

VOLATILIZACIÓN DE AMONÍACO LUEGO DE LA APLICACIÓN DE EFLUENTES LÍQUIDOS DE TAMBO EN INVIERNO Y VERANO

MARÍA EUGENIA CARRIZO^{1-*}, CARLOS AGUSTÍN ALESSO¹⁻², MARIA JOSEFINA MASOLA¹⁻², SILVIA DEL CARMEN IMHOFF¹⁻²

Recibido: 20/03/2019

Recibido con revisiones: 07/01/2020

Aceptado: 07/01/2020

RESUMEN

Los factores involucrados en la volatilización de amoníaco (NH_3) son diversos e interactúan entre sí, lo que genera variabilidad en los resultados reportados en la literatura. En el centro de la cuenca lechera santafesina no existe información sobre las pérdidas de nitrógeno por volatilización generadas a partir de la aplicación al suelo de efluentes líquidos de tambo (ELT). El objetivo de este estudio fue cuantificar la volatilización de NH_3 luego de la aplicación de diferentes dosis de efluentes líquidos de tambo en invierno y verano en un suelo de la región centro de Santa Fe (Argentina). El experimento se realizó a campo y se aplicaron cuatro tratamientos que consistieron en la aplicación de tres dosis diferentes ($\text{D1} = 60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, $\text{D2} = 120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, $\text{D3} = 180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) de ELT y un tratamiento testigo sin aplicación (D0). El experimento fue realizado en verano (febrero) y en invierno (julio) siguiendo un diseño completamente aleatorizado con dos repeticiones. La volatilización de NH_3 fue significativamente mayor en verano respecto de invierno. Las tasas iniciales de volatilización de NH_3 no fueron afectadas por las dosis de ELT aplicadas en las distintas estaciones del año. La disminución de las tasas de volatilización estuvo relacionada con la estación del año y decrecieron más rápido en los tratamientos con ELT comparado con el testigo. Los resultados demuestran que la volatilización de NH_3 está fuertemente relacionada con la estación del año y en menor medida con la dosis de ELT aplicada.

Palabras clave. Emisiones, pérdida de nitrógeno, dosis.

AMMONIA VOLATILIZATION FROM SURFACE APPLIED DAIRY CATTLE SLURRY IN WINTER AND SUMMER

ABSTRACT

Several factors interact controlling ammonia (NH_3) volatilization contributing to the variability of results reported in the literature. In the milkmaid basin of Santa Fe there is no information on nitrogen loss through NH_3 volatilization from dairy cattle slurry (DCS) applied to soil. The objective of this study was to quantify NH_3 volatilization from application of different rates of dairy cattle slurry in winter and summer in a soil in the central region of Santa Fe (Argentina). A field experiment was carried out and four treatments were applied. The treatments included the application of three different doses of DCS: $\text{D1} = 60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, $\text{D2} = 120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, $\text{D3} = 180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ and a control treatment without application (D0). The experiment was conducted in summer (February) and winter (July) in a randomized complete design with two replications. The NH_3 volatilization was significantly higher in the summer than in the winter. The volatilization initial rates were not affected by the DCS rates applied in the different seasons of the year. The decrease in NH_3 volatilization rates was related to the season of the year. The NH_3 volatilization rates decrease faster in DCS treatments compared to control. This study demonstrated that NH_3 volatilization was strongly related to the season of the year and to a lesser extent with the DCS rates applied.

Keywords. Emission, nitrogen losses, rates.

1 Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral. Argentina

2 ICiAgro Litoral-Universidad Nacional del Litoral-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas (CONICET-FCA). Argentina

* Autor de contacto: maecarrizo@hotmail.com

INTRODUCCIÓN

La intensificación de la producción lechera, en los últimos años, generó un aumento en la eficiencia de producción, pero también un incremento en la generación de efluentes líquidos de tambo (ELT). En consecuencia, el manejo de los ELT se ha convertido en una actividad clave en los sistemas de producción de leche. Los ELT resultan de la combinación de estiércol, orina, alimentos suministrados en el tambo y agua de lavado de los pisos (Charlón *et al.*, 2006). Los ELT contienen nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas, mejoran la fertilidad del suelo y permiten aumentar la eficiencia de producción de los sistemas agrícolas-ganaderos (Gambau *et al.*, 2014; Li *et al.*, 2014). La aplicación de ELT al suelo ha tenido una amplia difusión y adopción. Diversos estudios han mostrado efectos positivos y variados de la aplicación de ELT sobre las propiedades químicas y físicas del suelo así como una respuesta positiva en los rendimientos de los cultivos (Charlón *et al.*, 2006; Gambau *et al.*, 2014; Imhoff *et al.*, 2014). Por ello, correctamente utilizados, pueden constituir un valioso insumo para la producción agrícola, posibilitando la disminución y/o sustitución del uso de fertilizantes inorgánicos.

