

Mineralización del nitrógeno y generación de CO₂ por descomposición del estiércol ovino. Altiplano central, Bolivia^a

Nitrogen mineralization and CO₂ generation from sheep manure decomposition. Central Highlands, Bolivia.

Roberto Miranda C., Gavi Alavi M., Silvia Aliaga Z., Aylin Caballero¹

¹ Proyecto QuinAgua, Facultad de Agronomía de la Universidad Mayor de San Andrés, Bolivia. robertomicasa@gmail.com, gavi.am7@gmail.com, etealiaga@yahoo.com, aylinrcm2@gmail.com

RESUMEN

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la mineralización del nitrógeno y producción de CO₂ como resultado de la incorporación de estiércol fresco de ovino al suelo. El diseño experimental utilizado fue completamente al azar con ocho tratamientos y tres repeticiones. Los tratamientos fueron: suelo, 0, 4, 8, 12, 16, 20, 24 y 30 Mg de estiércol por hectárea. La temperatura se mantuvo entre los 12 a 15 °C en una cámara de incubación. El nitrógeno como NH₄ y NO₃+NO₂ fueron determinados a los 1, 15, 22, 29, 43, 57 y 71 días luego de la incubación. El CO₂ fue evaluado a los 1, 8, 15, 22, 34, 48, 62, 76 y 92 días luego de la incubación. Los resultados muestran que hubo una inmovilización del nitrógeno en las cinco primeras semanas, para luego dar paso a la mineralización. Al inicio se encontraron mayores concentraciones de N-NH₄, la misma disminuyó ligeramente en el tiempo, mientras que la nitrificación se inició a partir del día 57. Los tratamientos con aplicaciones de 16 a 24 Mg de estiércol fueron los que presentaron mayor tasa de nitrificación llegando a 0,7 y 0,94 kg ha⁻¹ día⁻¹ de nitrógeno mineral respectivamente. Las concentraciones de dióxido de carbono se incrementan a medida que se introducen al suelo mayores niveles de estiércol, lo que denota una creciente actividad biológica con la adición del insumo orgánico.

Palabras clave: Mineralización del nitrógeno; abonamiento orgánico; dinámica del nitrógeno; producción de CO₂; descomposición del estiércol.

ABSTRACT

The purpose of this study was to evaluate the nitrogen mineralization and CO₂ production as a result of incorporation of fresh sheep manure to the soil. The experimental design was completely randomized with eight treatments and three replications. The selected treatments were: 0, 4, 8, 12, 16, 20, 24 and 30 Mg ha⁻¹ of manure. The temperature was maintained between 12 and 15 °C in an incubation chamber. Nitrogen as NH₄ and NO₃ + NO₂ were determined at 1, 15, 22, 29, 43, 57 and 71 days after starting the incubation. The CO₂ was measured at 1, 8, 15, 22, 34, 48, 62, 76 and 92 days after incubation. The results show that there was nitrogen immobilization in the first 5 weeks and then gave way to the mineralization. At the beginning concentrations of N-NH₄ increased but it decreased slightly over time, whereas nitrification was started from day 57. The treatments with applications of 16 and 24 Mg of manure showed a higher rate of nitrification, reaching 0,7 and 0,94 kg ha⁻¹ day⁻¹ of mineral nitrogen respectively. The carbon dioxide concentrations increased with the application of higher levels of manure into the soil, indicating an increase of the soil biological activity with the addition of organic matter.

Keywords: nitrogen mineralization; organic fertilization; dynamic of nitrogen; CO₂ production; manure decomposition.

INTRODUCCIÓN

En comunidades del Altiplano Central y Sur de Bolivia, el estiércol de ganado ovino y/o camélido es utilizado como fuente de nutrientes para los cultivos. El manejo adecuado del estiércol en los predios rurales, presenta ventajas como el mejoramiento de la fertilidad y calidad del suelo, así como la sostenibilidad de los ecosistemas y el medio ambiente. Sin embargo, es necesario tomar en cuenta que gran parte de las sustancias nutritivas de los fertilizantes orgánicos, como el estiércol, se hacen asimilables para

^a Recibido: 18-05-12; Aceptado: 17-03-14

las plantas sólo a medida que ocurre la mineralización (Yagodin *et al.*, 1986). El nitrógeno es un elemento dinámico y el más intensamente estudiado por los investigadores en otros países, sin embargo en Bolivia, en general y en el altiplano boliviano en particular, los trabajos son limitados (Salm, 1983; Morales *et al.*, 1999; Hervé *et al.*, 2006). La mineralización es un proceso biológico de descomposición de los compuestos que integran la materia orgánica. Esta descomposición es causada por microorganismos heterotróficos, lo que determina la formación de compuestos minerales solubles, o gases como el dióxido de carbono, por tanto la descomposición e inmovilización resultan ser procesos clave en el ciclo del nitrógeno en el sistema suelo-planta (Videla *et al.*, 2005, Rezende y Araujo, 2007).

El nitrógeno inorgánico, especialmente amonio (NH_4) y nitrato (N-NO_3) son las formas absorbidas por las plantas y provienen principalmente de la mineralización de la materia orgánica del suelo vía amonificación y nitrificación (Tisdale *et al.*, 1985). Al ser la materia orgánica y los residuos de los cultivos muy heterogéneos y debido a que los microorganismos son especializados y solamente actúan sobre determinados sustratos, existen una serie de enzimas que actúan en diferentes fases del proceso para romper las uniones de proteínas, péptidos, amidas, aminas, aminoácidos, ácidos nucleídos, etc. (Moreira y Siqueira, 2006).

Generalmente, la tasa de mineralización aumenta 2 a 3 veces por cada 10 grados centígrados que se eleve la temperatura en el intervalo de 10 a 40 °C, lo que muestra que el proceso es muy sensible a las variaciones de temperatura (Moreira y Siqueira, 2006). La mineralización disminuye con la reducción de la humedad, mas puede continuar ocurriendo cuando el suelo se encuentra seco (humedad del suelo en su punto de marchitamiento), lo que sugiere que puede haber acumulación de nitrógeno inorgánico en el suelo durante periodos secos; asimismo, el humedecimiento del suelo seco parece estimular la mineralización y provocar la liberación de nitrógeno disponible (Foth y Ellis, 1997), lo que explicaría la estimulación al crecimiento, luego de la ocurrencia de las lluvias después de un periodo seco.

