

VOLATILIZACION DE AMONIO A PARTIR DE ORINA DE VACUNOS APLICADA A SUELOS DE LA PAMPA DEPRIMIDA

C VIDELA, C NAVARRO, N GONZÁLEZ, D MIÑÓN

Unidad Integrada INTA-FCA Balcarce C.C. 276 (7620) Balcarce, Buenos Aires, Argentina

AMMONIA VOLATILIZATION FROM CATTLE URINE APPLIED TO SOILS OF THE FLOODING PAMPA

The aim of this study was to determine both the importance of nitrogen loss as $N-NH_3$ volatilization and the effects that the type of soil, the season of the year and the canopy height exert on it. A completely randomized factorial $2 \times 3 \times 2$ design was planned. The factors were season (E) and type of soil (S) intercrossed, and canopy height (C) nested inside ExS, with three time replication for each season. Levels of E were winter, W and summer, S: Typic Natracuol (pH=9,0-9,5) and Abruptic Natracuol (pH=5,5-6,5); and c: high (20 cm), low (5 cm) and bare soil. Each replication lasted for fifteen days and began with simulated mictions over 1 m radius circular plots. Urine was previously obtained from stabled steers. The experimental units (plots) were randomly placed inside each replication and type of soil, avoiding superposition with the previous plots. Each plot (combination C-S) had a non-urine control in order to measure the endogen NH_3 loss and thus correct the urine-sprinkled plot data. NH_3 loss was measured daily from the day of sprinkling. Volatilized NH_3 was trapped by sponges imbibed with 1 N H_2SO_4 . The sponges were washed, and an aliquot of the resulting solution was distilled and titrated. In order to make an approach of a balance to the fate of the urine-N, $N-NO_3$ and $N-NH_4^+$ contents in soil and total N in plants were assessed. Volatilized N was significantly different between E and S ($p < 0.05$). No effects on the volatilization were detected for C and for the SxE interaction. Volatilized $N-NH_3$ accounted for 34 and 50 % of the total urine-N in the summer for Abruptic and Typic Natracuol, respectively. In winter, only 7 and 10 % was lost by the same soils. $N-NH_4^+$ and $N-NO_3$ soil contents, as well as plant total N, explain only partially the fate of the non-volatilized urine N. We conclude that during the summer, alkaline soils can lose as NH_3 volatilization, important N quantities, fact that affect the productivity of the system.

Key words: Nitrogen loss - Ammonia volatilization - Bovine urine - Typic and Abruptic Natracuol soils.

INTRODUCCION

La producción animal en base a pasturas está limitada por la circulación de nutrientes, principalmente de nitrógeno (N). Entre 75 y 90 % del N consumido por los animales es reciclado a través de la excreta (Whitehead 1970). El 80 % del N excretado se encuentra en la orina, principalmente en forma de urea (Ledgard *et al.* 1982), cuya hidrólisis produce NH_3 , susceptible de perderse del suelo por volatilización. La magnitud de la pérdida es afectada por factores relacionados al suelo, como el pH y capacidad de intercambio de cationes; al ambiente, como la temperatura, velocidad de viento y humedad relativa y a la vegetación asociada, como la altura y densidad del canopeo.

La Pampa Deprimida de la Provincia de Buenos Aires (Argentina) ocupa un área de 8 millones de ha y presenta una toposecuencia de suelos alcalinos y ácidos que se destinan casi en exclusividad a la ganadería. Su productividad promedio anual es de 70 kg de carne ha^{-1} (Bocchetto 1981). Las micciones de los animales en pastoreo producen áreas de elevada concentración de N, las que asociadas a elevados pH crean condiciones de pérdidas potencialmente elevadas de N por volatilización de NH_3 , especialmente en verano.

