

MINERALIZACIÓN BRUTA DE NITRÓGENO BAJO LABRANZA CONVENCIONAL, SIEMBRA DIRECTA Y PASTURA

CECILIA VIDELA¹; AGUSTÍN PAZOS²; PAULO CESAR TRIVELIN³; HERNÁN EDUARDO ECHEVERRÍA^{1,4} & GUILLERMO ALBERTO STUDDERT¹

¹Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, CC 276 (7620), Balcarce, Argentina.

e-mail: cvidela@balcarce.inta.gov.ar

²EEA INTA Chubut, Ex Ruta 25 km 1480 (9100) Trelew - Chubut - Argentina

³Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA) - Universidade de São Paulo, CP 96, 13400-970. Piracicaba, Brasil

⁴EEA INTA Balcarce

Recibido: 07/07/05

Aceptado: 07/11/05

RESUMEN

La intensificación de la agricultura convencional en el sudeste de Buenos Aires condujo a degradación y reducción de la fertilidad de los suelos. La agricultura bajo siembra directa (SD) y la inclusión de pasturas (PP) en las rotaciones con cultivos, son alternativas de manejo que tienden a reducir los efectos de la labranza convencional (LC). Los objetivos del presente trabajo fueron: a) estudiar las tasas de mineralización, nitrificación y consumo bruto de nitrógeno en Molisoles bajo LC, SD y PP y b) cuantificar el nitrógeno potencialmente mineralizable por incubación anaeróbica (NAN) y su relación con las tasas de mineralización. El estudio se realizó sobre un complejo de suelos Argiudol típico - Paleudol petrocálcico que estuvo bajo agricultura continua con labranza convencional por 17 años hasta 1994, cuando se implementaron tres manejos: pastura permanente (PP) y agricultura continua bajo SD y LC. Los procesos brutos fueron estimados con la técnica de dilución del isótopo ¹⁵N y el NAN mediante incubaciones cortas anaeróbicas. La tasa de mineralización bruta (TMB) presentó valores menores que 2 mg N kg⁻¹ día⁻¹. La TMB de PP fue siempre mayor que la de los manejos agrícolas. La tasa de consumo bruto tuvo valores entre 0,47 y 3,21 mg N kg⁻¹ día⁻¹, siendo la nitrificación el proceso de consumo más importante para los tres sistemas de manejo (80%). Las cantidades acumuladas de N mineralizado (PP= 28,6 mg kg⁻¹, SD= 19,7 mg kg⁻¹ y LC= 10,8 mg kg⁻¹) fueron diferentes entre manejos, mientras que las cantidades consumidas bajo los tres tratamientos no fueron diferentes entre si (PP= 72,6 mg kg⁻¹, SD= 56,9 mg kg⁻¹ y LC= 74,1 mg kg⁻¹). El suelo bajo pastura fue el que presentó mayor NAN (93,4 mg kg⁻¹), duplicando los valores correspondientes a LC (41,4 mg kg⁻¹) y SD (46,6 mg kg⁻¹), sin haber diferencias entre los manejos agrícolas. Los coeficientes de correlación lineal entre las TMB y NAN para los cuatro tiempos de medición fueron de entre 0,47 y 0,97, significativos en todos los momentos. Después de cinco años de implantada, PP produjo un aumento en TMB con respecto a los manejos agrícolas, mientras que el mismo período bajo SD no mejoró las TMB respecto a la LC. Por otro lado, las TCB no presentaron diferencias en respuesta al manejo y ni PP ni SD mejoraron las TNB respecto a LC.

Palabras clave. ¹⁵N, dilución isotópica, mineralización, nitrificación, consumo, manejo de suelos.

GROSS NITROGEN MINERALIZATION UNDER CONVENTIONAL TILLAGE, NO TILLAGE AND PASTURE

ABSTRACT

The intensification of conventional agriculture in the southeastern Buenos Aires province (Argentina) produced soil fertility degradation. No-tillage (SD) agriculture and the inclusion of pastures (PP) in crop rotations, represent management alternatives to reduce conventional tillage (LC) effects. A lab experiment was carried out with the aims of: a) to study nitrogen mineralization (TMB), nitrification (TNB) and consumption (TCB) gross rates in a Mollisol under LC, SD and PP; and b) to quantify the potentially mineralizable nitrogen through anaerobic incubation (NAN) and its relation with mineralization rates. The studied soil was a Typic Argiudoll - Petrocalcic Paleudoll complex which had been under conventional tillage for 17 yr until 1994 when it was converted to three different soil management systems: continuous PP and continuous cropping under SD, and under LC. Gross processes were estimated through the ¹⁵N dilution technique, adding ¹⁵N-labeled (NH₄)₂SO₄ (10% ¹⁵N at. exc.) four times during an 35-d incubation period and NAN was determined through short anaerobic incubations. Gross N mineralization rates ranged between 0.17 and 1.36 mg N kg⁻¹ day⁻¹. The soil under PP treatment presented higher TMB than cropping managements. Gross consumption rates ranged between 0.47 and 3.21 mg N kg⁻¹ day⁻¹, being nitrification the most important consumption process for all three management systems (80 %). Cumulative mineralized N (P= 28.6 mg kg⁻¹, SD= 19.7 mg kg⁻¹ and LC= 10.8 mg kg⁻¹) was different among management systems, whereas cumulative consumed N were not (P= 72.6 mg kg⁻¹, SD= 56.9 mg kg⁻¹ and LC= 74.1 mg kg⁻¹). The soil under PP presented highest NAN values (93.4 mg kg⁻¹) that was twice as much as soil under LC (41.4 mg kg⁻¹) or SD (46.6 mg kg⁻¹). Lineal correlation coefficients between TMB and NAN were statistically significant for all the measurement times and ranging between 0.47 and 0.97. After five years from management installation, PP produced an increase in TMB relative to the cropping managements, whereas the same period under SD did not improve the TMB relative to LC. Gross consumption rates did not present differences among management systems and neither PP nor SD improved TNB respect to LC.

Key words. ¹⁵N, isotopic dilution technique, mineralization, nitrification, consumption, soil management.

INTRODUCCIÓN

La descomposición de la materia orgánica del suelo y las correspondientes mineralización e inmovilización son procesos clave en el ciclo de nitrógeno (N) en el sistema suelo-planta. Estos procesos son altamente complejos, pues la materia orgánica es una mezcla muy heterogénea, constituida por restos vegetales y animales recientemente incorporados y, también, por materiales húmicos muy resistentes. La biomasa microbiana, responsable de la descomposición de la materia orgánica en el suelo, está compuesta por diversos microorganismos que sufren cambios en respuesta a variaciones en temperatura, humedad, pH y estado de energía del suelo.

Los suelos agrícolas del sudeste de la provincia de Buenos Aires (SEB) contienen niveles relativamente altos de carbono orgánico, entre 25 y 45 g kg⁻¹. En las últimas dos décadas el manejo habitual de estos suelos se basó en laboreos de tipo convencional (LC) sin inclusión de pasturas en las rotaciones agrícolas, lo que resultó en degradación de sus propiedades físicas, químicas y bioquímicas (Darwich, 1991), principalmente evidenciada por deficiencias de nitrógeno en los cultivos de trigo y maíz. La reducción del contenido de carbono orgánico en el SEB fue de 4,4 g kg⁻¹ en 6 a 7 años de labranza convencional, alcanzando niveles de equilibrio entre 26 y 29 g kg⁻¹ (Studdert *et al.*, 1997).

La alternativa tradicional para mejorar estos suelos ha sido la inclusión de 3 a 4 años de pasturas después de un ciclo agrícola de 6 a 7 años, conduciendo a incrementos en los niveles de C orgánico hasta valores cercanos a los originales (Studdert *et al.*, 1997). La inclusión de pasturas en la rotación recompone las propiedades del suelo afectadas por los cultivos, produciendo un incremento en los componentes orgánicos del suelo debido a la gran producción aérea y de biomasa de raíces, al aumento en la biomasa microbiana y a la intensa producción de agentes cementantes que favorecen la estructuración (Haynes *et al.*, 1991).