La inmovilización del nitrógeno es un proceso que ocurre concomitantemente con la mineralización, pero en sentido inverso. La inmovilización es definida como la transformación del nitrógeno inorgánico en orgánico (Osmari, 2007). Los responsables son microorganismos que incorporan el nitrógeno inorgánico disponible en el suelo a sus células. Al morir, el nitrógeno asimilado puede volver a ser mineralizado ó ser incorporado a las células de otros microorganismos. Las adiciones de material orgánico al suelo como restos de cultivos, abonos verdes o residuos de animales afectan el equilibrio entre la mineralización e inmovilización del nitrógeno (Simon Da Cas, 2009). El predominio de estos procesos depende de la relación carbono: nitrógeno. Según Silgram y Shepherd (1999) para atender las necesidades de los microorganismos descomponedores sin tener que recurrir al nitrógeno del suelo, el residuo debería tener entre 1,5 a 1,7 % de nitrógeno, lo que correspondería a una relación C/N de 25 a 30. Cuando el insumo incorporado al suelo posee una relación C/N alta (> 30) puede ocurrir una disminución del nitrógeno del suelo, en función de la gran demanda del nitrógeno por los microorganismos, lo que provocará la inmovilización del nitrógeno en el suelo, por otro lado si la relación C/N es baja (< 20) ocurrirá la liberación del elemento mineralizado (Moreira y Siqueira, 2006).

Cuando es posible diferenciar la cantidad de nitrógeno mineral que producen los microorganismos mas allá de sus necesidades, se está determinando la Tasa de Mineralización Neta (TMN); sin embargo, dadas ciertas limitaciones para determinar la TMN, se determina la Tasa de Mineralización Bruta (TMB), la cual mide la cantidad total de nitrógeno mineralizado independiente de los procesos que consumen amonio (Videla *et al.*, 2005).

La reacción general de descomposición de la materia orgánica por los microorganismos heterótrofos está dada por la siguiente expresión: $\text{MO} + \text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} + \text{Energía}$. Por lo tanto, la actividad metabólica de los microorganismos aerobios y de algunos anaerobios del suelo puede cuantificarse por medio de la producción de CO_2 , producto de la respiración de dichos microorganismos. García *et al.* (2003) indican que la respiración del suelo es un proceso que refleja la actividad biológica del mismo y se manifiesta a través del desprendimiento de CO_2 , ó el consumo de O_2 resultante del metabolismo de los organismos vivos existentes en el suelo.

Dada la importancia del uso del estiércol en zonas productoras de quinua, por los productores locales en el Altiplano Sur y Central de Bolivia, el objetivo del presente trabajo, fue determinar la mineralización

e inmovilización del nitrógeno, así como la actividad microbiana a través de la evaluación del dióxido de carbono desprendido durante el proceso de mineralización al incorporar diferentes niveles de abono orgánico (estiércol de ganado ovino) en un suelo franco arenoso del Altiplano central en condiciones de laboratorio y mantenido a temperaturas de 13 a 15 grados centígrados y 80 % de humedad a capacidad de campo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El trabajo de investigación fue desarrollado en los laboratorios de la Facultad de Agronomía de la Universidad Mayor de San Andrés de la ciudad de La Paz, en la gestión 2010/2011, a través del método de incubación (Tedesco *et al.*, 1995). El suelo, de textura franco arenosa, clasificado como Xerorthents y el estiércol utilizado para este trabajo provinieron de la comunidad de Callapa en el Altiplano Central Boliviano, localizado a 3800 metros de altitud y a 110 km al sur de la ciudad de La Paz. De acuerdo con García *et al.* (2006), ésta es una zona difícil para la agricultura por las frecuentes sequías, heladas y elevada demanda evapotraspirativa.

Diseño experimental y descripción del ensayo

La muestra de suelo fue extraída a 10 cm de profundidad, de una terreno donde se había sembrado quinua (*Chenopodium quinoa Willd.*), en bolsas plásticas y llevadas al laboratorio de suelos de la Facultad de Agronomía. Posteriormente fue tamizado en una malla de 3 mm, homogeneizado y acondicionado en una bolsa plástica oscura a temperatura ambiente por una semana, hasta el momento de la incubación.

En el cuadro 1 se detallan las principales características analíticas del suelo estudiado.

Cuadro 1. Características del suelo utilizado en el estudio

Ho	a	A	L	pH: agua	Ca	Mg	K	Na	TBI	CIC	MO	Nt	P
%				1:5	Cmol kg ⁻¹ suelo					%		mg kg ⁻¹	
Ap	60	17	23	6,75	6,24	4,32	0,86	0,19	11,6	11,60	0,90	0,04	15

a: arena, A: arcilla, L: limo; TBI: total de bases intercambiables; CIC: capacidad de intercambio catiónico; MO: materia orgánica; Nt: nitrógeno total.

El estiércol utilizado para este experimento provino de un corral de ganado ovino, fue extraído con una pala de corte y depositado en una bolsa oscura, ya en laboratorio fue almacenado en un ambiente oscuro hasta el momento de la incubación. Las características de este insumo se muestran en el cuadro 2.

Cuadro 2. Características químicas del estiércol de ganado ovino utilizado en el estudio

Parámetro	MO	CO	Nt	P ₂ O ₅	K ₂ O	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	C/N	CE
%										mS cm ⁻¹
Estiércol ovino	14,1	8,14	0,84	0,20	0,69	0,77	0,12	1,53	9,7	4,87

CO: carbono orgánico total; Nt: nitrógeno total, CE: conductividad eléctrica

Las determinaciones analíticas llevadas a cabo fueron: análisis granulométrico del horizonte superficial por el método de Bouyoucos (Reynoso *et al.*, 1993). El pH (H₂O) se determinó por medición directa en extracto acuoso con una relación 1:5 (Marin *et al.*, 2002). El CO se determinó por el método de Walkley-Black, modificado por oxidación con dicromato de potasio (K₂Cr₂O₇) y posterior lectura con colorimetría

(Nelson y Sommers, 1996). El P_2O_5 disponible fue extraído por el método Olsen (bicarbonato de sodio 0,5N) y determinado por colorimetría (Bray y Kurtz, 1945). El Nt se determinó por el método de Kjeldahl (Reynoso et al., 1993). El K_2O , Na^+ , Ca^{+2} y Mg^{+2} intercambiables fueron extraídos con solución de Acetato de amonio 1M y determinados por espectrofotometría. La CE se determinó en extracto acuoso 1:5 con un conductímetro.