Sin embargo, la aplicación de ELT al suelo puede producir altas emisiones de amoníaco (NH_3) (Sommer & Hutchings 2001; Sagger *et al.*, 2004; Li *et al.*, 2014; He *et al.*, 2016). El NH_3 puede actuar como una fuente secundaria de óxido nitroso y así contribuir indirectamente al calentamiento global (Laubach *et al.*, 2015; He *et al.*, 2016). Por lo tanto, generar datos sobre la emisión de NH_3 en sistemas productivos con y sin agregado de desechos pecuarios tiene importancia fundamental a nivel local, regional y nacional debido al impacto ambiental asociado a la contaminación por la emisión de NH_3 . La magnitud de la emisión de NH_3 está influenciada por la composición de los ELT (contenido de materia seca, pH, carbono y contenido de nitrógeno total), forma de aplicación, condiciones climáticas (temperatura del suelo y del aire, velocidad del viento y las precipitaciones) y por las propiedades del suelo (pH, humedad del suelo, capacidad de intercambio catiónico) (Meisinger & Jokela 2000;

Sommer & Hutchings 2001; Sagger *et al.*, 2004; Misselbrook *et al.*, 2005; Suter *et al.*, 2013; Li *et al.*, 2014; He *et al.* 2016).

En la región central de Santa Fe, la aplicación superficial de ELT es uno de los métodos más difundidos para reutilizar los efluentes en los sistemas agrícolas-ganaderos. Por lo tanto, el conocimiento del efecto de la aplicación de ELT sobre la emisión de NH_3 permitirá reducir el impacto ambiental de su uso y potenciar su empleo como fuente de nutrientes para los cultivos y como mejoradores de los suelos en los sistemas productivos. A pesar de la relevancia del tema existen pocos estudios que hayan evaluado el impacto de la aplicación superficial de ELT sobre la volatilización de NH_3 en distintas estaciones del año. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue cuantificar la emisión de NH_3 por volatilización luego de la aplicación de diferentes dosis de efluentes líquidos de tambo en invierno y verano en un suelo de la región centro de Santa Fe (Argentina).

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento fue conducido en el campo experimental de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional del Litoral en Esperanza, Santa Fe (Argentina) ($31^\circ 26' \text{ S}$, $60^\circ 56' \text{ O}$) desde julio de 2017 hasta febrero de 2018. El clima del sitio experimental es templado húmedo con precipitaciones anuales medias de 900 a 1200 mm y una temperatura promedio anual de 18°C . El suelo es un Argiudol típico serie Esperanza con textura franco-arcillo-limosa. Los primeros diez centímetros del horizonte superficial presentan las siguientes propiedades: pH: 6,3 (1:2,5 suelo: agua), arena: 5%, arcilla: 24%, limo: 71%, carbono orgánico total: $16,1 \text{ g kg}^{-1}$, nitrógeno total: $0,84 \text{ g kg}^{-1}$, capacidad de intercambio catiónico: $15,9 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$.

Durante el período del experimento la superficie del suelo fue mantenida sin vegetación. Para las aplicaciones de ELT en las distintas estaciones del año se utilizó la misma parcela. Las aplicaciones se realizaron en invierno (julio) y verano (febrero). El efluente estabilizado fue colectado 2 h antes de cada aplicación de la tercer laguna aeróbica de una explotación lechera próxima

al campo experimental. Dicha explotación cuenta con 3 lagunas para el tratamiento de ELT, la primera de ellas es anaeróbica, la segunda es aeróbica facultativa y la tercera (de donde se extrajeron las muestras de ELT) es aeróbica. El efluente inicial contenía heces, orina y agua proveniente del lavado de las instalaciones. En cada parcela el ELT fue aplicado en la superficie del suelo con regadera en forma manual. Los tratamientos consistieron en la aplicación por duplicado de tres dosis de ELT: 60 (D1), 120 (D2) y 180 m³ ha⁻¹ (D3) y un tratamiento testigo (D0) sin aplicación de ELT, en parcelas de 10 m² siguiendo un diseño completamente aleatorizado. En la **Tabla 1** se presenta la caracterización química de los efluentes aplicados en las distintas estaciones del año.

Tabla 1. Caracterización química de los efluentes líquidos de tambo aplicados en las distintas estaciones del año.

Table 1. Chemical characterization of the dairy cattle slurry applied to the soil in different seasons.

