

Riesgo ambiental asociado al aumento de la carga animal en pasturas cultivadas en suelos del oeste bonaerense

J. D. Scheiner, C. O. Fernández y R. S. Lavado.

Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 4453, 1417 Buenos Aires, Argentina. E-mail: scheiner@mail.agro.uba.ar.

Resumen. *Se evaluó el incremento en la cantidad de formas lixiviables de nitrógeno (nitratos) frente al incremento de la carga animal, en pasturas cultivadas de la Pampa interior. Se trabajó con dos suelos de diferente contenido de arcilla: Hapludol Típico y Hapludol Éntico. Los suelos más arenosos, Hapludoles Énticos, presentaron mayor susceptibilidad para incrementar la concentración de nitratos potencialmente lixiviables frente a incrementos de la carga animal. Como las mayores concentraciones de nitratos coinciden con el período de mayores precipitaciones regionales, se sugiere que existiría un riesgo potencial de contaminación de la capa freática asociado al manejo de hacienda en estos suelos.*

Abstract. *We studied the variation of leacheable forms of nitrogen (nitrates) in relation to increasing stocking rates in two typical soils from the area, whose main difference was clay content, Tipic Hapludoll and Entic Hapludoll. Two different situations were observed depending on soil texture. The sandiest soil, Entic Hapludoll, showed a highest susceptibility to increase the concentration of potentially leacheable nitrates as stocking rate increased. The fact that the highest nitrate concentration coincides with the period of highest rainfall in the region suggested that raising stocking rates increased the risk of water table contamination.*

Introducción

Las pasturas consociadas de gramíneas y leguminosas poseen una productividad mayor que la de gramíneas puras, debido a la capacidad de las leguminosas de fijar nitrógeno atmosférico (Laws 1993). El nitrógeno se transfiere desde las leguminosas al suelo principalmente por la senescencia y mineralización de partes del vegetal y de los nódulos. En esta transferencia se han observado pérdidas de nitrógeno que oscilan desde el 14% (Aarts et al. 1992) hasta el 40% (Van der Meer y Van Uum-Van Lohuyzen 1986), debido, entre otros procesos, a la lixiviación de nitratos. Por otro lado, la presencia de grandes herbívoros acorta el ciclo del nitrógeno y aumenta la tasa de circulación y la redistribución de nutrientes en el suelo (Russelle 1992, Chaneton et al. 1996). Aproximadamente, el 90% del nitrógeno ingerido por el ganado vacuno retorna al suelo por la orina y las excretas. La cantidad de nitrógeno que retorna al suelo por orina se incrementa al aumentar el contenido de nitrógeno en la pastura (Jarvis y Macduff 1989), pero la absorción posterior del nutriente por las plantas no supera el 30% de las deposiciones (Russelle 1992). La urea contenida en la orina es hidrolizada rápidamente en el suelo con formación de amonio y, si bien existen pérdidas por volatilización de NH_3 , la mayor parte del amonio es oxidado a nitrato. En cambio, la degradación del N fecal es lenta (Stevenson y Dindal 1987).

Este reciclado del nitrógeno es de fundamental importancia para garantizar la sustentabilidad del sistema, ya que un manejo inadecuado del pastoreo puede ocasionar grandes desequilibrios en su balance (Chapin 1980). Además, el resultado del pastoreo es, generalmente, una distribución muy heterogénea del nitrógeno, debido a la localización de las deposiciones en la pastura. Esto determina que en algunos puntos el nitrógeno mineralizado supere los requerimientos de las plantas (Muchovej

y Rechcigl 1994). Estos procesos conducen a la lixiviación de los nitratos, que puede causar, entre otros problemas, la contaminación de aguas subterráneas y la alteración de ecosistemas acuáticos (Sims 1995, Strong 1995). La susceptibilidad de los nitratos a percolar tiene lugar cuando existen niveles de nitratos en los suelos que superan la demanda de las plantas (Lord y Mitchel 1998). La magnitud del fenómeno es regulada por factores tales como la textura y el contenido de materia orgánica de los suelos y la magnitud y distribución temporal de las lluvias (Legg y Meisinger 1982, White 1987). La lixiviación de nitratos es un problema generalizado en áreas donde predominan los suelos de textura gruesa, lluvias abundantes y altas dosis de fertilización. En estas condiciones, las pérdidas por lixiviación pueden alcanzar hasta el 50% del nitrógeno aplicado (Legg y Meisinger 1982, Keeney 1989).

