan *et al.*, 2007; Poirier *et al.*, 2009; Casado-Murillo & Abril, 2013; Melchiori *et al.*, 2014). El mejoramiento de la disponibilidad de N bajo condiciones de abundancia de C y limitantes en N, llevaría al incremento extraordinario de la actividad microbiana y, con ello, a un incremento de la extramineralización del CO del suelo. Se produciría así un "efecto *priming*" de mayor magnitud sobre el CO del suelo, es decir, un fuerte cambio de éste en un corto plazo relacionado con el agregado de N mineral a través de fertilizantes y su efecto sobre la relación C/N del ambiente edáfico (Kuzyakov *et al.*, 2000; Melchiori *et al.*, 2014).

En el Ensayo 1, si bien la FN produjo incrementos en los residuos de los cultivos y, por lo tanto, en el aporte de C, la aplicación de N pudo haber provocado una aceleración de la actividad biológica, promoviendo la descomposición de los residuos de los cultivos y del CO del suelo, incrementando así las tasas de mineralización (Khan *et al.*, 2007; Poirier *et al.*, 2009). Esta podría ser la razón por la cual los mayores aportes de C producidos en los tratamientos Con N, no presentaron disminuciones de NAN significativamente menores que la de los tratamientos Sin N, tal como se esperaba.

En el Ensayo 2, se esperaba que la secuencia M₁M₂T provocara una menor disminución de NAN, ya que es la que presentó mayores aportes de C (Tabla 2). No obstante, no se manifestó el efecto esperado. Las tres Series con mayor proporción de maíz (M₁M₂T, M₂TM₁, TM₁M₂) fueron las que tuvieron una mayor frecuencia de FN (todos los años), las tres de la secuencia MST (MST, STM, TMS) fueron fertilizadas 4 de los 6 años, y las tres con mayor proporción de soja (S₁S₂T, S₂TS₁, TS₁S₂) lo fueron sólo en 2 de los 6 años. La mayor frecuencia de FN en M₁M₂T, puede haber sido la causa por la cual no se manifestó el efecto de la mayor cantidad de C

aportado al suelo. Esto explicaría además, la ausencia de relación significativa entre las disminuciones de NAN y el aporte de C por los residuos (Fig. 2).

Si bien la entrada de C al suelo es principalmente regulada por la cantidad aportada por los residuos de los cultivos, debería también tenerse en cuenta la calidad de éstos (relación C/N, contenido de lignina, contenido de carbohidratos solubles). La tasa de descomposición del material vegetal disminuye con el incremento de la relación C/N (Kumar & Goh, 2000). Los cultivos de maíz y trigo aportan una gran cantidad de residuos con alta C/N (> 60), mientras que el de soja aporta una menor cantidad de residuos con baja C/N (<30) (Studdert & Echeverría, 2000). Asimismo, cuanto más elevado sea el contenido de carbohidratos solubles y/o más baja la C/N de los materiales devueltos, debería esperarse un más intenso "efecto priming" (Kuzuyakov *et al.*, 2000). No obstante, la mayor disponibilidad de N por fertilización bajo condiciones no limitantes de sustrato carbonado, produciría un efecto similar en el suelo (Kuzuyakov *et al.*, 2000), además de reducir la C/N de los residuos de los cultivos que habían sido fertilizados (Melchiori *et al.*, 2014).

Dada la relación entre NAN y COT y NAN y COP (Fabrizzi *et al.*, 2003; Studdert *et al.*, 2006, 2015; Urquieta *et al.*, 2008), podría esperarse que, además de su efecto sobre la dinámica del CO del suelo, la calidad de los residuos tam-