Propiedad	Invierno	Verano
Materia seca (g kg ⁻¹)	7,0	10,2
Nitrógeno total (mg L ⁻¹)	430	510
N-NH ₄ (mg L ⁻¹)	280	315
Fósforo total (mg L ⁻¹)	180	202
Potasio total (mg L ⁻¹)	510	595
pH	7,9	7,4

Para cuantificar la emisión de NH₃ se usaron trampas estáticas semiabiertas detalladas en Nommik (1973) y Videla (1994). En cada parcela se distribuyeron aleatoriamente tres trampas que fueron enterradas en el suelo para fijarlas y evitar escapes de NH₃ hacia la atmósfera. Las trampas consisten en un cilindro de polietileno que contiene en su interior dos planchas de poliuretano embebidas con H₂SO₄ 1N. El NH₃ es atrapado por la plancha inferior, mientras que la superior evita que se contamine con NH₃ proveniente de otros lugares. La plancha inferior se lava con agua desmineralizada, y en una alícuota se cuantifica el NH₃ por destilación. Luego de cada aplicación, las determinaciones de volatilización de NH₃ se realizaron hasta que los tratamientos con aplicación de ELT no difirieran del testigo o se produzca una precipitación superior a 10 mm.

El procesamiento de los datos y análisis estadístico se realizó con el programa estadístico R (R Core Team 2019). La emisión de NH₃ acumulado se modeló en función del tiempo (días) ajustando un modelo lineal mixto con estación y dosis como factores y la parcela como término aleatorio. El factor estación incluye las diferencias de temperatura de aire y de suelo así como las diferencias en la composición química del efluente aplicado. Se evaluaron las interacciones entre los factores estación y dosis con los efectos lineales y cuadráticos de tiempo. La complejidad del modelo se evaluó mediante test de máxima verosimilitud (LRT, likelihood ratio test) comparando los modelos más simples. Las diferencias entre pendientes (lineal o cuadrática) entre dosis y estación, o su interacción se determinaron mediante el procedimiento de comparación múltiple de Tukey con un nivel de significancia de 5%.

RESULTADOS

En la **Tabla 2** se presentan los datos de temperatura y humedad relativa registrados durante el período de medición de la volatilización de NH₃ luego de la aplicación de ELT. Las condiciones climáticas registradas durante el experimento fueron similares a la media histórica registrada para el lugar. Existen diferencias en la temperatura del aire y del suelo entre las estaciones del año. El invierno, como era esperable, presentó menores temperaturas respecto del verano. En relación a los valores de humedad relativa, ambas estaciones fueron húmedas.

Tabla 2. Datos meteorológicos de las estaciones del año correspondientes al período experimental.

Table 2. Weather data of the seasons corresponding to the experimental period.

Datos meteorológicos	Invierno	Verano
Temperatura del aire (°C)		
Media	10,5	24,4
Máxima	18,2	29,2
Mínima	4,6	20,5
Temperatura del suelo (°C)	11,8	25,7
Humedad relativa (%)	85,3	88,8

La volatilización acumulada de NH_3 durante los primeros cinco días (duración máxima común en ambas estaciones) fueron más bajas en invierno (14,8 a 27,2 $\text{kg N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$, según dosis aplicada) que en verano (26,5 a 33,7 $\text{kg N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$, según dosis) (**Figura 1**). En el invierno las mediciones se extendieron hasta que los tratamientos con aplicación de ELT no difirieron del testigo, mientras que en el verano se realizaron hasta la ocurrencia de un evento de precipitación superior a 10 mm.

Según el análisis de la varianza del modelo ajustado a los datos, la evolución del NH_3 volatilizado acumulado puede describirse mediante una función cuadrática negativa (LRT = 133,86, $p < 0,0001$), lo cual implica que las tasas de volatilización poseen un componente de incremento lineal y luego se tornan decrecientes en función del tiempo. La pendiente lineal del modelo, es decir, el aumento de la tasa de volatilización de NH_3 en el tiempo inicial (inmediatamente después de la aplicación del ELT), depende del efecto conjunto de la dosis aplicada y la estación del año. En cambio, el componente cuadrático, es de-

cir el aumento a tasa decreciente de las tasas de emisión de NH_3 en función del tiempo es afectada de manera independiente por la estación y la dosis de ELT aplicada (**Tabla 3**).

Tabla 3. Análisis de la varianza para investigar los efectos interactivos de las estaciones del año (E), dosis (D) y tiempo (T) sobre la emisión de amoníaco.

Table 3. Analysis of the variance to investigate the interactive effects of the seasons of the year (S), dose (D) and time (T) on the emission of ammonia.