El área denominada "Pampa Interior" (Soriano 1992), abarca el noroeste de la provincia de Buenos Aires, noreste de la Pampa, sur de Santa Fe y sudeste de Córdoba. Los suelos predominantes son Hapludoles, Haplustoles y Entisoles (INTA 1990), que entre otras limitaciones presentan texturas gruesas y excesiva permeabilidad. Los recursos forrajeros de la región están representados principalmente por praderas consociadas plurianuales con base de alfalfa y diversas gramíneas (Díaz-Zorita y Fernández Canigia 1998). El área ha sufrido un proceso de intensificación en los sistemas de invernada, basado en un aumento de las presiones de pastoreo, con mayores cargas y frecuencias. Los sistemas ganaderos más intensivos han logrado aumentar la producción de carne, alcanzando valores promedios de 290 kg de carne/ha año, sobre la base de cargas promedio relativamente altas (alrededor de 500 kg/ha). Incluso, en planteos teóricos, se estima la posibilidad de incrementar la producción hasta 890 kg/ha año de carne (Josifovich 1995). Aunque estos cambios en el manejo generan resultados positivos en términos de producción de carne, deben tenerse en cuenta sus riesgos ambientales. Específicamente, la intensa circulación de los nutrientes a través de las excretas animales puede ocultar, en el corto plazo, el proceso de pérdida de nitrógeno del sistema. Esto resulta específicamente grave cuando el sistema posee condiciones de alta susceptibilidad a la lixiviación.

El objetivo de este trabajo ha sido efectuar una primera aproximación al conocimiento del impacto ambiental del proceso de intensificación de la producción ganadera en el oeste de la Provincia de Buenos Aires. Para ello, se cuantificó la cantidad de nitrógeno susceptible de lixiviación y su distribución en el tiempo.

Materiales y Métodos

El estudio se desarrolló en campos ubicados en las localidades de General Villegas, Rivadavia y en un ensayo de intensificación de la producción animal realizado en la EEA INTA Gral. Villegas (Pcia. de Buenos Aires, Argentina), totalizando 3 sitios en c/u. En cada sitio se muestrearon 2 tipos de suelo. Hapludoles Típicos y Hapludoles Énticos (Tabla 1). La textura de estos suelos fue una de las diferencias más destacables. En todos los casos se trató de praderas consociadas plurianuales, en las cuales se observó predominio de alfalfa, siendo muy escasa la proporción de gramíneas. Se evaluaron en ambos suelos: carga animal baja (cargas instantáneas entre 500 y 1000 kg carne/ha) y carga animal alta (cargas instantáneas de más de 40000 kg carne/ha).

Tabla 1. Características del horizonte superficial de los suelos (0-25 cm).

Table 1. Characteristics of the topsoil (0-25 cm).

	Hapludol Éntico	Hapludol Típico
Textura	Arenosa	Franca
Arena (%)	76	35
Limo (%)	11	42
Arcilla (%)	13	23
Carbono Orgánico (%)	1.0	1.4
pH (1:2.5)	5.4	6

Se tomaron muestras de material vegetal en agosto de 1997, noviembre de 1997, febrero de 1998 y mayo de 1998. El muestreo de la vegetación se realizó por corte mecánico sobre 6 áreas de muestreo de 10 m² distribuidas en los lotes. Las muestras de suelo se extrajeron mediante barreno de 1.85 cm de diámetro hasta una profundidad de 25 cm. La densidad de muestreo fue de 1 cilindro cada 100 m² de pastura. En cada muestra se determinaron las concentraciones de nitratos y amonio por extracción con KCI y colorimetría (Sparks 1996). Sobre las muestras extraídas en agosto '97 y mayo '98 se determinó además el contenido de nitrógeno total por el método de Kjeldahl, (Sparks, 1996). En mayo de 1997, agosto de 1997, noviembre de 1997, febrero de 1998 y mayo de 1998, se determinó el porcentaje de nitrógeno en biomasa aérea (verde + muerto en pie) y en broza, mediante el método de Kjeldahl.

El diseño experimental constituyó un factorial 2 x 2 con tres repeticiones, siendo el suelo y la carga animal los efectos principales. Los resultados se analizaron mediante ANVA, previa transformación en los casos en los cuales las varianzas no fueron homogéneas. En los casos en que la interacción fue significativa se comparó el efecto de carga animal en cada suelo por separado.