El objetivo de este trabajo es cuantificar la magnitud de las pérdidas de N por volatilización de NH_3 a partir de orina de vacunos y el efecto que sobre ella ejercen el tipo de suelo, la época del año y la altura de la pastura. También se discuten las transformaciones de este N en el suelo y la absorción por parte de las plantas.

MATERIALES Y METODOS

El ensayo se realizó en el Campo Experimental Reserva 7 de la EEA Balcarce del INTA, en verano (enero-febrero) e invierno (julio-agosto) de 1987. Se seleccionaron dos suelos con pH superficial contrastante, un Natracuol típico (suelo alcalino) un Natracuol abruptico (suelo ácido), descritos por Pazos (1981), ambos con un horizonte subsuperficial nátrico. En la Tabla 1 se presentan algunas características químicas de los suelos.

Se simularon por cortes tres alturas de canopeo: alto (20 cm), bajo (5 cm) y suelo desnudo (al ras del suelo, eliminando la parte aérea con azada).

En el suelo ácido la pastura contenía principalmente especies de crecimiento inverno-primaveral: *Lolium* sp, *Dactylis glomerata*, *Bromus* sp y *Cynodon dactylon*. En el suelo alcalino dominaba *Distichlis* sp, especie de crecimiento estivo-otoñal.

Las parcelas, círculos de 1 m de radio, fueron uniformemente regadas con una dosis de 6 l m⁻² con orina recogida de animales estabulados. Se utilizaron novillos Hereford, de 15 meses de edad y condiciones físicas similares, que permanecieron en jaulas de metabolismo y fueron alimentados con fardos de pastura de calidad homogénea durante todo el período de recolección. Se alternaron períodos de una semana en jaula con recolección, y una semana de descanso en potreros, con la misma alimentación. La orina se recolectó cada 6 horas, e inmediatamente se llevó a cámara frigorífica a 20° C bajo cero, hasta 24 h antes del riego. La orina fue almacenada en bidones de 20 l y a cada uno de ellos se les determinó el contenido de N total, que fue de 5,4 g N l⁻¹ (± 1,16) en verano y 8,1 g N l⁻¹ (± 2,7) en invierno. Los cálculos de NH₃ volatilizado, N-NH₃ y N-NO₃ en el suelo y N en plantas se hicieron considerando la cantidad de N que efectivamente se aplicó a cada parcela. En promedio, la dosis de aplicación fue de 32-49 g N m⁻².

Los tres factores en estudio se combinaron en un arreglo factorial con los factores suelo y época cruzados y altura de canopeo anidado dentro de la interacción suelo x época. Se realizaron tres repeticiones en el tiempo, las cuales comprendieron un período de 14 días desde el riego con orina. Cada parcela tuvo un testigo sin regar, en el que se realizaron las mismas determinaciones, usando los resultados para corregir los datos de las parcelas regadas.

El método utilizado para estimar el N-NH₃ volatilizado fue un sistema de absorción semiabierto estático adaptado del propuesto por Nömmik (1973). Consistió de un cilindro de polietileno rígido de 30 cm de diámetro y 50 cm de altura, provisto en su parte superior de dos planchas de poliuretano expandido de 1,5 cm de espesor embebidas en H₂SO₄ 1N,

separadas 10 cm entre sí. El NH₃ es atrapado por la plancha inferior, mientras que la superior impide que aquella se contamine con el NH₃ proveniente del resto de la parcela. Las planchas se cambiaron cada 24 h y en cada oportunidad fueron cuantitativamente lavadas. El lavado se realizó en un volumen de 1,5 l de agua destilada, exprimiendo varias veces las planchas hasta homogeneizar la solución. Se tomó una alícuota de este lavado, se destiló y tituló con H₂SO₄ 0,04N para determinar la cantidad de N-NH₃ desprendida. A fin de estimar la eficiencia de recuperación de esta trampa, se hicieron pruebas colocando NH₄Cl en cantidad y concentración conocida en un recipiente dentro de la misma. Posteriormente se agregó un exceso de NaOH para producir la liberación total del NH₃ y, al cabo de 24 horas, se evaluó la cantidad atrapada. La eficiencia de recuperación fue del 85%.