Diseño del experimento

Se utilizó un diseño experimental completamente aleatorizado, con ocho tratamientos y tres repeticiones. Los tratamientos consistieron en: T1: suelo + 0 $Mg\ ha^{-1}$ de estiércol; T2: suelo + 4 $Mg\ ha^{-1}$ de estiércol; T3: suelo + 8 $Mg\ ha^{-1}$ de estiércol; T4: suelo + 12 $Mg\ ha^{-1}$ de estiércol; T5: suelo + 16 $Mg\ ha^{-1}$ de estiércol; T6: suelo + 20 $Mg\ ha^{-1}$ de estiércol; T7: suelo + 24 $Mg\ ha^{-1}$ de estiércol; T8: suelo + 30 $Mg\ ha^{-1}$ de estiércol fresco. Las unidades experimentales fueron constituidas por frascos de plástico de capacidad de 110 ml. Para la evaluación del nitrógeno, tres repeticiones fueron colocadas en un frasco de vidrio de 1500 ml de capacidad (Figura 1a). Las muestras fueron valoradas en siete fechas, por tanto se contó con 168 unidades experimentales. Para la evaluación del dióxido de carbono, cada unidad experimental fue colocada en un frasco de vidrio de 1000 ml de capacidad conjuntamente con un frasco de 10 ml de hidróxido de sodio (Figura 1b) en tres repeticiones, totalizando 24 unidades experimentales. Estas fueron valoradas en nueve fechas. Todos los tratamientos fueron acondicionados en una incubadora en ausencia de luz a temperatura de 13 a 15 grados centígrados. La humedad del suelo fue ajustada aproximadamente a 80% de la capacidad de campo para controlar este factor y no ser una fuente de variación. Esta humedad fue determinada con muestreos semanales de suelo a través del método gravimétrico y controlada con la adición de agua en forma periódica.

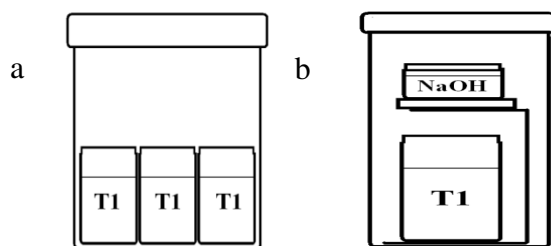


Figura 1: Esquema de los frascos de 110 ml introducidos en frascos de vidrio de 1500 (a) y 1000 ml, para la determinación de nitrógeno mineral y CO_2 .

Evaluaciones

El nitrógeno mineral del suelo ($N-NH_4$ y $N-NO_3+NO_2$) fue determinado a los 1, 15, 22, 29, 43, 57 y 71 días luego del inicio de la incubación. La extracción del nitrógeno mineral se realizó utilizando 12,5 gramos de suelo húmedo homogenizado en 50 ml de KCl 1M y posterior agitación durante 30 minutos. La suspensión se filtró y, posteriormente, se analizó con un aparato de destilación por arrastre de vapor en presencia de óxido de magnesio para la determinación del N amoniacal ($N-NH_4$). Los iones nitrato y nitrito (NO_3+NO_2) se determinaron con el mismo procedimiento, agregando aleación de Devarda. El destilado se recogió en 5 ml de ácido bórico al 2% y este se tituló con H_2SO_4 0,005N, para cuantificar el N inorgánico (Tedesco et al., 1995).

La evolución del C- CO_2 fue evaluada a los 1, 8, 16, 23, 34, 48, 62, 76 y 92 días después del inicio de la incubación. El CO_2 liberado en cada tratamiento fue capturado en 10 ml de NaOH 1N, colocada en frascos de vidrio con capacidad de 50 ml, suspendido en el interior del frasco de vidrio con tapa de rosca. La solución se cambió en cada una de las determinaciones. El carbonato se precipitó con cloruro de bario al 2%, y el exceso de NaOH se tituló con ácido clorhídrico 0,5 N, empleando fenolftaleína como indicador (Simon Da Cas, 2009).

La velocidad de mineralización del carbono fue determinada en cada fecha de evaluación a través de la siguiente ecuación (Simon Da Cas, 2009).

