

VOLATILIZACIÓN DE AMONÍACO Y EMISIONES DE DIÓXIDO DE CARBONO A PARTIR DE UN SISTEMA INTENSIVO DE PRODUCCIÓN DE CARNE

MAGALÍ N DOMINGO¹; LILIANA I PICONE^{1*}; CECILIA C VIDELA¹ & NÉSTOR MACEIRA²

Recibido: 25-10-12

Recibido con revisiones: 08-03-13

Aceptado: 12-03-13

RESUMEN

La producción intensiva de carne vacuna mediante engorde a corral está difundiendo ampliamente en la Argentina. En este sistema, la elevada carga animal produce alto retorno de excretas al suelo, generándose exceso de nutrientes con riesgo de contaminación del suelo, cursos de agua superficial y subterránea, y de la atmósfera por emisión de amoníaco (NH_3) y dióxido de carbono (CO_2), entre otros gases. Se estudiaron las pérdidas de NH_3 y CO_2 , el pH y contenido de nitrógeno (N) mineral del suelo en un corral de engorde (CE), su área de escurrimiento (AE) y una pastura sin animales (PA) en agosto, septiembre y octubre 2009, y en mayo, junio y julio del 2010. El N- NH_3 volatilizado acumulado fue mayor en CE en octubre 2009 y en mayo y junio 2010, con respecto a PA y AE ($p < 0,05$) las cuales no se diferenciaron entre sí; mientras que en julio 2010, CE sólo se diferenció de PA. La mayor volatilización acumulada se produjo en CE en octubre 2009 con $6,5 \text{ g N m}^{-2}$, mientras que AE y PA presentaron valores inferiores a $0,5 \text{ g N m}^{-2}$. En los tres meses de 2009, CE presentó mayor producción acumulada de C- CO_2 ($14,8\text{-}16,7 \text{ g C m}^{-2}$) con respecto a AE y PA ($p < 0,05$), las cuales no mostraron diferencias entre sí ($5,9\text{-}7,9 \text{ g C m}^{-2}$). Las emisiones acumuladas de C- CO_2 en 2010 no fueron diferentes ($p > 0,05$) entre áreas aunque tendieron a ser mayores en CE, como consecuencia del mayor contenido de carbono soluble aportado por el estiércol. El CE presentó mayor pH y contenido de N inorgánico, particularmente amonio (NH_4^+), respecto a AE y PA, explicando las mayores pérdidas de N- NH_3 . Las emisiones de N- NH_3 y C- CO_2 respondieron también a eventos de lluvia y a cambios en la temperatura. Los resultados destacan que debe tenerse en cuenta el manejo del estiércol para minimizar su acumulación y el posible impacto ambiental de estos sistemas intensivos de producción de carne.

Palabras clave. Amoníaco, contaminación, dióxido de carbono, feedlot.

AMMONIA VOLATILIZATION AND CARBON DIOXIDE EMISSIONS FROM AN INTENSIVE BEEF PRODUCTION SYSTEM

ABSTRACT

Cattle feedlot production systems are being widely adopted in Argentina. High stocking rates in these systems cause a large return of manure to the soil, generating excessive nutrient concentrations that can result in soil, surface water and groundwater contamination. In addition, the atmosphere may be polluted due to the release of ammonia (NH_3), carbon dioxide (CO_2) and other gases to the atmosphere. Ammonia and CO_2 losses, soil pH and mineral nitrogen (N) content were analyzed in the feedlot (CE), the runoff area (AE) and the pasture without animals (PA). Accumulated NH_3 -N losses in October 2009, May and June 2010 were greater in CE than in PA and AE areas ($p < 0.05$) which did not differ, while in July 2010 CE only differed significantly from PA ($p < 0.05$). The highest accumulated volatilization was recorded in CE (6.5 g N m^{-2}) in October 2009, while values were below 0.5 g N m^{-2} in AE and PA. In August, September and October 2009, CE also showed higher total production of CO_2 -C (between 14.8 and 16.7 g C m^{-2}) than EA and PA ($p < 0.05$); the latter two showing no significant differences ($5.9\text{-}7.9 \text{ g C m}^{-2}$). During 2010, there were no differences in the total production of CO_2 -C among areas ($p > 0.05$). However, CO_2 -C tended to be higher in CE because of the greater content of soluble carbon supplied by manure. The CE area had a higher pH and inorganic N content, particularly ammonium ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), than AE and PA, explaining the increased losses of NH_3 -N. Emissions of NH_3 -N and CO_2 -C also responded to rain events and changes in temperature. The results highlight that manure management is an important issue that has to be considered in order to minimize its accumulation in soils as well as the impact on the environment.

Key words. Ammonia, contamination, carbon dioxide, feedlot.

1 Facultad de Ciencias Agrarias UNMdP-Unidad Integrada Balcarce;

2 Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria-Unidad Integrada Balcarce, C.C. 276, (7620) Balcarce, Argentina.

* Autor de contacto: lpicone@balcarce.inta.gov.ar

INTRODUCCIÓN

Si bien los esquemas de producción de carne vacuna en la Región Pampeana son en su mayoría pastoriles, se está recurriendo a la complementación con encierres a corral como alternativa de alimentación. El déficit en la producción de forraje, las relaciones favorables de precio carne:grano, la mayor velocidad de crecimiento, la seguridad y uniformidad en la terminación del animal son algunas de las causas que han llevado a la difusión de esta práctica en los últimos años (Méndez & Davies, 2008). El engorde intensivo de ganado vacuno o el engorde a corral, comúnmente conocido como *feedlot*, es una tecnología de producción intensiva de carne con animales confinados y alimentados con dietas de alta concentración energética y digestibilidad. Dada la elevada carga animal, el retorno de excretas al suelo por unidad de superficie es muy grande lo que genera un exceso de nutrientes que puede conducir al potencial riesgo de contaminación del suelo y de los cursos de agua superficial y subterránea. Estos excesos, también pueden generar contaminación de la atmósfera debido a la liberación de amoníaco (NH_3), dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) y óxido nitroso (N_2O). Estos gases son muy importantes por su contribución directa o indirecta al efecto invernadero (IPCC, 2007). A su vez, el NH_3 puede producir eutroficación (Hutchison & Viets, 1969) y acidificación de los ecosistemas (van Breemen *et al.*, 1982), y formar materia particulada (diámetro menor de $2,5 \mu\text{m}$) que puede acarrear problemas pulmonares o de niebla (Bittman & Mikkelsen, 2009).

Los animales de los sistemas de engorde a corral (SEC) excretan aproximadamente entre 60 a 80% del N consumido en la orina y entre 20 a 40% en las heces, dependiendo de la dieta (Bierman *et al.*, 1999; Van Horn *et al.*, 1996). La mayoría del N excretado en la orina se encuentra principalmente bajo la forma de urea (Bussink & Oenema, 1998) la cual es hidrolizada mediante la acción de enzimas ureasas a NH_4^+ . A su vez, los compuestos nitrogenados orgánicos de las heces son transformados vía mineralización biológica a NH_4^+ y luego a nitrato (NO_3^-). El NH_4^+ , proveniente de ambos procesos, puede ser volatilizado siendo emitido como NH_3 a la atmósfera. La tasa de volatilización es afectada por una combinación de factores del suelo y meteorológicos, y por sus interacciones. Entre ellos se incluyen, concentración de NH_4^+ , pH, temperatura, contenido de agua y capacidad buffer del suelo, además de la velocidad del viento, radiación solar y precipitaciones (Reynolds & Wolf, 1987). En los sistemas intensivos de producción de carne, la volatilización de NH_3 también depende de carac-

terísticas del estiércol, y de la dieta y carga animal (Meisinger & Jokela, 2000).