Se realizaron muestreos de suelo hasta los 40 cm de profundidad en estratos de 10 cm, el primero se realizó previamente al riego y los tres restantes en los días 2, 7 y 14 a partir del riego con orina. En ellos se determinó el contenido de N-NO₃ y N-NH₄ (Bremner, Keeney 1966), pH y % de humedad. Las muestras estuvieron compuestas de 5 submuestras.

En la pastura se realizó un muestreo inicial en el que se determinó materia seca total (MST) y composición botánica. A los 40 días de iniciada cada repetición, se tomaron 5 muestras apareadas por parcela (adentro y afuera de la misma) con marcos de 25 cm de lado. En ellas se determinó MST y N total por micro Kjeldhal.

RESULTADOS Y DISCUSION

En la Tabla 2 se presentan las condiciones meteorológicas que ocurrieron durante el desarrollo de la experiencia.

N-NH₃ volatilizado

En la Tabla 3 se presenta la cantidad de N-NH₃ volatilizado respecto al N incorporado con la orina. Estos valores se obtuvieron restando al valor de las parcelas regadas, el correspondiente a las parcelas testigo y considerando que todo el N de la orina estaba en forma de urea (Ledgard *et al.* 1982).

La interacción SxE no fue significativa. Los factores suelo y época afectaron la volatilización de NH₃ (p<0,05). La altura de canopeo no fue significativa, probablemente debido al hecho de comparar en el mismo momento especies de diferente ciclo de crecimiento.

La tasa de pérdida fue mayor en verano, el 80 % del NH₃ volatilizado en los 14 días se perdió en los tres primeros, mientras que en invierno debieron transcurrir entre 6 y 7 días para alcanzar la misma proporción de pérdida (Figura 1).

En verano se perdieron entre tres y cuatro veces más NH₃ que en invierno. Esto se debió probablemente a las altas temperaturas estivales cuya máxima media fue de 28,1°C contra los 12,9°C de invierno en los 45 días de los

Tabla 1: Propiedades superficiales de los suelos

Suelo	Acido	Alcalino
C. Orgánico (g kg ⁻¹)	4,52	2,08
N total (%)	0,378	0,202
pH (H ₂ O)	5,1	9,3
CIC (cmol (+)/kg)	29	25
Textura	franco	franco

Tabla 2: Condiciones meteorológicas durante el desarrollo de la experiencia

Repetición	Verano				Invierno			
	Temp. (°C) *	Precip.** (mm)	Cont. H ₂ O (%) *** S. Acido	Cont. H ₂ O (%) S. Alcal.	Temp. (°C)	Precip. (mm)	Cont. H ₂ O (%) S. Acido	Cont. H ₂ O (%) S. Alcal.
1°	20,6	38	16,1	17,09	12,2	90,5	26,41	24,75
2°	29,8	15	19,3	19,50	12,0	33,0	25,93	27,77
3°	25,0	54	18,3	19,04	14,5	19,0	26,97	24,47

* Máxima media

** Acumulada en el periodo de medición

*** % en peso

respectivos periodos experimentales. Estas altas temperaturas habrían acelerado la hidrólisis de la urea (Fisher, Parks 1958) y favorecido su posterior volatilización (Black *et al.* 1985, Lockyer, Whitehead 1990), como se puede observar a través de la máxima acumulación de N-NH₄⁺ en el suelo (Tabla 3) y de las pérdidas de N-NH₄⁺ en los primeros días (Figura 1). La hidrólisis enzimática de la urea en verano se registró a pesar de los bajos contenidos de agua del suelo (17-19%). Aparentemente, el contenido de agua de la orina fue suficiente para que se produjese la hidrólisis (Mc Garity, Myers 1967).