$$V_{mc} = \left[\frac{(CO_{2ro} - CO_{2s})}{Cad \times t} \right] \times 100$$

Donde: V_{mc} es la velocidad de mineralización del Carbono en % de C adicionado día^{-1} ; CO_{20} y CO_{25} son las cantidades de C- CO_2 emitidas en mg kg^{-1} en los tratamientos con el uso de estiércol y el tratamiento testigo sólo con suelo respectivamente; C_{ad} es el carbono adicionado en mg kg^{-1} con el estiércol en cada tratamiento; t es el tiempo en días.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En cuanto a la mineralización del nitrógeno, en el suelo adicionado con diferentes niveles de abono orgánico, el ion amonio (N-NH_4) tiende a bajar con el tiempo, mientras que el nitrógeno como nitritos mas nitratos tienden a aumentar (Figura 2). Para el primer día de incubación, se tuvo el mayor contenido de N-NH_4 en el tratamiento al que se aplicó 30 Mg ha^{-1} de estiércol (T8), de $16 \text{ kg N-NH}_4 \text{ ha}^{-1}$, con respecto al suelo que no tuvo incorporación de estiércol, la cual presentó $3,6 \text{ kg N-NH}_4 \text{ ha}^{-1}$. Durante las tres primeras semanas hubo mayor producción de N-NH_4 , sin embargo para el día 22 el contenido de N-NH_4 disminuyó por debajo de los 5 kg ha^{-1} para todos los tratamientos, subiendo para el día 71. Esta fluctuación podría deberse a que en las primeras semanas se produjo la descomposición de azúcares, proteínas y celulosas, haciéndose más lenta hacia las últimas semanas en donde se están mineralizando aquellos materiales más resistentes y que necesitan más tiempo para descomponerse como lo reportan Rodríguez y Matus (1989). Estudios realizados en el sur del Brasil, donde las muestras de suelo fueron incubados a $25 \text{ }^\circ\text{C}$ y como insumo orgánico se utilizó deyecciones líquidas, el contenido inicial de N-NH_4 fue de 400 kg ha^{-1} , la misma disminuyó rápidamente en siete días a valores de 3 kg ha^{-1} (Floreze, 2010). Esta misma tendencia fue señalada por Giacomini (2005). En condiciones del Altiplano Boliviano, es posible que los cambios extremos de temperatura (días hasta $20 \text{ }^\circ\text{C}$ y madrugadas por debajo de $0 \text{ }^\circ\text{C}$) influyan en la dinámica del N-NH_4 , Benítez *et al.* (1998) mencionan que a $30 \text{ }^\circ\text{C}$ se obtiene una mayor velocidad de mineralización. En el presente estudio las temperaturas fluctuaron de 12 a $15 \text{ }^\circ\text{C}$. Alvares y Steinbach (2006), mencionan que la temperatura sería el factor regulador de los procesos de mineralización.

Por otro lado, la nitrificación presenta dos dinámicas diferenciadas: en los tratamientos T1, T2, T3 y T4 ($0, 4, 8$ y 12 Mg ha^{-1} de estiércol fresco), para los días 29 y 43 después de la incubación, la mineralización descendió, para luego incrementarse a valores por encima de los 2 kg ha^{-1} . Para los tratamientos T5, T6, T7 y T8 ($16, 20, 24$ y 30 Mg ha^{-1} de estiércol fresco) se tuvo un incremento de la mineralización entre los días 29 y 43. Este comportamiento pudo deberse a los mayores contenidos de aporte de carbono a mayor dosis de estiércol, lo que incentivó el desarrollo de los microorganismos, los cuales inmovilizaron el nitrógeno del suelo, además del nitrógeno ya mineralizado hasta alcanzar un equilibrio, para finalmente aumentar la nitrificación. Similares resultados fueron mostrados por Simon Da Cas (2009), por el contrario Giacomini (2005), señala que el $\text{N} - \text{NO}_3 + \text{NO}_2$ tendió a aumentar, de $12,8$ hasta 32 kg ha^{-1} en un suelo sin aplicación de deyecciones líquidas y de 115 hasta 160 kg ha^{-1} en sustratos con aplicaciones de hasta 20 m^3 de deyecciones líquidas. Estos resultados corresponden a suelos tropicales, ácidos y temperaturas de 25 grados centígrados de incubación. La gran variación en los contenidos de nitrógeno mineral y la dinámica de estas formas de nitrógeno conllevan a la conclusión de que deben ser realizadas mayores investigaciones para condiciones de altiplano. El nitrógeno mineral (N-NH_4 y $\text{N-NO}_3 + \text{NO}_2$) presentó un aumento de la mineralización para los primeros 8 días, mientras que en el tratamiento con mayor contenido de estiércol (T8), la mineralización disminuyó para aumentar a partir del día 57.

El amonio y el nitrato están íntimamente asociados, ya que a partir de la oxidación del amonio se genera el nitrato. En el presente trabajo, hubo mayores contenidos de amonio en los tratamientos donde se aplicó 24 y 30 Mg de estiércol ha^{-1} ; sin embargo, estos tratamientos produjeron cantidades inferiores de nitrógeno mineral en relación a los tratamientos a los que se aplicaron 16 y 20 Mg ha^{-1} de estiércol. Esta situación pudo deberse a procesos de volatilización del amonio y/o inmovilización del nitrógeno por parte de los microorganismos.

Mineralización e inmovilización

La tasa de mineralización e inmovilización fluctuó entre valores de $0,4$ a $0,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$ de N- mineral (N-NH_4 y $\text{N-NO}_2 + \text{NO}_3$); sin embargo, la dinámica del nitrógeno varía en función del tiempo. Estudios realizados por Giacomini (2005), en suelos del sur del Brasil, al aplicar en superficie estiércol líquido en cantidades encima de los $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, presentaron valores de $5,27$ a $7,19 \text{ mg de NO}_3 \text{ kg de suelo}^{-1} \text{ día}^{-1}$ ($8,4$ a $11 \text{ kg ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$). Está claro que las condiciones de humedad, temperatura, calidad

de los abonos así como su forma de aplicación, influyen en forma determinante en la mineralización de este tipo de insumos.