El CO_2 es un gas intercambiable entre el aire del suelo y la atmósfera a través de procesos como la fotosíntesis, la incorporación al suelo de material orgánico derivado de plantas o animales (ingreso de CO_2) y la descomposición del mismo (egreso de CO_2). La tasa de emisión de CO_2 es regulada por factores naturales como clima, temperatura y lluvia, y del suelo como textura, estructura, desarrollo del perfil, como así también por el manejo del suelo y cultivo; de modo que dicha tasa varía espacial y temporalmente. En los sistemas de engorde a corral no hay ingreso de CO_2 a través de la incorporación de residuos vegetales, no obstante hay aporte de carbono (C) a través del estiércol en el cual aproximadamente 50–60% de la materia seca es materia orgánica (Aguilera *et al.*, 1995).

En la Argentina, hay aproximadamente 1,8 millones de animales bajo sistemas de engorde a corral (SENASA, 2009), y si bien estos sistemas no están tan difundidos como en países europeos, es importante diagramar medidas preventivas que conduzcan a sistemas sustentables, evitando posibles efectos adversos. Para esto, es necesario ampliar nuestro conocimiento sobre la dinámica y transformaciones que sufren los nutrientes depositados en estos sistemas de producción. A su vez, debido a la creciente preocupación por el posible impacto de la industria animal en la calidad del aire, surge la necesidad de realizar inventarios globales de emisiones de gases para identificar si estos sistemas de producción son fuente o destino de gases efecto invernadero.

En función de los aspectos anteriormente abordados, en el presente trabajo se propuso evaluar las emisiones gaseosas de NH_3 y CO_2 en una toposecuencia dentro de un SEC en el partido de Balcarce (Buenos Aires) que incluye una pastura natural, el área de escurrimiento y el corral de engorde, como así también establecer la importancia de ciertas propiedades del ambiente y del suelo en la regulación de dichas pérdidas.

MATERIALES Y MÉTODOS

1. Descripción del sitio de estudio

El estudio se realizó en un establecimiento ubicado en la ruta 226, km 54 ($37^\circ 48' \text{ S}$; $58^\circ 13' \text{ W}$) del partido de Balcarce (provincia de Buenos Aires) que posee un sistema de engorde a corral a cielo abierto, con compactación superficial del suelo.

Las áreas de estudio, dentro de un radio de aproximadamente 200 m, fueron: 1) el corral de engorde (CE) que está permanentemente ocupado por animales, 2) el área de escurrimiento (AE) que tiene la menor cota del establecimiento y hacia donde son conducidos los excesos de agua desde el CE en estudio y otros aledaños, y 3) la pastura (PA) sin animales y que no recibió ningún tratamiento de fertilización ni labranzas, y en la que ocasionalmente se hizo heno. En el CE la carga animal fue variable, siendo de 300; 200 y 700 novillos ha^{-1} en agosto, septiembre y octubre del 2009; respectivamente, mientras que en el 2010 en mayo, junio y julio fue de 200 novillos ha^{-1} .

El suelo del establecimiento clasificado como Natracuol típico, con predominio de la serie Chelforó, se caracteriza por tener textura superficial franca y horizontes franco-arcillosos o arcillosos en profundidad que tienen muy baja permeabilidad debido a su alta concentración en sodio.

En cada una de las áreas mencionadas se delimitó con alambrado eléctrico una zona y en ella se midió la volatilización de NH_3 y producción de CO_2 durante un período de 96 horas que se inició el 18 agosto, 14 septiembre y 26 octubre del 2009 (estación invierno-primaveral), y el 10 mayo y 12 julio del 2010 (estación otoño-invernal). En junio del 2010, por condiciones climáticas inadecuadas, las cámaras para atrapar los gases se removieron a las 72 horas luego de instalarlas el 15 de junio. Al inicio de cada período de medición de gases y en cada área se tomaron 3 muestras de suelo, de 0-10 cm de profundidad, compuestas cada una de ellas por al menos 15 submuestras. En cada sitio de muestreo, se instalaron a una profundidad de 5 cm y próximas a las cámaras, termocuplas de cobre-constantan para el registro de la temperatura del suelo.

2. Análisis de las muestras de suelo

Se determinó el contenido de N inorgánico en extractos de K_2SO_4 1N en muestras de suelo húmedas, mediante destilación por arrastre de vapor en presencia de MgO y aleación Devarda (Keeney & Nelson, 1982). El pH se determinó en 10 g de suelo y 25 mL de agua destilada, y el C orgánico soluble, en los mismos extractos de K_2SO_4 1N utilizados para N inorgánico, mediante el método descripto por Dambreville *et al.* (2006).

3. Volatilización de amoníaco

Se cuantificó la volatilización de NH_3 empleando un sistema semiabierto estático, adaptado del propuesto por Nõmmik (1973). Se colocaron 3 cámaras al azar en cada área (CE, AE y PA), las cuales se enterraron a 5 cm de profundidad. La cámara de NH_3 consiste de un cilindro de PVC de 30 cm de diámetro y 50 cm de altura que tiene en su parte superior dos planchas de poliuretano de 1,5 cm de espesor, ambas embebidas con H_2SO_4 1N y separadas entre sí 10 a 12 cm. Las planchas fueron removidas de la cámara cada 24 horas, la plancha superior se descartó mientras que la inferior se lavó

con 1500 mL de agua destilada. Una alícuota del lavado se destiló por arrastre de vapor en presencia de NaOH 50% (Keeney & Nelson, 1982). La volatilización de NH_3 se expresó en $\text{g N-NH}_3 \text{ m}^{-2}$, considerando la superficie del suelo cubierta por la cámara (706,5 cm^2). La pérdida acumulada de NH_3 se calculó sumando el flujo diario de NH_3 durante el período de medición de 96 horas.

4. Emisión de dióxido de carbono

Para cuantificar las emisiones de CO_2 se colocaron en cada área y contiguas a las trampas de NH_3 , 3 cámaras estáticas de 94,98 cm^2 ancladas sobre una base de 11 cm de diámetro y enterrada 5 cm en el suelo. En su interior se colocó un recipiente con 50 mL de NaOH 0,5M, el cual se reemplazó cada 24 horas durante el período de monitoreo del gas (Anderson, 1982). Las emisiones de CO_2 se expresaron como $\text{g C-CO}_2 \text{ m}^{-2}$. La producción acumulada de CO_2 se calculó integrando la producción diaria de CO_2 registrada en el período de medición del gas.

5. Mediciones meteorológicas

Además de las mediciones de temperatura de suelo, se dispuso de datos de precipitación y temperatura del aire, registrados en la Estación Meteorológica de la Estación Experimental - INTA Balcarce, próxima al establecimiento.

6. Análisis estadístico

Luego de comprobar el cumplimiento de los supuestos de normalidad y homocedasticidad, los datos fueron sujetos a un análisis de varianza usando la función PROC GLM del programa estadístico SAS (SAS Institute, 1985). Se evaluó el efecto del área y fecha de muestreo sobre la concentración de N inorgánico y pH, analizando cada año separadamente. Los datos de pérdidas acumuladas de NH_3 y CO_2 fueron analizados evaluando el efecto del área dentro de cada fecha, ya que el período de medición de gases difirió en una de las fechas lo cual impidió la comparación entre ellas. La separación de medias entre los tratamientos se efectuó según la prueba de Tukey, a un nivel de significancia del 5%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Condiciones meteorológicas

El mes de agosto del 2009 fue un mes seco con una precipitación total de 4 mm que se registró 3 días previos a la medición de gases. Contrariamente, en septiembre se acumularon 52 mm de lluvia, de los cuales 3 mm cayeron el día en que se instalaron las cámaras. En octubre, los 30

mm de precipitación se distribuyeron en los primeros 20 días del mes, previo al período de mediciones. En mayo del 2010, las lluvias ascendieron a 42 mm, registrándose con posterioridad a la medición de gases; mientras que en junio del 2010, de los 57 mm de precipitación total, 40 mm sucedieron el día previo al monitoreo de gases. En julio del 2010, a través de sucesivas lluvias, se registraron 29 mm unos días previos a la medición de los gases (Tabla 1).