Resultados y Discusión

El aumento de la carga animal determinó cambios en la composición química de la biomasa aérea sólo en el Hapludol Entico. La concentración de nitrógeno fue significativamente mayor ($p < 0.01$) con mayor carga animal, en las determinaciones de febrero y mayo '98 (Figura 1). En cambio en el Hapludol Típico no hubo diferencias (interacción significativa entre carga animal y suelo $p < 0.05$). La concentración de nitrógeno en la broza no fue afectada por los tratamientos en ambos suelos (Tabla 2). Estos resultados coinciden con otros estudios en los que se ha observado que las pasturas con base de alfalfa responden al incremento de la disponibilidad de nutrientes, con un incremento en la concentración de nitrógeno en planta (Boschetti et al. 1998). Además, Chaneton et al. (1996), observaron mayor concentración de nitrógeno en la biomasa aérea en los pastizales naturales pastoreados al compararlos con pastizales clausurados.

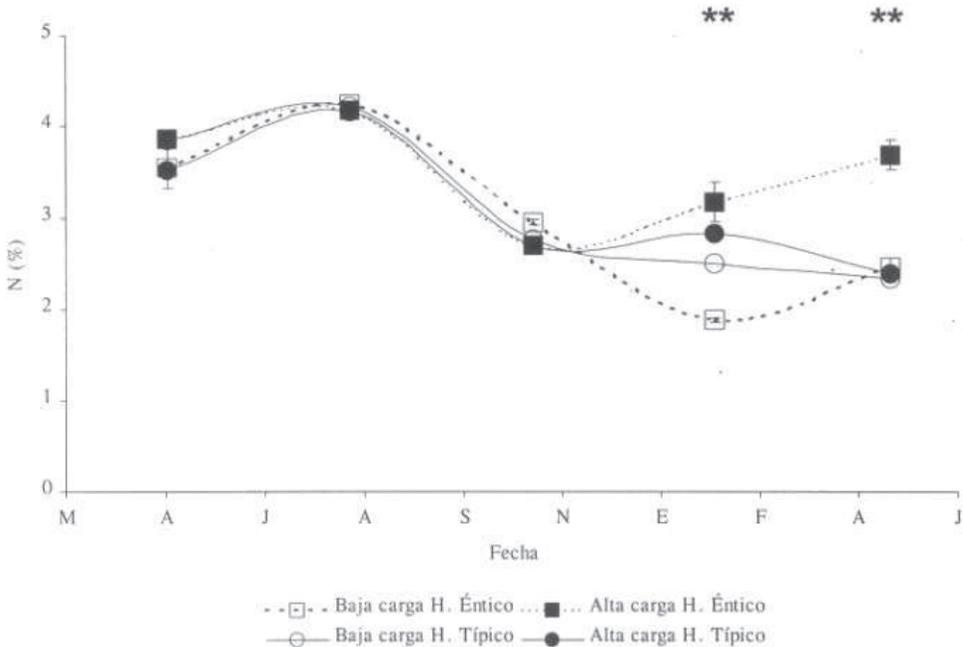


Figura 1. Porcentaje de nitrógeno en la biomasa aérea. ** Indica para el Hapludol Éntico diferencia significativa entre cargas animales ($p < 0.01$), en la fecha correspondiente.

Figure 1. Nitrogen concentration of aboveground biomass. ** Significant difference ($p < 0.01$) between stocking-rate treatments for the Entic Hapludoll at that date.

Tabla 2. Porcentaje de N en broza ± error estándar.

Table 2. Nitrogen percentage in litter ± standard error.

Fecha Muestreo	Hapludol Típico		Hapludol Éntico	
	Baja carga	Alta carga	Baja carga	Alta carga
Mayo '97	1.83±0.07 a	1.91±0.02 a	1.93±0.02 a	1.88±0.07 a
Ago. '97	1.33±0.07 a	1.29±0.07 a	1.58±0.03 a	1.31±0.05 a
Nov. '97	1.25±0.02 a	1.24±0.09 a	1.30±0.01 a	1.36±0.02 a
Feb. '97	1.15±0.22 a	1.32±0.26 a	1.50±0.12 a	1.48±0.22 a
Mayo '98	0.96±0.11 a	1.10±0.03 a	0.93±0.04 a	1.17±0.36 a

Letras distintas indican para cada fecha diferencias significativas entre tratamientos.