bién tuviera influencia sobre el contenido de NAN. En el Ensayo 2 se realizó un análisis por año de los aportes de C (antecesor inmediato y promedio anual de la serie hasta el año correspondiente) y los contenidos de NAN bajo ambos SL y las nueve Series. El análisis de varianza (datos no mostrados) indicó que, en general, no hubo interacción significativa SL * Serie ni efecto principal significativo del SL sobre los aportes de C. Sólo hubo efecto principal significativo de la Serie en casi todos los años para ambos tipos de aportes. En las Tablas 4 y 5 se muestran los aportes de C bajo los SL y para las Series, respectivamente. En términos generales, el aporte de C bajo SD tendió a ser menor que bajo LC (Tabla 4), aunque sólo en 2006 lo fue significativamente. Por otro lado, las Series con mayor frecuencia de maíz realizaron, en general, un significativamente mayor aporte promedio anual de C en todos los años ($4,53 \pm 0,16$, $5,38 \pm 0,16$ y $5,52 \pm 0,16$ Mg ha⁻¹ para M₁M₂T, M₂TM₁ y TM₁M₂, respectivamente, promedio de los seis años de ensayo). Dicho aporte fue intermedio para MST, STM y TMS ($3,82 \pm 0,16$, $4,31 \pm 0,16$ y $3,80 \pm 0,16$ Mg ha⁻¹, respectivamente) y más bajo para S₁S₂T, S₂TS₁ y TS₁S₂ ($2,32 \pm 0,16$, $2,64 \pm 0,16$ y $2,89 \pm 0,16$ Mg ha⁻¹, respectivamente). Asimismo, el maíz como antecesor inmediato hizo, en general, un significativamente mayor aporte de C que el trigo y la soja, siendo la diferencia entre éstos dependiente del año (Tabla 5).

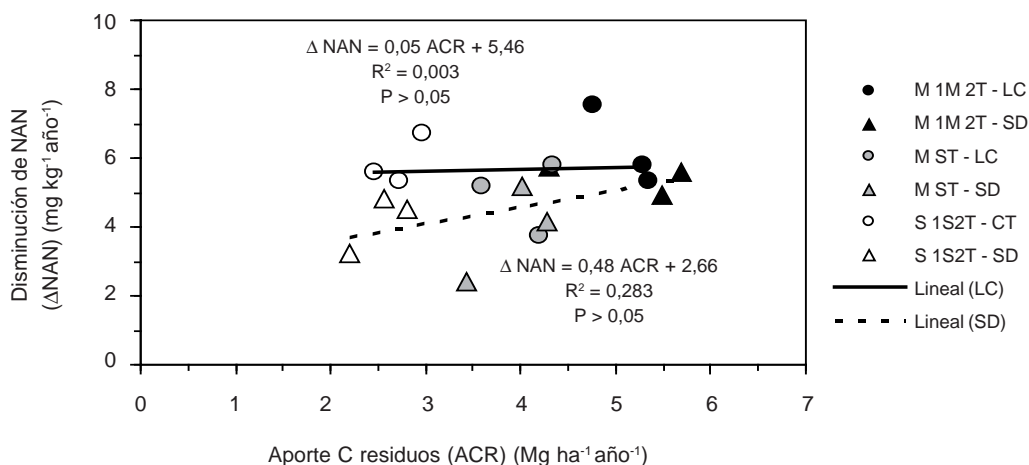


Figura 2. Disminución de nitrógeno incubado anaeróbico (NAN) en función de los aportes de carbono (C) por los residuos de los cultivos a la profundidad de 0-20 cm en el Ensayo 2. LC: labranza convencional, SD: siembra directa, M₁, M₂ y M: maíz, S₁, S₂ y S: soja, T: trigo.

Figure 2. Decrease of anaerobically incubated nitrogen (NAN) as a function of carbon (C) input through crop residues at 0-20 cm in Experiment 2. LC: conventional tillage, SD: no tillage, M₁, M₂ y M: corn, S₁, S₂ y S: soybean, T: wheat.

Tabla 4. Aportes de carbono del cultivo antecesor y aportes de carbono promedio anual (media \pm error estándar) en 0-20 cm para los dos sistemas de labranza (labranza convencional (LC) y siembra directa (SD)) del Ensayo 2. Letras iguales indican diferencias no significativas ($P>0,05$). Las celdas grisadas indican existencia de interacción significativa ($P<0,05$) entre Sistema de labranza y Serie.

Table 4. Carbon input at 0-20 cm through immediately preceding crop residues and as annual average (mean \pm standard error) under two tillage systems (conventional tillage (LC) and no tillage (SD)) in Experiment 2. Equal letters indicate non significant differences ($P>0.05$). Grayed sells indicate significant interaction ($P<0.05$) between Tillage system and crop Series.