Las pérdidas fueron más importantes en el suelo alcalino que en el suelo ácido porque el elevado pH del primero (9,0-9,5 vs 5,5-6) desplaza la ecuación de equilibrio NH₄⁺-NH₃ hacia la producción de NH₃. Si bien no se tienen antecedentes de pérdidas por volatilización de NH₃ a partir de orina en suelos alcalinos, Nelson (1982) y Rachpal-Singh (1987) han comprobado el efecto del pH sobre la volatilización de NH₃ a partir de urea y los resultados del presente ensayo coinciden con las tendencias planteadas por estos autores.

N-NO₃ y N-NH₄⁺ en el suelo

Los contenidos de N-NO₃⁻ y N-NH₄⁺ del suelo se presentan en la Tabla 4 como la sumatoria de las 4 profundidades de muestreo y promediando las alturas de canopeo.

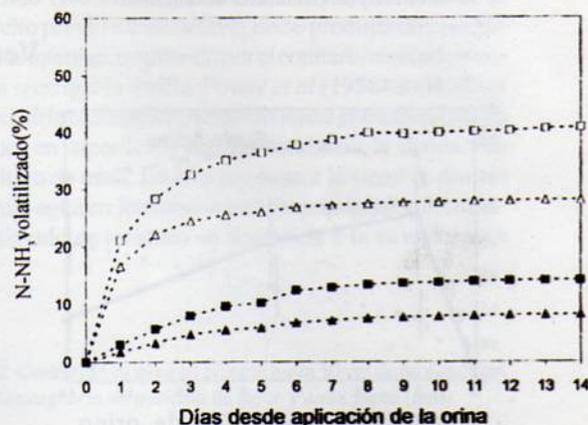


Figura 1: N-NH₄ volatilizado expresado como porcentaje del N urinario total en el suelo ácido Δ--Δ y en el suelo alcalino □--□, en verano (símbolos vacíos) y en invierno (símbolos llenos)

Los contenidos iniciales de N-NO₃⁻ fueron más altos en el suelo ácido que en el suelo alcalino ($p < 0,01$) en las dos épocas y sólo se encontraron diferencias estacionales en el suelo ácido. Los contenidos de N-NH₄⁺ fueron más altos en invierno que en verano, pero sólo significativamente diferentes ($p < 0,05$) hacia el final: los niveles en el día 14 fueron de 29 ppm en verano y 101 ppm en invierno.

Tabla 3: N-NH₄ volatilizado expresado como % del N total urinario (*)

	Verano		Invierno	
	Suelo ácido	Suelo alcalino	Suelo ácido	Suelo alcalino
Alto	21,5 ± 5,6 **	46,9 ± 39,3	5,8 ± 2,6	10,2 ± 7,4
Bajo	30,2 ± 3,5	22,7 ± 14,9	9,2 ± 7,9	11,6 ± 6,6
S. desn	31,7 ± 17,4	53,0 ± 15,6	4,0 ± 3,4	10,5 ± 10,6

* Acumulado durante 14 días. Promedio de 3 repeticiones

** Media ± desvío standard

Tabla 4: Contenido de N-NO₃ y N-NH₄ en verano e invierno (ppm)

Estación	Día	Suelo alcalino		Suelo ácido	
		N-NO ₃	N-NH ₄	N-NO ₃	N-NH ₄
Verano	0	1,36*	1,33	5,67	1,67
	2	26,33	95,00	47,00	123,6
	7	47,00	64,33	68,33	110,0
	14	65,67	12,67	99,67	45,33
Invierno	0	1,66	1,20	3,67	2,67
	2	3,33	73,60	25,67	187,0
	7	3,67	80,00	49,01	188,0
	14	4,67	59,33	102,0	143,0