Different letter indicate significant difference between treatments for the date.

Tabla 3. Nitrógeno total en el suelo (kg.ha⁻¹ 0-25 cm).

Table 3. Total nitrogen in soil (kg.ha⁻¹ 0-25 cm).

Fecha Muestreo	Hapludol típico		Hapludol Éntico	
	Baja carga	Alta carga	Baja carga	Alta carga
Ago. '97	2981±443.4 a	3329±178.7 a	2596±134.0 a	2743±112.1 a
Mayo '98	2856±147.4 a	3070±90.8 a	2874±140.0 a	2788±229.5 a

Letras distintas indican para cada fecha diferencias significativas entre tratamientos.

Different letter indicate significant difference between treatments for the date.

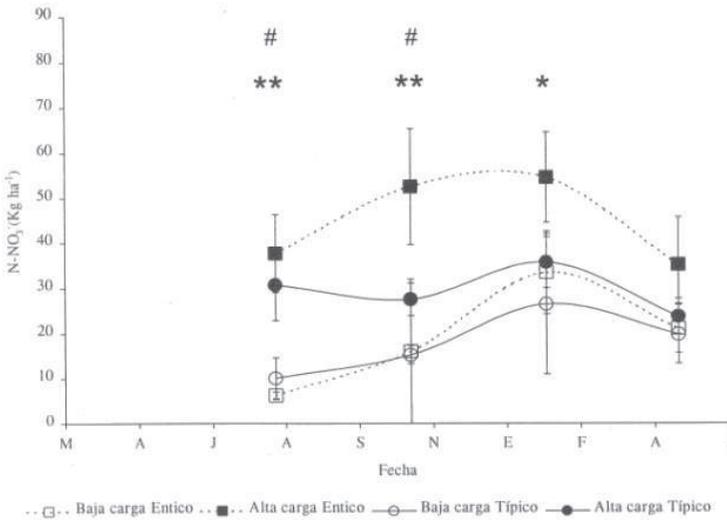


Figura 2. Disponibilidad de nitrógeno como nitratos (kg.ha⁻¹). Para el Hapludol Éntico ** y * indican diferencia significativa entre cargas animales (p<0.01 y p<0.05, respectivamente), en la fecha correspondiente. Para el Hapludol Típico # indica diferencia significativa entre cargas animales (p<0.05), en la fecha correspondiente.

Figure 2. Nitrogen availability as nitrates (kg.ha⁻¹) **, * Significant difference (p<0.01 and p<0.05, respectively) between stocking-rate treatments for the Entic Hapludoll at that date. # Significant difference (p < 0.05) between stocking-rate treatments for the Typic Hapludoll at that date.

El contenido de nitrógeno total medio en los dos suelos estudiados no se modificó por efecto del incremento de la carga (Tabla 3). Este sería un resultado esperable dado que la dinámica del