La siembra directa (SD) representa otra alternativa de manejo que intenta reducir los efectos de la LC y está siendo ampliamente adoptada en la Argentina. La superficie cultivada con este sistema alcanzó en 2002 a los 12 millones de hectáreas (Peiretti, 2002), por lo que existe gran interés por conocer la dinámica de los procesos involucrados en la conservación de la materia orgánica. Generalmente, la SD incrementa la cantidad de N en el suelo y también el C y N de la biomasa microbiana, produciendo una estratificación de esas fracciones en el suelo (Alvarez *et al.*, 1995). Hay evidencia de que la SD produce, por lo menos en el corto plazo, una disminución en la tasa de mineralización debido a una menor remoción

del suelo a pesar del aumento en su compartimiento orgánico (Blevins *et al.*, 1983).

En los suelos del SEB se ha encontrado que la cantidad de N que las plantas absorben del suelo es mayor bajo LC que bajo SD durante las primeras etapas de crecimiento del trigo, pero estos valores tienden a equiparse durante el resto del ciclo del cultivo en años de escasas precipitaciones (Melaj *et al.*, 2003). La mayor mineralización bajo LC sería consecuencia de la exposición al oxígeno de microagregados del suelo y de los microorganismos por acción de las labranzas. Posteriormente, este efecto desaparecería, ya que después de algunos años bajo LC, quedarían en el suelo las fracciones de materia orgánica (MO) más recalcitrantes y difíciles de mineralizar. Bajo SD, en cambio, la acumulación de fracciones lábiles, acompañada de temperaturas más bajas, causaría una mineralización más lenta, pero continua a través del ciclo del cultivo (Melaj *et al.*, 2003).

La mineralización neta ha sido usada como un indicador de la disponibilidad de N *in situ*, aunque, en realidad, es el resultado de combinaciones de tasas brutas de procesos que integran el ciclo del N, particularmente amonificación, inmovilización y nitrificación. El modelo de mineralización neta propuesto por Echeverría *et al.*, (1994), estima la producción de N en un período dado a partir del N potencialmente mineralizable (N₀) y la constante de mineralización k, integrando los efectos de la temperatura y la humedad del suelo. Por medio de este modelo es posible estimar la capacidad relativa del suelo para aportar nitrógeno a las plantas, aunque no tiene la capacidad de estimar la mineralización cuando a un suelo se le adiciona material vegetal de diferente calidad y/o forma física, de acuerdo al tipo de manejo de suelo (Studdert *et al.*, 2000).

En los últimos años se han realizado estudios utilizando ¹⁵N que demostraron que los procesos de mineralización e inmovilización brutas, las cuales determinan la disponibilidad de N para las plantas, son parcialmente independientes entre sí (Barraclough, 1991). La estimación de los flujos brutos de N permite una mejor comprensión de los procesos que gobiernan su ciclo y su disponibilidad para las plantas, siendo la técnica de marcado isotópico con ¹⁵N la única herramienta disponible para la estimación de estos fenómenos independiente de los procesos que consumen amonio. Esta técnica consiste en marcar inicialmente con ¹⁵N el amonio del suelo y, posteriormente, monitorear su dilución a medida que ingresa ¹⁴NH₄⁺ proveniente de la mineralización de la materia orgánica.

En diversas investigaciones sobre el ciclo del N se ha enfatizado últimamente, la necesidad de conocer la tasa de mineralización bruta (TMB) (Davidson *et al.*, 1991;

Zaman *et al.*, 1999). Este interés por los procesos brutos del ciclo del N es el resultado de algunas de las limitaciones de la medida de la mineralización neta del N, ya que ésta no da información sobre la inmovilización que ocurre simultáneamente a la mineralización ni sobre la actividad microbiana total. Por el contrario, la TMB mide la cantidad total de N mineralizado independiente de los procesos que consumen amonio.

Los objetivos del presente trabajo fueron: a) estudiar la evolución de la TMB y de las tasas de nitrificación (TNB) y consumo bruto (TCB) de N en un Molisol bajo LC, SD y pastura (PP), bajo condiciones de laboratorio, durante un período de 35 días y b) cuantificar el N anabólico y su relación con la TMB.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del sitio experimental

El experimento está localizado en la EEA Balcarce del INTA (37° 45' S, 58° 18' W, 138 metros sobre el nivel del mar, 950 mm de precipitación anual, 13,7 °C de temperatura media anual) sobre un complejo de suelos Argiudol típico - Paleudol petrocálcico que fue manejado desde 1976 bajo agricultura continua con LC (arado de rejas, rastra de discos, rastra de dientes). El ensayo se planteó como un diseño en bloques completos al azar, con tres repeticiones. En 1994 se modificó el esquema de tratamientos del experimento y algunas parcelas continuaron bajo agricultura continua con LC; en otras, también bajo agricultura continua, se implementó un manejo con SD y en otras fue implantada una pastura (PP). La secuencia de cultivos utilizada en los tratamientos agrícolas fue maíz (*Zea mays* L.) - soja (*Glycine max* L., Merr.) - trigo (*Triticum aestivum* L.). La pastura está compuesta por una mezcla de festuca alta (*Festuca arundinacea* Schreb.) y trébol blanco (*Trifolium repens* L.) El tamaño de las parcelas fue de 20 × 35 m.

En septiembre de 1999 se tomaron muestras compuestas de suelo en los 3 sistemas de manejo (P, SD y LC) de 0 a 10 cm de profundidad. Las muestras se secaron al aire, se tamizaron por 2 mm y se almacenaron hasta la realización del experimento de laboratorio. Al momento de muestreo, el pH del suelo era de 5,6 (1:2,5 H₂O), el contenido de C orgánico (CO) de 30,9, 29,9 y 34,3 g kg⁻¹ para SD, LC y P, respectivamente y el fósforo extractable (por Bray & Kurtz N° 1), de 47,9 µg g⁻¹.

Tasas brutas de mineralización, nitrificación y consumo

Con las muestras extraídas del ensayo de campo, se realizó un experimento de laboratorio a temperatura de 22 ± 2 °C en el que se determinaron las TMB, TNB y TCB. Los procesos brutos de transformaciones de N en el suelo fueron cuantificados en cuatro oportunidades (días 0, 7, 21 y 35 desde el final de la etapa de pre-incubación) a fin de conocer su evolución a través del tiempo.

Para cada tiempo de determinación se pesaron 100 g de suelo (seco al aire y tamizado por 2 mm) de cada muestra en 8 cilindros de PVC de 7 cm de diámetro y 5 cm de altura, cuya base fue cubierta con una malla de plástico para evitar la pérdida de suelo y permitir

el drenaje de agua en caso de que ocurriesen excesos. El suelo en los cilindros fue humedecido hasta capacidad de campo y pre-incubado a 22 ± 2 °C durante dos semanas con una cubierta de Parafilm para evitar la desecación. En los días 0, 7, 21 y 35 desde el final de la pre-incubación se realizaron aplicaciones de ¹⁵N-NH₄⁺ a la cuarta parte de los cilindros cada vez. Se utilizó (¹⁵NH₄)₂SO₄ a una tasa de 10 mg g⁻¹ (base suelo seco), con un exceso de 10% de átomos de ¹⁵N. La aplicación de ¹⁵N se realizó con un inyector de 7 agujas hipodérmicas, que permitió que la distribución del marcador fuera uniforme.

A las 24 (t₀) y 48 h (t_f) de cada aplicación de ¹⁵N se hicieron extracciones con 200 mL de KCl 1N y 30 min de agitación a 170 rpm. Estos extractos fueron filtrados y en ellos se determinó el N inorgánico (N-NH₄⁺ y N-NO₃⁻) por microdestilación por arrastre de vapor (Bremner, 1965).