La temperatura media diaria promedio del aire varió desde 15 °C en octubre hasta 7,8 °C en julio. En julio se registró la menor temperatura diaria máxima promedio de 11,7 °C y una mínima diaria promedio de 3,9 °C, en tanto que en octubre estas temperaturas fueron de 22,0 °C y 6,7 °C, respectivamente. La temperatura media diaria promedio fue similar entre agosto, septiembre y mayo, siendo 12,5; 11,0 y 13,0 °C, respectivamente, aunque la mínima diaria fue superior en mayo de 8,1 °C (Tabla 1). La temperatura del suelo, en general, fue relativamente similar entre las distintas áreas, con un máximo de 2,1 °C de diferencia entre ellas (Tabla 1).

pH del suelo

La fecha y área de muestreo afectaron significativamente ($p < 0,05$) el pH del suelo en el año 2009 y 2010, así como la interacción de estas dos fuentes de variación en el año 2010 (Tabla 2). Al interpretar esta interacción, se encuentra que el CE mostró valores de pH superiores ($p < 0,05$) a los del AE y PA en todas las fechas de muestreo (Tabla 2). En los dos años, el CE registró mayores valores

de pH ($p < 0,05$) (7,2 en 2009 y 7,8 en 2010) en comparación con la PA (6,5 en 2009 y 6,9 en 2010) y el AE (5,8 en 2009 y 6,5 en 2010), seguramente como resultado de la hidrólisis de la urea de la orina, con producción de NH_3 y pérdida de CO_2 . Usualmente, la orina tiene un pH mayor a 7,4 cuando proviene de animales alimentados a base de forraje (Whitehead *et al.*, 1989), y con la hidrólisis de la urea se puede aumentar hasta en 3,5 unidades en la mancha de orina (Sherlock & Goh, 1984). El elevado pH en el CE genera condiciones favorables para la volatilización de N-NH_3 , mientras que los menores pH en el AE y PA, resultado de no recibir aportes de orina, sugieren una nitrificación del NH_4^+ que produjo una reducción del pH del suelo, especialmente en el AE donde predominó la forma de N como NO_3^- (Tabla 3).

Nitrógeno inorgánico

La concentración de N-NH_4^+ mostró variaciones significativas ($p < 0,05$) debido al área, momento de muestreo y a la interacción área*fecha, en el 2009 y 2010. En agosto del 2009 y julio del 2010 no hubo diferencias ($p > 0,05$) en concentración de N-NH_4^+ entre las tres áreas, mientras que en los meses restantes la concentración de N-NH_4^+ fue más elevada ($p < 0,05$) en el CE en comparación con el AE y la PA (Fig. 1). La concentración de N-NH_4^+ promedió 130,5 mg N kg^{-1} en el 2009 y 44,5 mg N kg^{-1} en el 2010 en el CE, mientras que en el AE y la PA fue inferior a 7,5 y 2,4 mg N kg^{-1} , respectivamente. Esta variación de la concentración de N-NH_4^+ en el CE, entre años, puede ser, en parte,

Tabla 1. Temperatura del aire y suelo en las áreas de muestreo, pastura (PA), área de escurrimiento (AE) y corral de engorde (CE).
Table 1. Air and soil temperatures in the sampling areas: pasture (PA), runoff area (AE) and feedlot (CE).

	Inverno-primaveral 2009			Otoño-invernal 2010		
	agosto	septiembre	octubre	mayo	junio	julio
Temperatura del aire (°C)						
Media	12,5	11,0	15,0	13,0	9,4	7,8
Máxima	19,0	19,5	22,0	17,9	12,2	11,7
Mínima	2,5	4,0	6,7	8,1	4,5	3,9
Temperatura de suelo (°C)						
PA	6,6	12,7	-	9,8	6,9	4,0
AE	7,1	10,9	-	10,5	7,5	2,4
CE	8,3	10,6	-	11,2	6,3	3,8
Precipitaciones acumuladas (mm)						
Período analizado	3,9	52	30,2	41,9	57,3	100
Mediana (1979-2008)	43,7	52,3	88,5	46,3	42,3	42,0

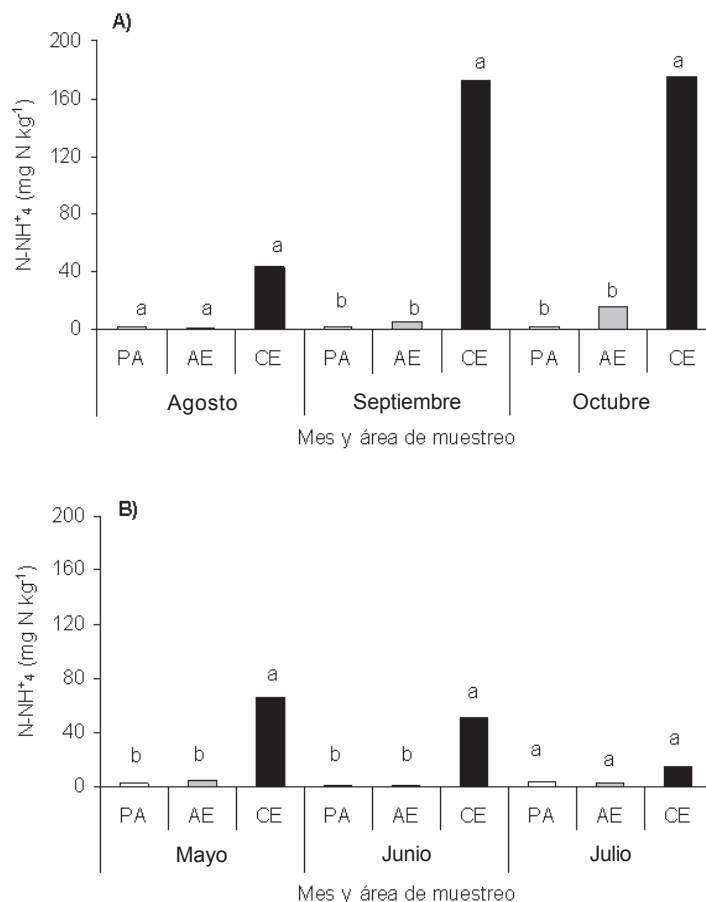


Figura 1. Concentración de amonio (N-NH₄⁺) en el suelo de la pastura (PA), área de escurrimiento (AE) y corral de engorde (CE) en los muestreos de A) 2009 y B) 2010.

Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre áreas, dentro de cada fecha de muestreo.

Figure 1. Soil ammonium concentration (NH₄⁺-N) in the pasture (PA), runoff area (AE) and feedlot (CE) during A) 2009 and B) 2010.

Different letters indicate significant differences ($p < 0.05$) among areas within each sampling date.

Tabla 2. Valores de pH del suelo obtenidos en la pastura (PA), área de escurrimiento (AE) y corral de engorde (CE) en estación invierno-primaveral de 2009 y estación otoño-invernal de 2010.

Table 2. Soil pH values obtained in the pasture (PA), runoff area (AE) and feedlot (CE) in 2009 and 2010.