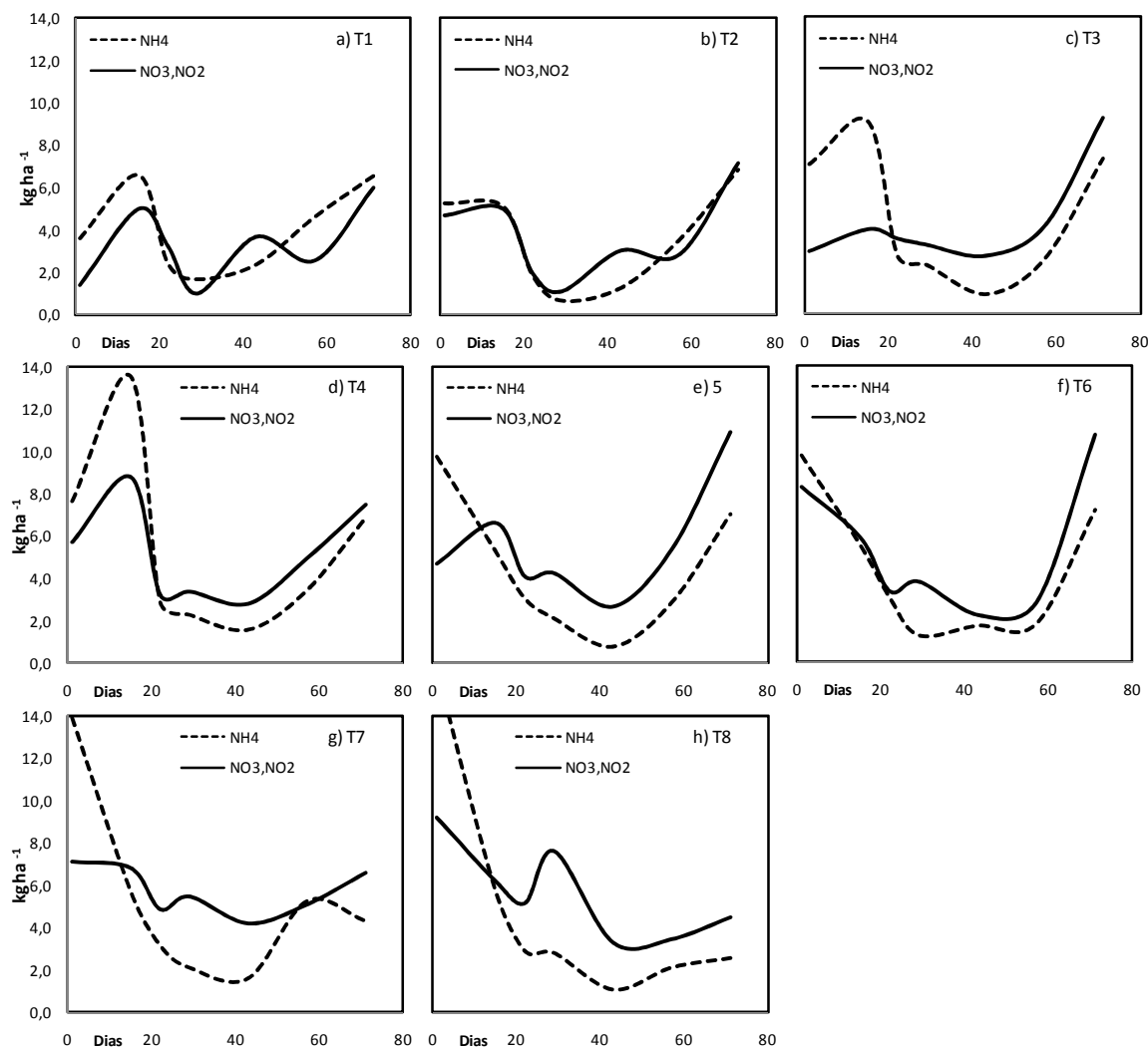


Figura 2: Fluctuación en el tiempo del N-NH₄ y el N-NO₃+NO₂, para los diferentes niveles de abonamiento orgánico (estiércol de oveja) en un suelo franco arenoso. T1: 0 Mg ha⁻¹ de Estiércol; T2: 4 Mg ha⁻¹ de Estiércol; T3: 8 Mg ha⁻¹ de Estiércol; T4: 12 Mg ha⁻¹ de Estiércol; T5: 16 Mg ha⁻¹ de Estiércol; T6: 20 Mg ha⁻¹ de Estiércol; T7: 24 Mg ha⁻¹ de Estiércol; T8: 30 Mg ha⁻¹ de Estiércol.

En todos los tratamientos, incluyendo el testigo, existe inmovilización del nitrógeno, situación más evidente en los tratamientos siete y ocho, donde se aplicaron las mayores dosis de estiércol (Figura 3), no habiendo diferencias significativas en el comportamiento del nitrógeno entre el testigo y la aplicación de cuatro, ocho y doce Mg ha⁻¹ de estiércol. Los tratamientos T7 y T8 presentaron valores negativos en las primeras semanas, -0,96 y -0,60 kg ha⁻¹ día⁻¹ de N mineral respectivamente, lo que implicaría que a mayor aplicación de estiércol la inmovilización por parte de los microorganismos se incrementa, esta situación se explica por la adición de carbono orgánico soluble en el estiércol, lo que produce un mayor consumo del nitrógeno del suelo por parte de los microorganismos.

A partir del día 57 se aprecia que la mineralización es el proceso que predomina con mayor proporción en los tratamientos donde se aplicaron 8, 12, 16 y 20 toneladas de estiércol por hectárea. Cabe destacar que el estiércol utilizado fue fresco y no recibió un tratamiento previo, por tanto no fue estabilizado,

siendo ésta la forma de aplicación del estiércol por parte de los productores locales del Altiplano Central y Sur de Bolivia.