Año	Aporte	Sistema de labranza	
		LC	SD
----- Mg C ha ⁻¹ -----			
2006	Antecesor	4,64 \pm 0,13 a	3,62 \pm 0,13 B
	Promedio anual	4,64 \pm 0,13 a	3,62 \pm 0,13 B
2007	Antecesor	3,14 \pm 0,16 b	4,02 \pm 0,16 A
	Promedio anual	3,88 \pm 0,10 a	3,81 \pm 0,10 A
2008	Antecesor	4,67 \pm 0,17 a	4,55 \pm 0,17 A
	Promedio anual	4,15 \pm 0,10 a	4,06 \pm 0,10 A
2009	Antecesor	2,29 \pm 0,16 a	2,28 \pm 0,16 A
	Promedio anual	3,68 \pm 0,09 a	3,62 \pm 0,09 A
2010	Antecesor	4,43 \pm 2,20 a	4,32 \pm 2,31 A
	Promedio anual	3,83 \pm 0,08 a	3,76 \pm 0,08 A
2011	Antecesor	4,61 \pm 0,15 a	4,39 \pm 0,15 A
	Promedio anual	3,96 \pm 0,08 a	3,86 \pm 0,08 A

Tabla 5. Aportes de carbono del cultivo antecesor a la profundidad de 0-20 cm para las nueve series del Ensayo 2. EE: error estándar; M₁, M₂, M: maíz, S₁, S₂, S: soja, T: trigo. Letras iguales indican diferencias no significativas ($P>0,05$) entre antecesores dentro de cada año. Celdas grisadas: interacción significativa ($P<0,05$) entre Sistema de labranza y Serie.

Table 5. Carbon input at 0-20 cm from preceding crop residues for the nine crop Series in Experiment 2. EE: standard error; M₁, M₂ y M: corn, S₁, S₂, y S: soybean, T: wheat. Equal letters indicate nont significant differences ($P>0.05$) among preceding crops within each year. Grayed sells: significant interaction ($P<0.05$) between Tillage system and Series.

Año	Variable	Serie								
		M ₁ M ₂ T	M ₂ TM ₁	TM ₁ M ₂	MST	STM	TMS	S ₁ S ₂ T	S ₂ TS ₁	TS ₁ S ₂
----- Mg C ha ⁻¹ -----										
2006	Antecesor	M ₁	M ₂	T	M	S	T	S ₁	S ₂	T
	Aporte	Media 7,76 a	7,45 a	2,79 b	7,71 a	2,09 bc	2,86 b	2,10 bc	1,68 c	2,76 bc
		EE 0,27	0,27	0,27	0,27	0,27	0,27	0,27	0,27	0,27
2007	Antecesor	M ₂	T	M ₁	S	T	M	S ₂	T	S ₁
	Aporte	Media 4,85 a	3,19 b	5,15 a	2,55 c	3,42 b	4,73 a	2,30 c	3,58 b	2,42 c
		EE 0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24
2008	Antecesor	T	M ₁	M ₂	T	M	S	T	S ₁	S ₂
	Aporte	Media 2,36 bcd	8,16 a	9,07 a	2,23 cd	8,29 a	3,19 bc	1,95 d	2,90 bcd	3,35 b
		EE 0,36	0,36	0,36	0,36	0,36	0,36	0,36	0,36	0,36
2009	Antecesor	M ₁	M ₂	T	M	S	T	S ₁	S ₂	T
	Aporte	Media 2,91 ab	3,23 a	3,01 a	2,67 b	0,79 c	3,13 a	0,71 c	0,95 c	3,17 a
		EE 0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18
2010	Antecesor	M ₂	T	M ₁	S	T	M	S ₂	T	S ₁
	Aporte	Media 6,20 a	3,45 d	5,75 ab	4,20 b	3,67 c	5,77 ab	3,52 cd	3,61 c	3,23 d
		EE -	-	2,54	-	0,67	1,57	1,46	0,81	1,30
2011	Antecesor	T	M ₁	M ₂	T	M	S	T	S ₁	S ₂
	Aporte	Media 3,10 bc	6,83 a	7,35 a	3,54 b	7,57 a	3,14 bc	3,40 b	3,16 bc	2,38 c
		EE 0,32	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32