Área	PA	AE	CE	Promedio área
Agosto 2009	6,01	5,13	6,73	5,96 b
Septiembre 2009	6,66	6,15	7,34	6,72 a
Octubre 2009	6,88	6,01	7,47	6,78 a
Promedio fecha	6,52 b	5,76 c	7,18 a	
Mayo 2010	7,04 b	6,37 c	7,55 a	6,99
Junio 2010	6,95 b	6,61 c	7,77 a	7,11
Julio 2010	6,91 b	6,40 c	7,97 a	7,09
Promedio fecha	6,97	6,46	7,76	

Para 2009, letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre fechas o áreas de muestreo.

Para 2010, letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre áreas de muestreo dentro de cada mes.

For 2009, different letters indicate significant differences ($p < 0.05$) among dates or sampling areas.

For 2010, different letters indicate significant differences ($p < 0.05$) among sampling areas within each month.

Tabla 3. Concentración de N-nitratos (N-NO₃⁻) en el suelo de la pastura, área de escurrimiento y corral de engorde en los muestreos del 2009 y 2010.
Table 3. Soil nitrate-N (NO₃⁻-N) concentrations in the pasture, runoff area and feedlot in 2009 and 2010.

Fecha	N-NO ₃ ⁻ (mg N kg ⁻¹)			
	Pastura	Área escurrimiento	Corral engorde	Promedio área
Agosto 2009	2,63	14,77	52,22	23,21 a
Septiembre 2009	3,56	55,73	62,78	40,67 a
Octubre 2009	2,19	84,70	39,89	42,26 a
Promedio 2009	2,79 b	51,73 a	51,63 a	
Mayo 2010	0,74	5,52	25,82	10,69 a
Junio 2010	0,47	1,51	18,00	6,66 a
Julio 2010	1,04	1,38	10,63	4,35 a
Promedio 2010	0,75 b	2,8 b	18,15 a	

Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre fechas o áreas de muestreo.

Different letters indicate significant differences ($p < 0.05$) among dates or sampling areas.

debido a un mayor aporte de excretas como consecuencia de una mayor densidad de animales, y a que las pérdidas por volatilización de NH₃ que podrían disminuir la cantidad de NH₄⁺ fueron mayores en la estación más cálida que en el período otoño-invernal 2010. Los valores de N-NH₄⁺ registrados en el CE coinciden con los reportados por otros estudios que han encontrado acumulaciones de N-NH₄⁺ tan altas como 100 a 250 mg N kg⁻¹ en los 10 cm superficiales de suelo (Sherlock & Goh, 1984; Wyngaard, *et al.*, 2012), en sistemas con animales confinados. Típicamente, la concentración de N-NH₄⁺ en praderas naturales es baja, 5,6 mg N kg⁻¹ (McKinley, 2007), en coincidencia con estos datos.

En general, el pasaje de N-NH₄⁺ a N-NO₃⁻ es un proceso que se verifica con rapidez en los suelos de esta región (Navarro *et al.*, 1980), lo cual evitaría su acumulación. Por lo tanto, la acumulación de N-NH₄⁺ en el CE sugiere que la tasa de nitrificación pudo haber estado limitada. Si bien el pH en el CE es adecuado para una tasa óptima de nitrificación, entre 7 y 8 (Granli & Bøckman, 1994; Dalal *et al.*, 2003) es posible que el alto contenido de humedad generado en el corral no haya favorecido el metabolismo microbiano aeróbico. Por efecto del pisoteo y compactación del ganado se forman depresiones en la superficie del suelo que retienen la orina y heces, registrándose contenidos de humedad de hasta 0,37 y 0,47 g g⁻¹, dependiendo de la evaporación, lluvia y carga animal. A su vez, las mayores emisiones de CO₂ registradas en CE (Figs. 4 y 5) disminuyen la tensión de oxígeno contribuyendo a un ambiente más anaeróbico. Además de deficiencias en la aireación, puede haber un efecto de fuerza osmótica por parte de la orina (Monaghan & Barraclough, 1992). Estas condicio-

nes, sumadas al gran aporte de N-NH₄⁺, fundamentalmente a partir de la urea de la orina que se hidroliza rápidamente, explicarían estas mayores concentraciones de N-NH₄⁺ en el CE. En otros estudios, se ha reportado un retraso en las dos etapas de la nitrificación en manchas de orina que puede conducir a la acumulación de nitritos (NO₂⁻) (Monaghan & Barraclough, 1992; Burns *et al.*, 1995).

Con respecto a la concentración de N-NO₃⁻, en los dos años sólo hubo diferencias significativas ($p < 0,05$) debido al área de muestreo. En el 2009, el CE mostró concentraciones mayores ($p < 0,05$) a las de PA, no diferenciándose ($p > 0,05$) del AE; mientras que en el 2010, la concentración de N-NO₃⁻ en el CE fue mayor ($p < 0,05$) a la de AE y PA (Tabla 3). La concentración promedio de N-NO₃⁻ en el CE presentó variaciones entre estaciones, disminuyendo desde 51,6 mg N kg⁻¹ en el invierno-primavera del 2009 a 18,1 mg N kg⁻¹ en el otoño-invierno del 2010, posiblemente por efecto de las temperaturas bajas sobre la actividad microbiana. La tasa de nitrificación es lenta cuando la temperatura del suelo es menor de 10 °C (Sabey *et al.*, 1956), condición que ocurrió en junio y julio, cuando se registraron temperaturas del suelo promedio inferiores a 7 °C (Tabla 1).

En concordancia con los resultados obtenidos en este estudio, en pasturas naturales se registraron concentraciones de N-NO₃⁻ de aproximadamente 4,1 mg N kg⁻¹ (McKinley, 2007).

Los niveles de N-NO₃⁻ en el CE fueron menores a los de N-NH₄⁺ ya que como se mencionó anteriormente, la principal y continua forma de deposición de N es la urea que se hidroliza a NH₄⁺ y no hubo, en general, condiciones adecuadas para una tasa óptima de nitrificación. Una si-

tuación diferente se observó en el AE donde las concentraciones de N-NO_3^- superaron a las de N-NH_4^+ , especialmente en la estación invierno-primavera; mientras que en la PA fueron bajas y similares a las de N-NH_4^+ .

Después de una semana de la deposición de orina, se han informado concentraciones de N-NO_2^- tan altas como 45 mg kg^{-1} (Vallis *et al.*, 1982), estando relacionada su acumulación a la concentración de N en la orina. Teniendo en cuenta que la nitrificación pudo haber estado limitada en el CE, y que la determinación de N-NO_3^- con aleación de Devarda incluye el N proveniente del NO_2^- y NO_3^- , es posible que N-NO_2^- haya sido un componente importante del valor reportado como N-NO_3^- .