	F	Valor p
Intercepto	0,19	0,6641
Estación del año (E)	0,69	0,4280
Dosis (D)	0,50	0,6944
Tiempo lineal (T)	75,39	< 0,0001
Tiempo cuadrático (T^2)	13,24	0,0006
ExD	3,15	0,0866
ExT	48,24	< 0,0001
Ex T^2	4,41	0,0399
DxT	13,75	< 0,0001
Dx T^2	6,77	0,0005
ExDxT	21,13	< 0,0001

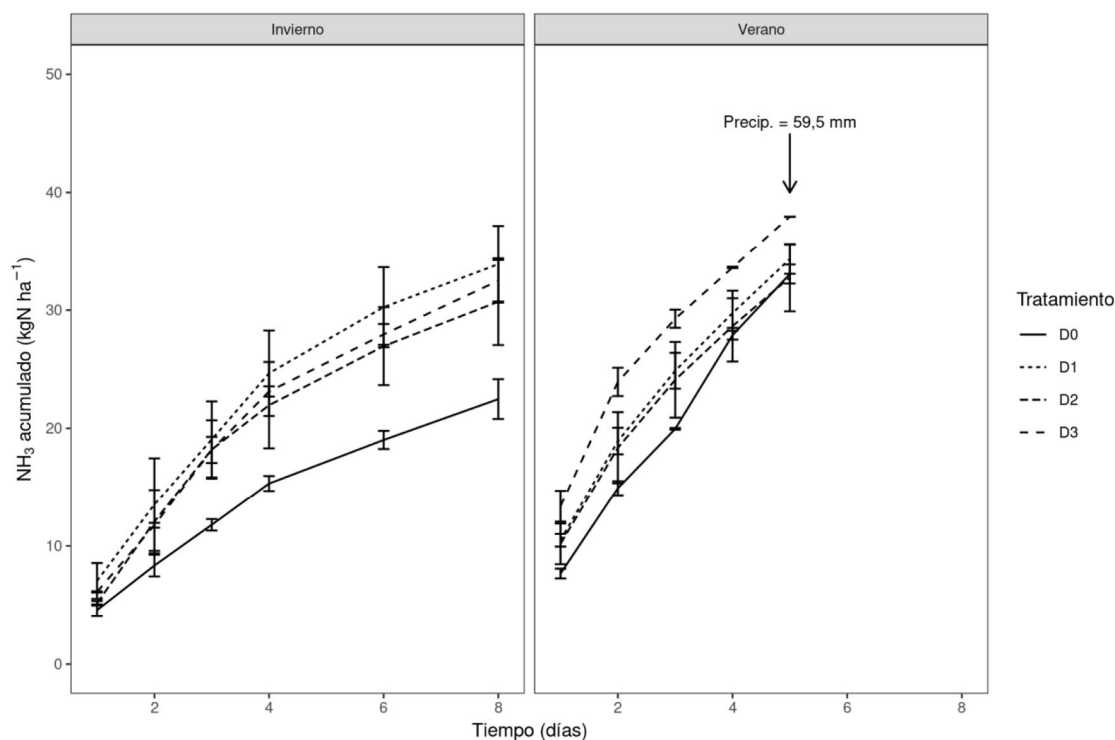


Figura 1. Pérdida acumulada de amoníaco luego de aplicar diferentes dosis de efluentes líquidos de tambó en las distintas estaciones del año. D0=testigo, sin aplicación de efluentes, D1 = 60 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$, D2 = 120 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$, D3 = 180 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$. La flecha indica un evento de precipitación.

Figure 1. Accumulated loss of ammonia after applying different doses of dairy cattle slurry in the different seasons of the year.