En el análisis de NAN por año, no hubo interacción significativa SL * Serie ni, en general, efecto principal significativo del SL ni de la Serie (sólo fue significativo el efecto de Serie en 2009 y el de SL en 2007 y 2010). Hubo una leve tendencia a mayores contenidos de NAN bajo SD respecto a LC (Tabla 6). Por otro lado, no hubo tendencias claras en los contenidos de NAN en relación al cultivo antecesor inmediato ni a la Serie (datos no mostrados). No hubo relación significativa entre el contenido de NAN a 0-20 cm tanto con los aportes de C por el antecesor inmediato como con los aportes de C promedio anual (datos no mostrados), con excepción del año 2007 en que la regresión fue significativa pero con muy bajo R^2 (0,22 y 0,11 para los aportes del antecesor inmediato y promedio anual, respectivamente).

A pesar de las diferencias observadas en los aportes de C y de las diferentes calidades de los residuos, no se encontraron diferencias significativas en los contenidos de NAN para los distintos antecesores. Esto indica que en las condiciones en las que se realizó este ensayo, la cantidad y la calidad de los residuos de los cultivos antecesores inmediatos no tuvieron influencia sobre el NAN. Posiblemente, el efecto de la FN aplicada a los cultivos de maíz y trigo pueda haber influenciado la calidad de los residuos a través de una disminución de su relación C/N y la del ambiente edáfico, tal como fue mencionado anteriormente. De esta manera, se produce una aceleración de la tasa de extramineralización del CO del suelo (Khan *et al.*, 2007; Poirier *et al.*, 2009; Casado-Murillo & Abril, 2013; Melchiori *et al.*,

2014) o "efecto *priming*" (Kuzyakov *et al.*, 2000) y, como consecuencia, una disminución del NAN. La FN podría estar así interviniendo en la dinámica del CO del suelo y, por lo tanto, del NAN, enmascarando la expresión del efecto puro de los cultivos antecesores.

CONCLUSIONES

Se observó una disminución del NAN con los años de agricultura en las tres profundidades analizadas (0-5, 5-20 y 0-20 cm), bajo LC y SD, y para condiciones Con y Sin N. Las disminuciones de NAN fueron mayores bajo LC que bajo SD sólo en la capa más superficial (0-5 cm). Sin embargo, independientemente del SL, no hubo diferencias significativas en las disminuciones de NAN en la capa arable (0-20 cm) relacionadas con distintas secuencias de cultivos ni niveles de FN. Por lo tanto, en las condiciones en las que se desarrolló este trabajo, se reunieron evidencias suficientes para rechazar la parte de la primera hipótesis planteada referida a la relación de las variaciones de NAN con los aportes de C. No obstante, no fueron suficientes para rechazar lo referido a la falta de relación entre la variación del NAN y los SL, dado que las variaciones de NAN fueron similares para SD y LC.

Por otro lado, se reunieron evidencias suficientes para rechazar la segunda hipótesis planteada, ya que no se observaron diferencias significativas en los contenidos de NAN luego de antecesores que aportaron distintos tipos de residuos. Esto indica que, para las condiciones en las que se realizó este estudio, la cantidad y la calidad de los residuos del cultivo antecesor inmediato a la determinación del NAN no afectó su contenido. No obstante, en el presente trabajo se evaluó un rango estrecho de condiciones (limitada variación de aportes de C y de calidades de residuos de cultivos en un período agrícola relativamente corto). Además, la FN realizada a los cultivos de maíz y trigo puede haber enmascarado la relación entre los residuos aportados al suelo (calidad y cantidad) y las disminuciones de NAN. Por lo tanto, futuras investigaciones deberían ampliar el rango de condiciones y profundizar el estudio del efecto de la FN sobre la dinámica de la fracción orgánica del suelo.