Volatilización de amoníaco

En octubre del 2009, y en todos los muestreos de 2010 se encontraron diferencias en pérdidas acumuladas de N-NH_3 entre áreas ($p < 0,05$), las cuales estuvieron entre 0,14 y $6,45 \text{ g N m}^{-2}$. En octubre, el N-NH_3 volatilizado acumulado fue mayor ($p < 0,05$) en el CE ($6,45 \text{ g N m}^{-2}$) comparando con el AE ($0,36 \text{ g N m}^{-2}$) y PA ($0,23 \text{ g N m}^{-2}$) las cuales no se diferenciaron entre sí (Fig. 2). El CE presentó una alta concentración de N-NH_4^+ ($174,8 \text{ mg N kg}^{-1}$) y un alto pH (7,5) en contraste con los menores pH y concentraciones de N-NH_4^+ en el AE y PA, como consecuencia del alto aporte de urea de las excretas animales. Estas condiciones, en combinación con las temperaturas más cálidas del aire (Tabla 1) fueron favorables para una rápida volatilización de NH_3 . En el mismo establecimiento se determinó que el suelo del CE tiene una alta actividad ureasa, entre $441,3$ y $429,4 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$ a 37°C (Wyngaard, 2008) lo que contribuiría al aporte de NH_4^+ . Durante agosto, la volatilización de N-NH_3 acumulada fue de poca magnitud, variando entre 0,14 y $0,90 \text{ g N m}^{-2}$ (Fig. 2) y no hubo diferencias entre las distintas áreas ($p > 0,05$). Si bien la concentración de N-NH_4^+ en CE no se diferenció ($p > 0,05$) de la del AE ($0,84 \text{ mg N kg}^{-1}$) y PA ($2,20 \text{ mg N kg}^{-1}$), presentó un valor elevado ($43,3 \text{ mg N kg}^{-1}$) pero el $\text{pH} < 7$ pudo haber sido uno de los factores que restringió las pérdidas de N-NH_4^+ como NH_3 ya que la temperatura del suelo fue relativamente similar entre las áreas (Tabla 1) (Monteny & Erisman, 1998). Con respecto a septiembre, si bien la elevada concentración de N-NH_4^+ en el CE ($173,3 \text{ mg N kg}^{-1}$) y el pH alcalino (7,3) habrían favorecido la volatilización de NH_3 , no hubo diferencias ($p > 0,05$) en la pérdida acumulada de N-NH_3 entre las tres áreas (Fig. 2), indicando que algún proceso

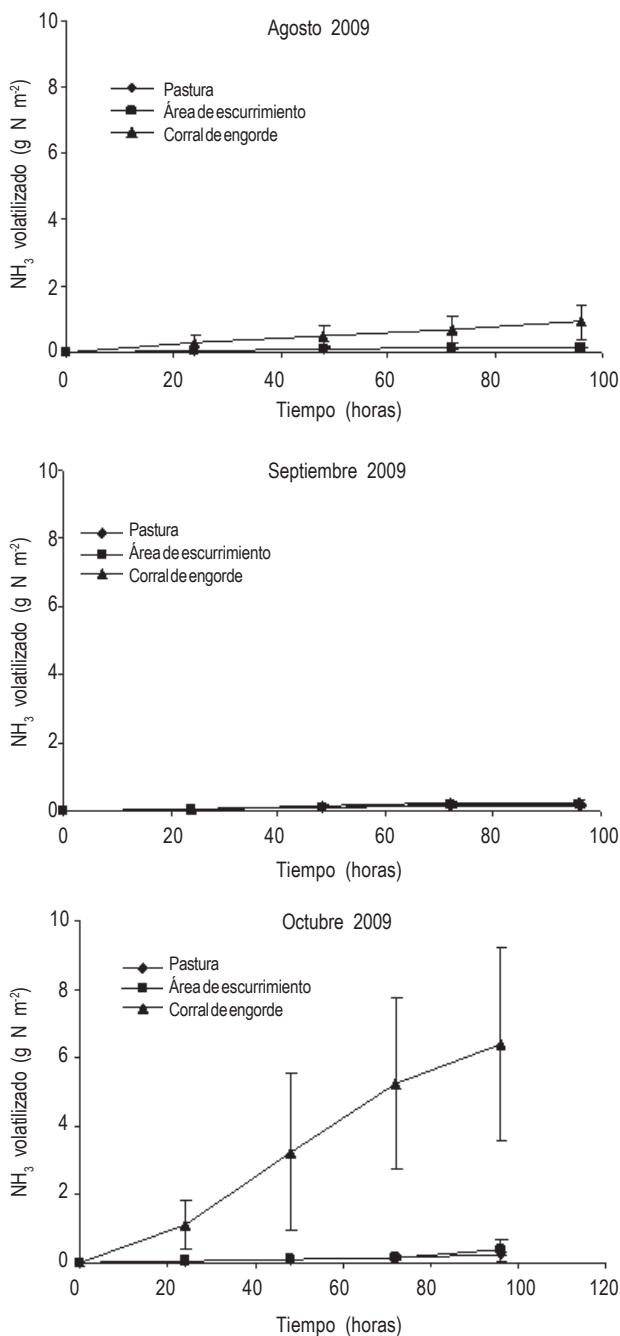


Figura 2. Pérdida acumulada por volatilización de amoníaco (N-NH_3) en la pastura, área de escurrimiento y corral de engorde en agosto, septiembre y octubre del 2009. Las barras indican el desvío estándar de la media.

Figure 2. Accumulated evolution of ammonia-N ($\text{NH}_3\text{-N}$) volatilization from the pasture, runoff area and feedlot in August, September and October 2009. Vertical bars represent standard errors.

y/o factor no evaluado limitó la volatilización. La precipitación ocurrida el día de la instalación de las cámaras habría reducido la volatilización de NH_3 , al incorporar al suelo el NH_4^+ y facilitar su retención en los sitios de intercambio del suelo (Whitehead & Raistrick, 1991). McGinn & Sommer (2007) encontraron que 6 mm de agua aplicada inmediatamente después de la deposición del abono reducen la volatilización en 21 a 52%. Este proceso está muy afectado por las lluvias y el contenido de humedad del suelo, siendo ésta muy heterogénea en el CE debido al aporte de agua por la orina.

La producción acumulada de N-NH_3 , en el CE fue superior a la del AE y PA en mayo y junio del 2010, y a la de la PA en julio del 2010 ($p < 0,05$); no obstante, la magnitud de la diferencia entre las áreas es relativamente pequeña (Fig. 3). Las pérdidas acumuladas de N-NH_3 , en general fueron bajas en esta temporada, menores a $0,45 \text{ g N m}^{-2}$. Las menores temperaturas del aire y suelo (Tabla 1) serían uno de los factores que limitaron la volatilización, sobre todo en los meses de junio y julio. El CE registró en el suelo valores relativamente altos de N-NH_4^+ en mayo y junio que conjuntamente con pH superiores a 7 estimularon las pérdidas de NH_3 en comparación con el AE y la PA que registraron valores de N-NH_4^+ de aproximadamente 4 mg N kg^{-1} y pH inferior a 7. En julio, a pesar de las bajas temperaturas del suelo y aire (Tabla 1), el CE igualmente perdió NH_3 favorecido por un pH alto de 8. Steenhius *et al.* (1979) encontraron que las pérdidas de NH_3 no se detienen a temperaturas próximas al punto de congelamiento, aunque ocurren a una tasa más lenta y prolongada. Una combinación de precipitaciones con bajas temperaturas posiblemente condujo a las bajas pérdidas acumuladas de NH_3 , durante este período frío y húmedo del 2010.

Se informaron pérdidas por volatilización de NH_3 de 26% del N aplicado como orina de vacunos en un suelo de pH superficial alcalino, mientras que en uno de pH superficial ácido sólo fueron de 17% (Videla *et al.*, 1994). En el mismo trabajo se encontró que en el verano se perdió el 35% del N agregado mientras que en invierno fue sólo el 8%, lo que indica que las altas temperaturas aceleran la hidrólisis de la urea y favorecen su posterior volatilización.