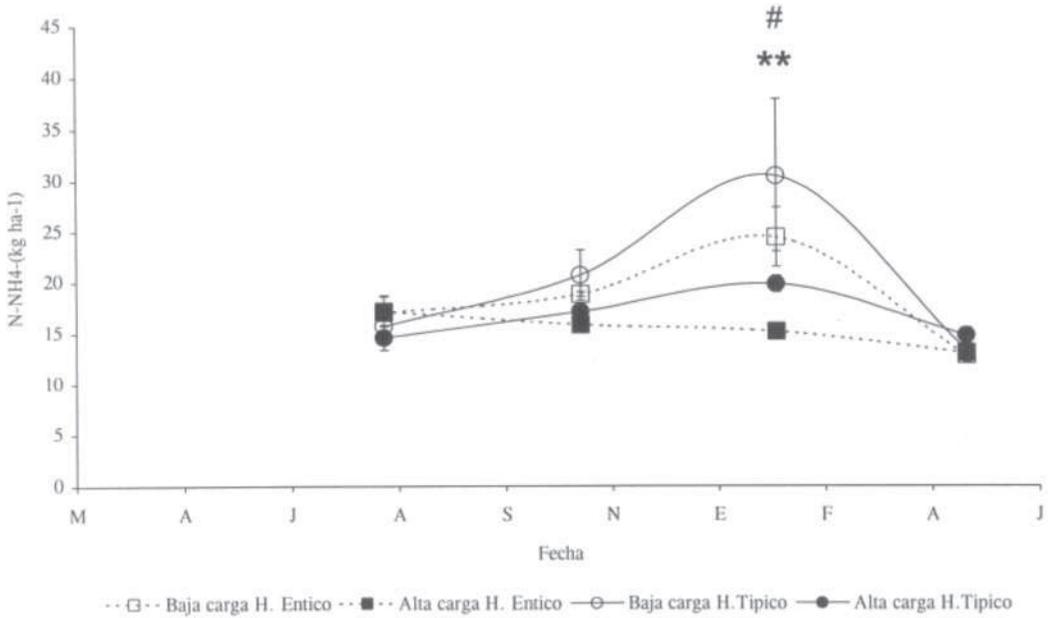


Figura 3. Disponibilidad de nitrógeno como amonio ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Para el Hapludol Éntico ** indica diferencia significativa entre cargas animales ($p < 0.01$), en la fecha correspondiente. Para el Hapludol Típico # indica diferencia significativa entre cargas animales ($p < 0.05$), en la fecha correspondiente. **Figure 3.** Nitrogen availability as ammonium ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$). ** Significant difference ($p < 0.01$) between stocking-rate treatments for the Entic Hapludoll at that date. # Significant difference ($p < 0.05$) between nitrogen

total se encuentra estrechamente vinculada a la del carbono del suelo, que tiene una velocidad de recambio muy lenta. Por ello difícilmente puedan registrarse diferencias en el contenido de nitrógeno total a lo largo de un año (Galantini y Rosell 1997).

El contenido de nitratos en los suelos fue afectado por la carga animal (Figura 2). En las mediciones de primavera y verano se observó una interacción significativa entre la carga animal y el tipo de suelo. En noviembre, el contenido de nitratos aumentó con la alta carga animal en ambos

suelos, sin embargo este aumento fue mucho mayor en el Hapludol Éntico que en el Hapludol Típico. En febrero el contenido de nitratos aumentó con la alta carga animal solo en el Hapludol Éntico. En agosto el contenido de nitratos fue mayor en ambos suelos, mientras que en mayo no hubo efecto de los tratamientos. Comparando el comportamiento de ambos suelos, se observa que con baja carga animal ambos presentaron similar contenido de nitratos.

El contenido de amonio, en cambio, no difirió en suelos Hapludol Éntico de pasturas con diferente carga animal, en las mediciones realizadas en agosto, noviembre y mayo. En febrero, el amonio presentó un valor significativamente mayor ($p < 0.01$) en suelos sometidos de pasturas con menor carga animal (Figura 3). En balance, la disponibilidad de nitrógeno ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) en los 25 cm superficiales se incrementó con el aumento de la carga animal. En el Hapludol Típico, en coincidencia con lo observado sobre el Hapludol Éntico, la cantidad de amonio presentó en febrero un valor significativamente mayor ($p < 0.05$) en el suelo sometido a una menor carga animal (Figura 3).

El incremento en los contenidos de nitratos en las capas superficiales de ambos suelos como consecuencia del aumento de la carga animal puede atribuirse, en general, al aumento de la velocidad de circulación de los nutrientes en la pastura, y en particular a la cantidad de nitrógeno que retorna al suelo por orina (Jarvis et al. 1989, Russelle 1992). Estudios realizados en suelos de la Región pampeana indican que las diferencias en la concentración de nitratos se vinculan con la mineralización de las formas orgánicas del nitrógeno, que sería regulada principalmente por la temperatura (Alvarez et al. 1998). Por ello, la cantidad de nitrógeno como nitrato tiende a incrementarse en los meses más cálidos.

La disponibilidad de amonio también tiende a incrementarse en los meses más cálidos. Pero a diferencia de los nitratos, se observó que la mayor disponibilidad correspondió en ambos suelos a la situación con menor carga animal (Figura 3). Dado que el contenido de nitratos se incrementa a expensas del contenido de amonio, es esperable que la disponibilidad del amonio se incremente poco cuando las condiciones favorecen la nitrificación. Esto es lo que ocurre con el incremento de la carga animal. Esta disminución de la importancia relativa del amonio en el nitrógeno mineral, ha sido extensamente observada en suelos de pastizal que al ser sometidos a laboreo, incrementan marcadamente su temperatura y aireación (Risser et al. 1981).