Los extractos con N inorgánico fueron preparados para el análisis de ¹⁵N por microdifusión (Brookes *et al.*, 1989), con el fin de concentrar el ¹⁵N para que pudiese ser cuantificado por espectrometría de masas. Se colocaron 50 mL de extracto con MgO en recipientes plásticos con cierre hermético, agitándolos a 100 rpm durante tres días a temperatura ambiente y en oscuridad. El NH₃ liberado desde el extracto por la alcalinización del medio fue retenido en pequeños discos de papel de microfibras (Whatman GF/D) acidificados con 10 µL de 2,5 M KHSO₄ sellados en una cinta de politetrafluoroetileno (PTFE) (Sorensen & Jensen, 1991). Después de la microdifusión del amonio del extracto, los discos de papel de microfibras fueron colocados en un desecador y posteriormente en cápsulas de estaño, las que fueron analizadas para la determinación de ¹⁵N con un espectrómetro de masas Europa Sc. ANCA-SL. Sobre el mismo extracto, después de 24 h de ventilación para eliminar todo resto de amonio, se agregó aleación de Devarda para producir la reducción del N-NO₃⁻ y se permitió la difusión durante otros tres días, previa colocación de un nuevo disco acidificado envuelto en PTFE. Estos discos fueron analizados igualmente que los de amonio, para cuantificar el exceso isotópico de la fracción nitrato.

Para el cálculo de la tasa de mineralización bruta se utilizó la siguiente ecuación (Barraclough, 1991):

$$TMB = \theta \cdot \ln(A^*_0 - A^*_f) / \ln(A_0 / A_f) \quad \text{Ec. 1,}$$

donde TMB es tasa de mineralización bruta (mg N kg⁻¹ día⁻¹); A^{*}_f es el exceso de ¹⁵N de la fracción amonio en el tiempo f (%); A^{*}₀ es el exceso de ¹⁵N de la fracción amonio en el tiempo 0 (%); θ es la tasa de cambio del tamaño de la fracción amonio en el tiempo, calculada como (A_f - A₀)/t; A₀ y A_f son el tamaño de la fracción amonio (mg kg⁻¹) en el tiempo 0 y f, respectivamente, es decir en la primera y segunda extracción después de cada aplicación de ¹⁵N y t es el tiempo transcurrido entre la primera y segunda extracción (días).

Para el cálculo de TNB se calculó la abundancia media de la fracción amonio, [A^{*}], según la siguiente ecuación (Barraclough, 1991):

$$[A^*] = 1/t \cdot A^*_0 \cdot A_0^{(TMB/\theta)} \quad \text{Ec. 2,}$$

donde [A^{*}] es la abundancia media de la fracción amonio en el intervalo de tiempo t_f - t₀.

Posteriormente, con el valor de enriquecimiento medio de

la fracción amonio, se calculó la tasa de nitrificación (Barraclough, 1991):

$$TNB = \theta \cdot \ln\{(N^*_0 - [A^*]) / (N^*_f - [A^*])\} / \ln\{1 + (\theta / N_0)\} \quad \text{Ec. 3,}$$

en la cual TNB es la tasa de nitrificación bruta ($\text{mg N kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$); N^*_0 y N^*_f representan el exceso de átomos de ^{15}N en la fracción nitrato en los tiempos 0 y f, respectivamente (%) y N_0 es el tamaño de la fracción nitrato en el tiempo 0 (mg kg^{-1}).

La tasa de consumo de NH_4^+ involucra los procesos de absorción por la planta, volatilización de amoníaco, inmovilización microbiana, nitrificación, fijación por las arcillas y pérdidas por lixiviación. Dicha tasa fue calculada según la ecuación propuesta por Hart *et al.*, (1994):

$$TCB = TMB - (A_f - A_0) / t \quad \text{Ec. 4,}$$

en la que TCB es la tasa de consumo bruto de NH_4^+ ($\text{mg N kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$)

A partir de TMB, TNB y TCB se calcularon las cantidades acumuladas mineralizadas, nitrificadas y consumidas, respectivamente, durante el período estudiado. Para estos cálculos se consideró que cada medición de las tasas se extendió a un período que va desde la mitad del período anterior hasta la mitad del período siguiente y fueron acumulándose las cantidades obtenidas, como se presenta para la TMB.

$$\begin{aligned} \text{N mineralizado} \\ \text{acumulado} = & TMB_0 * 3,5 + TMB_7 * 10,5 + \\ & TMB_{21} * 14 + TMB_{35} * 7 \end{aligned} \quad \text{Ec. 5}$$

Nitrógeno anaeróbico

El N potencialmente mineralizable fue estimado con el nitrógeno anaeróbico (NAN) mediante la incubación de muestras de suelo en condiciones de anegamiento (Echeverría *et al.*, 2000), colocando 5 g de suelo en tubos de ensayo (150 mm de largo x 16 mm de diámetro) y completando el volumen de los mismos con agua destilada. Se cerraron herméticamente y se incubaron en estufa durante siete días a 40 °C (Waring & Bremner, 1964).

Finalizada la incubación, se trasvasó el contenido de los tubos a un balón de destilación, se adicionó igual volumen de KCl 4M y de agua desmineralizada (aproximadamente 20 mL) y se determinó el N-NH_4^+ liberado por destilación de la mezcla de suelo-solución con MgO.

El NAN se calculó como la diferencia entre el N-NH_4^+ producido durante la incubación y la cantidad inicial obtenida con igual procedimiento en la muestra sin incubar.

Análisis estadístico

Para las variables TMB, TCB y TNB se realizaron análisis de varianza, separados para cada tiempo de aplicación de ^{15}N , con Statistix (2000). Para evaluar las diferencias en mineralización, consumo y nitrificación acumulados se realizaron también análisis de varianza. Para la comparación de medias, se utilizó el test

de Tukey a un nivel de probabilidad del 5%. Las relaciones entre TMB y NAN fueron analizadas mediante análisis de correlación simple.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evolución del nitrógeno inorgánico

El contenido de N-NH_4^+ en el suelo presentó valores bajos durante todo el período experimental (menores a 13 mg N kg^{-1} suelo) para todos los manejos (Figura 1a). En los dos primeros tiempos de aplicación de ^{15}N (0 y 7 días) se produjo un incremento en el contenido de amonio entre la primera y la segunda extracción. Sin embargo, en los tiempos 3 y 4 (21 y 35 días desde el comienzo de la incubación, respectivamente) hubo una disminución en el contenido de amonio entre las extracciones.

El contenido de N-NO_3^- en el suelo presentó cantidades iniciales similares a las de amonio, pero fue aumentando a lo largo del período experimental y presentó una clara tendencia a incrementar la cantidad de N-NO_3^- entre las dos extracciones posteriores a la aplicación de ^{15}N (Figura 1c).

Los niveles bajos de amonio que se presentan en la Figura 1a, estarían indicando la ocurrencia de procesos que consumen amonio a tasas elevadas, como nitrificación e inmovilización, lo que impediría su acumulación. Estos procesos de consumo a tasas elevadas, son confirmados por la tendencia a incrementar las cantidades netas de N-NO_3^- después de la aplicación de ^{15}N en todas las situaciones de manejo y tiempos de aplicación de ^{15}N (Figura 1c).

En todos los tiempos de aplicación de ^{15}N y sistemas de manejo, el enriquecimiento isotópico de la fracción amonio disminuyó entre la primera y la segunda extracción como consecuencia del aporte de N a abundancia natural proveniente de la mineralización de la MO del suelo (Figura 1b). Asimismo, el enriquecimiento isotópico de la fracción nitrato presentó un aumento entre la primera y la segunda extracción como resultado de la nitrificación del ^{15}N -amonio aplicado (Figura 1d).

Tasas de mineralización, nitrificación y consumo

En el primer tiempo de aplicación de ^{15}N , algunos valores de TMB resultaron negativos (datos no presentados) y fueron eliminados debido a su falta de sentido biológico, lo que condujo a una disminución en el número de repeticiones en el tiempo 0. Esta circunstancia puede haberse originado en una combinación de tamaño y enriquecimiento isotópico de la fracción amonio que condujo matemáticamente a resultados biológicos absurdos.