Expresadas en ha, las pérdidas acumuladas de NH_3 en el CE fluctuaron entre el valor máximo de $64,5 \text{ kg N ha}^{-1}$ y el mínimo de $3,03 \text{ kg N ha}^{-1}$. Hay que destacar que estas mediciones se efectuaron durante un período corto,

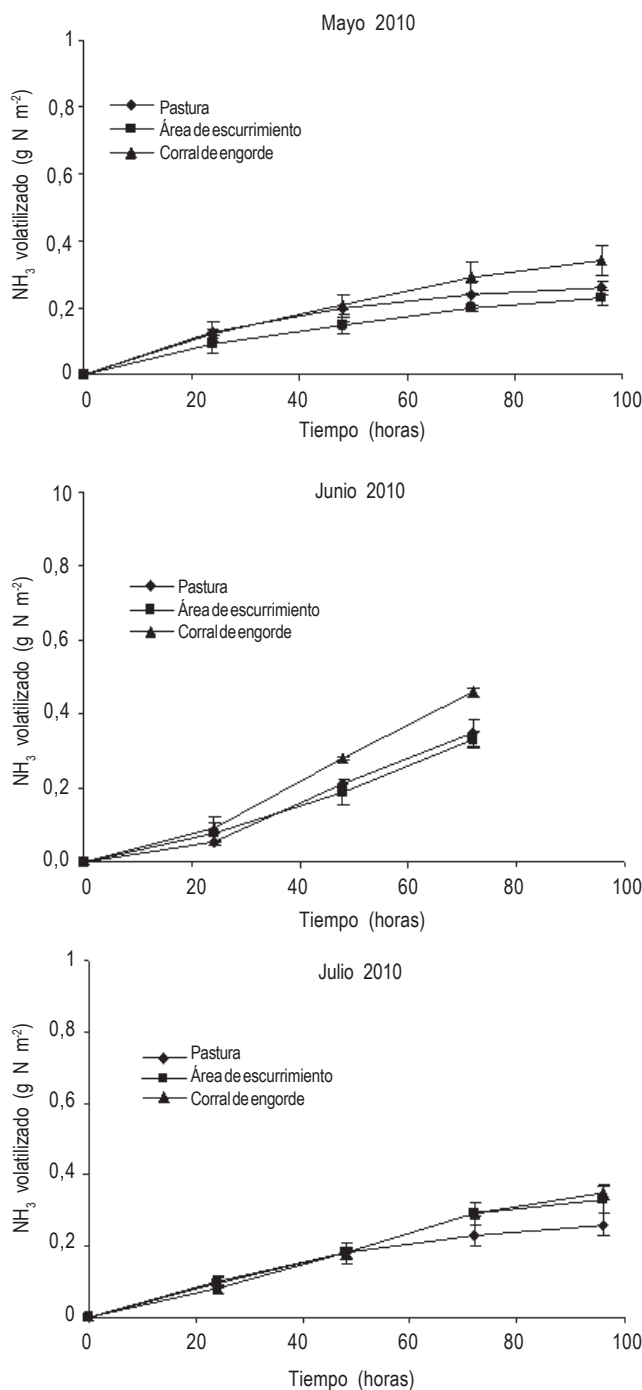


Figura 3. Pérdida acumulada por volatilización de amoníaco (N-NH_3) en la pastura, área de escurrimiento y corral de engorde en mayo, junio y julio del 2010. Las barras indican el desvío estándar de la media.

Figure 3. Accumulated evolution of ammonia-N (NH_3 -N) volatilization from the pasture, runoff area and feedlot in May, June and July 2009. Vertical bars indicate the standard deviation of the mean.

máximo de 96 horas y, que en estos sistemas se deposita diariamente estiércol proporcionando una fuente continua de N disponible para volatilización. Por lo tanto, estos sistemas intensivos de producción de carne pueden ser una fuente constante de emisiones de NH_3 , con alta o baja tasa de volatilización dependiendo de las condiciones del medio, ya que son muy dinámicos y heterogéneos con temperaturas, humedad y disponibilidad de sustrato extremas.

El NH_3 , además de acidificar el suelo y contribuir a la eutrofización de las aguas superficiales participa en la formación del N_2O , y según el IPCC (1996 a, b) se estima que por cada kg de N- NH_3 volatilizado se forma 0,01 kg N- N_2O . Usando este factor de emisión, se calculó que las emisiones indirectas de N_2O debido a la volatilización de NH_3 , variaron entre 0,03 y 0,64 kg N ha^{-1} en el CE. Mkhabela *et al.* (2009) reportaron emisiones indirectas a partir de abono líquido aplicado a praderas, que fluctuaron desde 24 a 500 g N ha^{-1} , siendo mayores a las emisiones directas de N_2O que fueron de corta duración.

Emisiones de dióxido de carbono

El CO_2 emitido desde el suelo es un indicador útil de los flujos de energía. Específicamente, en el AE y PA representa el flujo proveniente de la respiración de las raíces y de los procesos fisiológicos de los microorganismos involucrados en la descomposición del residuo vegetal y materia orgánica, mientras que en el CE es una función de la dinámica y crecimiento continuo de la población microbiana que descompone, en aerobiosis o anaerobiosis, las excretas depositadas.

En agosto, septiembre y octubre del 2009, el CE presentó mayor producción acumulada de C- CO_2 durante las 96 horas con respecto al AE y PA ($p < 0,05$), las cuales no mostraron diferencias ($p > 0,05$) entre sí (Fig. 4). La emisión acumulada de C- CO_2 en el CE casi duplicó a la de las otras dos áreas, promediando entre 14,83 y 16,74 g C m^{-2} ; mientras que en el AE y PA varió entre 5,89 y 7,98 g C m^{-2} (Fig. 4).

Las emisiones acumuladas de C- CO_2 en mayo, junio y julio del 2010 durante 72 o 96 horas, no fueron diferentes ($p > 0,05$) entre las áreas de muestreo; sin embargo hubo una tendencia a una mayor emisión en el CE (Fig. 5). Estas mayores emisiones de C- CO_2 en el CE serían consecuencias del mayor aporte de energía del estiércol para los microorganismos, estimulando la actividad o res-