Los suelos con mayores contenidos de arena poseen baja capacidad de retención hídrica, lo que determina que posean un calor específico menor que el de suelos con mayores proporciones de arcilla (Baver et al. 1972). Se ha medido que al disminuir la cobertura vegetal, la temperatura media del suelo tiende a incrementar (Kovar et al. 1992). En nuestro estudio el suelo más arenoso, con mayor carga animal tendría menor cobertura vegetal, y por lo tanto tenderá a incrementar su temperatura en mayor medida que el suelo con mayor contenido de arcilla. Esto promovería una mayor nitrificación. Además, la arcilla ejerce un efecto de protección sobre la materia orgánica, lo que reduciría la tasa de mineralización de nitrógeno (Juma 1992). De allí que el incremento de la carga animal origine una mayor concentración de nitratos en el Hapludol Éntico que en el Hapludol Típico. Esto se refleja, además, en el mayor contenido de nitrógeno en la vegetación durante los meses de verano (Figuras 1 y 2).

En síntesis, el efecto de la carga animal sobre la dinámica del nitrógeno en el suelo depende de la textura del suelo. Los suelos más arenosos son los que presentan mayor susceptibilidad de incrementar la concentración de nitratos potencialmente lixiviables. Se ha observado que suelos agrícolas con 10% de arcilla, lixivian una cantidad de nitrato seis veces superior a un suelo con 35% de arcilla (White 1987). En la región estudiada las mayores concentraciones de nitratos coinciden con el período de mayores precipitaciones regionales (Hall et al. 1992). Dado que la lixiviación de nitratos en pasturas no irrigadas ha sido identificada como una fuente de contaminación de aguas subterráneas (Steele y Vallis 1987). Nuestro estudio indicaría que manejos con altas cargas animales incrementarían el riesgo potencial de contaminación de la capa freática en suelos arenosos. Estos resultados resaltan la necesidad de evaluar los efectos indirectos de nuevas prácticas agronómicas al momento de implementarlas.

Bibliografía

- Aarts, H.F.M., E.E Biewinga y H. Van Keulen. 1992. Dairy farming systems based on efficient nutrient management. Netherlands. *Journal of Agricultural Science* 40:285-299.
- Alvarez R., M.E. Russo, P. Prystupa, J.D. Scheiner y L. Blotta. 1998. Carbon balance under different tillage systems in a mollisol of the Pampas. *Agronomy Journal* 90:138-143.
- Baver, L.D., W.H. Gardner y W.R. Gardner. 1972. The thermal regime of soils. Pp. 253-283. In: Baver, L.D. (ed.). *Soil physics*. John Wiley & Sons, Nueva York, EE.UU.
- Boschetti, N.G., C.E. Quintero, J.E. Mayer, M.R. Barrera y R.A. Benavidez. 1998. Evaluación del estado nutricional de pasturas de alfalfa utilizando el análisis de tejido vegetal. *Revista Científica Agropecuaria* 2:13-20.
- Chaneton, E.J., J.H. Lemcoff, y R. S.Lavado. 1996. Nitrogen and phosphorus cycling in grazed and ungrazed plots in a temperate subhumid grassland in Argentina. *Journal of Applied Ecology* 33:291-302.
- Chapin, F.S.III. 1980. The mineral nutrition of wild plant. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11:233-260.
- Diaz-Zorita, M. y M.V. Fernández-Canigia. 1998. Azufre y nitrógeno en la implantación de pasturas perennes en la región de la Pampa Arenosa argentina. *Ciencia del suelo* 16:103-106.
- Galantini, J.A. y R.A. Rosell. 1997. Organic fractions, N, P and S changes in an Argentine semiarid Haplustoll under different croe sequences. *Soil and Tillage Research* 42:221-228
- Hall, A.J., C.M. Rabella, C.M. Ghersa y J.P. Culot 1992. Field-crop systems of the pampas. Pp. 413-450. In: Pearson, C J (ed.) *Field Crop Ecosystems*. Elsevier, Amsterdam, Holanda.
- INTA. 1990. Atlas de Suelos de la República Argentina. Buenos Aires, Argentina 1:83-202.