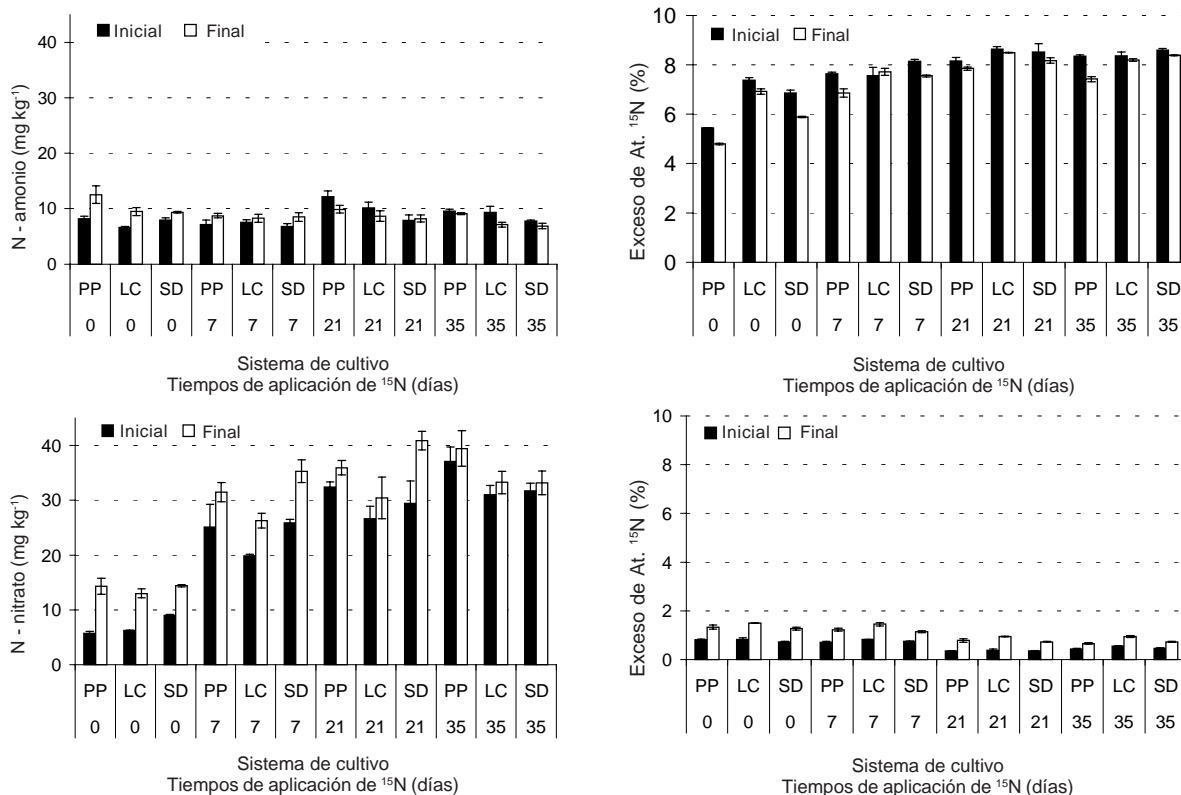


Figura 1. Evolución del contenido de N-NH_4^+ (a), exceso de átomos de $^{15}\text{N-NH}_4^+$ (b), contenido de N-NO_3^- (c) y exceso de átomos de $^{15}\text{N-NO}_3^-$ (d), para pastura (PP) y agricultura continua bajo labranza convencional (LC) y siembra directa (SD) en un Molisol de Balcarce. Las líneas verticales en cada barra indican desvío estándar (inicial=24 h y final=48 h desde la aplicación del N marcado).

Figure 1. Evolution of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ content (a), excess $^{15}\text{NH}_4^+\text{-N}$ atom % (b), $\text{NO}_3^-\text{-N}$ content (c) and excess $^{15}\text{NO}_3^-\text{-N}$ atom % (d), for pasture (PP) and continuous agriculture under conventional tillage (LC) and no tillage (SD) in a Molisol of Balcarce. Vertical lines in each bar show standard errors, (inicial=24 h and final = 48 h from the application of labelled-N).

Las TMB fueron relativamente bajas (menores que $2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$) durante todo el período experimental (Figura 2). Estos resultados son similares a los obtenidos por otros autores, aún a pesar de las diferencias en tipos de suelo y sistemas de manejo (Davidson *et al.*, 1991; Pilbeam & Warren, 1995; Luxhøi *et al.*, 2003). La TMB de PP fue mayor que la de LC en los cuatro tiempos de aplicación de ^{15}N y en el 2° y 4° tiempo de aplicación de ^{15}N fue también mayor que la de SD, lo que sería consecuencia de que desde su implantación, PP acumuló mayor cantidad de CO ($34,3$; $30,9$ y $29,9 \text{ g kg}^{-1}$ para P, SD y LC, respectivamente). La TMB de SD sólo fue mayor que la de LC en el 1° y 3° momento de aplicación de ^{15}N .

Al inicio de las mediciones en el tratamiento bajo SD se determinó una alta TMB, similar a la de P, que fue decreciendo rápidamente. Por otro lado, el tratamiento bajo

LC presentó TMB baja durante todo el período experimental. Aunque SD ya llevaba 5 años de implantada, no se verificaron diferencias en MO total entre LC y SD ($29,9$ y $30,9 \text{ g kg}^{-1}$, respectivamente) y es posible que las diferencias en TMB encontradas en el 1° y 3° tiempo de aplicación de ^{15}N se hayan originado en la acumulación de fracciones activas de MO de mayor tamaño bajo SD que bajo LC.

Sólo la TMB de PP (Figura 2) mostró valores elevados en dos tiempos de aplicación de ^{15}N , uno al inicio del período experimental (día 0) y otro hacia el final (día 35). Esto estaría sugiriendo la presencia en la PP de al menos dos fracciones de MO con diferente velocidad de mineralización, ya que se considera que la MO es una mezcla de componentes que tienen diferente velocidad de descomposición en función de su labilidad. Monaghan &

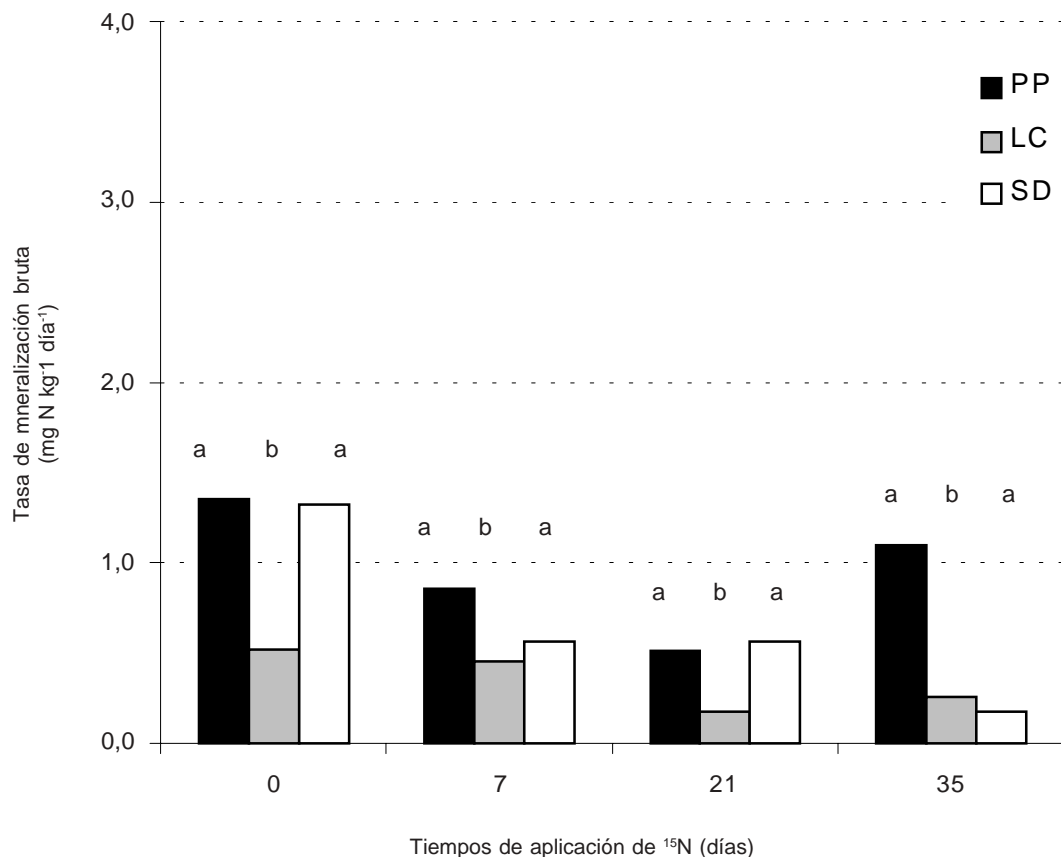


Figura 2. Tasas de mineralización bruta en un Molisol de Balcarce bajo pastura (PP) y agricultura continua bajo labranza convencional (LC) y siembra directa (SD). Las letras sobre las barras indican diferencias significativas ($P < 0,05$) entre manejos para cada tiempo de aplicación de ^{15}N .