AGRADECIMIENTOS

La información presentada en este trabajo forma parte de la Tesis de Grado de la primera autora presentada para obtener su título de Ingeniera Agrónoma en

Tabla 6. Nitrógeno incubado anaeróbico (media \pm error estándar) para los dos sistemas de labranza (labranza convencional (LC) y siembra directa (SD)) para cada año del Ensayo 2 en 0-20 cm. Letras iguales dentro de cada año indican diferencias no significativas ($P > 0,05$).

Table 6: Anaerobically incubated nitrogen (mean \pm standard error) under both tillage systems (conventional tillage (LC) and no tillage (SD)) at 0-20 cm each year in Experiment 2. Equal letters indicate non significant differences ($P > 0.05$) within each year.

Año	Sistema de labranza	
	LC	SD
mg kg ⁻¹		
2006	87,2 \pm 3,65 a	84,9 \pm 3,61 a
2007	100,7 \pm 4,03 b	104,3 \pm 4,03 a
2008	79,2 \pm 4,65 a	83,1 \pm 4,65 a
2009	71,8 \pm 2,54 a	81,3 \pm 2,53 a
2010	71,5 \pm - b	84,3 \pm 1,99 a
2011	64,6 \pm 4,05 a	63,9 \pm 4,10 a

la Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Este trabajo fue financiado por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (a través del proyecto PICT 2012-1092), la Universidad Nacional de Mar del Plata (a través de los proyectos AGR466/14 y AGR481/15) y el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (a través del proyecto específico PNCYO 1127032).