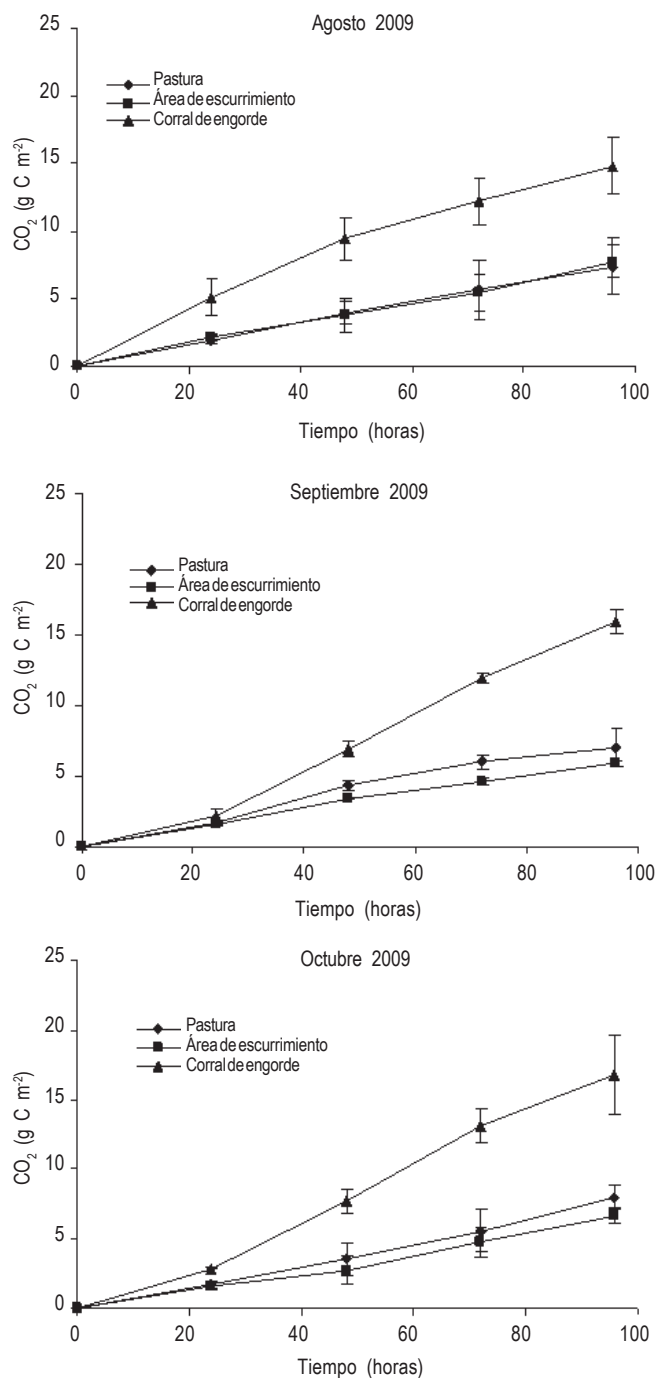


Figure 4. Evolución de la producción acumulada de dióxido de carbono (C- CO_2) en la pastura, área de escurrimiento y corral de engorde en agosto, septiembre y octubre del 2009. Las barras indican el desvío estándar de la media.

Figure 4. Evolution of the accumulated emission of carbon dioxide (CO_2 -C) in the pasture, runoff area and feedlot in August, September and October 2009. Vertical bars indicate the standard deviation of the mean.

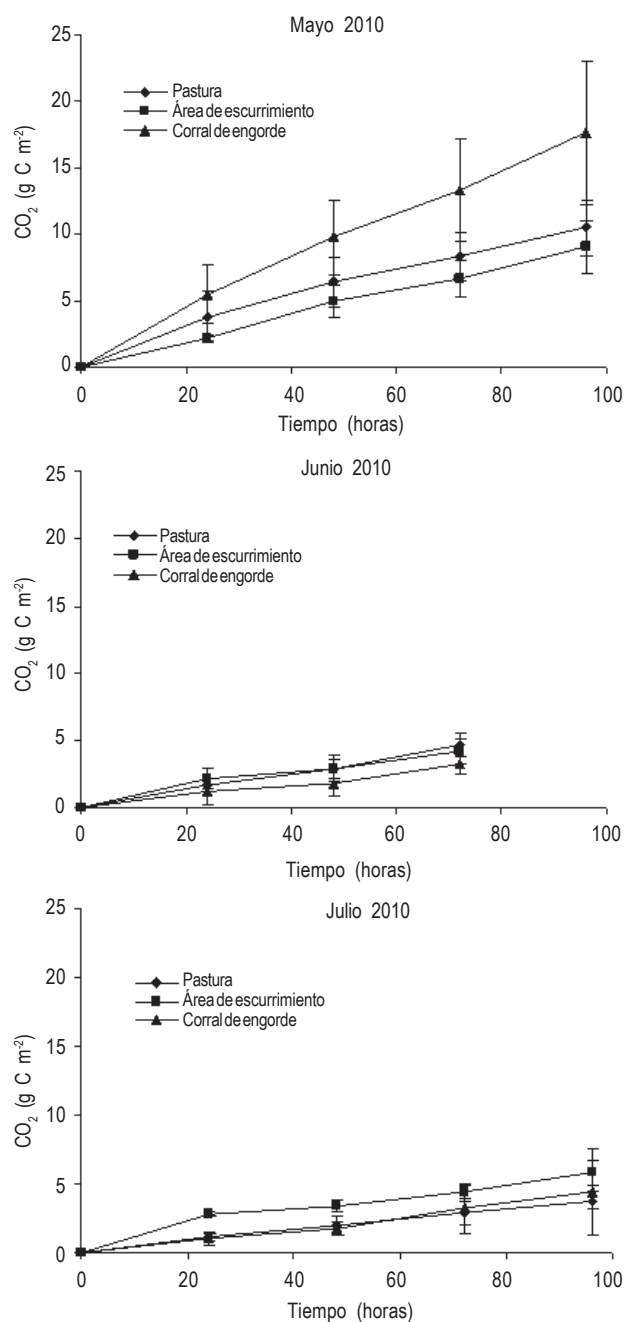


Figura 5. Evolución de la producción acumulada de dióxido de carbono (C-CO₂) en la pastura, área de escurrimiento y corral de engorde en mayo, junio y julio 2010. Las barras indican el desvío estándar de la media.

Figure 5. Evolution of the accumulated emission of carbon dioxide (CO₂-C) from the pasture, runoff area and feedlot in May, June and October 2009. Vertical bars indicate the standard deviation of the mean.

piración microbiana (Loro *et al.*, 1997). Determinaciones de C orgánico total y C soluble en K₂SO₄ realizadas en algunos muestreos, mostraron valores superiores en el CE. La concentración de C orgánico total fue de 73,7 g C kg⁻¹ en el CE en comparación con 33,9 g C kg⁻¹ en la PA. En el CE los valores de C extractable en K₂SO₄ fluctuaron entre 257,4 y 165,3 mg C kg⁻¹, en el AE entre 87,9 y 12,9 mg C kg⁻¹ y en la PA entre 73,7 y 26,1 mg C kg⁻¹. Estas diferencias de valores de C explicarían la mayor tasa de respiración, por mayor actividad microbiana asociada al CE. El abono vacuno de *feedlot* tiene compuestos orgánicos carbonados de distinta labilidad. El 42% de la materia seca es fibra total compuesta fundamentalmente por hemicelulosa y celulosa, y en menor cantidad por lignina (Chen *et al.*, 2003). Además, tiene ácidos grasos volátiles, compuestos carbonados solubles en agua que son rápidamente accesibles a los microorganismos (Kirchmann & Lundvall, 1993). Se demostró que estos ácidos son fuente de C, conduciendo a mayores flujos de N₂O y CO₂ en suelos con aplicación de abono (Paul & Beauchamp, 1989). En los meses más fríos, especialmente junio y julio, las bajas temperaturas del suelo y aire (Tabla 1) limitaron la actividad microbiana y con ello las emisiones de CO₂ (Fig. 5). Sumado a esto, el posible lavado del C soluble proveniente de las excretas por las precipitaciones previas a la medición de CO₂ explicarían las menores emisiones en el CE.