Figure 2. Gross mineralization rates in a Molisol under pasture (PP) and continuous agriculture under conventional tillage (LC) and no tillage (SD). Different lowercase letters indicate significant differences in management systems for each time of ^{15}N application ($P < 0.05$).

Barraclough (1995) demostraron que la materia macro orgánica, definida como una fracción de la MO de suelos bajo pastura, puede ser una importante fuente de N mineralizado aunque también podría actuar como destino del N mineralizado a través del proceso de inmovilización. Aparentemente, PP posee una fracción lábil de la MO que se mineralizaría rápidamente y otra fracción de menor labilidad que comenzaría a mineralizarse más tarde, lo que habría conducido a una alta TMB en el cuarto período de medición. Es posible que en el presente experimento, en el tratamiento PP, y en SD en menor medida, se hayan producido modificaciones en la distribución de la fracción lábil de la MO, la cual puede cambiar rápidamente en respuesta al manejo (Janzen *et al.*, 1992), permitiendo la ocurrencia de tasas de mineralización más

altas en los tratamientos más conservacionistas. La aparente contradicción con los resultados de Sierra (1990), quien sugiere que los modelos exponenciales simples o dobles para estimar la mineralización no representan adecuadamente la dinámica de la mineralización medida con incubaciones aeróbicas, podría originarse en el hecho de que al medir la mineralización neta, se está midiendo un grupo de procesos involucrados y no sólo la producción de amonio desde la materia orgánica como se midió en nuestro trabajo. De todos modos, para poder estudiar de una forma simplificada la dinámica de la MOS, históricamente se ha recurrido a conceptualizarla como constituida por fracciones o "pooles" que se separan física o químicamente, aunque se acepta que la MOS está integrada por componentes que gradualmente van sien-

do modificados, desde restos vegetales de rápida velocidad de descomposición hasta MO humificada y recalcitrante.

En el mismo experimento se encontró que PP acumuló un mayor contenido de MO lábil o particulada (fracciones mayores de 50 μm) después de 6 años de instalada, no habiendo diferencias significativas en estas fracciones entre LC y SD, sino sólo una tendencia a mayor acumulación bajo SD (Videla, 2004). En suelos similares, Fabrizzini *et al.* (2003) y Eiza *et al.* (2004) encontraron que SD acumuló mayor cantidad de CO en la fracción particulada cuando suelos con más de 20 años de historia agrícola bajo LC comenzaron a ser manejados bajo SD y fertilizados con N.

Al inicio del período experimental, la TNB (día 0, Figura 3) fue baja (menos de 1 mg N $\text{kg}^{-1} \text{día}^{-1}$) y menor que la

TMB; aunque luego aumentó, superando a la TMB, y llegando a casi 2 mg N $\text{kg}^{-1} \text{día}^{-1}$ para luego caer en el último tiempo de aplicación de ^{15}N . Esta disminución final en la TNB es de difícil explicación debido a la naturaleza autotrófica de los organismos nitrificadores y a que las condiciones ambientales permanecieron constantes. Es frecuente encontrar en la bibliografía trabajos en los que TMB es mayor que la TNB (Davidson *et al.*, 1991); aunque varios investigadores han informado también resultados similares a los determinados en este estudio (Recois *et al.*, 1999; Luxhøi *et al.*, 2003). Estos resultados estarían indicando una avidez de las bacterias nitrificadoras por el amonio producido en la mineralización (amonificación), lo que impediría la acumulación de amonio en el suelo. En una experiencia en la que se estimó la tasa de mineralización neta en varios suelos de la Región

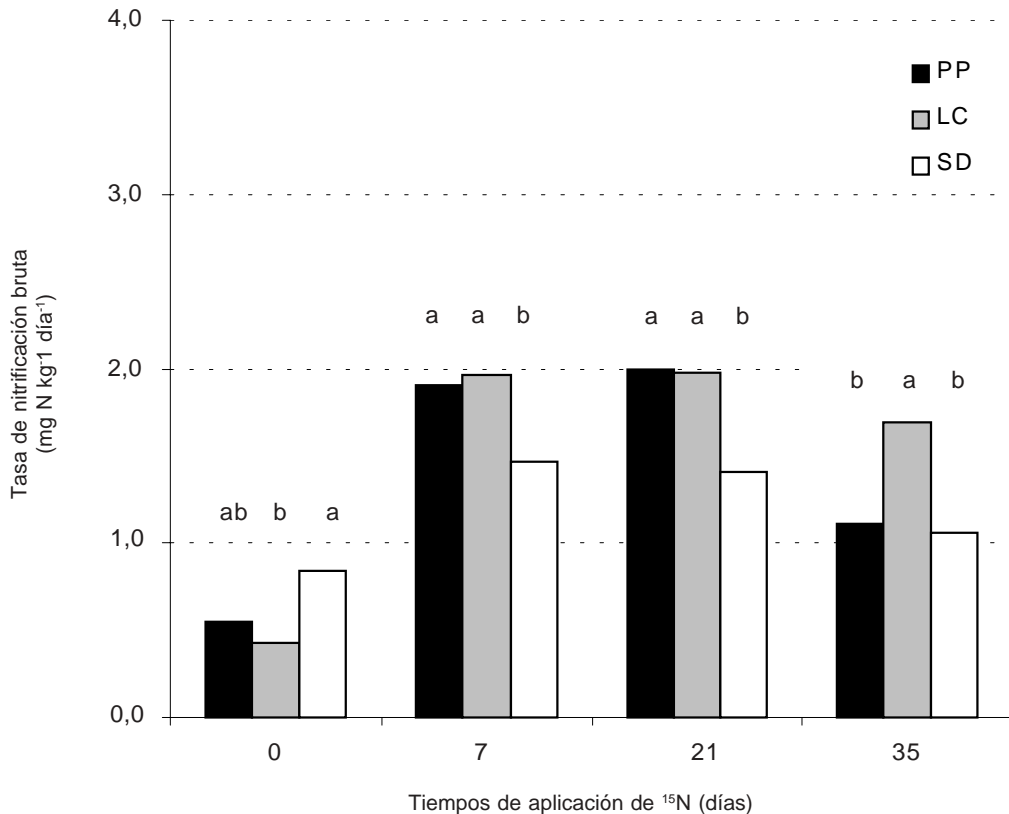


Figura 3. Tasas de nitrificación bruta en un Molisol de Balcarce bajo pastura (PP) y agricultura continua bajo labranza convencional (LC) y siembra directa (SD). Las letras sobre las barras indican diferencias significativas ($P < 0,05$) entre manejos para cada tiempo de aplicación de ^{15}N .

Figure 3. Gross mineralization rates in a Molisol under pasture (PP) and continuous agriculture under conventional tillage (LC) and no tillage (SD). Different lowercase letters indicate significant differences in management systems for each time of ^{15}N application ($P < 0.05$).