BIBLIOGRAFÍA

- Buyanovsky, GA & GH Wagner. 1986. Post-harvest residue input to cropland. *Plant Soil* 93(1): 57-65.
- Buyanovsky, GA & GH Wagner. 1997. Crop residue input to soil organic matter in the Sanborn field. In: Paul EA (eds) Soil organic matter in temperate ecosystems: Long-term experiments in North America. CRC Press, Boca Raton, Florida, EEUU. pp. 73-83.
- Casado-Murillo, N & A Abril. 2013. Decomposition and carbon dynamics of crop residue mixtures in a semiarid long term no-till system: effects on soil organic carbon. *Open Agric. J.* 7(1):11-21.
- Diovisalvi, NV; GA Studdert; GF Domínguez & MJ Eiza. 2008. Fracciones de carbono y nitrógeno orgánicos y nitrógeno anaeróbico bajo agricultura continua con dos sistemas de labranza. *Ciencia del Suelo* 26(1): 1-11.
- Diovisalvi, NV; GA Studdert; NI Reussi Calvo; GF Domínguez & A Berardo. 2014. Estimating soil particulate organic carbon through total soil organic carbon content. *Ciencia del Suelo* 32(1): 85-94.
- Domínguez, GF & GA Studdert. 2006. Balance de carbono en un Molisol bajo labranza convencional. Actas 22º Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy, Argentina, septiembre 2006. En CD.
- Domínguez, GF; NV Diovisalvi; GA Studdert & MG Monterubbianesi. 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.
- Doran, JW & TB Parkin. 1996. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: Doran, JW & AJ Jones (eds) Methods for assessing soil quality. SSSA Special Publication N° 49. Soil Sci. Soc. Am.; Madison, Wisconsin, EEUU. pp. 25-37.
- Durán, A; H Morrás; G Studdert & X Liu. 2011. Distribution, properties, land use and management of Mollisols in South America. *Chinese Geogr. Sci.* 21(5): 511-530.
- Echeverría, HE; NF San Martín & R Bergonzi. 2000. Métodos rápidos de estimación de nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. *Ciencia del Suelo* 18(1): 9-16.
- Echeverría, HE; HR Sainz Rozas & PA Barbieri. 2015. Maíz y sorgo. En: Echeverría, HE & FO García (eds) Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. 2da Edición. INTA Ediciones, Buenos Aires, Argentina. pp. 435-478.
- Fabrizzi, KP; A Morón & FO García. 2003. Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. non-degraded Mollisols in Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67(6): 1831-1841.
- Franzluebbers, A. 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil Till. Res.* 66(2): 95-106.
- Genovese, MF; HE Echeverría; GA Studdert & H Sainz Rozas. 2009. Nitrógeno de amino azúcares en suelos: Calibración y relación con el nitrógeno incubado anaeróbico. *Ciencia del Suelo* 27(2): 225-236.
- Gregorich, EG; MH Beare; UF McKim & JO Skjemstad. 2006. Chemical and biological characteristics of physically uncomplexed organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70(3): 975-985.
- INTA. 1979. Carta de suelos de la República Argentina. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, Buenos Aires, Argentina. 76 p.
- Keeney, DR. 1982. Nitrogen-availability indexes. In: Page, AL (ed) Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties. Agron. Monog 9 ASA and SSSA, Madison, Wisconsin, EEUU. pp. 711-733.
- Keeney, DR & DW Nelson. 1982. Nitrogen inorganic forms. In: Page, AL (ed) Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties Agron. Monog 9 ASA and SSSA, Madison, Wisconsin, EEUU. pp. 643-698.
- Khan, SA; RL Mulvaney; TR Ellsworth & CW Boast. 2007. The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration. *J. Environ. Qual.* 36(6):1821-1832.
- Kumar, K & M Goh. 2000. Crop residues and management practices: effects on soil quality, soil nitrogen dynamics, crop yield and nitrogen recovery. *Adv. Agron.* 68: 197-319.
- Kuzyakov, Y; JK Friedel & K Stahr. 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biol. Biochem.* 32(11-12):1485-1498.
- Lal, R. 2010. Enhancing eco-efficiency in agro-ecosystems through soil carbon sequestration. *Crop Sci.* 50(Supplement): S-120-S-131.
- Littell, RC; GA Milliken; WW Stroup; RD Wolfinger & O Schabenberger. 2006. SAS® for mixed models, Second Edition, SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.
- Manuel-Navarrete, D; GC Gallopín; M Blanco; M Díaz-Zorita; DO Ferraro; H Herzer; P Laterra; MR Murmis; G Podestá; J Rabinovich; EH Satorre; F Torres & EF Viglizzo. 2009. Multi-causal and integrated assessment of sustainability: the case of agriculturization in the Argentine Pampas. *Environ. Dev. Sustain.* 11(3): 621-638.
- Mazzilli, SR; AR Kemanian; OR Ernst; RB Jackson & G Piñeiro. 2014. Priming of soil organic carbon decomposition induced by corn compared to soybean crops. *Soil Biol. Biochem.* 75(1): 273-281.
- Melchiori, RJM; LE Novelli; VC Gregorutti & OP Caviglia. 2014. Stover quality and soil organic carbon in long-term nitrogen-fertilized maize. *Agron. J.* 106(5): 1709-1716.
- Poirier, V; DA Angers; P Rochette; MH Chantigny; N Ziadi; G Tremblay & J Fortin. 2009. Interactive effects of tillage and mineral fertilization on soil carbon profiles. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73(1): 255-261.
- Powlson, DS; CM Stirling; ML Jat; BG Gerard; CA Palm; PA Sanchez & KG Cassman. 2014. Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nature Climate Ch.* 4(8): 678-683.
- Puget, P & R Lal. 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.
- Quiroga, RA & GA Studdert. 2015. Manejo del suelo e intensificación agrícola: agua y materia orgánica, dos aspectos clave. En: Echeverría, HE & FO García (eds) Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. 2da Edición. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina. pp. 73-100.
- Reeves, DV. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil Till. Res.* 43(1-2): 131-167.