En resumen, los resultados mostraron que en el CE se registró una mayor emisión de NH₃ y CO₂, en contraste con la PA que presenta menor contenido de N mineral y C disponible. En el CE se verificaron niveles más elevados de N inorgánico, especialmente N-NH₄⁺, así como de pH y C soluble respecto al AE y PA. Hubo una disminución de las emisiones de NH₃ y CO₂ inducidas por los eventos de lluvia y bajas temperaturas. En este estudio se pone de manifiesto que el manejo de las heces debe ser particularmente considerado a la hora de planear un sistema de engorde si la finalidad es implementar prácticas de manejo que conduzcan a sistemas sustentables que preserven la calidad de los recursos suelo, agua y aire.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la colaboración de M. Latorraca, J. Giuliano y S. Muñoz de la Unidad Integrada FCA, UNMDP-INTA Balcarce. Este estudio forma parte del proyecto UNMDP AGR 361/11.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguilera, SM; G Borle; P Peirano; ML Mora, & RF Demanet. 1995. Caracterización de purina para su potencial uso como fertilizante y mejorador de suelo. *Agricultura Técnica* (Chile) 55: 251-256.
- Anderson, JPE. 1982. Soil respiration. Methods of soil analysis. Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI, pp 831-871.
- Bierman, S; GE Erickson; TJ Klopfenstein; RA Stock & DH Shain. 1999. Evaluation of nitrogen and organic matter balance in the feedlot as affected by level and source of dietary fiber. *J. Anim. Sci.* 77: 1645-1653.
- Bittman, S & R Mikkelsen. 2009. Ammonia emissions from agricultural operations: Livestock. *Better crops with plant food* 93: 28-31.
- Burns, LC; RJ Stevens; RV Smith & JE Cooper. 1995. The occurrence a possible sources of nitrite in a grazed, fertilized, grassland soil. *Soil Biol. Biochem.* 27: 47-59.
- Bussink, DW & O Oenema. 1998. Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas: A review. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 51: 19-33.
- Chen, S; JH Harrison; W Liao; DC Elliott; C Liu; MD Brown; Z Wen; AE Solana; RL Kincaid & DJ Stevens. 2003. Value-Added Chemicals from Animal Manure. Final Technical Report. Pacific Northwest National Laboratory. Prepared for the U.S. Department of Energy under Contract DE-AC06-76RL01830. Washington State University pp.135.
- Dalal, RC; W Wang; GP Robertson; & WJ Parton. 2003. Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: a review. *Australian Journal of Soil Research* 41: 165-195.
- Dambreville, C; C Henault; F Bizouard; T Morvan; R Chaussod & JC Germon. 2006. Compared effects of long-term pig slurry and mineral fertilization on soil denitrification and its end products (N₂O, N₂). *Biol. Fert. of Soils* 42: 490-500.
- Granli, T & OC Bøckman. 1994. Nitrous oxide from agriculture. *Norw. J. Agric. Sci. (Suppl)* 12: 7-128.
- Hutchinson, GL & FG Viets. 1969. Nitrogen enrichment of surface water by absorption of ammonia volatilization from cattle feedlots. *Science* 175: 514-515.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 1996a. Agriculture. In: Houghton, JT; LG Meira Filho; BA Callender; N Harris; A Kattenberg & K Maskel (eds.), Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris, France, (Chapter 4), pp: 1-140.
- Inter-governmental Panel on Climate Change (IPCC), 1996b. Climate Change 1995. In: Impact, Adaptation and Mitigation of Climate Change: Scientific-Technical Analyses, Cambridge University Press, UK.
- Inter-governmental Panel on Climate Change (IPCC). 2007. Climate Change. Fourth Assesment Rep. Intergovernment Panel on Climate Change, WMO, Geneva, Switzerland.
- Keeney DR & DW Nelson. 1982. Nitrogen-Inorganic forms. In: AL Page (ed). Methods of Soil Analysis Part 2 Chemical and microbiological properties. Second edition. American Society of Agronomy, Soil Science Society of American Publisher. Madison, Wisconsin. pp 643-693
- Kirchmann, H & A Lundvall. 1993. Relationship between nitrogen immobilization and volatile fatty acids in soil after application of pig and cattle slurry. *Biol. Fert. Soils* 15: 161-164.
- Loro, PJ; D Bergstrom & EG Beauchamp. 1997. Intensity and duration of denitrification following application of manure and fertilizer to soil. *J. Environ. Qual.* 26: 706-713.
- McCinn, SM & SG Sommer. 2007. Ammonia emissions from land-applied beef cattle manure. *Can. J. Soil Sci.* 87: 345-352.
- Mckinley, DC. 2007. Consequences of conversion of native mesic grassland to coniferous forest on soil processes and ecosystem C and N storage. Ph.D. Dissertation, Kansas State University, Manhattan, KS. 172p. (<http://hdl.handle.net/2097/253>).
- Meisinger, JJ, & WE Jokela. 2000. Ammonia volatilization from dairy and poultry manure. Managing Nutrients and Pathogens from Animal Agriculture. Natural Resource, Agriculture, and Engineering Service, Ithaca, NY, 334-354.
- Méndez, D & P Davies. 2008. Fuentes nitrogenadas en dietas de terminación. *Agro Mercado* N° 278, junio.
- Mkhabela, MS; R Gordon; D Burton; E Smith & A Madani. 2009. The impact of management practices and meteorological conditions on ammonia and nitrous oxide emissions following application of hog slurry to forage grass in Nova Scotia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 130: 41-49.
- Monaghan, RM & D Barraclough. 1992. Some chemical and physical factors affecting the rate and dynamics of nitrification in urine-affected soil. *Plant Soil* 143: 11-18.
- Monteny, GJ & JW Erisman. 1998. Ammonia emission from dairy cow buildings: a review of measurement techniques, influencing factors and possibilities for reduction. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 46: 225-247.
- Navarro, CA; HE Echeverría; NS González & MA Iglesias. 1980. Cinética de las reacciones de nitrificación y amonificación en los suelos del sudeste bonaerense. Reunión Argentina de Ciencia del Suelo, 9. AACs, Paraná, Entre Ríos, Argentina.
- Nömmik, H. 1973. The effect of pellet size on the ammonia loss from urea applied to forest soil. *Plant Soil* 39: 309-318
- Paul, JW & EG Beauchamp. 1989. Effect of carbon constituent in manure on denitrification in soil. *Can. J. Soil Sci.* 69: 49-61.
- Reynolds, CM & Wolf, DC. 1987. Influence of urease activity and soil properties on ammonia volatilization from urea. *Soil Science* 143: 418-425.
- Sabey, BR; WV Bartholomew; R Shaw & J Pesek. 1956. Influence of temperature on nitrification in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 20: 357.
- SAS Institute. 1985. User's Guide. Statistics, V. 5. SAS Inst. Cary, NC.
- SENASA. 2009. Establecimientos de Engorde a Corral, Actualización 2007-2009, 10 pág.
- Sherlock RR & KM Goh. 1984. Dynamics of ammonia volatilization from simulated urine patches and aqueous urea applied to pasture. I. Field experiments. *Fert. Res.* 5: 181-195.
- Steenhuis, TS; GD Bubenzer & JC Converse. 1979. Ammonia volatilization of winter spread manure. *Trans. ASAE* 22: 152-157.
- Vallis, I; LA Harper; VR Catchpoole & KL Weier. 1982. Volatilization of ammonia from urine patches in a subtropical pasture. *Aust. J. Agric. Res.* 33: 97-107.
- van Breeman, N; PA Burrough; EJ Velthorst; HF van Dobben; T de Wit; TB Ridder & HFR Reinjunders. 1982. Soil acidification from atmospheric ammonium sulfate in forest canopy throughfall. *Nature* 299: 548-550.

- van Horn, HH; GL Newton & WE Kunkle. 1996. Ruminant nutrition from an environmental perspective: Factors affecting whole-farm nutrient balance. *J. Anim. Sci.* 74: 3082-3102.
- Videla, C; C Navarro; N González & D Miñón. 1994. Volatilización de amoníaco a partir de orina de vacunos aplicada a suelos de la Pampa Deprimida. *Ciencia del Suelo* 12: 1-6.
- Whitehead, D & CN Raistrick. 1991, Effects of some environmental factors on ammonia volatilization from simulated livestock urine applied to the soil. *Biol. Fert. Soil* 11: 279-284.
- Whitehead, DC; CR Lockyer & N Raistrick. 1989. Volatilization of ammonia from urea applied to soil: Influence of hippuric acid and other constituents of livestock urine. *Soil Biol. Biochem.* 21: 803-808.
- Wyngaard, N. 2008. Dinámica de nitrógeno y fósforo del suelo en un sistema de engorde a corral. Tesis de grado de Ing. Agr. Facultad Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Balcarce, Argentina. 41 p.
- Wyngaard, N; C Videla; L Picone; E Zamuner & N Maceira. 2012. Nitrogen dynamics in a feedlot soil. *J. Soil Sci. & Plant Nutr.* 12(3): 563-574.