Pampeana utilizando la metodología de incubación aeróbica, Navarro *et al.*, (1980) concluyeron que el proceso de nitrificación es limitado por la tasa de producción de amonio a partir de la MO. En nuestro experimento, la adición de amonio marcado habría provisto del sustrato para los nitrificadores, lo cual habría estimulado la nitrificación estimada. A pesar de este hecho, es necesario tener en cuenta que la diferencia entre producción (mineralización bruta) y remoción (nitrificación bruta) habría conducido a un agotamiento rápido del amonio en el sistema (Figura 1a), sugiriendo la posibilidad de que la tasa real de nitrificación haya sido limitada por el suministro de iones amonio, en coincidencia con los resultados de Navarro *et al.*, (1980). Para confirmar esta aseveración sería necesario, en el futuro, realizar mediciones independientes de la tasa de nitrificación bruta marcando con ^{15}N la fracción nitrato.

Al analizar la influencia del manejo del suelo en cada tiempo de aplicación de ^{15}N , se observó que sólo en el 1^{er} tiempo (día 0) la TNB de SD fue significativamente

mayor que la de LC, aunque no difirió de la de P. En las determinaciones realizadas a los 7 y 21 días, este comportamiento se revirtió, presentando SD las menores TNB y no existiendo diferencias entre LC y PP. En el día 35, la TNB de LC aumentó, asumiendo valores significativamente mayores que la de los otros dos manejos.

Para las condiciones experimentales de este trabajo se considera que la TCB estaría involucrando, principalmente, los procesos de inmovilización y nitrificación, ya que no hay plantas creciendo que absorban N; además, es poco probable la ocurrencia de volatilización de NH_3 debido al pH ligeramente ácido y al alto poder buffer del suelo (Videla, 1994) y, en estos suelos, la fijación de amonio en arcillas es despreciable (Picone, 1978). En PP, en el primer tiempo de medición, se produjo una situación particular de tamaño y enriquecimiento de la fracción amonio en la cual se calcularon TCB negativas, lo cual es biológicamente imposible, por lo cual no se presentan en el gráfico correspondiente (Figura 4).

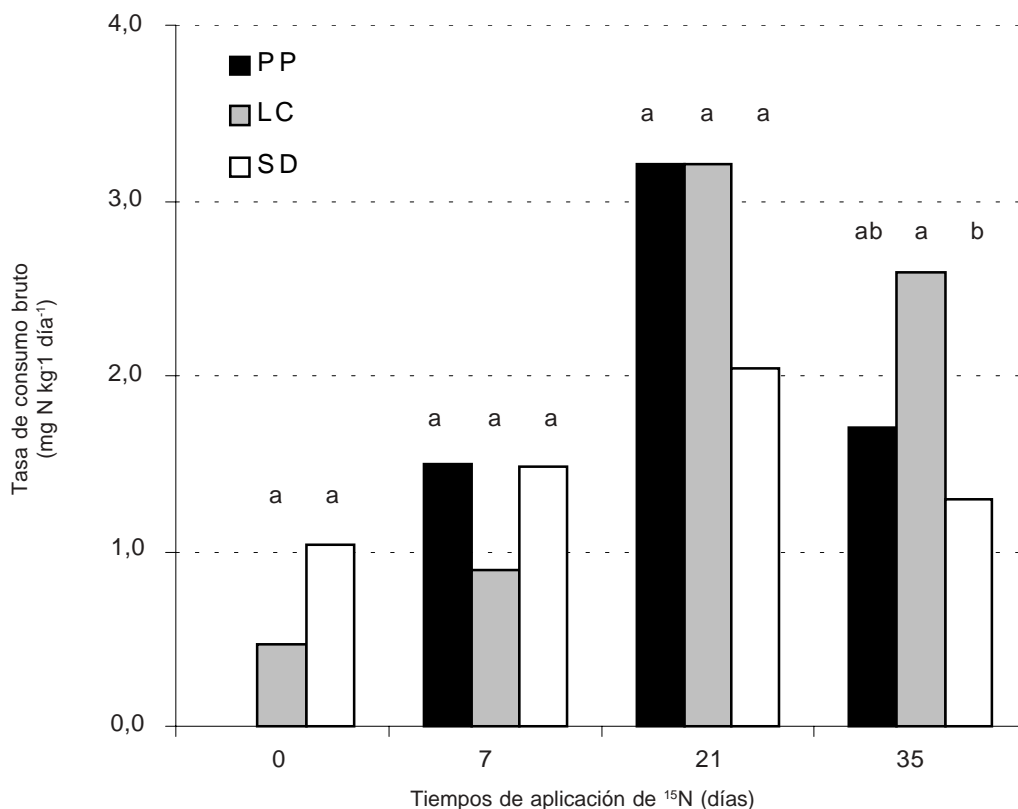


Figura 4. Tasas de consumo bruto de amonio en un Molisol de Balcarce bajo pastura (PP) y agricultura continua bajo labranza convencional (LC) y siembra directa (SD). Las letras sobre las barras indican diferencias significativas ($P < 0,05$) entre manejos para cada tiempo de aplicación de ^{15}N .

Figure 4. Gross consumption rates of ammonium in a Molisol under pasture (PP) and continuous agriculture under conventional tillage (LC) and no tillage (SD). Different lowercase letters indicate significant differences in management systems for each time of ^{15}N application ($P < 0.05$).

La TCB (Figura 4) mostró, en líneas generales, una dinámica similar a la TNB, aunque con valores mayores, como era esperable, ya que la nitrificación es uno de los procesos que integran el consumo de amonio. Similares resultados fueron comunicados por Murphy *et al.*, (1999) para suelos australianos y por Videla (2004) para los mismos suelos que el presente experimento. La TCB no presentó diferencias significativas entre manejos en los tres primeros tiempos de aplicación de ^{15}N . Al final del período experimental (día 35) la TCB de LC fue mayor que las de SD y P.

El cálculo de las cantidades de N acumuladas pone en evidencia que los procesos de consumo de amonio fueron más activos que los de mineralización (Figura 5). Los tres manejos tuvieron similar dinámica de acumulación hasta el último período de mediciones, cuando ocurrió una tendencia declinante del consumo bajo SD. Las cantidades mineralizadas acumuladas fueron mucho

menores que las consumidas, verificándose siempre que LC fue menor que SD y PP.

Al comparar las cantidades mineralizadas y consumidas en todo el período experimental, se observó que las cantidades consumidas no fueron diferentes entre manejos, mientras que las cantidades mineralizadas por PP fueron mayores que bajo SD y LC, siendo también significativas las diferencias entre los manejos agrícolas (Tabla 1). La diferencia entre las cantidades finales de N mineralizado y consumido, presentó, para todos los manejos, valores negativos, explicando la baja acumulación de amonio habitualmente determinada en estos suelos.

La nitrificación acumulada alcanzó valores de 62, 58 y 45 mg N kg^{-1} para LC, PP y SD, respectivamente, siguiendo similar patrón de acumulación que la mineralización (Figura 5).

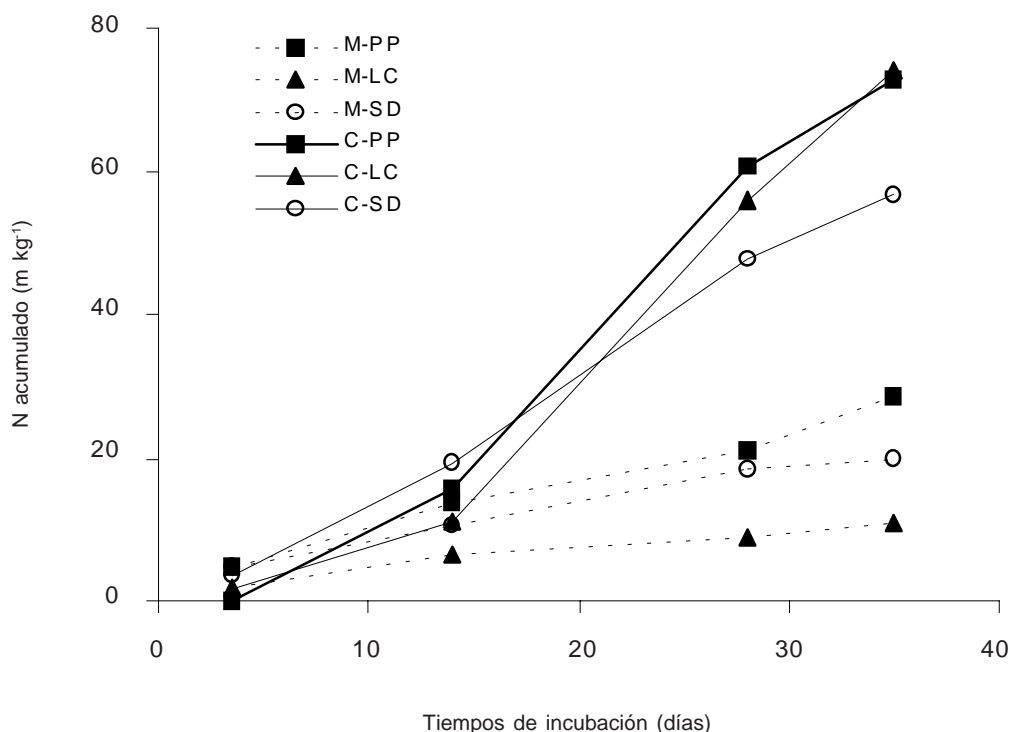


Figura 5. Nitrógeno mineralizado (M) y consumido (C) acumulados durante 35 días de incubación en un Molisol de Balcarce bajo pastura (PP) y agricultura continua bajo labranza convencional (LC) y siembra directa (SD).