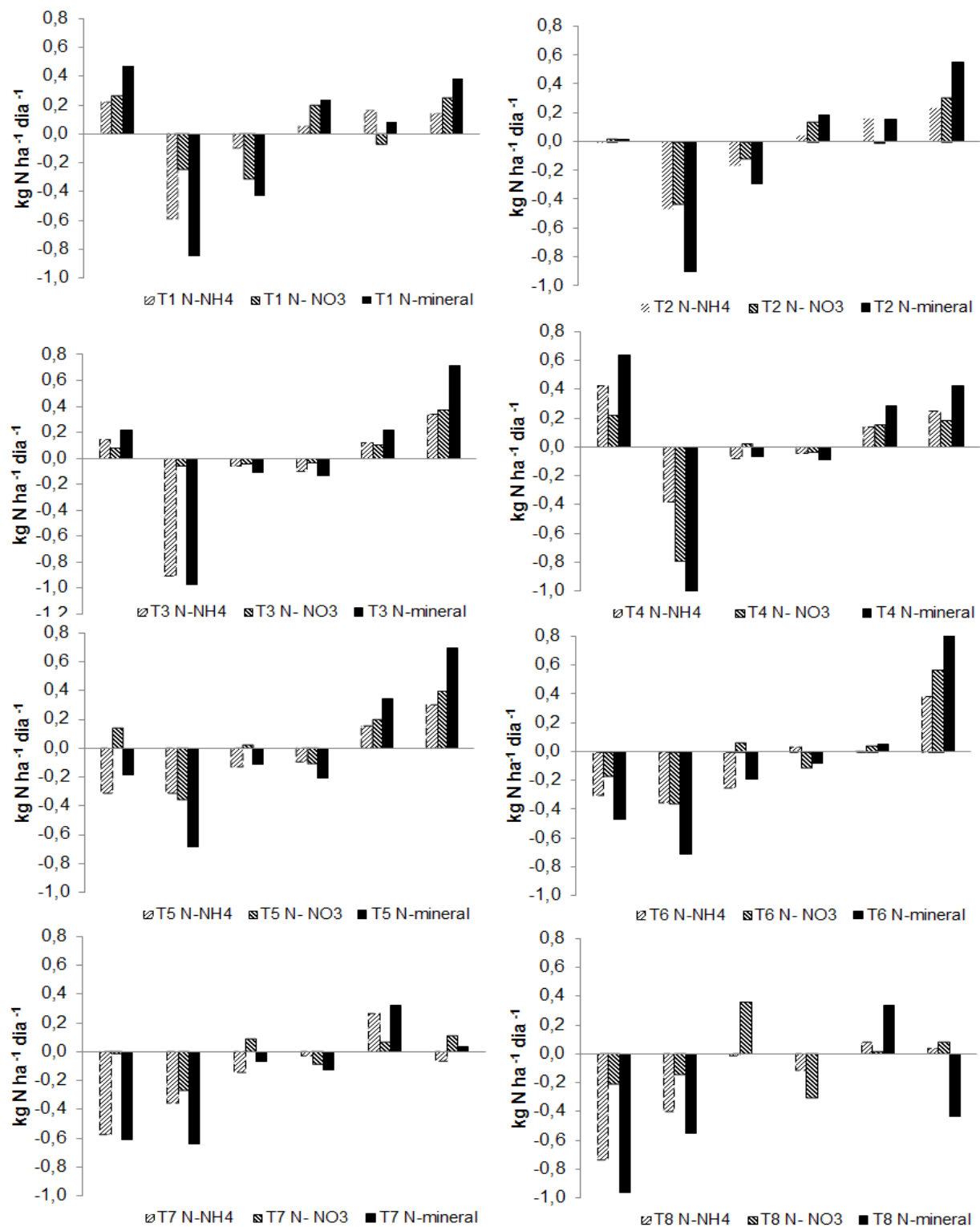


Figura 3: Mineralización e inmovilización del N-NH_4 , $\text{N-NO}_3+\text{NO}_2$ y Nitrógeno mineral ($\text{NH}_4+\text{NO}_3+\text{NO}_2$), en el suelo con la aplicación de diferentes niveles de abono orgánico

Mineralización del carbono

La velocidad de mineralización del carbono en los diferentes tratamientos fue elevada en los primeros 10 a 15 días de iniciado la incubación, fluctuando entre 0,3 a 0,6 % por día. Esta rápida mineralización del carbono se podría explicar a compuestos débiles presentes en este tipo de insumos. Una vez que los compuestos poco recalcitrantes son descompuestos, quedan los elementos más resistentes, los mismos serán descompuestos por organismos más especializados en días posteriores (Giacomini, 2005).

Los tratamientos con mayor contenido de estiércol presentaron menor velocidad de mineralización del carbono, ello debido a la gran cantidad de biomasa y carbono adicionado al suelo (Figura 4), ya que al incorporar 4, 8, 12, 16, 20, 24, 28 y 30 Mg ha⁻¹ de estiércol al suelo, se está incorporando mayor cantidad de carbono orgánico total al suelo (926, 1852, 2779, 3779, 4632, 5558 y 6948 mg kg⁻¹ de suelo respectivamente), lo que hace presumir que la población de microorganismos, si bien cuentan con bastante fuente de energía, no cuentan con la suficiente cantidad de nitrógeno.

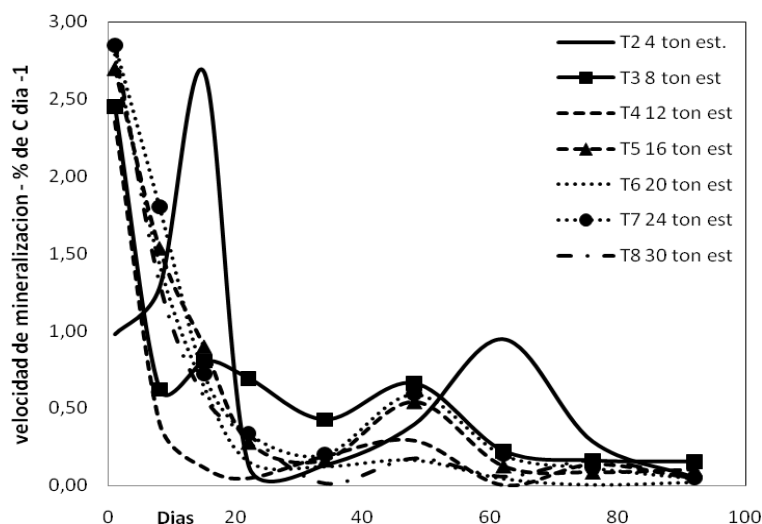


Figura 4: Velocidad de mineralización del carbono bajo diferentes niveles de abonamiento orgánico (estiércol de oveja)

La figura 5, muestra que los tratamientos que recibieron mayores niveles de estiércol emitieron mayores cantidades de CO₂, producto de la actividad de los microorganismos ante la presencia de un material reciente y rico en sustancias fácilmente degradables como proteínas y azúcares. Resultados similares fueron presentados por Franceschini (2009) y Simon Da Cas (2009).