* Suma de las 4 profundidades de muestreo

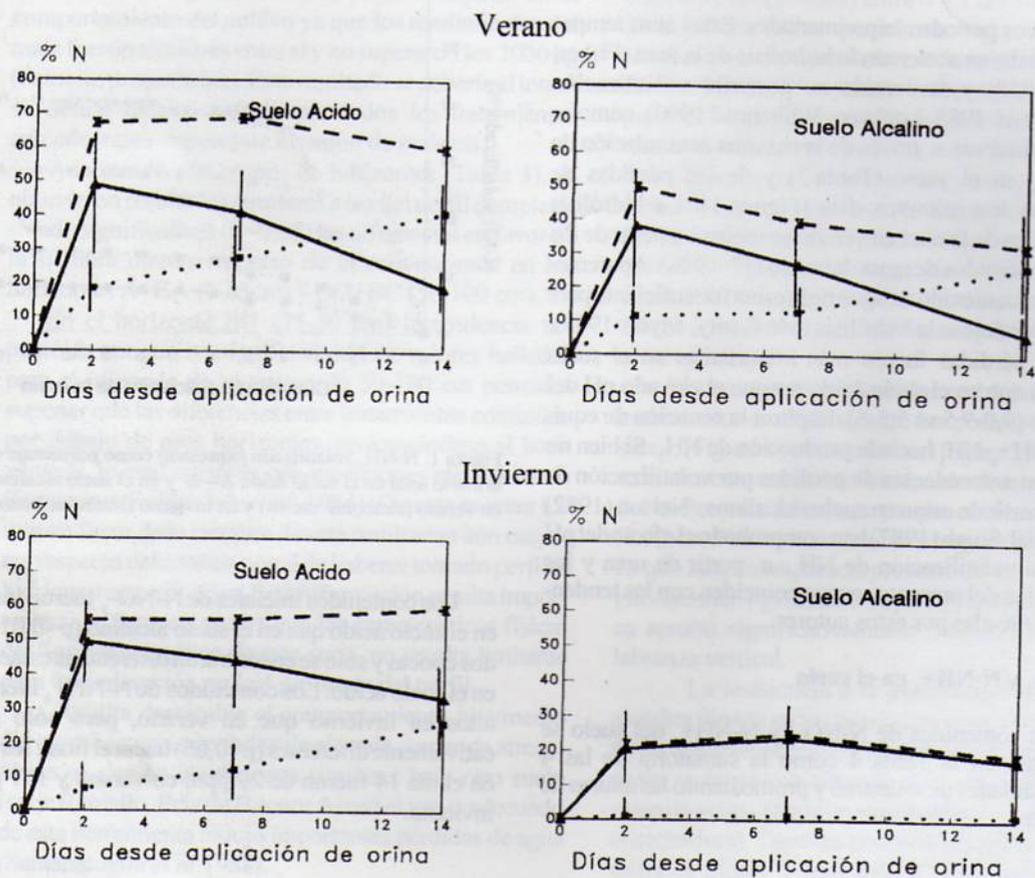


Figura 2: Evolución del N inorgánico del suelo expresado como porcentaje del N urinario total: N-NO₃, ▲---▲, N-NH₄, ■---■, y (N-NO₃ + N-NH₄) x---x

Se calculó la proporción de N-NO₃ procedentes de la orina que permanecieron en el suelo. Para ello se consideró la magnitud total de N-NH₄ o N-NO₃ en el volumen de suelo estudiado, promediando las alturas de canopeo.(Figura 2)

Los porcentajes finales de N-NO₃ mostraron diferencias ($p < 0,01$) entre suelos y entre épocas: 13,9 para el suelo alcalino y 33,3 para el suelo ácido; 33,7 para verano y 13,5 para invierno.

Se encontró efecto significativo del factor suelo y de

la interacción SxE en contenido final de $N-NH_4^+$. Al descomponer la interacción SxE se encontraron diferencias significativas entre suelos en verano y en invierno ($p < 0,01$), siendo siempre mayor la cantidad de $N-NH_4^+$ en el suelo ácido.