Figure 5. Accumulated mineralized and consumed nitrogen along 35 days of incubation in a Molisol under pasture (PP) and continuous agriculture under conventional tillage (LC) and no tillage (SD).

Tabla 1. Acumulación de N mineralizado, consumido y diferencias entre consumo y mineralización para pastura (PP) y agricultura continua bajo labranza convencional (LC) y siembra directa (SD) durante 35 días de incubación.

Table 1. Accumulation of mineralized and consumed N, and differences between consumption and mineralization for pasture (PP) and continuous agriculture under conventional tillage (LC) and no tillage (SD) along 35 days of incubation.

Manejo	Consumo		Mineralización		M - C	
	(C)		(M)		mg kg ⁻¹	
PP	72,6	a	28,6	a	- 43,9	ab
LC	74,1	a	10,8	c	- 63,3	a
SD	56,9	a	19,7	b	- 37,2	b

Nota: letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas a $P < 0,05$.

La nitrificación fue el proceso de consumo más importante para los tres sistemas de manejo, representando un 80% de aquél. A pesar de que la nitrificación fue calculada indirectamente marcando el N-NH₄⁺, lo que reduce la confiabilidad de la estimación debido a la posibilidad de estimulación por sustrato (amonio), la gran cantidad de N-NO₃⁻ acumulado corrobora la afirmación anterior (Figura 1c).

Es sorprendente la baja producción de N-NH₄⁺ mineralizado en comparación con la alta producción de N nitrificado. Una posible explicación a este hecho sería la ocurrencia de mineralización por la vía directa. Hasta hace pocos años se consideraba que la única vía posible para la liberación de N durante la descomposición de la MO, se daba por el ataque de enzimas extracelulares con producción de amonio (M.I.T. = *mineralization-immobilization turnover*). Barraclough (1997) demostró que es posible que esas enzimas extracelulares degraden la MO a aminoácidos simples, los que pueden ser absorbidos por los microorganismos, ocurriendo la deaminación en el interior de la célula, con liberación sólo del amonio en exceso a los requerimientos metabólicos de los microorganismos involucrados (vía directa). Esto implica que al medir la mineralización con la técnica de dilución del isótopo ¹⁵N, si la vía directa fuese operativa, sólo una parte del N liberado desde la MO estaría pasando por la fracción amonio, lo cual explicaría las bajas tasas de mineralización cuantificadas.

Nitrógeno anaeróbico

El suelo bajo PP presentó mayores valores de NAN (93,4 mg N kg⁻¹), duplicando los valores correspondientes a LC y SD (41,4 y 46,6 mg N kg⁻¹, respectivamente) y no hubo diferencias significativas entre los manejos agrícolas, aunque se evidenció una tendencia a que el NAN de SD fuese mayor que el de LC. Los valores encontrados están en el orden de aquellos comunicados por Echeverría *et al.* (2000) para suelos de la Región Pampeana, 82 y 55 mg N kg⁻¹ bajo pastura y manejo agrícola con LC, respectivamente. Estos valores también coinciden con los informados por Calviño y Echeverría (2003) para Argiudoles típicos del partido de Tandil, que fluctuaron entre 30 y 80 mg N kg⁻¹, en función de los años bajo agricultura.

Para suelos de la misma área bajo estudio, Fabrizzi *et al.* (2003) encontraron valores de NAN de 61,5 mg kg⁻¹ bajo SD, 24,4 para LC y 172 para campo natural. El valor de NAN obtenido para campo natural en ese experimento, sería consecuencia del alto nivel de CO del suelo en condición inalterada (41,5 g kg⁻¹). El valor de NAN para PP en el presente experimento indicaría que, a pesar de la recuperación del suelo desde su implantación (CO = 34,3 g kg⁻¹), aún no se habrían alcanzado los valores originales. Las diferencias entre SD y LC encontradas por Fabrizzi *et al.* (2003) se habrían originado en la activa recuperación del suelo, el cual partió de una situación de alta degradación por 25 años de agricultura bajo LC, sumado a que el período bajo SD fue de 8 años, tres más que en este estudio.

Los coeficientes de correlación lineal entre las TMB y el NAN, fueron significativos para los cuatro períodos de aplicación de ¹⁵N y tuvieron valores entre 0,47 y 0,97 (Tabla 2). Similares resultados fueron encontrados por Accoe *et al.* (2004) y Zaman & Chang (2004), para suelos bajo pastura y agroforestales a diferentes temperaturas

Tabla 2. Coeficientes de correlación de Pearson (*r*) entre las tasas de mineralización bruta (TMB) y el nitrógeno anaeróbico (NAN).

Table 2. Pearson correlation coefficients (*r*) between gross mineralization rates (TMB) and the anaerobic nitrogen (NAN).

	Tiempo de incubación (días)			
	0	7	21	35
<i>r</i>	0,596	0,959	0,469	0,965
<i>P</i> (nivel de probabilidad)	0,0010	0,0001	0,0135	0,0001

y contenidos de humedad, respectivamente. Esta íntima relación entre TMB y la mineralización neta de N medida a través del NAN, estaría indicando que son los mismos factores los que regulan los procesos de producción y consumo de N en el suelo.

A pesar de la buena correlación encontrada entre TMB y NAN, la decisión sobre cuál de estas variables utilizar en un experimento dependerá de su objetivo. Si se está realizando una investigación con el objetivo de profundizar en el conocimiento de cómo ocurre y qué factores, ya sea ambientales, biológicos o de manejo, afectan el proceso de mineralización, será necesario contar con métodos analíticos de mayor sensibilidad, como la dilución isotópica empleada en este trabajo. En cambio, si el fin de la investigación es tener sólo una estimación de la potencialidad de mineralización, la medición del N mineralizable a través del NAN, será adecuada.

Los comportamientos de los procesos brutos analizados no reflejaron tendencias diferenciadas cuando se compararon los manejos agrícolas (SD y LC), sólo PP evidenció una mejora sustantiva en relación al estado original del suelo. Es posible que en el suelo analizado se necesite un período mayor para que se manifiesten diferencias entre SD y LC, o que éstas sólo se evidencien al realizar aportes extra de N a través de fertilizaciones. También, el empleo de muestras disturbadas podría haber enmascarado eventuales diferencias entre manejos agrícolas, las que posiblemente se manifestarían en condiciones de campo. Esto destaca la necesidad de continuar los estudios de los procesos brutos del ciclo del nitrógeno sobre muestras no disturbadas.

CONCLUSIONES

En suelos del SEB con una historia agrícola prolongada, los cambios en el sistema de manejo afectaron a las tasas de mineralización bruta del nitrógeno. Son destacables los altos valores obtenidos después de 5 años bajo pastura, en contraste con los manejos agrícolas. Estos resultados indican que sólo la pastura consiguió recuperar la actividad biológica del sistema suelo, hecho corroborado por los mayores valores de N potencialmente mineralizable. En el mismo período bajo SD no se manifestaron diferencias en el mismo sentido, quizás debido a que en estos suelos se requeriría un período mayor para que se verifique una mejora cuantificable.