Durante las primeras semanas de incubación, el proceso de emisión de CO₂ fue bastante intenso, aumentando más en los primeros 20 días (Figura 5a). Este incremento se puede atribuir al contenido de C orgánico presente en los materiales de partida, los cuales suministraron el sustrato necesario para la proliferación de los microorganismos responsables de la descomposición. La actividad de los microorganismos que intervienen al inicio del proceso es máxima, como consecuencia de tener a su alcance gran cantidad de compuestos fácilmente biodegradables procedentes de los materiales orgánicos de partida (Giacomini, 2005). Por otro lado, la preparación, como el tamizado de la muestra de suelo y estiércol y la forma de incorporación produjo condiciones aeróbicas iniciales (Thomsen y Olesen, 2000) y un contacto entre fracción del suelo con las partículas orgánicas (Flessa y Besse, 2000), estos factores favorecieron la actividad de los microorganismos al inicio de la incubación y como resultado hubo mayor liberación de CO₂ en las primeras semanas de incubación.

Los carbonatos presentes en el estiércol pueden ser rápidamente liberados, cuando el pH es alcalino y son aplicados a condiciones menos básicas (Sommer *et al.*, 1996). En el presente estudio el suelo presentó un contenido de 6,2 cmol kg⁻¹ de suelo, lo que representa un 53% de calcio con respecto a la Capacidad de Intercambio Catiónico, y tomando en cuenta, las características de los suelos del altiplano boliviano, los cuales se caracterizan por ser calcáreos, es de suponer que este carbonato

fue el que influenció en el desprendimiento del carbono en forma de C-CO₂. Asimismo, por las condiciones de la conductividad eléctrica del estiércol (valor mayor a los 4 mm cm⁻¹), este insumo resultó ser básico.

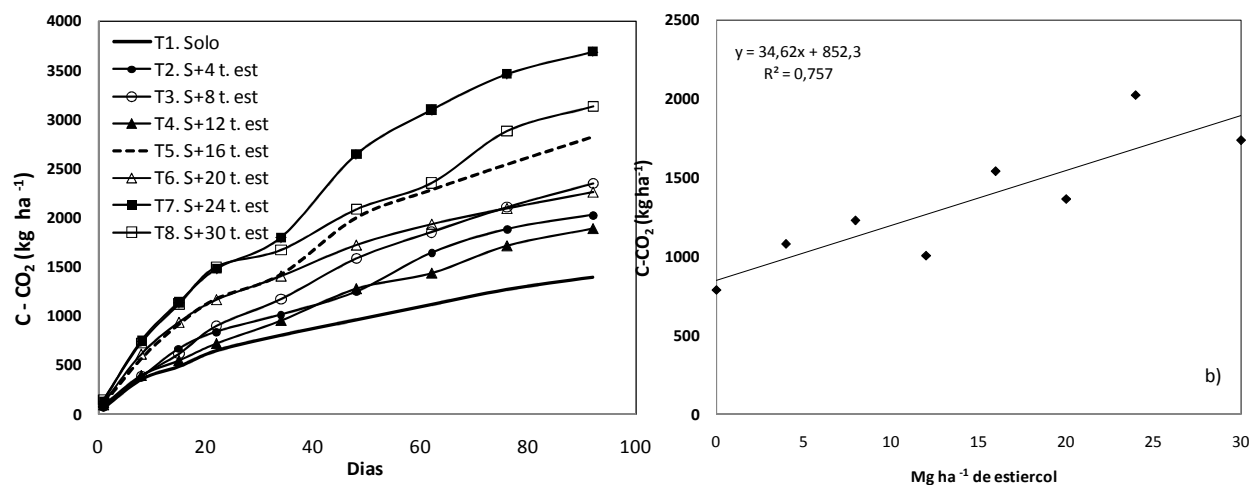


Figura 5: Cantidades acumuladas de carbono mineralizado del suelo en kg ha⁻¹ con diferentes niveles de abonamiento orgánico (a) y relación entre la generación de dióxido de carbono respecto al nivel de estiércol aplicado al suelo (b)

La cantidad de carbono como dióxido de carbono, se incrementa a medida que se coloca mayores cantidades de estiércol. En la figura 5b, se puede ver esta correlación, a mayor dosis de estiércol mayor contenido de carbono como dióxido de carbono.

CONCLUSIONES

El nitrógeno como amonio, nitritos y nitratos tiene una dinámica irregular en el tiempo, siendo mayor los valores del N-NH₄ con respecto al N-NO₃+NO₂ en los primeros 20 días, para luego aumentar la nitrificación y disminuir la amonificación.

Durante los primeros 43 días de aplicación del estiércol existe inmovilización, sólo a partir del día 57 se evidencia la mineralización en los diferentes tratamientos, siendo la tasa de mineralización de 0,4 a 0,9 kg ha⁻¹ día⁻¹ de N mineral, donde los tratamientos que mayor mineralización presentan son a los que se aplicaron 16 y 20 toneladas de estiércol.

Con el incremento de estiércol a los suelos, se favorece la actividad microbiana, este hecho se refleja en los valores de emisión del CO₂ en suelo, gas que se incrementa con mayor intensidad en los primeros días, para luego disminuir en el tiempo, luego de haber alcanzado un nuevo equilibrio entre el crecimiento de los microorganismos y las condiciones ambientales para su metabolismo.

AGRADECIMIENTOS: Al proyecto QuinAgua de la Facultad de Agronomía y al convenio de la Universidad Católica de Leuven de Bélgica, por el apoyo financiero.

LITERATURA CITADA

- Alvares, R. y H. Steinbach. 2006. Balance de carbono en suelos cultivados. pp. 55 – 68. En: R. Alvares, H. Steinbach, R. L. Lavado, F. H. Gutiérrez (eds.) *Materia Orgánica. Valor agronómico y Dinámica en Suelos Pampeanos*. Argentina.
- Basso, C. J., C. A. Ceretta, P. S. Pavinato, y M. J. Silveira. 2004. Perda de nitrogênio de dejetos líquidos de suínos por volatilização de amônia. *Ciência Rural*, Santa Maria 34 (6): 1773-1778.