Tanto en invierno como en verano se confirmaron las tendencias generales informadas en la bibliografía en cuanto a la dinámica del N inorgánico del suelo: gran aumento inicial en el contenido de $N-NH_4^+$ seguido por su lenta disminución con un simultáneo aumento en el contenido de $N-NO_3^-$ (Vallis *et al.* 1982; Carran *et al.* 1984, Thomas *et al.* 1986 y Thomas *et al.* 1988).

Nitrógeno en planta

Las plantas regadas con orina acumularon más N total ($p < 0,05$) que las que no fueron regadas (2,25 % vs. 1,76 %). Dentro de las parcelas regadas, el % N en planta sólo fue superior comparando suelo ácido vs. suelo alcalino en invierno ($p < 0,01$). (2,97 vs. 1,68%).

La Tabla 5 muestra los % de N en planta respecto al N incorporado con la orina. Esta variable se obtuvo considerando que la diferencia en cantidad de N entre parcelas regadas y no regadas sería el N que provino de la orina. El % se calculó teniendo en cuenta la cantidad de N que efectivamente se agregó a cada parcela.

Este porcentaje de N procedente de la orina recuperado en planta mostró el mismo comportamiento que la concentración de N en planta, siendo significativas las diferencias entre suelos en invierno (suelo ácido invierno = 17,94% y suelo alcalino invierno = 3,16%) y entre épocas en el suelo ácido (verano = 4,8% e invierno = 17,4%).

El porcentaje de N en planta proveniente de la orina fue mayor en invierno que en verano, probablemente en respuesta a la menor cantidad de $N-NH_3$ volatilizado. Sin embargo, también pudo contribuir a este resultado el hecho de que fueran las especies de mayor potencial las que estuvieran creciendo activamente en ese período, y por lo tanto pudieron haber aprovechado mejor el N disponible, en comparación con las especies que crecían en verano.

En verano hubo una recuperación del N aplicado con la orina a través de las variables estudiadas ($N-NH_4^+$ y

$N-NO_3^-$ en el suelo, $N-NH_3$ volatilizado y N en plantas) del orden de 80-90 % mientras que en invierno esta recuperación fue menor, principalmente en el suelo alcalino (20-40 %). En esta situación, la ínfima acumulación de $N-NO_3^-$ podría explicarse a través de la ocurrencia de los procesos de nitrificación y desnitrificación a tasas bajas y de similar magnitud. Echeverría (1974) observó tasas de nitrificación *in vitro* de 0,4 ppm día⁻¹ a 8°C en una condición netamente aeróbica. En el presente ensayo la temperatura media invernal fue de 7°C, de manera que es posible que se haya producido $N-NO_3^-$; de hecho, en el suelo ácido hubo acumulación, de modo tal que la temperatura no fue un impedimento para la nitrificación. La anaerobiosis relativa del suelo alcalino en invierno, dada por una condición de saturación temporaria o por la sumatoria de micrositios anaeróbicos, podría explicar el bajo nivel de $N-NO_3^-$ al limitar el proceso de nitrificación antes que estimular la etapa posterior de desnitrificación.

En invierno en el suelo alcalino, la estabilización de la concentración de $N-NH_4^+$ en el suelo desde el día 7 (Figura 2) asociada a la detención en la pérdida de NH_3 (Figura 1) indicaría el cese de la hidrólisis de la urea. Este hecho, unido a la poco probable producción de NO_3^- debilitan la hipótesis de que la desnitrificación haya sido el principal proceso de pérdida. La baja recuperación del N agregado (20-40 %) conduciría a pensar que el resto de la urea no estuvo sujeto a hidrólisis enzimática, posiblemente debido al lavado de la urea hacia una profundidad del horizonte A en que la cantidad de enzima ureasa disminuye juntamente con el contenido de materia orgánica (Bremner, Mulvaney 1978). Además es conocido el hecho de que en suelos bajo pastura, la menor actividad ureásica se registra en los meses de invierno (Palma, Conti 1990).