- Jarvis, S.C. y J.H. Macduff. 1989. Nitrate nutrition of grasses from steady-state supplies in flowing solution culture following nitrate deprivation and/or defoliation. *Journal of Experimental Botany* 40:965-975.
- Josifovich J.A. 1995. Invernada en el norte de la Provincia de Buenos Aires. Hemisferio Sur, Buenos Aires, Argentina. 319 pp.
- Juma, N.G. 1992. Interrelationships between soil structure/texture, soil biota/soil organic matter and crop production. *Geoderma* 57:3-30.
- Keeney, D.R. 1989. Sources of nitrate to ground water. Pp. 25-50. In: Follett, R.F. (ed.) *Nitrogen management and ground water protection*. Elsevier, Amsterdam, Holanda.
- Kovar, J.L., S.A. Barber, E.J. Kladvik y D.R. Griffith. 1992. Characterization of soil temperature, water content, and maize root distribution in 2 tillage systems. *Soil Tillage Research* 24:11-27.
- Laws, J.A. 1993. A comparison of the output from permanent swards containing clover or receiving nitrogen fertilizer when continuously grazed by ewes and lambs. *Grass and Forage Science* 48:238-248.
- Legg, J.O. y J.J. Meisinger. 1982. Soil nitrogen budgets. Pp. 503-557. In: Stevenson, F.J. (ed.) *Nitrogen in Agricultural Soils*. Agronomy Monograph 22. ASA, CSSA, SSSA, Madison, WI, EE.UU.
- Lord, E.I. y R.D.J. Mitchell. 1998. Effect of nitrogen inputs to cereal on nitrate leaching from sandy soils. *Soil Use and Management* 14:78-83.
- Muchovej, R.M.C. y J.E. Rechcigl. 1994. Impact of nitrogen fertilization of pastures and turfgrass on water quality. Pp. 91-135. In: Lal, R., Stewart, B.A. (eds.). *Soil Processes and Water Quality*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, EE.UU.
- Risser, P.G., E.C. Birney, H.D. Blocker, S.W. May, W.J. Parton y J.A. Wiens. 1981. The true prairie. *Ecosystems*. US/IBP Synthesis Series n° 16. Hutchinson Ross P.C. Penn, Stroudsburg, PA, EE.UU. 557 pp.
- Russelle, M. 1992. Nitrogen cycling in pasture and range. *Journal of Production Agriculture* 5:13-23.
- Sims, J.T. 1995. Organic wastes as alternative nitrogen sources. Pp. 487-535. In: Bacon, P.E. (ed.) *Nitrogen fertilization in the environment*. M. Dekker, Inc., Nueva York, EE.UU.
- Soriano, A. 1992. Rio de la Plata grasslands. Pp. 367-407. In: Coupland, R. T. (ed.) *Natural grasslands: introduction and western hemisphere*. Ecosystem of the world 8 A. Elsevier, Amsterdam, Holanda.
- Sparks, D.L. (ed). 1996. *Methods of soil analysis, Part 3. Chemical Methods*. Soil Science Society of America, Inc. y American Society of Agronomy, Inc., Madison, WI, EE.UU. 1390 pp.
- Steele, K.W. e I. Vallis. 1987. The nitrogen cycle in pastures. Pp. 274-291. In: Wilson, J.R. (ed.) *Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystems*. C.A.B. International, Australia.
- Stevenson, B.G. y D.L. Dindal. 1987. Insects effects on decomposition of cow dung in microcosms. *Pedobiologia* 30:73-80.
- Strong, W.M. 1995. Nitrogen fertilization of upland crops. Pp. 129-169 In: Bacon, P.E. (ed.) *Nitrogen fertilization in the environment*. M. Dekker, Nueva York, EE.UU.
- Van Der Meer, H.G., y M.G. Van Uum-Van Lohuyzen. 1986. The relationship between inputs and outputs of nitrogen in intensive grassland systems. Pp. 1-18. In: Van Der Meer, H.G., J.C. Ryden y C.G. Ennik (eds.) *Nitrogen fluxes in intensive grassland systems*. Kluwer Academic Publishers, Dordrechs, Holanda.
- White L.H. 1987. Leaching. Pp. 193-211. In: Wilson, J.R. (ed.) *Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystems*. C.A.B. International, Australia.

Recibido. Mayo 12, 2000

Aceptado: Agosto 14, 2000