El proceso de nitrificación se presenta como la vía de consumo preferencial del amonio generado en la mineralización de la materia orgánica.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado con fondos del proyecto AGR 163/03 de la Facultad de Ciencias Agrarias (UNMdP).

BIBLIOGRAFÍA

- Accoe, F; P Boeckx; J Busschaert; G Hofman & O Van Cleemput. 2004. Gross transformation rates and net mineralisation rates related to the C and N contents of soil organic matter fractions in grassland soils of different age. *Soil Biol. Biochem.* 36: 2075-2087.
- Alvarez, R; R Díaz; N Barbero; O Santanatoglia & L Blotta. 1995. Soil organic carbon, microbial biomass and CO₂-C production from three tillage systems. *Soil Tillage Res.* 33: 17-28.
- Barraclough, D. 1991. The use of mean pool abundances to interpret ¹⁵N tracer experiments. I. *Theory. Plant & Soil.* 131: 89-96.
- Barraclough, D. 1997. The direct or MIT route for nitrogen immobilization: A ¹⁵N mirror image study with leucine and glycine. *Soil Biol. Biochem.* 29: 101-108.
- Blevins, RL; MS Smith; GW Thomas & WW Frye. 1983. Influence of conservation tillage on soil properties. *J. Soil Water Conservation* 38: 301-305.
- Bremner, JM. 1965. Inorganic forms of nitrogen. 84 Pp. 1149-1178. In: CA Black & DD Evans (eds.) *Methods of soil analysis*. Vol. 2. American Society of Agronomy, Inc. Madison, USA.
- Brookes, PD; JM Stark; BB MC Inteer & T Preston. 1989. Diffusion method to prepare soil extracts for automated nitrogen-15 analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53:1707-1711.
- Calviño, PA & HE Echeverría. 2003. Incubación anaeróbica del suelo como diagnóstico de la respuesta a nitrógeno del maíz bajo siembra directa. *Ciencia del Suelo.* 21: 24-29.
- Darwich, NA. 1991. Estado actual y manejo de los recursos naturales en la región pampeana húmeda sur. Pp. 51-62. En: *Seminario Juicio a Nuestra Agricultura. Hacia el desarrollo de una agricultura sostenible*. Buenos Aires, 1991. Buenos Aires, Ed. Hemisferio Sur.
- Davidson, EA; Sc Hart; CA Shanks & MK Firestone. 1991. Measuring gross mineralization, immobilization, and nitrification by ¹⁵N isotopic pool dilution in intact soil cores. *J. Soil Sci.* 42: 335-349.
- Echeverría, H; R Bergonzi & J Ferrari. 1994. Un modelo para estimar la mineralización de nitrógeno en suelos del sudeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina). *Ciencia del Suelo.* 12:56-62.
- Echeverría, HE; N San Martín & R Bergonzi. 2000. Métodos rápidos de estimación del nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. *Ciencia del Suelo.* 18: 9-16.
- Eiza, MJ; N Fioriti; GJ Studdert & HE Echeverría. 2004. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efecto de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. 9 pp. en CD-ROM, En: *Actas XIX Congreso Argentino de la Ciencia del suelo, Paraná, Entre Ríos, 2004.*

- 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: 1834-1841.
- Hart, SC; JM Stark; EA Davidson & MK Firestone. 1994. Nitrogen mineralization, immobilization and nitrification. 42 Pp. 985-1018. In: RW Weaver, JS Angle, PS Bottomley (eds.) Methods of soil analysis. Part 2. Microbiological and Biochemical properties. *Book Series, 5 Soil Sci. Soc. of Am., Inc.* Madison, WI, USA.
- Haynes, RJ; RS Swift & RC Stephen. 1991. Influence of mixed cropping rotations (pasture-arable) on organic matter content, water stable aggregation and clod porosity in a group of soils. *Soil Tillage Res.* 19: 77-87.
- Janzen, HH; CA Campbell; SA Brandt; GP Lafond & L Townley-Smith. 1992. Light-fraction organic matter in soils from long term crop rotations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 1799-1806.
- Luxhøi, J; NE Nielsen & LS Jensen. 2003. Influence of $^{15}\text{NH}_4^+$ -application on gross N turnover rates in soil. *Soil Biol. Biochem.* 35: 603-606.
- Melaj, MA; HE Echeverría ; SC Lopez; GA Studdert; F Andrade & NO Barbaro. 2003. Timing of nitrogen fertilization in wheat under conventional and no-tillage system. *Agron. J.* 95: 1525-1531.
- Monaghan, R & D Barraclough. 1995. Contributions to gross N mineralization from ^{15}N -labelled soil macroorganic matter fractions during laboratory incubation. *Soil Biol. Biochem.* 27: 1623-1628.
- Murphy, DV; A Bhogal; M Shepherd; KWT Goulding; SC Jarvis *et al.* 1999. Comparison of ^{15}N labelling methods to measure gross nitrogen mineralization. *Soil Biol. Biochem.* 31: 2015-2024.
- Navarro, CA; HE Echeverría; NS González & MA Iglesias. 1980. Cinética de las reacciones de amonificación y nitrificación en los suelos del sudeste bonaerense. Pp. 431-437, *En: Actas IX Reunión Argentina de la Ciencia del Suelo, Tomo II, Paraná, Entre Ríos.*
- Peiretti, R. 2002. Consideraciones sobre el sistema agrícola argentino: Desafíos y oportunidades frente al escenario actual. Pp. 47-71, *En: Actas X Congreso Nacional de AAPRESID, 13-16 de agosto. Rosario, Santa Fe, Argentina.*
- Picone, LI. 1978. Importancia de la contribución del amonio fijado en forma no intercambiable para la nutrición de las plantas y microorganismos. Tesis de grado. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Balcarce, Buenos Aires, 81 pp.
- Pilbeam, CJ & GP Warren. 1995. Use of ^{15}N for fertilizer N recovery and N mineralization studies in semiarid Kenya. *Fertilizer Res.* 42: 123-128.
- Recous, S; C Aita & B Mary. 1999. In situ changes in gross N transformations in bare soil after addition of straw. *Soil Biol. Biochem* 31: 119-133.
- Sierra, J. 1990. Analysis of soil nitrogen mineralization as estimated by exponential models. *Soil Biol. Biochem.* 22 (8): 1151-1153.
- Sorensen, P & ES Jensen. 1991. Sequential diffusion of ammonium and nitrate from soil extracts to a polytetraethylene trap for ^{15}N determination. *Anal. Chim. Acta* 252: 201-203.
- STATISTIX. 2000. Version 7. Analytical Software, Tallahassee, FL, USA.
- Studdert, GA; HE Echeverría & EM Casanovas. 1997. Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity on a Typic Argiudoll. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 1466-1472.
- Studdert, GA; LS Carabaca & HE Echeverría. 2000. Estimación del nitrógeno mineralizado para un cultivo de trigo en distintas secuencias de cultivos. *Ciencia del Suelo* 18:17-27.
- Videla C. 1994. La volatilización de amoníaco: una vía de pérdida de nitrógeno en sistemas agropecuarios. Boletín Técnico 131. INTA. EEA Balcarce.
- Videla CC. 2004. Mineralização bruta de nitrogênio em um Molisol do sudeste da Província de Buenos Aires (Argentina). Tesis doctoral. Centro de Energía Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo. Piracicaba, SP, Brasil. 124 pp.
- Waring, SA & JM Bremner. 1964. Ammonium production in soil under waterlogged condition as an index of nitrogen availability. *Nature* 201:951-952.
- Zaman, M & SX Chang. 2004. Substrate type, temperature, and moisture content affect gross and net mineralization and nitrification rates in agroforestry systems. *Biol. Fert. Soils* 39: 269-279.
- Zaman M, HJ Di & KC Cameron. 1999. A field study of gross rates of N mineralization and nitrification rates and their relationships to microbial biomass and enzyme activities in soils treated with dairy effluent and ammonium fertilizer. *Soil Use and Management.* 15: 188-194.