Ninguno de los procesos postulados, nitrificación-desnitrificación a bajas tasas o lavado de la urea parecen proveer una clara explicación de los resultados expuestos. Tal vez ambos se produzcan en forma simultánea y contribuyan a explicar parte del N no recuperado. De todos modos, surge claramente la necesidad de que, si en ensayos futuros se pretende efectuar un balance del N de la orina, se cuantifiquen otros posibles destinos, principalmente en suelos bajos durante el invierno.

Tabla 5: Nitrógeno en planta proveniente de nitrógeno urinario (%)

	Verano		Invierno	
	Suelo alcalino	Suelos ácido	Suelo alcalino	Suelos ácido
Alto	3,48 ± 5,2 **	9,47 ± 7,9	3,68 ± 3,7	19,29 ± 10,7
Bajo	7,15 ± 4,0	0,11 ± 4,98	2,64 ± 6,0	16,60 ± 13,8

* Media ± DS

A fin de dar una idea de la importancia potencial que tendrían las pérdidas por volatilización de NH_3 en los sistemas reales, se intentará a modo de ejercicio, simular la magnitud del N que se pierde por esta vía. Con los valores obtenidos de contenido de N en la orina, $5,48 + 1,14 \text{ g l}^{-1}$ (verano) y $8,12 + 2,7 \text{ g l}^{-1}$ (invierno), la cantidad de orina producida por animal ($10-15 \text{ l día}^{-1}$, Spedding 1971) y la receptividad ganadera anual promedio de las explotaciones de la Pampa Deprimida ($0,7-1,0 \text{ EV ha}^{-1}$, Carvallo 1980), se calculó la cantidad de N excretada en la orina por hectárea. Usando los límites superiores de los rangos citados se obtiene un aporte diario de 82 g ha^{-1} en verano y 122 g ha^{-1} en invierno.

El cálculo de la cantidad de N que se perdería se basó en dos supuestos:

- que el suelo alcalino ocupa el 70 % de la superficie
- que las condiciones ambientales dominantes en verano e invierno se extienden por dos y seis meses, respectivamente y que los cuatro meses restantes tienen una condición climática intermedia con aportes de N y pérdidas de NH_3 equivalentes al promedio de verano e invierno.

Con estos supuestos se llegó a una pérdida de 36,97 % del N de la orina en verano y de 9,44 % en invierno, lo que resultaría en una pérdida anual de $6,52 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

Las entradas anuales de N al sistema son de 5 kg ha^{-1} vía fijación libre (Refi 1988), más 5 kg ha^{-1} en el agua de lluvia y son despreciables vía fijación simbiótica dada la escasa presencia de leguminosas. Las salidas son de $6,52 \text{ kg ha}^{-1}$ como volatilización de NH_3 y $2,2 \text{ kg ha}^{-1}$ necesarios para producir 70 kg ha^{-1} de carne que son los valores medios en los sistemas productivos de la Pampa Deprimida (Bocchetto 1981). Estos valores muestran que el nitrógeno es uno de los factores que condicionan los bajos niveles de producción de estos sistemas y que, intentos por aumentar la producción vía fertilización nitrogenada y/o aumento en la presión de pastoreo, llevarían también a aumentos en las pérdidas por volatilización de NH_3 , de allí la necesidad de tener en cuenta esta vía de pérdida cuando se toman decisiones de manejo.

CONCLUSIONES

La información derivada del presente trabajo ha permitido cuantificar un mecanismo de pérdida de N en los sistemas ganaderos de la Pampa Deprimida. Se determinó que las pérdidas por volatilización de NH_3 , a partir de orina de vacunos fueron mayores en el suelo alcalino (26 % del N aplicado) que en el suelo ácido (17 %), y en verano (35%) que en invierno (8%). La altura de canopeo no tuvo influencia sobre las pérdidas de NH_3 , ni sobre los niveles de N inorgánico en el suelo. La vegetación absorbió más N proveniente de la orina en invierno (10,55 %) que en verano (5,05 %).