- Benítez, C., M. Tejada, y J. González.** 1998. Influencia de condiciones edafoclimáticas en la mineralización de N-ureico en suelos mediterráneos. XVI Congreso Mundial de la Ciencia del Suelo. Montpellier, Francia. p 243.
- Bray, R. H. y L. T. Kurtz.** 1945. Determination of total organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Sci.* 59: 39-45.
- Flessa, H. y F. Beese,** 2000. Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application and injection of cattle slurry. *J. Environ. Qual.* 29: 262-268.
- Floreze, C.** 2010. Liberação de nitrogênio em diferentes solos e épocas de cultivo sob adubação orgânica. Tese de doutorado do Programa de pós graduação em ciência do solo, Universidade Federal de Santa Maria – Estado Sul do Brasil. 117 p.
- Foth, H.D. y B. G. Ellis.** 1997. *Soil fertility.* 2da. Edic. Editorial CRS Press, Florida, US. 290 p.
- Franceschini, G.** 2009. Emissão de óxido nitroso e mineralização do carbono de plantas de cobertura e dejetos de suínos e bovinos em plantio direto de mamona. Tese de mestrado do Programa de pós-graduação em ciência do solo, Universidade Federal de Santa Maria. Estado Sul do Brasil. 100 p.
- García, C., F. Gil-Sotres, T. Hernández y C. Trasar-Cepeda.** 2003. Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos: medida de actividades enzimáticas y biomasa microbiana. Ed. Mundi-Prensa, Madrid. 371 p.
- García, M., C. Taboada y E. Yucra.** 2006. Evaluación de las tendencias del Balance Hídrico como indicador del cambio climático. Ministerio de Planificación del Desarrollo, Reino de los Países Bajos, La Paz. 42 p.
- Giacomini, S. J.** 2005. Avaliação e modelização da dinâmica de carbono e nitrogênio em solos como o uso de dejetos de suíno. Tese de doutorado do Programa de pós graduação em ciência do solo, Universidade Federal de Santa Maria. Estado Sul do Brasil. 248 p.
- Hervé, D., V. Mita y M. M. Coûteaux.** 2006. Construcción de un balance de nitrógeno en cultivos de papa bajo rotación con largo descanso. *Revista de Ecología en Bolivia.* 41(3): 133:153.
- Marín, G. M., R. P. Aragón y B. C. Gómez.** 2002. Análisis químico de suelos y aguas: manual de laboratorio. Ed. Univ. Politéc. Valencia. 168 p.
- Morales, I., C. Ruiz y P. Amurrio.** 1999. Efecto de la incorporación de diferentes niveles de estiércol y estudio de su mineralización en suelos de suka kollus y pampa con cultivos de papa. Instituto de Ecología. pp 68 – 73. En: Dorado, L. & S. Laguna (eds.) *Memorias del Primer Congreso Boliviano de la Ciencia del Suelo en Bolivia.* La Paz, Bolivia.
- Moreira, F. M. y J. O. Siqueira.** 2006. *Microbiologia y Bioquímica do solo.* 2da. Edic. Editorial Lavras, Universidade Federal de Lavras. 626 p.
- Nelson, D. W. y L. E. Sommers.** 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter. pp. 961-1010. *In:* J. M. Bartels *et al.* (eds.) *Methods of soil analysis. Chemical methods. Part 3.* 3rd ed. SSSA Book series 5. Soil Science Society of America. Madison, WI, USA.
- Osmari, R. H.** 2007. Biotransformação do nitrogênio no solo durante a decomposição de palha de trigo e dejetos líquidos de suínos. Tese de mestrado, Universidade federal de Santa Maria. Estado Sul do Brasil. 74 p.
- Rezende, P. C y C. Araujo.** 2007. Adubação nitrogenada de hortaliças. Princípios e praticas como o tomateiro. 1ra. Edic. Editora UFV. 148 p.
- Rodríguez, J. y Matus, F.** 1989. Modelo simple para estimar el suministro de nitrógeno en el suelo. *Revista Ciencia e Investigación Agraria* 16:33-46.
- Reynoso, A., J. Huallanca y J. García.** 1993. Análisis de suelos tejidos vegetales, aguas y fertilizantes. INIA servicio de laboratorio. Lima-Peru. p 106.
- Salm, H.** 1983. La mineralización de nitrógeno en suelo del Altiplano Central de Bolivia. *Ecología en Bolivia* 4:59-72.
- Sediyama, M. A. N., S. M. Vidigal, M. W. Pedrosa, C. L. Pinto y L. T. Salgado.** 2008. Fermentação de esterco de suínos para uso como adubo orgânico. *Engenharia Agrícola e Ambiental.* (12) 6: 638 – 644.
- Silgram, M. y M. A. Shepherd.** 1999. The effects of cultivation on soil nitrogen mineralization. *Adv. Agron.* p 311.
- Simon Da Cas, V.** 2009. Mineralização do carbono e do nitrogênio no solo com o uso de lodo de esgoto e palha de aveia. Tese de mestrado do Programa de pós graduação em ciência do solo, Universidade Federal de Santa Maria – Estado Sul do Brasil. 69 p.

- Sommer, S. G., R. R. Sherlock y R. Z. Khan.** 1996. Nitrous oxide methane emissions from pig slurry amended soils. *Soil Biology and Biochemistry* 28: 1541 – 1544.
- Tedesco M. J., C. Gianello, C. A. Bissani, H. Bohnem y S. J. Volkweiss.** 1995. Análise de solo, plantas e outros materiais. 2da. Edic. Boletim Técnico de Solos. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 168 p.
- Thomsen, I. K. y J. E. Olesen.** 2000. Carbon and nitrogen mineralization of composted and anaerobically stored ruminant manure in differently texture soils. *Journal of Agriculture Science* 135: 151 – 159.
- Tisdale, S. L., W. L. Nelson y J. D. Beaton.** 1985. Soil fertility and fertilizers. 4ta ed. Macmillan: Publishing Company; p. 754
- Videla, C., A. Pazos, P. C. Trivelin, H. E. Echeverria, y G. A. Studdert.** 2005. Mineralización bruta de Nitrógeno bajo labranza convencional, siembra directa y pastura. *Ci. Suelo* 23 (2): 133 - 144.
- Yagodin, B. A., A. Peterburgski, J. Asárov, V. Diomin, B. Pleshkov y N. Reshénikova.** 1986. Sistema de empleo de fertilizantes. 2da. Edic. Editorial Mir. Moscú. Moscú. 363 p.