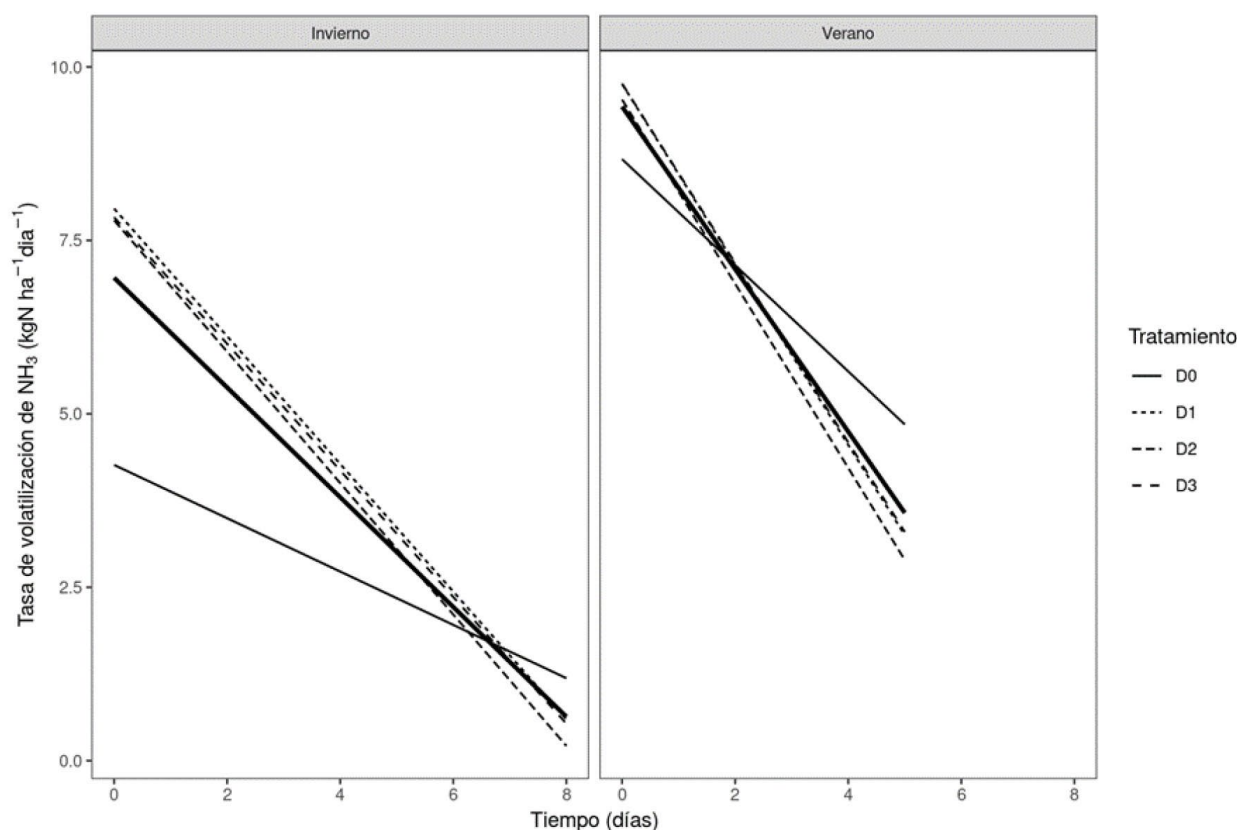


Figura 2. Tasa de volatilización de amoníaco ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$) en las estaciones del año luego de aplicar distintas dosis de efluentes líquidos de tambo. La línea gruesa representa la tasa promedio de volatilización de cada estación del año. La tasa de volatilización en el tiempo 0 es igual a la derivada de la función cuadrática cuando T (tiempo) = 0.

Figure 2. Initial volatilization rates of ammonia ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ day}^{-1}$) in the seasons of the year after applying different doses of applied dairy cattle slurry. The thick line represents the average volatilization rate for each season. Volatilization rate at time 0 is the first derivative of the quadratic function at $T=0$.

La tasa de volatilización de NH_3 a través del tiempo muestra un patrón típico de incremento en las tasas luego de la aplicación de ELT y luego disminuye rápidamente (**Figura 2**). La tasa inicial de volatilización, en el invierno, no difirió entre los tratamientos que recibieron ELT (D1, D2 Y D3) pero fueron mayores respecto del testigo (D0).

En el verano no hubo diferencias en las tasas iniciales de volatilización de NH_3 entre los distintos tratamientos (D1, D2 y D3) y el testigo (D0), siendo en promedio aproximadamente de $9,4 \text{ kg N-NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$ (**Figura 2**, **Tabla 4**). Por otra parte, se observa que las tasas decrecen más rápido en verano ($0,59 \pm 0,09 \text{ kg N-NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ día}^{-2}$), que en invierno ($0,40 \pm 0,03 \text{ kg N-NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ día}^{-2}$) (**Figura 2**).

Tabla 4. Tasas iniciales de volatilización de amoníaco ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$) en las distintas estaciones del año luego de aplicar distintas dosis de efluentes líquidos de tambo.

Table 4. Initial volatilization rates of ammonia ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ day}^{-1}$) in the different seasons of the year after applying different doses of dairy cattle slurry.

Tratamiento	Invierno	Verano
D0	4,26 a	8,67 a
D1	7,96 b	9,75 a
D2	7,79 b	9,53 a
D3	7,83 b	9,76 a
EE	0,49	0,62

Letras diferentes indican diferencias significativas (Test Tukey, $\alpha = 0,05$). D0 = sin aplicación de ELT, D1 = $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, D2 = $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, D3 = $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. EE = Error estándar.