REFERENCIAS

- Bocchetto RM. 1981. Incorporation of technology in the Argentine livestock sector from an institutional perspective. Ph.D. dissertation. Michigan State University. 246 p.
- Bremner JM, Mulvaney RL. 1978. Urease activity in soils. In R.G. Burns (Ed.) Soil enzymes. Academic Press. New York.: 149-196.
- Bremner JM, Keeney DR. 1966. Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils: 3 Exchangeable ammonium, nitrate and nitrite by extraction-distillation methods. Soil Sci.Soc.Am. Proc. 30: 577-582.
- Carran R, Ball R, Theobald P, Collins M. 1982. Soil nitrogen balances in a urine-affected areas under two moisture regimes in Southland. N.Z.J. Exp. Agric. 10: 377-381.
- Carvallo C. 1980. Las inundaciones bonaerenses. Realidad Económica Arg. 39: 16-39.
- Echeverría HE. 1974. Efectos de las temperaturas de incubación sobre la mineralización del nitrógeno inorgánico de un suelo árguol del Sudeste de la provincia de Buenos Aires. Tesis de Ing.Agr., Univ. Prov. de Mar del Plata. Fac. Cs. Agrarias. 47 pp.
- Ledgard SF, Steele KW, Saunders WHM. 1982. Effects of cow urine and its major constituents on pasture properties. N.Z. J. Agric. Res. 25: 61-68.
- Loycker DR, Whitehead DC. 1990. Volatilization of ammonia from cattle urine applied to grassland. Soil Biol. Biochem. 22: 1137-1142.
- Nelson DW. 1982. Gaseous losses of nitrogen other than through denitrification. Cap. 9. In: Nitrogen in agricultural soils.
- Nömmik H. 1973. The effect of pellet size on the ammonia loss from urea applied to forest soil. Plant & Soil 39: 309-318.
- Palma RM, Conti ME. 1990. Urease activity in Argentine soils: Field studies and influence of sample treatment. Soil Biol. & Biochem. 22: 105-108.
- Pazos SM. 1981. Micropedology and mineralogy of the sand fraction of some Mollisols of Argentina. Tesis M.S.C. State University of Ghent. Int. training Centre for Post Graduate Soil Scientists. 115 pp.
- Rachpak-Singh. 1987. Predicting the effect of soil-water-air dynamics on ammonia volatilization from applied urea with a mechanistic model. Fert. Res. 13: 277-285.
- Refi RO. 1988. Fijación de Nitrógeno en pasturas mixtas bajo diferentes intensidades de pastoreo. Tesis Ms. Sc. Universidad Nacional de Mar del Plata. 98 p.
- Spedding CRW. 1971. The nutrient cycle. In: Grassland ecology. Oxford Univ. Press. Cap. 12: 99-108.
- Thomas RJ, Logan KAB, Ironside AB, Milne JA. 1986. Fate of sheep urine-N applied to a upland grass sward. Plant & Soil 91: 425-427.
- Thomas RJ, Logan KAB, Ironside AB, Bolton GR. 1988. Transformations and fate of sheep urine-N applied to an upland U.K. pasture at different times during the growing season. Plant & Soil 107: 173-181.
- Vallis I, Harper LA, Catchpole VR, Weier KL. 1982. Volatilization of ammonia from urine patches in a tropical pasture. Aust. J. Agric. Res. 33: 97-107.
- Whitehead DC. 1970. The role of nitrogen in grassland productivity. A review of information from temperate regions. Commonw. Bur. Past. Fld. Crops, Hurley, Berkshire, England. Commonw. Agric. Bureaux, Farnham Royal. Bull. 48. 202 pp.