- Reicosky, DC; TJ Sauer & JL Hatfield. 2011. Challenging balance between productivity and environmental quality: tillage impacts. *In: Hatfield, JL & TJ Sauer (eds) Soil management: building a stable base for agriculture*. Am. Soc. Agron., Soil Sci. Soc. Am., Madison, Wisconsin, EEUU. pp. 13-37.
- Reussi Calvo, NI; HR Sainz Rozas; HE Echeverría & A Berardo. 2013. Contribution of anaerobically incubated nitrogen to the diagnosis of nitrogen status in spring wheat. *Agron. J.* 105(1): 1-8.
- Reussi Calvo, NI; GA Studdert; MB Calandroni; NV Diovisalvi; FN Cabria & A Berardo. 2014. Nitrógeno incubado en anaerobiosis y carbono orgánico en suelos agrícolas de Buenos Aires. *Ciencia del Suelo* 32(2): 189-196.
- Ritchie, SW & JJ Hanway. 1982. How a corn plant develops. Iowa State University of Science and Technology. Cooperative Extension Service. Ames, Iowa, EEUU. Special Report 48. 21 p.
- Sainz Rozas, HR; P Calviño; HE Echeverría; PA Barbieri & M Redolatti. 2008. Contribution of anaerobically mineralized nitrogen to the reliability of planting or presidedress soil nitrogen test in maize. *Agron. J.* 100(4): 1020-1025.
- Sainz Rozas, HR; HE Echeverría & HP Angelini. 2011. Niveles de carbono orgánico y pH en suelos agrícolas de la Región Pampeana y Extrapampeana Argentina. *Informaciones Agronómicas* 2: 6-12.
- Sánchez, SR; GA Studdert & HE Echeverría. 1996. Descomposición de residuos de cosecha en un Argiudol Típico. *Ciencia del Suelo* 14(1): 63-68.
- SAS Institute. 2004. SAS Online Doc, Versión 9. SAS Institute Inc., Cary, North Carolina, EEUU. [En línea] <www.sas.com> [Consultado 1 de marzo de 2004].
- Schneiter, AA & JF Miller. 1981. Description of sunflower growth stages. *Crop Sci.* 21(6): 901-903.
- Six, J.; H Bossuyt; S Degryze & K Denef. 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. USDA, Natural Resources Conservation Service. Washington, DC, EEUU. 372 p.
- Soon, YK; A Haq & MA Arshad. 2007. Sensitivity of nitrogen mineralization indicators to crop and soil management. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 38: 2029-2043.
- Studdert, GA & H Echeverría. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64(4): 1496-1503.
- Studdert, GA; H Echeverría & EM Casanovas. 1997. Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a Typic Argiudoll. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61(5): 1466-1472.
- Studdert, GA; GF Domínguez; N Fioriti; MV Cozzoli; NV Diovisalvi & MJ Eiza. 2006. Relación entre nitrógeno anaeróbico y materia orgánica de molisoles de Balcarce. Actas 20º Congreso de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo, Salta-Jujuy, Argentina, septiembre de 2006. En CD.
- Studdert, GA; GF Domínguez; MA Agostini & MG Monterubbianesi. 2010. Cropping systems to manage Southeastern Pampas´ Mollisol health. I. organic C and mineralizable N. *In: Liu, X; C Song; RM Cruse & T Huffman (eds) New advances in research and management of world Mollisols*. Proceedings «International symposium on soil quality and management of world Mollisols», Harbin, Heilongjiang, R.P. China, julio de 2010. pp. 199-200.
- Studdert, GA; GF Domínguez; MC Zagame & JC Carabaca. 2015. Variación estacional de carbono orgánico particulado y nitrógeno anaeróbico. *Ciencia del Suelo* 33(1): 65-78.
- Triplett, GB JR & WA Dick. 2008. No-tillage crop production: a revolution in agriculture. *Agron. J.* 100(Supplement): S-153-S-165.
- Urquieta, JF; GF Domínguez; GA Studdert & S Tettenborn. 2008. Relación entre nitrógeno anaeróbico y materia orgánica de suelos del Sudeste Bonaerense. Actas 21º Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes, San Luis, Argentina, mayo de 2008. En CD.
- Wander, M & T Nissen. 2004. Value of soil organic carbon in agricultural lands. *Mitig. Adapt. Strateg. Global Ch.* 9(4): 417-431.
- Weil, RR & F Magdoff. 2004. Significance of soil organic matter to soil quality and health. *In: Magdoff, F & RR Weil (eds) Soil organic matter in sustainable agriculture*. CRC Press, Boca Raton, Florida, EEUU. pp. 1-43.
- Wright, AL & FM Hons. 2005. Soil carbon and nitrogen storage in aggregates from different tillage and crop regimes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69(1): 141-147.
- Zadoks, JC; TT Chang & CF Konzak. 1974. A decimal code for growth stages of cereals. *Weed Res.* 14(6): 415-421.