Different letters indicate significant differences (Test Tukey, $\alpha = 0.05$). D0 = without DCS, D1 = $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, D2 = $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, D3 = $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. SE = Standard error.

La **Tabla 3** muestra que la pendiente en la fase cuadrática de la curva es afectada de forma independiente por las dosis aplicadas y la estación del año.

En la **Figura 3** y en la **Tabla 5** se presentan las tasas de emisión de NH_3 de las distintas dosis aplicadas y del tratamiento testigo. Estas tasas constituyen el promedio de las determinaciones de las dos estaciones de muestreo (verano e invierno) estudiadas y se observa que dichas tasas decrecen significativamente más rápido en los tratamientos que recibieron ELT independientemente de las dosis aplicadas respecto del testigo (D0). Las tasas de volatilización decrecieron $0,29 \text{ kg N-NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ día}^{-2}$ en el testigo mientras que en los tratamientos con ELT la disminución fue en promedio $0,56 \text{ kg N-NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ día}^{-2}$ (**Tabla 5**).

Tabla 5. Estimación y error estándar de las pendientes en la fase de aumento a tasa decreciente de las tasas de volatilización de amoníaco (kg N ha^{-1}) a través del tiempo en función de las distintas dosis de efluentes líquidos de tambo aplicadas.

Table 5. EstimaE and standard error of the slopes of decreasing ammonia volatilization rates (kg N ha^{-1}) over time as a function of the different doses of applied dairy cattle slurry.

Tratamiento	Coefficiente
D0	-0,29 a
D1	-0,56 b
D2	-0,57 b
D3	-0,55 b
EE	0,064

Letras diferentes indican diferencias significativas (Test Tukey, $\alpha = 0,05$). D0 = sin aplicación de ELT, D1 = $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, D2 = $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, D3 = $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. EE = Error estándar.

Different letters indicate significant differences (Test Tukey, $\alpha = 0,05$). D0 = without DCS, D1 = $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, D2 = $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, D3 = $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. SE = Standard error.

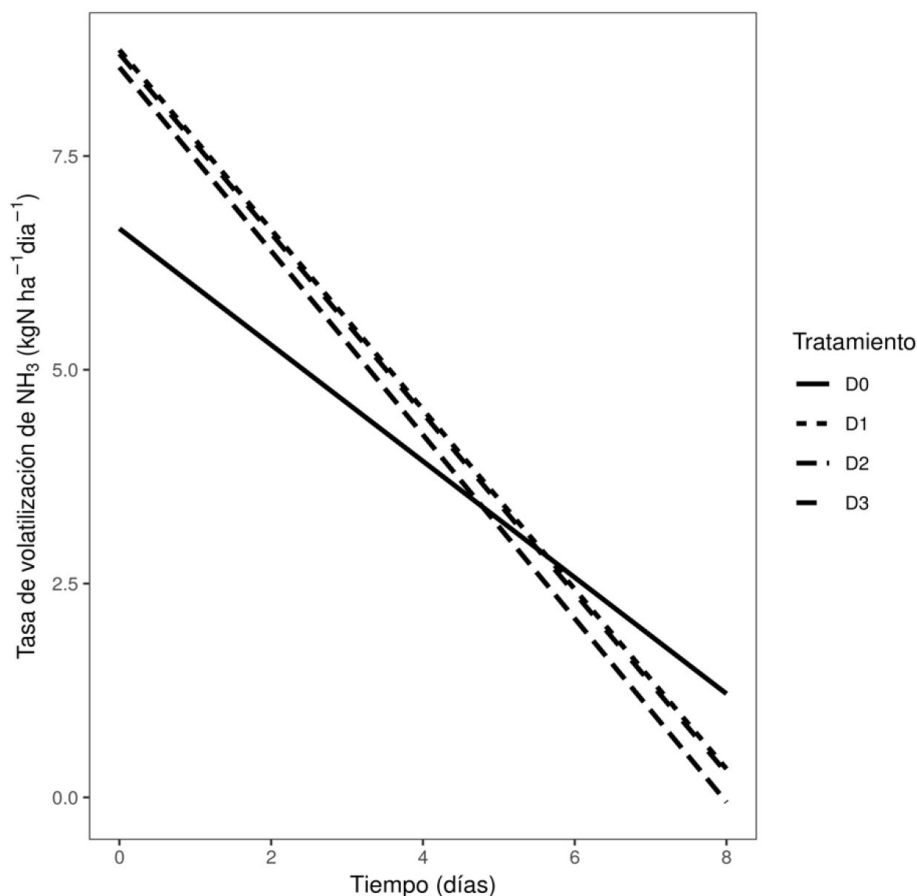


Figura 3. Pendientes de las tasas de volatilización de amoníaco (kg N ha^{-1}) a través del tiempo en función de las distintas dosis de efluentes líquidos de tambo aplicadas.

Figure 3. Slopes of ammonia volatilization rates (kg N ha^{-1}) over time as a function of the different doses of applied dairy cattle slurry.

DISCUSIÓN

La aplicación superficial de ELT produjo emisiones de NH_3 mayores durante el verano que en invierno (**Figura 1**). Las emisiones de NH_3 están influenciadas por factores ambientales y las condiciones del suelo en el momento de la aplicación (Meisinger & Jokela 2000; Sommer & Hutching 2001; Sogaard *et al.*, 2002; Misselbrook *et al.*, 2005). Sommer *et al.* (1991) indicaron que la temperatura del aire presenta una fuerte influencia sobre las emisiones de NH_3 . En este estudio, las diferencias en los valores de temperatura del aire y del suelo entre las estaciones del año explican en parte los resultados obtenidos (**Tabla 2**). La humedad relativa y la velocidad del viento fueron similares durante los días de medición en ambas estaciones (**Tabla 2**). Similares emisiones de NH_3 en diferentes estaciones del año luego de la aplicación de ELT han sido reportadas por Mkhabela *et al.* (2009) y Li *et al.* (2014).

Las tasas de volatilización de NH_3 inmediatamente después de la aplicación de los ELT (inicio del experimento) fueron mayores en los tratamientos que recibieron ELT respecto del testigo (en invierno) aunque no hubo diferencias entre las dosis aplicadas en ninguna de las estaciones medidas (invierno y verano) (**Figura 2**: diferencias en la ordenada al origen entre tratamientos y testigo (DO)). Meisinger & Jokela (2000) encontraron tasas variables de volatilización en función de las dosis de efluentes aplicadas. Estos autores indicaron que las diferencias estaban fuertemente vinculadas al equilibrio entre los fenómenos de infiltración y/o adsorción del efluente en el suelo vs. volatilización del amonio en el suelo. Otros autores reportaron menores pérdidas de NH_3 con incrementos en la dosis aplicada (Sogaard *et al.*, 2002; Mkhabela *et al.*, 2009). Estas menores pérdidas estuvieron relacionadas con el sellado del suelo que producen las elevadas dosis del efluente que actúa como una barrera que impide la difusión del NH_3 entre el suelo y la atmósfera (Sommer *et al.*, 2003). En este estudio, durante la aplicación de las diferentes dosis de ELT no se observó encharcamiento en ninguna de las parcelas experimentales por lo que la similitud de las tasas de volatilización con el aumento de las dosis de aplicación podría deberse a que la velocidad de infiltración del ELT en el suelo fue similar entre los tratamientos, lo que per-

mitió la adsorción del amonio del efluente en los sitios de intercambio del suelo (Sommer & Hutching 2001). En relación con la estacionalidad, en verano las tasas de volatilización decrecen más rápido que en invierno. Estas diferencias en las tasas de volatilización se deben probablemente a condiciones predisponentes para la volatilización durante el verano como, por ejemplo, alta temperatura y radiación, respecto del invierno (Sommer *et al.*, 1991; Moal *et al.*, 1995).

Por otra parte, las tasas de volatilización decrecen más rápido en los tratamientos con ELT que en el tratamiento control (**Figura 3**). La mayor tasa de pérdida de NH_3 inmediatamente luego de la aplicación de ELT es debido a la mayor concentración inicial de nitrógeno amoniacal total en la solución del suelo y a un aumento del pH en la superficie del suelo que recibió efluente (Sommer & Hutching 2001) y además se debe a procesos de emisión, infiltración y nitrificación en el suelo que recibió efluente respecto del control (Sommer & Sherlock 1996).

CONCLUSIONES

La emisión de NH_3 estuvo fuertemente condicionada por las condiciones ambientales y por la composición química del efluente. Las pérdidas fueron mayores en verano que en invierno. La aplicación de diferentes dosis de ELT no afectó las tasas iniciales de emisión de NH_3 . Sin embargo, la aplicación de ELT y la estación del año afectaron el ritmo de caída de las tasas de volatilización de NH_3 . Este resultado fue atribuido a diferencias en la concentración inicial de nitrógeno amoniacal y a condiciones climáticas predisponentes para la volatilización. Este estudio demuestra que las condiciones ambientales y en menor grado las dosis de ELT utilizadas deben ser consideradas para disminuir la pérdida de nitrógeno por volatilización de NH_3 luego de la aplicación en superficie de ELT en suelos de la región central de Santa Fe.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue financiado por el Proyecto PICT 2017-3506 (ANPCyT) e Investigación Orientada 2017-00114 (Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva de Santa Fe).

REFERENCIAS

- Charlón, V; A Cuatrín; H Vivas & M Taverna. 2006. Utilización de residuos orgánicos en la producción acumulada y calidad de una pastura de alfalfa pura. *Revista Argentina de Producción Animal*. 26(1):172-173.
- Gambaudo, S; S Imhoff; ME Carrizo; M Marzetti & S Racca. 2014. Uso de efluentes líquidos de tambo para mejorar la productividad de cultivos anuales y la fertilidad del suelo. *Argentina. Ci. Suelo*. 32(2):197-208.
- He, Z; PH Pagliari & HM Waldrip. 2016. Applied and environmental chemistry of animal manure: A review. *Pedosphere*. 26:779-816.
- Imhoff, S; ME Carrizo; R Martel; V Lotto & O Zen. 2014. Efluentes líquidos de tambo: Efecto de su aplicación sobre las propiedades físicas de un Argiudol. *Ci. Suelo*. 32(2):177-187.
- Laubach, J; S Heubeck; C Pratt; KB Woodward; B Guieysse; TJ van der Weerden; ML Chung; AN Shilton & RJ Craggs. 2015. Review of greenhouse gas emissions from the storage and land application of farm dairy effluent. *New Zeal. J. Agr. Res.* 58(2):203-233.
- Li, J; Y Shi; J Luo; D Houlbrooke; S Ledgard; A Ghani & S Lindsey. 2014. Effects of form of effluent, season and urease inhibitor on ammonia volatilization from dairy farm effluent applied to pasture. *J. Soils Sediments*. 14:1341-1349.
- Meisinger, JJ & WE Jokela. 2000. Ammonia volatilization from dairy and poultry manure. En: *Managing Nutrients and Pathogens from Animal Agriculture*. NRAES-130. Natural Resource, Agriculture, and Engineering Service, Ithaca, NY, Pp 334-354.
- Misselbrook, TH; FA Nicholson & BJ Chambers. 2005. Predicting ammonia losses following the application of livestock manure to land. *Bioresour. Technol.* 96:159-168.
- 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. *Agric. Ecosyst. Environ.* 130:41-49.
- Moal, JF; J Martinez; F Guizou & CM Coste. 1995. Ammonia volatilization following surface-applied pig and cattle slurry in France. *J. Agri. Sci.* 125:245-252.
- Nommik, H. 1973. The effects of pellet size on the ammonia loss from urea applied to forest soil. *Plant Soil*. 39:309-318.
- R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, URL <https://www.R-project.org/>.
- Sagger, S; NS Bolan; R Bhandral; CB Hedley & L Luo. 2004. A review of emissions of methane, ammonia, and nitrous oxide from animal excreta deposition and farm effluent application in grazed pastures. *New Zeal. J. Agr. Res.* 47(4):513-544.
- Sogaard, HT; SG Sommer; NJ Hutchings; JFM Huijsmans; DW Bussink & F Nicholson. 2002. Ammonia volatilization from field-applied animal slurry – the ALFAM model. *Atmos. Environ.* 36:3309-3319.
- Sommer, SG; JE Olesen & BT Christensen. 1991. Effects of temperature, wind speed and air humidity on ammonia volatilization from surface applied cattle slurry. *J. Agric. Sci.* 117:91-100.
- Sommer, SG & Sherlock RR. 1996. pH and buffer component dynamics in the surface layers of animal slurries. *J. Agric. Sci.* 127:109-116.
- Sommer, S & N Hutchings. 2001. Ammonia emission from field applied manure and its reduction—invited paper. *Eur. J. Agron.* 15:1-15.
- Sommer, SG; S Génèremont; P Cellier; NJ Hutchings; JE Olesen & T Morvan. 2003. Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. *Eur. J. Soil Sci.* 19:465-486.
- Suter, H; H Sultana; D Turner; R Davies; C Walker & D Chen. 2013. Influence of urea fertiliser formulation, urease inhibitor and season on ammonia loss from ryegrass. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 95:175-185.
- Videla, CC. 1994. La volatilización de amoníaco: una vía de pérdida de nitrógeno en sistemas agropecuarios. EEA Balcarce INTA. Boletín Técnico 131. 16 p.